

Titre: Évaluation des échanges hydrogéochimiques entre un parc à
résidus miniers et les aquifères périphériques

Auteur: Salma Kahlaoui

Date: 2022

Type: Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis

Référence: Kahlaoui, S. (2022). Évaluation des échanges hydrogéochimiques entre un parc à
résidus miniers et les aquifères périphériques [Master's thesis, Polytechnique
Montréal]. PolyPublie. <https://publications.polymtl.ca/10242/>

 **Document en libre accès dans PolyPublie**
Open Access document in PolyPublie

URL de PolyPublie: <https://publications.polymtl.ca/10242/>

**Directeurs de
recherche:** Vincent Cloutier, & Éric Rosa

Programme: Génie Minéral

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

Affiliée à l'Université de Montréal

et

L'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue

**Évaluation des échanges hydrogéochimiques entre un parc à résidus miniers et
les aquifères périphériques**

SALMA KAHLAOUI

Département des génies civil, géologique et des mines

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

Génie minéral

Mars 2022

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

Affiliée à l'Université de Montréal

et

L'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue

Ce mémoire intitulé

Évaluation des échanges hydrogéochimiques entre un parc à résidus miniers et les aquifères périphériques

présenté par **Salma KAHLAOUI**

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

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

Abdelkabar MAQSOUD, président

Vincent CLOUTIER, membre et directeur de recherche

Eric ROSA, membre et codirecteur de recherche

Geneviève BORDELEAU, membre

DÉDICACE

À l'âme de ma grand-mère omi Zina

À mon grand-père baba Rahal

À mes parents Naima et Jamel

À mes sœurs Marwa et Chaima

À mon oncle Khaled et sa petite famille (Zohra, Nour, Eya et Lina)

À ma tante Jamila et ses filles Nesserine et Ghada

REMERCIEMENTS

Je tiens tout d'abord à remercier mon directeur de recherche Vincent Cloutier et mon co-directeur Eric Rosa pour leur encadrement et disponibilité permanente. Vos précieux conseils, vos encouragements, vos idées ingénieuses et vos observations scientifiques robustes, m'ont toujours aidé à aller plus loin dans le projet.

Je tiens à remercier la professeure Geneviève Bordeleau et le professeur Abdelkadir Maqsood d'avoir accepté d'évaluer ce mémoire.

Je reconnais aussi la collaboration, le support et l'accueil de toute l'équipe de la Fonderie Horne, je tiens particulièrement à remercier le Superviseur gestion des eaux et matières résiduelles, Mathieu Boucher, pour l'accueil chaleureux et le support tout au long des travaux d'échantillonnage.

J'aimerais remercier tous les membres du campus d'Amos, particulièrement Dany Charron, directrice du campus d'Amos, et Hélène Lavoie, secrétaire de direction, pour toutes les activités qui ont rendu notre vie étudiante plus agréable. J'en profite pour remercier Daniel Blanchette et Brahim Maylal pour leur contribution précieuse lors des travaux d'échantillonnage, ainsi que Magalie Roy pour son soutien en géomatique.

Enfin, j'adresse mes plus sincères remerciements à ma famille pour son soutien sans faille et son appui inconditionnel. Je tiens à remercier ma grand-mère pour l'amour, la générosité, le courage qu'elle m'a donné pendant sa vie et qui nous a quitté pour un monde meilleur. Ce modeste travail est le fruit des sacrifices que tu as faits avec mon grand-père pour ma formation et mon éducation. Je remercie également mes parents pour leur conseils et soutien constant ainsi que mon oncle Khaled qui a été toujours là pour m'aider et me supporter.

Je tiens à remercier ma meilleure amie Khaoula d'être toujours à mes côtés tout au long de cette période. Je remercie également mon amie Rima pour le support qu'elle m'a apporté pendant cette période.

RÉSUMÉ

Les résidus miniers contiennent des contaminants potentiellement dangereux, pouvant s'infiltrer vers les aquifères environnants et provoquer ainsi la détérioration de la qualité des eaux à proximité. Cette étude vise à comprendre les interactions hydrogéochimiques entre le parc à résidus Quémont-2, les eaux de surface environnantes ainsi qu'un système local d'écoulement des eaux souterraines situé à proximité d'une prise d'eau municipale. Le site d'étude correspond au parc à résidus Quémont-2, propriété de Glencore Canada Corporation - Fonderie Horne (GCC-FH), situé à Rouyn-Noranda, Québec, Canada. Cette aire d'accumulation est située à moins de 1 km au sud-est du lac Dufault, qui est la principale prise d'eau de surface pour la Ville de Rouyn-Noranda. Ayant reçu plus de 7,6 Mt de résidus sulfureux, 14,2 Mt de scories et 1,1 Mt de boues d'UTAF depuis 1949, ce parc à résidus a atteint la quasi-totalité de sa capacité d'accumulation.

Les objectifs spécifiques de ce projet correspondent à l'établissement d'un bilan hydrogéochimique du secteur du parc à résidus Quémont-2, ainsi que l'élaboration d'une modélisation du flux de transport des substances dissoutes depuis les aires d'accumulation de résidus vers les aquifères environnants et le lac Dufault. Les résultats sont appuyés par une modélisation inverse et le calcul des indices de saturation de certaines phases minérales. Dans ce cadre, deux campagnes d'échantillonnage ont été réalisées à l'automne 2019 et à la fin de l'été 2020, sur 23 sites d'échantillonnage incluant des puits crépinés au roc, des puits crépinés dans les résidus miniers, un puits crépiné dans l'argile, des échantillons d'eau de surface situés dans l'ancien parc et en périphérie du parc, l'eau de bassin de polissage interne, l'eau brute de la Ville de Rouyn-Noranda et l'eau du lac Dufault. Plusieurs approches ont été utilisées pour répondre aux objectifs du projet. Premièrement, une interprétation de l'hydrogéochimie du site combinant l'utilisation du diagramme de Piper, de diagrammes de Stiff, ainsi qu'une comparaison avec les critères pour les eaux souterraines et les eaux de surface, les concentrations en métaux et métalloïdes et la comparaison avec les résultats de travaux antérieurs réalisés en Abitibi-Témiscamingue. Par la suite, deux méthodes statistiques multivariées, la classification ascendante hiérarchique (CAH) et la carte thermique, ont été appliquées à l'ensemble des données afin de classer les différents types d'eau selon leur degré de contamination, et pour identifier les principaux processus géochimiques contrôlant la géochimie des eaux dans le secteur du parc à résidus Quémont-2.

Les isotopes stables de l'eau ($\delta^2\text{H}$ - $\delta^{18}\text{O}$) ont ensuite été utilisés pour le traçage des systèmes d'écoulement des eaux de surface et souterraines. Enfin, une modélisation du transport en phase dissoute par advection-dispersion a été élaborée à l'aide du module *CTRW* de la suite *Geoslope 2021*, en se basant sur le modèle d'écoulement *SEEP/W* d'une coupe modélisée dans le cadre de travaux antérieurs. Une modélisation inverse et les indices de saturation de certaines phases minérales ont été calculés à l'aide du logiciel géochimique *PHREEQC*, afin d'appuyer l'interprétation des processus géochimiques identifiés sur le site.

Les résultats des analyses géochimiques ont permis d'établir une classification des eaux selon leur degré de contamination. La caractérisation hydrogéochimique a permis de montrer que la contamination des eaux souterraines proviendrait principalement de l'infiltration des lixiviats vers le roc fracturé à travers les endroits où la couche d'argile est absente, ou vers le roc situé dans des bas topographiques en aval de l'écoulement. La contamination des eaux de surface situées sur l'ancien parc et en périphérie du parc proviendrait essentiellement de la résurgence des eaux souterraines à travers les pieds des digues.

La similarité des signatures isotopiques de certains puits au roc contaminés et des résidus miniers permet de renforcer la source de la contamination des eaux souterraines. La majorité des échantillons d'eaux de surface prélevés sur l'ancien parc et en périphérie du parc est enrichie en isotopes lourds tout comme les eaux des résidus miniers, supportant l'hypothèse de la résurgence des eaux souterraines contaminées. Enfin, en se basant sur trois scénarios, la modélisation de transport en phase dissoute a permis de documenter la migration d'un élément conservateur depuis les résidus miniers vers les eaux souterraines et le lac Dufault et de simuler l'effet de l'augmentation de la conductivité hydraulique du roc fissuré et de la diminution de la recharge sur le transport de masse. Les résultats de la modélisation corroborent les résultats géochimiques, en montrant que la migration du soluté vers le roc superficiel est plus efficace dans les endroits où la couche d'argile est de faible épaisseur. De même, une grande quantité du contaminant fait résurgence en surface à travers les pieds des digues. La modélisation a montré aussi que le panache de contaminant n'atteint pas le lac Dufault dans le premier scénario. Toutefois, l'augmentation de la conductivité hydraulique du roc fissuré ou la diminution de la recharge permettent la progression du contaminant vers le lac Dufault après 120 ans et 1 440 ans pour le scénario 2 et 3, respectivement.

Ultimement, les connaissances issues de cette étude permettent d'établir une évaluation quantitative des échanges hydrogéochimiques entre le parc à résidus minier Quémont-2, l'aquifère rocheux environnant et le lac Dufault. Les résultats de ce projet contribuent à optimiser le plan de restauration du parc, visant à minimiser les risques associés à la migration des éléments traces vers les récepteurs potentiels.

Mots clés : Résidus miniers, éléments traces, interactions hydrogéochimiques, aquifères, transport de masse, méthodes statistiques multivariées, isotopes stables de l'eau.

ABSTRACT

Mine tailings contain potentially hazardous contaminants that can leach into surrounding aquifers, causing deterioration of nearby water quality. The purpose of this study is to understand the hydrogeochemical interactions between the Quémont-2 tailings facility, the surrounding surface waters and a local groundwater flow system located near a municipal water intake. The study site is the Quémont-2 tailings facility owned by Glencore Canada Corporation - Horne Smelter (GCC-FH), located in Rouyn-Noranda, Québec, Canada. This tailings site is located approximately 1 km South-East of Lake Dufault, which is the main surface water intake for the City of Rouyn-Noranda. Having received more than 7.6 Mt of sulphide tailings, 14.2 Mt of slag and 1.1 Mt of UTAF sludge since 1949, this tailings pond has almost reached its storage capacity.

The specific objectives of this project include the establishment of a hydrogeochemical balance for the Quémont-2 tailings area, as well as the development of a flux transport model of the dissolved substances from tailings accumulation areas to the surrounding aquifers and Lake Dufault. The results are supported by inverse modeling and the calculation of saturation indices for some mineral phases. Within this framework, two sampling campaigns were carried out in fall 2019 and late summer 2020, at 23 sampling sites. This included screened bedrock wells, screened tailings wells, a screened clay well, surface water samples located on the old tailings pond and on the periphery of the new tailings pond, the internal polishing pond water, raw water from the City of Rouyn-Noranda, and water from Lake Dufault. Several approaches were used to achieve the objectives of the project. First, a hydrogeochemical characterization combining the use of Piper diagram, Stiff diagram, as well as a comparison with the criteria for groundwater and surface water, the concentrations of metals and metalloids and the comparison with the results of previous work in Abitibi-Témiscamingue. Second, two multivariate statistical methods, the hierarchical cluster analysis (HCA) and the heatmap analysis, were applied to the dataset to classify the different types of water based on their degree of contamination, and to identify the main geochemical processes controlling the water geochemistry of the Quémont-2 tailings pond area.

Stable isotopes of water ($\delta^2\text{H}$ - $\delta^{18}\text{O}$) were then used to trace surface and groundwater flow systems. Finally, an advection-dispersion mass transport model was developed using the numerical code *CTRAN/W*, based on the *SEEP/W* flow model of the section modeled in previous work. Inverse modeling and saturation indices of selected mineral phases were calculated using the geochemical

software *PHREEQC* supporting, therefore, the interpretation of the geochemical processes identified at the site.

The results of the geochemical analyses were compiled to classify waters according to their degree of contamination. The hydrogeochemical characterization showed that groundwater contamination is mainly due to the infiltration of leachates towards the fractured rock through areas where the clay layer is absent, or towards the rock located in low topographic areas downstream of the flow. On the other hand, surface water contamination on the old tailings pond and on the periphery of the tailings pond would come mainly from the resurgence of groundwater through the toe of the dams.

Isotopic signatures of some contaminated rock wells and mine tailings wells are similar, an indication therefore of the source of groundwater contamination. Most of the surface waters on the old tailings pond and on the periphery of the new tailing pond are enriched in heavy isotopes as are the screened tailings wells, supporting the hypothesis of the resurgence of contaminated groundwater. Finally, based on three scenarios, the dissolved phase transport modeling documented the migration of a conservative element from the mine tailings to groundwater and Lake Dufault and simulated the influence of both increasing hydraulic conductivity of fractured rock and decreasing recharge on mass transport. The modeling results corroborate the geochemical results, showing that solute migration to surficial rock is most efficient in areas with a thin clay layer. Additionally, a significant amount of the contaminant were found resurging through the dam's toe. The modeling also showed that the contaminant plume does not reach Lake Dufault in the first scenario. However, the increase of hydraulic conductivity of the fractured rock or the decrease in recharge would lead to the transit of the contaminant towards Lake Dufault after 120 years and 1 440 years for scenario 2 and scenario 3, respectively.

Ultimately, this study provided a quantitative assessment of hydrogeochemical exchanges between the Quémont-2 tailings pond, the surrounding bedrock aquifer and Lake Dufault. The results of this project will be useful to optimize the reclamation plan of the tailings pond, hence, minimizing the risks associated with the migration of trace elements towards potential receptors.

Keywords: Mine tailings, trace elements, hydrogeochemical interactions, aquifer, mass transport, multivariate statistical methods, stable water isotopes.

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE.....	III
REMERCIEMENTS	IV
RÉSUMÉ.....	V
ABSTRACT	VIII
TABLE DES MATIÈRES	X
LISTE DES TABLEAUX.....	XIV
LISTE DES FIGURES.....	XVI
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS	XIX
LISTE DES ANNEXES.....	XXII
CHAPITRE 1 INTRODUCTION.....	1
1.1 Mise en contexte et problématique.....	1
1.2 Objectifs du projet de recherche.....	2
1.3 Hypothèses de recherche.....	2
1.4 Organisation du mémoire, originalité et principales contributions	3
1.4.1 Organisation du mémoire	3
1.4.2 Originalité du projet	3
1.4.3 Principales contributions	4
CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE	6
2.1 Caractéristiques générales du bassin versant du lac Dufault.....	6
2.1.1 Sources potentielles de pollution associées au domaine minier au sein du bassin versant du lac Dufault	6
2.1.2 Localisation du parc à résidus Quémont-2.....	7
2.1.3 Les émissions atmosphériques	7

2.1.4	Contamination des sédiments de lacs.....	8
2.1.5	Les sites miniers	10
2.1.6	Impacts sur les eaux souterraines	11
2.2	Caractérisation chimique des parcs à résidus miniers	12
2.2.1	Le drainage minier acide (DMA)	13
2.2.2	Le drainage neutre contaminé (DNC)	13
2.3	Caractérisation isotopique des parcs à résidus miniers	14
2.4	Modélisation du transport réactif dans les parcs à résidus miniers	15
2.4.1	Métaux d'intérêt et leur comportement.....	15
2.4.2	Processus de transport de masse.....	23
2.4.3	Codes numériques	28
2.4.4	Les conditions aux limites.....	30
CHAPITRE 3 SITE D'ÉTUDE		31
3.1	Description générale du site	31
3.2	Cadre géologique.....	33
3.2.1	Socle rocheux	33
3.2.2	Formations de surface	34
3.3	Cadre hydrologique et hydrogéologique	35
3.3.1	Hydrologie.....	35
3.3.2	Unités hydrogéologiques.....	36
3.4	Propriétés physiques des résidus miniers	38
3.5	Propriétés chimiques des résidus miniers.....	38
CHAPITRE 4 MATÉRIAUX ET MÉTHODES		41
4.1	Suivi géochimique des eaux souterraines et des eaux de surface	41

4.1.1	Échantillonnage des eaux souterraines.....	43
4.1.2	Échantillonnage des eaux de surface.....	47
4.1.3	Vérification de la qualité des analyses chimiques.....	48
4.1.4	Évaluation de la qualité chimique des eaux	49
4.1.5	Diagrammes hydrogéochimiques.....	55
4.2	Analyses statistiques	56
4.2.1	Classification ascendante hiérarchique (CAH).....	58
4.2.2	Carte thermique.....	58
4.3	Modélisation géochimique	59
4.4	Modélisation numérique du transport (CTRAN/W).....	59
4.4.1	Modèle géologique conceptuel.....	59
4.4.2	Propriétés des matériaux et conditions aux limites.....	61
4.4.3	Modèle CTRAN/W.....	63
CHAPITRE 5 RÉSULTATS		66
5.1	Géochimie des eaux souterraines et des eaux de surfaces	66
5.1.1	Vérification de la qualité des analyses chimiques.....	66
5.1.2	Paramètres physico-chimiques.....	68
5.1.3	Constituants majeurs	72
5.1.4	Constituants mineurs.....	73
5.1.5	Qualité chimique des eaux	74
5.1.6	Diagramme de Piper.....	77
5.1.7	Diagrammes de Stiff.....	81
5.2	Isotopes stables de la molécule d'eau des eaux souterraines et des eaux de surface	82
5.3	Analyses statistiques	83

5.3.1	Classification ascendante hiérarchique (CAH)	83
5.3.2	Carte thermique	87
5.4	Modélisation géochimique	89
5.5	Modélisation numérique du transport	92
CHAPITRE 6 DISCUSSION		96
6.1	Caractéristiques géochimique et statistique	96
6.1.1	Hydrogéochimie des eaux souterraines	96
6.1.2	Qualité de l'eau du lac Dufault	100
6.1.3	Hydrogéochimie des eaux de surface	103
6.1.4	Corrélations entre les éléments chimiques et les échantillons d'eau	103
6.2	Composition isotopique des eaux dans secteur du parc à résidus Quémont-2	109
6.3	Interprétation des modèles numérique et géochimique	110
6.4	Classification des différents groupes d'eau dans le secteur d'étude	113
CHAPITRE 7 CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS		118
RÉFÉRENCES		121

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1 Principales sources de contamination liées à l'extraction des minerais métalliques	6
Tableau 2.2 Exemples d'impacts relatifs à différentes classes d'activités minières (Cloutier et al., 2013).....	12
Tableau 2.3 Métaux d'intérêt et leur comportement (Hem, 1985).....	16
Tableau 2.4 Processus physico-chimiques de migration des contaminants dans les eaux souterraines (Besnard, 2003).....	23
Tableau 2.5 Impact des processus physico-chimiques sur le transport des contaminants (Besnard, 2003).....	25
Tableau 3.1 Caractéristiques des unités hydrogéologiques rencontrées sur le site d'étude.....	37
Tableau 3.2 Caractéristiques physiques des matériaux (URSTM, 2009)	38
Tableau 3.3 Caractéristiques chimiques des résidus miniers	39
Tableau 4.1 Caractéristiques des 23 sites échantillonnés.....	42
Tableau 4.2 Paramètres <i>in situ</i> mesurés sur le terrain et critères de stabilité (MDDEP, 2011)	44
Tableau 4.3 Paramètres et méthodes d'analyses pour le suivi géochimique des eaux souterraines et des eaux de surface du site Quémont-2.....	46
Tableau 4.4 Critères de qualité de l'eau souterraine (Beaulieu, 2021).....	51
Tableau 4.5 Critères de qualité pour la prévention de la contamination de l'eau et des organismes aquatiques - CPC (EO) (MELCC, 2021)	53
Tableau 4.6 Règlement sur la qualité de l'eau potable (MELCC, s.d.)	54
Tableau 4.7 Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada (Santé-Canada, 2020)	55
Tableau 4.8 Données d'entrées des matériaux dans le modèle SEEP/W (adapté de El Mrabet, 2021)	62
Tableau 4.9 Conditions aux limites du modèle SEEP/W (adapté de El Mrabet, 2021).....	62
Tableau 4.10 Valeurs des dispersivités longitudinales et transversales pour chaque unité	64

Tableau 5.1 Statistiques descriptives des paramètres physico-chimiques	69
Tableau 5.2 Descriptions statistiques des 34 échantillons d'eau (concentrations en $\mu\text{g/L}$).....	84
Tableau 5.3 Caractéristiques géochimiques de quelques paramètres chimiques et physico-chimiques pour chaque cluster (valeur médiane en $\mu\text{g/l}$).....	87
Tableau 6.1 Correspondance entre les numéros des échantillons sur la figure 6.1 et les noms des échantillons utilisés dans le mémoire.....	100
Tableau 6.2 Correspondance entre les numéros des échantillons sur la figure 6.6 et les noms des échantillons utilisés dans le mémoire.....	116

LISTE DES FIGURES

Figure 1.1 Organigramme de la structure générale du projet.....	5
Figure 2.1 Localisation du parc à résidus miniers Quémont-2	7
Figure 2.2 Localisation des sites miniers dans le bassin versant su lac Dufault et à proximité (adaptée de GESTIM)	11
Figure 2.3 Processus de transport de masse (Cloutier et al., 2013).....	24
Figure 2.4 Effet de la sorption sur le transport de solutés (Appelo et Postma, 2005).....	28
Figure 3.1 Localisation des digues sur le site d'étude (adapté de El Mrabet, 2021 et WSP, 2019a)	32
Figure 3.2 Géologie du roc dans la zone d'étude (El Mrabet, 2021).....	34
Figure 3.3 Formations de surface dans la zone d'étude (El Mrabet, 2021).....	35
Figure 3.4 Carte de l'hydrologie de la zone d'étude (El Mrabet, 2021)	36
Figure 3.5 Modèle conceptuel de la zone d'étude (adapté de El Mrabet, 2021)	37
Figure 4.1 Localisation des 23 sites échantillonnés dans le secteur d'étude	42
Figure 4.2 Dispositif pour l'échantillonnage à faible débit et à faible rabattement : sonde à niveau d'eau manuelle, pompe péristaltique, sonde multiparamètres, cellule passante fermée, cylindre gradué	45
Figure 4.3 Filtration des échantillons avec une cartouche haute capacité <i>Waterra FHT</i> (0,45 μm)	46
Figure 4.4 Méthodologie adoptée pour l'analyse statistique	57
Figure 4.5 Localisation de la section modélisée par <i>CTRAN/W</i> de la digue A jusqu'au au lac Dufault (adaptée de El Mrabet, 2021)	60
Figure 4.6 Modèle géologique conceptuel présentant la section modélisée (adapté de El Mrabet, 2021).....	61
Figure 4.7 Conditions aux limites appliquées au modèle <i>CTRAN/W</i>	65

Figure 5.1 Variabilité de l'écart relatif pour chaque paramètre en 2020 (duplicata Q2-R-PO-03-18)	67
Figure 5.2 Variabilité de l'écart relatif pour chaque.....	67
Figure 5.3 Histogramme de l'erreur sur le bilan ionique des 34 échantillons prélevés en 2019 et 2020.....	68
Figure 5.4 Distribution spatiale des valeurs de POR (en mV) dans le secteur d'étude.....	70
Figure 5.5 Distribution spatiale des valeurs de pH dans le secteur d'étude.....	71
Figure 5.6 Distribution spatiale des valeurs de la conductivité électrique spécifique (en $\mu\text{S}/\text{cm}$) dans le secteur d'étude.....	72
Figure 5.7 Carte de dépassement des critères pour l'eau souterraine au site Quémont-2 (puits crépinés au roc et dans l'argile).....	75
Figure 5.8 Carte de dépassement des critères pour l'eau souterraine au site Quémont-2 (puits crépinés dans les résidus miniers).....	76
Figure 5.9 Carte de dépassement des critères pour l'eau de surface au site Quémont-2.....	77
Figure 5.10 Diagramme de Piper des échantillons prélevés en 2019 et 2020.....	79
Figure 5.11 Distribution spatiale des faciès géochimique dans la zone d'étude.....	80
Figure 5.12 Coupe depuis le bassin de polissage interne jusqu'au lac Dufault montrant les différents types d'eau rencontrés dans.....	80
Figure 5.13 Distribution spatiale des diagrammes de Stiff dans la zone d'étude.....	82
Figure 5.14 Composition isotopique des différents types d'échantillons.....	83
Figure 5.15 Dendrogramme des échantillons d'eaux souterraines et d'eaux de surface du site d'étude, avec le diagramme de Stiff de chacun des clusters.....	85
Figure 5.16 Carte thermique des échantillons du parc à résidus Quémont-2.....	88
Figure 5.17 Diagrammes de boîtes en moustaches des indices de saturations en fonction des types d'échantillons au site Quémont-2.....	90

Figure 5.18 Modèle de transport en phase dissoute : (a) scénario 1 avec $K_{\text{roc fissuré}} = 10^{-7}$ m/s, (b) scénario 2 avec $K_{\text{roc fissuré}} = 10^{-6}$ m/s et (c) scénario 3 avec la recharge du milieu naturel de 6×10^{-10} m ³ /s/m ²	93
Figure 5.19 Distribution de la concentration du contaminant en fonction du temps pour les 3 scénarios : (a) scénario 1, (b) scénario 2 et (c) scénario 3	95
Figure 6.1 Principales caractéristiques hydrogéochimiques des eaux souterraines (la correspondance avec les vrais noms d'échantillons se trouve dans le tableau 6.1).....	100
Figure 6.2 Distribution de la concentration de Br en fonction de la concentration de Cl dans la région de l'Abitibi-Témiscamingue : (a) Axe des Br allant de 0 à 200 mg/l) et (b) Axe des Br allant de 0 à 0,5 mg/l.....	102
Figure 6.3 Diagramme de Piper des échantillons d'eau de surface prélevés dans le cadre du projet et dans le cadre du PACES et distribution spatiale des échantillons du PACES en Abitibi-Témiscamingue	102
Figure 6.4 Diagramme de Piper des échantillons d'eaux souterraines et d'eaux de surface du site Quémont-2 identifiés selon les huit clusters établis par CAH et distribution spatiale des clusters sur le site d'étude.	106
Figure 6.5 Interprétation hydrogéochimique intégrée montrant la cohérence des résultats statistiques, géochimiques et des types d'échantillons prélevés sur le site Quémont-2.....	108
Figure 6.6 Synthèse des principaux résultats et interprétations	117

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

AP	Ancien parc
C	Concentration
CAH	Classification ascendante hiérarchique
CÉS	Conductivité électrique spécifique
CFTP	Critère de qualité pour la protection de la faune terrestre piscivore
CID	Carbone inorganique dissous
CMA	Concentrations maximales acceptables
COD	Carbone organique dissous
CPC (O)	Critère de qualité pour la prévention de la contamination des organismes aquatiques
CPC(EO)	Critères de qualité pour la prévention de la contamination de l'eau et des organismes aquatiques
CVAA	Critère de qualité pour la protection de la vie aquatique – effet aigu
CVAC	Critère de qualité pour la protection de la vie aquatique – effet chronique
D	Coefficient de diffusion
D019	Directive 019
DEL	Droite évaporatoire locale
DEML	Droite des Eaux Météoriques Locale
DMA	Drainage minier acide
DNC	Drainage neutre contaminé
D _x	Coefficient de dispersion hydrodynamique
EC	Critères d'eau de consommation
F	Flux diffusif
FES	Facteur d'enrichissement en sédiments

F_x	Flux de masse dissoute
K	Conductivité hydraulique
K_d	Coefficient de distribution
L	Longueur
LD	Limite de détection
MES	Matières en suspension
Mt	Million de tonne
n	Porosité
NP	Nouveau parc
OD	Oxygène dissous
OE	Objectifs d'ordre esthétique
PACES	Projet d'acquisition de connaissances sur les eaux souterraines
POR	Potentiel d'oxydo-réduction
RES	Critères de résurgence dans les eaux de surface
RQEP	Règlement sur la qualité de l'eau potable
S	Quantité de substance adsorbée par unité de masse du solide
SA	Seuil d'alerte
T	Température
TDS	Total Dissolved Solids (Solides dissous totaux)
UTAF	Usine de traitement d'acide faible
VSMOW	Vienna Standard Mean Ocean Water
v_x	Vitesse linéaire moyenne
α_L	Dispersivité longitudinale
α_T	Dispersivité transversale

Δt	Incrément de temps
Δx	Espacement entre les nœuds
ρ_b	Masse volumique du milieu poreux

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE A DESCRIPTION DES PUITES	131
ANNEXE B LES RÉSULTATS DES ANALYSES GÉOCHIMIQUES DES EAUX SOUTERRAINES EN $\mu\text{G/L}$ (AUTOMNE 2019).....	132
ANNEXE C RÉSULTATS GÉOCHIMIQUES DES EAUX SOUTERRAINE EN $\mu\text{G/L}$ (ÉTÉ 2020)	134
ANNEXE D RÉSULTATS DES ANALYSES GÉOCHIMIQUES DES EAUX DE SURFACE EN $\mu\text{G/L}$ (ÉTÉ 2020)	135
ANNEXE E STATISTIQUES DESCRIPTIVES DES ÉLÉMENTS MAJEURS ET TRACES DES ÉCHANTILLONS D'EAU DU LAC DUFALUT EN $\mu\text{G/L}$	137
ANNEXE F STATISTIQUES DESCRIPTIVES DES ÉLÉMENTS MAJEURS ET TRACES DES ÉCHANTILLONS D'EAU DE SURFACE ISSUE DU PARC A RÉSIDUS EN $\mu\text{G/L}$	138
ANNEXE G STATISTIQUES DESCRIPTIVES DES ÉLÉMENTS MAJEURS ET TRACES DES ÉCHANTILLONS D'EAU SOUTERRAINE DES PUITES CRÉPINÉS DANS LES RÉSIDUS EN $\mu\text{G/L}$	139
ANNEXE H STATISTIQUES DESCRIPTIVES DES ÉLÉMENTS MAJEURS ET TRACES DES ÉCHANTILLONS D'EAU SOUTERRAINE DES PUITES CRÉPINÉS AU ROC EN $\mu\text{G/L}$	140
ANNEXE I RÉSULTATS DES ANALYSES DES ISOTOPES DE LA MOLÉCULE D'EAU (2019 ET 2020)	141
ANNEXE J SCRIPT DE L'ANALYSE CLUSTER	142
ANNEXE K SCRIPT DU HEATMAP.....	144
ANNEXE L RÉSULTATS DU CONTRÔLE DE LA QUALITÉ (2019).....	146
ANNEXE M RÉSULTATS DU CONTRÔLE DE LA QUALITÉ (2020).....	147
ANNEXE N BILAN IONIQUE DES ÉCHANTILLONS DE 2019 ET 2020.....	148
ANNEXE O CARACTÉRISTIQUES GÉOCHIMIQUES DE CHAQUE CLUSTER (CONCENTRATIONS MÉDIANES EN $\mu\text{G/L}$).....	149
ANNEXE P PARAMÈTRES PHYSICO-CHIMIQUES.....	150
ANNEXE Q MOYENNE DES CONCENTRATIONS EN ÉLÉMENTS CHIMIQUES POUR LES DIFFÉRENTS TYPES D'EAU EN EN $\mu\text{G/L}$	151

ANNEXE R BOITES A MOUSTACHES REPRÉSENTANT LES RÉSULTATS DE LA MODÉLISATION INVERSE	152
ANNEXE S RÉSULTATS DE LA MODÉLISATION INVERSE.....	154
ANNEXE T VALEURS DE TDS DANS LES DIFFÉRENTS ÉCHANTILLONS (2019 ET 2020)	155
ANNEXE U COMPOSITION ISOTOPIQUE DES ÉCHANTILLONS	156

CHAPITRE 1 INTRODUCTION

1.1 Mise en contexte et problématique

Le contexte géologique du Canada est propice à une activité minière très variée. Particulièrement au Québec, une vingtaine de substances minérales qui contribuent à la fabrication d'un très grand nombre de produits vitaux sont exploitées (MERN, 2020). Cependant, l'extraction et le traitement de ces substances génèrent de grandes quantités de rejets solides et liquides qui peuvent avoir un impact sur l'environnement si les précautions nécessaires ne sont pas prises (Allan, 1997; CIGB, 1996; Lottermoser, 2003; MERN, 2021).

Dans ce cadre, la Loi sur les mines (Gouvernement du Québec, 2021) contient des dispositions qui obligent les entreprises à restaurer les terrains affectés par leurs activités. En raison de cette réglementation, les entreprises auxquelles appartiennent ces sites doivent élaborer un plan de réaménagement et de restauration et fournir une garantie financière pour assurer l'exécution des travaux de restauration. Ce plan doit être approuvé par le ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles (MERN, 2016) avant que les activités minières débutent dans le cas de l'exploration, et avant la délivrance du bail minier s'il s'agit d'une exploitation. Afin de remettre un site minier dans un état satisfaisant, il est indispensable d'éliminer les risques pour la santé et la sécurité, de contrôler la production et la migration des contaminants et d'établir les conditions qui nécessitent une surveillance et un entretien à long terme (Aubertin et al., 2002).

C'est dans ce contexte que la compagnie minière Glencore Fonderie Horne a initié un partenariat de recherche avec l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT) pour créer la Chaire institutionnelle REGENERER sur les sites dégradés par les activités de traitement métallurgique, dont la programmation de recherche vise à identifier le meilleur scénario de réhabilitation pour le parc à résidus Quémont-2. Cette étude s'intègre au projet « Quantification des flux diffus de contaminants : approche multi-méthodes pour optimiser la gestion environnementale des sites miniers » du programme « Projets de recherche orientée en partenariat / Développement durable du secteur minier – II » du FRQNT et développé dans le cadre de la Chaire REGENERER. Ce projet de maîtrise s'intègre dans cette programmation de recherche et cible l'établissement d'un état des lieux du point de vue hydrogéochimique afin de permettre d'évaluer l'impact de la restauration sur la qualité physico-chimique des eaux souterraines du site Quémont-2 et de son environnement.

1.2 Objectifs du projet de recherche

S'inscrivant dans le contexte préétabli, l'objectif général de ce projet de maîtrise vise à établir le cadre hydrogéochimique du secteur du parc à résidus Quémont-2 pour définir les bases de connaissances en support à l'analyse des scénarios de restauration et de renaturalisation du site. Les objectifs spécifiques du projet sont :

- Objectif spécifique 1 (OS-1) : Établir le bilan hydrogéochimique du secteur du parc à résidus Quémont-2.
 - L'approche s'appuie sur l'analyse de la qualité chimique des eaux prélevées sur le site ainsi que sur l'application d'une analyse statistique multivariée et l'utilisation des isotopes stables de l'eau pour le traçage des systèmes d'écoulement des eaux de surface et souterraines.
- Objectif spécifique 2 (OS-2) : Établir une modélisation géochimique et une modélisation de flux de transport des substances dissoutes depuis les aires d'accumulation de résidus, vers les aquifères environnants et le lac Dufault.
 - L'approche s'appuie sur l'utilisation du modèle numérique CTRAN/W et du modèle géochimique PHREEQC par l'établissement d'une modélisation inverse.

1.3 Hypothèses de recherche

Les hypothèses de recherche du projet sont associées aux objectifs spécifiques et sont formulées comme suit :

- Les eaux souterraines des puits situés dans les zones de recharge sont les moins affectées par la contamination, alors que les eaux souterraines situées en aval de l'écoulement sont les plus susceptibles d'être contaminées.
- Les secteurs où la couche d'argile est absente entre les résidus et le roc fracturé favoriseront la migration de contaminants vers l'aquifère périphérique au parc.
- Les eaux de surface situées en périphérie du parc ainsi que sur l'ancien parc correspondent à des eaux souterraines qui font résurgence à travers les pieds des digues.

- Un modèle de transport des contaminants en phase dissoute (par advection-dispersion) se référant à une analyse parente (modèle d'écoulement) permettra de reproduire les observations hydrogéochimiques contemporaines.

1.4 Organisation du mémoire, originalité et principales contributions

1.4.1 Organisation du mémoire

Ce mémoire est divisé en 7 chapitres. Le premier chapitre, l'introduction au mémoire, présente une mise en contexte qui traite des problématiques ciblées par le projet de recherche, les objectifs, les hypothèses de recherche, l'originalité des travaux ainsi que les principales contributions scientifiques du projet. Le deuxième chapitre est une revue de littérature qui aborde une caractérisation générale du bassin versant du lac Dufault, une caractérisation chimique et isotopique des parcs à résidus miniers, ainsi que l'approche numérique utilisée pour simuler le transport de masse. Le chapitre 3 détaille les caractéristiques du site d'étude, incluant les cadres géologique, hydrologique et hydrogéologique, en plus de décrire les propriétés physiques et chimiques des résidus miniers issus du parc à résidus Quémont-2. Le chapitre 4 présente les matériaux et les méthodes adoptés pour répondre aux objectifs du projet, incluant une description des méthodes utilisées pour faire les suivis géochimique et isotopique ainsi que les analyses statistiques et l'approche de modélisation numérique adoptée pour simuler le transport de masse. Les résultats qui en découlent sont présentés au chapitre 5 et les interprétations au chapitre 6, ces deux chapitres constituant la partie centrale du mémoire. Finalement, le chapitre 7 du mémoire présente les principales conclusions et recommandations issues du projet de recherche.

1.4.2 Originalité du projet

En contexte minier, les exigences sur la qualité de l'eau s'appliquent principalement à l'effluent final (MDDEP, 2012), la quantification de l'impact sur la qualité de l'eau souterraine et de surface environnantes demeurant un défi pour l'industrie minière. La présente étude est pourvue d'une originalité singulière, puisqu'elle permet d'étudier l'impact du parc à résidus sur le milieu naturel, et ce, par l'intégrations des approches géochimiques et statistiques ainsi que le traçage des systèmes d'écoulement des eaux de surface et souterraines en utilisant les isotopes stables de la molécule d'eau ($\delta^2\text{H}$ - $\delta^{18}\text{O}$). Les approches de traçage isotopique, notamment, sont peu utilisées dans

l'industrie minière et elles se sont avérées utiles pour discerner la source des différents types d'eau dans le secteur du parc à résidus Quémont-2. Par ailleurs, la modélisation du transport en phase dissoute a permis d'étudier la contribution des processus d'advection-dispersion dans la migration d'un élément conservateur depuis l'aire d'accumulation des résidus jusqu'au lac Dufault. Ultimement, ce projet a permis d'apporter de nouvelles connaissances concernant les échanges hydrogéochimiques se produisant entre les résidus miniers, les eaux souterraines et les eaux de surface à proximité.

1.4.3 Principales contributions

Cette étude implique des contributions sur le plan scientifique, environnemental et sociétal. Pour ce qui est de l'aspect scientifique, les approches utilisées dans ce projet ont permis d'améliorer les connaissances sur les interactions hydrogéochimiques entre les résidus miniers et les aquifères environnants, de suivre l'évolution de la migration des éléments traces depuis l'aire d'accumulation jusqu'au lac Dufault et d'identifier les facteurs possiblement responsables de l'infiltration des lixiviats vers les récepteurs potentiels. Sur le plan sociétal et environnemental, ce projet contribue à une amélioration de la connaissance de l'impact du parc à résidus Quémont-2 sur le milieu naturel, permettant ainsi d'optimiser le plan de restauration afin de réduire les impacts environnementaux, de minimiser les risques pour la santé et la sécurité et de remettre le site dans un état satisfaisant. La figure 1.1 présente un organigramme qui résume la structure générale du mémoire.

CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE

2.1 Caractéristiques générales du bassin versant du lac Dufault

2.1.1 Sources potentielles de pollution associées au domaine minier au sein du bassin versant du lac Dufault

En relation avec l'extraction des minerais métalliques, il existe plusieurs sources potentielles de contamination du milieu aquatique (MDDELCC, 2016). Le tableau 2.1 présente les principales sources liées à l'industrie minière responsables de la contamination des eaux.

Tableau 2.1 Principales sources de contamination liées à l'extraction des minerais métalliques

Source de pollution	Caractéristiques
Drainage minier acide (DMA)	Le DMA est le résultat de la circulation des eaux à travers les différentes composantes d'un site minier. Exposés à l'air, à l'eau et à l'activité bactérienne, les minéraux sulfureux tel que la pyrite s'oxydent d'une façon naturelle produisant ainsi une eau caractérisée par un faible pH, des concentrations élevées en métaux lourds, en solides totaux dissous et en sulfates solubles (Aubertin et al., 2002; Morin et al., 1997; Nordstrom et al., 1999).
Réactifs organiques et inorganiques (p.ex. : cyanures, agents collecteurs, agents moussants)	Utilisés dans les procédés de traitement du minerai, constituent une deuxième source potentielle de contamination du milieu aquatique (MDDELCC, 2016).
Matières en suspension (MES)	Les MES ont des effets néfastes pour le milieu récepteur en augmentant la turbidité de l'eau et en colmatant les branchies des poissons (MDDELCC, 2016).
Utilisation des explosifs	Ils sont utilisés pour extraire les minerais. Ces sources sont susceptibles de provoquer une toxicité à l'ammoniac (Bailey et al., 2013; Jermakka et al., 2015)
Drainage neutre contaminé (DNC)	Le DNC est le résultat de la présence de minéraux neutralisants en quantité suffisante, ce qui favorise la lixiviation de certains métaux dans les rejets sans génération d'acide (ex. : Bussiere et al., 2005; LTD, 2004).
Extraction et traitement des minerais non métalliques	Peut générer des quantités importantes d'eau ainsi que des MES pouvant constituer une source de contamination (p.ex. extraction de l'amiante) (MDDELCC, 2016).

2.1.2 Localisation du parc à résidus Quémont-2

Le parc à résidus Quémont-2 est un site actif localisé à environ 2,5 km au nord-est de la Fonderie Horne, au nord du bassin Nord-Osisko et au sud du lac Dufault (figure 2.1). Son aire est estimée à 105 hectares (WSP, 2019a).

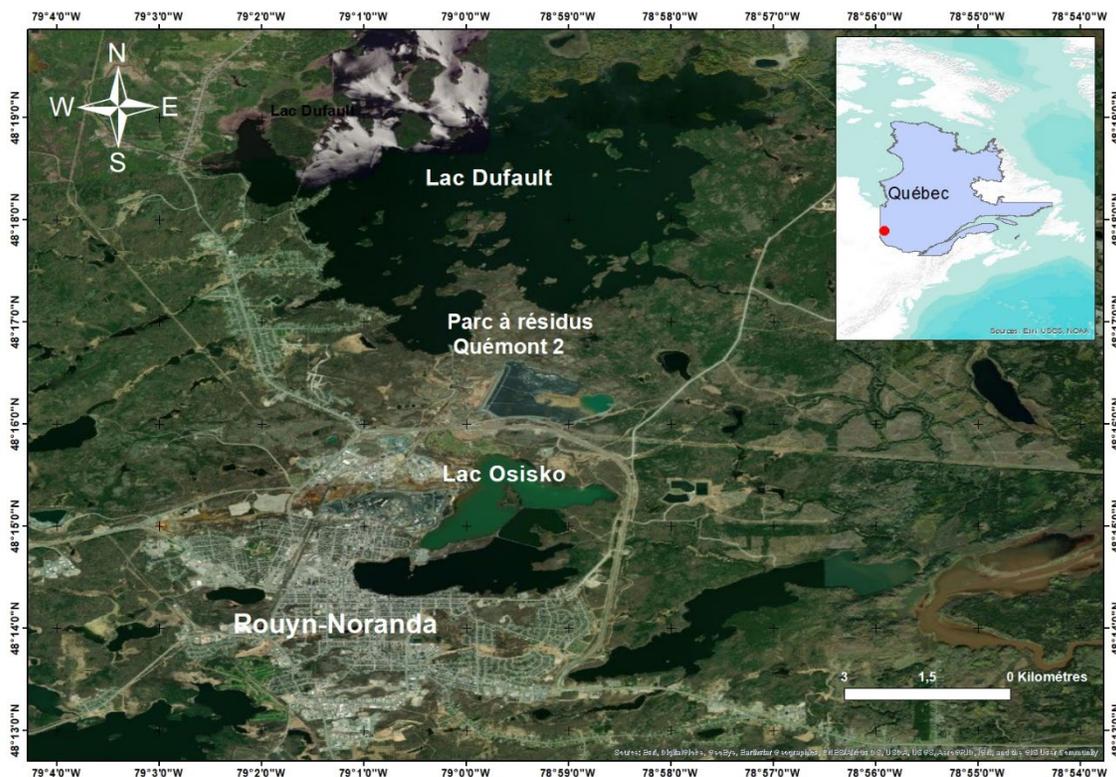


Figure 2.1 Localisation du parc à résidus miniers Quémont-2

2.1.3 Les émissions atmosphériques

L'historique de la contamination des eaux par les métaux dans la région de Rouyn-Noranda remonte aux années 1920, à l'époque des débuts de l'industrie minière (Arafat, 1985). Arafat (1985) a démontré que le mécanisme de transport atmosphérique des métaux lourds est le plus efficace dans la région de la Fonderie Horne et ce, dans un rayon de 10 km ou moins. Ceci a été démontré à travers les facteurs d'enrichissement des sédiments en métaux (FES) pour les lacs Osisko (1,5 km de la Fonderie Horne) et Dufault (2,5 km de la Fonderie Horne) à Rouyn-Noranda. Ces deux lacs ont enregistré des facteurs d'enrichissement parmi les plus élevés au monde. L'augmentation de la

contamination de lacs en fonction de leur distance à une fonderie a aussi été démontrée aux lacs Ramsey et Mcfarlane en Ontario (Nriagu et al., 1982). Dans le même cadre, Couillard et al., (1993) ont démontré que les plus fortes concentrations de métaux dans les sédiments se trouvent dans les lacs situés sous le vent du complexe de la fonderie. Par ailleurs, Couillard et al., (2008) ont démontré que les émissions atmosphériques de la fonderie ont affecté les lacs environnants, ces conclusions étaient similaires aux résultats d'une étude gouvernementale menée dans la région de Rouyn-Noranda dans les années 1970 pour déterminer le degré de contamination de la région par les métaux. BEST (1979) a déterminé que le complexe de la Fonderie Horne émettait du Cd, Cu, Hg, Pb et Zn dans l'atmosphère. De même, Cattaneo et al., (2008) ont déterminé que les lacs Vaudray et Caron ont été affectés par les émissions de métaux de la Fonderie Horne, dont l'activité minière et métallurgique a atteint son apogée dans les années 1970, et ce, malgré l'absence de mines dans leurs bassins versants. La fermeture de certaines mines et les efforts de réduction des émissions des fonderies ont permis d'atténuer partiellement la contamination des métaux à partir du milieu des années 1980 (Environnement Canada, 1997).

2.1.4 Contamination des sédiments de lacs

En plus des dépôts d'émissions atmosphériques, les sources de contamination telles que les mines abandonnées, les parcs à résidus miniers et les usines de traitement des métaux en activité situées à proximité de certains lacs ont entraîné des variations importantes des FES (Arafat, 1985). En effet, plusieurs mines ont été exploitées dans le bassin versant du lac Dufault, ce qui a généré du DMA et des apports élevés de zinc (Zn), de cadmium (Cd), de cuivre (Cu), de plomb (Pb) et de fer (Fe) dans les eaux de surface (Couillard et al., 2004). En région, les lacs Osisko, Pelletier, Dufault et Arnoux ont été identifiés comme montrant une acidité importante (LA, 2002). Dixit et al., (2007) ont fait des enregistrements de pH à long terme pour deux lacs de kettle en Abitibi (lac de la Pépinière et lac Perron). Les résultats suggèrent que la région a reçu une augmentation des polluants atmosphériques de la Fonderie Horne de Rouyn-Noranda. Les auteurs ont cependant montré que ces lacs étaient naturellement acides à l'époque préindustrielle. Néanmoins, le taux d'acidification, en particulier dans le lac de la Pépinière, s'est accéléré au cours des 75 dernières années environ (Dixit et al., 2007).

Borgmann et al., (2004) ont évalué l'état de 10 lacs de la région de Rouyn-Noranda en étudiant la qualité des sédiments complétée par des mesures de bioaccumulation des métaux dans *Hyaella*

azteca. Les auteurs ont identifié le Cd (avec une possible contribution mineure du Cu) comme étant les métaux contribuant le plus à la toxicité des sédiments. Cette toxicité a été observée particulièrement dans les sédiments du lac Dufault, étant le lac le plus proche de Rouyn-Noranda. Il a aussi été démontré que les sédiments des lacs près de Rouyn-Noranda contiennent des concentrations élevées de plusieurs métaux, notamment le Cd, le Cu, le Pb et le Zn. Les sédiments des lacs Dufault et Duprat sont les plus fortement contaminés à proximité de Rouyn-Noranda (Borgmann et al., 2004). Une étude similaire de Cattaneo et al., (2008) a affirmé que la contamination des sédiments la plus grande a été observée au lac Dufault, où les concentrations de Cu et de Zn étaient supérieures d'un ordre de grandeur (10 ppm) à celles du lac Vaudray. Sous l'effet d'un tel stress, la communauté de diatomées a été radicalement modifiée avec la disparition presque complète des taxons planctoniques, qui dominaient à la période précédant l'exploitation minière.

Dans le but de relier l'impact de l'exploitation minière à l'époque du début de l'industrialisation, Couillard et al., (2004) ont démontré que les profils métalliques dans les sédiments du lac Dufault reflètent de manière fiable l'historique de la contamination du lac par les activités minières passées. Ces sédiments ont conservé les signatures allant du début de l'industrialisation en 1926 jusqu'au drainage minier acide qui a été identifié à travers les anomalies dans le profil sédimentaire de ^{214}Pb . L'enrichissement en métaux, quant à lui, était relié au type de gisement exploité, par exemple l'exploitation des gisements "Amulet A supérieur et inférieur" qui a été corrélé avec un maximum de sédiments riches en Cu, alors que le maximum de sédiments riche en Cd a été enregistré lors de la production de Cd par la mine Norbec (Couillard et al., 2004). Dans le même contexte, une étude de Nowierski et al., (2006), qui avait pour but de déterminer les changements dans la distribution, la biodisponibilité et la toxicité des métaux en fonction de la profondeur des sédiments, a démontré que les couches de surface des sédiments montrent un enrichissement en Pb, Cd et Cu et les couches plus profondes (préindustrielles) des concentrations plus faibles. Par ailleurs, les sédiments profonds (>10 cm) du lac Dufault étaient beaucoup moins toxiques que les sédiments de surface, ce qui implique que la toxicité est généralement corrélée avec les dépôts de métaux et que les sédiments de surface étaient probablement moins ou non toxiques avant l'industrialisation (Nowierski et al., 2006). Ainsi, la datation des sédiments et les profils métalliques le long des carottes détaillés dans le document de Couillard et al., (2008) ont permis d'identifier trois périodes qui correspondent bien à l'histoire minière de la région : la pré-exploitation (avant 1926), la

contamination (1927- 1980) et la restauration partielle (1981-1998). Cette étude et celle de Gallon et al., (2006) ont révélé une signature isotopique du Pb qui peut être attribuée aux minerais sulfurés de l'Abitibi et au Pb émis par la Fonderie. Le plomb qui provient de la fonderie représente 89%, 88%, et 5-34% de Pb total anthropique déposé dans les sédiments des lacs situés à 10, 25 et 150 km de la fonderie. Des relations positives significatives entre les flux de ce Pb anthropique et les flux sédimentaires de Cd, Cu, Pb, Zn, Ag et Hg indiquent que ces métaux proviennent d'une source commune, soit la Fonderie.

2.1.5 Les sites miniers

74 sites miniers abandonnés ont été identifiés en Abitibi-Témiscamingue à partir de la base de données de la Chaire de recherche du Canada sur la restauration des sites miniers abandonnés (Bussière, S.D. dans Cloutier et al., 2013). La figure 2.2 présente la localisation des différents sites miniers (abandonnés et actifs) dans le bassin versant du lac Dufault et à proximité.

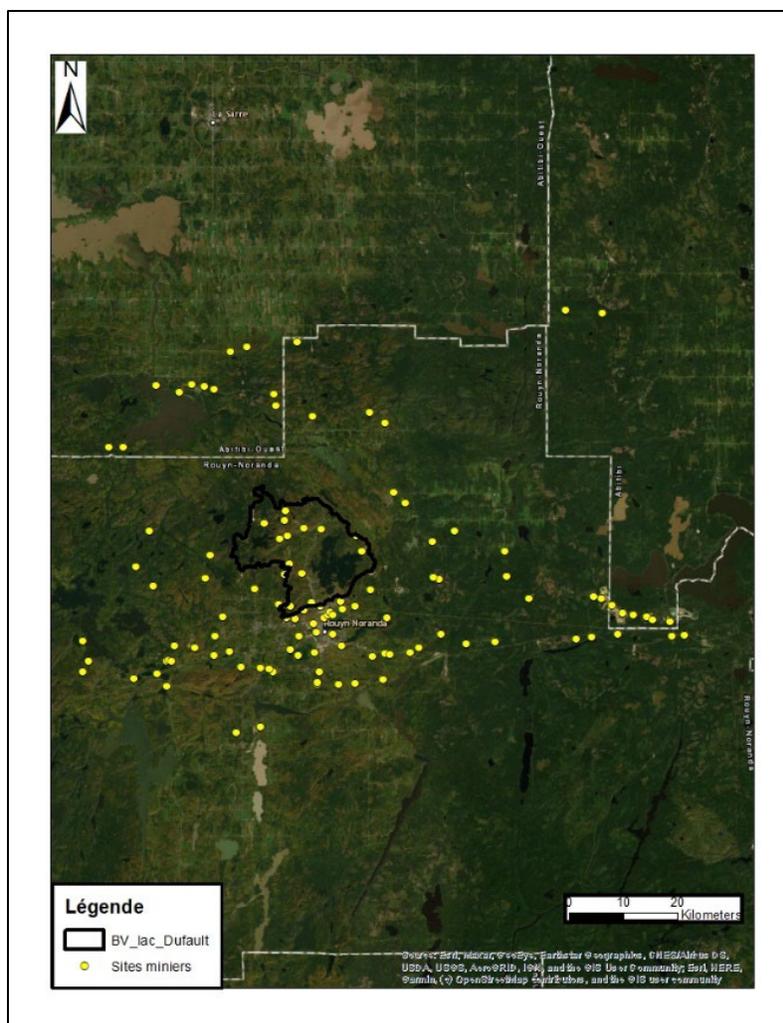


Figure 2.2 Localisation des sites miniers dans le bassin versant su lac Dufault et à proximité
(adaptée de GESTIM)

2.1.6 Impacts sur les eaux souterraines

Dans le même contexte, il est important de souligner les problématiques liées à l'eau souterraine. En effet, les eaux souterraines interviennent à plusieurs stades des activités minières, dont on peut citer l'exploration minérale, l'exploitation minière et la fermeture de la mine (Rouleau et al., 1999). Le tableau 2.2 présente des exemples d'impacts environnementaux associés à différentes classes d'activités minières.

Tableau 2.2 Exemples d'impacts relatifs à différentes classes d'activités minières (Cloutier et al., 2013)

Classes d'activités	Exemples d'incidences environnementales potentielles
Extraction du minéral	Perturbation du régime d'écoulement des eaux souterraines ¹ Interférences avec d'autres utilisateurs de la ressource ¹ Drainage de zones humides ¹ Rejet d'eaux chargées en matières particulaires et dissoutes ¹ Contamination associée à une utilisation inadéquate de produits lors des travaux de sautage (p. ex. ammoniac et/ou résidus d'huile issus des explosifs) ²
Traitement du minéral	Contamination par des produits utilisés dans le cadre du traitement du minéral (p. ex. sulfosels, cyanure, sulfures, mercure, agents collecteurs) ² Émission de contaminants atmosphériques
Accumulation des résidus	Rejet d'eaux chargées en matières particulaires et dissoutes Modification locale des conditions d'écoulement

¹ Élément d'information tiré de Rouleau et al., (1999). ² Élément d'information tiré de Aubertin et al., (2002).

2.2 Caractérisation chimique des parcs à résidus miniers

Propriétés hydrogéochimiques des résidus et des effluents miniers

Les effluents miniers sont alimentés par le drainage minier qui est le résultat de la circulation des eaux de surface ainsi que des eaux souterraines à travers les différentes composantes du site minier. Dans ce contexte, Morin et al., (1997) ont divisé le drainage minier en quatre classes principales: 1) le drainage minier acide ($\text{pH} < 6$), 2) le drainage minier circum-neutre ($6 < \text{pH} < 9-10$), 3) le drainage minier alcalin ($\text{pH} > 9-10$), et 4) le drainage minier au pH peu problématique, qui résulte de l'exploitation de minéraux industriels non métalliques comme par exemple le sel gemme et la kaolinite.

Dans le cas des sites abandonnés et actifs québécois, les deux types de drainage les plus préoccupants au niveau environnemental sont le drainage minier acide (DMA) et le drainage neutre contaminé (DNC) (Bussière et al., 2005). Plusieurs types de contaminants peuvent être présents dans les eaux de mine, soit les contaminants solubles produits par l'industrie minière qui comprennent des acides générés par l'exposition des sulfures à l'oxygène de l'atmosphère, les

métaux lourds (p. ex. : Cu, Fe, Pb, Zn) et les contaminants provenant des procédés de traitement des minerais (Aubertin et al., 2002). Une attention accrue doit être portée quand il s'agit de résidus miniers contenant des sulfures. En effet, l'oxydation des sulfures par l'oxygène atmosphérique tend à acidifier les eaux météoriques qui sont alors plus susceptibles de mobiliser plusieurs métaux contenus dans les résidus miniers. Ce phénomène conduit à la formation de DMA qui doit être contrôlé pour prévenir les impacts environnementaux (Aubertin et al., 2002; SRK, 1989).

2.2.1 Le drainage minier acide (DMA)

Parmi les facteurs qui influencent la qualité du drainage minier dans les sites abandonnés ou actifs, il est possible d'identifier l'oxydation des minéraux sulfureux, la neutralisation par les minéraux acidivores, la précipitation de minéraux secondaires, et la solubilisation des éléments les plus mobiles (Bussière et al., 2005). En effet, le DMA résulte de l'oxydation naturelle (chimique, électrochimique ou biologique) de minéraux sulfureux tels que la pyrite et la pyrrhotite exposés à l'air, à l'eau et à l'activité bactérienne. Les eaux résultantes du DMA sont caractérisées par un faible pH, des concentrations en métaux lourds, en sulfates solubles et en solides dissous élevées (Aubertin et al., 2002; Blowes et al., 2014; Jambor, 1994; Lindsay et al., 2015; Nordstrom, 1982). En outre, plusieurs documents ont traité les facteurs qui influencent la cinétique des réactions d'oxydation, les voies et les types d'oxydation (chimique et biologique), ainsi que les principaux minéraux sulfureux à l'origine du DMA et les principaux minéraux neutralisants et secondaires (Aubertin et al., 2002; Jambor, 1994; Morin et al., 1997; Nordstrom, 2000; SRK, 1989; STANTEC, 2004).

Ces eaux peuvent provenir de plusieurs types d'exploitation, incluant l'or, l'argent, le cuivre, et le zinc. L'acidité combinée à la présence de divers contaminants potentiellement toxiques (p.ex. : Fe, Al, Mn, Zn, Cu, Cd, Pb, Co, Ni, As) peuvent affecter sérieusement les écosystèmes à proximité (Aubertin et al., 2002; MORIN et al., 1997).

2.2.2 Le drainage neutre contaminé (DNC)

Le DNC est une autre forme de drainage minier qui peut résulter de différents facteurs, incluant:

- L'oxydation des minéraux sulfureux qui produit de l'acide favorise la lixiviation de certains métaux, et la présence de minéraux neutralisants en quantité suffisante maintient le pH des

exfiltrations près de la neutralité avec des concentrations élevées en métaux solubles (STANTEC, 2004);

- La présence de minéraux neutralisants en quantité suffisante, ce qui favorise la lixiviation de certains métaux dans les rejets sans génération d'acide (Bussière et al., 2005; STANTEC, 2004);
- L'application des méthodes de contrôle du DMA sur des rejets générateurs d'acide (STANTEC, 2004).

Au niveau des effluents neutres contaminés, les éléments suivants peuvent être retrouvés en solution : antimoine, arsenic, cadmium, chrome, cobalt, manganèse, mercure, molybdène, nickel, sélénium, sulfates et zinc. Au Québec, les plus problématiques sont liées principalement à la présence d'arsenic, de nickel et de zinc (STANTEC, 2004).

2.3 Caractérisation isotopique des parcs à résidus miniers

Les traceurs isotopiques sont utilisés dans le but de quantifier les processus affectant les ressources en eaux de surface et souterraines et de tracer les chemins d'écoulement de l'eau souterraine à différentes échelles (Jeelani et al., 2013; Kortelainen et al., 2004; Wassenaar et al., 2011). Les isotopes stables de l'eau ($\delta^2\text{H}$ - $\delta^{18}\text{O}$), en particulier, fournissent des observations importantes sur les processus hydrologiques (Araguás-Araguás et al., 2000; Birks et al., 2009; Gibson et al., 2005; Rey et al., 2018). En outre, la répartition des isotopes stables de l'eau dans un système hydrologique se fait principalement en réponse aux mécanismes de fractionnement systématique qui se produisent dans le cycle de l'eau, y compris les processus de changement de phase (solide-liquide-vapeur), la diffusion et les précipitations (Clark et al., 2013; Craig, 1961; Gat, 1996; Rozanski et al., 1993). La composition isotopique de l'eau est aussi utilisée pour documenter la fonte de la neige et de la glace (Siegel et al., 1984), les sources d'humidité atmosphérique et les modèles de précipitations (Dansgaard, 1964; Frits et al., 1987), les processus d'évaporation dans les régions froides (Gat et al., 1994) et les terres arides (Kebede et al., 2009), le mélange des sources (Ferguson et al., 2007; Wolfe et al., 2007) et la recharge des eaux souterraines (Praamsma et al., 2009). Par la suite, les isotopes stables de l'eau peuvent être utilisés comme un traceur naturel des processus hydrologiques dans les systèmes affectés par le drainage minier acide (Allen et al., 2002; Butler, 2007; Hazen et al., 2002; Smuda et al., 2008; Spangenberg et al., 2007).

2.4 Modélisation du transport réactif dans les parcs à résidus miniers

2.4.1 Métaux d'intérêt et leur comportement

En contexte minier, les métaux lourds (p. ex. : Al, As, Cd, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, Zn) sont susceptibles de constituer une catégorie importante de contaminants issus des résidus miniers. À cet effet, le tableau 2.3 présente quelques caractéristiques propres à certains de ces métaux. Les caractéristiques de certains ions majeurs et mineurs tels que Ba, Br, Cl, F, Mg, N-NH₃, SO₄²⁻ sont aussi présentées dans le même tableau.

Tableau 2.3 Métaux d'intérêt et leur comportement (Hem, 1985)

Élément	Numéro atomique	Masse atomique	Sources potentielles	Informations relatives à certaines formes potentielles
Aluminium	13	26.981538	<p>L'aluminium est présent en quantités importantes dans plusieurs minéraux de roches ignées silicatées tels que les feldspaths, les feldspathoïdes, les micas et de nombreux amphiboles.</p> <p>Lors de l'altération des roches ignées, l'aluminium est principalement retenu dans de nouvelles espèces solides, dont certaines peuvent être fortement enrichies en aluminium. En effet, l'hydroxyde d'aluminium $\text{Al}(\text{OH})_3$ sous forme de gibbsite est un minéral assez commun. Or, les hydroxydes moins communs comprennent la nordstrandite et la bayerite, dont la composition et la structure sont similaires à celles de la gibbsite.</p> <p>Les minéraux sédimentaires enrichis en aluminium les plus courants sont les argiles.</p>	<p>A faible pH, l'aluminium peut être précipité sous forme d'hydroxysulfate d'aluminium.</p> <p>Par ailleurs, le cation Al^{3+} prédomine dans de nombreuses solutions dont le pH est inférieur à 4.</p> <p>Au-dessus du pH neutre, la forme dissoute prédominante de l'aluminium est l'anion $\text{Al}(\text{OH})_4^-$</p> <p>L'AlSO_4^+ peut prédominer dans les solutions acides contenant beaucoup de sulfate.</p>
Arsenic	33	74.9216	<p>L'arsenic peut former des arséniures métalliques dans lesquels son état d'oxydation est négatif. Il peut également former des sulfures et peut être présent en tant qu'élément accessoire dans les gisements de minerais sulfurés. En effet, un incident de pollution des eaux souterraines par l'arsenic en Nouvelle-Écosse au Canada, a été documenté par Grantham et al., (1977), dans lequel l'arsénopyrite était présente naturellement dans la roche associée à l'or dans cette région, et l'oxydation de ce matériau dans les déchets miniers exposés à l'air a libéré de l'arsenic, qui est apparu en quantités excessives dans certains puits d'eau.</p> <p>Cet élément est largement impliqué dans les processus biochimiques (synthèse de diméthyl arsenic et des acides méthylarsenic). Il a été utilisé aussi comme un composant de pesticides et peut donc pénétrer dans les cours d'eau ou dans les eaux souterraines par le biais de l'élimination des déchets ou du drainage agricole.</p> <p>Minéraux: Arsénopyrite (FeAsS) Réalgar (As_4S_4)</p>	<p>En solutions aqueuses, les formes stables sont les oxyanions d'arséniate (As^{5+}) ou d'arsénite (As^{3+}).</p> <p>En effet, l'anion arséniate monovalent H_2AsO_4^- prédomine entre pH 3 et pH 7, et l'espèce bivalente HAsO_4^{2-} prend le relais de pH 7 à pH 11. Par contre dans des conditions légèrement réductrices, l'ion non chargé d'arsénite $\text{HAsO}_2(\text{aq})$ serait privilégié.</p> <p>L'adsorption par l'oxyde de fer hydraté (Pierce et al., 1980) ou la coprécipitation, ou la combinaison avec les sulfures dans la boue de fond réduite (Kobayashi et al., 1978), sont probablement les principaux facteurs inorganiques qui peuvent maintenir les concentrations d'arsenic à des niveaux très faibles dans l'eau.</p>

Tableau 2.3 (suite) Métaux d'intérêt et leur comportement (Hem, 1985)

Élément	Numéro atomique	Masse atomique	Sources potentielles	Informations relatives à certaines formes potentielles
Azote ammoniacal	7	14,0067	Présent dans l'atmosphère, l'hydrosphère et la biosphère à des états d'oxydation couvrant toute la gamme de N^{3-} à N^{5+} . La majeure partie de l'atmosphère terrestre est constituée d'azote gazeux. Les processus chimiques et biologiques qui transfèrent l'azote vers et depuis la lithosphère, l'atmosphère, l'hydrosphère et la biosphère constituent le cycle de l'azote.	Les cations d'ammonium sont fortement adsorbés sur les surfaces minérales. Au-dessus d'un pH de 9,2, la forme de la plupart des ions ammonium dissous sera $NH_4OH(aq)$, une espèce non chargée.
Baryum	56	137,327	Un contrôle de la concentration de baryum dans l'eau naturelle est la solubilité de la barytine ($BaSO_4$), qui est un minéral assez commun.	Un autre facteur qui semble susceptible d'influencer la concentration de baryum dans l'eau naturelle est l'adsorption par des oxydes ou des hydroxydes métalliques.
Bromures	35	79.904	Le bromure est présent en concentrations importantes dans certaines saumures. La plus grande utilisation de cet élément était le dibromure d'éthylène, un additif pour l'essence. D'autres utilisations, comme les fumigants et les agents ignifuges, libèrent également des composés bromés dans l'environnement.	Le brome dans l'eau naturelle est toujours présent sous la forme d'ion bromure Br^- . L'oxydation du bromure en brome élémentaire qui est volatil augmente la mobilité de l'élément.
Cadmium	48	112.41	En général, le cadmium est présent dans les minerais de zinc tel que la sphalérite et il est récupéré dans certains minerais de cuivre lors de la fusion et du raffinage. Cet élément est utilisé pour la galvanoplastie et pour les pigments utilisés dans la peinture, l'encre d'imprimerie et les plastiques. Il est également très utilisé comme stabilisateur pour le plastique PVC et dans les batteries électriques et les tubes fluorescents. Ces utilisations auront tendance à rendre l'élément disponible dans l'eau qui entre en contact avec les déchets enfouis. Un autre facteur important est la tendance du cadmium à pénétrer dans l'atmosphère par vaporisation à haute température. Ainsi, le cadmium peut être libéré dans l'environnement lors des processus métallurgiques et lors de la combustion de combustibles fossiles. Minéraux : Greenockite	La forme dominante à $pH < 6$ est Cd^{2+} alors que la forme $CdCO_3$ domine à des pH plus élevés (Callender, 2005). Le cadmium peut être copécipité avec l'oxyde de manganèse ou adsorbé sur des surfaces minérales.

Tableau 2.3 (suite) Métaux d'intérêt et leur comportement (Hem, 1985)

Élément	Numéro atomique	Masse atomique	Sources potentielles	Informations relatives à certaines formes potentielles
Chlorures	17	35.4515	<p>Le chlore gazeux se dissout facilement dans l'eau et a un effet oxydant un peu plus fort et plus rapide que l'oxygène dissous. Cet élément est utilisé depuis longtemps comme désinfectant ou biocide dans la purification des réserves d'eau. Les solutés organiques sont également attaqués, ainsi que d'autres espèces facilement oxydées.</p> <p>Il est courant, dans les techniques d'approvisionnement en eau, de maintenir un résidu de chlore libre de quelques centaines de microgrammes par litre dans tout le système de distribution.</p> <p>Parmi les minéraux chlorurés présents dans les roches ignées se trouvent la sodalite (Un feldspathoïde de formule chimique : $\text{Na}_8[\text{Cl}_2(\text{AlSiO}_4)_6]$), et l'apatite (Un minéral phosphaté).</p> <p>Dans les roches sédimentaires figurent les évaporites.</p> <p>Le chlorure est principalement présent soit sous forme de cristaux de chlorure de sodium, soit sous forme de solution d'ions sodium et chlorure.</p>	<p>Le chlore est présent dans toutes les eaux naturelles, il peut se présenter sous différents états d'oxydation allant de Cl^- à Cl^{7+}</p> <p>Les ions chlorures n'interviennent pas de manière significative dans les réactions d'oxydation ou de réduction, ne forment pas de complexes solutés importants avec d'autres ions à moins que la concentration en chlorure soit extrêmement élevée, ne forment pas de sels de faible solubilité et ne sont pas adsorbés de manière significative sur les surfaces minérales. En effet la circulation des ions chlorures dans le cycle hydrologique se fait en grande partie par des processus physiques. Toutefois, il ne faut pas s'attendre à ce comportement conservateur lorsque le mouvement se fait à travers de l'argile ou du schiste compacté.</p>
Cuivre	29	63.546	<p>Il peut être présent dans la croûte terrestre sous forme de métal natif libre, Cu_0, ou dans des minéraux Cu^+ ou Cu^{2+}.</p> <p>Le cuivre forme des minéraux sulfurés assez stables. En effet, les espèces communes qui sont importantes comme minerais contiennent également du fer.</p> <p>Il peut être dissous par les conduites d'eau et les appareils sanitaires, particulièrement par une eau dont le pH est inférieur à 7. De même, des sels de cuivre sont parfois ajoutés en petites quantités aux réservoirs d'eau pour prévenir la croissance des algues.</p> <p>Les composés organiques et inorganiques du cuivre ont été aussi largement utilisés dans les pulvérisations de pesticides agricoles.</p> <p>Le cuivre peut être présent à des concentrations aussi élevées dans le drainage minier acide. Toutefois, lorsque l'acidité de ces solutions est neutralisée, une grande partie de cuivre précipite.</p> <p>Minéraux : Chalcopyrite (CuFeS_2); Chalcosite (Cu_2S); Bornite (Cu_5FeS_4); Covellite (CuS)</p>	<p>Le cuivre peut être présent en solution dans les états d'oxydation Cu^{2+} ou Cu^+, mais les conditions d'oxydoréduction dans l'eau oxygénée et la tendance des ions Cu^+ à se dissocier ($2\text{Cu}^+ \rightarrow \text{Cu}^0 + \text{Cu}^{2+}$) favorisent la forme la plus oxydée.</p> <p>$\text{CuCO}_3(\text{aq})$ est la forme principale dans les eaux naturelles aérées contenant des espèces de CO_2 dissoutes. Les hydroxycarbonates de cuivre sont légèrement solubles et peuvent maintenir des concentrations faibles de cuivre, toutefois l'adsorption ou la coprécipitation avec des oxyhydroxydes ferriques peut entraîner des limites de solubilité encore plus basses.</p> <p>Dans les solutions dont le pH est supérieur à la neutralité, la forme $\text{Cu}(\text{OH})_3^-$ peut prédominer.</p>

Tableau 2.3 (suite) Métaux d'intérêt et leur comportement (Hem, 1985)

Élément	Numéro atomique	Masse atomique	Sources potentielles	Informations relatives à certaines formes potentielles
Fer	26	55.845	<p>Les minéraux des roches ignées dont la teneur en fer est relativement élevée comprennent les pyroxènes, les amphiboles, la biotite, la magnétite et, surtout, le nésosilicate olivine. Cette dernière est essentiellement une solution solide formée de la forstérite (Mg_2SiO_4) et la fayalite (Fe_2SiO_4). Dans la plupart des cas, le fer de ces minéraux est à l'état d'oxydation ferreux (Fe^{2+}), mais il peut aussi être ferrique (Fe^{3+}), comme dans la magnétite (Fe_3O_4).</p> <p>Lorsque ces minéraux sont en contact avec de l'eau, le fer qui peut être libéré est généralement reprécipité à proximité sous forme d'espèces sédimentaires. Dans des conditions réductrices, lorsque le soufre est disponible, les polysulfures ferreux tels que la pyrite, la marcasite et les espèces moins stables tels que la mackinawite et la griegite peuvent se former. Cependant, lorsque le soufre est moins abondant, la sidérite ($FeCO_3$) peut se former. Par la suite, dans des conditions oxydantes, les espèces sédimentaires seront des oxydes ou des oxyhydroxydes ferriques tels que l'hématite, le Fe_2O_3, la goethite, le $FeOOH$, ou d'autres minéraux ayant ces compositions. Les matériaux fraîchement précipités peuvent avoir une structure cristalline peu développée et sont communément appelés des hydroxydes ferriques, $Fe(OH)_3$.</p>	<p>La forme la plus courante de fer en solution dans les eaux souterraines est le fer ferreux Fe^{2+}.</p> <p>Le complexe monohydroxyde $FeOH^+$ peut être prédominant au-dessus d'un pH d'environ 9,5.</p> <p>Au-dessus d'un pH de 11, l'anion $Fe(OH_3)^-$ ou $HFeO_2^-$ peut exister dans l'eau à des concentrations importantes.</p> <p>Le fer ferrique peut être présent dans les solutions acides sous forme de Fe^{3+}, $FeOH^{2+}$ et $Fe(OH)_2^+$ et sous forme d'hydroxyde polymère.</p>
Fluorures	9	18,998403	<p>La fluorine (CaF_2) est un minéral fluoré commun. Ce minéral a une solubilité assez faible et se trouve à la fois dans les roches ignées et sédimentaires. L'apatite, les amphiboles telles que la hornblende et quelques micas contiennent aussi du fluorure.</p>	<p>L'ion F^- libre est la forme prédominante dans la plupart des eaux. À un pH faible, en dessous de 3,5, la forme HF^0 serait probablement prédominante.</p> <p>Dans les solutions acides, le fluorure pourrait bien être associé à la silice comme les SiF_6^{2-} ou SiF_4, susceptibles de former des complexes de fluorure d'aluminium dans les eaux dont le pH est légèrement inférieur à la neutralité.</p>

Tableau 2.3 (suite) Métaux d'intérêt et leur comportement (Hem, 1985)

Élément	Numéro atomique	Masse atomique	Sources potentielles	Informations relatives à certaines formes potentielles
Magnésium	12	24.3055	Dans les roches ignées, le magnésium est généralement un constituant des minéraux ferromagnésiens tels que l'olivine, pyroxènes, amphiboles et micas. Dans les roches altérées figurent le chlorite et la serpentine. Alors que dans les roches sédimentaires le magnésium se trouve comme un constituant des carbonates tels que la magnésite et l'hydromagnésite, la brucite, et les mélanges de magnésium et de carbonate de calcium. La dolomite a une structure cristalline définie dans laquelle les ions calcium et magnésium sont présents en quantités égales.	Le Mg^{2+} sera normalement la forme prédominante de magnésium en solution dans l'eau naturelle. Le complexe $MgOH^+$ ne sera pas significatif en dessous d'un pH d'environ 10.
Manganèse	25	54.938044	Plusieurs minéraux ignés et métamorphiques contiennent du manganèse divalent en tant que constituant mineur. C'est un constituant important du basalte et de l'olivine, ainsi que du pyroxène et de l'amphibole. De petites quantités sont généralement présentes dans la dolomie et le calcaire.	La chimie du manganèse est un peu similaire à celle du fer. Dans la mesure où les deux métaux participent aux processus d'oxydoréduction. En effet, l'ion Mn^{2+} sera prédominant dans la plupart des situations. Le complexe d'hydroxyde $MnOH^+$ devient la forme principale au-dessus du pH 10,5. Toutefois, les formes anioniques seront significatives à un pH de 12 ou plus. L'ion complexe $MnHCO_3^+$ peut être important dans des solutions ayant des concentrations en bicarbonates proches de 1000 mg/l sous forme de HCO_3^- alors que l'espèce $MnSO_4(aq)$ peut être importante dans les solutions dans lesquelles l'activité des sulfates est supérieure à quelques centaines de milligrammes par litre.

Tableau 2.3 (suite) Métaux d'intérêt et leur comportement (Hem, 1985)

Élément	Numéro atomique	Masse atomique	Sources potentielles	Informations relatives à certaines formes potentielles
Mercure	80	200.592	<p>Avant 1970, l'une des principales sources de pollution par le mercure dans les eaux de surface était sa fuite lors de l'électrolyse du chlorure de sodium fondu pour produire du chlore et de l'hydroxyde de sodium.</p> <p>Les diverses utilisations du mercure et son rejet dans l'atmosphère lors de la fusion et de la combustion de combustibles fossiles ont élevé l'occurrence de cet élément dans l'environnement bien au-dessus de son niveau préindustriel. Il convient toutefois de noter que, même si cet élément est rare, sa tendance naturelle à se volatiliser tend à le disperser largement.</p>	<p>La forme la plus stable dans la plupart des systèmes d'eau naturelles est le métal libre, Hg(aq).</p> <p>Le mercure peut former des complexes de chlorure ou d'hydroxyde en fonction du pH et de la teneur totale en chlorure.</p>
Nickel	28	58.6934	<p>Le nickel est un métal industriel important. Il est largement utilisé dans l'acier inoxydable et d'autres alliages résistants à la corrosion. Les minerais exploités commercialement comprennent les sulfures ferreux. En effet, il peut remplacer le fer dans les roches ignées ferromagnésiennes et a tendance à co-précipiter avec les oxydes de fer et surtout avec les oxydes de manganèse.</p>	<p>La chimie aqueuse du nickel concerne principalement l'état d'oxydation du Ni²⁺.</p>
Plomb	82	207.2	<p>La teneur en plomb du carburant est émise sous forme d'aérosol dans les gaz d'échappement.</p> <p>Largement répandu dans les roches sédimentaires</p>	<p>Sa mobilité est faible.</p> <p>L'adsorption de cet élément sur les surfaces des sédiments organiques et inorganiques et sa coprécipitation avec l'oxyde de manganèse tendent à maintenir de faibles niveaux de concentrations dans les eaux de surface et souterraines.</p> <p>Les principales formes inorganiques dissoutes de plomb sont l'ion libre Pb²⁺, les complexes d'hydroxyde et, probablement, les paires d'ions carbonate et sulfate.</p>

Tableau 2.3 (suite) Métaux d'intérêt et leur comportement (Hem, 1985)

Élément	Numéro atomique	Masse atomique	Sources potentielles	Informations relatives à certaines formes potentielles
Souffre	16	32,065	<p>Le soufre est largement distribué sous forme réduite dans les roches ignées et sédimentaires, sous forme de sulfures métalliques. Les concentrations de ces sulfures constituent généralement des minerais d'importance économique. En effet, lorsque les minéraux sulfurés subissent une altération au contact de l'eau aérée, le soufre est oxydé pour former des ions sulfates qui entrent en solution. Par ailleurs des ions H^+ sont produits en quantité considérable dans ce processus d'oxydation.</p> <p>Les cristaux de pyrite sont présents dans plusieurs roches sédimentaires et constituent une source de fer ferreux et de sulfate dans les eaux souterraines. La pyrite, en particulier, est couramment associée à des dépôts biogènes tels que le charbon, qui se sont formés dans des conditions fortement réductrices.</p> <p>L'oxydation de la pyrite et d'autres formes de soufre est également favorisée par l'homme : la combustion de combustibles et la fonte de minerais sont des sources importantes de sulfate pour les eaux naturelles. Les sulfures organiques peuvent également subir une oxydation dans les processus naturels du sol ou dans le traitement des déchets organiques. Le soufre sous forme réduite ou oxydée peut être volatilisé et libéré en grandes quantités dans les régions volcaniques et peut être présent dans l'eau géothermique, généralement sous forme oxydée.</p> <p>Les sulfates peuvent se trouver dans des minéraux de roches ignées du groupe des feldspathoïdes, toutefois les occurrences les plus importantes et les plus étendues se trouvent dans les sédiments d'évaporites particulièrement le sulfate de calcium sous forme de gypse, $CaSO_4 \cdot 2H_2O$, ou anhydrite.</p>	<p>Le soufre existe dans des états d'oxydation allant de S^{2-} à S^{6+}, le comportement chimique du soufre est fortement lié aux propriétés redox des solutions aqueuses.</p> <p>Sa forme la plus oxydée et la plus stable est SO_4^{2-}. Toutefois l'ion réduit, S^{2-}, forme des sulfures peu solubles avec la plupart des métaux. Le fer étant commun et largement répandu, les sulfures de fer ont une influence considérable sur la géochimie du soufre.</p> <p>La dissociation de l'acide sulfurique n'est pas complète dans la plage inférieure du pH de l'eau naturelle, et dans certaines eaux acides, l'ion bisulfate (HSO_4^-) constitue une partie considérable de la concentration totale de sulfate.</p> <p>L'ion HSO_4^- prédomine en dessous d'un pH d'environ 1,99.</p> <p>À un pH de 2,99, environ 10 % du sulfate total se trouverait sous cette forme, et à un pH de 3,99, seulement 1 %.</p> <p>Ainsi, au-dessus d'un pH de 3,99, la contribution du HSO_4^- est insignifiante.</p>
Zinc	30	65.39	<p>Le zinc est à peu près aussi abondant dans les roches crustales que le cuivre ou le nickel. Cependant il n'a qu'un seul état d'oxydation important, Zn^{2+}, et a tendance à être beaucoup plus soluble dans la plupart des types d'eau naturelle que les deux autres métaux.</p> <p>Le zinc peut se trouver dans la sphalérite ZnS.</p>	<p>La forme libre Zn^{+2} domine à un pH <6. A un pH plus élevé la forme qui domine est $ZnCO_3$.</p> <p>Lorsque les teneurs en matière organique dissoute sont élevées (MOD), la complexation du zinc avec ces dernières peut être importante.</p>

2.4.2 Processus de transport de masse

Un élément en solution est un élément qui ne constitue pas une phase mobile différente de la phase fluide principale, cependant il s'y intègre par la modification des propriétés physico-chimiques et il est caractérisé par sa concentration dans cette phase principale. Un élément en solution peut être défini comme conservateur (ou non réactif, inerte ou traceur parfait) lorsque cet élément ne subit aucune modification et n'interagit pas avec la phase solide lors de son transport à travers le milieu poreux (Besnard, 2003).

En général, la migration des contaminants en solution résulte de l'interaction de nombreux processus physiques, chimiques et biologiques. Le tableau 2.4 illustre les différents processus pouvant se produire dans les eaux souterraines (Besnard, 2003).

Tableau 2.4 Processus physico-chimiques de migration des contaminants dans les eaux souterraines (Besnard, 2003)

Processus physiques	Processus (bio)chimiques
Advection	Décroissance radioactive
Dispersion	Dissolution/Précipitation
Diffusion moléculaire	Co-précipitation
Volatilisation	Sorption
Filtration	Oxydo-réduction
Transport en phase gazeuse	Biodégradation
Transport facilité	Complexation
Conduction thermique, électrique	Décomposition chimique
Décomposition physique	Biotransformation

Les processus de transport présentés dans cette section sont définis en se basant sur le livre Freeze et Cherry (1979) et sont schématisés à la figure 2.3 adaptée de Cloutier et al., (2013) :

- Le processus d'advection consiste au transport des solutés par le mouvement massif des eaux souterraines, ce qui permet le transport des solutés non réactifs à une vitesse moyenne égale à la vitesse linéaire moyenne de l'eau.
- La dispersion hydrodynamique est la tendance du soluté à s'écarter du chemin imposé par des forces hydrauliques advectives du système d'écoulement, ce qui provoque la dilution du soluté. Il pourrait y avoir un étalement du panache de concentration du soluté dans le

sens d'écoulement (dispersion longitudinale) ou dans le sens perpendiculaire à l'écoulement (dispersion transversale).

- La diffusion moléculaire est une force liée au gradient moléculaire, en général, négligeable. Cependant, c'est un phénomène important seulement à faible vitesse, dans les milieux dans lesquels l'eau est stagnante ou dans les milieux qui ont une faible perméabilité (Besnard, 2003).

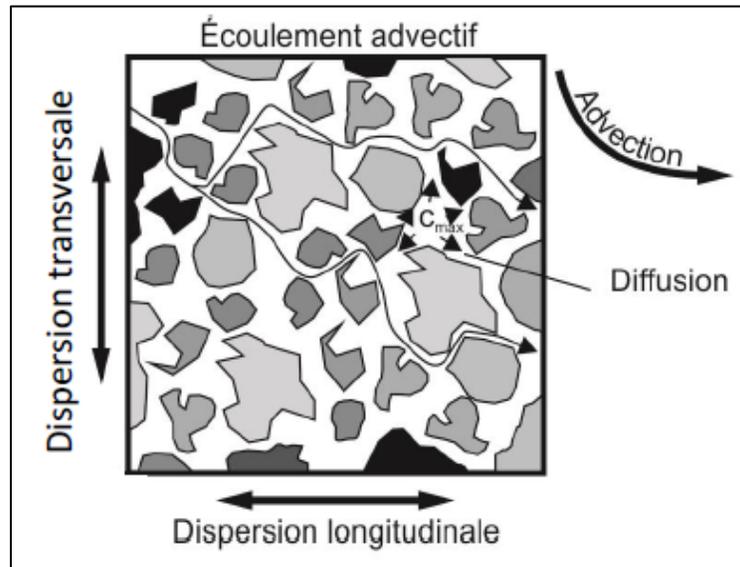


Figure 2.3 Processus de transport de masse (Cloutier et al., 2013)

L'impact des processus physico-chimiques sur le transport des contaminants est illustré dans le tableau 2.5.

Tableau 2.5 Impact des processus physico-chimiques sur le transport des contaminants (Besnard, 2003)

Processus	Impact sur le transport
Advection	Constitue le moyen le plus efficace pour faire transporter un soluté loin de la source.
Dispersion	Entraîne la diminution de la concentration du pic, l'augmentation de la taille du panache et la diminution du premier temps d'arrivée.
Diffusion	Permet l'étalement du panache, elle est cependant en général négligeable.
Sorption	Entraîne un retard, et ce, par la réduction de la vitesse apparente du soluté.
Transformations biologiques	Provoque la diminution de la concentration en solution.
Décroissance radioactive	Entraîne la diminution de la concentration en solution, cependant pour qu'elle soit efficace, la demi-vie devrait être inférieure au temps de résidence dans le système.
Complexation	Provoque l'augmentation de la mobilité des métaux par la formation d'espèces chargées négativement ou l'augmentation de leur solubilité.
Dissolution/précipitation	Retarde le soluté, change la porosité du milieu et donc le champ de vitesse.
Réaction acide-base	Permet le contrôle du pH de la solution.
Oxydo-réductions	A un effet important sur la dégradation des composés organiques et la solubilité des métaux.
Hydrolyse / échange d'ions	Rend les composés organiques plus biodégradables ou plus soluble.

Le transport de solutés est décrit par le développement des équations différentielles basées sur le calcul des flux de solutés entrant et sortant d'un volume élémentaire dont la conservation de masse est décrite comme suit (Freeze et Cherry, 1979) :

$$\left[\begin{array}{c} \text{Flux net d'échange de masse} \\ \text{de soluté dans l'élément} \end{array} \right] = \left[\begin{array}{c} \text{Flux de soluté} \\ \text{sortant} \\ \text{de l'élément} \end{array} \right] - \left[\begin{array}{c} \text{Flux de soluté} \\ \text{entrant} \\ \text{de l'élément} \end{array} \right] \pm \left[\begin{array}{c} \text{Perte ou gain} \\ \text{de flux de soluté due} \\ \text{aux réactions} \end{array} \right]$$

Ces flux entrants et sortants sont contrôlés par les processus physiques, notamment, l'advection et la dispersion hydrodynamique. Les réactions chimiques et biochimiques ou la décroissance radioactive contrôlent le gain ou la perte de masse de solutés.

L'équation du transport de solutés, en se basant sur la conservation de la matière et en tenant compte des phénomènes d'advection et de dispersion, a été dérivée par Ogata, (1970), Bear, (1972) et Freeze et al., (1979) avec les hypothèses suivantes : régime permanent, écoulement unidirectionnel selon x , milieu saturé, isotrope, homogène et au sein duquel la loi de Darcy s'applique. On assume une substance dissoute non réactive. Le flux de masse dissoute selon x s'exprime selon l'équation suivante où la première partie représente le transport par advection, la deuxième partie représente le transport par dispersion et le signe négatif exprime le flux vers une zone de concentration moindre :

$$F_x = \bar{v}_x n C - n D_x \frac{\partial C}{\partial x}$$

Et où :

F_x : flux de masse dissoute [$MT^{-1}L^{-2}$]

v_x : vitesse linéaire moyenne [LT^{-1}]

n : porosité

C : concentration [mol/m^3]

D_x : coefficient de dispersion [L^2T^{-1}]

En ce qui concerne le transport par diffusion, les lois de Fick permettent une représentation mathématique de ces processus. L'équation suivante représente la première loi de Fick :

$$F = -D \frac{\partial C}{\partial x}$$

Où:

F : flux diffusif [$mol/s/m^2$]

D : coefficient de diffusion [m^2/s]

C : concentration [mol/m^3]

Les différents processus liés à la sorption, dont l'adsorption, l'absorption, la chimisorption, et les échanges d'ions sont définis ci-bas (Fetter, 1993; Weber Jr et al., 1991). L'adsorption est un processus dans lequel l'accumulation de soluté est généralement limitée à une surface ou une

interface entre la solution et l'adsorbant. L'échange ionique est un processus dans lequel des anions et des cations peuvent être attirés par des régions proches d'une surface minérale et y rester liés par des forces électrostatiques. Les cations sont attirés par les surface minérales argileuses chargées négativement alors que les échanges d'anions ont lieu sur les sites chargés positivement d'oxyde d'aluminium ou de fer ou même sur des liaisons cassées de minéraux argileux. Dans le cas de chimiosorption, le soluté est incorporé sur le sédiment, la surface de la roche ou le sol par une réaction chimique. Enfin l'absorption constitue le processus par lequel le soluté diffuse à travers l'aquifère (si ses particules sont suffisamment poreuses) et se sorbe sur des surfaces intérieures. Dans certains cas, une accumulation de soluté se produit sur l'interface pour former une association moléculaire soluté – soluté ou un précipité, le processus de précipitation, et il est classé dans une catégorie différente des processus de sorption malgré qu'il soit précédé par ces derniers.

Dans les problèmes impliquant des processus d'adsorption, l'équation du transport de masse s'exprime comme suit :

$$Dl \frac{\partial^2 C}{\partial l^2} - \bar{v}_l \frac{\partial C}{\partial l} + \frac{\rho b}{n} \frac{\partial S}{\partial t} = \frac{\partial C}{\partial t}$$

ρb : masse volumique du milieu poreux

n : porosité

S : quantité de substance adsorbée par unité de masse du solide

$\frac{\rho b}{n} \frac{\partial S}{\partial t}$: changement de concentration causé par les processus d'adsorption

La répartition d'une substance entre les phases dissoutes et adsorbées est représentée par une fonction S vs C qui est une relation décrite selon un isotherme de Freundlich selon l'équation suivante :

$$S = K_d C^b$$

Dans un graphique log-log, pour une température donnée, les points définiront généralement une droite dite « isotherme de Freundlich »:

Où **K_d** (appelé aussi coefficient de distribution) et **b** représentent des constantes qui dépendent du milieu poreux et de la nature de la substance dissoute.

La figure 2.4 représente l'effet de la sorption sur la vitesse de transport des solutés (Appelo et Postma, 2005). Dans le cas (A), le soluté ne se sorbe pas sur les grains de sédiment, il est alors transporté à la vitesse de l'eau. Dans le cas (B), une molécule de soluté sur deux est absorbée, il est donc transporté à la moitié de la vitesse de l'eau. Ainsi, le soluté est retardé par rapport à la migration de l'eau.

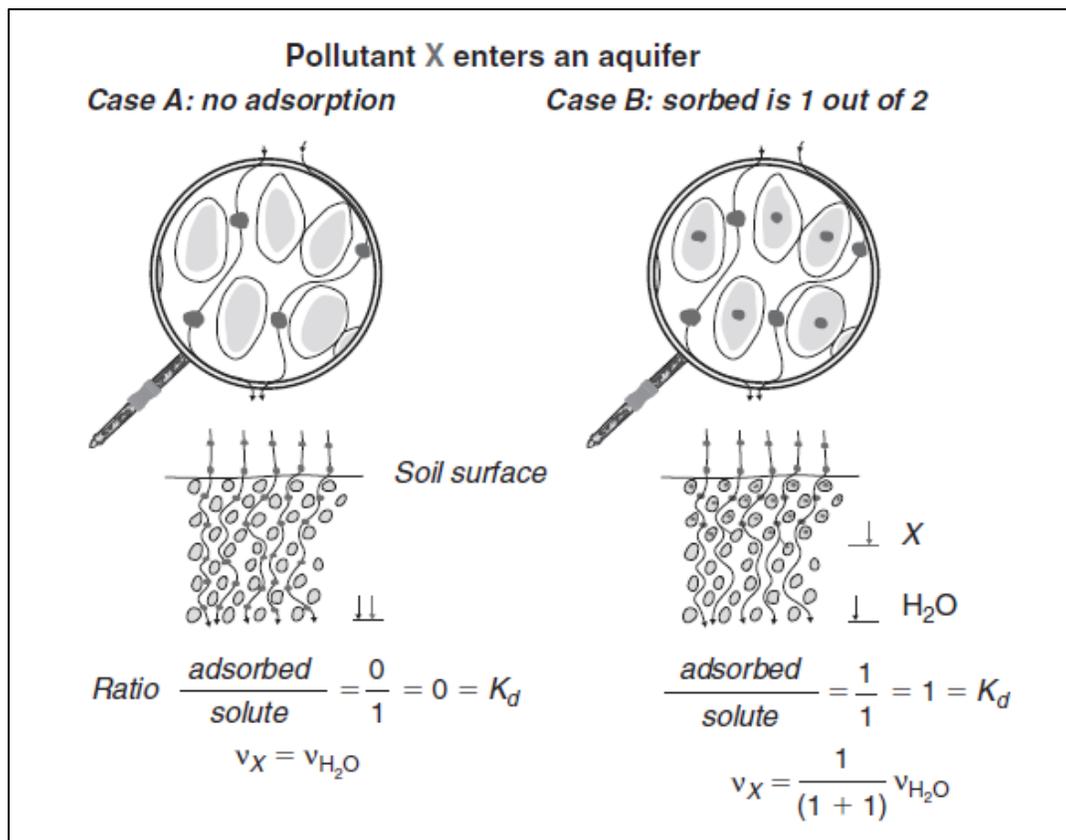


Figure 2.4 Effet de la sorption sur le transport de solutés (Appelo et Postma, 2005)

2.4.3 Codes numériques

Le choix des logiciels ou des codes numériques pour traiter le transport des contaminants est primordial. Voici une brève description de codes numériques utilisés en hydrogéologie.

CTRAN/W

CTRAN/W est un logiciel puissant de modélisation par éléments finis des transferts de solutés et de gaz dans les milieux poreux. Il peut être utilisé pour modéliser des systèmes simples dominés par la diffusion jusqu'à des systèmes complexes d'advection-dispersion avec des réactions de premier

ordre. *CTRAN/W* peut être utilisé pour modéliser une vaste gamme de problèmes géo-environnementaux impliquant le mouvement d'espèces dissoutes ou de gaz provenant de sources naturelles ou artificielles (Geoslope, 2021).

Chesnaux et al., (2012) ont établi une simulation numérique en utilisant *CTRAN/W*, basée sur un modèle conceptuel qui montre les effets des connections hydrauliques lors d'un essai de pompage dans un aquifère granulaire recouvrant un aquifère rocheux fracturé. La contamination croisée résultant des connexions hydrauliques entre les aquifères a été simulée avec *CTRAN/W* qui, combiné avec *SEEP/W*, a permis de simuler le transport des contaminants dans les aquifères.

PHREEQC

Le logiciel *PHREEQC* est utilisé pour simuler une variété de réactions et de processus géochimiques dans les eaux naturelles ou les expériences de laboratoire. Une description complète des nombreuses alternatives de saisie et les bases mathématiques se trouvent dans le manuel du programme (Parkhurst et al., 1999). *PHREEQC* a été développé pour faire les calculs de spéciation et d'indice de saturation. En outre, il permet de faire les calculs de transport unidimensionnel et de réaction avec des réactions réversibles et irréversibles, incluant des équilibres aqueux, minéraux, gazeux, de solution solide, de complexation de surface et d'échange d'ions, des réactions cinétiquement contrôlées, de mélange de solutions et des changements de pression et de température. Par ailleurs, il permet d'établir la modélisation inverse, qui identifie des ensembles de transferts molaires de minéraux et de gaz expliquant des différences de composition entre les eaux dans des limites d'incertitude de compositions spécifiées. En effet ce logiciel contribue à maintenir la connexion avec la situation physique palpable et concrète (Appelo et Postma, 2005).

MODFLOW

MODFLOW est considéré comme une norme internationale pour la simulation et la prévision des conditions des eaux souterraines et des interactions entre les eaux souterraines et les eaux de surface. Le suivi des particules à base de *MODFLOW* et le transport des solutés peut se faire par les codes suivants :

MODPATH : Un modèle de post-traitement de traçage des particules qui calcule les trajectoires de flux en utilisant les données de *MODFLOW*.

MT3D-USGS : Un simulateur de transport de solutés dans les eaux souterraines pour *MODFLOW*.

SEAWAT : Une version combinée de *MODFLOW* et *MT3DMS* pour la simulation de l'écoulement et du transport des eaux souterraines à densité variable.

MIN3P

MIN3P est un code numérique pour modéliser l'écoulement et le transport réactif à usage général pour les milieux à saturation variable, offrant un degré élevé de flexibilité en ce qui concerne la définition du réseau de réaction. Le transport advectif-dispersif dans la phase aqueuse et le transport diffusif dans la phase gazeuse sont inclus. Les réactions d'équilibre considérées sont la complexation aqueuse, la séparation des gaz entre les phases, l'oxydation-réduction, l'échange d'ions et la complexation de surface (Min3P, 2020).

Ce logiciel a été utilisé dans le projet *Diavik Waste Rock* qui consiste en des expériences de laboratoire et de terrain développées pour l'étude et la mise à l'échelle de l'évolution géochimique de déchets miniers sulfurés. L'évolution géochimique des effluents provenant de ces stériles a été simulée avec le modèle de transport réactif *MIN3P* (Wilson et al., 2018).

2.4.4 Les conditions aux limites

Il existe trois conditions limites de base pour le transport des contaminants :

- Concentration spécifiée (Dirichlet)
- Flux dispersif spécifié (Neumann)
- Flux dispersif et advectif spécifié (Cauchy).

Dans de nombreux cas, ces conditions limites sont suffisantes et faciles à définir. Par exemple, une source de contaminants peut être spécifiée en utilisant comme types de conditions limites soit le Dirichlet (concentration constante), soit le Cauchy (flux de masse constant). Cependant, dans les analyses de transport, le panache atteint souvent la limite du champ lointain, ce qui rend les conditions limites précitées incorrectes. Frind, (1988) a formulé une condition limite de flux de masse de sortie libre qui permet à la masse de sortir à la fois par advection et par dispersion. La condition limite est de type Cauchy qui répond aux changements de concentration à la frontière.

CHAPITRE 3 SITE D'ÉTUDE

3.1 Description générale du site

La déposition des résidus dans le parc à résidus Quémont-2 a débuté en 1949. En effet, au début de son exploitation ce site a reçu des résidus sulfureux générateurs d'acidité qui ont été recouverts par un mélange de résidus de scories et de boues de traitement en codéposition (boues de l'UTAF) non générateurs d'acidité et qui limitent l'oxydation des résidus sulfureux sous-jacents (WSP, 2019a). Entre 1949 et 2018 la quantité de résidus déposés est estimée à 7,6 Mt de résidus sulfureux, 14,2 Mt de scories et 1,1 Mt de boues d'UTAF. Ces résidus ont comme provenance la mine Quémont, la mine Gallen, et le circuit des scories et du traitement hydrométallurgique (UTAF) (WSP, 2019b).

À partir de 2016, les résidus sont déposés en alternance sur le parc Noranda-5 et le parc Quémont-2 avec un taux de production annuel d'environ 600 000 à 650 000 t de résidus, puisque ce dernier était estimé comme presque à pleine capacité. Cette déposition en alternance entre les deux parcs pourra être continuée sur Quémont-2 jusqu'à la date anticipée de sa fermeture en 2022 (WSP, 2019b).

En ce qui concerne les infrastructures (figure 3.1), le site Quémont-2 est composé principalement d'un parc à résidus actif (à l'est) et d'un ancien parc à résidus (à l'ouest noté A.P). Ce site est muni d'un bassin de polissage interne à partir duquel l'eau est pompée jusqu'au bassin de polissage Noranda-5, situé à environ 9 km au sud-ouest du site. La station de pompage, alimentée par siphon, est située à l'exutoire de Quémont-2 en bordure du parc. Le figure 3.1 présente la localisation des digues (A, AB, B, C, D, E, F, G et H) ainsi que des digues de revanche à la périphérie du parc à résidus. Un réseau de fossés de drainage a été aménagé aux pieds des digues afin de recueillir les eaux naturelles ainsi qu'un déversoir d'urgence. Finalement, une ceinture de fossés de dérivation et d'interception en périphérie du site permet soit de capter les eaux contaminées ou de détourner les eaux fraîches.

Le site était délimité par les digues A, B, C, D, E et F jusqu'en 1995. La digue G a ensuite été construite directement sur les résidus miniers et ne comprend pas de noyau d'argile. A cet effet, il existe une connexion hydraulique entre l'ancien parc et le parc actif (WSP, 2019a).

Les digues D, E et F contournent l'ouest de l'ancien parc. Au pied de la digue F, au nord-ouest, on retrouve une zone marécageuse et un chemin amenant au lac Dufault. Du côté Est, on retrouve la digue A qui sert principalement à contraindre les eaux du bassin de polissage interne de s'écouler vers la dépression topographique avoisinante. Il y a également du même côté les digues de revanche A1 et A2 et le fossé qui a servi à diriger les eaux d'accumulation du parc vers le bassin Nord-Osisko jusqu'en 2013. Les digues AB, B et C ont pour rôle de retenir les eaux et les résidus miniers dans le parc. Au pied de ces digues se trouve la voie de contournement alors que la topographie présente en général une pente vers le sud. En raison des affleurements rocheux au nord du parc, aucune digue n'a été construite dans cette partie, excepté à l'extrémité nord-ouest où on retrouve les digues de revanche G1 et G2.

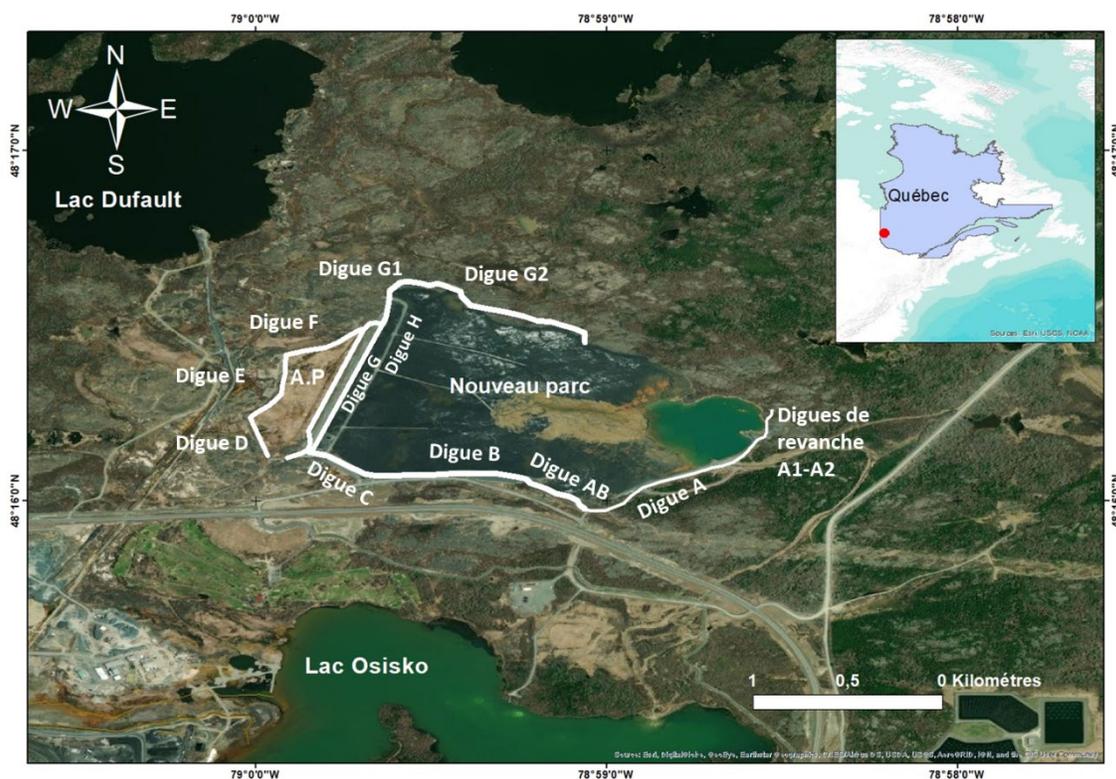


Figure 3.1 Localisation des digues sur le site d'étude (adapté de El Mrabet, 2021 et WSP, 2019a)

3.2 Cadre géologique

Le cadre géologique de la région de l'Abitibi-Témiscamingue est décrit dans plusieurs documents antérieurs (Cloutier et al., 2016; Nadeau et al., 2018; Nadeau et al., 2015; Paradis et al., 2007; Paradis et al., 2005; Veillette, 1986, 1987; Veillette et al., 2004).

3.2.1 Socle rocheux

La figure 3.2 présente la carte de la géologie du roc dans le secteur du parc à résidus Quémont-2. Située au nord de la faille de Cadillac, la zone d'étude chevauche la sous-province géologique de l'Abitibi, une partie de la province du Supérieur du Bouclier canadien. Cette dernière montre des directions structurales d'une orientation préférentielle est-ouest (Veillette, 2000). La sous-province de l'Abitibi représente la plus grande étendue de granite et de « roches vertes » au monde. Les roches volcaniques dont elle est formée datent de l'Archéen, faisant parti des plus vieilles roches de la planète, et sont séparées par de petites bandes sédimentaires orientées nord-ouest - sud-est (figure 3.2). Ces roches ont ensuite été plissées et métamorphosées par des intrusions granitiques, de forme plus ou moins circulaire issues de l'Archéen tardif et délimitées par des systèmes de failles complexes tels que ceux de Cadillac et Lyndhurst.

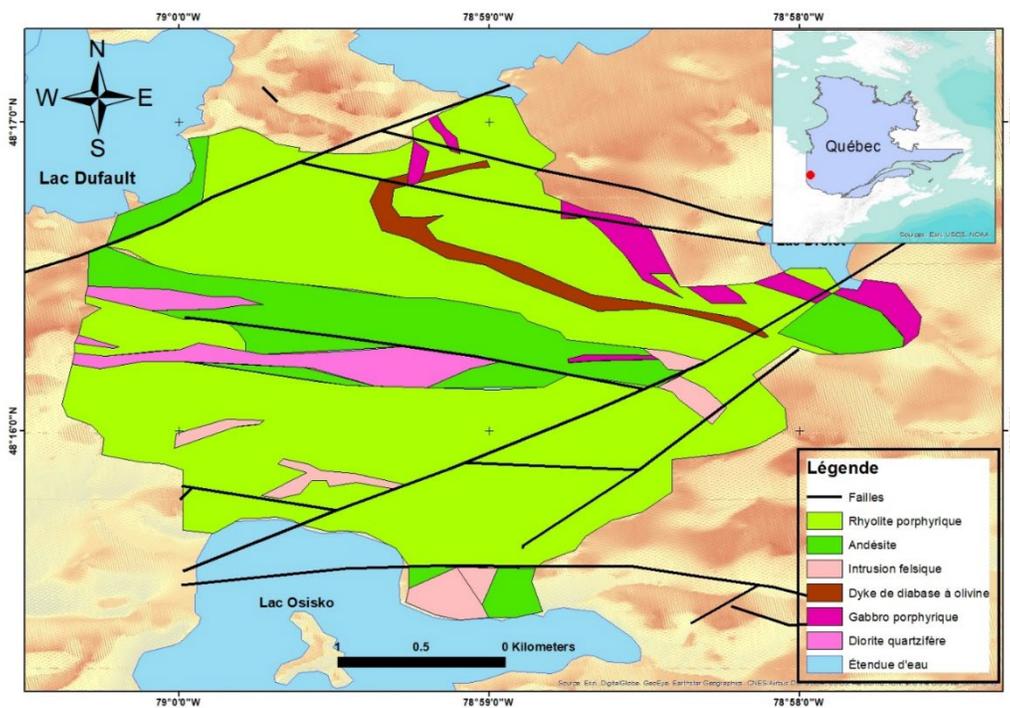


Figure 3.2 Géologie du roc dans la zone d'étude (El Mrabet, 2021)

3.2.2 Formations de surface

Les dépôts meubles présents dans la région de l'Abitibi-Témiscamingue résultent des événements glaciaires et postglaciaires. Ils ont été mis en place lors de trois grands épisodes (Dyke et al., 2003): le retrait du glacier, la submersion du lac qui talonnait le front glaciaire et la période postglaciaire. Dans le secteur d'étude, on retrouve ces dépôts sous forme d'une couche de till, des argiles glaciolacustres formés dans la région du lac glaciaire Barlow-Ojibway et des dépôts organiques (figure 3.3).

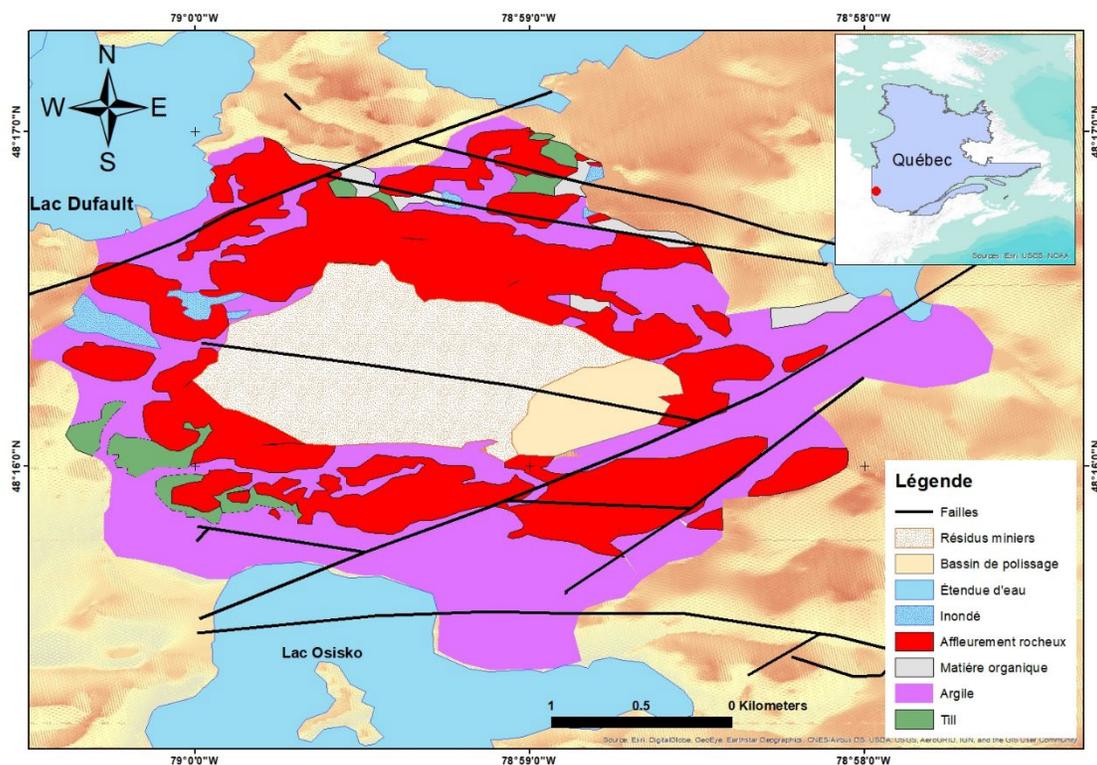


Figure 3.3 Formations de surface dans la zone d'étude (El Mrabet, 2021)

3.3 Cadre hydrologique et hydrogéologique

3.3.1 Hydrologie

Les eaux qui s'écoulent sur le site Quémont-2 proviennent des précipitations et du déversement de résidus sur le site et ce à partir de la digue H. Toutefois, l'eau qui n'est pas retenue dans le réseau interstitiel des résidus s'écoule vers le bassin de polissage interne situé à l'est. Les eaux provenant de Quémont-2 sont ensuite pompées vers le bassin de polissage Noranda-5 situé à environ 9 km au sud-ouest du site à travers une conduite, et ce, à partir de 2013. Avant cette date, le bassin de polissage destiné à accueillir ces eaux était le bassin Nord-Osisko (WSP, 2019a). Des ruisseaux peuvent acheminer l'eau de pluie vers le milieu naturel, soit vers le lac Dufault au nord-ouest ou vers le bassin Nord-Osisko au sud. La figure 3.4 illustre le réseau hydrographique de la région ainsi que les différents ruisseaux sur le site d'étude.

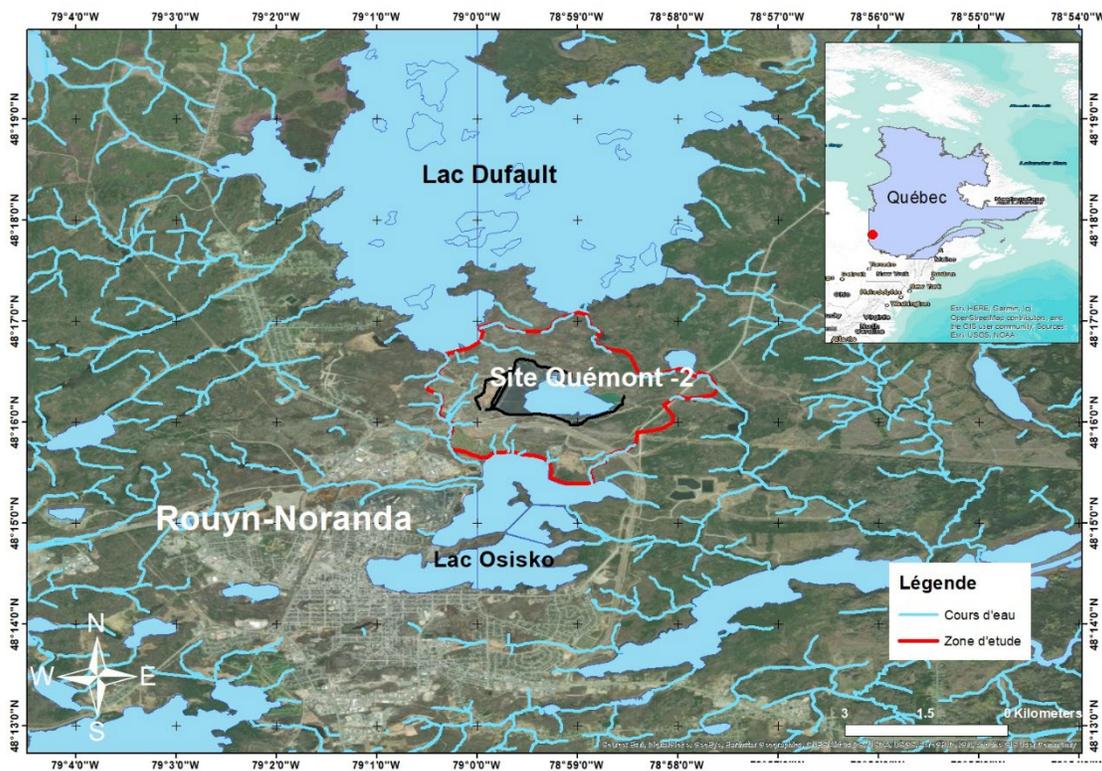


Figure 3.4 Carte de l'hydrologie de la zone d'étude (El Mrabet, 2021)

3.3.2 Unités hydrogéologiques

Le contexte hydrogéologique régional du parc à résidus Quémont-2 est caractérisé par un socle rocheux affleurant à plusieurs endroits ou recouvert par des dépôts meubles d'origine glaciolacustre tel que mentionné dans la section précédente. Le modèle conceptuel de la figure 3.5, adapté de El Mrabet (2021), schématise les différentes unités hydrogéologiques rencontrées dans la zone d'étude. Six unités hydrogéologiques ont été identifiées sur le site Quémont-2, incluant deux unités anthropiques (digues et résidus miniers) (WSP, 2019a). Leurs caractéristiques sont présentées au tableau 3.1

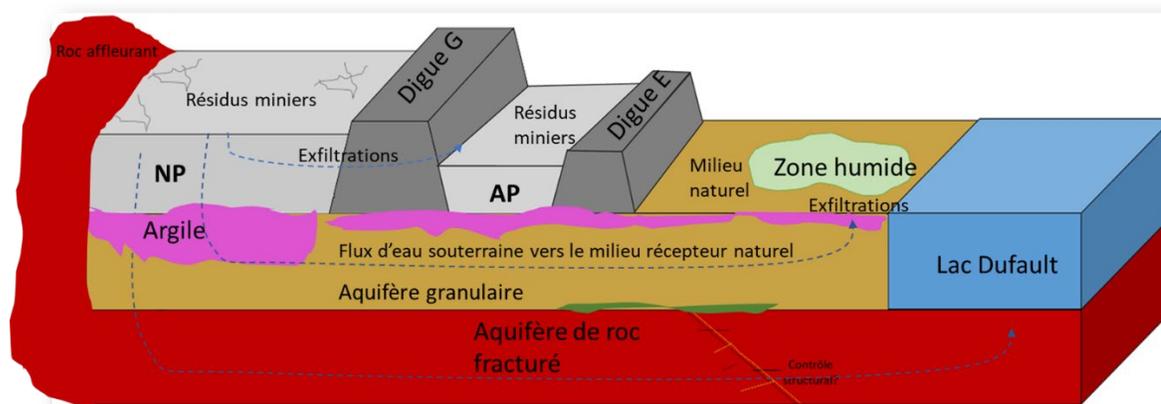


Figure 3.5 Modèle conceptuel de la zone d'étude (adapté de El Mrabet, 2021)

Tableau 3.1 Caractéristiques des unités hydrogéologiques rencontrées sur le site d'étude

Unité	Caractéristiques
Digues	Les digues sont composées généralement de remblais perméables (sable, gravier et enrochement) et d'un noyau d'argile. Toutefois, la digue interne G ne contient pas de noyau d'argile et elle est érigée directement sur les résidus.
Résidus miniers	Les résidus miniers affleurent à l'est de la digue G, alors qu'ils sont situés en dessous d'un recouvrement végétal à l'ouest de la digue G. Leur épaisseur varie de 0 à 26 m, avec une épaisseur plus importante au centre du parc (WSP, 2019a). Les propriétés physiques et chimiques de ces résidus sont présentées dans les deux sous-sections qui suivent.
Tourbe	Pouvant atteindre 1,53 m d'épaisseur, cette unité se trouve au-dessus de l'argile et en-dessous des résidus miniers. Elle est constituée principalement de dépôts organiques (WSP, 2019a).
Dépôts glacio-lacustres	Cette unité est constituée de dépôts argileux sous forme de rythmites d'argile et de silt répartis sur une épaisseur variant de 0 à 16 m. En effet, l'unité d'argile est presque présente sur tout le parc à résidus sauf dans la partie nord où les résidus sont déposés directement sur le roc (WSP, 2019a).
Till	Cette unité est caractérisée par une matrice de sable silteux avec un peu de gravier, répartie sur une épaisseur qui varie de 0 à 2,7 m (WSP, 2019a).
Roc	La géologie du roc est présentée dans la carte 3.3 Le roc est constitué par une partie superficielle plus fracturée et un roc sain plus profond situé à plus de 10 m de profondeur (El Mrabet, 2021).

3.4 Propriétés physiques des résidus miniers

Les résidus miniers sont composés majoritairement de matériaux silteux de faible compacité (WSP, 2019a). Les travaux de URSTM (2009) ont montré que les boues de l'UTAF ont une granulométrie beaucoup plus fine que les scories, et donc une surface spécifique plus importante. Vu qu'elles sont très hydratées, ces boues sont généralement moins denses que les scories. Le composé mélange des scories et boues possède une granulométrie et une densité plus proche des scories que celles des boues. Le tableau 3.2 présente les principales caractéristiques granulométriques pour chaque type de résidus.

Tableau 3.2 Caractéristiques physiques des matériaux (URSTM, 2009)

Unités		Résidus de scories			Composé mélange			Boues UTAf		
		7	15	19	7	15	19	7	15	19
Densité relative	(-)	3,864	3,857	3,923	3,757	3,556	3,611	2,749	2,667	2,801
Surface spécifique	(m ² /g)	1,140	1,102	1,109	7,274	7,479	10,745	44,11	42,00	47,32
D ₁₀	(µm)	1,2	1,3	1,3	1,1	1,5	1,3	0,6	0,6	0,5
D ₃₀	(µm)	8,8	9,5	9,4	6,6	6,9	6,3	3,4	3,7	3,4
D ₅₀	(µm)	20,8	22,6	21,7	16,6	16,8	14,8	6,4	7,0	6,7
D ₆₀	(µm)	28,8	31,0	29,6	24,3	24,8	22,3	8,3	8,9	8,7
D ₉₀	(µm)	67,8	72,1	69,8	61,7	66,6	62,8	18,5	19,3	19,2
% passant 80µm	%	93	93	93	94,5	93,5	95	100	100	100

3.5 Propriétés chimiques des résidus miniers

Le tableau 3.3 résume les principales caractéristiques chimiques des résidus miniers déposés sur le parc à résidus Quémont-2 (résidus de scories, boues de l'UTAF et mélange de boues et scories) suite à la réalisation de plusieurs essais (SNC-LAVALIN, 2009; URSTM, 2009, 2015).

Tableau 3.3 Caractéristiques chimiques des résidus miniers

URSTM (2009, 2015)			
Des essais statiques et des essais cinétiques en mini-cellules d'altération ont été réalisés sur des échantillons de scories, de boues de l'UTAF et d'un mélange de boues et scories. Le but principal était de déterminer le potentiel de lixiviation des matériaux.			
Essais statiques	Essais cinétiques	Analyse chimique des solides	Essais minéralogiques (DRX)
<p>-Selon les critères de la Directive 019 (MDDEP, 2012) et vu leur faible contenu en sulfures (% S_{Sulfure} < 0,3 %), tous les échantillons analysés sont classés comme non-acidogènes.</p> <p>-Les échantillons de boues de l'UTAF ont un potentiel de neutralisation significatif car ils contiennent de la chaux résiduelle et des hydroxydes.</p>	<p>-Des concentrations en arsenic qui dépassent les exigences de rejet à l'effluent final de la Directive 019 (MDDEP, 2012) ont été mesurées au niveau des résidus de scories jusqu'au 20^{ième} jour d'essai, puis une diminution sous les limites de détection vers le 50^{ième} jour.</p> <p>-Des concentrations en zinc qui dépassent les exigences de rejet à l'effluent final de la D019 ont été enregistrées pour les échantillons des boues de L'UTAF du 14^{ième} jour jusqu'à la fin de l'essai avec une tendance à la hausse.</p> <p>-Pour le mélange de scories et de boues, les concentrations en arsenic dépassent les cibles de rejet à l'effluent final de la D019 jusqu'au 70^{ième} jour d'essai, et ce, pour un échantillon. Les concentrations en plomb dépassent les exigences de rejet à l'effluent final de la D019 jusqu'au 100^{ième} jour d'essai au niveau de deux échantillons. De plus, des dépassements pour les concentrations en zinc notés au niveau des trois échantillons ont été enregistrés tout au long de l'essai.</p> <p>-Par la suite, les calculs d'épuisements élémentaires ont montré que les échantillons testés ont souvent une réserve de métaux suite aux 165 jours en mini-cellules d'altération. Seuls le Stotal et le Ca qui montrent des signes d'épuisements partiels dans les essais réalisés sur les boues de l'UTAF et les mélanges. Ceci provient de la dissolution progressive du gypse contenu dans la boue (URSTM, 2015)</p>	<p>-Les résidus de scories : Principalement composés de Fe (41,8 %), Zn (4,1 %), Al (3,2 %), Pb (2,0 %), Ca (1,6%) avec des traces de As, Cu, Sb et Sulfures.</p> <p>- Les boues de l'UTAF : Principalement composées de Ca (15,4 %), Sulfate (11,2 %), Pb (8,2 %), Fe (6,9 %), As (2,6 %), Zn (2,1 %), Cu (1,9 %) avec des traces de Al, Cd, Mg, Sn, Bi, Sb.</p> <p>-Les échantillons de mélanges montrent des compositions chimiques transitoires entre les scories et les boues en se rapprochant de la composition des scories plutôt que celle des boues.</p>	<p>-Les échantillons de scories contiennent les minéraux suivant : fayalite (55,5%), magnétite (32,8 %), augite (11,5 %) et des traces de sphalérite.</p> <p>-Les boues de l'UTAF contiennent en moyenne les minéraux suivants : gypse (83,5 %), jarosite (12,6 %) et actinolite (3,9 %).</p> <p>- Les mélanges ont une composition intermédiaire entre les boues et les scories toutefois, étant donné les limites de la DRX, seuls les minéraux suivants ont été quantifiés: fayalite (42,7 %), magnétite (26,8 %), gypse (16,5 %), augite (13,9 %) et des traces de sphalérite.</p>

Tableau 3.3 (Suite) Caractéristiques chimiques des résidus miniers

SNC-LAVALIN (2009)	
SNC-Lavalin a réalisé des essais statiques dans le but de valider le potentiel de lixiviation et de génération d'acide du mélange de boues et scories.	
Essais statiques	Essais cinétiques
<p>-Les résultats des essais de lixiviation ont montré que les résidus de scories ne sont pas à risques élevés ou générateurs d'acide, en effet, c'est plutôt les boues qui sont problématiques.</p> <p>-Les résultats statiques ont montré que le composé mélange présente un potentiel de lixiviation et de génération d'acide. En effet, il a été montré aussi que ce composé mélange est lixiviable en arsenic et en cadmium au sens de la D019, cependant il n'est pas considéré à risques élevés.</p>	<p>-Les résultats des essais cinétiques ont montré une lixiviation importante de l'arsenic, du plomb et du cadmium lors des premiers cycles de lavage en plus grande concentration, puis cette concentration diminue dans le filtrat pour l'arsenic et le plomb, et ce, pour le composé mélange et les scories.</p> <p>-Ces résultats montrent que la co-disposition des résidus de scories et des boues peut entraîner la lixiviation des métaux (arsenic, plomb et cadmium) même à pH neutre.</p> <p>-Ces essais ont confirmé que le composé mélange n'est pas susceptible de générer du drainage minier acide.</p>

CHAPITRE 4 MATÉRIAUX ET MÉTHODES

4.1 Suivi géochimique des eaux souterraines et des eaux de surface

Les eaux souterraines prélevées des puits d'observation installés sur le site du parc à résidus Quémont-2, les eaux de surface sur l'ancien parc à résidus et en périphérie du parc, l'eau du bassin de polissage interne, l'eau brute de la Ville de Rouyn-Noranda et l'eau du lac Dufault ont fait l'objet d'un suivi géochimique à travers l'analyse des éléments majeurs et mineurs, des métaux et métalloïdes sensibles aux conditions d'oxydo-réduction, et des isotopes stables de la molécule d'eau. Ce suivi géochimique a été planifié pour supporter la compréhension des interactions hydrogéochimiques entre le parc à résidus Quémont-2, les eaux souterraines et de surface environnantes, ainsi que les processus hydrogéochimiques contribuant au transport de masse depuis le parc à résidus Quémont-2 jusqu'aux aquifères environnants.

Deux campagnes d'échantillonnage ont ainsi été réalisées dans le cadre de ce projet, une première campagne à l'automne 2019 aux mois d'octobre et novembre et une deuxième à la fin de l'été 2020 en août et septembre. Pour la première campagne en 2019, le suivi géochimique a été effectué sur 12 échantillons d'eau souterraine. Pour l'échantillonnage de 2020, en plus de poursuivre le suivi des puits d'observation, les travaux ont inclus l'échantillonnage des eaux de surface sur l'ancien parc à résidus et en périphérie du parc (5 échantillons), l'eau du bassin de polissage interne (1 échantillon), l'eau brute de la Ville de Rouyn-Noranda (1 échantillon) et l'eau du lac Dufault (2 échantillons). La figure 4.1 et le tableau 4.1 présentent la localisation et les caractéristiques des échantillons prélevés dans le secteur d'étude. La description des puits d'observation est présentée à l'annexe A.

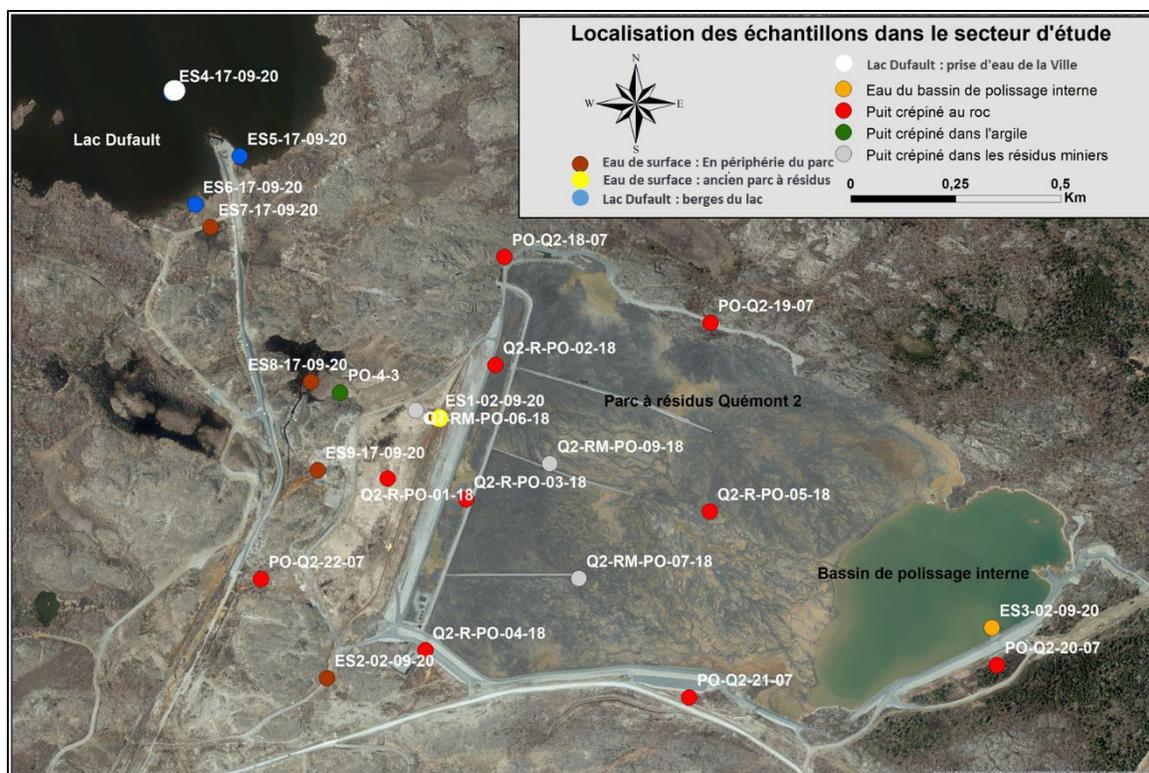


Figure 4.1 Localisation des 23 sites échantillonnés dans le secteur d'étude

Tableau 4.1 Caractéristiques des 23 sites échantillonnés

Types de sites échantillonnés	Nombre	Identification des sites
Puits d'observation crépinés au roc	10	PO-Q2-18-17; PO-Q2-19-07; PO-Q2-20-07; PO-Q2-21-07; PO-Q2-22-07; Q2-R-PO-01-18; Q2-R-PO-02-18; Q2-R-PO-03-18; Q2-R-PO-04-18; Q2-R-PO-05-18
Puits d'observation crépinés dans les résidus miniers	3	Q2-RM-PO-06-18; Q2-RM-PO-07-18; Q2-RM-PO-09-18
Puits d'observation crépiné dans l'argile	1	PO-4-3
Eau de surface : ancien parc à résidus	1	ES1-02-09-20
Eau de surface : en périphérie du parc	4	ES2-02-09-20; ES7-17-09-20; ES8-17-09-20; ES9-17-09-20
Bassin de polissage interne	1	ES3-02-09-20
Lac Dufault : prise d'eau de la Ville	1	ES4-17-09-20
Lac Dufault : berges du lac	2	ES5-17-09-20; ES6-17-09-20

4.1.1 Échantillonnage des eaux souterraines

Une bonne planification des travaux d'échantillonnage est essentielle pour assurer la qualité des échantillons prélevés. La campagne d'échantillonnage comporte ainsi plusieurs étapes, de la consultation des schémas d'aménagement des puits d'observation pour sélectionner les sites jusqu'au transport des échantillons au laboratoire. Cette section présente la méthodologie utilisée pour l'échantillonnage des puits d'observation et les précautions prises à chacune des étapes pour assurer le contrôle de la qualité sur le terrain.

4.1.1.1 Équipements d'échantillonnage

Le choix des appareils de prélèvement utilisés pour réaliser les travaux est étroitement lié à la méthode d'échantillonnage retenue. La sélection de la méthode d'échantillonnage appropriée dépend des caractéristiques des puits d'observation, des conditions hydrogéologiques du site, ainsi que des paramètres ciblés dans les travaux. Les puits d'observation du site Quémont-2 sont équipés de tubulures dédiées pour éviter une contamination croisée entre les puits. Le système de prélèvement par succion, qui permet à l'aide d'une pression négative de retirer l'eau du puits d'observation, a ainsi été retenu dans le cadre de ce projet avec l'utilisation d'une pompe péristaltique modèle 410 de *Solinst*. La tubulure flexible de la pompe péristaltique a été connectée à la tubulure dédiée des puits d'observation. Pour utiliser cette méthode, la profondeur de l'eau dans le puits d'observation doit être de moins de 7 m de la surface du sol ou du rebord du tubage extérieur (MDDEP, 2011). Il est aussi important de s'assurer que la tubulure soit dépourvue d'air et que l'extrémité de la tubulure soit continuellement sous le niveau de l'eau lors du pompage.

4.1.1.2 Méthode et protocole d'échantillonnage

La première étape en arrivant aux puits d'observation a été de mesurer le niveau d'eau du puits à l'aide d'une sonde de niveau d'eau modèle 101 de *Solinst*. Pour éviter la contamination croisée entre les puits, la sonde a été nettoyée avant chaque utilisation selon les procédures recommandées dans MDDEP, (2008).

La méthode d'échantillonnage préconisée dans le cadre de ce projet est la technique de purge et d'échantillonnage à faible débit et à faible rabattement (MDDEP, 2011). La pompe péristaltique, qui permet une baisse minimale du niveau d'eau dans le puits, est un système approprié à utiliser avec cette méthode. L'extrémité inférieure de la tubulure dédiée des puits d'observation était

positionnée à la mi-longueur de la crépine, permettant ainsi de tirer l'eau directement de la formation géologique ou des résidus miniers, tout en gardant le plus possible la colonne d'eau dans le puits d'observation immobile. L'extrémité supérieure de la tubulure dédiée est connectée à la tubulure flexible de la pompe péristaltique.

Durant le pompage à faible débit, le rabattement dans le puits est mesuré en utilisant la sonde à niveau d'eau manuelle. L'objectif de la méthode est de maintenir un rabattement minimal ($<0,1$ m) pendant la purge (EPA, 1996). Des débits typiques de l'ordre de 0,1 à 0,5 L/min sont utilisés, selon les propriétés hydrogéologiques spécifiques au site (EPA, 1996). Une fois le rabattement minimal stabilisé, les paramètres *in situ* ont été mesurés avec une sonde multiparamètres *YSI Pro Plus* en utilisant une cellule passante fermée permettant la prise de mesures des paramètres physico-chimiques de haute qualité et en continue. La purge à faible débit et à faible rabattement se poursuit jusqu'à la stabilisation des paramètres *in situ*. La stabilisation est atteinte lorsque les paramètres *in situ* répondent pour trois lectures successives prises à cinq minutes d'intervalle aux critères de stabilité du tableau 4.2. La photo de la figure 4.2 présente le système utilisé pour l'échantillonnage avec la technique de purge et d'échantillonnage à faible débit et à faible rabattement, incluant la sonde à niveau d'eau manuelle pour mesurer le rabattement dans le puits, la pompe péristaltique, la sonde multiparamètres et la cellule passante fermée, ainsi que le cylindre gradué pour mesurer le débit de pompage.

Tableau 4.2 Paramètres *in situ* mesurés sur le terrain et critères de stabilité (MDDEP, 2011)

Paramètres <i>in situ</i>	Instrument	Critères de stabilité
Température (°C)	Instrument multiparamètres portatif <i>YSI Professional Plus</i>	$\pm 0,2$
pH (unité de pH)		$\pm 0,2$
Conductivité électrique spécifique ($\mu\text{S}/\text{cm}$)		$\pm 3 \%$
Oxygène dissous (mg/L)		$\pm 0,2$
Potentiel d'oxydoréduction (mV)		± 20
Turbidité	Observation visuelle	Couleur et opacité homogènes



Figure 4.2 Dispositif pour l'échantillonnage à faible débit et à faible rabattement : sonde à niveau d'eau manuelle, pompe péristaltique, sonde multiparamètres, cellule passante fermée, cylindre gradué

Lorsque les paramètres *in situ* ont atteints les critères de stabilité, l'étape subséquente est le remplissage des contenants à la sortie de la tubulure de pompage. Pour ce projet, les contenants d'échantillonnage et les agents de conservation ont été fournis par le laboratoire. Les échantillons d'eau ont été analysés pour les bromures (Br), les chlorures (Cl), les fluorures (F), les nitrites-nitrates, les sulfates (SO₄), l'alcalinité, l'azote ammoniacal (NH₃-NH₄), le phosphore inorganique, les sulfures, le carbone inorganique dissous (CID), le carbone organique dissous (COD), le fer (Fe), le fer ferreux (Fe²⁺), le fer ferrique (Fe³⁺) et les éléments suivants (Al, Sb, Ag, As, Ba, Be, B, Cd, Ca, Cr, Co, Cu, Sn, Fe, Hg, Li, Mg, Mn, Mo, Ni, Pb, K, Rb, Se, Si, Na, Sr, Ti, U, V, Zn).

Les contenants exempts d'agent de conservation ont été rincés trois fois pour les bromures (Br), les chlorures (Cl), les fluorures (F), les sulfates (SO₄), l'alcalinité, le phosphore inorganique, le carbone inorganique dissous (CID) et le carbone organique dissous (COD). Les contenants destinés aux analyses des métaux ultra-traces ont été rincés quatre fois. La filtration des échantillons a été

effectuée sur le terrain, immédiatement après le prélèvement à l'aide de cartouches haute capacité *Waterra FHT* (0,45 µm) pour les anions, l'alcalinité, l'azote ammoniacal (NH₃-NH₄), le phosphore inorganique, les sulfures, le carbone inorganique dissous (CID) et le carbone organique dissous (COD) (figure 4.3). L'eau prélevée en vue des analyses des métaux ultra-traces a été filtrée à l'aide de seringues 60 ml de type *Luer-lock* dotées de cartouches *Acrodisc* (0,45 µm) avec une membrane de polyéthersulfone de 32 mm de diamètre. Le tableau 4.3 résume les paramètres et les méthodes d'analyses pour le suivi géochimique des eaux souterraines et des eaux de surface du site Quémont-2.



Figure 4.3 Filtration des échantillons avec une cartouche haute capacité *Waterra FHT* (0,45 µm)

Tableau 4.3 Paramètres et méthodes d'analyses pour le suivi géochimique des eaux souterraines et des eaux de surface du site Quémont-2

Paramètres	Agent de conservation	Filtration	Méthode d'analyse H2lab/Référence
Bromures	Aucun	FHT 0,45 µm	H2Lab-MET-211 / MA. 200 - Mét. 1.2
Chlorures	Aucun	FHT 0,45 µm	H2Lab-Chlo-211 / SM. 4500-CL E
Fluorures	Aucun	FHT 0,45 µm	H2Lab-Chro-211 / MA. 304 - Ions 1.1
Nitrites-Nitrates	H ₂ SO ₄	FHT 0,45 µm	H2Lab-NITR-211 / MA. 300 - NO ₃ 2.0
Sulfates	Aucun	FHT 0,45 µm	H2Lab-SO4-211 / MA. 4500-SO4 F
Azote ammoniacal	H ₂ SO ₄	FHT 0,45 µm	H2Lab-NH3-211 / MA. 300 - N 2.0
Phosphore	Aucun	FHT 0,45 µm	H2Lab-PTOT-211 / MA. 315 - P 2.0
Sulfures	AcZn/NaOH	FHT 0,45 µm	H2Lab-SULF-211 / MA. 300 - S 1.2

Tableau 4.3 (suite) Paramètres et méthodes d'analyses pour le suivi géochimique des eaux souterraines et des eaux de surface du site Quémont-2

Paramètres	Agent de conservation	Filtration	Méthode d'analyse H2lab/Référence
Carbone inorganique dissous	Aucun	FHT 0,45 µm	H2Lab-COT-211 / MA.300-C 1.0
Carbone organique dissous	Aucun	FHT 0,45 µm	H2Lab-COT-211 / MA.300-C 1.0
Alcalinité	Aucun	FHT 0,45 µm	H2Lab-TIT-011 / MA. 315 – Alc-Aci 1.0
Fer ferreux (Fe ²⁺)	Acide nitrique (HNO ₃)	FHT 0,45 µm	M-Fe-1.0 / SM. 3500-Fe
Fer ferrique (Fe ³⁺)	Acide nitrique (HNO ₃)	FHT 0,45 µm	M-Fe-1.0 / SM. 3500-Fe B
Métaux ultra-traces	Acide nitrique (HNO ₃)	Acrodisc 0,45 µm	H2Lab-MET-211 / MA. 200 - Mét. 1.2
δ ² H-δ ¹⁸ O	Aucun	Non	Système laser <i>Off-axis integrated cavity output spectroscopy</i> (OA-ICOS)

Les échantillons d'eau souterraine prélevés ont été conservés selon les indications du Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (2012). Les contenants étaient emballés adéquatement pour éviter les bris lors du transport au laboratoire dans des glacières, tout en respectant les délais de conservation. Pour la campagne de l'automne 2019, les échantillons ont été stockés à 4 °C et à l'obscurité, dans une chambre froide, à compter du jour de l'échantillonnage jusqu'à l'expédition au laboratoire *Bureau Veritas* de Montréal (anciennement *Maxxam*), un laboratoire accrédité par le gouvernement du Québec. Pour la campagne de l'été 2020, les échantillons ont été stockés dans des glacières pourvues d'agents réfrigérants pour les conserver à une température près de 4 °C et déposés au laboratoire H2Lab à Rouyn Noranda le jour même de prélèvement. Les isotopes stables de la molécule d'eau (δ²H-δ¹⁸O) ont été analysés au *Environmental Isotope Laboratory* (EIL) de l'Université de Waterloo avec le système laser *Off-axis integrated cavity output spectroscopy* (OA-ICOS) de marque LGR (*Los Gatos Research*).

4.1.2 Échantillonnage des eaux de surface

L'échantillonnage des eaux de surface sur l'ancien parc à résidus et en périphérie du parc Quémont-2 ainsi que l'eau des berges du lac Dufault a été effectué à l'aide d'une perche d'échantillonnage

télescopique (Modèle Swing Sampler de NASCO) de 7,32 m de longueur construite à partir d'un tube de PVC de 3,35 cm de diamètre pourvu à son extrémité d'une bouteille HDPE d'un litre. Les paramètres *in situ* ont été mesurés à l'aide d'une sonde multiparamètres *YSI Pro Plus*. L'échantillonnage de l'eau du bassin de polissage interne a été effectué à l'aide d'une écope à bille (*bailer*). Le point d'échantillonnage ainsi que le point de mesure des paramètres *in situ* étaient situés à plus d'un mètre sous la surface de l'eau du bassin de polissage. L'échantillonnage de l'eau brute de la prise d'eau de la Ville de Rouyn-Noranda a été réalisé à l'aide d'une écope à bille munie d'un fil et immergée directement dans l'eau. L'échantillon a été prélevé après rinçage de l'écope par l'eau brute à trois reprises. La filtration des échantillons a été effectuée à partir de la bouteille de 1 litre ou de l'écope selon la procédure présentée à la section 4.1.1.2. Les échantillons d'eau de surface ont été conservés selon la même procédure de conservation que les échantillons d'eau souterraine.

4.1.3 Vérification de la qualité des analyses chimiques

D'après Appelo et Postma (2005), deux types d'erreurs sont généralement observés dans les résultats d'analyses chimiques. La première est la précision ou les erreurs statistiques qui reflètent les fluctuations aléatoires de la procédure analytique. Ces erreurs peuvent être calculées en répétant l'analyse du même échantillon, et ce par le prélèvement d'un certain nombre d'échantillons en double (duplicata) sur le terrain pour vérifier la procédure globale. Le deuxième type d'erreur est l'exactitude, ou les erreurs systématiques qui affichent des déviations dues à des procédures défectueuses ou à des interférences pendant l'analyse. Ces erreurs sont testées seulement par l'analyse des échantillons de référence et par la comparaison des résultats entre laboratoires.

Lors des travaux de la campagne d'échantillonnage de l'automne 2019, un duplicata de laboratoire (Q2-R-PO-03-18 Dup. De Lab) a été effectué par le laboratoire d'analyse pour l'échantillon original Q2-R-PO-03-18. Pour la campagne de l'été 2020, un échantillon duplicata (Q2-R-PO-03-18-DUP) a été prélevé sur le terrain en même temps que l'échantillon original Q2-R-PO-03-18. Ces duplicatas ont été analysés avec la même méthode analytique par le même laboratoire pour vérifier la concordance de leurs résultats avec ceux des échantillons originaux. Pour faire cette vérification, l'écart relatif a été calculé en se basant sur l'équation suivante (4.1) :

$$\text{Écart relatif} = \left| \frac{\text{Conc.Éch} - \text{Conc.Éch.Dup}}{\text{Conc.Moyenne (Éch,Éch.Dup)}} * 100 \right| \quad (4.1)$$

Les résultats de ces analyses sont rapportés aux annexes L et M et ont été classifiés en se basant sur le pourcentage de leur variabilité. Une variabilité est considérée faible lorsque moins de 10 % de paramètres analysés présentent une différence relative significative alors qu'elle est classifiée comme modérée lorsque les paramètres analysés présentent une différence relative significative située dans l'intervalle de 10 à 30 %. Enfin la variabilité est dite élevée lorsque plus de 30 % des paramètres analysés présente une différence relative significative (WSP, 2019a).

La précision de l'analyse peut, pour les ions majeurs, être estimée à partir du bilan ionique (BI). Ce calcul est fait en exprimant les cations et les anions en milliéquivalents par litre et en calculant le rapport des charges cations/anions ainsi obtenu (équation 4.2) :

$$BI = \frac{(\sum Cations + \sum Anions) meq/L}{(\sum Cations - \sum Anions) meq/L} * 100 \quad (4.2)$$

Les sommes sont prises sur les cations majeurs Na^+ , K^+ , Mg^{2+} et Ca^{2+} , et les anions majeurs Cl^- , HCO_3^- , SO_4^{2-} et NO_3^- . Dans certaines conditions, d'autres éléments peuvent contribuer de manière significative au bilan ionique, par exemple le fer ferreux (Fe^{2+}) et le NH_4^+ dans des eaux souterraines en conditions réductrices, ou H^+ et Al^{3+} dans des eaux acides. La présence de ces dernières substances en grandes quantités nécessite des calculs plus précis en utilisant un logiciel géochimique permettant de calculer la spéciation comme *PHREEQC* (Appelo et Postma, 2005). Une erreur inférieure à $\pm 5\%$ suggère habituellement une analyse de qualité acceptable, cependant avec des déviations supérieures à 5%, les procédures d'échantillonnage et d'analyse doivent être examinées (Appelo et Postma, 2005).

4.1.4 Évaluation de la qualité chimique des eaux

4.1.4.1 Eaux souterraines

Les puits d'observation crépinés au roc du site d'étude étant situés dans un aquifère de classe IIb (WSP, 2019a), qui représente une source potentielle d'eau de consommation, les résultats des analyses chimiques ont été comparés aux critères d'eau de consommation du Guide d'intervention – Protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés de Beaulieu (2021). Ces critères d'eau de consommation (EC) représentent majoritairement les normes du Règlement sur la qualité de l'eau potable (RQEP) du Gouvernement du Québec (MELCC, s.d) ou les recommandations sur la qualité de l'eau potable du Santé Canada (2020). En effet, la concentration de l'As est de 0,3 $\mu g/l$

dans les critères EC (Beaulieu, 2021) et de 10 µg/l dans la RQEP (MELCC, s.d). Par ailleurs, Fe, SO₄²⁻ et Sr ne sont pas réglementés dans les critères EC (Beaulieu, 2021) et dans le RQEP (MELCC, s.d), tandis que des recommandations pour ces éléments ont été établies par Santé Canada.

Par la suite, considérant que les eaux souterraines du site d'étude pourraient faire résurgence dans les eaux de surface, les résultats d'analyses chimiques ont été comparés aux critères de Résurgence dans les eaux de surface (RES) du Guide d'intervention – Protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés (Beaulieu, 2021) pour tous les puits d'observation crépinés au roc. Les milieux récepteurs potentiels sont le lac Dufault ainsi que les cours d'eau situés à l'est à l'ouest du parc à résidus. Ces critères RES ont été élaborés à partir des critères de qualité de l'eau de surface auxquels une dilution a été attribuée. La valeur choisie pour chacun des paramètres correspond à la valeur la plus basse des quatre valeurs suivantes :

- 100 x CVAC : critère de qualité pour la protection de la vie aquatique – effet chronique; représente la concentration maximale d'une substance qui ne produira aucun impact néfaste sur les organismes aquatiques et leur progéniture quand ils y sont souvent exposés pendant leur vie.
- CVAA : critère de qualité pour la protection de la vie aquatique – effet aigu; c'est la concentration la plus élevée d'une substance à laquelle les organismes aquatiques sont exposés à court terme sans être gravement touchés.
- CFTP : critère de qualité pour la protection de la faune terrestre piscivore; c'est la concentration d'une substance qui n'engendre pas de réduction significative de l'utilité ou de la viabilité d'une population animale sur plusieurs générations.
- 100 x CPC (O) : critère de qualité pour la prévention de la contamination des organismes aquatiques (O), sauf pour les substances toxiques, persistantes et bioaccumulables pour lesquelles le CPC (O) est utilisé directement. Ce critère est calculé de manière à protéger un individu consommant pendant toute sa vie des organismes aquatiques ayant bioaccumulé la substance à partir de l'eau à la concentration du CPC (O) et ce pour les eaux de surface qui ne servent pas de source d'eau potable.

Puisque le site d'étude est localisé à moins de 1 km du lac Dufault, les résultats des analyses chimiques ont aussi été comparés au seuil d'alerte (SA), qui est égale à 50 % de la valeur des critères RES, tel que suggéré par WSP (2019a). Le tableau 4.4 présente les critères de qualité de l'eau souterraine cités précédemment.

Tableau 4.4 Critères de qualité de l'eau souterraine (Beaulieu, 2021)

Paramètres	EC (µg/L)	RES (µg/L)	SA (µg/L)
Ag	100	0,62	0,31
Al	100	-	-
As	0,3	340	170
B	5000	28000	14000
Ba	1000	600	300
Cd	5	1,1	0,55
Cl	250 000	860 000	430000
Co	-	370	185
Cr	50	-	-
Cu	1000	7,3	3,65
F	1500	4000	2000
Hg	1	0,0013	0,00065
Mn	50	2300	1150
Mo	40	29000	14500
Na	200 000	-	-
Ni	70	260	130
N-NH ₃	50	-	-
NO ₂ -NO ₃	10 000	-	-
P	-	1000	500
Pb	10	34	17
S	50	3,2	1,6
Sb	6	1100	550
Se	10	62	31
U	20	320	160
Zn	5000	67	33,5

4.1.4.2 Eaux de surface

Les résultats d'analyses chimiques des eaux de surface ont été comparés aux critères de qualité pour la prévention de la contamination de l'eau et des organismes aquatiques - CPC (EO), au règlement sur la qualité de l'eau potable (RQEP) du Gouvernement du Québec et aux

recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada, incluant les concentrations maximales acceptables (CMA) et les objectifs d'ordre esthétique (OE), de Santé Canada (2020).

Les recommandations CMA et OE (tableau 4.7) sont établies en fonction de l'examen exhaustif des effets connus sur la santé de chaque contaminant, des niveaux d'exposition et de la disponibilité des techniques de traitement et d'analyse. Une problématique liée aux OE peut altérer le goût de l'eau, sa couleur ainsi que son odeur.

Les CPC (OE) (MELCC, 2021) sont des critères de qualité déterminés pour protéger l'eau et les organismes aquatiques de toute contamination pouvant nuire à la consommation humaine actuelle et future (tableau 4.5). Les CPC (EO) sont déterminés pour un adulte consommant 17,5 g de poisson, mollusque ou crustacé par jour, ainsi que 2 litres d'eau par jour.

Le règlement sur la qualité de l'eau potable (MELCC, s.d) vise à améliorer la protection de la santé publique par la mise à niveau de 77 normes de qualité de l'eau potable (tableau 4.6). Parmi celles-ci, 21 substances inorganiques et 50 substances organiques sont visées par des normes. L'eau prélevée doit également être exempte en tout temps de bactéries coliformes fécales ou *Escherichia coli* (*E. coli*). Les résultats d'analyses sont comparés pour 14 substances inorganiques qui ont été analysés dans le cadre de ce projet.

Tableau 4.5 Critères de qualité pour la prévention de la contamination de l'eau et des organismes aquatiques - CPC (EO) (MELCC, 2021)

Paramètres	CPC (EO) (mg/L)
Antimoine	0,006
Argent	0,1
Arsenic	0,0003 et 0,01
Baryum	1
Béryllium	0,004
Bore	0,2
Cadmium	0,005
Chrome III	0,05
Chrome VI	0,05
Cuivre	1 et 1,3
Fer	0,3
Lithium	0,72
Manganèse	0,05
Mercure	1,8E-06
Molybdène	0,04
Nickel	0,07
Plomb	0,01
Sélénium	0,01
Strontium	4
Thallium	0,00024
Uranium	0,02
Vanadium	0,22
Zinc	5 et 7,4

Note :

- Eau douce : dureté minimale de 10 mg/L et dureté maximale de 400 mg/L de CaCO₃
- Lorsqu'il y a 2 valeurs pour un paramètre, la première est la concentration maximale acceptable (CMA) au-delà de laquelle les propriétés organoleptiques ou esthétiques de l'eau de consommation pourront être altérées.

Tableau 4.6 Règlement sur la qualité de l'eau potable (MELCC, s.d.)

Paramètres	Concentration maximale (mg/l)
Antimoine	0,006
Arsenic	0,01
Baryum	1
Bore	5
Bromates	0,01
Cadmium	0,005
Chrome	0,05
Cuivre	1
Fluorures	1,5
Nitrates + nitrites (exprimés en N)	10
Mercure	0,001
Plomb	0,01
Sélénium	0,01
Uranium	0,02

Tableau 4.7 Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada (Santé-Canada, 2020)

Paramètres	CMA (mg/L)	OE (mg/L)
T (° C)		≤ 15 °C
pH		7-10,5
Aluminium	0,1	VOR : < 0,1 (traitement conventionnel) < 0,2 (autres types de traitement)
Antimoine	0,006	
Arsenic	0,01	
Baryum	2	
Bore	5	
Cadmium	0,007	
Chlorures		≤ 250
Chrome	0,05	
Cuivre	2	1
Fer		≤ 0,3
Fluorures	1,5	
Manganèse	0,12	≤ 0,02
Mercure	0,001	
Nitrate	45 (en NO ₃) 10 (en N)	
Nitrite	3 (en NO ₂) 1 (en N)	
Plomb	0,005	
Sélénium	0,05	
Sodium		≤ 200
Strontium	7	
Sulfates		≤ 500
Sulfures		≤ 0,05
Uranium	0,02	
Zinc		≤ 5,0

Note :

- VOR : valeur opérationnelle recommandée.

4.1.5 Diagrammes hydrogéochimiques

Les diagrammes hydrogéochimiques ont été réalisés avec le logiciel Diagrammes version 6.59 développé par le Laboratoire d'Hydrogéologie d'Avignon de l'Université d'Avignon. Le

diagramme de Piper et le diagramme de Stiff ont été utilisés dans le but de classer chimiquement et de représenter graphiquement les échantillons d'eau souterraine et de surface.

4.2 Analyses statistiques

Chaque échantillon d'eau est caractérisé par un grand nombre de variables chimiques et physiques, ce qui fait des études hydrogéochimiques un problème multivarié. L'analyse statistique multivariée est une approche quantitative et indépendante de classification des eaux permettant d'établir des corrélations entre les paramètres chimiques et les échantillons d'eau et de regrouper ces échantillons. Deux méthodes multivariées ont été appliquées aux données de site Quémont-2 en utilisant Rstudio Version 1.4.1106 (Rstudio, 2021), soit la classification ascendante hiérarchique (CAH) et l'élaboration d'une carte thermique.

Le schéma de la figure 4.4 résume la méthodologie utilisée dans la préparation des données géochimiques pour l'analyse statistique multivariée. Les méthodes statistiques multivariées ont été appliquées sur l'ensemble des données hydrogéochimiques, soit les 34 échantillons d'eau prélevés (2019 et 2020) et 32 paramètres. Ces paramètres incluent les constituants majeurs Ca, Mg, Na, K, HCO₃, Cl et SO₄, ainsi que les constituants mineurs et traces Al, As, B, Ba, Br, Cd, Co, Cu, F, Fe, Li, Mn, Mo, Ni, NH₃, Pb, Rb, Sb, Se, Si, Sr, U, Zn, COD et POR.

Des paramètres ont été exclus de l'analyse statistique multivariée pour les raisons suivantes: les paramètres ayant des caractéristiques additives telles que la conductivité électrique spécifique (CES), les paramètres ayant un plus de 60 % d'échantillons en dessous de la limite de détection (Ag, Be, Cr, Fe²⁺, Hg, NO₂-NO₃, P, S, Sn, Ti, V), les paramètres manquants ou non analysés pour plus que 12 site d'échantillonnage (CID, S, Fe²⁺, Fe³⁺), et les paramètres qui montrent une faible variation sur le site (pH, δ²H, δ¹⁸O). Plusieurs méthodes statistiques peuvent être utilisées pour estimer les valeurs manquantes (Güler et al., 2002). Une évaluation a été faite pour remplacer les valeurs manquantes des paramètres Br, Rb, Si, Sn et POR. Les valeurs manquantes des paramètres Br (1 échantillon), Rb (1 échantillon) et Si (2 échantillons) des échantillons de 2020 ont ainsi été remplacées par les valeurs des concentrations des mêmes échantillons prélevés en 2019. Pour la valeur manquante de POR, qui correspond à l'échantillon ES9-17-09-20 prélevé seulement en 2020, l'estimé a été fait par le calcul de la moyenne des valeurs des échantillons voisins et du même type d'eau, soit ES1-02-09-20, ES2-02-09-20 et ES8-17-09-20.

Pour l'analyse statistique multivariée, les valeurs de concentrations de paramètres inférieures à la limite de détection, les données censurées, doivent être remplacées. Plusieurs méthodes existent pour remplacer les données censurées (Güler et al., 2002). Pour cette étude, les données censurées ont été remplacées par la moitié de la valeur de la limite de détection. La base de données finale pour l'analyse statistique multivariée est une matrice de données de 34 sites d'échantillonnage (observations) par 32 paramètres chimiques (variables).

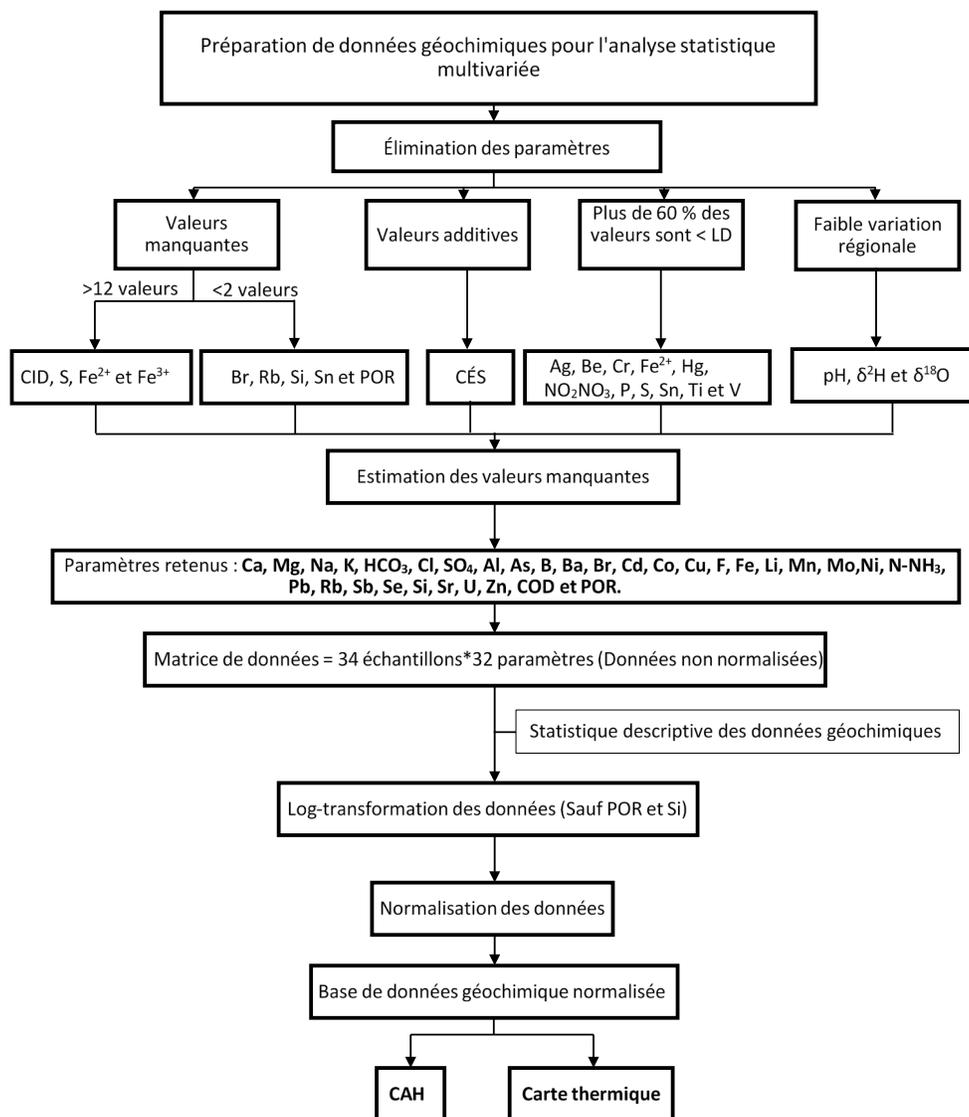


Figure 4.4 Méthodologie adoptée pour l'analyse statistique

4.2.1 Classification ascendante hiérarchique (CAH)

La classification ascendante hiérarchique (CAH) est un outil d'analyse préliminaire des données visant à regrouper des observations ou des variables d'un ensemble de données en fonction des similarités entre ces observations ou ces variables (Filzmoser et al., 2018). Cette méthode a été largement appliquée pour identifier les différents types d'eau souterraine (Bondu et al., 2020; Cloutier et al., 2008; Montcoudiol et al., 2015; Moya et al., 2015). Dans ce projet, une CHA en utilisant la méthode de Ward a été réalisée sur la base de données finale. Le script adopté pour générer les clusters est présenté à l'annexe J.

La première étape de la CAH consiste à calculer les statistiques descriptives sur l'ensemble des données. La moyenne, la médiane, l'écart-type, le coefficient d'asymétrie, le minimum et le maximum aident à diagnostiquer les valeurs aberrantes, les erreurs de codage et la nécessité de transformer les données. L'histogramme de fréquence est un outil de diagnostic utilisé pour déterminer si la transformation des données est nécessaire avant de procéder à la CAH. Les données de concentrations d'ions sont généralement asymétriques vers la droite. Si aucune transformation n'est effectuée, ce seront les valeurs extrêmes de concentrations qui domineront l'analyse (Steinhorst et al., 1985). En effet, la transformation logarithmique des paramètres chimiques positivement asymétriques ainsi que la normalisation des données sont couramment effectuées dans l'analyse statistique multivariée; (Güler et al., 2002; Schot et al., 1992; Steinhorst et al., 1985).

4.2.2 Carte thermique

L'analyse de corrélation vise à estimer la force de la relation entre une paire de variables (Filzmoser et al., 2009). Le logiciel Rstudio Version 1.4.1106 (Rstudio, 2021) a été utilisé pour produire une carte thermique. Le script permettant de réaliser la carte thermique, adapté de Bondu et al., (2020), est présenté à l'annexe K. Les coefficients de corrélation de Spearman ont été calculés pour des coordonnées symétriques, un cas particulier de transformation logarithmique isométrique (Kynčlová et al., 2017). Les matrices de corrélation qui en résultent sont présentées sous forme de carte thermique, où les valeurs des coefficients de corrélation sont codées en couleur et les variables sont réorganisées en fonction de leur ressemblance, telle que déterminée par la classification hiérarchique ascendante (Flem et al., 2018; Reimann et al., 2017). Les données aberrantes n'ont pas été supprimées car leur effet a été atténué par l'utilisation de coefficients de corrélation de rang

de Spearman robuste. Cette mesure n'est pas directement basée sur les valeurs des coordonnées de pivot symétriques mais simplement sur les rangs des observations (Filzmoser et al., 2018). Toutefois, les variables géochimiques qui présentent plus de 60 % de valeurs en-dessous de la limite de détection ont été exclues (Ag, Be, Cr, Hg, NO₂-NO₃, P, S²⁻, Sn, Ti, V) et ce pour éviter les artefacts associés à une forte proportion de données ayant une valeur identique (Flem et al., 2018). La fonction " corCoDa " du paquet R " robCompositions " a été utilisé pour calculer les coefficients de corrélation basés sur les coordonnées symétriques (Templ et al., 2011) ainsi que la fonction " heatmap. 2 " du paquet R " gplots " pour générer la carte thermique (Warnes et al., 2016).

4.3 Modélisation géochimique

La spéciation et les indices de saturation ont été calculés à l'aide du logiciel *PHREEQC* version 3 (Parkhurst et al., 1999) en utilisant la base de données *phreeqc.dat*. Les indices de saturations sont ensuite présentés sous forme de boîte à moustaches pour chaque phase minérale en utilisant le logiciel IBM SPSS Statistics 27. La modélisation inverse a été établie afin d'estimer les fractions de mélange et les principales phases minérales aboutissant à la qualité chimique des eaux de surface situées en périphérie du parc et sur l'ancien parc. Cette modélisation a été établie à l'aide logiciel *PHREEQC* et en utilisant la base de données *minteq.dat*. Des statistiques descriptives ont d'abord été réalisées sur les résultats des échantillons du roc non contaminés (Q2-R-PO-05-18; Q2-R-PO-01-18; Q2-R-PO-03-18; PO-Q2-18-07; PO-Q2-19-07; PO-Q2-20-07; PO-4-3), les échantillons de l'eau des puits crépinés dans les résidus miniers (Q2-RM-PO-06-18; Q2-RM-PO-07-18; Q2-RM-PO-09-18) et les eaux de surfaces situés en périphérie du parc et sur l'ancien parc (ES1-02-09-20; ES2-02-09-20; ES8-17-09-20; ES9-17-09-20) (voir annexe Q).

4.4 Modélisation numérique du transport (CTRAN/W)

4.4.1 Modèle géologique conceptuel

La modélisation du transport en phase dissoute a été réalisée en se basant sur le modèle hydrogéologique élaboré par El Mrabet (2021). La carte de la figure 4.5 présente la localisation de la section modélisée, représentée en coupe avec le modèle géologique conceptuel à la figure 4.6. De la base au sommet, le modèle présente le roc sain surmonté d'un roc fissuré, une mince couche de till, et une couche d'argile de plusieurs mètres d'épaisseur surmontée d'une mince couche de

tourbe déposée en différents endroits. Le modèle géologique inclut les résidus miniers du nouveau parc, de l'ancien parc et d'une zone modifiée où la surface des résidus miniers est caractérisée par la présence de grandes fissures (El Mrabet, 2021). La limite est de la coupe est le bassin de polissage interne (B.P.) ceinturé par la digue A, et le lac Dufault représente la limite ouest du modèle.

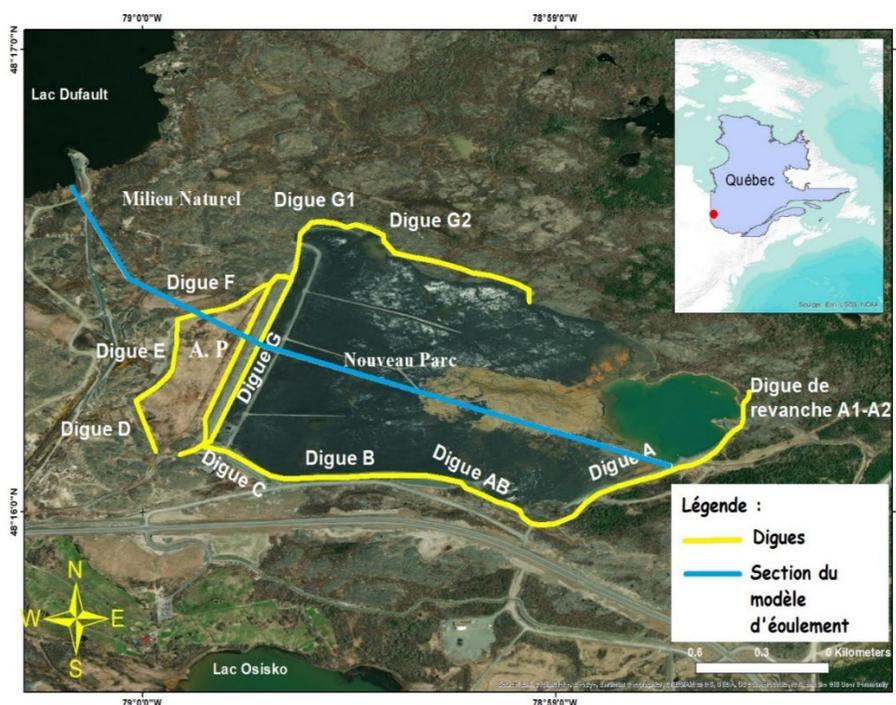


Figure 4.5 Localisation de la section modélisée par *CTRAN/W* de la digue A jusqu'au au lac Dufault (adaptée de El Mrabet, 2021)

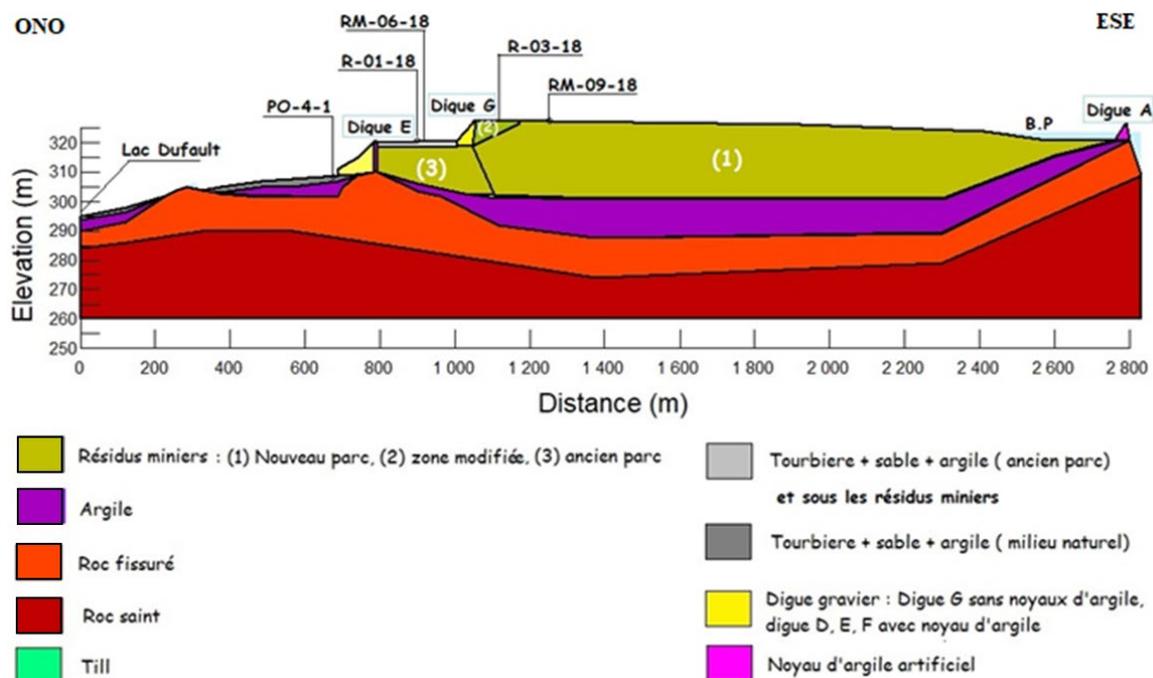


Figure 4.6 Modèle géologique conceptuel présentant la section modélisée (adapté de El Mrabet, 2021)

4.4.2 Propriétés des matériaux et conditions aux limites

Le modèle de transport en phase dissoute a été construit avec le module *CTRW* de la suite GeoStudio dans le but d'évaluer les mécanismes de transport des solutés depuis le parc à résidus Quémont-2 jusqu'au lac Dufault en intégrant la dispersion (longitudinale et transversale), la diffusion et l'advection. Constitué des unités présentées à la figure 4.6, le modèle de transport est basé sur une analyse parente qui constitue le modèle d'écoulement en régime permanent *SEEP/W* de la coupe élaborée par El Mrabet (2021). Les propriétés hydrauliques des matériaux (tableau 4.8) et les conditions aux limites du modèle *SEEP/W* (tableau 4.9) des couches sont définies tels que présenté par El Mrabet (2021).

Tableau 4.8 Données d'entrées des matériaux dans le modèle SEEP/W (adapté de El Mrabet, 2021)

Unité géologique	Conditions d'écoulement	Sous unité	K_s (m.s ⁻¹)	θ_s [-]
Résidus miniers	Saturé/non saturé	Nouveau parc	7×10^{-7}	0,45
	Saturé/non saturé	Nouveau parc : zone modifiée	8×10^{-7}	0,45
	Saturé/non saturé	Ancien parc	7×10^{-7}	0,42
Tourbe + Sable + Argile (TSA)	Saturé seulement	Tourbe sous les résidus miniers	3×10^{-5}	0,65
		TSA ancien parc	6×10^{-4}	0,65
		TSA milieu naturel	3×10^{-5}	0,65
Argile naturelle	Saturé/non saturé	.	5×10^{-9}	0,5
Till	Saturé/non saturé	.	2×10^{-6}	0,15
Roc	Saturé/non saturé	Roc fissuré	1×10^{-7}	0,1
	Saturé non saturé	Roc sain	5×10^{-10}	0,01
Digue G	Saturé uniquement		3×10^{-6}	0,35
Digues E, F avec noyau d'argile	Saturé uniquement		10^{-9}	0,55
Talus digues E, F	Saturé uniquement		5×10^{-5}	0,3

Tableau 4.9 Conditions aux limites du modèle SEEP/W (adapté de El Mrabet, 2021)

Limites	Conditions	Types de conditions aux limites
Niveau piézométrique : Bassin de polissage	323,5 m	Dirichlet
Niveau piézométrique : Condition à la limite droite du modèle	317 m	Dirichlet
Niveau piézométrique : Lac Dufault	295 m	Dirichlet
Pression zéro	Surface gauche extérieur Digue G	Dirichlet
Recharge, ancien parc (Régime permanent)	$1,22 \times 10^{-8}$ m.s ⁻¹	Neumann
Recharge, milieu naturel (Régime permanent)	6×10^{-9} m.s ⁻¹	Neumann
Recharge, nouveau parc (Régime permanent)	3×10^{-9} m.s ⁻¹	Neumann
Recharge, partie modifiée du nouveau parc à résidus (Régime permanent)	$1,5 \times 10^{-8}$ m.s ⁻¹	Neumann

4.4.3 Modèle CTRAN/W

Le modèle *CTRAN/W* contient 101 690 nœuds et 9 9489 mailles ayant des dimensions variables allant de 0.2 m à 2 m. Lors des simulations, le nombre d'itérations maximum a été fixé à 50, avec un incrément de temps égal à 21 900 jours.

La convergence du modèle au niveau de *CTRAN/W* est atteinte en prenant en compte les critères du nombre de Peclet et du nombre de Courant dans la conception du maillage des éléments finis (GEO-SLOPE, 2012). Les nombres de Peclet et de Courant sont exprimés dans les équations 4.3 et 4.4 comme suit :

$$\text{Nombre de Peclet} = \frac{v_x \cdot \Delta x}{D} \quad (\text{adimensionnel}) \quad (4.3)$$

$$\text{Nombre de courant} = \frac{v_x \cdot \Delta t}{\Delta x} \quad (\text{adimensionnel}) \quad (4.4)$$

Où,

Δx : Espacement entre les nœuds (L)

D : Coefficient de dispersion hydrodynamique ($L^2.T^{-1}$)

Δt : Incrément de temps (T)

v_x : Vitesse linéaire moyenne ($L.T^{-1}$)

Un coefficient de diffusion verticale de $10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$ (Freeze et Cherry, 1979) a été utilisé. Une dispersivité longitudinale pour chaque matériau (tableau 4.10) a été estimée en se basant sur l'équation élaborée par Schulze-Makuch (2005). Cette équation est définie comme suit :

$$\alpha = c \cdot L^m \quad (L) \quad (4.5)$$

Où,

α : Dispersivité longitudinale

c : paramètre caractéristique du milieu géologique (adimensionnel)

m : exposant d'échelle (adimensionnel)

Plusieurs études ont montré la relation entre la dispersivité et la distance en utilisant des méthodes différentes (Burnett et al., 1987; Chen et al., 2006; Chen et al., 2008; Gelhar, 1985; Gelhar et al., 1992; Kangle et al., 1996; LeBlanc et al., 1991; Pickens et al., 1981; Schwarze et al., 2001). Les effets de l'adsorption ne sont pas considérés dans cette simulation, permettant de simuler le transport en phase dissoute d'un traceur conservateur. Une condition limite de concentration constante ($C=100 \text{ g/m}^3$) a été fixée dans les résidus miniers. Des conditions limites de type sortie libre de flux massique de soluté (*solute free exit mass flux*) ont été appliquées dans les limites gauche et droite du modèle dans le but de simuler, sans restriction, l'export de l'élément chimique hors des limites du modèle (figure 4.7).

Tableau 4.10 Valeurs des dispersivités longitudinales et transversales pour chaque unité

Unité géologique	Sous unité	α_L	α_T
Résidus miniers	Nouveau parc	9	3
	Nouveau parc : zone modifiée	9	3
	Ancien parc	3	3
Tourbe + Sable + Argile (TSA)	Tourbe sous les résidus miniers	10	10
	TSA ancien parc	10	10
	TSA milieu naturel	10	10
Argile naturelle		3	3
Till		3	3
Roc	Roc fissuré	10	3
	Roc sain	10	3
Digue G		3	3
Digues E-F		10	10
Digue-Noyau d'argile		3	3

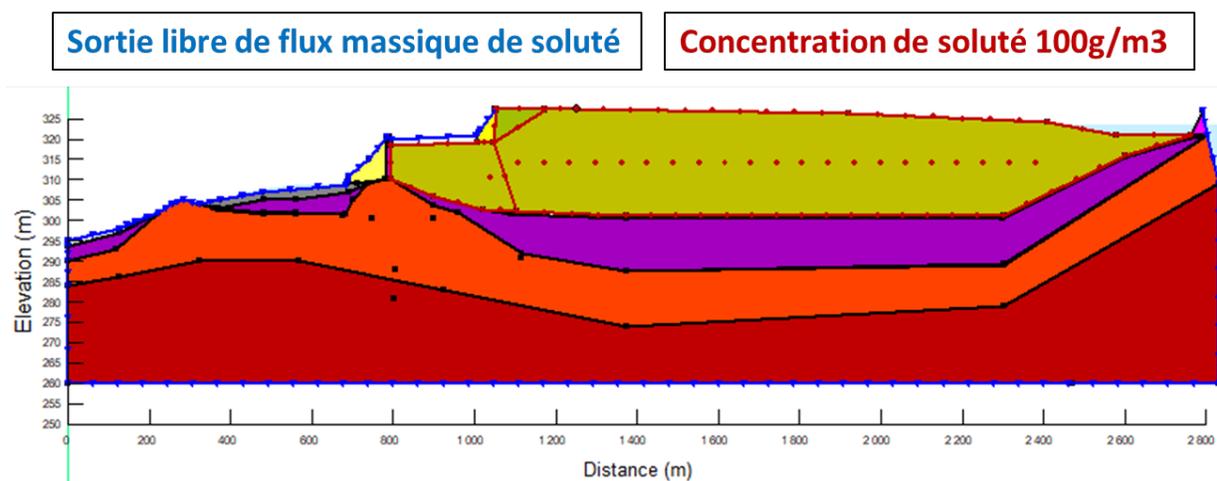


Figure 4.7 Conditions aux limites appliquées au modèle *CTRAN/W*

CHAPITRE 5 RÉSULTATS

5.1 Géochimie des eaux souterraines et des eaux de surfaces

5.1.1 Vérification de la qualité des analyses chimiques

Un contrôle de la qualité a été appliqué aux résultats d'analyses chimiques dans le but d'évaluer la qualité des travaux d'échantillonnage et des résultats fournis par le laboratoire. Les résultats du programme d'assurance et de contrôle de la qualité de ce projet sont établis par le calcul des écarts relatifs pour les duplicatas et le calcul des bilans ioniques des échantillons.

Les histogrammes des figures 5.1 et 5.2 présentent la variabilité de l'écart relatif pour les résultats des duplicatas de laboratoire (effectué en 2019) et de terrain (prélevé en 2020), respectivement. Les résultats du duplicata de 2019 ont montré pour l'ensemble des paramètres un écart relatif inférieur à 30%. Pour le duplicata prélevé en 2020, 18% des paramètres présentent un écart relatif supérieur à 30%. Parmi ces résultats, l'écart relatif pour les paramètres Cl, Hg, Pb et Sb est considéré comme acceptable étant donné que les résultats de leur concentration sont inférieurs à cinq fois la limite de détection (WSP, 2019a). Une variabilité de l'écart relatif élevée a toutefois été notée pour les éléments suivants : B, Br, Fe et Mo. Les annexes L et M présentent les informations complémentaires concernant la concentration de chaque paramètre pour les duplicatas, ainsi que les valeurs des limites de détection et l'écart relatif calculé.

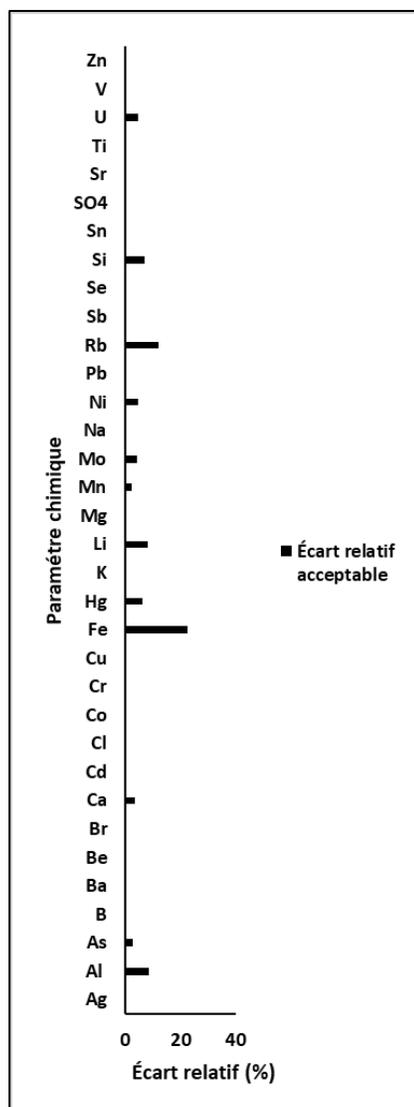


Figure 5.2 Variabilité de l'écart relatif pour chaque paramètre en 2019 (duplicata Q2-R-PO-03-18)

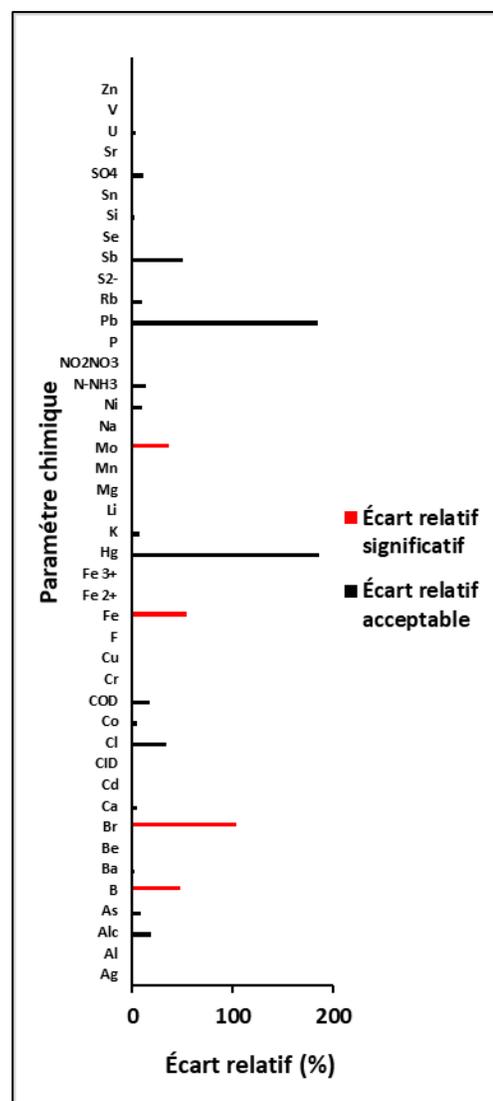


Figure 5.1 Variabilité de l'écart relatif pour chaque paramètre en 2020 (duplicata Q2-R-PO-03-18)

L'histogramme de la figure 5.3 présente le bilan ionique, exprimé en pourcentage d'erreur, en fonction du nombre d'échantillons (voir l'annexe N pour les résultats). Le bilan ionique de 19 des 34 échantillons est compris dans l'intervalle $\pm 5\%$, montrant une analyse de qualité acceptable. Pour 10 échantillons, le bilan ionique se situe entre $|5|$ % et $|8,3|$ % (figure 5.3 et annexe N). Enfin, 5 échantillons ont un bilan ionique qui varie de $|12,2|$ % à $|40,1|$ (figure 5.3 et annexe N).

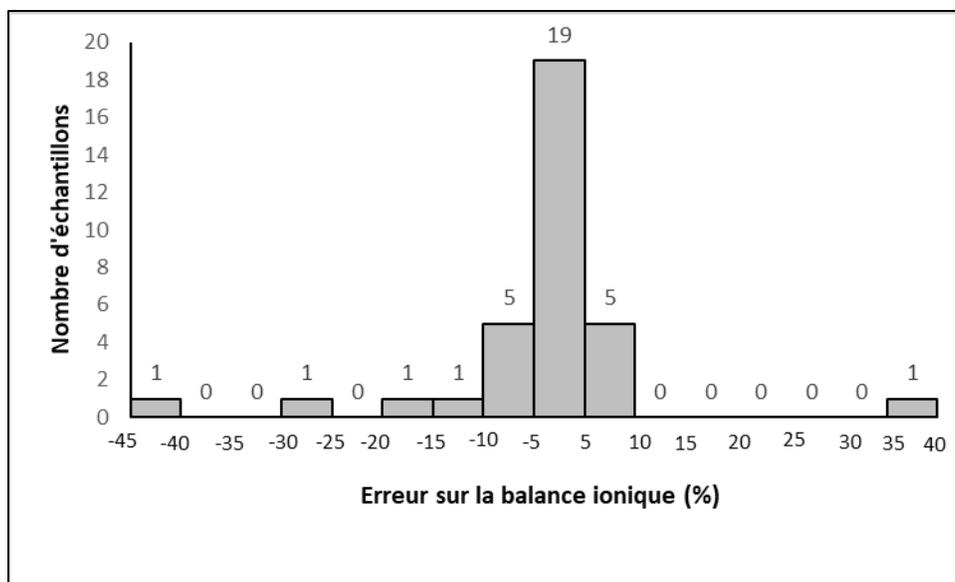


Figure 5.3 Histogramme de l'erreur sur le bilan ionique des 34 échantillons prélevés en 2019 et 2020

5.1.2 Paramètres physico-chimiques

Le tableau 5.1 présente les statistiques descriptives des paramètres physico-chimiques mesurés *in situ* (T, OD, CÉS, pH, POR) pour les différents types d'échantillons d'eau prélevés durant les deux campagnes d'échantillonnage. Les résultats montrent généralement une diminution de l'oxygène dissous (OD) et du potentiel d'oxydo-réduction (POR) depuis les eaux de surface vers les puits crépinés au roc, avec des moyennes plus faibles observées pour les puits crépinés dans les résidus miniers. La carte de la figure 5.4 permet d'observer la variation spatiale du POR sur le site d'étude. Les valeurs représentées sur la carte correspondent aux résultats d'analyse de 2020 sauf pour le puits Q2-R-PO-05-18 qui a été échantillonné seulement en 2019. Des valeurs de POR positives caractérisent les échantillons d'eau de surface et des valeurs de POR négatives sont observées dans les puits crépinés dans les résidus miniers, à l'exception du puits Q2-RM-PO-09-18, où une valeur de 103,9 mV a été enregistrée en 2019. Les puits crépinés au roc sont caractérisés par deux types de milieux, soit un milieu oxydant pour les cinq puits qui ceignent le nouveau parc au nord, à l'est et au sud, et un milieu réducteur pour les autres puits crépinés au roc localisés au cœur du nouveau et de l'ancien parc (figure 5.4).

Tableau 5.1 Statistiques descriptives des paramètres physico-chimiques

Paramètre	T (°C)	OD	CÉS (µS/cm)	pH	POR (mV)
Échantillons du lac Dufault – berges et prise d'eau de la Ville					
N	3	3	3	3	3
Minimum	11,5	82,5	107,9	7,5	64,9
Maximum	12,2	96,4	110,6	7,6	84,9
Moyenne	11,8	88,5	109,2	7,5	74,3
Ecart type	0,4	7,1	1,4	0,1	10,1
Échantillons d'eau de surface – ancien parc, périphérie du parc, B.P.					
N	5	5	5	5	5
Minimum	10,5	42,0	82,8	6,5	26,1
Maximum	21,2	142,3	3375,0	8,9	146,9
Moyenne	15,7	75,9	2122,2	7,4	102,1
Écart type	4,9	42,7	1601,0	1,0	42,3
Échantillons d'eau souterraine – puits crépinés dans les résidus miniers					
N	4	4	4	4	4
Minimum	4,3	4,4	3592,0	6,6	-224,1
Maximum	15,3	7,5	4554,0	9,1	103,9
Moyenne	10,0	6,1	4216,8	8,1	-102,2
Écart type	4,5	1,4	427,7	1,1	144,3
Échantillons d'eau souterraine – puits crépinés au roc et dans l'argile					
N	21	21	21	21	21
Minimum	4,6	1,8	87,3	5,5	-165,1
Maximum	14,9	50,0	5332,0	11,6	236,6
Moyenne	8,8	22,1	1682,0	7,2	24,9
Écart type	3,2	15,6	1870,2	1,3	124,8
N: Nombre d'échantillons (2019 et 2020); OD: Oxygène dissous; CÉS : Conductivité électrique spécifique; POR: Potentiel d'oxydo-réduction; B.P. : Bassin de polissage					

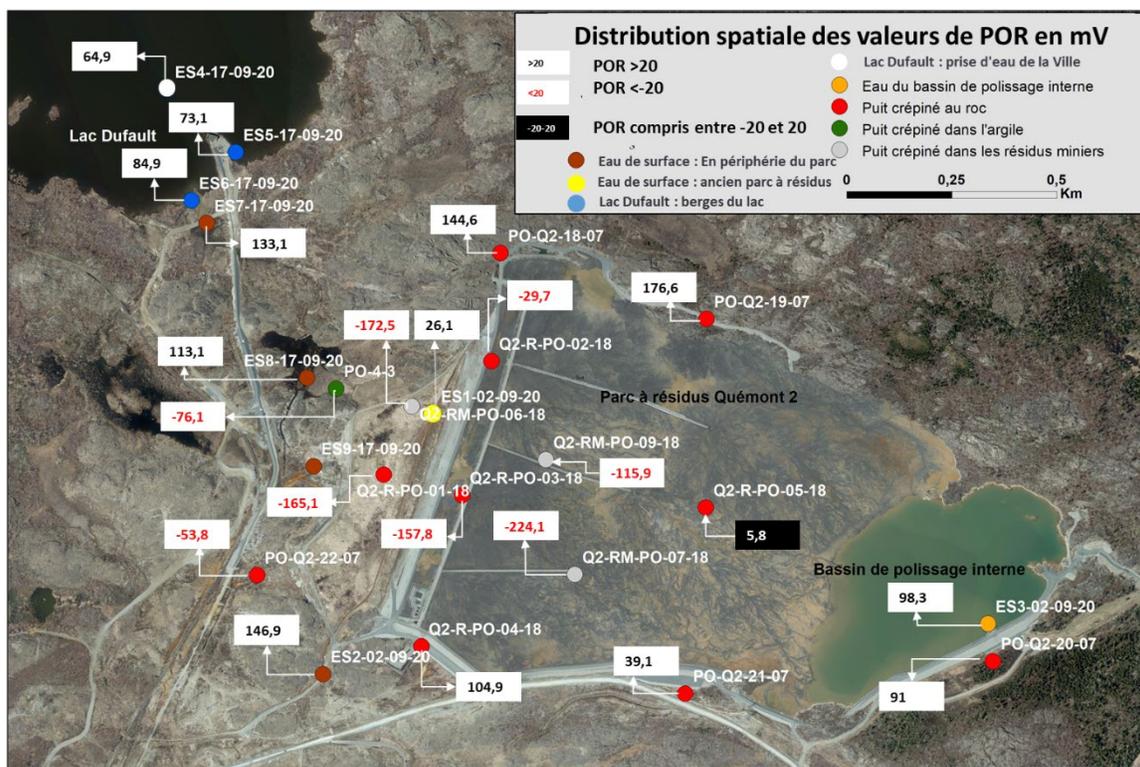


Figure 5.4 Distribution spatiale des valeurs de POR (en mV) dans le secteur d'étude

Les valeurs moyennes de pH montrent une augmentation depuis les puits crépinés au roc vers les eaux de surface. Les puits crépinés dans les résidus miniers présentent en générale des eaux alcalines. Certains puits crépinés au roc ont des pH acides avec une valeur d'environ 5,5 (puits Q2-R-PO-04-18 et PO-Q2-19-07) et de 6,7 pour les puits Q2-R-PO-02-18 et PO-Q2-22-07. Des eaux très alcalines ont aussi été enregistrées dans le puits Q2-R-PO-05-18 avec une valeur de pH de 11,58. Les résultats sont présentés dans la figure 5.5 et dans l'annexe P.

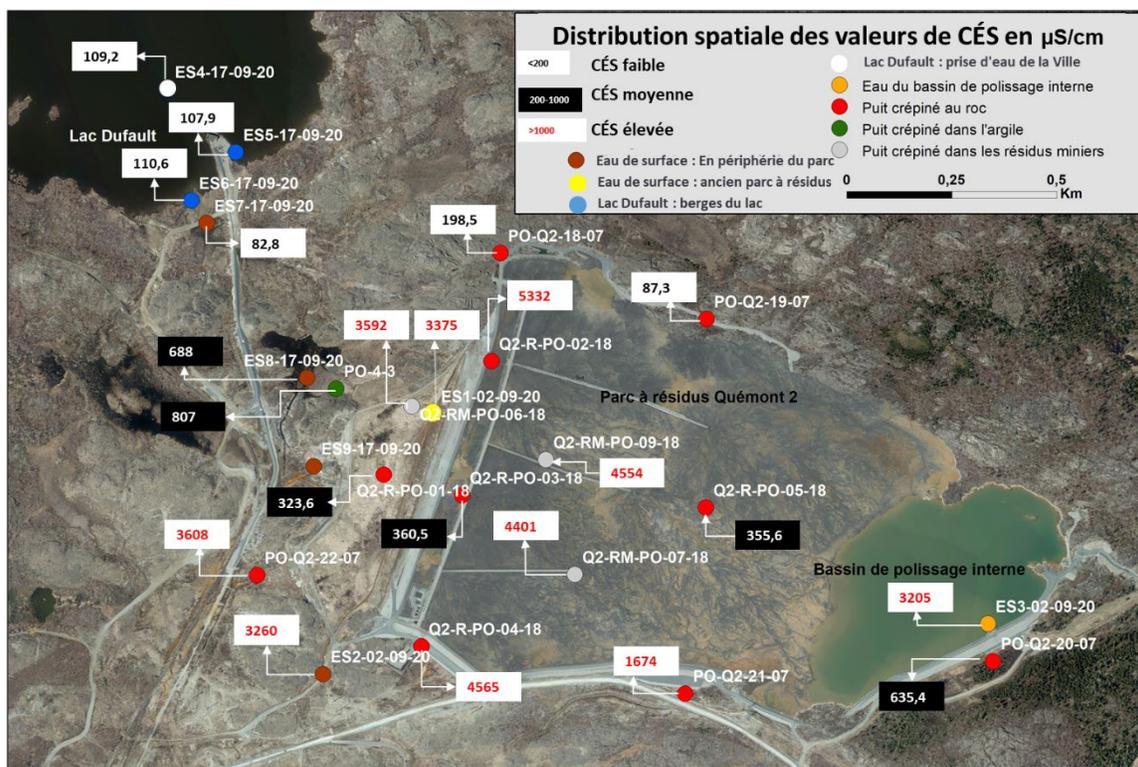


Figure 5.6 Distribution spatiale des valeurs de la conductivité électrique spécifique (en $\mu\text{S/cm}$) dans le secteur d'étude

5.1.3 Constituants majeurs

Les tableaux des annexes E, F, G et H présentent les statistiques descriptives des constituants majeurs et mineurs pour les différents types d'échantillons d'eau prélevés durant les deux campagnes d'échantillonnage, soit les échantillons du lac Dufault (annexe E), les eaux de surface sur l'ancien parc et en périphérie du parc à résidus (annexe F), les échantillons des puits crépinés dans les résidus (annexe G), et les échantillons des puits crépinés au roc et dans l'argile (annexe H).

La composition géochimique des différents types d'échantillons prélevés présente une forte variabilité spatiale pour les cations majeurs (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ et K^+) ainsi que pour les anions majeurs (HCO_3^- , Cl^- et SO_4^{2-}). En effet les puits crépinés dans les résidus miniers montrent des concentrations plus élevées en Ca^{2+} , Na^+ , K^+ , Cl^- et SO_4^{2-} par rapport aux autres catégories d'échantillons. Les puits crépinés au roc présentent des variations significatives des concentrations

en cations et en anions majeurs, pouvant dépasser les concentrations enregistrées dans les puits crépinés dans les résidus miniers pour les puits Q2-R-PO-02-18 et Q2-R-PO-04-18. Ces variations sont notamment très marquantes pour les concentrations en SO_4^{2-} qui varient de 0,25 mg/L dans le puits Q2-R-PO-05-18 à 2750 mg/L environ dans les puits Q2-R-PO-02-18 et Q2-R-PO-04-18. Les concentrations en Na^+ varient de 1,8 mg/L dans le puits PO-Q2-19-07 à 880 mg/L dans le puits Q2-R-PO-02-18. Malgré leur comportement conservateur (Hem, 1985), les chlorures présentent aussi des variations importantes de concentrations dans les puits crépinés au roc, avec une concentration minimale de 0,14 mg/L dans le puits PO-Q2-19-07 qui ceinture le parc au nord, à une concentration maximale de 371,9 mg/L dans le puits Q2-R-PO-02-18 localisé dans le nouveau parc, à l'est de la digue G.

Des variations de concentrations en ions majeurs importantes sont aussi observées sur les échantillons d'eau de surface particulièrement pour les chlorures, avec une valeur maximale de 161 mg/L pour les échantillons ES1-02-09-20 et ES2-02-09-20, sur l'ancien parc et en périphérie, et une valeur minimale de 0,8 mg/L pour l'échantillon ES7-17-09-20 à proximité du lac Dufault. Les eaux prélevées dans lac Dufault présentent les plus faibles concentrations en ions majeurs et des variations négligeables entre les échantillons. Des concentrations en chlorures d'environ 5 mg/L sont observées pour ces échantillons.

5.1.4 Constituants mineurs

En général, les eaux des puits crépinés dans les résidus miniers, certains échantillons des eaux de surface situés en périphérie du parc (ES2-02-09-20, ES9-17-09-20) et sur l'ancien parc (ES1-02-09-20) ainsi que l'eau du bassin de polissage interne (ES3-02-09-20) ont les concentrations les plus élevées en métaux et métalloïdes par rapport aux autres types d'échantillons, particulièrement pour les éléments suivants : As, B, Cd, Hg, Li, Mo, N-NH₃, Sb, Se et Rb. Cependant, en plus des concentrations élevées en ces éléments, les concentrations en Co, Cu, Mn, Ni et Zn sont plus élevées dans certains puits au roc (Q2-R-PO-02-18 et Q2-R-PO-04-18).

La concentration maximale en Fe est observée dans un échantillon des eaux de surface (210 mg/L : ES9-17-09-20), dépassant la concentration en Fe d'un puits crépiné dans les résidus miniers (190 mg/L : Q2-RM-PO-09-18). Une diminution des concentrations en Fe^{3+} est toutefois observée depuis les eaux souterraines jusqu'aux eaux de surface situés en périphérie du parc.

Les concentrations en Fe des puits crépinés au roc varient de 0,00025 mg/L dans le puits PO-Q2-18-07 à 120 mg/L dans le puits Q2-R-PO-04-18, avec une moyenne de 13,826 mg/L. Pour ces échantillons, la moyenne des concentrations en Fe^{3+} est supérieure à celle des concentrations en Fe^{2+} . Les eaux du lac Dufault présentent une moyenne plus élevée en Fe^{3+} par rapport à celle en Fe^{2+} , avec des concentrations en Fe faibles (moyenne de 0,074 mg/L).

En ce qui concerne le Mn, la concentration moyenne la plus élevée est observée dans les puits crépinés au roc (moyenne de 19,25 mg/L). Des concentrations supérieures à 10 mg/L de Mn et des pH acides ont été notées pour les puits crépinés au roc PO-Q2-22-07, Q2-R-PO-04-18 et Q2-R-PO-02-18, avec une concentration maximale de 150 mg/L pour le puits Q2-R-PO-04-18. Les concentrations les plus faibles en Mn sont associées aux échantillons ayant des valeurs de POR positives et des pH neutres à basiques.

5.1.5 Qualité chimique des eaux

5.1.5.1 Eaux souterraines

Puits crépinés au roc

La carte de la figure 5.7 permet de visualiser les puits présentant des concentrations supérieures aux critères d'eau de consommation (EC), aux critères de résurgence dans les eaux de surface (RES), et au seuil d'alerte (SA). Les puits au roc qui ceignent le parc au nord, à l'est et au sud-est présentent moins de dépassements des critères. Des concentrations en arsenic supérieures au critère EC sont observées dans tous les puits, à l'exception du puits PO-Q2-19-07 où la concentration en As est inférieure à la limite de détection. Le dépassement du critère EC pour le N-NH_3 est noté dans tous les puits, à l'exception des puits PO-Q2-18-07, PO-Q2-19-07 et PO-Q2-20-07. Des dépassements des critères EC et RES pour le manganèse ont été observés dans presque la totalité des puits, sauf dans les puits PO-Q2-19-07 et Q2-R-PO-05-18. Enfin, un enregistrement de dépassement des critères EC, RES et SA pour plus que cinq paramètres est noté dans deux puits (Q2-R-PO-02-18 et Q2-R-PO-04-18) et ce pour l'un ou l'autre des paramètres suivants : Al, As, Cd, Cl, Co, Cu, Hg, Na, Ni, N-NH_3 , Mn, Zn.

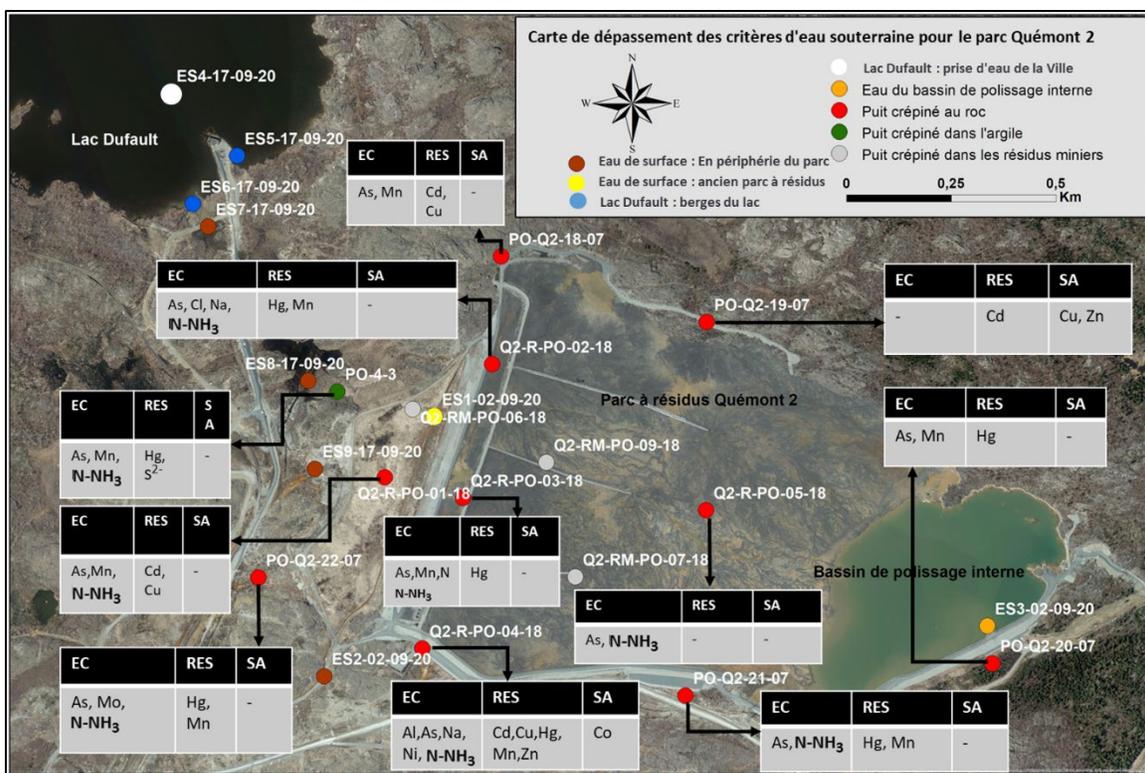


Figure 5.7 Carte de dépassement des critères pour l'eau souterraine au site Quémont-2 (puits crépinés au roc et dans l'argile)

Puits crépinés dans les résidus

La carte de la figure 5.8 présente les puits crépinés dans les résidus présentant des concentrations supérieures aux critères EC, RES et SA. Les trois puits présentent des concentrations supérieures à ces critères pour l'un ou l'autre des paramètres suivants : As, B, Cd, Cl, F, Hg, Mo, Mn, Na, N-NH₃, P, S²⁻, Sb, Se, Zn.

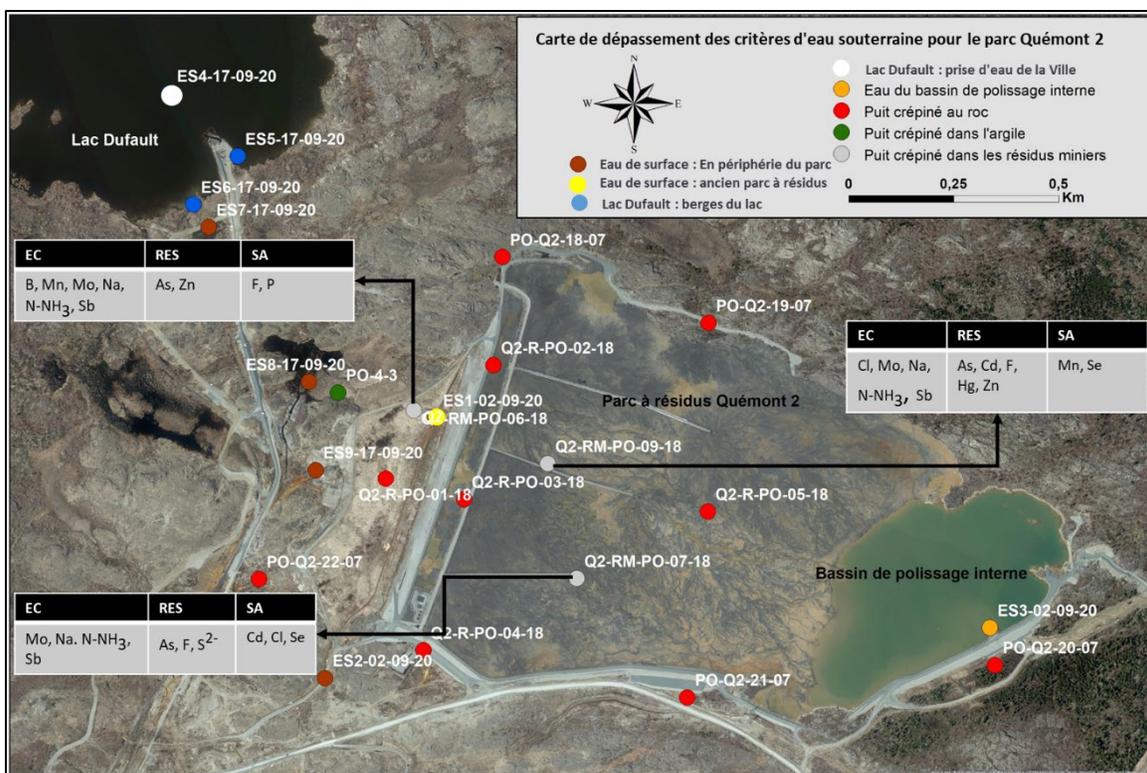


Figure 5.8 Carte de dépassement des critères pour l'eau souterraine au site Quémont-2 (puits crépinés dans les résidus miniers)

5.1.5.2 Eaux de surface

La figure de la carte 5.9 présente les dépassements des critères CPC(EO), RQEP, CMA et OE observés pour les échantillons d'eau de surface. L'échantillon de l'eau brute de la prise d'eau de la Ville (ES4-17-09-20) et les des deux échantillons des berges du lac Dufault (ES5-17-09-20 et ES6-17-09-20) présentent des concentrations qui sont conformes aux critères et normes pour tous les éléments sauf à l'arsenic où un dépassement du critère CPC(EO) a été enregistré pour les 3 échantillons. Plusieurs dépassements des critères CPC(EO), RQEP, CMA ou OE ont été notés pour les échantillons d'eau de surface prélevés sur l'ancien parc à résidus Quémont-2 ou au voisinage immédiat du parc, et ce, pour l'un ou l'autre des paramètres suivants : Al, As, B, Cd, Cl, F, Fe, Hg, Mn, Mo, Na, Sb, Se, SO₄. Les échantillons qui présentent le moins de dépassements sont situés au nord-ouest du parc à résidus, soit les échantillons ES7-17-09-20 et ES8-17-09-20, alors que ceux qui présentent plusieurs dépassements sont situés sur l'ancien parc à résidus (ES1-02-09-20), au voisinage du parc au sud (ES2-02-09-20) et à l'ouest (ES9-17-09-20) de l'ancien parc, ainsi que l'échantillon du bassin de polissage interne.

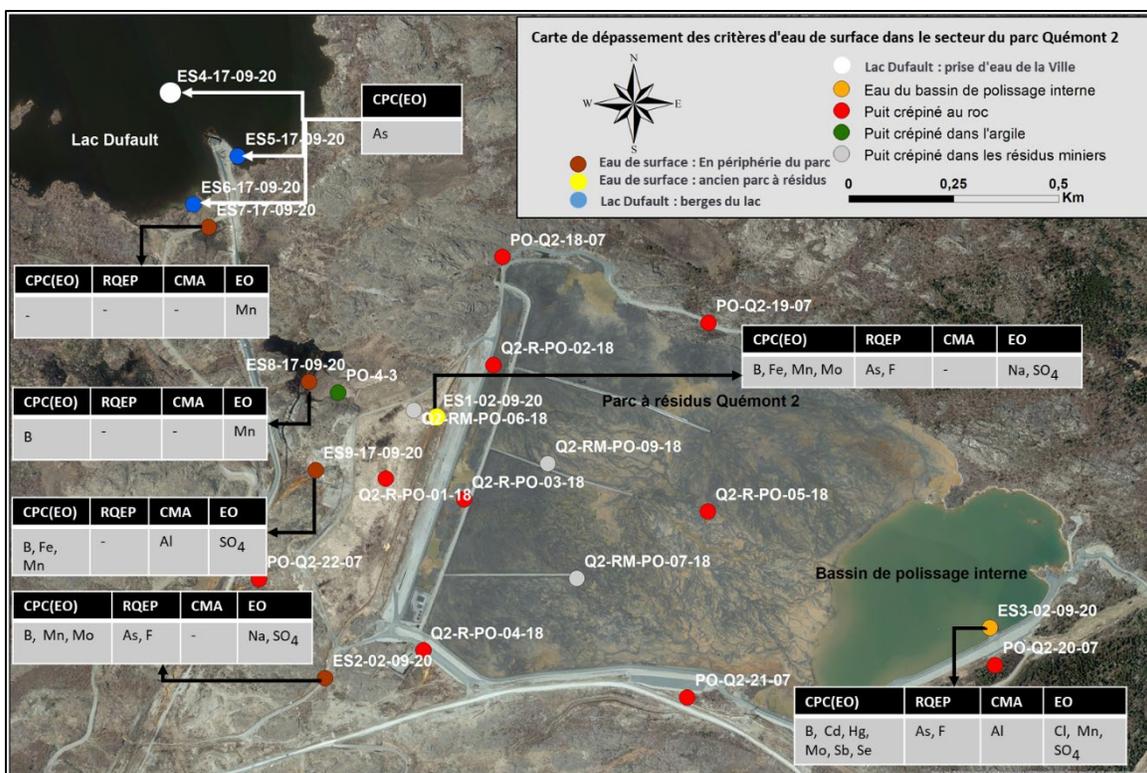


Figure 5.9 Carte de dépassement des critères pour l'eau de surface au site Quémont-2

5.1.6 Diagramme de Piper

La figure 5.10 présente la composition des ions majeurs des échantillons d'eau prélevés en 2019 et 2020 dans le secteur d'étude sur un diagramme de Piper (1944). Des couleurs sont utilisées pour distinguer les échantillons selon les types de sites échantillonnés. La coupe depuis le bassin de polissage interne jusqu'au lac Dufault montrée dans la carte 4.5 est présentée dans la figure 5.12, montrant les types d'eau et les différentes profondeurs et matériaux dans lesquels les puits sont installés ainsi que quelques échantillons d'eau de surface présents sur cette coupe. La répartition des échantillons dans le losange du diagramme de Piper permet d'identifier quatre groupes de faciès géochimiques (voir la figure 5.11 pour la distribution spatiale des faciès géochimique) :

- Ca-Mg-HCO₃ : Ce faciès géochimique caractérise les eaux souterraines issues de puits crépinés au roc et dans l'argile avec de faibles valeurs de solides dissous totaux (TDS), soit les puits qui ceinturent le parc au nord et à l'est, ainsi qu'un puits dans l'ancien parc (Q2-R-PO-01-18) et le nouveau parc (Q2-R-PO-03-18 : figure 5.11). Le faciès Ca-Mg-HCO₃

caractérise aussi un site d'eau de surface à proximité du lac Dufault (ES7-17-09-20 : figure 5.11).

- Ca-SO_4 : Ce faciès géochimique est observé dans les eaux souterraines (puits crépinés au roc et crépinés dans les résidus miniers), l'eau du bassin de polissage interne et pour un site d'eau de surface en périphérie et sur l'ancien parc à résidus (ES9-17-09-20 et ES1-02-09-20 : figure 5.11). Ce groupe d'échantillons est caractérisé par des valeurs de TDS élevés, atteignant 6859 mg/L pour le puits Q2-RM-PO-09-18 crépiné dans les résidus miniers du nouveau parc (figure 5.11 et figure 5.12).
- Na-SO_4 : Ce faciès géochimique caractérisé par des valeurs de TDS élevés est observé au puits Q2-R-PO-02-18 crépiné au roc, au puits Q2-RM-PO-06-18 crépiné dans les résidus miniers de l'ancien parc.
- Types mixtes : Ces faciès géochimiques caractérisent principalement les eaux de surface, dont les eaux du lac Dufault qui présentent un type Ca-Mixte anions et les échantillons ES8-17-09-20 et ES2-02-09-20 qui ont un type Mixte cations- SO_4 . L'échantillon d'eau souterraine du puits Q2-R-PO-05-18 montre un type Mixte cations- HCO_3 (figure 5.11).

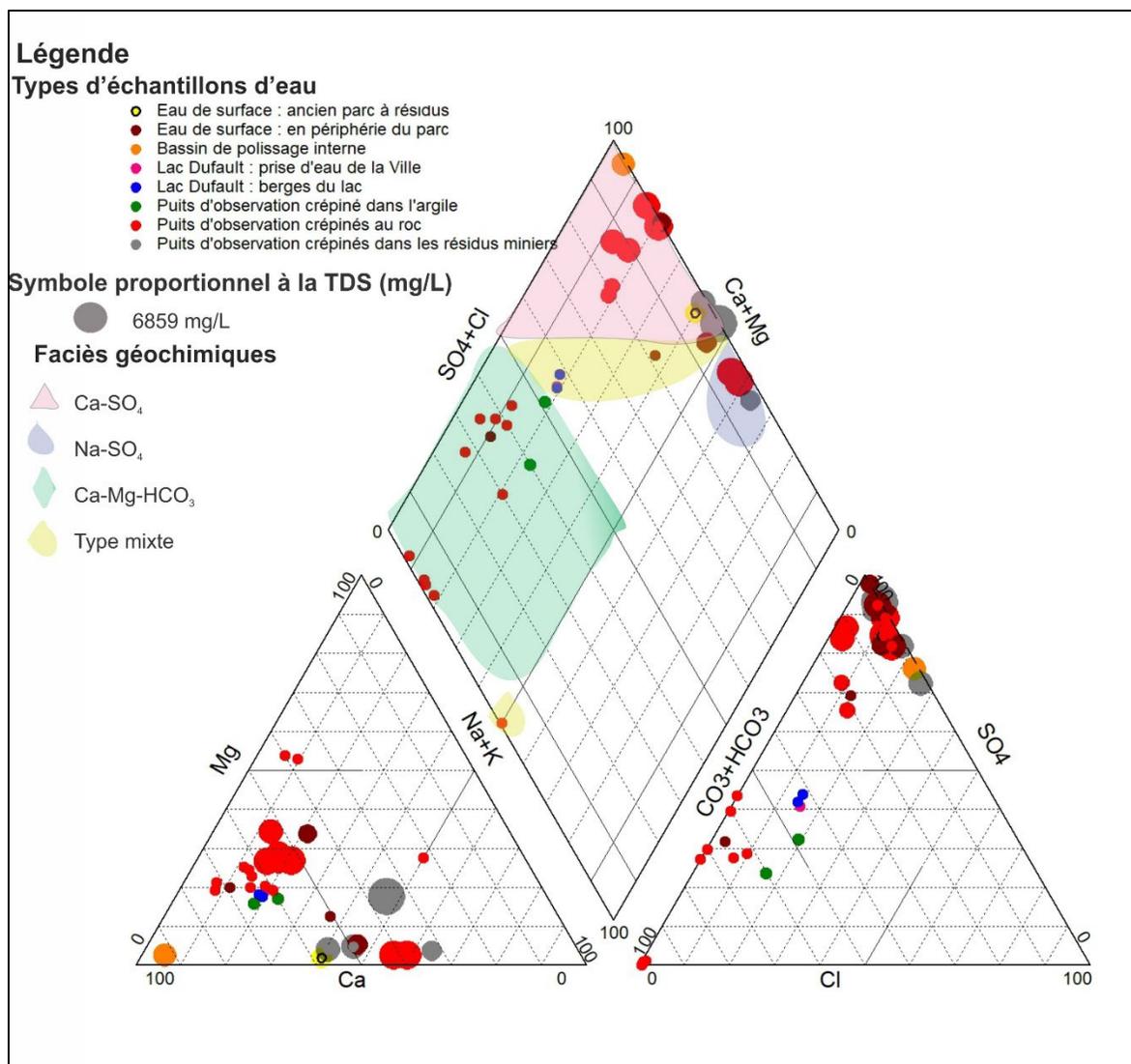


Figure 5.10 Diagramme de Piper des échantillons prélevés en 2019 et 2020

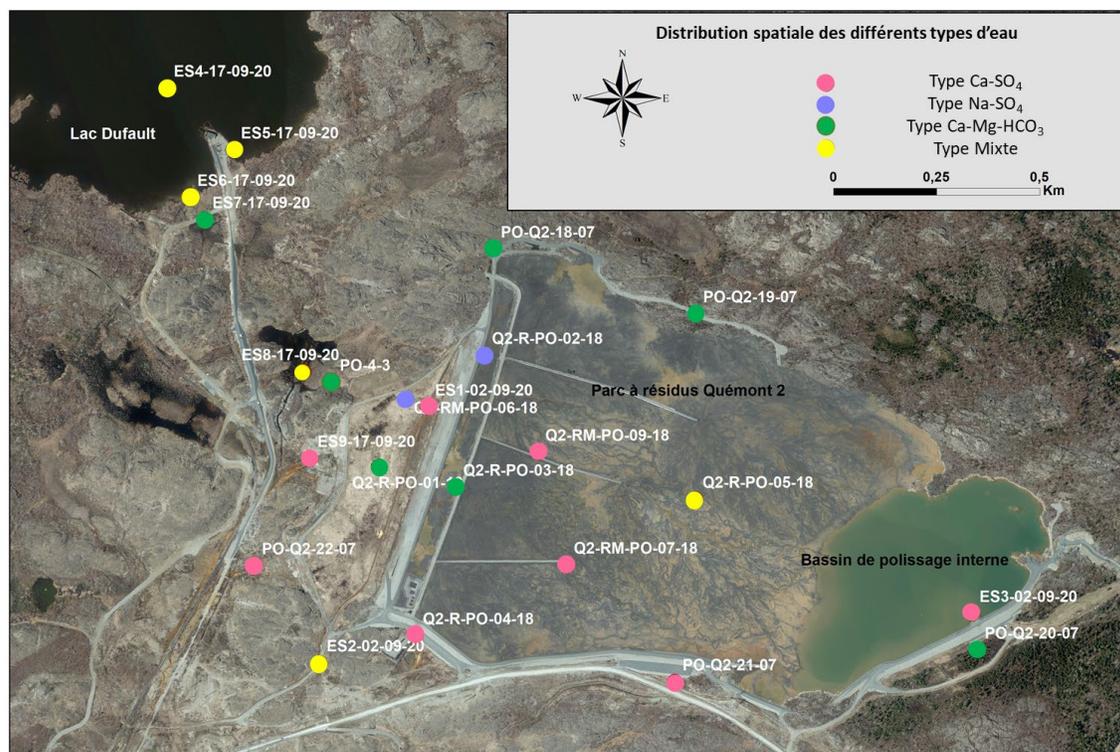


Figure 5.11 Distribution spatiale des faciès géochimique dans la zone d'étude

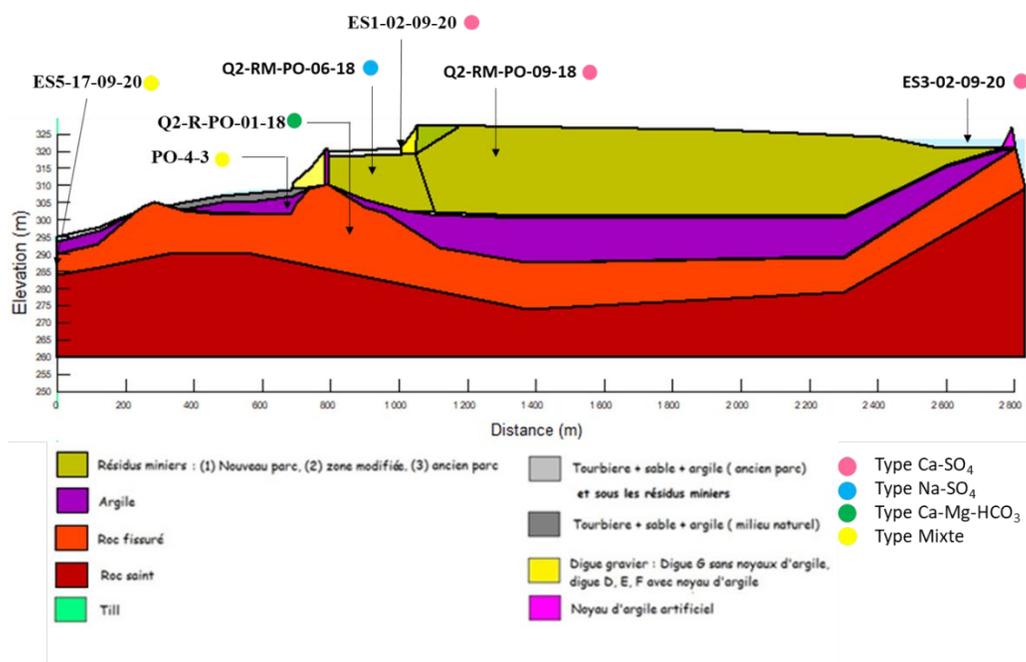


Figure 5.12 Coupe depuis le bassin de polissage interne jusqu'au lac Dufault montrant les différents types d'eau rencontrés dans

5.1.7 Diagrammes de Stiff

La figure 5.13 présente la distribution spatiale des diagrammes de Stiff dans la zone d'étude. Cette représentation permet de faire le lien entre les types de sites échantillonnés, les faciès géochimiques et les valeurs de TDS. La légende de la figure 5.13 présente l'échelle utilisée pour réaliser les diagrammes de Stiff, soit de 0 à 20 meq/L. Pour faciliter l'observation des sites avec des valeurs de TDS faibles, un deuxième diagramme a été réalisé en utilisant une échelle de 0 à 5 meq/L. Les sites avec de faibles valeurs de TDS, qui ont un faciès Ca-Mg-HCO₃, incluent les puits crépinés dans l'argile et les puits crépinés au roc qui ceinturent le parc au nord (PO-Q2-18-07, PO-Q2-19-07) et à l'est (PO-Q2-20-07), un puits dans l'ancien parc (Q2-R-PO-01-18) et un dans le nouveau parc (Q2-R-PO-03-18), ainsi que l'échantillon d'eau de surface ES7-17-09-20 à proximité du lac Dufault (figure 5.13). Les diagrammes de Stiff qui présentent de plus grands polygones sont principalement associés aux eaux de type Ca-SO₄ et Na-SO₄. Ces faciès géochimiques caractérisent les eaux des puits crépinés dans les résidus miniers, les eaux de surface à proximité du parc à résidus, ainsi que des puits crépinés au roc qui ceinturent le parc au sud (Q2-R-PO-04-18 et PO-Q2-21-07) et à l'ouest (PO-Q2-22-07), ainsi qu'un puits au roc dans le nouveau parc (Q2-R-PO-02-18).

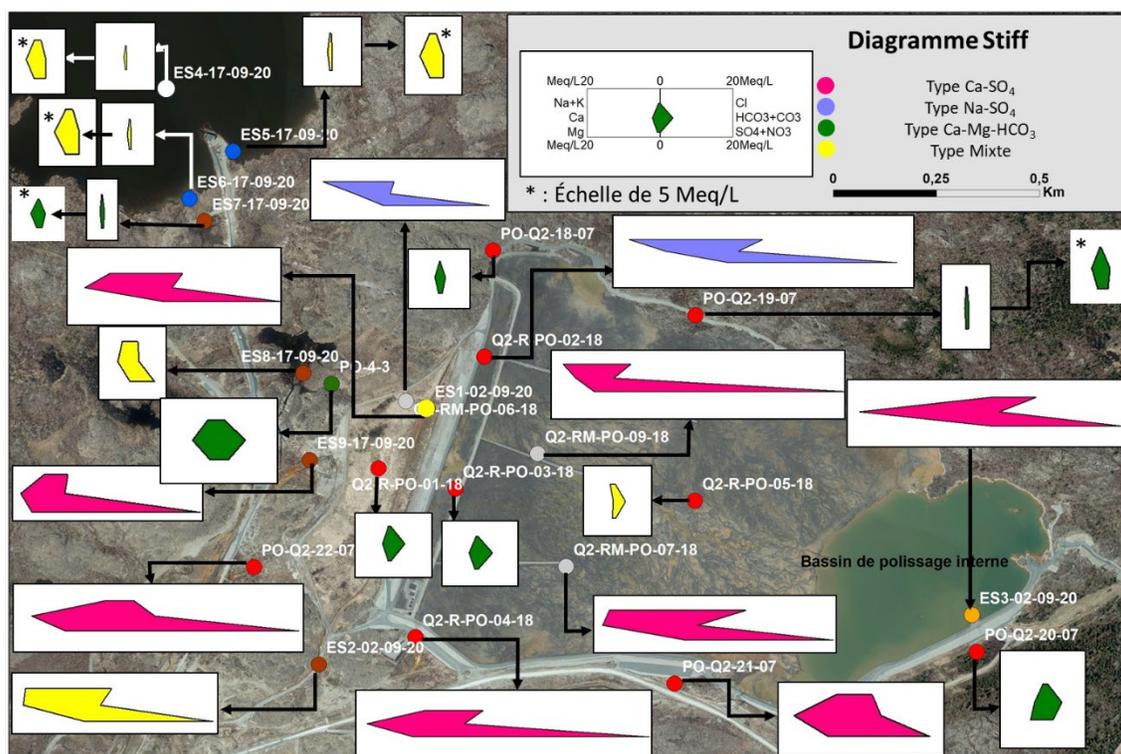


Figure 5.13 Distribution spatiale des diagrammes de Stiff dans la zone d'étude

5.2 Isotopes stables de la molécule d'eau des eaux souterraines et des eaux de surface

Les valeurs de $\delta^{18}\text{O}$ et de $\delta^2\text{H}$ des échantillons d'eau prélevés sur le site d'étude varient entre -15,31 ‰ et -9,20 ‰ et entre -109,21 ‰ et -76,48 ‰, respectivement (annexe I). La figure 5.14 présente la composition isotopique de l'eau sous la forme d'un diagramme $\delta^{18}\text{O}$ - $\delta^2\text{H}$ pour les différents types de sites échantillonnés en 2019 et 2020. La Droite des Eaux Météoriques Locale (DEML : $\delta^2\text{H} = 7,84\delta^{18}\text{O} + 9,20$) ainsi que la droite évaporatoire locale (DEL : $\delta^2\text{H} = 3,8 \delta^{18}\text{O} - 40,22$) tels que définies par Rey et al., (2018), sont aussi rapportées sur la figure 5.14. Afin de visualiser les noms d'échantillons sur la figure, l'annexe T est constitué par le même diagramme étiquetée en fonction des noms d'échantillons.

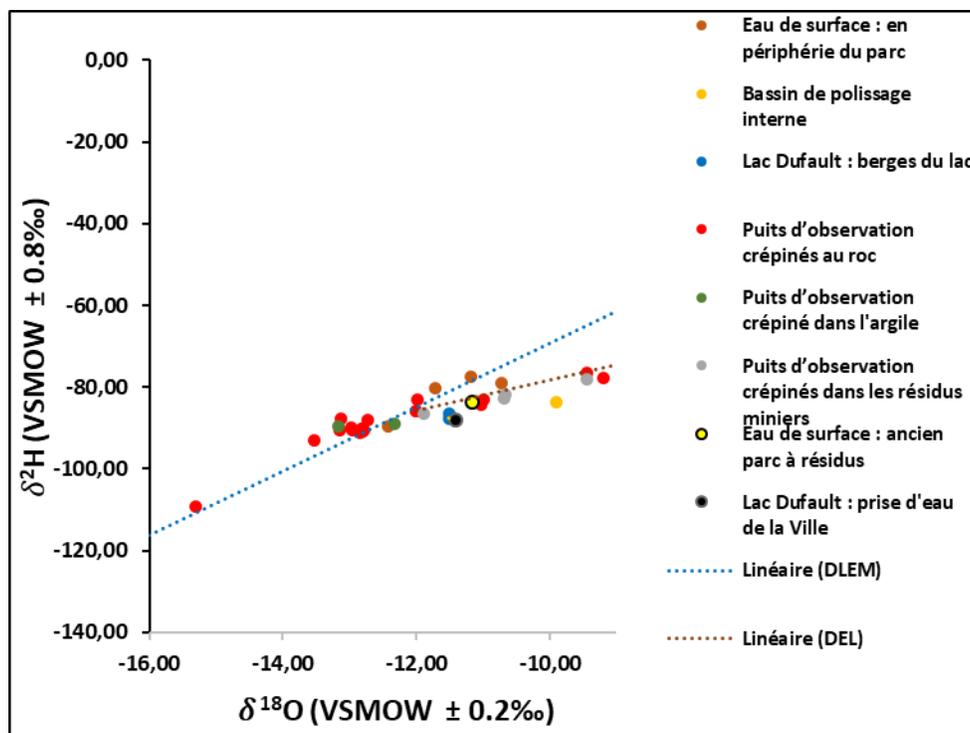


Figure 5.14 Composition isotopique des différents types d'échantillons

5.3 Analyses statistiques

5.3.1 Classification ascendante hiérarchique (CAH)

La classification ascendante hiérarchique (CAH) est une approche qui permet de classer des observations tel des sites échantillonnés pour l'évaluation de la qualité des eaux. Il existe plusieurs techniques de regroupement, toutefois le regroupement hiérarchique est largement utilisé dans la classification de données hydrogéochimiques (Cloutier et al., 2008; Güler et al., 2002; Schot et al., 1992; Steinhorst et al., 1985).

Le tableau 5.2 compile les statistiques descriptives des paramètres pour les 34 échantillons d'eau réalisées à l'aide du logiciel IBM SPSS Statistics 27. Les distributions de la plupart des paramètres chimiques (en µg/L) sont fortement asymétriques positivement (tableau 5.2) et leurs diagrammes de fréquence ne suivent pas une distribution normale. Les paramètres chimiques ont ainsi été transformés en utilisant une transformation logarithmique, à l'exception de Si et POR dont la distribution est proche de la normalité. Enfin, une normalisation a été appliquée aux 30 paramètres avec une distribution log-normale et aux 2 paramètres avec une distribution normale afin que

chaque variable contribue de manière égale à l'analyse. Les variables sont normalisées (valeurs Z) en les centrant autour de leur moyenne (\bar{X}) et en les remettant à l'échelle par la réciproque de leur écart-type (s) (Steinhorst et al., 1985):

$$Z = \frac{x - \bar{X}}{s}$$

Tableau 5.2 Descriptions statistiques des 34 échantillons d'eau (concentrations en $\mu\text{g/L}$)

Paramètres	N	Moyenne	Médiane	Écart type	Asymétrie	Minimum	Maximum
POR (mv)	34	27,9	67,0	121,9	-0,4	-224,1	236,6
Al	34	43,6	5,4	148,2	5,4	0,1	860,0
HCO₃	34	135760,9	87840,0	119696,0	0,8	3050,0	435540,0
As	34	524,0	1,9	1957,6	5,0	0,0	11000,0
B	34	1148,0	106,0	1734,0	1,7	3,3	6700,0
Ba	34	30,4	26,0	24,5	1,1	1,6	99,0
Br	34	56732,4	12340,0	77677,8	1,2	50,0	249630,0
Ca	34	236355,9	115000,0	243732,4	0,8	9100,0	770000,0
Cd	34	2,9	0,3	8,4	3,7	0,0	38,0
Cl	34	98735,9	38700,0	132194,9	1,5	140,0	479800,0
Co	34	15,8	0,2	44,1	3,4	0,0	200,0
COD	34	5125,9	4450,0	4155,1	1,1	100,0	16700,0
Cu	34	8,8	1,0	15,5	2,2	0,0	54,0
F	34	1150,0	110,0	2210,1	2,0	30,0	8380,0
Fe	34	20394,5	80,0	51966,4	2,9	0,3	210000,0
K	34	25488,5	3100,0	41512,4	1,5	130,0	140000,0
Li	34	25,3	5,6	57,5	3,5	0,3	290,0
Mg	34	42011,8	16000,0	59244,1	1,9	2100,0	210000,0
Mn	34	12123,6	250,0	35758,5	3,7	0,1	150000,0
Mo	34	461,7	2,4	1167,7	2,9	0,1	5000,0
Na	34	160767,6	43500,0	226138,8	1,8	1700,0	880000,0
N-NH₃	34	651,8	180,0	1231,9	4,2	5,0	6900,0
Ni	34	8,9	1,3	23,0	3,7	0,0	110,0
Pb	34	0,3	0,0	0,6	2,5	0,0	2,4
Rb	34	682,8	3,4	2619,4	3,9	0,4	11000,0
Sb	34	6,2	0,2	21,8	4,7	0,0	120,0
Se	34	5,1	0,5	15,3	3,3	0,0	61,0
Si	34	7283,8	6300,0	4537,2	0,8	400,0	19000,0
SO₄	34	991539,7	169500,0	1218071,6	1,2	250,0	4910000,0
Sr	34	692,0	405,0	756,5	1,2	26,0	2800,0
U	34	0,3	0,1	0,7	3,5	0,0	3,1
Zn	34	287,2	9,6	1074,2	4,0	0,1	4900,0

Le résultat principal de la CAH réalisée sur les 34 échantillons du projet est le dendrogramme présenté à la figure 5.15. La distance euclidienne a été utilisée pour mesurer la distance entre les échantillons et la méthode de Ward a été choisie comme méthode de liaison pour former des groupes plus ou moins homogènes et géochimiquement distincts des autres groupes. D'autres études ont montré que l'utilisation de la distance euclidienne comme mesure de distance et de la méthode de Ward comme règle de liaison permettent de produire les groupes les plus distincts (Cloutier et al., 2008; Güler et al., 2002; Schot et al., 1992).

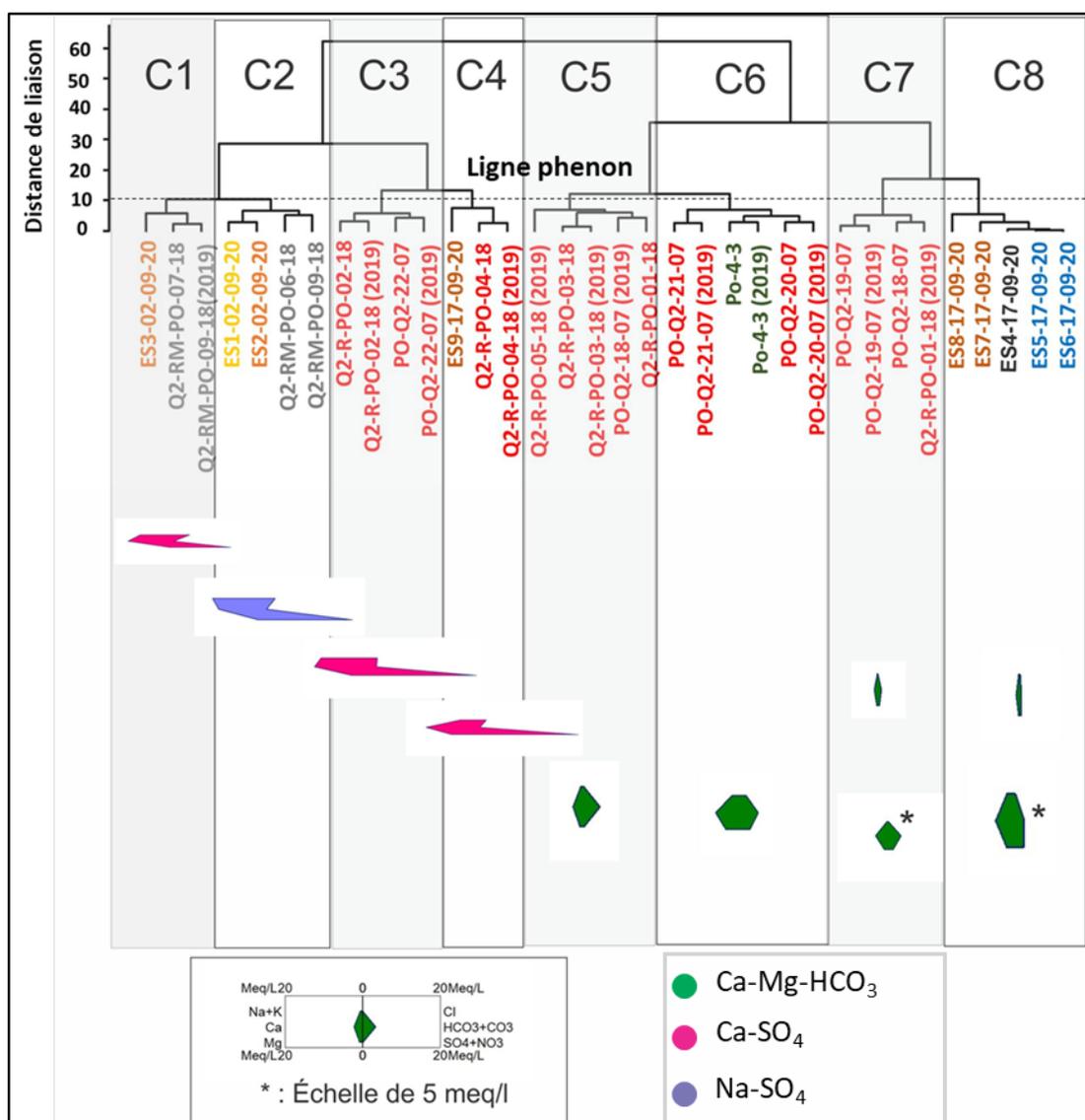


Figure 5.15 Dendrogramme des échantillons d'eaux souterraines et d'eaux de surface du site d'étude, avec le diagramme de Stiff de chacun des clusters

Dans le but de faire une classification des échantillons, sur une observation visuelle du dendrogramme, la ligne phénon a été tracée dans le dendrogramme à une distance de liaison d'environ 10 (figure 5.15). Ainsi, les échantillons dont la distance de liaison est inférieure à 10 sont regroupés dans le même groupe. Cette position permet une division du dendrogramme en huit clusters nommés C1-C8 (figure 5.15).

L'observation du dendrogramme dévoile des indications sur le degré de similarité entre les clusters (C). Les échantillons des clusters C1, C2, C3 et C4 sont liés aux clusters C5, C6, C7 et C8 à une distance élevée, indiquant que les échantillons de ces deux ensembles (C1-C2-C3-C4 et C5-C6-C7-C8) sont géochimiquement distincts. Pour les clusters C5 à C8, la similarité est plus importante entre les clusters C5-C6, que celle entre les clusters C7-C8.

L'annexe O présente les valeurs médianes des données géochimiques et des paramètres physico-chimiques pour chaque cluster. L'utilisation des valeurs médianes des ions majeurs a permis de déterminer le type d'eau médian pour chaque cluster, représenté ensuite sur des diagrammes de Stiff (figure 5.15), une approche utilisée à titre d'exemple dans l'étude de Cloutier et al., (2008). Les valeurs médianes présentées à l'annexe O permettent aussi d'identifier les concentrations médianes les plus élevées des éléments traces pour chaque cluster. Les clusters C1 à C4 se distinguent des clusters C5 à C8 par des valeurs de TDS médianes plus élevées (tableau 5.3) et des types d'eau CaSO_4 (C1-C3-C4) et Na-SO_4 (C2). Le type d'eau Ca-HCO_3 caractérise les clusters C5 à C8, les clusters C5-C6 ayant des valeurs de TDS médianes plus élevées que les clusters C7-C8 (tableau 5.3). Pour ce qui est des métaux ultra-traces (tableau 5.3 et annexe O), les concentrations médianes les plus élevées (As, B, Br, Fe, Li, Mn, Mo, Rb, Sb, Se) sont observées pour les échantillons des clusters C1 à C4 (annexe O et tableau 5.3). Les clusters C3 et C4 montrent les valeurs médianes les plus élevées en CÉS, TDS, Fe et Mn.

Tableau 5.3 Caractéristiques géochimiques de quelques paramètres chimiques et physico-chimiques pour chaque cluster (valeur médiane en µg/l)

Paramètres	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7	C8
N	3	4	4	3	5	6	4	5
pH	8,96	7,30	6,68	<u>5,49</u>	8,06	7,25	6,43	7,48
CÉS (µS/cm)	4320,00	3483,50	4401,50	4372,50	355,60	824,50	140,50	<u>109,20</u>
TDS (mg/l)	3679,00	2760,50	4184,50	4427,00	298,00	634,00	127,50	<u>79,00</u>
As	2600,00	605,00	34,50	0,53	7,70	0,31	<u>0,03</u>	1,60
B	1800,00	4500,00	3500,00	1100,00	19,00	60,50	8,75	<u>3,80</u>
Br	210000,00	118015,00	101315,00	110000,00	<u>50,00</u>	12340,00	<u>50,00</u>	130,00
Fe	10,00	1265,00	20000,00	120000,00	80,00	59,50	<u>0,45</u>	77,00
Li	140,00	37,00	11,20	11,00	1,30	7,15	0,83	<u>0,71</u>
Mn	26,00	510,00	22000,00	150000,00	260,00	555,00	<u>10,50</u>	16,00
Mo	2300,00	1800,00	52,50	<u>0,11</u>	3,70	0,44	2,55	0,16
Rb	270,00	125,00	7,10	14,00	0,78	1,65	<u>0,45</u>	1,40
Sb	46,00	4,25	0,37	0,02	<u>0,01</u>	0,03	0,03	0,39
Se	59,00	1,00	0,87	0,51	<u>0,03</u>	<u>0,03</u>	0,60	0,58
N : Nombre d'échantillons; Valeurs en gras : Valeur la plus élevée; Valeurs soulignée : Valeur la moins élevée								

5.3.2 Carte thermique

L'analyse de corrélation a été réalisée afin d'examiner les relations entre les variables hydrochimiques. Le dendrogramme associé à la carte thermique de la figure 5.16 divise les variables en deux groupes principaux. Le premier, le groupe 1, comprend les paramètres Sr, Ca, Na, B, K, SO₄, Cl, Li, Mo, F, As, N-NH₃, Mn, Co, Fe³⁺, Mg, Ni, Fe²⁺, et Fe. Le deuxième, le groupe 2, est composé des variables HCO₃, CID, U, Ba, Si, Br, Rb, COD, Pb, Cd, Se, Cu, Al, Zn et Sb. Sur la base du dendrogramme, chacun des deux groupes a été subdivisé en deux sous-groupes (1A-1B et 2A-2B). Le groupe 1A est composé des variables Sr, Ca, Na, B, K, SO₄, Cl, Li, Mo, F, et As, alors que le groupe 1B contient les éléments N-NH₃, Mn, Co, Fe³⁺, Mg, Ni, Fe²⁺, et Fe. Le groupe 2A comprend les paramètres HCO₃, CID, U, Ba, Si, et Br, et le groupe 2B les paramètres Rb, COD, Pb, Cd, Se, Cu, Al, Zn et Sb. La carte thermique présente une forte corrélation positive du Na avec B, Ca, K, Cl et SO₄, ainsi qu'une faible corrélation négative avec HCO₃. Cependant, HCO₃ montre

une légère corrélation positive avec Ca et Mg. En ce qui concerne les métaux (principalement groupe 1B et 2B), Mn est corrélé positivement avec Fe. Par ailleurs, des corrélations positives sont observées entre les éléments suivants : Al, Cd, Cu, Pb, Rb, Sb, Se et Zn.

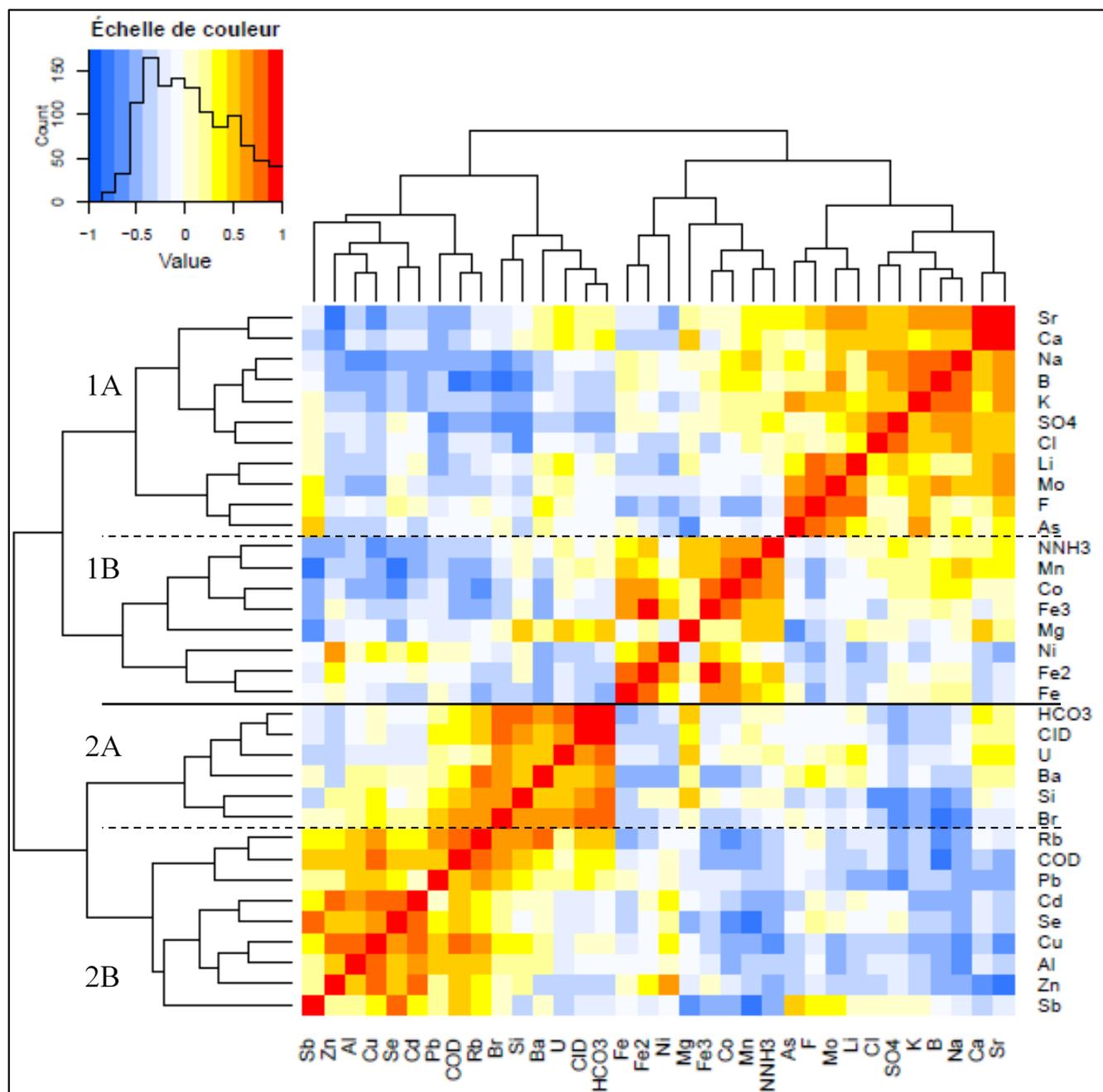


Figure 5.16 Carte thermique des échantillons du parc à résidus Quéumont-2

5.4 Modélisation géochimique

Le logiciel géochimique *PHREEQC* Version 3 (Parkhurst et al., 1999) a été utilisé pour calculer les indices de saturation des différents types d'échantillons prélevés au site Quémont-2. Les résultats sont présentés sous forme de diagrammes de boîtes en moustaches pour les phases minérales sélectionnées (figure 5.17). Les sept types d'échantillons sont sursaturés par rapport à la goethite (FeOOH), l'hématite (Fe_2O_3) et la kaolinite ($\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4$), et sous-saturés par rapport aux plagioclases anorthite et albite ainsi que par rapport à l'halite. Vis-à-vis des carbonates (calcite et dolomite), les valeurs médianes des indices de saturations montrent une augmentation de la sous-saturation à la saturation depuis les eaux de surface du lac Dufault, jusqu'aux eaux de surface situés en périphérie du parc, aux puits crépinés au roc et aux eaux des puits crépinés aux résidus miniers. Finalement la valeur médiane de l'échantillon du bassin de polissage interne montre une sursaturation par rapport à ces deux minéraux.

Les sept types d'échantillons sont sous-saturés en Hausmannite et Manganite, à l'exception du puits Q2-R-PO-05-18 (2019) qui indique une sursaturation pour les deux minéraux. Les eaux de surface sont saturées par rapport à la gibbsite alors que la valeur médiane des eaux des résidus miniers montre une sous-saturation pour cette phase minérale. Les échantillons du lac Dufault, des eaux de surface situés en périphérie du parc et des puits crépinés au roc et dans l'argile sont sous-saturés par rapport au gypse, alors que les valeurs médianes des échantillons de l'eau de surface situé sur l'ancien parc, dans le bassin de polissage interne et dans les puits crépinés aux résidus sont près de l'équilibre pour cette phase minérale. Les valeurs médianes de tous les types d'échantillons montrent une sous-saturation par rapport à la jarosite, sauf pour quelques échantillons des puits crépinés au roc qui sont sursaturés par rapport à cette phase minérale. Enfin, la valeur médiane de l'indice de saturation vis-à-vis la barite et la fluorite augmente depuis le lac Dufault, les eaux de surface situées en périphérie du parc et les eaux des puits crépinés au roc et dans l'argile qui sont sous-saturées, jusqu'aux échantillons d'eau de surface issu de l'ancien parc et du bassin de polissage interne ainsi que des puits crépinés dans les résidus qui sont saturées pour ces deux phases minérales.

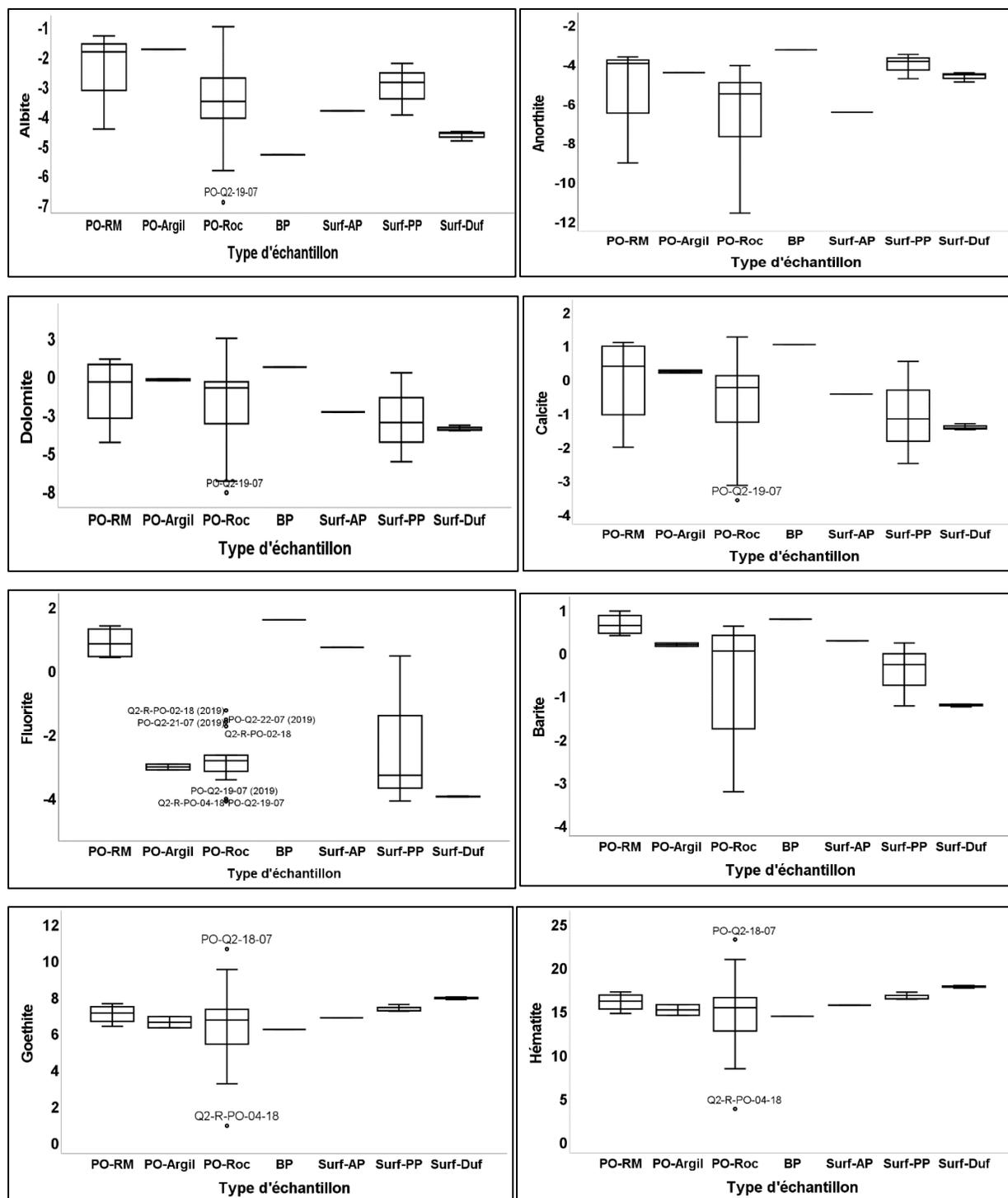


Figure 5.17 Diagrammes de boîtes en moustaches des indices de saturations en fonction des types d'échantillons au site Quémont-2

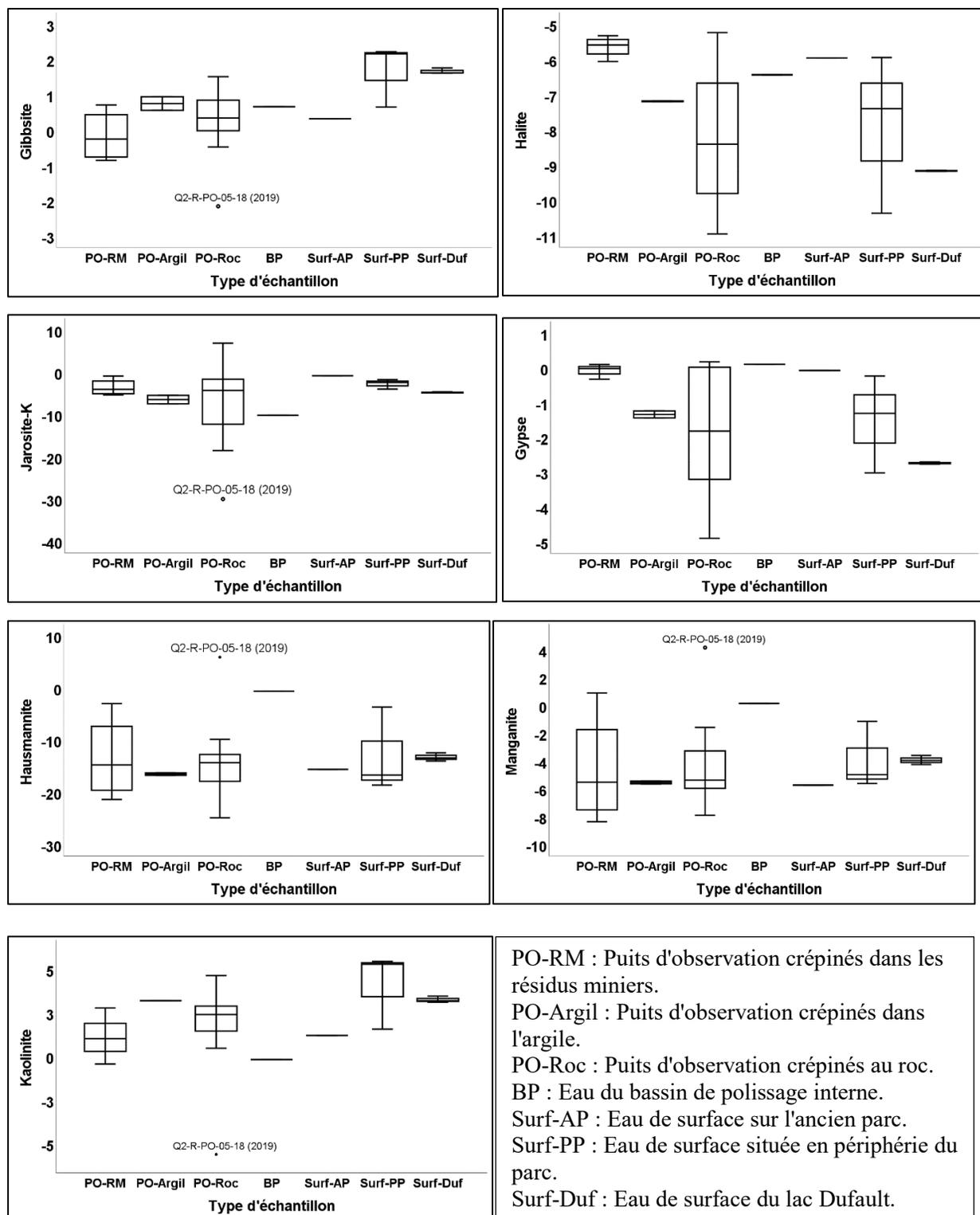
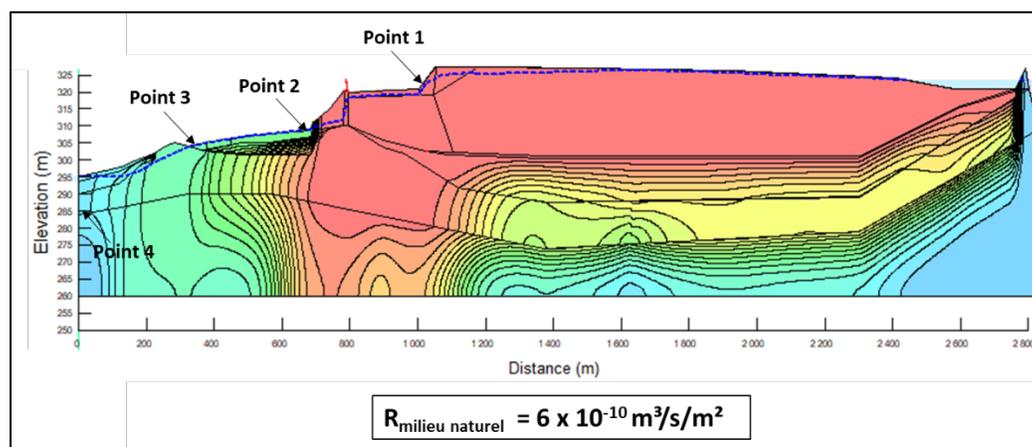
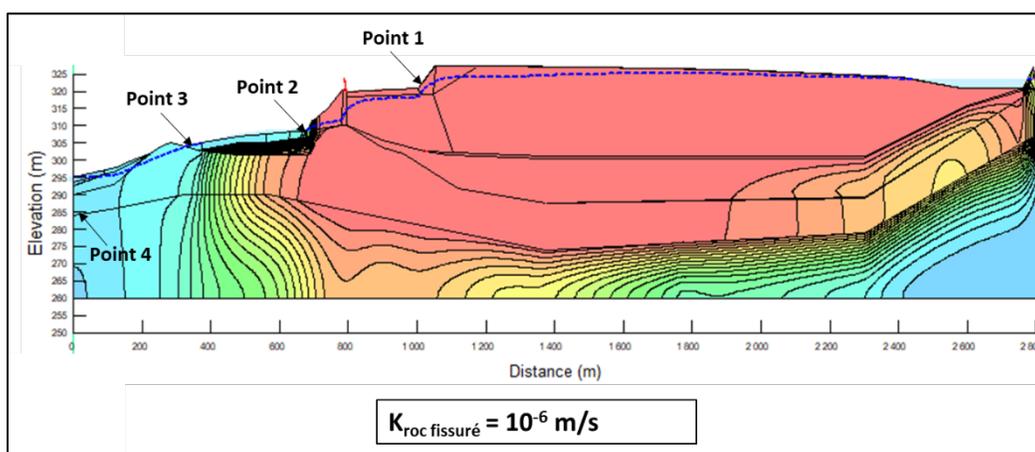
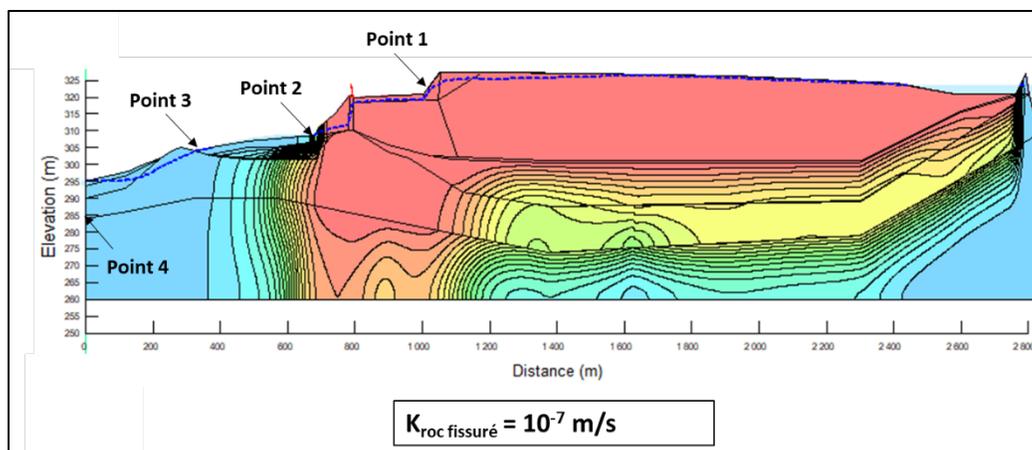


Figure 5.17 (suite) Diagrammes de boîtes en moustaches des indices de saturations en fonction des types d'échantillons au site Quémont-2

5.5 Modélisation numérique du transport

Un modèle numérique de transport avec trois scénarios a été développé avec *CTRAN/W* pour simuler la migration d'un contaminant initialement présent dans les résidus miniers (figures 5.18). Pour ces simulations, une source de soluté conservateur est associée aux résidus miniers à une concentration de 100 g/m^3 . Le scénario 1, le scénario de référence avec $K_{\text{roc fissuré}} = 10^{-7} \text{ m/s}$, suggère que le transport de masse s'effectue préférentiellement dans la partie du roc fissuré située en dessous de l'ancien parc (concentrations $\geq 95 \text{ g/m}^3$) ainsi que dans les digues G et EF. Par ailleurs, le panache de contaminant migre dans la partie superficielle du roc sain ($5 \times 10^{-10} \text{ m/s}$) situé dans le même secteur de l'ancien parc (figure 5.18a). Pour le scénario 2, où la conductivité hydraulique du roc fissuré est augmentée à 10^{-6} m/s (figure 5.18b), la concentration dans la couche d'argile et dans le roc fissuré du côté est du modèle (en dessous du nouveau parc) peuvent atteindre une valeur maximale $\geq 95 \text{ g/m}^3$. Pour ce scénario 2, le panache de soluté continue sa migration vers la limite ouest du modèle jusqu'à atteindre le lac Dufault. Pour le scénario 3, où la recharge du milieu naturel a été diminuée jusqu'à $6 \times 10^{-10} \text{ m}^3/\text{s}/\text{m}^2$ et $K_{\text{roc fissuré}} = 10^{-7} \text{ m/s}$, la migration du panache de contaminant est semblable au modèle référence pour le côté est du modèle, alors que pour le côté ouest, les concentrations augmentent encore plus en allant vers le lac Dufault (figure 5.18c).



Concentration										
≤ 0-5 g/m ²	5-10 g/m ²	10-15 g/m ²	15-20 g/m ²	20-25 g/m ²	25-30 g/m ²	30-35 g/m ²	35-40 g/m ²	40-45 g/m ²	45-50 g/m ²	50-55 g/m ²
55-60 g/m ²	60-65 g/m ²	65-70 g/m ²	70-75 g/m ²	75-80 g/m ²	80-85 g/m ²	85-90 g/m ²	90-95 g/m ²	95-100 g/m ²		

Figure 5.18 Modèle de transport en phase dissoute : (a) scénario 1 avec $K_{\text{roc fissuré}} = 10^{-7} \text{ m/s}$, (b) scénario 2 avec $K_{\text{roc fissuré}} = 10^{-6} \text{ m/s}$ et (c) scénario 3 avec la recharge du milieu naturel de $6 \times 10^{-10} \text{ m}^3/\text{s}/\text{m}^2$

Dans le but de suivre l'évolution de la concentration de contaminant au cours du temps, quatre points (point 1, point 2, point 3 et point 4) ont été localisés sur la coupe modélisée (figure 5.18). Ces points sont situés respectivement sur la pente de la digue G, au pied de la digue E, à une intersection entre l'unité de tourbe et le roc fissuré et le lac Dufault. Les graphiques de la figure 5.19 montrent la distribution de la concentration de contaminant en fonction du temps (3000 ans et 100 ans) aux quatre points et pour les trois scénarios. Les courbes aux points 1 et 2 présentent la même allure pour les trois scénarios, avec des concentrations relativement importantes par rapport aux points 3 et 4. En effet, la concentration augmente progressivement au niveau de ces deux points jusqu'à 60 ans où elle se stabilise à 100 g/m^3 pour le point 1 et à 38 g/m^3 environ pour le point 2 (figure 5.19). Après 360 ans, le point 3 montre les concentrations les plus élevées dans le scénario 3, pouvant atteindre 26 g/m^3 environ et une valeur de 12 g/m^3 environ dans le scénario 2, alors que la valeur la plus basse a été notée dans le scénario 1 avec une valeur de $0,7 \text{ g/m}^3$ pouvant atteindre $1,6 \text{ g/m}^3$ après 1020 ans. Le point 4, situé dans le lac Dufault, montre des concentrations presque nulles dans le premier scénario pour toute la durée de la simulation (3000ans) (figure 5.19a). Des concentrations plus élevées ont été enregistrés dans les deux autres scénarios. En effet, en augmentant $K_{\text{roc fissuré}}$, le point 4 enregistre une augmentation de concentration au cours du temps jusqu'à atteindre un maximum de concentration de $7,8 \text{ g/m}^3$ environ à partir de 300 ans (figure 5.19b), alors qu'en diminuant la recharge du milieu naturel, la concentration au point 4 commence à augmenter à partir de 420 ans, pour ensuite se stabiliser à 8 g/m^3 à partir de 1440 ans (figure 5.19c).

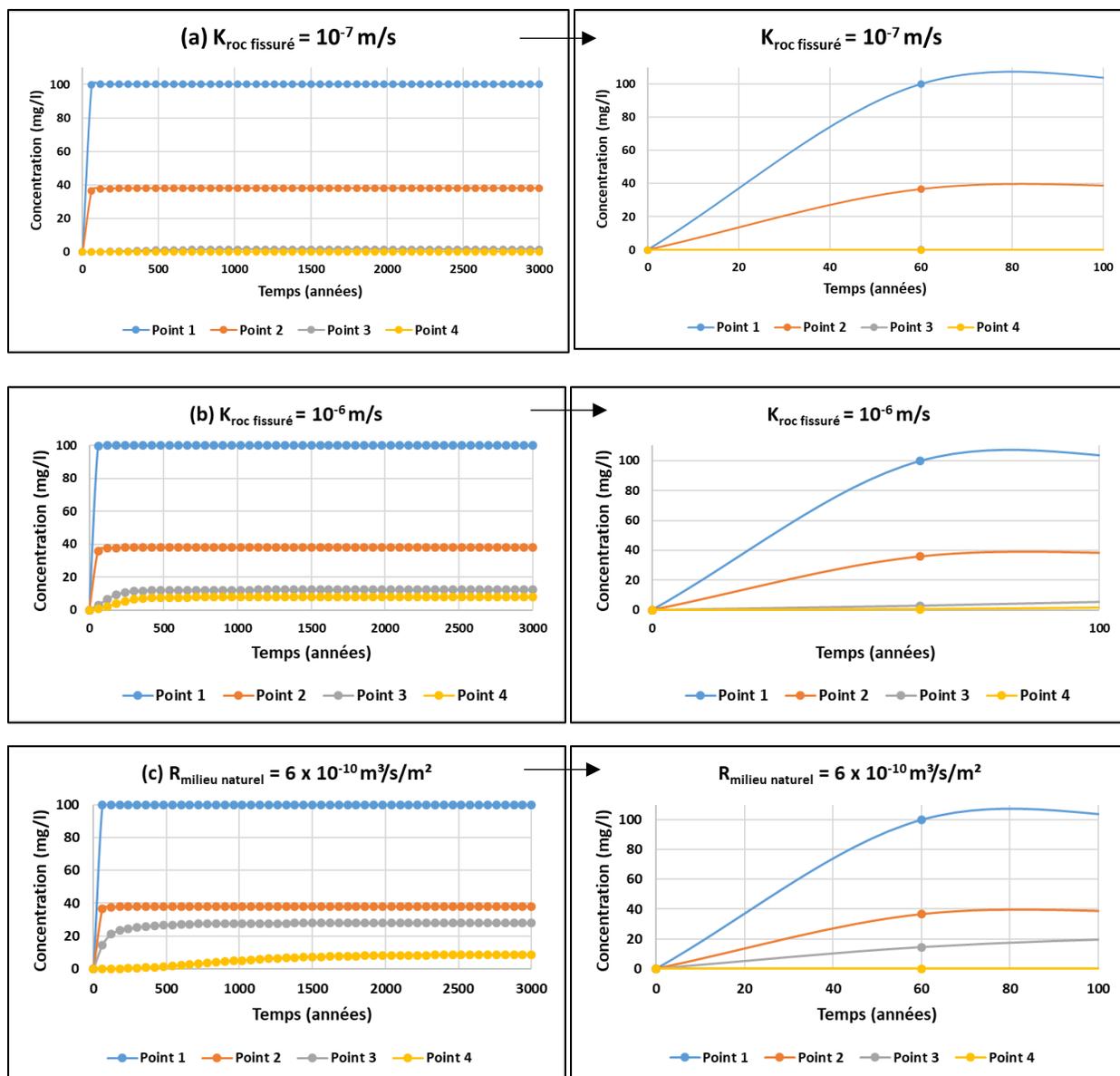


Figure 5.19 Distribution de la concentration du contaminant en fonction du temps pour les 3 scénarios : (a) scénario 1, (b) scénario 2 et (c) scénario 3

CHAPITRE 6 DISCUSSION

6.1 Caractéristiques géochimique et statistique

6.1.1 Hydrogéochimie des eaux souterraines

Les deux puits au roc situés au nord du parc (PO-Q2-18-07 et PO-Q2-19-07), dans un secteur d'aquifères rocheux à nappe libre, ont des eaux souterraines avec des valeurs de POR positives, caractéristiques de ce type d'aquifère. Le pH de ces eaux est légèrement acide et leurs CÉS est faible, montrant des valeurs caractéristiques pour les zones de recharge. Ces puits ont un type d'eau bicarbonaté-calcique, suggérant que les processus géochimiques qui dominent ces eaux sont principalement l'altération des carbonates (calcite, dolomite) (Rey, 2020). Ils présentent aussi de faibles valeurs de TDS. Ces puits montrent un type d'eau qui contient probablement une grande proportion d'eau de recharge représentant ainsi les eaux souterraines les moins chimiquement évoluées. Les mêmes résultats ont été observées dans les eaux souterraines de la région de l'Abitibi-Témiscamingue situées dans les zones de recharge (Cloutier et al., 2016). Des caractéristiques similaires sont observées au puits PO-Q2-20-07, situé au sud-est du parc et dans le même type d'aquifère, mais avec une valeur de CÉS et TDS plus élevée par rapport à celles observées dans les aquifères rocheux à nappe libre, suggérant que ce puits a possiblement reçu une proportion des eaux provenant des résidus miniers.

Les résultats des analyses des paramètres physico-chimiques des échantillons d'eau souterraine de trois puits au roc situés à l'intérieur du parc à résidus (Q2-R-PO-01-18, Q2-R-PO-03-18 et Q2-R-PO-05-18) montrent généralement des valeurs de POR négatives, des pH alcalins et des CÉS relativement faibles. Les rapports de forage indiquent que ces trois puits sont localisés dans des secteurs du parc avec la présence d'une unité d'argile de 2,5 m d'épaisseur au-dessus du roc (Q2-R-PO-01-18), 9,15 m (Q2-R-PO-03-18) et 14,34 m (Q2-R-PO-05-18). Les valeurs des paramètres physico-chimiques associées à ces puits sont typiques des aquifères rocheux fracturés à nappe captive de la région de l'Abitibi-Témiscamingue qui présentent des valeurs de POR négatives, une valeur médiane de pH de 7,56 et une valeur de CÉS médiane de 420 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Cloutier et al., 2016). Le potentiel redox tend à être plus faible dans ces aquifères en comparaison aux aquifères à nappe libre préalablement discutés, probablement en raison de la consommation progressive d'électrons, due aux processus d'oxydoréduction qui se produisent le long des voies d'écoulement (Rey, 2020).

Le diagramme de Piper a montré que les puits au roc Q2-R-PO-01-18 et Q2-R-PO-03-18-07 ont un type d'eau bicarbonaté-calcique et que le puits Q2-R-PO-05-18 a un type d'eau bicarbonaté-sodique (diagramme de Stiff, figure 5.13). La valeur de concentration de Na enregistrée dans le puits Q2-R-PO-05-18 (29 mg/l) est observée dans les aquifères rocheux à nappe captive de la région qui varie de 1,5 à 220 mg/l (Cloutier et al., 2016). Des processus géochimiques naturels, tels que l'altération lente des feldspaths sodiques, l'échange d'ions sur les minéraux argileux et la dissolution de carbonates peuvent participer à l'évolution chimique des eaux souterraines et ainsi augmenter les valeurs de CÉS dans les aquifères rocheux à nappe captive par rapport aux aquifères à nappe libre (Bondu et al., 2018; Gascoyne, 2004; Rey, 2020). De même, ces trois puits sont caractérisés par des valeurs de TDS inférieurs à 350 mg/l, caractéristiques des aquifères à nappe captive de la région. Les eaux dans ces puits sont plus ainsi évoluées chimiquement par rapport aux aquifères à nappe libre.

Les puits PO-Q2-21-07 (au sud du parc) et PO-Q2-22-07 (en aval de l'ancien parc), situés dans le même type d'aquifères, présentent un type d'eau sulfaté calcique et des valeurs de TDS allant de 1533 mg/l dans le puits PO-Q2-21-07 à 3682 mg/l dans le puits PO-Q2-22-07. Ces valeurs dépassent la valeur maximale enregistrée en région (1433 mg/l) (Cloutier et al., 2016). Ces observations montrent que ces puits sont susceptibles d'être contaminés par les eaux des résidus miniers.

Enfin les échantillons d'eau souterraine des puits au roc Q2-R-PO-02-18 (dans le nouveau parc) de type sulfaté-sodique et Q2-R-PO-04-18 (au sud du parc) de type sulfaté calcique sont caractérisés par des pH légèrement acides et des CÉS élevées. Ces puits présentent des concentrations dépassant les valeurs montrées dans les eaux souterraines de la région pour tous ces éléments : Al, As, B, Br, Cl, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Rb, Sb et Zn, avec des concentrations pouvant atteindre 219,53 mg/l, 120 mg/l, 11 mg/l et 150 mg/l respectivement pour les éléments suivants : Br, Fe, Rb et Mn, pouvant dépasser les concentrations observées dans certains puits aux résidus. Ces eaux semblent être influencées par l'écoulement des eaux des résidus miniers vers le roc. Ceci est possiblement dû à l'absence de la couche d'argile au niveau de ces deux puits (WSP, 2019a). En effet, les rapports de forage montrent que les résidus miniers sont directement déposés sur le roc au niveau du puits Q2-R-PO-02-18. Le puits Q2-R-PO-04-18, quant à lui, est localisé dans un secteur d'aquifères à nappe libre au sud du parc, ce qui pourrait favoriser l'écoulement des lixiviats des résidus miniers vers le roc au niveau de ce secteur.

Dans le contexte du parc à résidus Quémont-2, l'écoulement des eaux des résidus miniers vers l'aquifère de roc fracturé pourrait influencer l'hydrogéochimie des eaux souterraines de certains des puits d'observation sur ou à proximité du parc à résidus. Ceci se produit à travers le changement du faciès géochimique des eaux de type bicarbonaté calcique et magnésien à un type sulfaté calcique ou sulfaté sodique, l'augmentation de la conductivité électrique et des solides dissous totaux, ainsi que la diminution du pH (figure 6.1). Un enrichissement important en sulfates a été observé, depuis les puits non affectés par la contamination vers les puits susceptibles d'être contaminés (voir les diagrammes de Stiff, figure 5.13). Ces concentrations augmentent dans les résidus miniers en raison de l'oxydation des minéraux sulfureux, de la dissolution des sels sulfatés solubles (Cravotta, 1994; Jambor et al., 2018) et de la dissolution des minéraux sulfatés moins solubles, tels que les minéraux du groupe de la jarosite (Alpers et al., 1994). Le parc à résidus Quémont-2 contient des résidus sulfureux générateurs d'acidité qui ont été recouverts par un mélange de résidus de scories et de boues de traitement en codéposition (boues de l'UTAF) non générateurs d'acidité (WSP, 2019a). Ces boues contiennent jusqu'à 83,5 % de gypse et 12,6 % de jarosite (URSTM, 2009) et constituent une source potentielle de SO₄. Tous les puits sont sous-saturés ou près de l'équilibre par rapport au gypse et à la jarosite (figure 5.17) ce qui peut confirmer ces observations. La jarosite peut notamment contribuer à la production d'acide dans les déchets miniers (Gasharova et al., 2005; Lapakko et al., 2003) selon la réaction suivante (Desborough et al., 2010) :



Par ailleurs, dans un parc à résidus recevant des résidus sulfureux provenant des opérations d'Inco à Sudbury en Ontario, il a été démontré par McGregor et al., (1998) que l'oxydation des minéraux sulfureux dans la zone vadose et la dissolution des minéraux carbonatés et aluminosilicatés dans ces résidus libèrent du SO₄²⁻, du Fe²⁺ et d'autres métaux. De même, dans un parc à résidus miniers en Chine contenant de faibles quantités de sulfures, Huang et al., (2016) ont montré que les panaches de contaminants (Mn, NH⁴⁺, F⁻ et SO₄²⁻) observés dans les eaux souterraines sont probablement causés par l'infiltration du lixiviat des résidus miniers vers ces eaux. Au site abandonnée Manitou, Maqsoud et al., (2016) ont montré que la déposition de résidus miniers non sulfureux et ayant un pH alcalin a entraîné une amélioration de la qualité physico-chimique de l'eau souterraine autour de la zone contaminée.

En ce qui concerne les constituants mineurs, plusieurs contaminants sont présents naturellement dans les eaux souterraines de la région en raison de la minéralogie du roc et aux conditions géochimiques des eaux souterraines (Bondu et al., 2018). Toutefois, afin de distinguer l'origine naturelle de l'origine anthropique des contaminants, les concentrations des éléments traces ont été comparés aux concentrations maximales enregistrées en région (Cloutier et al., 2016). Les puits PO-Q2-18-07 et PO-Q2-19-07, situés au nord du parc dans un secteur d'aquifères rocheux à nappe libre, ainsi que les puits Q2-R-PO-01-18, Q2-R-PO-03-18 et Q2-R-PO-05-18, situés à l'intérieur du parc à résidus dans un secteur d'aquifères rocheux à nappe captive, montrent des concentrations en métaux traces (Al, As, B, Br, Cl, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Rb, Sb et Zn) plus faibles que celles enregistré dans les eaux souterraines de la région, suggérant que ces puits ne sont pas contaminées par les résidus miniers. La concentration en Br dans le puits PO-Q2-20-07 (13,68 mg/l) dépasse celle enregistrée dans les aquifères à nappe libre (0,5 mg/l). Les puits PO-Q2-21-07 et PO-Q2-22-07 montrent des concentrations en B, Br, Mn et Mo qui dépassent les concentrations de ces métaux enregistrées en région. Ces concentrations sont possiblement dues à l'écoulement des eaux provenant des résidus miniers vers le roc en aval du parc. Les puits Q2-R-PO-02-18 et Q2-R-PO-04-18 présentent les concentrations les plus élevées des puits au roc, dépassant les valeurs montrées dans les eaux souterraines de la région pour tous ces éléments : Al, As, B, Br, Cl, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Rb, Sb et Zn, avec des concentrations pouvant atteindre 219,53 mg/l, 120 mg/l, 11 mg/l et 150 mg/l respectivement pour Br, Fe, Rb et Mn. Tel que discuté précédemment, ces puits semblent être affectés par les eaux des résidus miniers, possiblement en raison de l'absence de la couche d'argile au niveau de ces deux secteurs. La comparaison avec les critères et normes pour les eaux souterraines (EC, RES et SA) montre aussi que ces deux puits ont enregistré le plus de dépassement des critères sur le site du parc à résidus Quémont-2. La figure 6.1 résume les principales caractéristiques hydrogéochimiques des eaux souterraines (puits au roc et puits dans l'argile) observées dans le secteur du parc à résidus Quémont-2. La grosseur des cercles correspond aux valeurs de TDS. La correspondance entre les numéros d'échantillons présentés sur la figure 6.1 et les noms d'échantillons dans le mémoire est présenté tableau 6.1.

pH neutre. La figure 6.2 (a et b) montre la distribution de la concentration de Br en fonction de la concentration de Cl, pour les échantillons du lac Dufault, de la prise d'eau du lac Dufault, des échantillons des eaux de surface situés sur l'ancien parc et en périphérie du parc, un échantillon du bassin de polissage interne ainsi que des échantillons des eaux de surface prélevés dans le cadre du PACES (113 échantillons) (Cloutier et al., 2015). Les échantillons les plus susceptibles d'être contaminés (eaux de surface situées sur l'ancien parc et en périphérie du parc, l'eau de bassin de polissage interne) sont situés dans le pôle enrichi en Cl et Br (figure 6.2a). Les échantillons du lac Dufault se situent dans le pôle appauvri en Cl et Br, avec la majorité des eaux de surface de la région. Les concentrations en Br dans les échantillons du lac Dufault, qui varient de 0,08 à 0,41mg/l, sont légèrement élevées par rapport au reste des échantillons des eaux de surface de la région (figure 6.2b). Un diagramme de Piper (figure 6.3) a été établi afin de mieux comparer la chimie de l'eau du lac Dufault avec celle observée dans les eaux de surface de la région et les eaux les plus contaminées par les résidus miniers. Les eaux de surface de type Ca-Mg-HCO₃ représentent les eaux les moins affectées par les activités anthropiques et se trouvent au sud de la région de l'Abitibi-Témiscamingue (figure 6.3). Les eaux les plus affectées par les activités minières se trouvent décalées vers le pôle sulfaté-calcique et se situent au nord de l'Abitibi-Témiscamingue, où l'activité minière est importante (figure 6.3). Les eaux du lac Dufault sont de type Ca-Mixte anions (SO₄, HCO₃), suggérant que ces eaux sont possiblement affectées par la contamination liée aux activités minières. Des travaux antérieurs menés sur la contamination du lac Dufault ont montré que ce lac a été affecté par les activités minières et par les émissions atmosphériques de la Fonderie Horne, ce qui a entraîné des apports élevés de zinc (Zn), de cadmium (Cd), de cuivre (Cu), de plomb (Pb) et de fer (Fe) (Couillard et al., 2004). Considérant le contexte du lac Dufault et les différentes sources de contamination potentielle, l'effet du parc à résidus Quémont-2 sur l'enrichissement en métaux dans le lac Dufault ne peut pas être déterminé sur la base des données disponibles dans cette étude. À cet effet, la modélisation du transport en phase dissoute depuis le parc jusqu'au lac Dufault est susceptible d'apporter de l'information sur cette relation.

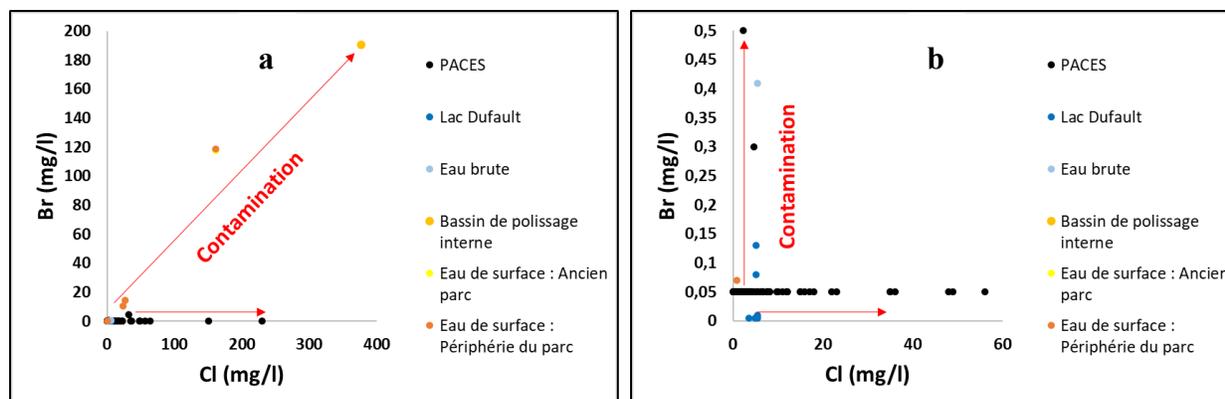


Figure 6.2 Distribution de la concentration de Br en fonction de la concentration de Cl dans la région de l'Abitibi-Témiscamingue : (a) Axe des Br allant de 0 à 200 mg/l) et (b) Axe des Br allant de 0 à 0,5 mg/l

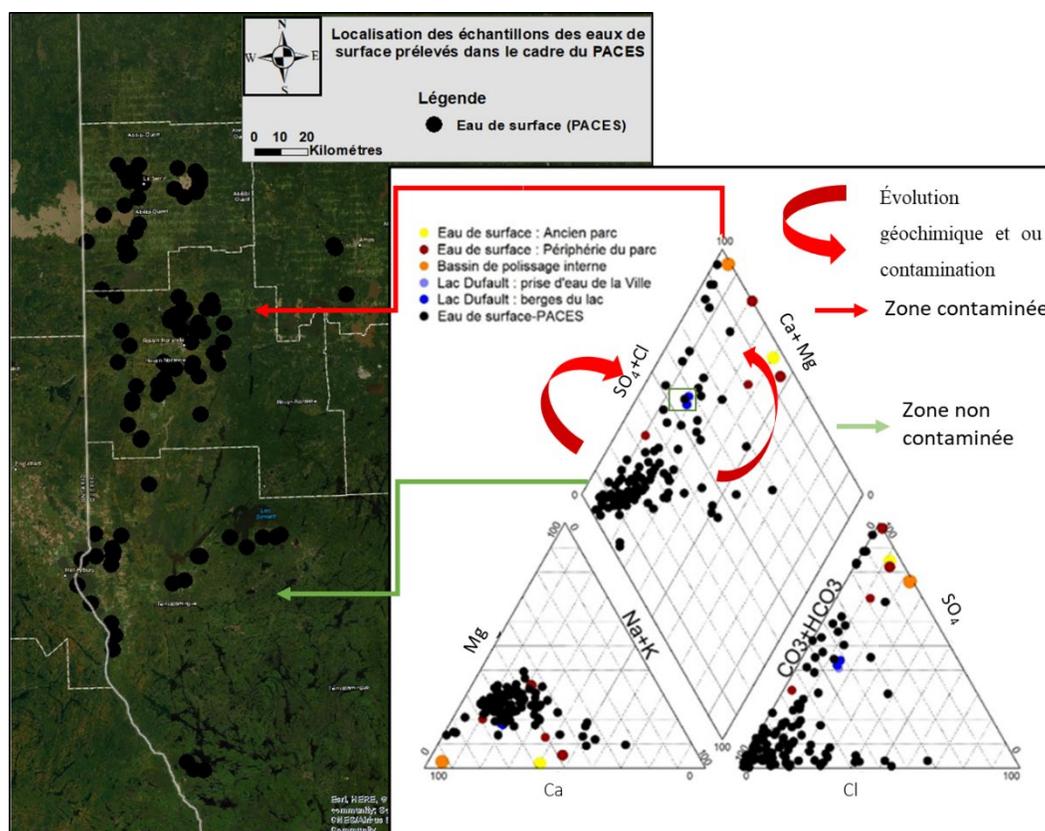


Figure 6.3 Diagramme de Piper des échantillons d'eau de surface prélevés dans le cadre du projet et dans le cadre du PACES et distribution spatiale des échantillons du PACES en Abitibi-Témiscamingue

6.1.3 Hydrogéochimie des eaux de surface

Les données géochimiques des eaux de surface situés en périphérie du parc, ainsi que celles situées sur l'ancien parc, révèlent la présence de deux groupes distincts d'eau de surface. Un premier groupe, le groupe A, est issu de la résurgence des eaux souterraines probablement à travers les digues (ES1-02-09-20 et ES2-02-09-20 situés en aval de la digue G; ES9-17-09-20 situé en aval de la digue E). Un deuxième groupe, le groupe B, issu des précipitations ou d'un mélange des eaux de résurgence et des précipitations (ES7-17-09-20, près du lac Dufault et ES8-17-09-20, près du puits PO4-3). À partir du diagramme de Piper, les deux groupes montrent des types d'eau sulfaté calcique et Mixte cations-SO₄, sauf pour l'échantillon ES7-17-09-20 qui présente un type Ca-Mg-HCO₃. Les diagrammes de Stiff montrent que les échantillons du groupe A contiennent des proportions très importantes en SO₄²⁻ et en Ca²⁺, par rapport aux échantillons du groupe B. Les métaux traces sont aussi présents en concentrations plus importantes dans le groupe A que dans le groupe B, montrant des dépassements importants des critères CPC(EO), RQEP, CMA ou OE pour l'un ou l'autre des paramètres suivants : Al, As, B, Cd, Cl, F, Fe, Hg, Mn, Mo, Na, Sb, Se, SO₄. Ces observations suggèrent que les eaux du groupe A sont possiblement des eaux de marais qui résultent de la résurgence de lixiviats.

Dans le groupe B, ES7-17-09-20 montre des concentrations semblables à celles des eaux de précipitations affectés par la pollution anthropique (Chin et al., 1996; Rey et al., 2020), suggérant que cet échantillon provient majoritairement des précipitations. Toutefois, des concentrations plus importantes sont notées dans l'échantillon ES8-17-09-20, indiquant que les processus de mélange des eaux contaminées, provenant de la résurgence des eaux souterraines en surface, avec les eaux des précipitations ont contribué de manière significative à la qualité de l'eau dans cet échantillon.

Les échantillons du groupe A pourraient ainsi être des eaux souterraines qui ont fait résurgence aux pieds des digues, ce qui semble cohérent avec les observations sur le terrain qui montrent la présence d'eaux de surface aux pieds des digues, ainsi qu'avec les travaux antérieurs qui indiquent la possibilité de discontinuité souterraines au sein des digues (El Mrabet, 2021).

6.1.4 Corrélations entre les éléments chimiques et les échantillons d'eau

L'analyse par classification ascendante hiérarchique (CAH) conduite sur les données géochimiques a permis d'identifier huit clusters, confirmant l'hétérogénéité des échantillons d'eaux souterraines

et d'eaux de surface prélevés sur le site d'étude. Les diagrammes de Stiff établis en utilisant les concentrations médianes des éléments majeurs pour chacun des clusters montrent que les clusters C1, C3 et C4 sont de types sulfaté-calcique, C2 est de type sulfaté-sodique, alors que les clusters C5, C6, C7 et C8 sont de type bicarbonaté-calcique. Ces observations suggèrent que les eaux des clusters C1 à C4 sont affectées par les eaux des résidus miniers riches en SO_4 , alors que les clusters C5 à C8 comprennent des échantillons dominés par les eaux de recharge et moins susceptibles d'être contaminés ou faiblement contaminés. La figure 6.4 présente un diagramme de Piper avec les échantillons identifiés selon leurs clusters respectifs, ainsi que la distribution spatiale de clusters dans le site d'étude.

Les échantillons appartenant aux clusters C1, C2, C3 et C4 occupent les zones sulfaté-calcique et sulfaté-sodique du diagramme de Piper, suggérant que les réactions chimiques dominant ce groupe d'eau (G1) sont probablement la dissolution des minéraux sulfatés contenus dans les résidus miniers (p.ex. : gypse, jarosite) et l'oxydation des minéraux sulfureux. L'augmentation de la concentration en Na^+ est possiblement causée par les réactions d'échange ioniques $\text{Ca}^{2+}-\text{Na}^+$. D'ailleurs, la concentration en Ca^{2+} est moins importante pour les échantillons du cluster C2 de type $\text{Na}-\text{SO}_4$ par rapport aux échantillons des clusters C1, C3 et C4. Les échantillons de ces quatre clusters qui composent le groupe G1 sont caractérisés par des concentrations plus élevées en ions majeurs ainsi qu'en métaux traces comparativement aux échantillons des clusters C5 à C8. Les échantillons du groupe G1 sont formés des eaux des puits crépinés dans les résidus miniers, de l'eau du bassin de polissage interne, des eaux des puits crépinés au roc situés en aval de l'écoulement et qui ne comprennent pas de couche d'argile, favorisant ainsi l'infiltration des lixiviats des résidus miniers, et finalement des eaux de surface situées en périphérie du parc et sur l'ancien parc à résidus (voir la carte de la figure 6.4). Ces observations appuient l'hypothèse que les eaux de surfaces en périphéries du parc à résidus sont composées en partie d'eaux souterraines faisant résurgence aux pieds des digues.

Un deuxième groupe (G2) comprend les cluster C6 et C8, composés respectivement des échantillons d'eau souterraine situés en aval du parc ainsi qu'un puits crépiné dans l'argile et des échantillons des eaux de surface. Comme il a été montré au niveau des interprétations géochimiques, les puits du cluster C6 sont caractérisés par des valeurs de TDS relativement élevées par rapport à celles observées dans les eaux souterraines de la région. Les échantillons des eaux de surface de types $\text{Ca}-\text{Mg}-\text{HCO}_3$ (un échantillon proche du lac Dufault) et Ca -Mixte anions

(échantillons du lac Dufault) présentent des valeurs de TDS et des concentrations en métaux traces faibles. Ces concentrations restent toutefois élevées par rapport à celles observées dans les eaux de surface non affectées par les activités anthropiques (figure 6.3). Cependant, un échantillon des eaux de surface de types Mixte cations-SO₄ (proche du puits PO-4-3) présente des valeurs de TDS et des concentrations en métaux traces relativement élevées par rapport aux échantillons des eaux de surface cités dans ce groupe. Indiquant que la contamination dans cet échantillon pourrait avoir comme source le mélange des eaux provenant de la résurgence des eaux souterraines contaminées en surface avec les eaux de précipitations. Or, la faible contamination dans les eaux du lac Dufault pourrait avoir comme source les activités minières en région et ne provient pas nécessairement du parc à résidus Quémont-2.

Le troisième groupe (G3) d'échantillons correspond principalement à des eaux souterraines de type Ca-HCO₃ ou Mixte cations-HCO₃ (un seul puits) des clusters C5 et C7. Ces échantillons ont des concentrations faibles en métaux traces ainsi que de faibles valeurs de TDS. Ces résultats, qui renforcent les interprétations géochimiques, indiquent que les puits appartenant à ce groupe sont situés soit dans des zones de recharge présentant les eaux souterraines les moins chimiquement évoluées, soit en condition de nappe captive. Ce groupe contient les puits les moins susceptibles d'être affectés par les eaux contaminées du parc à résidus. L'interprétation intégrée du diagramme de Piper, des clusters déterminés par CAH et de leur distribution spatiale sur le site d'étude permet d'établir le lien existant entre les différents groupes statistiques et les différents types d'eau en fonction de leur degré de contamination et de leur position par rapport au parc à résidus et aux contextes hydrogéologiques.

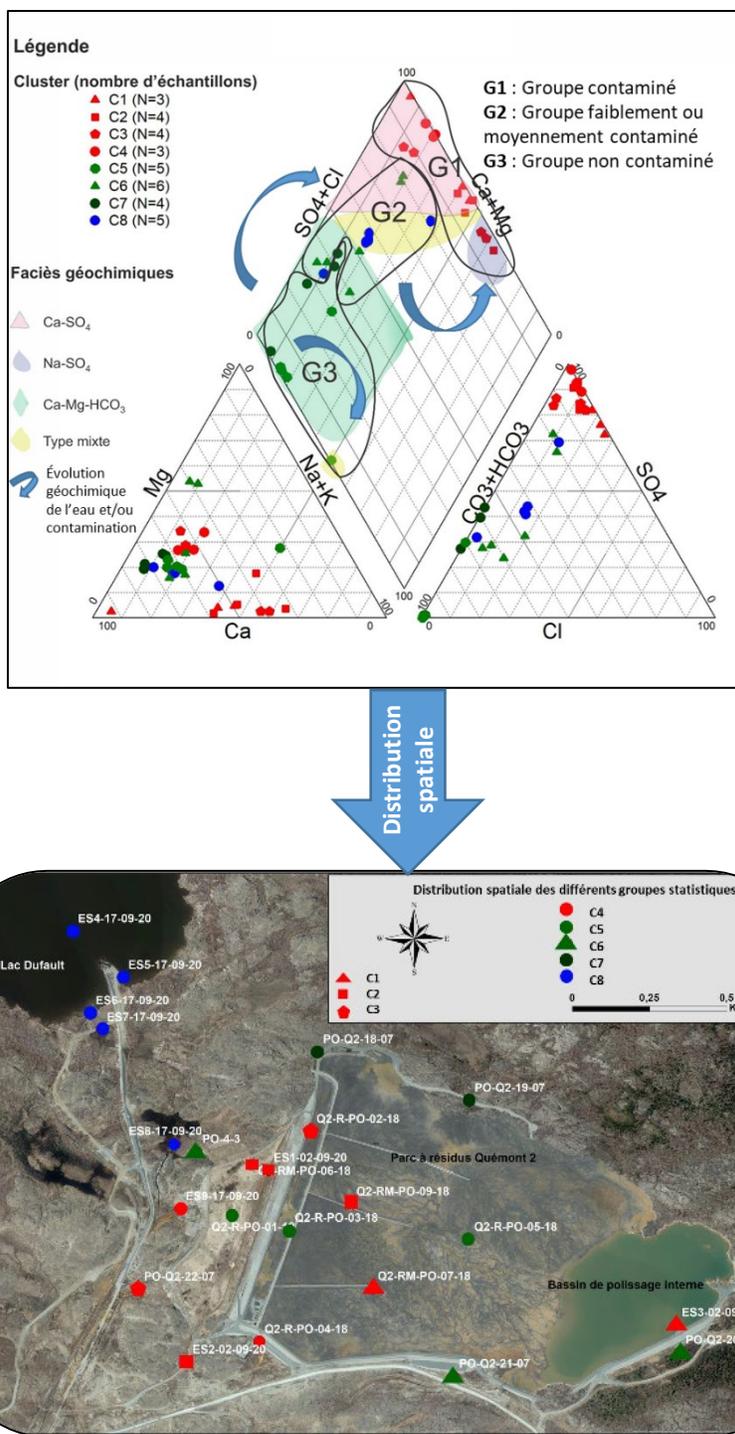


Figure 6.4 Diagramme de Piper des échantillons d'eaux souterraines et d'eaux de surface du site Quémont-2 identifiés selon les huit clusters établis par CAH et distribution spatiale des clusters sur le site d'étude.

Les résultats de la carte thermique présentée à la figure 5.16 révèlent la présence de quatre groupes d'échantillons : 1A, 1B, 2A et 2B (figure 6.5). Les éléments qui caractérisent les groupes 1A et 2A suggèrent une influence de réactions de dissolution et de précipitation. En effet, pour le groupe 1A, le Ca montre une forte corrélation positive avec SO_4 , suggérant la dominance des processus de dissolution de minéraux tels le gypse (tous les échantillons sont sous-saturés par rapport au gypse, figure 5.17), ainsi que la présence des eaux de type Ca- SO_4 . Ce type d'eau est cohérent avec les résultats géochimiques qui montrent des concentrations élevées en Ca et SO_4 , surtout pour les eaux contaminées généralement de type Ca- SO_4 . Le Na montre une forte corrélation positive avec B et K, et une corrélation moins forte avec Ca et SO_4 . Ces observations pourraient être expliquées par la présence des eaux de type Na- SO_4 ainsi qu'aux processus d'échange ionique Ca-Na. La principale source des concentrations élevées en Na dans les résidus miniers semble être les réactifs de flottation (hydroxyde de sodium, xanthate de sodium) (Smuda et al., 2008). Pour le groupe 2A, HCO_3 montre une légère corrélation positive avec Ca et Mg, ce qui renforce les résultats géochimiques qui ont montré la présence des eaux de types Ca-Mg- HCO_3 ainsi que la dominance des processus de dissolution des carbonates (calcite et dolomite) dans ces eaux. La forte corrélation positive entre HCO_3 et Si, quant à elle, pourrait être expliquée par la dissolution des silicates qui augmente l'alcalinité dans les eaux souterraines.

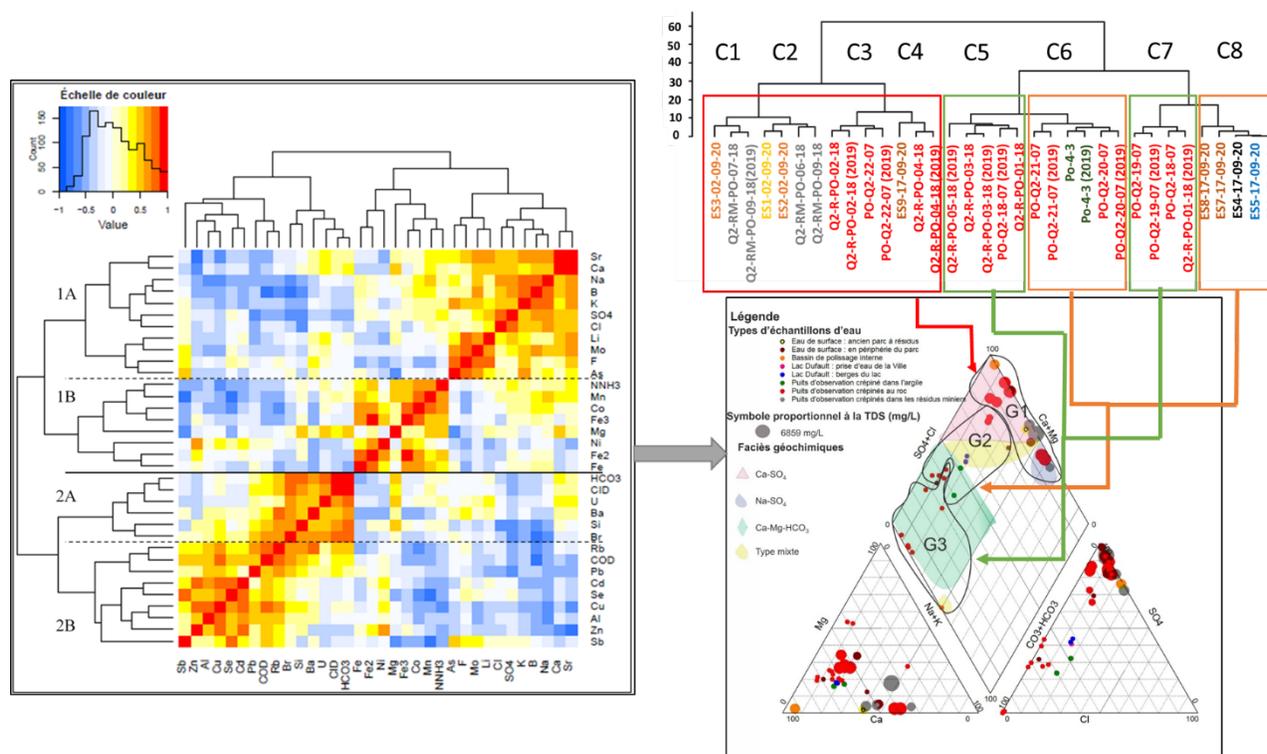


Figure 6.5 Interprétation hydrogéochimique intégrée montrant la cohérence des résultats statistiques, géochimiques et des types d'échantillons prélevés sur le site Quémont-2

Les groupes 1B et 2B sont caractérisés par des éléments qui contrôlent principalement les réactions d'oxydo-réduction ainsi que les processus de dissolution et de précipitation des oxyhydroxydes. Dans le groupe 1B, Mn est corrélé positivement avec Fe, suggérant que ces deux éléments sont affectés par les mêmes processus d'oxydoréduction (Bondu, 2017; Rey, 2020). Ces éléments peuvent être d'origine naturelle et provenir principalement de l'altération des minéraux ferromagnésiens (p.ex. : biotite et hornblende) ainsi que des oxydes et des minéraux carbonatés et sulfurés (Bondu et al., 2018). L'As est légèrement corrélé négativement avec Mn et Fe, cette corrélation pourrait être expliquée par les mécanismes d'adsorption et de co-précipitation de l'As avec les hydroxydes de fer, ces mécanismes d'élimination de l'arsenic semblent être très efficaces dans les eaux minières (Roddick-Lanzilotta et al., 2002). Enfin, le groupe 2B montre des éléments associés principalement à la contamination à partir des résidus miniers (Rb, Pb, Cd, Se, Cu, Al, Zn et Sb), ce qui est cohérent avec la composition des résidus miniers. En effet les résidus de scories sont principalement composés de Fe, Zn, Al, Pb et Ca avec des proportions de 41,8 %, 4,1 %, 3,2 %, 2,0 % et 1,6%, ainsi que des traces de As, Cu, Sulfures et Sb avec des proportions entre 0,1 et 1 %. Par ailleurs les boues de l'UTAF sont principalement composées de Ca, S_{sulfate} , Pb, Fe, As,

Zn et Cu avec des proportions de 15,4 %, 11,2 %, 8,2 %, 6,9 %, 2,6 %, 2,1 % et 1,9 %, ainsi que des traces de Al, Bi, Cd, Mg, Sb, Sn (URSTM, 2009).

Les résultats des analyses statistiques sont généralement cohérents avec les interprétations géochimiques des sites échantillonnés (figure 6.5). En effet, les interprétations statistiques ont montré la présence d'un groupe d'eau affecté par la contamination et principalement contrôlé par des sources anthropiques, composé par les clusters de C1 à C4, un groupe d'eau faiblement contaminé qui comprend les clusters C6 et C8 et un groupe non contaminé, principalement contrôlé par des sources géogéniques et composé par les clusters C5 et C7. D'un point de vue hydrogéochimique, il a été montré que le groupe contaminé (G1) est constitué, en général, par des eaux de résidus miniers, des eaux souterraines situés dans des endroits où la couche d'argile est absente ou situés en aval du parc et des eaux de surface issus de la résurgence des eaux souterraines à travers les pieds des digues. Le groupe faiblement contaminé (G2), est constitué par des eaux souterraines situés au sud-est et au sud du parc, des eaux du lac Dufault et des eaux de surface situés en périphérie du parc et proches du lac Dufault. Le groupe non susceptible d'être contaminé (G3) est constitué par des eaux souterraines situées en condition d'aquifère à nappe libre, au nord du parc dans un haut topographique et par des eaux souterraines situés en condition d'aquifère à nappe captive à l'intérieur du parc.

6.2 Composition isotopique des eaux dans secteur du parc à résidus Quémont-2

Les eaux souterraines appauvries en isotopes et distribuées le long de la droite locale des eaux météoriques (DLEM) telle que définit par Rey et al., (2018) correspondent généralement à des eaux situées dans les zones de recharge. En effet, la signature isotopiques pour ces échantillons correspond à la composition isotopique annuelle moyenne pondérée des précipitations dans la région (Rey et al., 2018), indiquant que l'eau de recharge n'a pas été significativement affectée par l'évaporation. Ces eaux sont généralement de type Ca-HCO₃. Des résultats similaires ont été observés dans les travaux de Bondu et al., (2018) dans le secteur de Granada, au sud de la Ville de Rouyn-Noranda. Toutefois, les eaux souterraines situées en aval de l'écoulement sont enrichies en isotopes lourds. Certains de ces échantillons sont distribués le long de la droite évaporatoire locale

(DEL) (Q2-R-PO-02-18 et Q2-R-PO-04-18) avec d'autres puits crépinés dans les résidus miniers, indiquant probablement une même origine. Ces eaux semblent avoir subi un enrichissement en isotopes lourds résultant de l'évaporation. Ceci est probablement dû à l'absence de la couche d'argile au niveau de ces deux puits ainsi que la présence des fissures dans les résidus miniers (El Mrabet, 2021), ce qui favorise l'infiltration des eaux issues des résidus miniers vers ces zones. Ces résultats semblent cohérents avec les résultats des analyses chimiques indiquant que ces deux puits sont les plus affectés par la contamination.

L'échantillon ES7-17-09-20 proche du lac Dufault montre une composition isotopique comparable à celle des précipitations durant l'été. L'échantillon ES8-17-09-20 proche du puits PO-4-3 et l'échantillon ES9-17-09-20 situé en aval de la digue E, montrent une composition isotopique plus enrichie en isotopes lourds que celle de ES7-17-09-20, ceci est possiblement dû aux processus de mélanges des lixiviats des résidus miniers avec les précipitations. Les autres échantillons (ES1-02-09-20, ES2-02-09-20 et ES3-02-09-20) ont des compositions isotopiques plus enrichies en isotopes lourds que les échantillons de surface précédemment cités et sont distribués le long de la DEL définie par Rey et al., (2018). Les compositions isotopiques similaires entre les échantillons situés sur l'ancien parc et en périphérie du parc et celle du bassin de polissage interne, suggèrent que ces eaux sont contaminées et proviennent possiblement de la résurgence des lixiviats à travers les pieds des digues.

6.3 Interprétation des modèles numérique et géochimique

Les résultats de la modélisation du transport non réactif visent essentiellement à suivre l'évolution dans le temps d'un élément conservateur provenant du parc à résidus miniers en se basant sur le régime d'écoulement de la coupe modélisée dans le cadre de travaux antérieurs (El Mrabet, 2021). Trois scénarios ont été établis afin de simuler l'effet de l'augmentation de la conductivité hydraulique du roc fissuré et la diminution de la recharge du milieu naturel sur le transport de masse sur la coupe modélisée. Le scénario 1 suggère que la partie centrale du parc s'étendant depuis la digue G jusqu'à la digue A est peu affectée par la migration du soluté vers le roc superficiel (figure 5.18(a)). Ce résultat pourrait être expliqué par la présence d'une couche d'argile d'épaisseur importante au centre du parc, limitant ainsi les flux verticaux dans cette zone. En effet, les épaisseurs d'argile dans les puits Q2-R-PO-05-18 et Q2-R-PO-03-18, situés au centre du parc, sont

respectivement de 14,34 m et 9,15 m (WSP, 2019a). Cependant, le panache de contaminants migre d'une façon plus efficace dans la couche d'argile puis vers la partie du roc fissuré situés dans l'ancien parc, dans un secteur où l'épaisseur de l'unité d'argile est plus faible (2,5 m au puits Q2-R-PO-01-18).

Ce panache continue sa migration vers la digue G, et fait résurgence au pied de la digue E. En effet les points 1 et 2, situés respectivement sur la pente de la digue G et au pied de la digue E, montrent une augmentation progressive de la concentration en fonction du temps. Au bout de 60 ans, 100 % du contaminant fait résurgence au niveau du point 1, alors que 38 % du contaminant fait résurgence au pied de la digue E. Ainsi, considérant la faible épaisseur de la couche d'argile dans ce secteur, un flux d'eau souterraine a probablement lieu à travers cette couche, permettant le transport d'une partie de contaminant par les processus d'advection-dispersion vers le pied de la digue.

Par la suite, l'aval de la digue E coïncide avec un secteur de bas topographiques (WSP, 2019a), formant une sorte vallée qui favorise l'écoulement de l'eau et le transport de phases dissoutes. Le modèle suggère que le panache de contaminant poursuit sa propagation vers l'ouest dans la dépression topographique du roc puis se trouve intercepté par une remontée du roc ayant pour effet de limiter la progression latérale de la phase dissoute en aval vers le lac Dufault. Ceci est noté au point 3, situé au niveau de la remontée topographique et qui a enregistré une concentration maximale de $1,6 \text{ g/m}^3$ atteinte après 1 020 ans. Au niveau du point 4, situé dans le lac Dufault, la concentration est presque nulle (valeur de $0,09 \text{ g/m}^3$ atteinte après 2 280 ans). Ces résultats sont cohérents avec les résultats des interprétations hydrogéochimiques. En effet, les puits qui présentent le moins de dépassement des critères sont localisés au centre du parc et forment un même cluster (C5). Toutefois, les puits situés dans des zones où la couche d'argile est absente (Q2-R-PO-02-18 et Q2-R-PO-04-18) présentent un nombre plus élevé de dépassements des critères pour les métaux dissous et appartiennent aux clusters C3 et C4. Par ailleurs, la modélisation du transport en phase dissoute tend à indiquer qu'une proportion significative du contaminant fait résurgence, principalement à travers les digues. Ces résultats de la modélisation sont cohérents avec les résultats des analyses chimiques des eaux de surface situés en périphérie du parc (ES2-02-09-20 situé en aval de la digue G, ES9-17-09-20 situé en aval de la digue E et ES8-17-09-20 proche du puits PO4-3) ainsi que sur l'ancien parc (ES1-02-09-20 situé en aval de la digue G), qui montrent des concentrations moyennes à élevées en métaux dissous. Ces concentrations diminuent en allant

vers le lac Dufault, par exemple le site de l'échantillon ES7-17-09-20, près du lac Dufault, montre des concentrations faibles en métaux dissous ainsi qu'en ions majeurs.

L'augmentation de la conductivité hydraulique du roc fissuré dans le scénario 2 permet la migration de la phase dissoute au centre du parc vers le roc fissuré, malgré l'épaisseur importante de l'unité d'argile. En effet, ce scénario conduit à augmenter le contraste entre la conductivité hydraulique du roc fissuré et celle de l'unité argileuse, favorisant les échanges hydrauliques entre les deux unités ainsi que le transport de phase dissoute. Des résultats similaires ont été observés par Chesnaux et al., (2012) qui a simulé la contamination croisée d'un aquifère granulaire à partir d'un aquifère rocheux fracturé. Pour le scénario 2, le panache de contaminant migre vers le milieu naturel où il pourrait atteindre 12 g/m^3 après 360 ans. Cette concentration est atténuée en aval en raison de la présence d'un haut topographique dans le milieu naturel, formant ainsi une barrière à la migration de la phase dissoute. Les simulations montrent cependant qu'une concentration de 2 g/m^3 pourrait atteindre le lac Dufault après 120 ans. Ce résultat pourrait être expliqué par le processus d'advection qui est devenu plus efficace par l'augmentation de la conductivité hydraulique de l'unité de roc fracturé.

Enfin, la diminution de la recharge du milieu naturel dans le scénario 3 affecte seulement la partie ouest de la coupe modélisée. La concentration du contaminant peut atteindre 28 g/m^3 au point 3 après 360 ans. Au point 4, la concentration commence à augmenter après 420 ans, pour atteindre un maximum de 8 g/m^3 après 1 440 ans. Ce résultat pourrait être expliqué par la diminution du pouvoir de dilution des eaux naturelles en raison de la diminution de la recharge, ce qui a entraîné des concentrations de contaminants plus importantes dans le milieu naturel.

Afin d'estimer les fractions de mélanges contribuant à la composition chimique des eaux de résurgence au pourtour du parc, une modélisation inverse a été réalisée avec le logiciel *PHREEQC* version 3 (Parkhurst et al., 1999). Les résultats de la modélisation sont présentés en utilisant des boîtes à moustaches (annexes R) afin d'illustrer les 10 modèles générés par *PHREEC*. Le modèle qui représente le mieux les eaux de résurgence est probablement le modèle 7 (annexe S). Ceci a été interprété en se basant sur les transferts molaires des différentes phases minérales qui ont été comparés aux résultats de calcul des indices de saturation des échantillons élaborés dans la section 5.4. Le modèle adopté suggère que 54 % des eaux de résurgence proviennent du roc non contaminé et 29 % environ proviennent des résidus miniers, le reste provient possiblement des eaux des

précipitations. Ces résultats de la modélisation inverse sont cohérents avec les résultats de la modélisation numérique qui suggèrent des échanges hydrauliques entre les eaux provenant du parc et les eaux du roc fissuré qui font résurgence à travers les pieds des digues. L'albite, l'anorthite ainsi que la kaolinite n'ont pas été inclut dans ce modèle. D'après le modèle, les processus intervenant dans la résurgence des eaux souterraines contaminés à la surface du parc impliquent principalement la dissolution de la calcite, du gypse et de la jarosite, ainsi que la précipitation de la goethite. En effet, l'oxydation poussée du Fe^{2+} entraîne la production de Fe^{3+} qui provoque la précipitation d'hydroxydes de fer (p.ex. : ferrihydrite et goethite) (Brookfield et al., 2006). Dans ce cas, la précipitation de la goethite lors de la résurgence des eaux souterraines est cohérente avec les résultats des analyses chimiques qui ont montré une diminution des concentrations en Fe^{3+} depuis les eaux souterraines jusqu'aux eaux situés en périphérie du parc ainsi qu'une sursaturation vis-à-vis à la goethite au niveau de tous les échantillons. Deux minéraux secondaires sont couramment observés dans les parcs à résidus miniers, le gypse et la jarosite (McGregor et al., 1998). Dans le site d'étude, les concentrations en SO_4 sont très élevées ce qui est probablement dû en partie à la dissolution de ces deux minéraux dans les boues de l'UTAF, avec des pourcentages de 83,5 % pour le gypse et 12,6 % pour la jarosite (URSTM, 2009). La dissolution de la calcite est cohérente aussi avec les résultats chimiques qui ont montré des concentrations importantes en Ca^{2+} au niveau des eaux qui font résurgence. Le calcium est également contenu dans le gypse et dans les aluminosilicates (p.ex. : anorthite et augite), qui sont consommés dans les réactions de neutralisation des acides (Brookfield et al., 2006). En effet les échantillons de scories contiennent jusqu'à 11,5 % d'augite (URSTM, 2009). Par ailleurs, le calcium est contenu dans la chaux utilisée pour neutraliser les eaux du site Quémont-2 (WSP, 2019b).

6.4 Classification des différents groupes d'eau dans le secteur d'étude

La figure 6.6 montre le modèle conceptuel du site d'étude avec les principaux résultats et interprétations. Les échantillons ainsi que les points définis dans la modélisation numérique (point 1 à 4) ont été placés sur le modèle d'une façon conceptuelle. Combiné aux résultats de l'analyse ascendante hiérarchique, le diagramme Piper (figure 6.6-A) a permis de présenter trois groupes d'eau dans le secteur d'étude, ayant différentes caractéristiques hydrogéochimiques. La carte thermique (figure 6.6-B) s'est avérée pertinente pour prédire les différents processus géochimiques contrôlant la chimie des eaux dans le secteur du parc à résidus Quémont-2. Dans la même figure

(figure 6.6-C), le diagramme $\delta^{18}\text{O}$ - $\delta^2\text{H}$ des différents types d'échantillons permettra le traçage des systèmes d'écoulement des eaux de surface et souterraines. Enfin, le transport en phase dissoute par les processus d'advection-dispersion (figure 6.6-D), a permis de suivre la migration d'un élément conservateur depuis le parc à résidus Quémont-2 jusqu'au aquifères environnants. La correspondance entre les échantillons présentés sur la figure 6.6 et les noms des échantillons dans le mémoire est présentée dans le tableau 6.2.

Trois groupes d'eau ont été distingués sur le secteur d'étude selon leur degré de contamination (figure 6.6-A-E-F-G), et ce, en se basant sur les interprétations du diagramme de Piper, des diagrammes de Stiff, la comparaison avec les critères pour les eaux souterraines (EC, RES et SA) ainsi que pour les eaux de surface (CPC(EO), RQEP, CMA et OE), les concentrations en métaux et métalloïdes, la comparaison avec les résultats établis lors des travaux antérieurs dans la région de l'Abitibi-Témiscamingue et l'analyse statistique multivariée (CAH et carte thermique).

Un premier groupe (figure 6.6-E), principalement contrôlé par des sources anthropiques et représenté par les échantillons des clusters C1 à C4. Il est constitué par trois puits crépinés au roc; un puits situé dans un endroit où la couche d'argile est absente et où les résidus miniers sont directement déposés sur le roc (puits Q2-R-PO-02-18), un puits situé dans un aquifère à nappe libre en aval du parc (puits Q2-R-PO-04-18) et un puits situé en aval de l'ancien parc au sud-ouest, dans des conditions d'aquifères rocheux à nappe captive (PO-Q2-22-07). Par ailleurs, ce groupe est constitué par des puits aux résidus, des eaux de surface situés sur l'ancien parc (ES1-02-09-20) ainsi qu'en périphérie du parc (ES2-02-09-20 et ES9-17-09-20) et de l'eau du bassin de polissage interne. Ce groupe est caractérisé par des valeurs de TDS et de CÉS très élevées. Les faciès géochimiques caractérisant ce groupe sont Ca-SO₄, Na-SO₄ et Ca-Mixte anions (ES2-02-09-20). Par ailleurs, les concentrations en métaux et métalloïdes sont très élevées, notamment pour les eaux des puits au roc Q2-R-PO-02-18 et Q2-R-PO-04-18. De même, ces puits ont enregistré le plus de dépassement des critères (EC, RES et SA). Ces observations ont permis de suggérer que les eaux souterraines dans le secteur de ces puits sont fortement affectées par l'infiltration des lixiviats des résidus miniers. Cette situation est possiblement dû à l'absence de la couche d'argile au niveau de ces secteurs favorisant l'écoulement des eaux des résidus miniers vers l'aquifère au roc sous-jacent et vers les puits au roc en aval du site.

Les caractéristiques géochimiques des eaux de surface du groupe 1, en plus de la localisation des sites ES1-02-09-20 et ES2-02-09-20 situés en aval de la digue G ainsi que ES9-17-09-20 situé en aval de la digue E, suggèrent que ces eaux proviennent possiblement de la résurgence des eaux souterraines contaminées principalement à travers les pieds des digues.

Le groupe 2 (figure 6.6-F), est constitué par des eaux de surface situées en périphérie du parc et proches du lac Dufault (ES7 et ES8), les eaux du lac Dufault, un puits crépiné dans l'argile (PO-4-3), et deux puits au roc : PO-Q2-20-07 et PO-Q2-21-07, situés respectivement au sud-est en condition de nappe libre et au sud du parc en condition de nappe captive. Représenté par les clusters C6 et C8, ce groupe pourrait être considéré comme faiblement contaminé étant donné les valeurs de TDS et CÉS moyennement élevés pour les eaux des puits (PO-4-3, PO-Q2-20-07 et PO-Q2-21-07). La concentration en certains éléments (p.ex. B, Br, Mn et Mo) dépasse celle enregistrée dans les aquifères de la région. À titre d'exemple, la concentration en Br au niveau des puits au roc (13,68 et 57 mg/l) dépasse largement les concentrations trouvées dans le milieu naturel (0,5 mg/l pour les aquifères à nappe libre et 1 mg/l pour les aquifères à nappe captive). Ces observations peuvent indiquer la possibilité d'infiltration, au moins d'une partie, des eaux provenant des résidus miniers vers le roc dans ces secteurs. Les valeurs de TDS et CÉS dans l'échantillon d'eau de surface proche du lac Dufault sont semblables à celles des eaux de précipitations affectés par la pollution anthropique, alors que l'échantillon d'eau de surface proche du puits PO-4-3 (ES8-17-09-20) présente des valeurs de TDS et des concentrations en métaux traces relativement plus élevées. Ceci indique que l'échantillon ES8-17-09-20 provient possiblement du mélange des eaux souterraines contaminées, qui ont fait résurgence en surface, avec les eaux des précipitations. Finalement, les eaux du lac Dufault ont été classé dans ce groupe en raison de leur faciès géochimique (Ca-Mixte anions) décalé vers les eaux de surface affectées par les activités minières en région, les concentrations plus élevées en Br (pouvant atteindre 0,41 mg/l) ainsi que les résultats des travaux antérieurs qui ont montré une évidence de contamination des sédiments du lac Dufault ont permis d'appuyer ces conclusions.

Le groupe 3 (figure 6.6-G), non susceptible d'être contaminé, est représenté par les clusters C5 et C7 dont la géochimie de échantillons est principalement contrôlée par des sources géogéniques. Ce groupe est constitué par des puits crépinés au roc et situés soit dans des conditions d'aquifères rocheux à nappe libre au nord du parc dans des endroits de haut topographiques, soit dans un secteur d'aquifères rocheux à nappe captive situés à l'intérieur du parc. Il est généralement caractérisé par

des eaux de type Ca-Mg-HCO₃ et Mixte cations-HCO₃ (un seul puits), de faibles valeurs de TDS allant de 88 mg/l à 316 mg/l, ainsi que de faibles valeurs de CÉS allant de 87,3 µS/cm à 360,5 µS/cm. Les concentrations en métaux et métalloïdes sont relativement faibles et semblables à celles observées dans le milieu naturel. Toutefois, les eaux situées en conditions de nappe captive sont plus évoluées chimiquement par rapport à celle situées en condition de nappe libre (les concentrations maximales de ce groupe sont attribués à ce type d'aquifère), ceci est possiblement lié à des processus géochimiques naturels, tels que l'altération lente des feldspaths sodiques, l'échange d'ions sur les minéraux argileux et la dissolution de carbonates qui peuvent participer à l'évolution chimique des eaux souterraines. Les valeurs minimales de ce groupe sont attribuées aux puits situés en condition de nappe libre et qui sont les moins chimiquement évolués, possiblement en raison de la grande proportion d'eau de recharge qu'ils contiennent.

Tableau 6.2 Correspondance entre les numéros des échantillons sur la figure 6.6 et les noms des échantillons utilisés dans le mémoire

Numéros des échantillons sur la figure	Nom des échantillons dans le mémoire
18	PO-Q2-18-07
19	PO-Q2-19-07
20	PO-Q2-20-07
21	PO-Q2-21-07
22	PO-Q2-22-07
01	Q2-R-PO-01-18
02	Q2-R-PO-02-18
03	Q2-R-PO-03-18
04	Q2-R-PO-04-18
05	Q2-R-PO-05-18
ES1	ES1-02-09-20
ES2	ES2-02-09-20
ES3	ES3-02-09-20
ES4	ES4-17-09-20
ES5	ES5-17-09-20
ES6	ES6-17-09-20
ES7	ES7-17-09-20
ES8	ES8-17-09-20
ES9	ES9-17-09-20

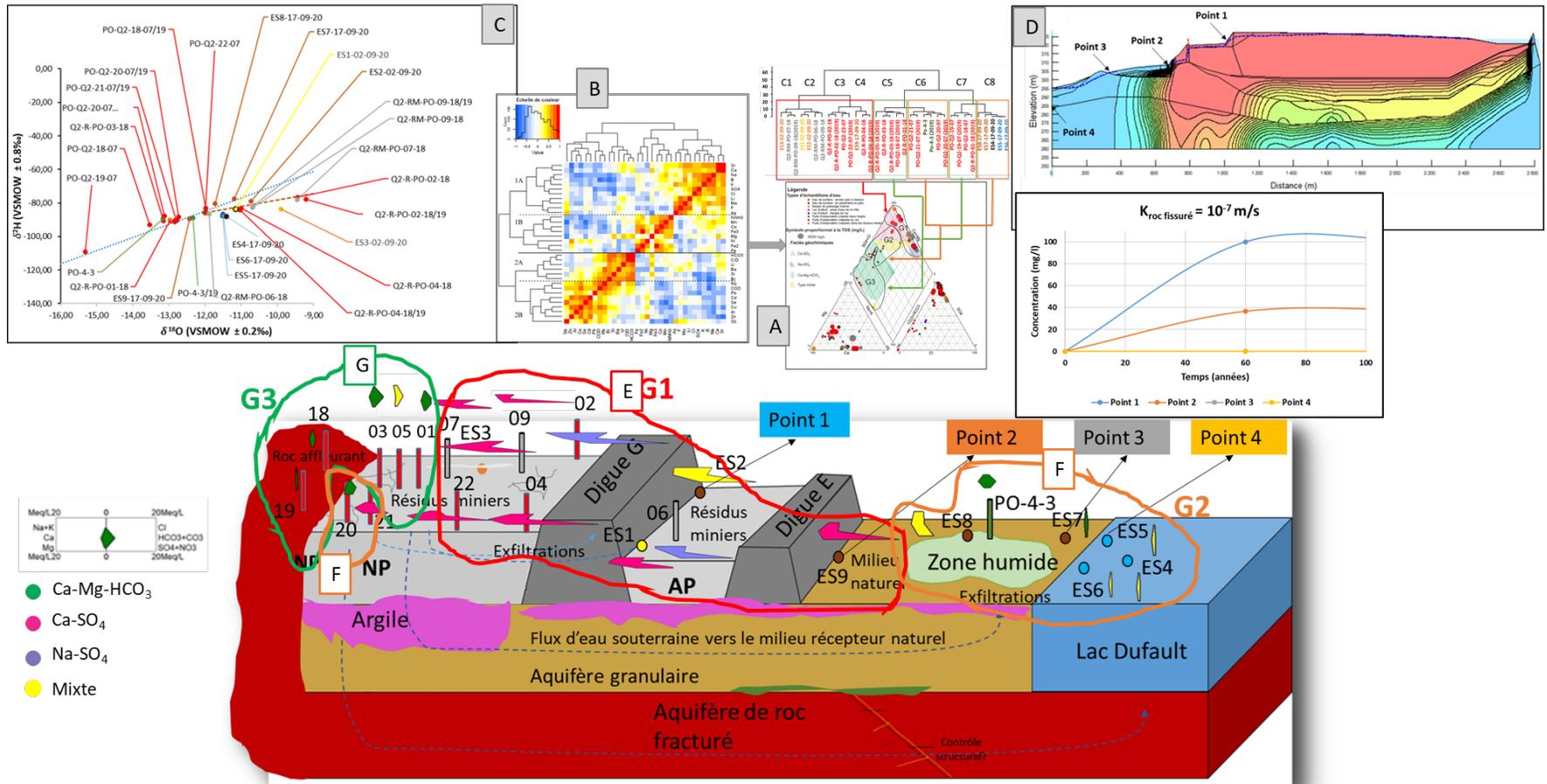


Figure 6.6 Synthèse des principaux résultats et interprétations

CHAPITRE 7 CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

Cette étude a intégré une caractérisation hydrogéochimique, une analyse statistique multivariée (CAH et carte thermique), l'utilisation des isotopes stables de l'eau ($\delta^2\text{H}$ - $\delta^{18}\text{O}$) ainsi qu'une modélisation du transport en phase dissoute par advection-dispersion, afin de comprendre les interactions hydrogéochimiques entre le parc à résidus Quémont-2, les eaux souterraines et de surface environnantes, ainsi que les processus hydrogéochimiques contribuant au transport de masse depuis le parc à résidus Quémont-2 jusqu'aux aquifères environnants. La modélisation inverse et le calcul des indices de saturation ont été établis dans le but d'appuyer ces interprétations. L'intégration des différentes méthodes a permis de distinguer trois groupes d'eau sur le secteur d'étude selon leur degré de contamination. Un premier groupe, principalement contrôlé par des sources anthropiques et représenté par les échantillons des clusters C1 à C4. D'une part, la contamination des échantillons d'eau souterraine, dans ce groupe, provient principalement de l'infiltration des eaux des résidus miniers vers le roc à travers les secteurs où la couche d'argile est absente. D'une autre part, les eaux de surface situées dans l'ancien parc et en périphérie du parc, appartenant à ce groupe, proviennent principalement de la résurgence des eaux souterraines contaminées en surface à travers les pieds des digues. Par la suite, le groupe 2, faiblement ou moyennement contaminé, pourrait indiquer la possibilité d'infiltration, au moins d'une partie, des eaux provenant des résidus miniers vers le roc dans les secteurs des échantillons de ce groupe. Enfin le groupe 3, non susceptible d'être contaminé, est représenté par les clusters C5 et C7 dont la géochimie de échantillons est principalement contrôlée par des sources géogéniques. Afin d'améliorer les résultats et interprétations de cette étude, des recommandations sont proposées dans le paragraphe suivant.

Pistes de solutions proposées pour des recherches ultérieures

- Il serait recommandé de faire un suivi temporel à travers différentes campagnes d'échantillonnage supplémentaires (printemps et hiver). Ceci permettra de suivre la variation des concentrations des éléments chimiques des différents type d'eau en fonction de la saisonnalité. En effet, la chimie des eaux affectées par les drainages miniers est influencée par les variations saisonnières qui permettent l'apparition de processus de dissolution et la concentration de certains éléments chimiques (Galhardi et al., 2016).

- Il serait souhaitable aussi d'établir une caractérisation géochimique des échantillons solides, permettant d'étudier la mobilisation des métaux traces. Cette mobilisation dépend de plusieurs facteurs tels que la composition des résidus miniers, les caractéristiques chimiques des éléments, les réactions de co-précipitation et d'adsorption ainsi que les conditions climatiques (Dold et al., 2001; Lottermoser, 2003). Elle dépend aussi du pH, qui contrôle les réactions de précipitation, de coprécipitation et d'adsorption de la phase minérale secondaire (McGregor et al., 1998).
- Afin de mieux discerner l'origine naturelle de l'origine minière des métaux, il serait recommandé d'utiliser des isotopes stables tels que ceux du Pb et du Zn (Savard et al., 2012). Par ailleurs, il serait recommandé de déterminer la source des Br présents en grande quantité dans certains puits au roc et dans le lac Dufault en utilisant les isotopes stables de Br ($\delta^{81}\text{Br}$).
- De même, l'utilisation des isotopes stables du soufre est recommandée. En effet, les données de $\delta^{34}\text{S}_{\text{sulfures}}$, $\delta^{34}\text{S}_{\text{sulfate}}$, $\delta^{18}\text{O}_{\text{sulfate}}$, ainsi que les concentrations de SO_4 permettent de retracer les sources et les voies de migration des sulfates dissous (Dold et al., 2005; Seal, 2003; Smuda et al., 2008; Taylor et al., 1984) ainsi que les processus biogéochimiques, tels que la réduction des sulfates et l'oxydation des sulfures (Balci et al., 2007; Kleikemper et al., 2004).
- Il serait recommandé d'établir une modélisation du transport réactif. Étant donné que plusieurs réactions géochimiques peuvent se produire dans les résidus miniers (Wunderly et al., 1996), notamment les réactions d'oxydo-réduction, l'oxydation des minéraux sulfurés, les réactions acides-bases, ainsi que les processus de sorption : adsorption, absorption, échange ionique. Il serait préconisé de mettre l'accent sur les processus de sorption, particulièrement l'adsorption, étant donné que ce processus peut entraîner un retardement de la migration de certaines espèces dissoutes (Appelo et Postma, 2005).

En conclusion, les résultats de cette étude ont permis d'atteindre les objectifs du projet soient, l'établissement du bilan hydrogéochimique du secteur du parc à résidus Quémont-2 et l'élaboration d'une modélisation de flux de transport des substances dissoutes depuis le parc, vers les aquifères environnants et le lac Dufault. Ultiment, ce projet a permis d'apporter de nouvelles connaissances concernant les interactions hydrogéochimiques entre le parc à résidus Quémont-2,

les aquifères rocheux et les eaux de surface périphériques. Cette évaluation a permis de compléter le suivi environnemental du site contribuant ainsi à optimiser le plan de restauration du parc.

RÉFÉRENCES

- Allan, R. (1997). Introduction: mining and metals in the environment. *Journal of Geochemical Exploration*, 58(2-3), 95-100.
- Allen, D., Voormeij, D. (2002). Oxygen-18 and deuterium fingerprinting of tailings seepage at the Sullivan Mine. *Mine Water and the Environment*, 21(4), 168-182.
- Alpers, C., Blowes, D., Nordstrom, D., Jambor, J. (1994). Secondary Minerals and Acid Mine-water. *The Environmental Geochemistry of Sulphide Mine-wastes. Mineralogical Association of Canada. Short Course Series*, 22.
- Appelo, C., Postma, D. (2005). Geochemistry, groundwater and pollution. 2nd. Ed. *Balkema, Rotterdam*.
- Arafat, N. M. (1985). The impact of mining and smelting on trace metal distribution in lake sediments around Rouyn-Noranda, Quebec. *Water Quality Research Journal*, 20(1), 1-8.
- Araguás-Araguás, L., Froehlich, K., Rozanski, K. (2000). Deuterium and oxygen-18 isotope composition of precipitation and atmospheric moisture. *Hydrological processes*, 14(8), 1341-1355.
- Aubertin, M., Bussière, B., Bernier, L. (2002). *Environnement et gestion des rejets miniers: Manuel sur cédérom*. Presses Internationales Polytechnique.
- Aubertin, M., Bussière, B., Bernier, L., Chapuis, R., Julien, M., Belem, T., Simon, R., Mbonimpa, M., Benzaazoua, M., Li, L. (2002). La gestion des rejets miniers dans un contexte de développement durable et de protection de l'environnement. *Congrès annuel de la Société canadienne de génie civil*, 5-8.
- Bailey, B. L., Smith, L. J., Blowes, D. W., Ptacek, C. J., Smith, L., Sego, D. C. (2013). The Diavik Waste Rock Project: Persistence of contaminants from blasting agents in waste rock effluent. *Applied Geochemistry*, 36, 256-270.
- Balci, N., Shanks III, W. C., Mayer, B., Mandernack, K. W. (2007). Oxygen and sulfur isotope systematics of sulfate produced by bacterial and abiotic oxidation of pyrite. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 71(15), 3796-3811.
- Bear, J. (1972). Dynamics of fluids in porous media.
- Beaulieu, M. (2021). Guide d'intervention – Protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés. Ministère de l'Environnement et de la lutte contre les changements climatiques, Québec, mai 2021, 326 p.
- [<http://www.environnement.gouv.qc.ca/sol/terrains/guide-intervention/guide-intervention-protectionrehab.pdf>].
- BESNARD, K. (2003). *Modélisation du transport réactif dans les milieux poreux hétérogènes. Application aux processus d'adsorption cinétique non linéaire*.
- BEST. (1979). Etude physico-chimique des plans d'eau de la région de Rouyn-Noranda. Services de protection de l'environnement, Gouvernement du Québec. Bureau d'Etudes sur les Substances Toxiques. Report E-2, 272 p.
- Birks, S., Gibson, J. (2009). Isotope hydrology research in Canada, 2003-2007. *Canadian Water Resources Journal*, 34(2), 163-176.
- Blowes, D. W., Ptacek, C., Jambor, J. L., Weisener, C., Paktunc, D., Gould, W. D., Johnson, D. (2014). The Geochemistry of Acid Mine Drainage. Dans (vol. 11, p. 131-190). <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-095975-7.00905-0>

- Bondu, R. (2017). Origine et distribution de l'arsenic dans l'eau souterraine de l'aquifère rocheux fracturé du bouclier canadien en Abitibi-Témiscamingue. (Thèse de doctorat). Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue. .
- Bondu, R., Cloutier, V., Rosa, E. (2018). Occurrence of geogenic contaminants in private wells from a crystalline bedrock aquifer in western Quebec, Canada: geochemical sources and health risks. *Journal of Hydrology*, 559, 627-637.
- Bondu, R., Cloutier, V., Rosa, E., Roy, M. (2020). An exploratory data analysis approach for assessing the sources and distribution of naturally occurring contaminants (F, Ba, Mn, As) in groundwater from southern Quebec (Canada). *Applied Geochemistry*, 114, 104500.
- Borgmann, U., Norwood, W., Dixon, D. (2004). Re-evaluation of metal bioaccumulation and chronic toxicity in *Hyalella azteca* using saturation curves and the biotic ligand model. *Environmental Pollution*, 131(3), 469-484.
- Brookfield, A. E., Blowes, D. W., Mayer, K. U. (2006, 2006/11/20/). Integration of field measurements and reactive transport modelling to evaluate contaminant transport at a sulfide mine tailings impoundment. *Journal of Contaminant Hydrology*, 88(1), 1-22. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2006.05.007>
- Burnett, R. D., Frind, E. O. (1987). Simulation of contaminant transport in three dimensions: 2. Dimensionality effects. *Water Resources Research*, 23(4), 695-705. <https://doi.org/https://doi.org/10.1029/WR023i004p00695>
- Bussière, B. (S.D). Base de données des Sites miniers abandonnés du Québec. Chaire de recherche du Canada sur la restauration des sites miniers abandonnés. Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (accès web non public).
- Bussière, B., Aubertin, M., Zagury, G. J., Potvin, R., Benzaazoua, M. (2005). Principaux défis et pistes de solution pour la restauration des aires d'entreposage de rejets miniers abandonnées. Dans. Proceedings of the Symposium 2005 sur L'environnement et les Mines.
- Bussiere, B., Dagenais, A., Villeneuve, M., Plante, B. (2005). Caractérisation environnementale d'un échantillon de stériles de la mine Tio. *Unité de recherche et de service en technologie minérale (URSTM), Rouyn-Noranda, Québec, Canada.*
- Butler, T. W. (2007). Isotope geochemistry of drainage from an acid mine impaired watershed, Oakland, California. *Applied Geochemistry*, 22(7), 1416-1426. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2007.01.009>
- Callender, E. (2005). Heavy Metals in the. *Environmental geochemistry*, 9, 67.
- Canada, E. (1997). Management of Toxic Substances – Base Metals Smelting Sector Strategic Options Report. Appendix 6.10. Noranda Metallurgy, Horne Smelter, Rouyn-Noranda, Quebec.
- Cattaneo, A., Couillard, Y., Wunsam, S. (2008). Sedimentary diatoms along a temporal and spatial gradient of metal contamination. *Journal of Paleolimnology*, 40(1), 115-127.
- Chen, J.-S., Liu, C.-W., Liang, C.-P. (2006, 2006/06/01/). Evaluation of longitudinal and transverse dispersivities/distance ratios for tracer test in a radially convergent flow field with scale-dependent dispersion. *Advances in Water Resources*, 29(6), 887-898. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2005.08.001>
- Chen, J.-S., Ni, C.-F., Liang, C.-p., Chiang, C.-C. (2008, 11/01). Analytical power series solution for contaminant transport with hyperbolic asymptotic distance-dependent dispersivity. *Journal of Hydrology - J HYDROL*, 362, 142-149. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2008.08.020>

- Chesnaux, R., Rafini, S., Elliott, A.-P. (2012). A numerical investigation to illustrate the consequences of hydraulic connections between granular and fractured-rock aquifers. *Hydrogeology journal*, 20(8), 1669-1680.
- Chin, M., Jacob, D. J. (1996). Anthropogenic and natural contributions to tropospheric sulfate: A global model analysis. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 101(D13), 18691-18699.
- CIGB. (1996). *A Guide to tailings dams and impoundments : design, construction use and rehabilitation = Guide des barrages et retenues de stériles : conception, construction, exploitation et réhabilitation*. Bulletin 106, Commission Internationale des Grands Barrages. Paris. .
- Clark, I. D., Fritz, P. (2013). *Environmental isotopes in hydrogeology*. CRC press.
- Cloutier, V., Blanchette, D., Dallaire, P.-L., Nadeau, S., Rosa, E., Roy, M. (2013). Projet d'acquisition de connaissances sur les eaux souterraines de l'Abitibi-Témiscamingue (partie 1). *Rapport final 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. Rapport de recherche P, 1*.
- 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.
- Cloutier, V., Pitre, O., Blanchette, D., Dallaire, P.-L., Gourde-Bureau, C., Nadeau, S., Rosa, E. (2013). Recherche sur les impacts de l'exploitation des ressources naturelles et des dépôts en tranchée sur l'eau souterraine des eskers et moraines de l'Abitibi-Témiscamingue.
- Cloutier, V., Rosa, E., Nadeau, S., Dallaire, P.-L., Blanchette, D., Roy, M. (2015). PACES – AT (partie 2). Rapport final déposé au Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC) dans le cadre du PACES – Qc. . *Rapport de recherche P002.R3. GRES, IRME, UQAT, 313 p., 15 annexes, 24 cartes thématiques (1:100 000)*.
- Cloutier, V., Rosa, E., Roy, M., Nadeau, S., Blanchette, D., Dallaire, P.-L., Derrien, G., Veillette, J. (2016). *Atlas hydrogéologique de l'Abitibi-Témiscamingue*. PUQ.
- Couillard, Y., Campbell, P. G., Tessier, A. (1993). Response of metallothionein concentrations in a freshwater bivalve (*Anodonta grandis*) along an environmental cadmium gradient. *Limnology and Oceanography*, 38(2), 299-313.
- Couillard, Y., Cattaneo, A., Gallon, C., Courcelles, M. (2008). Sources and chronology of fifteen elements in the sediments of lakes affected by metal deposition in a mining area. *Journal of Paleolimnology*, 40(1), 97-114.
- Couillard, Y., Courcelles, M., Cattaneo, A., Wunsam, S. (2004). A test of the integrity of metal records in sediment cores based on the documented history of metal contamination in Lac Dufault (Québec, Canada). *Journal of Paleolimnology*, 32(2), 149-162.
- Craig, H. (1961). Isotopic variations in meteoric waters. *Science*, 133(3465), 1702-1703.
- Cravotta, C. (1994). Secondary iron-sulfate minerals as sources of sulfate and acidity: Geochemical evolution of acidic ground water at a reclaimed surface coal mine in Pennsylvania.
- Dansgaard, W. (1964). Stable isotopes in precipitation. *tellus*, 16(4), 436-468.
- Desborough, G. A., Smith, K. S., Lowers, H. A., Swayze, G. A., Hammarstrom, J. M., Diehl, S. F., Leinz, R. W., Driscoll, R. L. (2010). Mineralogical and chemical characteristics of some natural jarosites. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 74(3), 1041-1056.

- Dixit, A. S., Alpay, S., Dixit, S. S., Smol, J. P. (2007). Paleolimnological reconstructions of Rouyn-Noranda lakes within the zone of influence of the Horne Smelter, Québec, Canada. *Journal of Paleolimnology*, 38(2), 209-226.
- Dold, B., Fontboté, L. (2001). Element cycling and secondary mineralogy in porphyry copper tailings as a function of climate, primary mineralogy, and mineral processing. *Journal of Geochemical Exploration*, 74(1-3), 3-55.
- Dold, B., Spangenberg, J. E. (2005). Sulfur speciation and stable isotope trends of water-soluble sulfates in mine tailings profiles. *Environmental science & technology*, 39(15), 5650-5656.
- Dyke, A. S., Moore, A., Robertson, L. (2003). Deglaciation of North America.
- El Mrabet, E. (2021). *Développement d'approches géophysiques, d'imagerie thermique et de modélisation pour l'évaluation des processus hydrologiques au sein d'un parc à résidus miniers*.
- EPA. (1996). U.S. Environmental Protection Agency. EPA540/S-95/504 Low-Flow (Minimal Drawdown) Ground-Water Sampling Procedures. ONLINE. 1996. Office of Research and Development & Office of Solid Waste and Emergency Response. Available: <http://www.epa.gov/ahaazvuc/pubs/issue.html> [6 Dec. 2005].
- Ferguson, P. R., Weinrauch, N., Wassenaar, L. I., Mayer, B., Veizer, J. (2007). Isotope constraints on water, carbon, and heat fluxes from the northern Great Plains region of North America. *Global biogeochemical cycles*, 21(2).
- FETTER, C. (1993). Contaminant Hydrogeology Macmillan Publishing Company, 458 pages. *New York*.
- Filzmoser, P., Hron, K. (2009). Correlation analysis for compositional data. *Mathematical Geosciences*, 41(8), 905-919.
- Filzmoser, P., Hron, K., Templ, M. (2018). Applied compositional data analysis. *Switzerland: Springer Nature*.
- Flem, B., Reimann, C., Fabian, K., Birke, M., Filzmoser, P., Banks, D. (2018). Graphical statistics to explore the natural and anthropogenic processes influencing the inorganic quality of drinking water, ground water and surface water. *Applied Geochemistry*, 88, 133-148.
- Freeze, R. A., Cherry, J. A. (1979). Groundwater Prentice-Hall Inc. *Eaglewood Cliffs, NJ*.
- Frind, E. O. (1988). Solution of the advection-dispersion equation with free exit boundary. *Numerical methods for partial differential equations*, 4(4), 301-313.
- Frits, P., Drimmie, R., Frape, S., O'shea, K. (1987). The isotopic composition of precipitation and groundwater in Canada. Dans *Isotope techniques in water resources development*.
- Galhardi, J. A., Bonotto, D. M. (2016, 2016/09/01). Hydrogeochemical features of surface water and groundwater contaminated with acid mine drainage (AMD) in coal mining areas: a case study in southern Brazil. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(18), 18911-18927. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-7077-3>
- Gallon, C., Tessier, A., Gobeil, C., Carignan, R. (2006). Historical perspective of industrial lead emissions to the atmosphere from a Canadian smelter. *Environmental science & technology*, 40(3), 741-747.
- Gascoyne, M. (2004, 2004/04/01). Hydrogeochemistry, groundwater ages and sources of salts in a granitic batholith on the Canadian Shield, southeastern Manitoba. *Applied Geochemistry*, 19(4), 519-560. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0883-2927\(03\)00155-0](https://doi.org/10.1016/S0883-2927(03)00155-0)

- Gasharova, B., Göttlicher, J., Becker, U. (2005). Dissolution at the surface of jarosite: an in situ AFM study. *Chemical Geology*, 215(1-4), 499-516.
- Gat, J. R. (1996). Oxygen and hydrogen isotopes in the hydrologic cycle. *Annual Review of Earth and Planetary Sciences*, 24(1), 225-262.
- Gat, J. R., Bowser, C. J., Kendall, C. (1994). The contribution of evaporation from the Great Lakes to the continental atmosphere: estimate based on stable isotope data. *Geophysical Research Letters*, 21(7), 557-560.
- Gelhar, L. (1985). A review of field-scale physical solute transport processes in saturated and unsaturated porous media. *EPRI EA-4190, Project 2485-5, Final Report*.
- Gelhar, L. W., Welty, C., Rehfeldt, K. R. (1992). A critical review of data on field-scale dispersion in aquifers. *Water Resources Research*, 28(7), 1955-1974.
- GEO-SLOPE. (2012). GEO-SLOPE International Ltd. Contaminant Modeling with CTRAN/W. Calgary, AB, Canada.
- Gibson, J., Edwards, T., Birks, S., St Amour, N., Buhay, W., McEachern, P., Wolfe, B., Peters, D. (2005). Progress in isotope tracer hydrology in Canada. *Hydrological Processes: An International Journal*, 19(1), 303-327.
- Grantham, D. A., Jones, J. F. (1977). Arsenic contamination of water wells in Nova Scotia. *Journal-American Water Works Association*, 69(12), 653-657.
- Güler, C., Thyne, G. D., McCray, J. E., Turner, K. A. (2002). Evaluation of graphical and multivariate statistical methods for classification of water chemistry data. *Hydrogeology journal*, 10(4), 455-474.
- Hazen, J. M., Williams, M. W., Stover, B., Wireman, M. (2002). Characterisation of acid mine drainage using a combination of hydrometric, chemical and isotopic analyses, Mary Murphy Mine, Colorado. *Environmental Geochemistry and Health*, 24(1), 1-22.
- Hem, J. D. (1985). *Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water* (vol. 2254). Department of the Interior, US Geological Survey.
- Huang, X., Deng, H., Zheng, C., Cao, G. (2016, 2016/02/01/). Hydrogeochemical signatures and evolution of groundwater impacted by the Bayan Obo tailing pond in northwest China. *Science of the Total Environment*, 543, 357-372.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.10.150>
- Jambor, J. (1994). Chapter 3, Mineralogy of sulfide-rich tailings and their oxidation products. *Short course handbook on environmental geochemistry of sulfide mine-wastes*. Mineralogical Association of Canada, Nepean.
- Jambor, J. L., Nordstrom, D. K., Alpers, C. N. (2018). 6. Metal-sulfate Salts from Sulfide Mineral Oxidation. *Sulfate Minerals*, 303-350.
- Jeelani, G., Kumar, U. S., Kumar, B. (2013). Variation of $\delta^{18}\text{O}$ and δD in precipitation and stream waters across the Kashmir Himalaya (India) to distinguish and estimate the seasonal sources of stream flow. *Journal of Hydrology*, 481, 157-165.
- Jermakka, J., Wendling, L., Sohlberg, E., Heinonen, H., Vikman, M. (2015). Potential technologies for the removal and recovery of nitrogen compounds from mine and quarry waters in subarctic conditions. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 45(7), 703-748.
- Kangle, H., van Genuchten, M. T., Renduo, Z. (1996). Exact solutions for one-dimensional transport with asymptotic scale-dependent dispersion. *Applied Mathematical Modelling*, 20(4), 298-308.
- Kebede, S., Travi, Y., Rozanski, K. (2009). The $\delta^{18}\text{O}$ and $\delta^2\text{H}$ enrichment of Ethiopian lakes. *Journal of Hydrology*, 365(3-4), 173-182.

- Kleikemper, J., Schroth, M. H., Bernasconi, S. M., Brunner, B., Zeyer, J. (2004). Sulfur isotope fractionation during growth of sulfate-reducing bacteria on various carbon sources. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 68(23), 4891-4904.
- Kobayashi, S., Lee, G. F. (1978). Accumulation of arsenic in sediments of lakes treated with sodium arsenite. *Environmental science & technology*, 12(10), 1195-1200.
- Kortelainen, N. M., Karhu, J. A. (2004). Regional and seasonal trends in the oxygen and hydrogen isotope ratios of Finnish groundwaters: a key for mean annual precipitation. *Journal of Hydrology*, 285(1-4), 143-157.
- Kynčlová, P., Hron, K., Filzmoser, P. (2017). Correlation between compositional parts based on symmetric balances. *Mathematical Geosciences*, 49(6), 777-796.
- l'environnement, Q. M. d., souterraines, Q. S. d. p. e. d. e. (1999). *Guide des essais de pompage et leurs interprétations*. Québec, Ministère de l'environnement.
- LA, P. P. (2002). PLAN DE DÉVELOPPEMENT RÉGIONAL ASSOCIÉ AUX RESSOURCES FAUNIQUES DE LA MAURICIE.
- Lapakko, K., Berndt, M. (2003). Comparison of acid production from pyrite and jarosite.
- LeBlanc, D. R., Garabedian, S. P., Hess, K. M., Gelhar, L. W., Quadri, R. D., Stollenwerk, K. G., Wood, W. W. (1991). Large-scale natural gradient tracer test in sand and gravel, Cape Cod, Massachusetts: 1. Experimental design and observed tracer movement. *Water Resources Research*, 27(5), 895-910. <https://doi.org/10.1029/91WR00241>
- Lindsay, M. B., Moncur, M. C., Bain, J. G., Jambor, J. L., Ptacek, C. J., Blowes, D. W. (2015). Geochemical and mineralogical aspects of sulfide mine tailings. *Applied Geochemistry*, 57, 157-177.
- Lottermoser, B. G. (2003). *Mine waste: characterization, treatment and environmental impacts*. Springer, Berlin.
- LTD, S. C. (2004). Priority assessment of metal leaching in neutral drainage. *Draft report submitted to MEND Initiative*.
- Maqsood, A., Neculita, C. M., Bussière, B., Benzaazoua, M., Dionne, J. (2016). Impact of fresh tailing deposition on the evolution of groundwater hydrogeochemistry at the abandoned Manitou mine site, Quebec, Canada. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(9), 9054-9072.
- McGregor, R., Blowes, D., Jambor, J., Robertson, W. (1998). The solid-phase controls on the mobility of heavy metals at the Copper Cliff tailings area, Sudbury, Ontario, Canada. *Journal of Contaminant Hydrology*, 33(3-4), 247-271.
- MDDELCC. (2016). *Le secteur minier au Québec– Enjeux environnementaux et cadre normatif pour les rejets liquides*. 20 pages. [En ligne]. http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/milieu_ind/bilans/mines.htm (page consultée en 2020). .
- MDDEP. (2008). MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DES PARCS DU QUÉBEC, juillet 2008, Guide d'échantillonnage à des fins d'analyses environnementales : Cahier 1 – Généralités, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, 58 p., 3 annexes, http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/documents/publications/guides_ech.htm.
- MDDEP. (2011). MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DES PARCS DU QUÉBEC. Guide d'échantillonnage à des fins d'analyses environnementales : cahier 3 – Échantillonnage des eaux souterraines, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, 60 p., 1 annexe.

- MDDEP. (2012). Directive 019 sur l'industrie minière. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs.
- MELCC. (2021). Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. Critères de qualité de l'eau de surface. En ligne : https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/index.asp
- MELCC. (s.d). Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. Règlement sur la qualité de l'eau potable. En ligne : [:https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/potable/brochure/annexe.htm#annexes](https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/potable/brochure/annexe.htm#annexes)
- MERN. (2016). *Guide de préparation du plan de réaménagement et de restauration des sites miniers au Québec. Ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles. Direction de la restauration des sites miniers. ISBN : 978-2-550-77162-3 (PDF). 56 pages et annexes. .*
- MERN. (2020). Ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles. Mines. En ligne : <https://mern.gouv.qc.ca/mines/>
- MERN. (2021). Ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles (MERN). Restauration minière. En ligne : <https://mern.gouv.qc.ca/mines/restauration-miniere/>.
- Montcoudiol, N., Molson, J., Lemieux, J.-M. (2015). Groundwater geochemistry of the Outaouais Region (Québec, Canada): a regional-scale study. *Hydrogeology journal*, 23(2), 377-396.
- MORIN, K. A., HUTT, N. M. (1997). Environmental Geochemistry of Minesite Drainage. *Practical Theory and Case Studies. MDAG Publishing.*
- Moya, C. E., Raiber, M., Taulis, M., Cox, M. E. (2015). Hydrochemical evolution and groundwater flow processes in the Galilee and Eromanga basins, Great Artesian Basin, Australia: a multivariate statistical approach. *Science of the Total Environment*, 508, 411-426.
- Nadeau, S., Rosa, E., Cloutier, V. (2018). Stratigraphic sequence map for groundwater assessment and protection of unconsolidated aquifers: A case example in the Abitibi-Témiscamingue region, Québec, Canada. *Canadian Water Resources Journal/Revue canadienne des ressources hydriques*, 43(2), 113-135.
- Nadeau, S., Rosa, E., Cloutier, V., Daigneault, R.-A., Veillette, J. (2015). A GIS-based approach for supporting groundwater protection in eskers: Application to sand and gravel extraction activities in Abitibi-Témiscamingue, Quebec, Canada. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 4, 535-549.
- Nordstrom, D. (1982). Aqueous pyrite oxidation and the consequent formation of secondary iron minerals. p37-56. *Acid sulfate weathering, eds. LR Hossner, JA Kittrik and DF Fanning. Soil science of America.*
- Nordstrom, D. K. (2000). Advances in the hydrogeochemistry and microbiology of acid mine waters. *International Geology Review*, 42(6), 499-515.
- Nordstrom, D. K., Alpers, C. N. (1999). Geochemistry of acid mine waters. *The environmental geochemistry of mineral deposits*, 6(October), 133-160.
- Nowierski, M., Dixon, D. G., Borgmann, U. (2006). Lac Dufault sediment core trace metal distribution, bioavailability and toxicity to *Hyalella azteca*. *Environmental Pollution*, 139(3), 532-540.
- Nriagu, J. O., Wong, H. K., Coker, R. D. (1982). Deposition and chemistry of pollutant metals in lakes around the smelters at Sudbury, Ontario. *Environmental science & technology*, 16(9), 551-560.
- Ogata, A. (1970). *Theory of dispersion in a granular medium*. US Government Printing Office.

- Paradis, S. J., Blanchard-Pilon, B., Côté, N. (2007). *Géologie des formations en surface et histoire glaciaire Lebel-sur-Quévillon, Québec*. Commission géologique du Canada.
- Paradis, S. J., Veillette, J., Robertson, L., Côté, N. (2005). *Géologie des formations en surface et histoire glaciaire Lac Castagnier, Québec*. Commission géologique du Canada.
- Parkhurst, D. L., Appelo, C. (1999). User's guide to PHREEQC (Version 2): A computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations. *Water-resources investigations report*, 99(4259), 312.
- Pickens, J. F., Grisak, G. E. (1981). Modeling of scale-dependent dispersion in hydrogeologic systems. *Water Resources Research*, 17(6), 1701-1711.
- Pierce, M. L., Moore, C. B. (1980). Adsorption of arsenite on amorphous iron hydroxide from dilute aqueous solution. *Environmental science & technology*, 14(2), 214-216.
- Piper, A. M. (1944). A graphic procedure in the geochemical interpretation of water-analyses. *Eos, Transactions American Geophysical Union*, 25(6), 914-928.
- Porta, G., Tamellini, L., Lever, V., Riva, M. (2014). Inverse modeling of geochemical and mechanical compaction in sedimentary basins through P polynomial Chaos Expansion. *Water Resources Research*, 50(12), 9414-9431.
- Praamsma, T., Novakowski, K., Kyser, K., Hall, K. (2009). Using stable isotopes and hydraulic head data to investigate groundwater recharge and discharge in a fractured rock aquifer. *Journal of Hydrology*, 366(1-4), 35-45.
- Québec, G. d. (2021). Règlement sur les substances minérales autres que le pétrole, le gaz naturel et la saumure. Chapitre M-13.1, r. 2. [legisquebec.gouv.qc.ca/fr/ShowDoc/cr/M-13.1,%20r.%202](https://www.legisquebec.gc.ca/fr/ShowDoc/cr/M-13.1,%20r.%202).
- Reimann, C., Filzmoser, P., Hron, K., Kynčlová, P., Garrett, R. (2017, 07/14). A new method for correlation analysis of compositional (environmental) data - a worked example. *The Science of the total environment*, 607-608, 965-971. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.063>
- Rey, N. (2020). *Traçage hydrogéochimique des systèmes aquifères-aquitards de la ceinture argileuse Barlow-Ojibway. Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue. Thèse du doctorat en science de l'environnement*. [Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue].
- Rey, N., Cloutier, Vincent., Rosa, Eric., Blanchette, Daniel., & Lefebvre, René. (2020). Mapping groundwater geochemistry in flow systems of the Barlow-Ojibway Clay Belt in Abitibi-Témiscamingue, Quebec, Canada. En préparation.
- Rey, N., Rosa, E., Cloutier, V., Lefebvre, R. (2018). Using water stable isotopes for tracing surface and groundwater flow systems in the Barlow-Ojibway Clay Belt, Quebec, Canada. *Canadian Water Resources Journal/Revue canadienne des ressources hydriques*, 43(2), 173-194.
- Rey, N. J., Demers, I., Bussière, B., Mbonimpa, M., Gagnon, M. (2020). A geochemical evaluation of a monolayer cover with an elevated water table for the reclamation of the Doyon-Westwood tailings ponds, Canada. *Environmental Earth Sciences*, 79(2), 1-14.
- Roddick-Lanzilotta, A. J., McQuillan, A. J., Craw, D. (2002). Infrared spectroscopic characterisation of arsenate (V) ion adsorption from mine waters, Macraes mine, New Zealand. *Applied Geochemistry*, 17(4), 445-454.
- Rouleau, A., Guha, J., Archambault, G., Benlahcen, A. (1999). Aperçu de l'hydrogéologie en socle précambrien au Québec et des problématiques minières. *Hydrogéologie (Orléans)*, (4), 23-31.

- Rozanski, K., Araguás-Araguás, L., Gonfiantini, R. (1993). Isotopic patterns in modern global precipitation. *Geophysical Monograph-American Geophysical Union*, 78, 1-1.
- Santé-Canada. (2020). Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada – Tableau sommaire. Bureau de la qualité de l'eau et de l'air, Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada, Ottawa, Ontario.
- Savard, M., Ahad, J., Gammon, P., Calderhead, A., Rivera, A., Martel, R., Klebek, M., Headley, J., Lefebvre, R., Welsh, B. (2012). A local test study distinguishes natural from anthropogenic groundwater contaminants near an Athabasca oil sands mining operation. *Geological Survey of Canada, Open File*, 7195, 140.
- Schot, P., Van der Wal, J. (1992). Human impact on regional groundwater composition through intervention in natural flow patterns and changes in land use. *Journal of Hydrology*, 134(1-4), 297-313.
- Schulze-Makuch, D. (2005). Longitudinal dispersivity data and implications for scaling behavior. *Groundwater*, 43(3), 443-456.
- Schwarze, H., Jaekel, U., Vereecken, H. (2001, 01/05). Estimation of Macrodispersion by Different Approximation Methods for Flow and Transport in Randomly Heterogeneous Media. *Transport in Porous Media*, 43, 265-287.
<https://doi.org/10.1023/A:1010771123844>
- Seal, R. (2003). Stable-isotope geochemistry of mine waters and related solids. *Environmental aspects of mine wastes*, 31, 303-334.
- Siegel, D., Mandle, R. (1984). Isotopic evidence for glacial meltwater recharge to the Cambrian-Ordovician aquifer, north-central United States. *Quaternary Research*, 22(3), 328-335.
- Smuda, J., Dold, B., Spangenberg, J. E., Pfeifer, H.-R. (2008). Geochemistry and stable isotope composition of fresh alkaline porphyry copper tailings: Implications on sources and mobility of elements during transport and early stages of deposition. *Chemical Geology*, 256(1-2), 62-76.
- SNC.LAVALIN. (2009). Résultats et analyses statistiques des essais EPA 1311 (TCLP), EPA 1312 (SPLP) et PGA avec mise à jour pour l'interprétation des essais en minicellules.
- Spangenberg, J. E., Dold, B., Vogt, M.-L., Pfeifer, H.-R. (2007). Stable hydrogen and oxygen isotope composition of waters from mine tailings in different climatic environments. *Environmental science & technology*, 41(6), 1870-1876.
- SRK. (1989). Draft acid rock drainage technical guide. *Force, BC AMD Task*.
- STANTEC. (2004). Priority assessment of metal leaching in neutral drainage. *Draft report submitted to MEND Initiative*.
- Steinhorst, R. K., Williams, R. E. (1985). Discrimination of groundwater sources using cluster analysis, MANOVA, canonical analysis and discriminant analysis. *Water Resources Research*, 21(8), 1149-1156.
- Taylor, B. E., Wheeler, M. C., Nordstrom, D. K. (1984). Stable isotope geochemistry of acid mine drainage: Experimental oxidation of pyrite. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 48(12), 2669-2678.
- Templ, M., Hron, K., Filzmoser, P. (2011). robCompositions: an R-package for robust statistical analysis of compositional data.
- URSTM. (2009). Essais statiques et cinétiques sur matériaux de la fonderie Horne pour augmentation de déposition de résidus. Unité de recherche et de service en technologie minérale. N/Réf. PU-2007-11-350. 42 pages. .
- URSTM. (2015). Évaluation du comportement hydrogéochimique des résidus de co-déposition dans le parc à résidus Noranda 5 : tests en cellules d'humidité. PU-2013-01-762-B.

- Veillette, J. (1986). Surficial geology, New Liskeard, Ontario-Quebec. *Geological Survey of Canada, Map A, 1639*.
- Veillette, J. (1987). *Surficial geology, Grand Lake Victoria North, Quebec*. Geological Survey of Canada.
- Veillette, J. (2000). Un roc ancien rajeuni par les glaciers. *Abitibi-Témiscamingue, de l'emprise des glaces à un foisonnement d'eau et de vie*, 10(000), 1-38.
- Veillette, J., Pomares, J.-S., Fournier, R., Robitaille, S. (2004). *Géologie des formations en surface et histoire glaciaire, Cadillac, Québec*. Commission géologique du Canada.
- Warnes, M. G. R., Bolker, B., Bonebakker, L., Gentleman, R., Huber, W. (2016). Package 'gplots'. *Various R programming tools for plotting data*.
- Wassenaar, L., Athanasopoulos, P., Hendry, M. (2011). Isotope hydrology of precipitation, surface and ground waters in the Okanagan Valley, British Columbia, Canada. *Journal of Hydrology*, 411(1-2), 37-48.
- Weber Jr, W. J., McGinley, P. M., Katz, L. E. (1991). Sorption phenomena in subsurface systems: Concepts, models and effects on contaminant fate and transport. *Water research*, 25(5), 499-528.
- Wilson, D., Amos, R. T., Blowes, D. W., Langman, J. B., Smith, L., Segeo, D. C. (2018). Diavik Waste Rock Project: Scale-up of a reactive transport model for temperature and sulfide-content dependent geochemical evolution of waste rock. *Applied Geochemistry*, 96, 177-190.
- Wolfe, B. B., Karst-Riddoch, T. L., Hall, R. I., Edwards, T. W., English, M. C., Palmmini, R., McGowan, S., Leavitt, P. R., Vardy, S. R. (2007). Classification of hydrological regimes of northern floodplain basins (Peace–Athabasca Delta, Canada) from analysis of stable isotopes ($\delta^{18}\text{O}$, $\delta^2\text{H}$) and water chemistry. *Hydrological Processes: An International Journal*, 21(2), 151-168.
- WSP. (2019a). Modélisation hydrogéologique parc à résidus actif - Quémont 2, RouynNoranda (Québec). Février, PROJET NO : 171-11153-00.
- WSP. (2019b). Plan de restauration - sites actifs. Glencore Canada Corporation - Fonderie Horne. Janvier, PROJET NO : 181-10537-00.
- Wunderly, M., Blowes, D., Frind, E., Ptacek, C. (1996). Sulfide mineral oxidation and subsequent reactive transport of oxidation products in mine tailings impoundments: A numerical model. *Water Resources Research*, 32(10), 3173-3187.

ANNEXE A DESCRIPTION DES PUIITS

Puits	Profondeur réelle du puits (m)	Épaisseur réelle des dépôts meubles (m)	Unité crépinée
WSP, travaux automne 2017 - hiver 2018			
Q2-R-PO-01-18	20,28	16,53	Roc
Q2-R-PO-02-18	17,29	12,80	Roc
Q2-R-PO-03-18	37,09	35,26	Roc
Q2-R-PO-04-18	8,91	4,45	Roc
Q2-R-PO-05-18	41,48	39,96	Roc
Q2-RM-PO-06-18	6,1	>6.1	Résidus miniers
Q2-RM-PO-07-18	12,81	>12.81	Résidus miniers
Q2-RM-PO-09-18	21,96	>21.96	Résidus miniers
SNC-Lavalin, travaux 2007 et COOP Envirotechneau, travaux 1993			
PO-Q2-18-07	8,99	0,56	Roc
PO-Q2-19-07	11,89	0,58	Roc
PO-Q2-20-07	7,32	0,61	Roc
PO-Q2-21-07	9,04	6,27	Roc
PO-Q2-22-07	17,17	13,31	Roc
PO-4-3	4,5	>4,5	Argile

ANNEXE B LES RÉSULTATS DES ANALYSES GÉOCHIMIQUES DES EAUX SOUTERRAINES EN µG/L (AUTOMNE 2019)

Paramètre	EC	SA	LDR µg/L	PO-4-3 (2019)	PO-Q2-18-07 (2019)	PO-Q2-19-07 (2019)	PO-Q2-20-07 (2019)	PO-Q2-21-07 (2019)	PO-Q2-22-07 (2019)	Q2-R-PO-01-18 (2019)	Q2-R-PO-02-18 (2019)	Q2-R-PO-03-18 (2019)	Q2-R-PO-04-18 (2019)	Q2-R-PO-05-18 (2019)
Ag	<u>100</u>	0,31	0,003	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	0,0073	0,0035	<LD	0,0077	<LD
Al	<u>100</u>	-	5	1,2	0,55	5,6	<LD	0,34	0,43	4	1	1,2	<u>100</u>	18
Alc			2000	220000	64000	27000	220000	230000	300000	170000	110000	190000	30000	120000
As	<u>0,3</u>	170	0,08	<u>6,8</u>	<u>14</u>	<LD	0,29	0,29	<u>2</u>	<LD	<u>67</u>	<u>7,7</u>	<u>0,82</u>	<u>2,6</u>
B	<u>5000</u>	14000	0,3	18	19	5,8	29	140	3700	11	2600	14	880	32
Ba	<u>1000</u>	300	0,03	53	67	2,3	49	42	28	7,5	40	12	27	4,9
Be			0,01	<LD	<LD	0,026	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	0,15	<LD
Br			10	7300	<LD	<LD	11000	57000	20000	<LD	180000	<LD	110000	<LD
Ca			20	130000	48000	11000	49000	290000	470000	29000	600000	59000	750000	12000
Cd	<u>5</u>	0,55	0,006	<LD	<LD	1,2	0,017	0,13	0,017	1,5	<LD	<LD	32	<LD
CID			200											
Cl	<u>250 000</u>	430000	500	61000	200	140	17000	74000	51000	600	<u>260000</u>	730	140000	350
Co	-	185	0,008	0,097	0,21	0,057	0,032	1,3	15	<LD	39	0,27	200	<LD
COD			200	1700	640	970	1000	3500	5500	870	2300	1100	5700	1500
Cr	<u>50</u>	-	0,04	0,072	<LD	0,26	<LD	<LD	0,094	0,17	0,12	<LD	0,65	<LD
Cu	<u>1000</u>	3,65	0,05	<LD	<LD	4,5	0,53	0,65	0,059	12	0,28	<LD	15	<LD
F	<u>1500</u>	2000	20	<LD	110	<LD	130	250	270	120	330	110	130	240
Fe			10	240	96	0,65	3,2	81	43000	<LD	28000	99	120000	1,9
Fe2			10											
Fe3			10											
Hg	<u>1</u>	0,00065	0,002	0,015	<LD	<LD	0,048	0,0027	0,016	<LD	0,57	0,63	0,45	<LD
K			10	3000	1800	130	1000	3300	4700	410	78000	1700	13000	3100
Li			0,08	6,5	1,1	0,6	7,8	4,8	14	0,89	9,4	1,3	11	3,1
Mg			10	19000	9300	2600	40000	86000	150000	4600	22000	11000	210000	9000
Mn	<u>50</u>	1150	0,03	<u>510</u>	<u>260</u>	20	<u>72</u>	8900	14000	1	29000	400	150000	0,33
Mo	<u>40</u>	14500	0,01	0,31	3,7	4,2	0,39	0,49	<u>85</u>	2,4	22	2,4	0,11	15
Na	<u>200000</u>	-	10	40000	18000	2500	8100	110000	170000	3400	<u>880000</u>	15000	<u>230000</u>	29000
Ni	<u>70</u>	130	0,03	0,11	<LD	3,2	0,38	0,83	6,2	1,8	7,5	0,43	<u>110</u>	0,2
N-NH3	<u>50</u>	-	10	<u>510</u>	<LD	<LD	<LD	<u>1600</u>	<u>450</u>	<u>110</u>	<u>1500</u>	<u>160</u>	<u>570</u>	<u>420</u>
NO2NO3	<u>10 000</u>	-	10	32	1200	170	35	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
P	-	500	100	99	<LD	<LD	110	<LD	32	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
Pb	<u>10</u>	17	0,01	<LD	<LD	0,023	<LD	0,0077	<LD	<LD	0,017	<LD	0,0084	0,022
Rb			0,1	1,3	0,78	0,37	1	3,6	4,2	0,57	10	0,7	14	1,8
S2	<u>50</u>	1,6	30											
Sb	<u>6</u>	550	0,005	0,23	<LD	0,03	0,032	0,024	0,12	0,031	0,23	<LD	<LD	0,11

ANNEXE B (SUITE) LES RÉSULTATS DES ANALYSES GÉOCHIMIQUES DES EAUX SOUTERRAINES EN µG/L (AUTOMNE 2019)

Paramètre	EC	SA	LDR µg/L	PO-4-3 (2019)	PO-Q2-18-07 (2019)	PO-Q2-19-07 (2019)	PO-Q2-20-07 (2019)	PO-Q2-21-07 (2019)	PO-Q2-22-07 (2019)	Q2-R-PO-01-18 (2019)	Q2-R-PO-02-18 (2019)	Q2-R-PO-03-18 (2019)	Q2-R-PO-04-18 (2019)	Q2-R-PO-05-18 (2019)
Se	<u>10</u>	31	0,05	<LD	<LD	0,33	0,092	<LD	0,22	1	0,88	<LD	0,51	0,11
Si			0,08	15000	6100	8100	3700	9900	10000	5400	12000	8200	19000	8000
Sn			0,08	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
SO ₄			600	140000	26000	17000	89000	840000	2300000	1600	2500000	1400	2600000	<LD
Sr			0,04	520	210	39	120	570	1100	69	1500	230	950	92
Ti			1	<LD	0,6	0,79	<LD	0,79	0,62	0,67	<LD	<LD	<LD	0,74
U	<u>20</u>	160	0,001	0,092	0,62	0,015	0,29	3	0,56	0,035	0,15	0,41	0,53	0,089
V			0,05	0,39	<LD	<LD	<LD	0,049	0,2	<LD	<LD	<LD	<LD	0,15
Zn	<u>5000</u>	33,5	0,5	<LD	<LD	35	2,1	2,9	1,1	25	1,3	<LD	4100	<LD

ANNEXE C RÉSULTATS GÉOCHIMIQUES DES EAUX SOUTERRAINE EN µG/L (ÉTÉ 2020)

Nom-Ech	EC	SA	LDR µg/L	PO-4-3	PO-Q2-18-07	PO-Q2-19-07	PO-Q2-20-07	PO-Q2-21-07	PO-Q2-22-07	Q2-R-PO-01-18	Q2-R-PO-02-18	Q2-R-PO-03-18	Q2-R-PO-04-18
Ag	<u>100</u>	0,31	0,003	<LD	0,01	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	0,0061	<LD	0,023
Al	<u>100</u>	-	5	<LD	<LD	10	<LD	<LD	<LD	<LD	5,3	<LD	73
Alc			2000	286000	66000	21000	195000	224000	357000	168000	109000	182000	33000
As	<u>0,3</u>	170	0,08	<u>1,1</u>	<LD	0,14	<u>0,31</u>	<u>0,31</u>	<LD	<u>13</u>	<u>85</u>	<u>6,5</u>	<u>0,53</u>
B	<u>5000</u>	14000	0,3	92	8,3	9,2	22	120	3700	51	3300	16	1400
Ba	<u>1000</u>	300	0,03	54	7,4	1,6	50	25	20	56	32	9,6	28
Be			0,01	<LD	<LD	0,052	<LD	<LD	<LD	<LD	0,03	<LD	0,3
Br			10	5040	<LD	1770	13680	45870	22630	2410	219530	440	134050
Ca			20	100000	28000	9100	47000	240000	510000	40000	470000	45000	580000
Cd	<u>5</u>	0,55	0,006	0,033	<u>1,2</u>	<u>1,7</u>	0,032	0,15	<LD	<LD	0,012	<LD	<u>38</u>
CID			200	67300	800	6200	62100	63300	70500	46800	27600	52100	<LD
Cl	<u>250 000</u>	430000	500	54900	<LD	<LD	21400	102200	63800	900	<u>371900</u>	700	225400
Co	-	185	0,008	0,13	0,027	0,065	0,062	0,8	18	0,16	89	0,21	150
COD			200	2900	2600	1400	2600	4700	4500	<LD	14600	2500	7600
Cr	<u>50</u>	-	0,04	<LD	0,17	0,14	<LD	<LD	<LD	<LD	0,12	<LD	0,37
Cu	<u>1000</u>	3,65	0,05	0,22	<u>9,1</u>	5,5	0,69	0,72	<LD	<LD	0,37	<LD	<u>54</u>
F	<u>1500</u>	2000	20	70	70	60	90	50	40	110	250	90	30
Fe			10	1200	10	1300	70	40	42000	230	17000	180	110000
Fe2			10	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	5760	<LD	1420	<LD	55810
Fe3			10	1200	100	1300	70	40	36240	230	15580	180	54190
Hg	<u>1</u>	0,00065	0,002	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
K			10	3100	350	130	1100	3100	5000	1600	92000	1400	11000
Li			0,08	7,9	0,77	0,98	9,1	4,6	13	1,3	6,4	1,3	13
Mg			10	17000	5000	2200	40000	67000	200000	8000	18000	9900	180000
Mn	<u>50</u>	1150	0,03	<u>600</u>	0,13	26	<u>120</u>	<u>5900</u>	<u>17000</u>	<u>240</u>	<u>27000</u>	<u>350</u>	<u>150000</u>
Mo	<u>40</u>	14500	0,01	2	1,4	2,7	0,34	0,81	<u>83</u>	4,8	12	1,8	0,75
Na	<u>200000</u>	-	10	42000	3000	1800	13000	91000	140000	13000	<u>770000</u>	11000	<u>260000</u>
Ni	<u>70</u>	130	0,03	0,88	1,1	3,4	0,17	0,53	6,8	0,085	28	0,33	<u>81</u>
N-NH3	<u>50</u>	-	10	<u>650</u>	<LD	<LD	30	<u>1370</u>	<u>940</u>	<u>90</u>	<u>1840</u>	<u>160</u>	<u>1110</u>
NO2NO3	<u>10 000</u>	-	10	<LD	1060	280	<LD	130	10	<LD	<LD	<LD	<LD
P	-	500	100	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
Pb	<u>10</u>	17	0,01	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	0,42	0,032	<LD	<LD
Rb			0,1	1900	500	390	1400	3600	<LD	940	<LD	480	<LD
S2	<u>50</u>	1,6	30	<u>30</u>	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
Sb	<u>6</u>	550	0,005	0,34	0,058	0,025	0,033	0,036	<LD	0,011	1,4	0,012	0,1
Se	<u>10</u>	31	0,05	<LD	0,86	0,27	<LD	0,11	<LD	<LD	0,85	<LD	0,56
Si			0,08	<LD	5600	8400	4600	9900	9400	5400	9200	6500	17000

ANNEXE C (SUITE) RÉSULTATS GÉOCHIMIQUES DES EAUX SOUTERRAINE EN µG/L (ÉTÉ 2020)

Nom-Ech	EC	SA	LDR µg/L	PO-4-3	PO-Q2-18-07	PO-Q2-19-07	PO-Q2-20-07	PO-Q2-21-07	PO-Q2-22-07	Q2-R-PO-01-18	Q2-R-PO-02-18	Q2-R-PO-03-18	Q2-R-PO-04-18
Sn			0,08	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
SO ₄			600	107000	23600	15500	86500	669000	2170000	1900	2750000	1700	2720000
Sr			0,04	420	65	37	110	390	1100	180	1900	180	900
Ti			1	1600	570	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	850	<LD	1300
U	20	160	0,001	0,071	0,037	0,012	0,24	3,1	<LD	0,48	0,11	0,38	0,24
V			0,05	0,31	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	0,054	<LD	<LD
Zn	5000	33,5	0,5	3,1	19	48	1,8	1,9	<LD	<LD	17	<LD	4900

ANNEXE D RÉSULTATS DES ANALYSES GÉOCHIMIQUES DES EAUX DE SURFACE EN µG/L (ÉTÉ 2020)

Nom-Ech	Eau potable	Santé canada-CMA	Santé canada-Autre valeur(OE)	LDR µg/L	ES1-02-09-20	ES2-02-09-20	ES3-02-09-20	ES4-17-09-20	ES5-17-09-20	ES6-17-09-20	ES7-17-09-20	ES8-17-09-20	ES9-17-09-20
Ag				0,003	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	0,0072	0,09	0,015	<LD
Al		100	100	5	27	17	170	22	31	32	28	23	860
Alc				2000	78000	94000	21000	22000	23000	21000	24000	55000	<LD
As	10	10		0,08	560	49	32	1,6	1,6	1,5	8,5	1,8	0,26
B	5000	5000		0,3	4300	4700	500	3,3	3,8	3,7	5,5	450	1100
Ba	1000	2000		0,03	26	26	90	5,9	6,3	6,3	9,8	12	21
Be				0,01	<LD	0,01	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	0,056
Br				10	117540	118490	190350	410	130	80	70	14260	10620
Ca				20	470000	340000	770000	13000	13000	14000	12000	67000	190000
Cd	5	7		0,006	0,33	0,61	12	0,38	0,36	0,34	1	0,6	0,3
CID				200	21900	23600	3800	5500	5500	5800	6900	14900	<LD
Cl			250 000	500	161000	160600	376900	5400	5200	5100	800	26400	23100
Co				0,008	0,6	0,41	0,072	0,048	0,05	0,053	0,27	0,071	11
COD				200	4300	4400	5100	6300	6200	6900	8300	8500	4800
Cr	50	50		0,04	<LD	<LD	<LD	<LD	0,046	<LD	0,17	<LD	0,67
Cu	1000	2000	1000	0,05	1,9	2,7	3	16	16	18	54	51	27
F	1500	1500		20	3830	3470	8380	50	50	50	50	60	90

ANNEXE D (SUITE) RÉSULTATS DES ANALYSES GÉOCHIMIQUES DES EAUX DE SURFACE EN µG/L (ÉTÉ 2020)

Nom-Ech	Eau potable	Santé <u>canada-</u> <u>CMA</u>	Santé canada- Autre valeur(OE)	LDR µg/L	ES1-02-09- 20	ES2-02-09- 20	ES3-02-09- 20	ES4-17- 09-20	ES5-17- 09-20	ES6-17-09-20	ES7-17- 09-20	ES8-17-09-20	ES9-17-09- 20
Fe			300	10	810	20	<LD	50	40	50	150	30	250000
Fe2				10	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	10	10	180450
Fe3				10	810	20	<LD	50	40	50	140	20	69550
Hg	1	<u>1</u>		0,002	<LD	<LD	0,013	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
K				10	110000	96000	8700	610	580	620	780	3400	18000
Li				0,08	26	22	90	0,76	0,84	0,71	0,63	0,33	3,7
Mg				10	8800	23000	13000	2300	2200	2400	2100	10000	86000
Mn		<u>120</u>	20	0,03	<u>640</u>	<u>380</u>	<u>24</u>	14	16	9,9	<u>38</u>	<u>37</u>	<u>4300</u>
Mo				0,01	2400	1200	280	0,14	0,16	0,16	0,25	1,1	0,075
Na			200000	10	<u>310000</u>	<u>320000</u>	45000	4200	4200	4200	1700	54000	92000
Ni				0,03	1,6	2,5	0,77	0,46	0,58	0,45	1,2	1,3	11
N-NH3				10	<LD	<LD	200	10	<LD	<LD	<LD	<LD	1010
NO2NO3	10 000			10	<LD	<LD	710	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	140
P				100	100	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
Pb	10	<u>5</u>		0,01	<LD	0,24	<LD	1,2	1,2	1,2	1,4	0,45	2,4
Rb				0,1	120000	65000	37000	1400	1300	1300	3100	4200	10000
S2			50	30	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
Sb	6	<u>6</u>		0,005	1,9	2	20	0,34	0,36	0,39	1,1	0,96	0,024
Se	10	<u>50</u>		0,05	0,77	1,2	<u>59</u>	0,56	0,58	0,51	0,72	0,65	0,27
Si				0,08	3600	2900	400	1400	1500	1600	4900	4700	11000
Sn				0,08	<LD	<LD	0,29	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
SO ₄			500000	600	<u>1580000</u>	<u>1400000</u>	<u>1680000</u>	19600	20900	21200	11200	199000	<u>1390000</u>
Sr		<u>7000</u>		0,04	1600	1300	990	26	26	27	28	150	500
Ti				1	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
U	20	<u>20</u>		0,001	0,1	0,13	0,047	0,018	0,019	0,02	0,013	0,0019	0,0084
V				0,05	0,063	<LD	<LD	0,11	0,13	0,13	0,092	<LD	<LD
Zn			5000	0,5	12	28	5,4	29	28	27	65	33	76

**ANNEXE E STATISTIQUES DESCRIPTIVES DES ÉLÉMENTS MAJEURS ET TRACES DES
ÉCHANTILLONS D'EAU DU LAC DUFALT EN µG/L**

Paramètre	N	Minimum	Maximum	Moyenne	Ecart type
Ag	3	0,0015	0,0072	0,003400	0,0032909
Al	3	22	32	28,33	5,508
HCO3	3	25620	28060	26840,00	1220,000
As	3	1,5	1,6	1,567	0,0577
B	3	3,3	3,8	3,600	0,2646
Ba	3	5,9	6,3	6,167	0,2309
Be	3	0,005	0,005	0,00500	0,000000
Br	3	80	410	206,67	177,858
Ca	3	13000	14000	13333,33	577,350
Cd	3	0,34	0,38	0,3600	0,02000
CID	3	5500	5800	5600,00	173,205
Cl	3	5100	5400	5233,33	152,753
Co	3	0,048	0,053	0,05033	0,002517
COD	3	6200	6900	6466,67	378,594
Cr	3	0,020	0,046	0,02867	0,015011
Cu	3	16	18	16,67	1,155
F	3	50	50	50,00	0,000
Fe	3	67	80	74,67	6,807
Fe2	3	5	5	5,00	0,000
Fe3	3	40	50	46,67	5,774
Hg	3	0,001	0,001	0,00100	0,000000
K	3	580	620	603,33	20,817
Li	3	0,71	0,84	0,7700	0,06557
Mg	3	2200	2400	2300,00	100,000
Mn	3	9,9	16,0	13,300	3,1097
Mo	3	0,14	0,16	0,1533	0,01155
Na	3	4200	4200	4200,00	0,000
Ni	3	0,45	0,58	0,4967	0,07234
N-NH3	3	5	10	6,67	2,887
NO2NO3	3	5	5	5,00	0,000
P	3	50	50	50,00	0,000
Pb	3	1,2	1,2	1,200	0,0000
Rb	3	1,3	1,4	1,333	0,0577
S2	3	15	15	15,00	0,000
Sb	3	0,34	0,39	0,3633	0,02517
Se	3	0,51	0,58	0,5500	0,03606
Si	3	1400	1600	1500,00	100,000
Sn	3	0,04	0,04	0,0400	0,00000
SO4	3	19600	21200	20566,67	850,490
Sr	3	26	27	26,33	0,577
U	3	0,018	0,020	0,01900	0,001000
V	3	0,11	0,13	0,1233	0,01155
Zn	3	27	29	28,00	1,000

**ANNEXE F STATISTIQUES DESCRIPTIVES DES ÉLÉMENTS MAJEURS ET TRACES DES
ÉCHANTILLONS D'EAU DE SURFACE ISSUE DU PARC A RÉSIDUS EN µG/L**

Paramètre	N	Minimum	Maximum	Moyenne	Ecart type
Ag	6	0,0015	0,0900	0,018750	0,0353026
Al	6	17	860	187,50	334,632
HCO3	6	3050	114680	55815,00	43681,708
As	6	0,26	560,00	108,5933	221,96643
B	6	5,5	4700,0	1842,583	2091,4995
Ba	6	9,8	90,0	30,800	29,8034
Be	6	0,005	0,056	0,01433	0,020510
Br	6	70	190350	75221,67	78044,854
Ca	6	12000	770000	308166,67	282960,362
Cd	6	0,30	12,00	2,4733	4,67390
CID	6	100	23600	11866,67	9754,315
Cl	6	800	376900	124800,00	142511,712
Co	6	0,071	11,000	2,07050	4,379256
COD	6	4300	8500	5900,00	1958,571
Cr	6	0,02	0,67	0,1533	0,26013
Cu	6	1,9	54,0	23,267	24,5678
F	6	50	8380	2646,67	3314,192
Fe	6	2,5	210000,0	35096,417	85684,9873
Fe2	6	5	180450	30080,83	73665,546
Fe3	6	5	69550	11757,50	28314,117
Hg	6	0,001	0,013	0,00300	0,004899
K	6	780	110000	39480,00	49751,052
Li	6	0,33	90,00	23,7767	34,29932
Mg	6	2100	86000	23816,67	31216,817
Mn	6	24	4300	903,17	1682,446
Mo	6	0,075	2400,000	646,90417	976,472352
Na	6	1700	320000	137116,67	140784,948
Ni	6	0,77	11,00	3,0617	3,93167
N-NH3	6	5	1010	205,00	402,007
NO2NO3	6	5	710	145,00	282,011
P	6	50	100	58,33	20,412
Pb	6	0,005	2,400	0,75000	0,959703
Rb	6	3,1	120,0	39,883	45,9938
S2	6	15	15	15,00	0,000
Sb	6	0,024	20,000	4,33067	7,709917
Se	6	0,27	59,00	10,4350	23,79374
Si	6	400	11000	4583,33	3538,031
Sn	6	0,04	0,29	0,0817	0,10206
SO4	6	11200	1680000	1043366,67	737420,156
Sr	6	28	1600	761,33	636,492
U	6	0,0019	0,1300	0,050050	0,0535204
V	6	0,025	0,092	0,04250	0,028620
Zn	6	5,4	76,0	36,567	28,3705

**ANNEXE G STATISTIQUES DESCRIPTIVES DES ÉLÉMENTS MAJEURS ET TRACES DES
ÉCHANTILLONS D'EAU SOUTERRAINE DES PUIITS CRÉPINÉS DANS LES RÉSIDUS EN µG/L**

Paramètre	N	Minimum	Maximum	Moyenne	Ecart type
Ag	4	0,0015	0,0030	0,001875	0,0007500
Al	4	2,5	15,0	8,225	5,4714
HCO3	4	10980	67100	36905,00	23475,095
As	4	650	11000	4237,50	4606,042
B	4	1200	6700	2950,00	2527,845
Ba	4	25	99	53,75	32,428
Be	4	0,005	0,200	0,06875	0,091958
Br	4	54100	249630	161482,50	86626,393
Ca	4	220000	580000	407500,00	162762,608
Cd	4	0,36	2,80	1,3000	1,07195
CID	3	100	15400	6700,00	7863,205
Cl	4	85800	479800	286450,00	161723,334
Co	4	0,06	6,00	2,3400	2,81373
COD	4	11000	16700	12800,00	2631,856
Cr	4	0,02	0,02	0,0200	0,00000
Cu	4	0,025	2,500	1,00875	1,113017
F	4	3760	6300	5105,00	1219,986
Fe	4	10	190000	48064,75	94629,033
Fe2	3	5	200000	66725,00	115419,565
Fe3	3	120	70000	24616,67	39344,545
Hg	4	0,001	1,300	0,32575	0,649500
K	4	75000	140000	99750,00	28756,159
Li	4	48	290	149,50	101,658
Mg	4	15000	99000	42000,00	38453,435
Mn	4	26	2100	586,00	1011,754
Mo	4	470	5000	2892,50	1956,585
Na	4	430000	450000	445000,00	10000,000
Ni	4	2,1	20,0	7,675	8,2819
N-NH3	4	480	6900	2340,00	3050,191
NO2NO3	4	5	70	32,50	32,787
P	4	50	600	201,25	266,783
Pb	4	0,005	0,310	0,16100	0,156250
Rb	4	130	360	230,00	105,515
S2	3	15	30	20,00	8,660
Sb	4	6,5	120,0	45,000	53,2744
Se	4	0,8	61,0	25,400	28,9703
Si	4	3000	7400	4812,50	1891,373
Sn	4	0,025	0,040	0,03625	0,007500
SO ₄	4	1640000	4910000	2582500,00	1558725,441
Sr	4	1100	2800	2050,00	759,386
U	4	0,046	0,310	0,12150	0,126503
V	4	0,010	0,140	0,05250	0,059231
Zn	4	0,25	180,00	74,3625	86,47307

**ANNEXE H STATISTIQUES DESCRIPTIVES DES ÉLÉMENTS MAJEURS ET TRACES DES
ÉCHANTILLONS D'EAU SOUTERRAINE DES Puits CRÉPINÉS AU ROC EN µG/L**

Paramètre	N	Minimum	Maximum	Moyenne	Écart type
Ag	21	0,0015	0,5000	0,027838	0,1082994
Al	21	0,10	100,00	11,4629	25,62821
HCO3	21	25620	435540	192992,38	118276,228
As	21	0,01	85,00	9,9500	22,54028
B	21	5,8	3700,0	769,871	1329,7841
Ba	21	1,6	67,0	29,348	20,3139
Be	21	0,005	1,000	0,07776	0,222505
Br	21	50	219530	39572,38	64976,358
Ca	21	9100	750000	215100,00	242256,538
Cd	21	0,003	38,000	3,62438	10,488597
CID	10	100	70500	39680,00	28525,458
Cl	21	140	371900	68891,43	101667,328
Co	21	0,004	200,000	24,49657	54,722863
COD	21	100	14600	3251,43	3249,153
Cr	21	0,020	2,500	0,23171	0,541927
Cu	21	0,025	54,000	4,96519	12,047434
F	21	30	330	126,19	87,777
Fe	21	0,25	120000,00	13826,2495	30853,72478
Fe2	10	5	55810	6302,50	17488,838
Fe3	10	40	54190	10913,00	19162,829
Hg	21	0,0010	0,6300	0,090129	0,1954504
K	21	130	92000	10900,95	24951,501
Li	21	0,60	14,00	5,6590	4,59839
Mg	21	2200	210000	52885,71	69755,425
Mn	21	0,13	150000,00	19257,1171	44374,82433
Mo	21	0,11	85,00	11,6952	24,67677
Na	21	1800	880000	135752,38	242382,629
Ni	21	0,015	110,000	12,04571	28,781389
N-NH3	21	5	1840	550,00	603,935
NO2NO3	21	5	1200	149,38	333,886
P	21	15	110	41,00	26,855
Pb	21	0,0030	0,4200	0,040624	0,1018648
Rb	21	0,37	11000,00	1050,0824	3307,90144
S2	10	15	30	16,50	4,743
Sb	21	0,0025	1,4000	0,158548	0,3122607
Se	21	0,025	1,500	0,35676	0,427505
Si	21	3700	19000	9352,38	4169,007
Sn	21	0,025	1,000	0,07714	0,211581
SO4	21	250	2750000	812402,38	1124971,918
Sr	21	37	1900	508,67	533,449
U	21	0,012	3,100	0,52195	0,863683
V	21	0,010	1,000	0,11419	0,228830
Zn	21	0,10	4900,00	436,3143	1356,96491

ANNEXE I RÉSULTATS DES ANALYSES DES ISOTOPES DE LA MOLÉCULE D'EAU (2019 ET 2020)

Échantillon	$\delta^{18}\text{O}$ (VSMOW $\pm 0.2\text{‰}$)	$\delta^2\text{H}$ (VSMOW $\pm 0.8\text{‰}$)
ES1-02-09-20	-11,1568	-83,60
ES2-02-09-20	-10,7317	-78,90
ES7-17-09-20	-11,1918	-77,56
ES8-17-09-20	-11,7186	-80,28
ES9-17-09-20	-12,4334	-89,63
ES3-02-09-20	-9,9048	-83,64
PO-Q2-18-07	-13,5282	-92,99
PO-Q2-19-07	-15,3091	-109,21
PO-Q2-20-07	-13,1296	-87,83
PO-Q2-21-07	-12,7838	-90,50
PO-Q2-22-07	-12,0101	-85,76
Q2-R-PO-01-18	-12,9668	-90,18
Q2-R-PO-02-18	-9,44188	-76,48
Q2-R-PO-03-18	-13,1496	-90,57
Q2-R-PO-04-18	-11,0017	-83,16
Q2-R-PO-04-18 (2019)	-11,03	-84,26
Q2-R-PO-02-18 (2019)	-9,20	-77,84
Q2-R-PO-03-18 (2019)	-12,83	-90,31
Q2-R-PO-01-18 (2019)	-12,96	-90,52
PO-Q2-18-07 (2019)	-11,99	-82,99
Q2-R-PO-05-18 (2019)	-12,81	-90,73
PO-Q2-19-07 (2019)	-12,84	-91,14
PO-Q2-21-07 (2019)	-12,80	-90,32
PO-Q2-20-07 (2019)	-12,73	-88,17
PO-Q2-22-07 (2019)	-12,00	-85,95
ES4-17-09-20	-11,4156	-87,92
ES5-17-09-20	-11,5152	-87,62
ES6-17-09-20	-11,5034	-86,60
Q2-RM-PO-06-18	-11,8865	-86,46
Q2-RM-PO-07-18	-9,45487	-78,20
Q2-RM-PO-09-18	-10,6963	-82,83
Q2-RM-PO-09-18 (2019)	-10,67	-81,77
PO-4-3 (2019)	-12,33	-88,93
PO-4-3	-13,1682	-89,50

ANNEXE J SCRIPT DE L'ANALYSE CLUSTER**Script de l'analyse Cluster**

```
#install.packages("data.table")
library(data.table)
#install.packages("robustHD")
library(robustHD)
#Ouvre le répertoire par le chemin complet
setwd("C:/Mémoire/Cluster analysis")
#Lecture du fichier dans le répertoire
data = fread(input="Analyses géochimiques-BD.csv",sep = ";",header= TRUE,na.strings="NA")
# Donne le numero de la colonne et le nom de la colonne dans un tableau
cbind(1:ncol(data), colnames(data))
#Tableau des variables numériques
df = data[,c(1,5:10,12:54)]
#Vérification du type de données par variable
str(df)
#Conversion en variables numériques
df$HCO3 <- as.numeric(df$HCO3)
df$Al <- as.numeric(df$Al)
df$As <- as.numeric(df$As)
df$B <- as.numeric(df$B)
df$Br <- as.numeric(df$Br)
df$Ca <- as.numeric(df$Ca)
df$Cd <- as.numeric(df$Cd)
df$Cl <- as.numeric(df$Cl)
df$COD <- as.numeric(df$COD)
df$Co <- as.numeric(df$Co)
df$Cu <- as.numeric(df$Cu)
df$F <- as.numeric(df$F)
df$Fe<- as.numeric(df$Fe)
df$K <- as.numeric(df$K)
```

```

df$Li <- as.numeric(df$Li)
df$Mg <- as.numeric(df$Mg)
df$Mn <- as.numeric(df$Mn)
df$Mo <- as.numeric(df$Mo)
df$Na <- as.numeric(df$Na)
df$Ni <- as.numeric(df$Ni)
df$NH3NH4 <- as.numeric(df$NNH3)
df$Pb <- as.numeric(df$Pb)
df$Rb <- as.numeric(df$Rb)
df$Sb <- as.numeric(df$Sb)
df$Se <- as.numeric(df$Se)
df$Si <- as.numeric(df$Si)
df$SO4 <- as.numeric(df$SO4)
df$Sr <- as.numeric(df$Sr)
df$U <- as.numeric(df$U)
df$Zn <- as.numeric(df$Zn)
df$ORP <- as.numeric(df$ORP)
#Sélection des variables pour l'analyse
dfHCA <- subset(df, select =
c(Echantillon,ORP,Al,HCO3,As,B,Ba,Br,Ca,Cd,Cl,Co,COD,Cu,F,Fe, K,Li,Mg,Mn,Mo,Na,Ni
,NNH3,Pb,Rb,Sb,Se,Si,SO4,Sr,U,Zn))
#Transformation log des données (sauf ORP et Si)
dflog1 = log(dfHCA[,c(2:33)])
dflog = cbind(dfHCA$ORP,dfHCA$Si, dflog1)
names(dflog)[2]<-"ORP"
names(dflog)[29]<-"Si"
#Ajout du nom des échantillons + Standardization des données numériques
dflogstd = data.frame(dfHCA$Echantillon, standardize(dflog, centerFun = median, scaleFun =
mad))
names(dflogstd)[1]<-"Echantillon"
#Séparation en cluster selon la méthode "single linkage"

```

```

dflogstdS <- hclust(dist(dflogstd[-1]), method="ward.D")
#Dendrogramme de HCA
pdf("dendrogramme-Quémont2.pdf",
    width=20, height=10)
plot(dflogstdS, main="Méthode de Ward", hang = -1, cex = 2, labels = dflogstd[,1])
#rect.hclust(dfmnairstdS, k=8, border = c ("blue", "green", "red", "pink"))
dev.off()
#Calcul de dissimilarités avec Mclust + Séparation en cluster
cluster <- data.frame(dfHCA, cutree(dflogstdS, 3))
names(cluster)[33]<-"Cluster"
cluster$Cluster <- as.factor(cluster$Cluster)
#Statistiques par cluster
statcluster <- by(cluster[,1:33], cluster$Cluster, summary)
print(statcluster)

```

ANNEXE K SCRIPT DU HEATMAP

```

install.packages(c("data.table", "StatDA", "robCompositions", "mvoutlier", "gplots", "ggplot2",
"robustHD", "dendextend", "dichromat"))
#install.packages("data.table")
library(data.table)
#install.packages("StatDA")
library(StatDA)
#install.packages("robCompositions")
library(robCompositions)
#install.packages("mvoutlier")
library(mvoutlier)
#install.packages("gplots")
library(gplots)
#install.packages("ggplot2")
library(ggplot2)
#install.packages("robustHD")

```

```

library(robustHD)
#install.packages("dendextend")
library(dendextend)
#install.packages("dichromat")
library(dichromat)
#install.packages('extrafont')
library(extrafont)
loadfonts()
#Import data-----
#Path to the files
setwd("C:/Mémoire/H")
#Import the data
dataCampagne = fread(input="Analyses géochimiques-BD.csv",sep = ";",header=
TRUE,na.strings="NA")
dataCampagne[dataCampagne == 0] <- NA
dataWAT <- subset(dataCampagne, select = c(Al ,HCO3,As,B,Ba,Br,Ca,Cd,CID,Cl,Co
,COD,Cu,F,Fe,Fe2,Fe3,K,Li,Mg,Mn,Mo,Na,Ni,NNH3,Pb,Rb,Sb,Se,Si,SO4,Sr,U,Zn))
#Heat-map Campagne-----
setwd("C:/Mémoire/H")
pdf("Heatmap-Quémont2-BD22.pdf", width=11,height=11)
tablenum <- subset(dataWAT, select = c(Al ,HCO3,As,B,Ba,Br,Ca,Cd,CID,Cl,Co
,COD,Cu,F,Fe,Fe2,Fe3,K,Li,Mg,Mn,Mo,Na,Ni,NNH3,Pb,Rb,Sb,Se,Si,SO4,Sr,U,Zn))
tablenumdf = as.data.frame(na.omit(tablenum))
matrixnum = data.matrix(tablenumdf, rownames.force = NA)
matrixcor = corCoDa(matrixnum, use="complete.obs", method= "spearman")
colnames(matrixcor) = colnames(matrixnum)
rownames(matrixcor) = colnames(matrixnum)
heatmap.2(matrixcor,trace="none",na.color = "black",tracecol= "black", keysize = 1.45,
  key.title = "Color key and histogram", cexRow = 1, cexCol = 1,
  main = "", col = colorschemes$BluetoOrangeRed.14, key.par = list(cex.lab=1.25,
cex.axis=0.9)) dev.off()

```

ANNEXE L RÉSULTATS DU CONTRÔLE DE LA QUALITÉ (2019)

Paramètre (ug/L)	LDR (ug/L)	Échantillon/Date du prélevement		Écart relatif
		Q2-R-PO-03-18	Q2-R-PO-03-18 Dup de Lab	
		2019-10-28	2019-10-28	
Ag	0,003	0,003	0,003	0
Al	0,2	1,2	1,1	8,7
As	0,02	7,7	7,9	2,6
B	20	14	14	0
Ba	0,03	12	12	0
Be	0,01	0,01	0,01	0
Ca	5	59000	57000	3,4
Cd	0,6	0,006	0,006	0
Co	0,008	0,27	0,27	0
Cr	0,04	0,04	0,04	0
Cu	0,05	0,05	0,05	0
Fe	0,5	99	79	22,5
Hg	0,002	0,63	0,67	6,2
K	10	1700	1700	0
Li	0,1	1,3	1,2	8
Mg	5	11000	11000	0
Mn	30	400	410	2,5
Mo	0,01	2,4	2,3	4,3
Na	500	15000	15000	0
Ni	0,03	0,43	0,45	4,5
Pb	0,006	0,006	0,006	0
Rb	0,005	0,7	0,79	12,1
Sb	0,005	0,005	0,005	0
Se	0,05	0,05	0,05	0
Si	2	8200	8800	7,1
Sn	0,05	0,05	0,05	0
Sr	0,04	230	230	0
Ti	0,4	0,4	0,4	0
U	0,001	0,41	0,43	4,8
V	0,02	0,02	0,02	0
Zn	20	0,2	0,2	0

ANNEXE M RÉSULTATS DU CONTRÔLE DE LA QUALITÉ (2020)

Paramètre (ug/L)	LDR (ug/L)	Échantillon/Date du pèlevement		Écart relatif
		Q2-R-PO-03-18	Q2-R-PO-03-18-DUP	
		2020-09-01	2020-09-01	
Ag	0,003	0,006	0,006	0
Al	5	5	5	0
Alcalinité (mg CaCO3/L)	2000	182000	152000	17,964072
As	0,08	6,5	7,1	8,8235294
B	0,3	16	26	47,619048
Ba	0,03	9,6	9,4	2,1052632
Be	0,01	0,01	0,01	0
Br	10	440	1380	103,2967
Ca	20	45000	47000	4,3478261
Cd	0,006	0,006	0,006	0
CID	200	52100	52000	0,192123
Cl	500	700	500	33,333333
Co	0,008	0,21	0,22	4,6511628
COD	200	2500	2100	17,391304
Cr	0,04	0,04	0,04	0
Cu	0,05	0,05	0,05	0
F	20	90	90	0
Fe	0,5	28	16	54,545455
Fe	10	180	180	0
Fe 2+	10	10	10	0
Fe 3+	10	180	180	0
Hg	0,002	0,002	0,057	186,44068
K	10	1400	1500	6,8965517
Li	0,1	1,3	1,3	0
Mg	10	9900	9800	1,0152284
Mn	0,03	350	350	0
Mo	0,01	1,8	2,6	36,363636
Na	10	11000	11000	0
Ni	0,03	0,33	0,3	9,5238095
N-NH ₃	10	160	140	13,333333
NO ₂ NO ₃	10	10	10	0
P	100	100	100	0
Pb	0,01	0,01	0,26	185,18519
Rb	5	480	530	9,9009901
S2-	30	30	30	0
Sb	0,005	0,012	0,0072	50
Se	0,05	0,05	0,05	0
Si	2	6500	6400	1,5503876
Sn	0,08	0,08	0,08	0
SO ₄	600	1700	1900	11,111111
Sr	0,04	180	180	0
Ti	1	ND	ND	ND
U	0,001	0,38	0,37	2,6666667
V	0,05	0,05	0,05	0
Zn	0,5	0,5	0,5	0

ANNEXE N BILAN IONIQUE DES ÉCHANTILLONS DE 2019 ET 2020

Echantillon	Σ Cations (meq/L)	Σ Anions (meq/L)	BI
ES1-02-09-20	40,4744985	-38,9972838	1,85879138
ES2-02-09-20	35,2326315	-35,5582377	-0,45995512
ES3-02-09-20	41,6725516	-46,0413285	-4,98071334
ES4-17-09-20	1,03621429	-1,00034194	1,761422
ES5-17-09-20	1,02721995	-1,04176005	-0,70276628
ES6-17-09-20	1,09459731	-1,00519838	4,25750591
ES7-17-09-20	0,86546485	-0,73567791	8,10589432
ES8-17-09-20	6,60182392	-5,98767477	4,87826534
ES9-17-09-20	21,0184135	-29,6441094	-17,0257921
PO-4-3	8,2947865	-9,49464024	-6,74475778
PO-4-3 (2019)	9,86678194	-9,03465229	4,40246826
PO-Q2-18-07	1,94800187	-1,83507588	2,98502942
PO-Q2-18-07 (2019)	3,98931173	-1,84590539	36,7322466
PO-Q2-19-07	0,71670701	-0,75414563	-2,54536816
PO-Q2-19-07 (2019)	0,87487368	-0,90045962	-1,44119082
PO-Q2-20-07	6,22973244	-6,30342725	-0,58799864
PO-Q2-20-07 (2019)	6,11383915	-6,73167956	-4,80977397
PO-Q2-21-07	21,5257094	-21,2923566	0,54498681
PO-Q2-21-07 (2019)	26,4154235	-24,1758152	4,42686992
PO-Q2-22-07	48,1207173	-54,1176348	-5,86562413
PO-Q2-22-07 (2019)	43,3084183	-55,3235782	-12,1818074
Q2-RM-PO-06-18	33,7039902	-37,6653562	-5,5505146
Q2-RM-PO-07-18	50,4902396	-51,2545908	-0,75124323
Q2-RM-PO-09-18	46,3339276	-110,030847	-40,7361055
Q2-RM-PO-09-18 (2019)	52,2602115	-50,8660013	1,35194559
Q2-R-PO-01-18	3,26055731	-3,42392585	-2,44399654
Q2-R-PO-01-18 (2019)	1,98392719	-3,44928466	-26,9703724
Q2-R-PO-02-18	60,77973	-69,92608	-6,99766139
Q2-R-PO-02-18 (2019)	72,0224714	-61,5851606	7,81191212
Q2-R-PO-03-18	3,57426315	-3,69402826	-1,64777535
Q2-R-PO-03-18 (2019)	4,545025	-3,84865663	8,29634008
Q2-R-PO-04-18	55,3414313	-63,6493875	-6,9820145
Q2-R-PO-04-18 (2019)	65,038821	-58,6826677	5,13746917
Q2-R-PO-05-18 (2019)	2,67994033	-2,4144528	5,21136698

**ANNEXE O CARACTÉRISTIQUES GÉOCHIMIQUES DE CHAQUE CLUSTER (CONCENTRATIONS
MÉDIANES EN µG/L)**

Paramètres	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7	C8
N	3	4	4	3	5	6	4	5
pH	8,96	7,3	6,675	<u>5,49</u>	8,06	7,245	6,43	7,48
CÉS (µS/cm)	4320	3483,5	<u>4401,5</u>	4372,5	355,6	824,5	140,5	<u>109,2</u>
POR (mv)	98,300	-44,900	-40,000	104,900	<u>-117,400</u>	54,100	160,600	84,900
TDS (mg/l)	3679	2760,5	4184,5	4427	298	634	127,5	79
Al	10,000	16,000	3,0000	100,00	2,5000	<u>1,8500</u>	4,800	28,00
HCO3	29280,00	81130,00	250100,00	36600,00	204960,00	270840,00	56730,00	<u>28060,00</u>
As	2600,00	605,00	34,500	0,5300	7,700	0,3100	<u>0,0250</u>	1,600
B	1800,00	4500,00	3500,00	1100,00	19,00	60,50	8,750	<u>3,800</u>
Ba	54,00	26,00	30,00	27,00	12,000	49,50	<u>4,850</u>	6,300
Br	210000,00	118015,00	101315,00	110000,00	<u>50,00</u>	12340,00	<u>50,00</u>	130,00
Ca	580000,00	335000,00	490000,00	580000,00	45000,00	115000,00	19500,00	<u>13000,00</u>
Cd	1,3000	0,4850	0,01450	32,000	<u>0,00300</u>	0,03250	1,350	0,3800
Cl	376900,00	160800,00	161900,00	140000,00	700,00	57950,00	<u>250,00</u>	5200,00
Co	0,07200	1,8500	28,50	150,00	0,21000	0,11350	<u>0,04200</u>	0,05300
COD	12000,00	7700,00	5000,00	5700,00	<u>1100,00</u>	2750,00	1185,00	6900,00
Cu	2,50000	1,55000	0,32500	27,00	<u>0,02500</u>	0,59000	7,300	18,00
F	6300,00	3795,00	260,00	90,00	110,00	80,00	65,00	<u>50,00</u>
Fe	10,000	1265,00	20000,00	120000,00	80,000	59,500	<u>0,4500</u>	77,00
K	100000,00	90000,00	41500,00	13000,00	1700,00	3050,00	<u>240,00</u>	620,00
Li	140,00	37,00	11,200	11,000	1,300	7,150	0,8300	<u>0,7100</u>
Mg	25000,00	19000,00	86000,00	180000,00	9300,00	40000,00	3600,00	<u>2300,00</u>
Mn	26,00	510,00	22000,00	150000,00	260,0000	555,00	<u>10,5000</u>	16,000
Mo	2300,00	1800,00	52,50	<u>0,11000</u>	3,700	0,4400	2,550	0,1600
Na	430000,00	385000,00	470000,00	230000,00	15000,00	41000,00	<u>2750,00</u>	4200,00
Ni	2,1000	3,400	7,150	81,00	<u>0,20000</u>	0,4550	2,500	0,5800
N-NH3	480,00	537,50	1220,00	1010,00	160,00	580,00	7,50	<u>5,00</u>
Pb	0,04900	0,12250	0,02450	0,008400	<u>0,00500</u>	<u>0,005000</u>	<u>0,00500</u>	1,2000
Rb	270,00	125,00	7,100	14,00	0,7800	1,650	<u>0,4450</u>	1,400
Sb	46,000	4,250	0,3650	0,024000	<u>0,011000</u>	0,03450	0,03050	0,3900
Se	59,000	1,0000	0,8650	0,5100	<u>0,02500</u>	<u>0,02500</u>	0,5950	0,5800
Si	3000,00	4250,00	9700,00	17000,00	6500,00	9900,00	6850,00	<u>1600,00</u>
SO4	1780000,00	1610000,00	2400000,00	2600000,00	<u>1700,00</u>	123500,00	16250,00	20900,00
Sr	2500,00	1450,00	1300,00	900,00	180,00	405,00	52,00	<u>27,00</u>
U	0,05100	0,11500	0,3250	0,240000	0,41000	0,26500	0,02500	<u>0,018000</u>
Zn	5,4000	69,00	2,400	4100,00	<u>0,1000</u>	2,000	30,00	29,00

N : Nombre des échantillons; Valeurs en gras : Valeur la plus élevée; Valeurs soulignée : Valeur la moins élevée

ANNEXE P PARAMÈTRES PHYSICO-CHIMIQUES

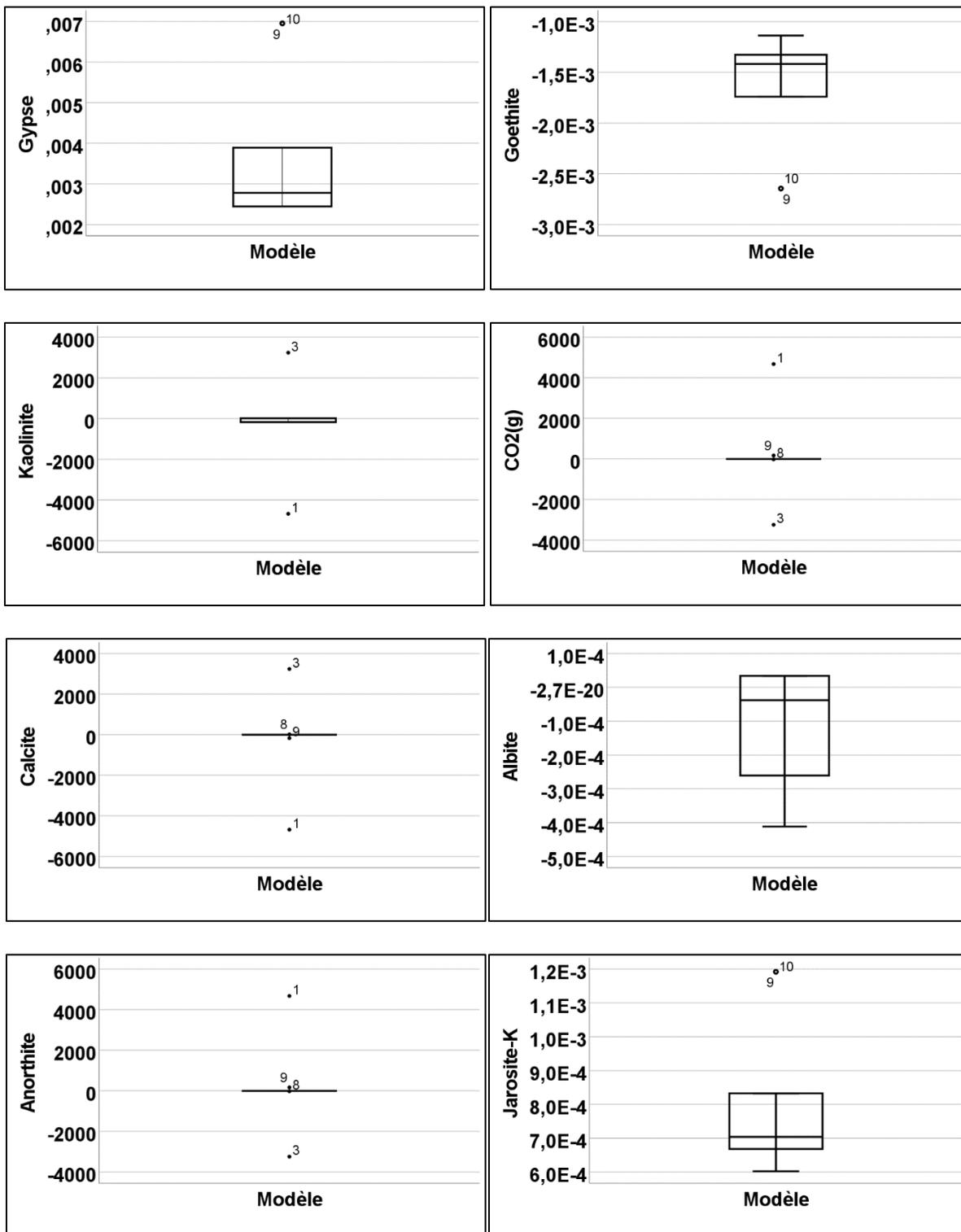
Nom de l'échantillon	T (°C)	DO (%)	DO(mg/l)	CÉS (µS/cm)	pH	POR (mv)
ES1-02-09-20	17	42	4,01	3375	6,83	26,1
ES2-02-09-20	21,2	142,3	12,53	3260	7,8	146,9
ES3-02-09-20	19,2	93,8	8,58	3205	8,89	98,3
ES4-17-09-20	11,8	86,7	9,4	109,2	7,48	64,9
ES5-17-09-20	11,5	82,5	9	107,9	7,51	73,1
ES6-17-09-20	12,2	96,4	10,33	110,6	7,64	84,9
ES7-17-09-20	10,5	42	4,68	82,8	6,48	133,1
ES8-17-09-20	10,8	59,3	6,56	688	6,86	113,1
ES9-17-09-20	ND	ND	ND	ND	ND	ND
PO-4-3	7,9	31,7	3,76	807	7,39	-76,1
PO-4-3 (2019)	7	7,3	0,88	842	7,51	-106,9
PO-Q2-18-07	14,9	50	5,04	189,5	6,96	144,6
PO-Q2-18-07 (2019)	7	37,7	4,58	183,6	6,95	236,6
PO-Q2-19-07	11,8	30,3	3,28	87,3	5,54	176,6
PO-Q2-19-07 (2019)	5,5	50	6,29	91,5	5,9	219
PO-Q2-20-07	10,9	43,1	4,76	635,4	7,21	91
PO-Q2-20-07 (2019)	5,1	30,4	3,86	599,9	7,28	130,8
PO-Q2-21-07	7,4	30,8	3,68	1674	7,07	39,1
PO-Q2-21-07 (2019)	6,1	10,5	1,29	2009	7,11	69,1
PO-Q2-22-07	9,5	30,9	3,49	3608	6,68	-53,8
PO-Q2-22-07 (2019)	6,3	5,9	0,71	3619	6,67	-50,3
Q2-RM-PO-06-18	10,7	7,5	0,83	3592	7,77	-172,5
Q2-RM-PO-06-18 (2019)	7,2	4,1	0,5	586,1	6,65	89,2
Q2-RM-PO-07-18	9,8	4,4	0,49	4401	9,07	-224,1
Q2-RM-PO-09-18	15,3	6,9	0,68	4554	6,63	-115,9
Q2-RM-PO-09-18 (2019)	4,3	5,5	0,7	4320	8,96	103,9
Q2-R-PO-01-18	11	3,9	0,44	323,6	8,09	-165,1
Q2-R-PO-01-18 (2019)	6,6	1,8	0,22	317,9	8,04	-125,3
Q2-R-PO-02-18	14,2	12,6	1,27	5332	6,67	-29,7
Q2-R-PO-02-18 (2019)	6,6	10,1	1,22	5184	7,06	56,7
Q2-R-PO-03-18	13,7	11,5	1,2	360,5	8,06	-157,8
Q2-R-PO-03-18 (2019)	7,4	7,3	0,88	357,4	8,03	-117,4
Q2-R-PO-04-18	12,6	33,5	3,51	4565	5,51	104,9
Q2-R-PO-04-18 (2019)	8	13,7	1,6	4180	5,47	131
Q2-R-PO-05-18 (2019)	4,6	11,5	1,49	355,6	11,58	5,8

**ANNEXE Q MOYENNE DES CONCENTRATIONS EN ÉLÉMENTS CHIMIQUES POUR LES DIFFÉRENTS
TYPES D'EAU EN EN µG/L**

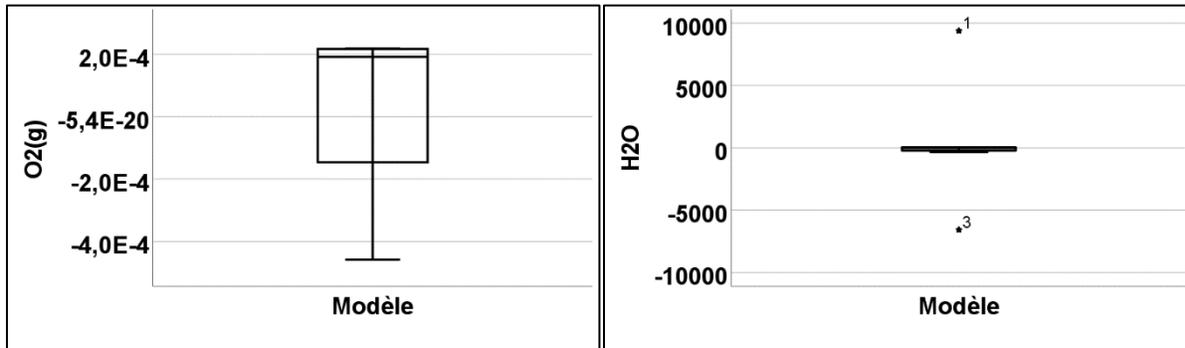
Échantillon	Roc non contaminé	Eaux de surface: en périphérie du parc	Résidus
Paramètre	Moyenne		
T (°C)	8,723	16,333	10,025
Dop (%)	24,346	81,200	6,075
DO (mg/l)	2,822	7,700	0,675
CÉS (µS/cm)	396,246	2441,000	4216,750
pH	7,580	7,163	8,108
POR (mv)	19,677	95,275	-102,150
Ag	0,003	0,005	0,002
Al	4,088	231,750	8,225
HCO3	181029,231	69997,500	36905,000
As	4,038	152,765	4237,500
B	25,177	2637,500	2950,000
Ba	28,792	21,250	53,750
Be	0,010	0,019	0,069
Br	3226,154	65227,500	161482,500
Ca	46700,000	266750,000	407500,000
Cd	0,438	0,460	1,300
CID	39216,667	15125,000	6700,000
Cl	12186,154	92775,000	286450,000
Co	0,102	3,020	2,340
COD	1529,231	5500,000	12800,000
Cr	0,075	0,183	0,020
Cu	2,515	20,650	1,009
F	100,000	1862,500	5105,000
Fe	94,788	52606,500	48064,750
Fe2	5,000	45117,500	66725,000
Fe3	513,333	17600,000	24616,667
Hg	0,054	0,001	0,326
K	1447,692	56850,000	99750,000
Li	3,280	13,008	149,500
Mg	13661,538	31950,000	42000,000
Mn	199,958	1339,250	586,000
Mo	3,188	900,294	2892,500
Na	15369,231	194000,000	445000,000
Ni	0,931	4,100	7,675
N-NH3	166,923	256,250	2340,000
NO2-NO3	217,462	38,750	32,500
P	44,923	62,500	201,250
Pb	0,040	0,774	0,161
Rb	0,933	49,800	230,000
S2	17,500	15,000	20,000
Sb	0,071	1,221	45,000
Se	0,218	0,723	25,400
Si	7692,308	5550,000	4812,500
Sn	0,032	0,040	0,036
SO4	39342,308	1142250,000	2582500,000
Sr	174,769	887,500	2050,000
U	0,213	0,060	0,122
V	0,079	0,035	0,053
Zn	10,377	37,250	74,363

ANNEXE R BOITES A MOUSTACHES REPRÉSENTANT LES RÉSULTATS DE LA MODÉLISATION

INVERSE



**ANNEXE R (SUITE) BOITES A MOUSTACHES REPRÉSENTANT LES RÉSULTATS DE LA
MODÉLISATION INVERSE**



ANNEXE T VALEURS DE TDS DANS LES DIFFÉRENTS ÉCHANTILLONS (2019 ET 2020)

Valeur de TDS (mg/l)		
Échantillon	2019	2020
PO-4-3	586	682
PO-Q2-18-07	204	161
PO-Q2-19-07	94	88
PO-Q2-20-07	497	477
PO-Q2-21-07	1786	1533
PO-Q2-22-07	3439	3682
Q2-R-PO-01-18	266	292
Q2-R-PO-02-18	4687	4921
Q2-R-PO-03-18	350	316
Q2-R-PO-04-18	4427	4581
Q2-R-PO-05-18	298	
ES1-02-09-20		2873
ES2-02-09-20		2588
ES3-02-09-20		3122
ES4-17-09-20		77
ES5-17-09-20		80
ES6-17-09-20		79
ES7-17-09-20		75
ES8-17-09-20		458
ES9-17-09-20		2354
Q2-RM-PO-06-18		2648
Q2-RM-PO-07-18		3679
Q2-RM-PO-09-18	3705	6859

ANNEXE U COMPOSITION ISOTOPIQUE DES ÉCHANTILLONS

