

Titre: Identification des sites de prélèvement d'eau souterraine en situation de filtration sur berge par un cadre géochimique et isotopique
Title:

Auteur: Laurence Labelle
Author:

Date: 2022

Type: Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis

Référence: Labelle, L. (2022). Identification des sites de prélèvement d'eau souterraine en situation de filtration sur berge par un cadre géochimique et isotopique [Master's thesis, Polytechnique Montréal]. PolyPublie. <https://publications.polymtl.ca/10539/>
Citation:

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

URL de PolyPublie: <https://publications.polymtl.ca/10539/>
PolyPublie URL:

Directeurs de recherche: Paul Baudron, Florent Barbecot, & Françoise Bichai
Advisors:

Programme: Génie minéral
Program:

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

**Identification des sites de prélèvement d'eau souterraine en situation de
filtration sur berge par un cadre géochimique et isotopique**

LAURENCE LABELLE

Département des génies civil, géologique et des mines

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

Génie minéral

Août 2022

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

Ce mémoire intitulé:

Identification des sites de prélèvement d'eau souterraine en situation de filtration sur berge par un cadre géochimique et isotopique

présenté par **Laurence LABELLE**

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

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

Benoît BARBEAU, président

Paul BAUDRON, membre et directeur de recherche

Florent BARBECOT, membre et codirecteur de recherche

Françoise BICHAI, membre et codirectrice de recherche

Laurence GOURCY, membre externe

DÉDICACE

À mon père

(Labelle & Richard, 1981)

(Labelle & Richard, 1984)

(Richard & Labelle, 1989)

REMERCIEMENTS

Paul je tiens à te remercier de m'avoir accordé ta confiance absolue dès mon premier stage. Merci pour ta bienveillance, même quand ça fait 100 fois que tu corriges les mêmes erreurs d'accord dans tout (tous?) mes textes.

Florent, merci de me pousser à être une meilleure scientifique. Je dois quand même avouer que j'espère que tu ne va pas me demander la différence entre précision et exactitude à ma présentation de mémoire parce qu'il faudra peut-être que j'aille revérifier sur google.

Françoise, merci pour ton enthousiasme à participer à mon projet, malgré la Covid, la distance, la re-Covid et tous tes beaux projets en démarrage.

Merci à Janie de m'avoir guidée à mes débuts (et à continuer de me guider encore aujourd'hui!). Juste te voir connectée sur *slack* les lundis matin pendant les longs mois de confinements me redonnait la motivation de travailler.

Un immense merci à Coralie et Sabine, mes partenaires de terrain et de bureau, pour les séances de chialage qui font du bien. Sabine, je m'excuse publiquement d'avoir mangé tous tes bonbons un jour où j'étais seule au bureau et en manque de sucre.

Merci à Karine et ses éclats de rires qu'on entend jusqu'au bout du corridor, merci à Antoine et à Cécile de toujours rire de mes blagues plates (vous ne vous en rendez peut-être pas compte, mais vous êtes souvent les deux seuls à rire), à Jorge pour les discussions sur les *tacos al pastor*, à Frederick d'avoir rempli mon bureau de plantes, à Aimé, Rachid, Loïs, Priscilla, Amadou (et Maximilien et Marc!) pour les discussions toujours aussi intéressantes dans nos réunions biblio. Sans vous, les dernières années auraient passé pas mal plus lentement!

Merci à Jérôme pour l'aide précieuse au laboratoire, et à JF Hélie pour les analyses isotopiques au GEOTOP. Merci à Myriam pour les suivis administratifs/ questions/ aide à la réservation et pour m'avoir bien géré quand je lui ai écrit en panique parce que mon auto de location était embourbée dans un chemin forestier où je n'étais pas supposée être....

Merci aux stagiaires qui m'ont accompagné sur le terrain, Léo, Sarah et Thomas, pour leur bonne humeur et leur aide pour sortir l'auto de la boue...

Merci à Félix Gervais, pour les enseignements qui m'ont grandement marquée.

Merci à ma mère, parce que je sais qu'elle va pleurer quand je vais finir ma maîtrise et que c'est pour ça que je l'aime. Merci à mon papa, qui me rend tellement fière d'être sa fille. Merci à mon petit frère.

Merci à ma famille Labelle-Lebeau et à ma belle-famille Couture-Michaud-Pitre pour le support, les soupers, et pour avoir accepté avec amour et compréhension mes « j'ai pas le temps cette semaine, je suis trop occupée! ».

Merci Élane pour tes imitations de « tite-dent », le meilleur remède aux crises existentielles.

Merci à Émile pour le tour de magie, un soir de juillet 2015.

RÉSUMÉ

La filtration sur berge (FSB) est une méthode de pré potabilisation de l'eau de surface. Elle consiste à installer un système de prélèvement d'eau souterraine à proximité d'une eau de surface, dans des formations géologiques perméables. L'eau captée par le pompage sera constituée d'un mélange d'eau souterraine et d'eau de surface récemment infiltrée. Les systèmes de FSB sont utilisés avec succès depuis plusieurs décennies dans des sites où les besoins en eau potable excèdent le rendement potentiel des aquifères, et où la charge de contaminants dans les eaux de surface est considérée comme trop élevée pour un prélèvement direct. Le passage de l'eau dans les berges a comme bénéfice d'atténuer les contaminants initialement présents dans l'eau de surface, tout en permettant le prélèvement d'un grand volume d'eau. Par contre, cette réduction des contaminants est particulièrement sensible au taux de mélange entre l'eau de surface et l'eau souterraine et au temps de séjour de l'eau de surface dans les berges. Tout changement dans les conditions hydrodynamiques, que ce soit une augmentation du niveau de l'eau de surface ou du débit de pompage au puits, aura un effet sur ces paramètres. Il importe donc de bien identifier les sites qui font de la FSB, pour permettre un suivi de leur vulnérabilité. L'enjeu est que de nombreux sites de prélèvement d'eau souterraine sont en situation de FSB de façon non intentionnelle, c'est-à-dire qu'ils prélèvent une eau de surface infiltrée sans prise en compte de la vulnérabilité spécifique liée à ces systèmes. L'objectif principal de ce projet est de développer une approche basée sur des traceurs environnementaux, présents naturellement dans l'eau, pour identifier à grande échelle les sites qui sont en situation de FSB. La conductivité électrique (CE) et les isotopes stables de la molécule de l'eau ($\delta^2\text{H}$ et $\delta^{18}\text{O}$) ont été choisis comme traceurs pour leur stabilité (long temps de conservation, conditions d'entreposage à température pièce), leur faible coût analytique ainsi que pour la simplicité des protocoles d'échantillonnage. Les résultats de cette étude permettront non seulement d'obtenir de l'information utile pour les décideurs au Québec, mais aussi de développer une méthodologie exportable dans d'autres contextes à l'international.

Pour ce faire, 40 sites de prélèvements municipaux ont été échantillonnés à l'eau brute de façon hebdomadaire à mensuel pendant 18 mois. Les 40 sites ont été choisis pour pouvoir représenter une gamme la plus large possible de caractéristiques hydrogéomorphologiques (distance à l'eau de surface, profondeur de la crépine, type d'aquifère...). Dans le cadre de ce projet pilote, les opérateurs des installations ont été mobilisés pour collecter eux-mêmes les échantillons, qui étaient

ensuite envoyés pour être analysés en laboratoire pour $\delta^2\text{H}$, $\delta^{18}\text{O}$ et pour la CE. L'hypothèse de base était que ces traceurs présentent une variation saisonnière dans les eaux de surface, tout en étant stables dans l'eau souterraine. Un signal variable dans le temps, retrouvé à l'eau pompée d'une installation de prélèvement, signifierait donc que le signal de l'eau de surface s'est propagé dans les berges jusqu'au puits. Pour bien caractériser la variation saisonnière de l'eau de surface, quatre rivières ayant des régimes hydriques distincts ont été échantillonnées au même pas de temps que les installations de prélèvement.

Les 40 sites ont été classés en fonction de la variabilité saisonnière du signal dans l'eau des puits. Les séries temporelles de 19 installations de prélèvement n'ont pas présenté de variation saisonnière. Les sites ont donc été classés dans le Groupe 1 : Non-FSB et ont été considérés comme pompant uniquement une eau souterraine. Pour 5 installations de prélèvement, les séries temporelles ont présenté une forte variation saisonnière, visible à tout moment de l'année. Les sites sont considérés comme pompant une forte proportion d'eau de surface infiltrée et ont été classés dans le Groupe 2 : FSB continue. Pour 4 sites, le signal variait à certains moments seulement dans l'année, ce qui signifie que l'apport d'eau de surface n'était effectif à l'eau pompée qu'occasionnellement. Ces sites ont été classés dans le Groupe 3 : FSB occasionnelle, et considérés comme pompant une eau de surface infiltrée uniquement lorsque certaines conditions hydrodynamiques sont respectées.

Pour représenter rapidement les sites en situation de FSB, l'écart-type sur les séries temporelles du $\delta^2\text{H}$ et de la CE a été calculé. Un écart-type plus élevé que l'incertitude analytique des traceurs est le signe potentiel d'une variation due à la propagation du signal de l'eau de surface et non au bruit analytique. Les limites sur les écarts-types, posés à 25 $\mu\text{S}/\text{cm}$ pour la CE et 1 ‰ pour le $\delta^2\text{H}$, permettent d'identifier facilement sur un abaque à quel groupe (Non-FSB, FSB continue ou FSB saisonnière) appartient à chaque site. Pour identifier correctement les moments dans l'année où l'eau de surface s'infiltré jusqu'au puits de pompage, l'échantillonnage doit être effectué au minimum une fois par mois pendant 12 mois consécutifs. Les données des séries temporelles étaient ainsi incomplètes pour 12 installations. La vulnérabilité à la contamination microbienne des neuf sites classés en situation de FSB a ensuite été discutée en comparant les épisodes de contamination à la bactérie *Escherichia coli* (*E. coli*), communément utilisée comme indicateur de contamination fécale, à l'eau brute des sites. Parmi ces sites, six ne présentaient aucune

contamination au *E. coli* (<0 UFC/100 mL) pendant la durée de l'étude. Cela a permis de constater que même si une connexion hydraulique entre l'eau de surface et le puits est synonyme de FSB, elle n'est pas automatiquement associée à une contamination microbiologique.

Finalement, une caractérisation hydrogéomorphologique simplifiée de l'ensemble des 40 sites a été effectuée à partir des rapports hydrogéologiques fournis par les partenaires ainsi que des données provenant du Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC). Cette caractérisation a permis une première identification des liens entre certains critères (distance à l'eau de surface, profondeur de la crépine et type d'aquifère au droit du puits) et la classification des sites en trois groupes.

ABSTRACT

Riverbank filtration (RBF) is a method of pre-purification of surface water. It consists of installing a groundwater withdrawal system near-surface water, in a permeable geological formation. The water captured by the pumping well consists of a mixture of groundwater and recently infiltrated surface water. RBF systems have been used for several decades in sites where drinking water requirements exceed the potential yield of aquifers, and where the load of contaminants in surface water is considered too high for direct removal. The passage of water through the banks has the advantage of mitigating the contaminants initially present in the surface water, while allowing the withdrawal of a large volume of water as compared to groundwater sources that do not benefit from such infiltration from nearby rivers or lakes. On the other hand, the reduction in contaminants is particularly sensitive to the rate of mixing between surface water and groundwater and the residence time of surface water in the banks. Any changes in hydrodynamic conditions, whether an increase in surface water level or pumping flow at the well, will have an effect on these parameters. It is therefore important to identify the sites that are in RBF situation, to adequately characterize their vulnerability. The challenge is that a lot of groundwater withdrawal sites are in a situation of RBF unintentionally, as they abstract infiltrated surface water without taking into account the specific vulnerability related to these systems. The main objective of this project is to develop an approach based on environmental tracers, naturally present in the water, to identify on a regional scale the sites that are in the situation of RBF. The electrical conductivity (EC) and stable isotopes of the water molecule ($\delta^2\text{H}$) were chosen as tracers for their stability (long shelf life, storage conditions at room temperature), low analytical cost and for the simplicity of sampling protocols. The results of this study will not only provide useful information for decision-makers in Quebec, but also develop a methodology that can be exported to other international contexts.

To do this, 40 municipal sampling sites were sampled on a weekly to monthly basis for 18 months. The 40 sites were chosen to represent the widest possible range of hydrogeomorphological characteristics (distance to surface water, depth of the strainer, type of aquifer, etc.). As part of this pilot project, facility operators were mobilized to collect the samples themselves, which were then sent for laboratory analysis for $\delta^2\text{H}$ and for the EC. The hypothesis was that these tracers exhibit seasonal variation in surface water, while being stable in groundwater. A time-varying signal, found in the water pumped from a sampling facility, would therefore mean that the surface water signal has propagated through the banks to the well. To properly characterize the seasonal variation

in surface water, four rivers with distinct water regimes were sampled at the same time step as the sampling facilities.

The 40 sites were classified according to the seasonal variability of the signal in the well water. The time series for 19 sampling facilities showed no seasonal variation. The sites were therefore classified in Group 1: Non-RBF and were considered pumping only groundwater. For 5 sampling facilities, the time series showed a strong seasonal variation, detected at any time of the year. The sites are considered to pump a high proportion of infiltrated surface water and have been classified in Group 2: Permanent-RBF. For 4 sites, the signal varied at only certain times in the year, meaning that the surface water supply was only visible to the pumped water occasionally. These sites have been classified in Group 3: Occasional-RBF, and considered pumping infiltrated surface water only when certain hydrodynamic conditions are met.

To quickly represent the sites in RBF situation, the standard deviation on the time series of the $\delta^2\text{H}$ and the EC was calculated. A standard deviation higher than the analytical uncertainty of the tracers is a potential sign of a variation due to the propagation of the surface water signal and not to analytical noise. The standard deviation limits, set at 25 $\mu\text{S}/\text{cm}$ for the EC and 1 ‰ for the $\delta^2\text{H}$, make it easy to identify on an abacus which groups (Non-RBF, Permanent-RBF or Occasional-RBF) each site belongs to. To correctly identify the times in the year when surface water infiltrates to the pumping well, sampling should be carried out at least once a month for 12 consecutive months. As a result, time series data were incomplete for 12 facilities. The vulnerability to microbial contamination of the nine sites classified as RBF was then discussed by comparing episodes of *Escherichia coli* contamination to the raw water of the sites. Of these sites, 6 showed no sign of *E. coli* contamination for the duration of the study. While a hydraulic connection between surface water and the well is synonymous with RBF, it is not automatically synonymous with microbiological contamination.

Finally, a simplified hydrogeomorphological characterization of all 40 sites was carried out using hydrogeological reports provided by the partners as well as data from the *Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques* (MELCC). This characterization allowed an initial identification of the links between certain criteria (distance to surface water, depth of the strainer and type of aquifer) and the classification of sites into three groups.

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE	III
REMERCIEMENTS	IV
RÉSUMÉ	VI
ABSTRACT.....	IX
TABLE DES MATIÈRES	XI
LISTE DES TABLEAUX	XIII
LISTE DES FIGURES	XIV
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS	XXIII
LISTE DES ANNEXES	XXIV
CHAPITRE 1 INTRODUCTION.....	1
1.1 Mise en contexte	1
1.2 Objectifs de recherche.....	6
1.3 Présentation des résultats.....	7
1.4 Organisation du mémoire	8
CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE.....	10
2.1 Les systèmes de FSB.....	10
2.1.1 Processus d'atténuation	10
2.1.2 Caractérisation hydrogéomorphologique	12
2.2 Traçage des masses d'eau.....	15
2.2.1 Les isotopes stables de la molécule de l'eau	17
2.2.2 La conductivité électrique de l'eau	18
CHAPITRE 3 ARTICLE 1: GEOCHEMICAL AND ISOTOPIC FRAMEWORK FOR THE IDENTIFICATION OF RIVERBANK FILTRATION SITES AT REGIONAL SCALE.....	19

3.1	Introduction	20
3.2	Methods	22
3.2.1	Surface water and groundwater sampling	22
3.2.2	Laboratory analyses.....	24
3.3	Results and discussion.....	25
3.3.1	Seasonality of the signal.....	25
3.3.2	Identification of RBF sites.....	28
3.3.3	Interpretation abacus	31
3.3.4	Vulnerability of RBF sites.....	34
3.3.5	Implications for the protection of RBF drinking water sources	36
3.4	Conclusion	37
3.5	Supplementary material.....	39
CHAPITRE 4	DISCUSSION GÉNÉRALE	46
4.1	Caractérisation des sites	46
4.2	Critères pour l'identification des prélèvements FSB	48
4.3	Discussion sur l'écart-type	50
CHAPITRE 5	CONCLUSION ET RECOMMANDATION	52
5.1	Synthèse des travaux	52
5.2	Recommandations.....	55
RÉFÉRENCES.....		57

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1.1 Contribution relative aux articles et rapports.....	8
---	---

LISTE DES FIGURES

Figure 1.1 Représentation schématique des types de MAR, incluant la FSB (American Society of Civil Engineers, 2020)	3
Figure 1.2 Distributions de la distance à l'eau de surface des sites de FSB dans le monde. Les données proviennent de Stefan & Ansems (2018).	6
Figure 2.1 Diagramme synthétique représentant les processus qui affectent la qualité de l'eau lors de la FSB. Tiré de (Hiscock & Grischek, 2002).....	11
Figure 2.2 Aménagement des deux types de prélèvement principaux des sites de FSB. Tiré de (Ray et al., 2002).....	13
Figure 2.3 Influence d'un méandre sur l'écoulement de l'eau de surface infiltrée dans l'aquifère. Tiré de Wondzell et al. (2019).....	14
Figure 3.1 a) Location of the study site. b) Location of the surface waters RDN, MAS, CHE, NIC and their watersheds, the 18 drinking water production facilities (40 pumping sites) and the river sampling points	23
Figure 3.2 Temporal evolution of $\delta^2\text{H}$ for the rivers RDN and NIC (a) and CHE and MAS (b) Temporal evolution of EC for the rivers RDN and NIC (c) and CHE and MAS (d)	25
Figure 3.3 Time-series of a groundwater pumping well (green) near the RDN river (blue), representing the temporal evolution of (a) $\delta^2\text{H}$ and (b) EC and flow rate (orange). Time-series of wells RDN_P05, RDN_P06 and RDN_P07, RDN_P08, all located less than 20 metres apart in a single site, representing temporal evolution of (a) $\delta^2\text{H}$ and (b) EC. The site RDN_P08 was out of service from AUG to OCT 2020, and no data is available for all wells from JAN to FEB 2021	28
Figure 3.4 Example of a representative dataset for 1) Group 1 (Non-RBF) featuring a) temporal evolution of $\delta^2\text{H}$; b) temporal evolution of electrical conductivity. Pumping wells (green) near NIC river (blue). 2) Group 2 (permanent RBF) featuring c) temporal evolution of $\delta^2\text{H}$; d) temporal evolution of electrical conductivity. 3) Group 3 (occasional RBF) featuring e) temporal evolution of $\delta^2\text{H}$; f) temporal evolution of electrical conductivity.....	30

Figure 3.5 Standard deviation of the time series of each site. Green: Group 1 (Non-RBF), Red: Group 2 (Permanent RBF), Orange: Group 3 (Temporary FSB), Grey: Not enough data....	32
Figure 3.6 Schematic representation of the 3 groups of RBF as (a) time series and as (b) histogram	33
Figure 3.7 Temporal variation of $\delta^2\text{H}$ and EC for wells (a) NIC_P12 and (b) RDN_P09, RDN_P10 and (c) flow of surface water NIC. The grey lines indicate the period when <i>E. coli</i> was found in the raw water. The wells are sampled once a month	35
Figure 3.8 Graphical method for estimating riverbank water transport times for RDN_P15 and NIC_P10.....	37
Figure 3.9 $\delta^{18}\text{O}$ and $\delta^2\text{H}$ values measured in river waters. Local Meteoric Water Line (LMWL) and Local Evaporation Line (LEL) determined respectively by linear regression on rain and river samples. Samples were taken weekly to bi-weekly for the rivers (a) RDN ($n = 60$), (b) CHE ($n = 59$), (c) MAS ($n = 62$) and (d) NIC ($n = 66$). The local meteoric water line (LMWL: : $\delta^2\text{H} = 8.13 * \delta^{18}\text{O} + 14.78$) was defined using the ordinary least squares regression method (Hughes & Crawford, 2012) from precipitation isotopic data of the Research Infrastructure on Groundwater Recharge database (Barbecot et al., 2019) at Saint-Bruno Station ($n = 27$; December 2015 to June 2017).....	39
Figure 3.10 Temporal evolution of $\delta^2\text{H}$ (a) and EC (b) for the rivers NIC, RDN, MAS, CHE. ...	40
Figure 3.11 Temporal evolution of $\delta^2\text{H}$ (a) and EC (b) for the 19 sites in Group 1: Non-RBF	42
Figure 3.12 Temporal evolution of $\delta^2\text{H}$ (a) and EC (b) for the 5 sites in Group 2: Permanent RBF	43
Figure 3.13 Temporal evolution of $\delta^2\text{H}$ (a) and EC (b) for the 4 sites in Group 3: Occasional RBF	44
Figure 3.14 Temporal evolution of $\delta^2\text{H}$ (a) and EC (b) for the 12 sites with insufficient data	45
Figure 4.1 Exemple de coupe schématique réalisée pour chaque site.....	47
Figure 4.2 Lien entre les résultats isotopiques et géochimiques et les contextes hydrogéologiques des sites. La classification des groupes 1 à 3 et « non retenue » est définie à la section 3.3.2.	48

Figure 4.3 a) Écart-type des séries temporelles de chaque site. Titré de l'article présenté au chapitre 3, Figure 3.5. b) Écart-type pour le $\delta^2\text{H}$ et CV des séries temporelles de chaque site. Vert: Groupe 1 (non-FSB), Rouge: Groupe 2 (FSB permanente), Orange: Groupe 3 (FSB occasionnelle), Gris : Pas assez de données.....	51
Figure 5.1 Localisation du site de prélèvement RDN_P01 et coupe hydrostratigraphique conceptuelle.....	66
Figure 5.2 Résultats du suivi géochimique et isotopique pour le prélèvement de RDN_P01 : a) écarts-types observés dans le projet pour $\delta^2\text{H}$ et EC; b) diagramme binaire $\delta^2\text{H}$ vs $\delta^{18}\text{O}$; c) évolution temporelle de $\delta^2\text{H}$; d) évolution temporelle de la conductivité électrique	67
Figure 5.3 Localisation du site de prélèvement RDN_P02 et coupe hydrostratigraphique conceptuelle.....	69
Figure 5.4 Résultats du suivi géochimique et isotopique pour le prélèvement RDN_P02 : a) écarts-types observés dans le projet pour $\delta^2\text{H}$ et EC; b) diagramme binaire $\delta^2\text{H}$ vs $\delta^{18}\text{O}$; c) évolution temporelle de $\delta^2\text{H}$; d) évolution temporelle de la conductivité électrique.....	70
Figure 5.5 Localisation des sites de prélèvement RDN_P03 et RDN_P04 et coupe hydrostratigraphique conceptuelle.....	72
Figure 5.6 : Résultats du suivi géochimique et isotopique pour le prélèvement RDN_P03 a) écarts-types observés dans le projet pour $\delta^2\text{H}$ et EC; b) diagramme binaire $\delta^2\text{H}$ vs $\delta^{18}\text{O}$; c) évolution temporelle de $\delta^2\text{H}$; d) évolution temporelle de la conductivité électrique.....	73
Figure 5.7 Résultats du suivi géochimique et isotopique pour le prélèvement RDN_P04 : a) écarts-types observés dans le projet pour $\delta^2\text{H}$ et EC; b) diagramme binaire $\delta^2\text{H}$ vs $\delta^{18}\text{O}$; c) évolution temporelle de $\delta^2\text{H}$; d) évolution temporelle de la conductivité électrique.....	74
Figure 5.8 Localisation des sites de prélèvement RDN_P05 à RDN_P09 et coupe hydrostratigraphique conceptuelle.....	77
Figure 5.9 : Résultats du suivi géochimique et isotopique pour le prélèvement RDN_P05 : a) écarts-types observés dans le projet pour $\delta^2\text{H}$ et EC; b) diagramme binaire $\delta^2\text{H}$ vs $\delta^{18}\text{O}$; c) évolution temporelle de $\delta^2\text{H}$; d) évolution temporelle de la conductivité électrique.....	78

- Figure 5.10 : Résultats du suivi géochimique et isotopique pour le prélèvement RDN_P06 : a) écarts-types observés dans le projet pour $\delta^2\text{H}$ et EC; b) diagramme binaire $\delta^2\text{H}$ vs $\delta^{18}\text{O}$; c) évolution temporelle de $\delta^2\text{H}$; d) évolution temporelle de la conductivité électrique 79
- Figure 5.11 : Résultats du suivi géochimique et isotopique pour le prélèvement RDN_P07 : a) écarts-types observés dans le projet pour $\delta^2\text{H}$ et EC; b) diagramme binaire $\delta^2\text{H}$ vs $\delta^{18}\text{O}$; c) évolution temporelle de $\delta^2\text{H}$; d) évolution temporelle de la conductivité électrique 80
- Figure 5.12 Résultats du suivi géochimique et isotopique pour le prélèvement RDN_P08 : a) écarts-types observés dans le projet pour $\delta^2\text{H}$ et EC; b) diagramme binaire $\delta^2\text{H}$ vs $\delta^{18}\text{O}$; c) évolution temporelle de $\delta^2\text{H}$; d) évolution temporelle de la conductivité électrique..... 81
- Figure 5.13 : Résultats du suivi géochimique et isotopique pour le prélèvement RDN_P09 : a) écarts-types observés dans le projet pour $\delta^2\text{H}$ et EC; b) diagramme binaire $\delta^2\text{H}$ vs $\delta^{18}\text{O}$; c) évolution temporelle de $\delta^2\text{H}$; d) évolution temporelle de la conductivité électrique 82
- Figure 5.14 Localisation des sites de prélèvement RDN_P10 et coupe hydrostratigraphique conceptuelle..... 84
- Figure 5.15 : Résultats du suivi géochimique et isotopique pour le prélèvement RDN_P10 : a) écarts-types observés dans le projet pour $\delta^2\text{H}$ et EC; b) diagramme binaire $\delta^2\text{H}$ vs $\delta^{18}\text{O}$; c) évolution temporelle de $\delta^2\text{H}$; d) évolution temporelle de la conductivité électrique 85
- Figure 5.16 Localisation des sites de prélèvement RDN_P11 à RDN_P13 et coupe hydrostratigraphique conceptuelle..... 88
- Figure 5.17 Résultats du suivi géochimique et isotopique pour le prélèvement RDN_P11 : a) écarts-types observés dans le projet pour $\delta^2\text{H}$ et EC; b) diagramme binaire $\delta^2\text{H}$ vs $\delta^{18}\text{O}$; c) évolution temporelle de $\delta^2\text{H}$; d) évolution temporelle de la conductivité électrique..... 89
- Figure 5.18 Résultats du suivi géochimique et isotopique pour le prélèvement RDN_P12 : a) écarts-types observés dans le projet pour $\delta^2\text{H}$ et EC; b) diagramme binaire $\delta^2\text{H}$ vs $\delta^{18}\text{O}$; c) évolution temporelle de $\delta^2\text{H}$; d) évolution temporelle de la conductivité électrique..... 90
- Figure 5.19 Résultats du suivi géochimique et isotopique pour le prélèvement RDN_P13 : a) écarts-types observés dans le projet pour $\delta^2\text{H}$ et EC; b) diagramme binaire $\delta^2\text{H}$ vs $\delta^{18}\text{O}$; c) évolution temporelle de $\delta^2\text{H}$; d) évolution temporelle de la conductivité électrique..... 91

Figure 5.20 Localisation des sites de prélèvement RDN_P14 et RDN_P15 et coupe hydrostratigraphique conceptuelle.....	94
Figure 5.21 : Résultats du suivi géochimique et isotopique pour le prélèvement RDN_P14 : a) écarts-types observés dans le projet pour $\delta^2\text{H}$ et EC; b) diagramme binaire $\delta^2\text{H}$ vs $\delta^{18}\text{O}$; c) évolution temporelle de $\delta^2\text{H}$; d) évolution temporelle de la conductivité électrique	95
Figure 5.22 : Résultats du suivi géochimique et isotopique pour le prélèvement RDN_P15 : a) écarts-types observés dans le projet pour $\delta^2\text{H}$ et EC; b) diagramme binaire $\delta^2\text{H}$ vs $\delta^{18}\text{O}$; c) évolution temporelle de $\delta^2\text{H}$; d) évolution temporelle de la conductivité électrique	96
Figure 5.23 Localisation du site de prélèvement RDN_P16 et coupe hydrostratigraphique conceptuelle.....	98
Figure 5.24 : Résultats du suivi géochimique et isotopique pour le prélèvement RDN_P16 : a) écarts-types observés dans le projet pour $\delta^2\text{H}$ et EC; b) diagramme binaire $\delta^2\text{H}$ vs $\delta^{18}\text{O}$; c) évolution temporelle de $\delta^2\text{H}$; d) évolution temporelle de la conductivité électrique	99
Figure 5.25 Localisation des sites de prélèvement RDN_P17 et RDN_P18 et coupe hydrostratigraphique conceptuelle.....	102
Figure 5.26 : Résultats du suivi géochimique et isotopique pour le prélèvement RDN_P17 : a) écarts-types observés dans le projet pour $\delta^2\text{H}$ et EC; b) diagramme binaire $\delta^2\text{H}$ vs $\delta^{18}\text{O}$; c) évolution temporelle de $\delta^2\text{H}$; d) évolution temporelle de la conductivité électrique	103
Figure 5.27 : Résultats du suivi géochimique et isotopique pour le prélèvement RDN_P18 : a) écarts-types observés dans le projet pour $\delta^2\text{H}$ et EC; b) diagramme binaire $\delta^2\text{H}$ vs $\delta^{18}\text{O}$; c) évolution temporelle de $\delta^2\text{H}$; d) évolution temporelle de la conductivité électrique	104
Figure 5.28 Localisation des sites de prélèvement RDN_P19 et RDN_P20 et coupe hydrostratigraphique conceptuelle.....	106
Figure 5.29 Résultats du suivi géochimique et isotopique pour le prélèvement RDN_P19 : a) écarts-types observés dans le projet pour $\delta^2\text{H}$ et EC; b) diagramme binaire $\delta^2\text{H}$ vs $\delta^{18}\text{O}$; c) évolution temporelle de $\delta^2\text{H}$; d) évolution temporelle de la conductivité électrique.....	107

- Figure 5.30 : Résultats du suivi géochimique et isotopique pour le prélèvement RDN_P20 : a) écarts-types observés dans le projet pour $\delta^2\text{H}$ et EC; b) diagramme binaire $\delta^2\text{H}$ vs $\delta^{18}\text{O}$; c) évolution temporelle de $\delta^2\text{H}$; d) évolution temporelle de la conductivité électrique 108
- Figure 5.31 Localisation des sites de prélèvement ROU_P01 et ROU_P02 et coupe hydrostratigraphique conceptuelle..... 110
- Figure 5.32 : Résultats du suivi géochimique et isotopique pour le prélèvement ROU_P01 : a) écarts-types observés dans le projet pour $\delta^2\text{H}$ et EC; b) diagramme binaire $\delta^2\text{H}$ vs $\delta^{18}\text{O}$; c) évolution temporelle de $\delta^2\text{H}$; d) évolution temporelle de la conductivité électrique 111
- Figure 5.33 : Résultats du suivi géochimique et isotopique pour le prélèvement ROU_P02 : a) écarts-types observés dans le projet pour $\delta^2\text{H}$ et EC; b) diagramme binaire $\delta^2\text{H}$ vs $\delta^{18}\text{O}$; c) évolution temporelle de $\delta^2\text{H}$; d) évolution temporelle de la conductivité électrique 112
- Figure 5.34 Localisation des sites de prélèvement ROU_P03 et ROU_P04 et coupe hydrostratigraphique conceptuelle..... 114
- Figure 5.35 : Résultats du suivi géochimique et isotopique pour le prélèvement ROU_P03 : a) écarts-types observés dans le projet pour $\delta^2\text{H}$ et EC; b) diagramme binaire $\delta^2\text{H}$ vs $\delta^{18}\text{O}$; c) évolution temporelle de $\delta^2\text{H}$; d) évolution temporelle de la conductivité électrique 115
- Figure 5.36 : Résultats du suivi géochimique et isotopique pour le prélèvement ROU_P04: a) écarts-types observés dans le projet pour $\delta^2\text{H}$ et EC; b) diagramme binaire $\delta^2\text{H}$ vs $\delta^{18}\text{O}$; c) évolution temporelle de $\delta^2\text{H}$; d) évolution temporelle de la conductivité électrique 116
- Figure 5.37 Localisation des sites de prélèvement ROU_P05 et ROU_P06 et coupe hydrostratigraphique conceptuelle..... 118
- Figure 5.38 : Résultats du suivi géochimique et isotopique pour le prélèvement ROU_P05 : a) écarts-types observés dans le projet pour $\delta^2\text{H}$ et EC; b) diagramme binaire $\delta^2\text{H}$ vs $\delta^{18}\text{O}$; c) évolution temporelle de $\delta^2\text{H}$; d) évolution temporelle de la conductivité électrique 119
- Figure 5.39 : Résultats du suivi géochimique et isotopique pour le prélèvement ROU_P06 : a) écarts-types observés dans le projet pour $\delta^2\text{H}$ et EC; b) diagramme binaire $\delta^2\text{H}$ vs $\delta^{18}\text{O}$; c) évolution temporelle de $\delta^2\text{H}$; d) évolution temporelle de la conductivité électrique 120

Figure 5.40 Localisation du site de prélèvement MIL_P01 et coupe hydrostratigraphique conceptuelle.....	122
Figure 5.41 : Résultats du suivi géochimique et isotopique pour le prélèvement MIL_P01 a) écarts-types observés dans le projet pour $\delta^2\text{H}$ et EC; b) diagramme binaire $\delta^2\text{H}$ vs $\delta^{18}\text{O}$; c) évolution temporelle de $\delta^2\text{H}$; d) évolution temporelle de la conductivité électrique.....	123
Figure 5.42 Localisation du site de prélèvement MIL_P02 et coupe hydrostratigraphique conceptuelle.....	125
Figure 5.43 Résultats du suivi géochimique et isotopique pour le prélèvement MIL_P02 : a) écarts-types observés dans le projet pour $\delta^2\text{H}$ et EC; b) diagramme binaire $\delta^2\text{H}$ vs $\delta^{18}\text{O}$; c) évolution temporelle de $\delta^2\text{H}$; d) évolution temporelle de la conductivité électrique.....	126
Figure 5.44 Localisation du site de prélèvement NIC_P01 et coupe hydrostratigraphique conceptuelle.....	128
Figure 5.45 : Résultats du suivi géochimique et isotopique pour le prélèvement NIC_P01 : a) écarts-types observés dans le projet pour $\delta^2\text{H}$ et EC; b) diagramme binaire $\delta^2\text{H}$ vs $\delta^{18}\text{O}$; c) évolution temporelle de $\delta^2\text{H}$; d) évolution temporelle de la conductivité électrique.....	129
Figure 5.46 Localisation des sites de prélèvement NIC_P02 à NIC_P04 et coupe hydrostratigraphique conceptuelle.....	132
Figure 5.47 : Résultats du suivi géochimique et isotopique pour le prélèvement NIC_P02: a) écarts-types observés dans le projet pour $\delta^2\text{H}$ et EC; b) diagramme binaire $\delta^2\text{H}$ vs $\delta^{18}\text{O}$; c) évolution temporelle de $\delta^2\text{H}$; d) évolution temporelle de la conductivité électrique.....	133
Figure 5.48 : Résultats du suivi géochimique et isotopique pour le prélèvement NIC_P03: a) écarts-types observés dans le projet pour $\delta^2\text{H}$ et EC; b) diagramme binaire $\delta^2\text{H}$ vs $\delta^{18}\text{O}$; c) évolution temporelle de $\delta^2\text{H}$; d) évolution temporelle de la conductivité électrique.....	134
Figure 5.49 : Résultats du suivi géochimique et isotopique pour le prélèvement NIC_P04: a) écarts-types observés dans le projet pour $\delta^2\text{H}$ et EC; b) diagramme binaire $\delta^2\text{H}$ vs $\delta^{18}\text{O}$; c) évolution temporelle de $\delta^2\text{H}$; d) évolution temporelle de la conductivité électrique.....	135
Figure 5.50 Localisation des sites de prélèvement NIC_P05 à NIC_P06 et coupe hydrostratigraphique	137

- Figure 5.51 : Résultats du suivi géochimique et isotopique pour le prélèvement NIC_P05 : a) écarts-types observés dans le projet pour $\delta^2\text{H}$ et EC; b) diagramme binaire $\delta^2\text{H}$ vs $\delta^{18}\text{O}$; c) évolution temporelle de $\delta^2\text{H}$; d) évolution temporelle de la conductivité électrique..... 138
- Figure 5.52 : Résultats du suivi géochimique et isotopique pour le prélèvement NIC_P06: a) écarts-types observés dans le projet pour $\delta^2\text{H}$ et EC; b) diagramme binaire $\delta^2\text{H}$ vs $\delta^{18}\text{O}$; c) évolution temporelle de $\delta^2\text{H}$; d) évolution temporelle de la conductivité électrique..... 139
- Figure 5.53 Localisation du site de prélèvement NIC_P07 et coupe hydrostratigraphique 141
- Figure 5.54 : Résultats du suivi géochimique et isotopique pour le prélèvement NIC_P07 : a) écarts-types observés dans le projet pour $\delta^2\text{H}$ et EC; b) diagramme binaire $\delta^2\text{H}$ vs $\delta^{18}\text{O}$; c) évolution temporelle de $\delta^2\text{H}$; d) évolution temporelle de la conductivité électrique 142
- Figure 5.55 Localisation du site de prélèvement NIC_P08 et coupe hydrostratigraphique 144
- Figure 5.56: Résultats du suivi géochimique et isotopique pour le prélèvement NIC_P08 : a) écarts-types observés dans le projet pour $\delta^2\text{H}$ et EC; b) diagramme binaire $\delta^2\text{H}$ vs $\delta^{18}\text{O}$; c) évolution temporelle de $\delta^2\text{H}$; d) évolution temporelle de la conductivité électrique..... 145
- Figure 5.57 Localisation du site de prélèvement NIC_P09 et coupe hydrostratigraphique 147
- Figure 5.58 Résultats du suivi géochimique et isotopique pour le prélèvement NIC_P09 a) écarts-types observés dans le projet pour $\delta^2\text{H}$ et EC; b) diagramme binaire $\delta^2\text{H}$ vs $\delta^{18}\text{O}$; c) évolution temporelle de $\delta^2\text{H}$; d) évolution temporelle de la conductivité électrique..... 148
- Figure 5.59 Localisation des sites de prélèvement NIC_P10 à NIC_P11 et coupe hydrostratigraphique 151
- Figure 5.60 : Résultats du suivi géochimique et isotopique pour le prélèvement NIC_P10 : a) écarts-types observés dans le projet pour $\delta^2\text{H}$ et EC; b) diagramme binaire $\delta^2\text{H}$ vs $\delta^{18}\text{O}$; c) évolution temporelle de $\delta^2\text{H}$; d) évolution temporelle de la conductivité électrique..... 152
- Figure 5.61 Résultats du suivi géochimique et isotopique pour le prélèvement NIC_P11: a) écarts-types observés dans le projet pour $\delta^2\text{H}$ et EC; b) diagramme binaire $\delta^2\text{H}$ vs $\delta^{18}\text{O}$; c) évolution temporelle de $\delta^2\text{H}$; d) évolution temporelle de la conductivité électrique..... 153
- Figure 5.62 Localisation du site de prélèvement NIC_P12 et coupe hydrostratigraphique 155

Figure 5.63 : Résultats du suivi géochimique et isotopique pour le prélèvement NIC_P12 : a) écarts-types observés dans le projet pour $\delta^2\text{H}$ et EC; b) diagramme binaire $\delta^2\text{H}$ vs $\delta^{18}\text{O}$; c) évolution temporelle de $\delta^2\text{H}$; d) évolution temporelle de la conductivité électrique..... 156

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

CE Conductivité électrique

FSB Filtration sur berge

GIEC Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat

MELCC Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques

LISTE DES ANNEXES

Annexe A Coupes géomorphologiques	65
---	----

CHAPITRE 1 INTRODUCTION

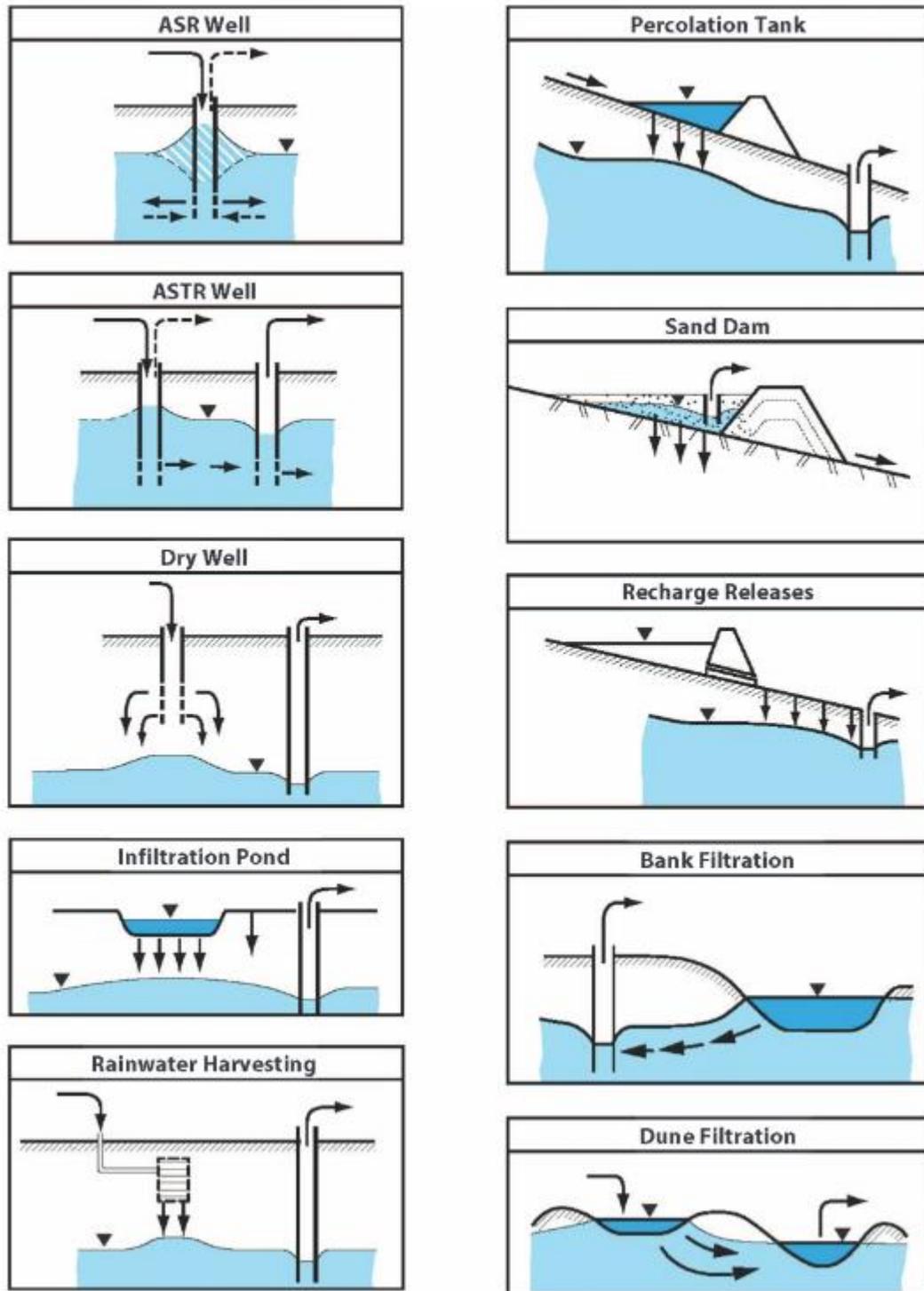
1.1 Mise en contexte

Selon le rapport 2022 du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC), l'augmentation moyenne de la température terrestre aura un impact certain sur l'augmentation des événements climatiques extrêmes, qui en retour créeront des bouleversements au niveau de l'approvisionnement en eau potable au niveau mondial (IPCC, 2022). L'augmentation des intrusions salines dans les aquifères d'eau douce, les étiages prolongés, l'augmentation du ruissellement lors des tempêtes ou après les épisodes plus fréquents de feux de forêt vont modifier le cycle de l'eau et mener à des changements dans la quantité et la qualité des eaux potables disponibles. Parmi les mesures d'adaptation recommandées dans le rapport du GIEC pour une meilleure gestion des ressources en eau potable, notons l'accès à des **infrastructures de production d'eau potable résilientes** face à la contamination induite par les changements climatiques ainsi que l'accroissement des mesures de **protection des sources**.

Au Québec, selon les dernières données de 2019, 85 % de la population s'approvisionne à partir d'installations pompant une eau de surface (Gouvernement du Canada, 2013). Typiquement, les systèmes de prélèvement d'eaux de surface sont sensibles aux variations de la qualité de la source, et leur résilience est liée à la capacité des usines de traitement à filtrer et à désinfecter pour distribuer une eau de qualité aux consommateurs. Selon le ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques du Québec (MELCC), les débordements d'égouts, les rejets d'eaux usées et les contaminations de type agricole sont les principaux facteurs ayant un impact sur la qualité de l'eau de surface (MELCC, 2020). Dans un contexte de changement climatique engendrant une modification de l'hydrologie de surface ainsi qu'une augmentation des sources de contaminants dans l'eau de surface (Jalliffier-Verne et al., 2015; Leveque et al., 2021), la dépendance aux installations d'eau de surface pourrait compromettre la quantité disponible et la qualité de l'approvisionnement en eau potable. La deuxième source principale de production d'eau potable est les eaux souterraines, économiquement avantageuses pour les petites municipalités qui ne peuvent se permettre d'avoir de coûteux systèmes de filtration des eaux de surface. Réputée comme plus résiliente, l'eau souterraine bénéficie d'une protection naturelle face aux contaminants, mais la productivité des aquifères exploitables est souvent le facteur limitant. De

plus, l'anthropisation croissante et le surpompage des eaux peuvent affecter la qualité des eaux souterraines et entraîner un abaissement du niveau des nappes phréatiques (Turner et al., 2019). Dans ce contexte, la résilience des approvisionnements en eau potable permet ainsi une meilleure gestion intégrée de l'ensemble des écosystèmes et du cycle de l'eau.

Au Québec, où l'on retrouve 3% des réserves d'eau douce renouvelables au monde (MELCC, 2020), la quantité d'eau potable pourrait sembler inépuisable, rendant plus ardues les discussions entourant les enjeux d'approvisionnement. Dans les régions plus densément peuplées, en Europe notamment, la détérioration de la qualité des ressources en eau potable ainsi que la demande croissante en eau ont accéléré le développement des méthodes de gestion artificielle de la recharge des aquifères (MAR, *Managed Aquifer Recharge*). Ces méthodes permettent d'accroître la sécurité de l'approvisionnement en eau potable lors des sécheresses et d'assurer l'obtention d'une eau de qualité malgré l'augmentation de la pollution anthropique (Dillon et al., 2020), notamment car elles considèrent l'eau souterraine et l'eau de surface comme une seule et même ressource. La **filtration sur berge** (FSB) est une de ces méthodes. Elle permet une plus forte résilience en cumulant les avantages des prélèvements d'eau de surface et souterraine pour la production d'eau potable. Elle consiste à aménager dans des formations géologiques perméables des installations de prélèvements d'eau souterraine à proximité d'une eau de surface (Figure 1.1).



ASR = Aquifer Storage and Recovery, ASR = Aquifer Storage, Transport and Recovery

Figure 1.1 Représentation schématique des types de MAR, incluant la FSB (American Society of Civil Engineers, 2020)

L'eau captée durant la FSB est composée d'un mélange entre l'eau de surface récemment infiltrée et l'eau souterraine. En mettant à profit la capacité naturelle des sédiments à atténuer les contaminants dans les eaux de surface, complétée par une dilution par les eaux souterraines, la FSB permet de réduire les besoins en traitement de potabilisation par rapport à un prélèvement direct en eau de surface, tout en maximisant les quantités d'eau exploitables. En effet, une installation de prélèvement d'eau de surface aura certainement les outils nécessaires pour faire face aux variations saisonnières dans la qualité de l'eau. Dans le cas d'un site de FSB, il est plus difficile d'anticiper la capacité du système à maintenir une qualité d'eau potable adéquate face à l'évolution des contraintes anthropiques et climatiques. Les variations saisonnières de niveau dans les eaux de surface, ainsi que celles des conditions d'exploitation des installations de captage, induisent des écoulements en régime transitoire qui jouent un rôle majeur dans le transport des contaminants. À ces contraintes s'ajoutent des variations de température, de composition chimique ou de charge de contaminants dans l'eau de surface, qui soutiennent des processus biogéochimiques complexes. Pour assurer le maintien de production d'une eau potable de grande qualité, il est indispensable d'établir des éléments de **caractérisation de la vulnérabilité et de la protection des sources** spécifique à ces prélèvements hybrides. L'approche à barrières multiples est utilisée au Québec et dans plusieurs législations à travers le monde pour contrôler la qualité de l'eau de l'ensemble des réseaux d'approvisionnement, de la source au robinet (CCME, 2004). Recommandé par l'Organisation mondiale de la santé (WHO, 2016), ce mode de gestion permet d'assurer la qualité de l'eau potable en identifiant plusieurs niveaux de barrières de protection : si une de ces barrières fait défaut, les autres permettront malgré tout d'assurer la qualité de l'approvisionnement.

Au Québec, la première barrière, soit la **protection des sources d'eau**, est encadrée par le *Règlement sur le prélèvement des eaux et leur protection* (RPEP). Elle est mise en place grâce à l'analyse de vulnérabilité de la source et l'élaboration d'un plan de protection. Le *Guide de détermination des aires de protection des prélèvements d'eau souterraine et des indices de vulnérabilité DRASTIC* (MELCC, 2019) et le *Guide de réalisation des analyses de vulnérabilité des sources destinées à l'alimentation en eau potable au Québec* (MELCC, 2018) sont des outils de mise en œuvre du RPEP, dans lequel **deux types de sources d'eau sont traités séparément** (eaux souterraines: articles 53 à 68; eaux de surface : articles 69 à 75). À l'heure actuelle, les eaux hybrides comme les sites de FSB sont considérées en vertu du RPEP comme des prélèvements d'eau souterraine uniquement. La détermination des aires de protection et de la

vulnérabilité doit suivre le protocole applicable à l'eau souterraine et ne considère pas la connexion entre les eaux de surface et les eaux souterraines. Malgré tout, la deuxième barrière, le traitement de l'eau, encadrée par le *Règlement sur la qualité de l'eau potable* (RQEP), permet de s'assurer que les traitements effectués sur l'eau brute à l'usine de production soient adaptés pour faire face à la variabilité de la qualité associée à l'origine de l'eau pompée.

Or, avant même de caractériser l'efficacité des prélèvements FSB, une question fondamentale se pose : où sont-ils situés? Au Québec, de nombreuses municipalités utilisent de façon non intentionnelle cette solution hybride d'approvisionnement en eau potable, la productivité des aquifères étant habituellement plus élevée à proximité des cours d'eau. Ainsi, près d'un million de personnes au Québec s'approvisionnent en eau souterraine qui provient d'un puits situé à proximité d'une eau de surface, sans forcément avoir conscience des enjeux particuliers en termes de vulnérabilité de ces types de prélèvement (Patenaude et al., 2020). Il est donc indispensable et prioritaire **d'identifier les installations de prélèvement** qui sont en situation de FSB. Il existe depuis 2018 un inventaire collaboratif des sites de FSB à l'échelle mondiale, basé sur des ajouts volontaires par des scientifiques ou gestionnaires de sites. Non exhaustif, il présente cependant l'avantage de couvrir plusieurs contextes hydrogéologiques différents (Stefán & Ansems, 2018). La Figure 1.2 présente la distribution des distances séparant les puits de FSB recensés et l'eau de surface la plus proche. Un seuil à 500 mètres, incluant près de 90% de l'ensemble des sites, apparaît comme une première approximation acceptable pour localiser les captages d'eau souterraine ayant le plus fort potentiel de FSB parmi des bases de données plus larges.

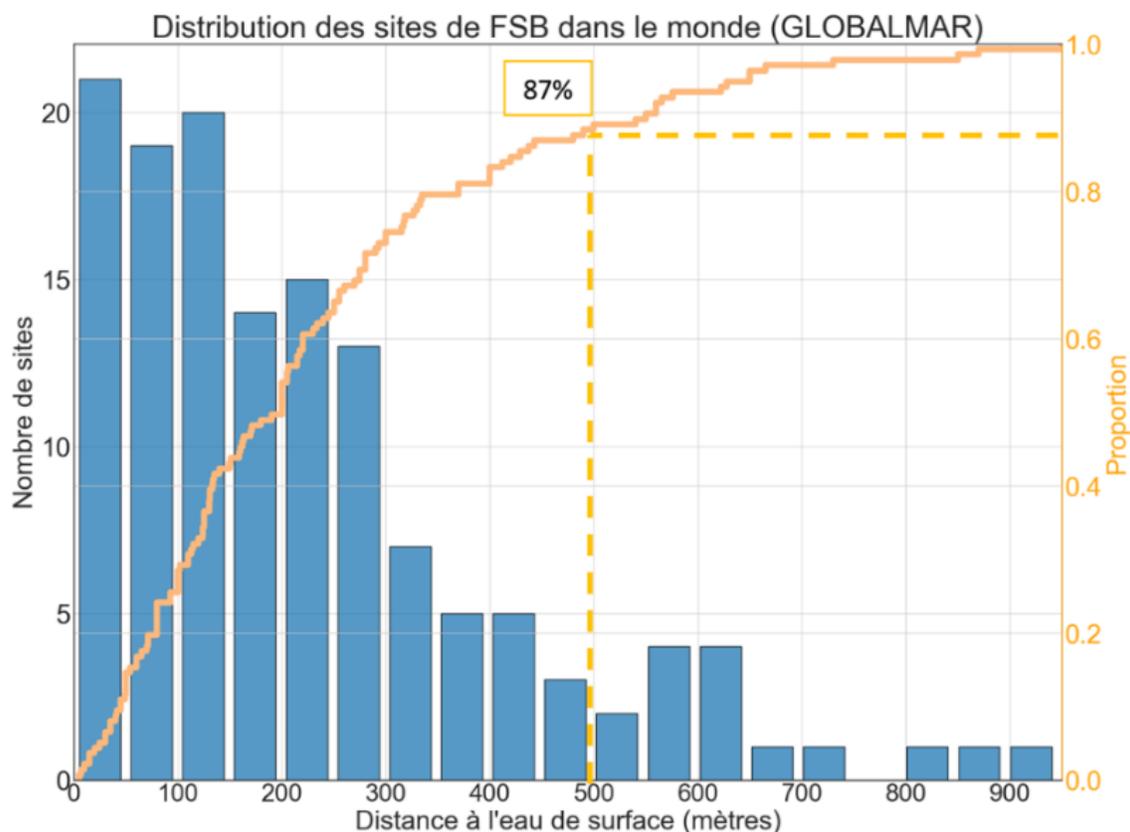


Figure 1.2 Distributions de la distance à l'eau de surface des sites de FSB dans le monde. Les données proviennent de Stefan & Ansems (2018).

Au Québec, aucun site n'est inclus dans cet inventaire, malgré le fait que des sites de FSB soient présents sur le territoire (Masse-Dufresne, Barbecot, et al., 2021; Masse-Dufresne, Baudron, et al., 2021; Masse-Dufresne et al., 2019). Le développement de méthodes applicables à grande échelle pour identifier les sites de prélèvement d'eau souterraine à risque de prélever une eau de surface infiltrée est donc indispensable pour identifier les enjeux particuliers en termes de vulnérabilité et les bénéfices dus aux processus naturels d'atténuation des contaminants.

1.2 Objectifs de recherche

L'objectif **principal** de ce projet de recherche est d'identifier les sites en situation de filtration sur berge à l'échelle d'un territoire, via le développement d'une méthodologie simple d'utilisation. Pour ce faire, les isotopes stables de la molécule de l'eau ainsi que la conductivité électrique sont utilisés comme traceurs naturels de l'origine de l'eau pompée dans des installations de prélèvement d'eau souterraine. L'identification des sites de FSB est effectuée à partir de l'hypothèse que ces

traceurs ont une variabilité saisonnière dans les eaux de surface alors qu'ils sont considérés comme stables dans les eaux souterraines.

Pour atteindre cet objectif, le projet se divise en **trois volets** :

- Comprendre les facteurs et caractéristiques qui influencent la variabilité temporelle de la composition isotopique et géochimique des eaux de surface et des eaux souterraines (Chapitre 2 : Revue de littérature).
- Identifier les sites de FSB à grande échelle à l'aide d'une approche géochimique et isotopique (Chapitre 3 : Article).
- Caractériser la relation entre l'hydrogéomorphologie locale et l'identification des sites FSB développée dans l'article du chapitre 3 (Chapitre 4 : Résultats complémentaires).

Les résultats de ce projet vont permettre de confirmer l'applicabilité d'une telle démarche dans le contexte québécois.

1.3 Présentation des résultats

Les résultats obtenus dans le cadre du présent projet ont été soumis au journal *Science of the Total Environment* sous la forme d'un article scientifique. Celui-ci est en cours d'évaluation par les réviseurs du journal :

1. Labelle, L., Baudron, P., Barbecot, F., Bichai, F., Masse-Dufresne, J. (2022). *Geochemical and isotopic framework for the identification of riverbank filtration sites at regional scale*. Science of the Total Environment.

Certains résultats ont aussi été présentés dans deux rapports au ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC):

2. Baudron, P., Labelle, L., Masse-Dufresne, J. (2022). *Identification des sites de prélèvement d'eau souterraine en situation de filtration sur berge et exploration d'indicateurs de leur vulnérabilité face aux changements climatiques par un suivi temporel géochimique et isotopique*.

3. Baudron, P., Labelle, L. (2022). *Revue de l'encadrement applicable par les juridictions au Canada et dans d'autres pays pour la protection de la source des puits en filtration sur berge*

Tableau 1.1 Contribution relative aux articles et rapports

Article/ Rapport	1	2	3
<i>Conceptualisation</i>	80%	60%	50%
<i>Analyse, interprétation, revue de littérature</i>	90%	80%	80%
<i>Création de figures et schémas</i>	100%	90%	N/A
<i>Écriture</i>	90%	50%	50%

Les résultats du projet ont été présentés dans le cadre d'un congrès international :

- Labelle, L., Baudron, P., Barbecot, F. (juin 2022) *Large-scale identification of riverbank filtration wells using an isotopic and geochemical approach* [Communication de conférence]. AISH 2022 : Assemblée scientifique de l'Association Internationale des Sciences hydrologiques, Montpellier. <http://iahs2022.org/>.

1.4 Organisation du mémoire

Le présent document est divisé en 5 sections. Le chapitre 2 : Revue de littérature pose le cadre théorique permettant de répondre à l'objectif principal de ce mémoire, soit comment identifier les sites de prélèvement d'eau souterraine en situation de filtration sur berge. La revue de littérature est divisée en 3 sous-sections. La première présente les processus hydrogéochimiques en place dans les sites de FSB ainsi que les paramètres qui modifient ces processus; la deuxième se concentre sur les différentes méthodes d'identification des sites de FSB présents dans la littérature; la section présente comment les sites de FSB sont identifiés ailleurs dans le monde. Le chapitre 3, sous forme d'un article scientifique soumis à la revue *Science of the Total Environment*, présente de manière détaillée les méthodes d'échantillonnage et d'analyse utilisés dans le cadre de ce projet, synthétise les résultats les plus importants et les discute à la vue des enjeux de vulnérabilité des sources d'eau potable. Le chapitre 4 présente des résultats complémentaires qui n'ont pas été

abordés dans l'article, notamment sur les liens entre la caractérisation hydrogéomorphologique des sites de prélèvements et les classements FSB identifiés dans l'article. Le chapitre 5 vient terminer le document avec une conclusion générale.

CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE

Pour répondre à l'objectif principal du projet, soit identifier les systèmes d'approvisionnement en eau potable qui sont en situation de FSB, il faut comprendre comment fonctionne ce type de système et identifier les paramètres de conception qui caractérisent l'écoulement de l'eau de surface infiltrée jusqu'au puits. Il importe aussi de connaître les principales méthodes de traçage qui permettent d'identifier l'origine de l'eau pompée dans les installations de prélèvement.

2.1 Les systèmes de FSB

2.1.1 Processus d'atténuation

La capacité d'atténuation des contaminants d'un système de FSB est fonction de plusieurs processus qui affectent la qualité de l'eau pompée. Lors de l'infiltration jusqu'au puits de pompage, les bénéfices sont obtenus de deux façons (Figure 2.1): par le passage rapide dans une fine couche de sédiments biologiquement actifs le long de l'interface entre l'eau de surface et l'aquifère, appelée zone hyporhéique et par le passage subséquent dans l'aquifère jusqu'au puits de pompage. L'ensemble des processus d'atténuation des contaminants peut être résumé par deux paramètres hydrodynamiques : le **temps de séjour** de l'eau infiltrée dans les berges et le **taux de mélange** entre l'eau de surface et l'eau souterraine.

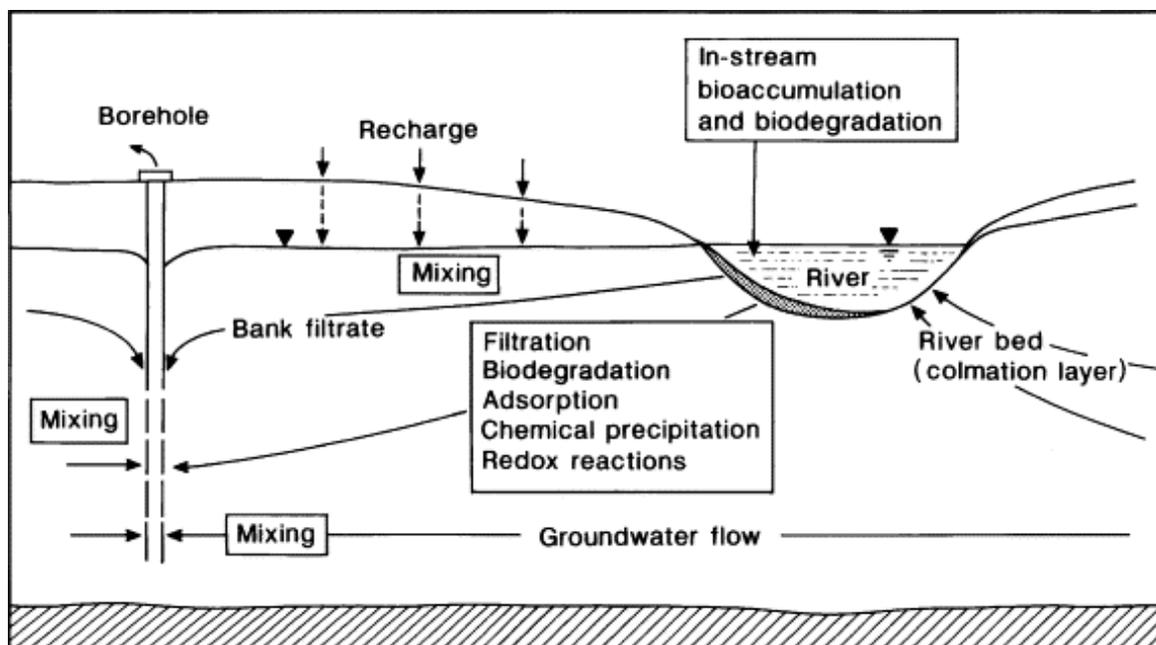


Figure 2.1 Diagramme synthétique représentant les processus qui affectent la qualité de l'eau lors de la FSB. Tiré de (Hiscock & Grischek, 2002)

Des processus physico-chimiques comme **l'adsorption et la précipitation** permettent une réduction des contaminants dissous dans l'eau. Lors de l'écoulement de l'eau dans l'aquifère, les contaminants se retrouvent en contact plus ou moins prolongé avec les sédiments. Ils se fixent ainsi sur les sédiments, à un rythme dépendant entre autres de la vitesse d'écoulement, de la température et du pH, ce qui permet à terme **l'inactivation** des virus et des bactéries (Dash et al., 2010; Pazouki et al., 2016).

La **filtration** permet de retenir mécaniquement les particules en suspension dans l'eau de surface entre les grains de l'aquifère, permettant entre autres de réduire la turbidité. Dash et al. (2010) ainsi que Schubert et al. (2002) ont identifié des réductions jusqu'à 99.9% de la turbidité entre l'eau de surface et l'eau pompée. Certains parasites (*Cryptosporidium*) ou bactéries (*Escherichia coli*) peuvent aussi être filtrés mécaniquement et retenus dans l'aquifère lors de la FSB (Berger et al., 2002).

Les réactions d'oxydoréductions dans l'aquifère sont identifiées comme étant les principales responsables de la capacité de **biodégradation** des composés organiques dissous dans un système de FSB (Hamann et al., 2016; Maeng et al., 2010). Une étude par Benotti et al. (2012) sur un

système de FSB en laboratoire a permis de constater que la majorité des composés pharmaceutiques présents dans l'eau de surface étaient biodégradés par le système, et absents à l'eau pompée.

La **dilution** de l'eau de surface infiltrée avec l'eau souterraine ambiante permet de réduire la concentration de contaminants à l'eau pompée. L'aquifère agit ainsi comme tampon pour atténuer la variation temporelle des contaminants dans l'eau de surface. En plus de minimiser les fluctuations, la dilution est obtenue avec une eau souterraine habituellement de meilleure qualité, ce qui permet d'augmenter la qualité générale de l'eau pompée.

2.1.2 Caractérisation hydrogéomorphologique

Les paramètres permettant de caractériser l'efficacité d'un système de FSB peuvent être séparés en deux catégories : les caractéristiques locales du système, stables dans le temps (type et position du puits, caractéristiques de l'aquifère) ainsi que les caractéristiques hydrodynamiques variables dans le temps (débits de pompage, qualité et débits des rivières). La modification temporelle ou spatiale d'un ou plusieurs de ces paramètres aura donc un impact direct sur la performance des systèmes de FSB (Ray et al., 2003; Sahoo et al., 2005).

Caractéristiques locales

Pour permettre l'écoulement de l'eau de surface jusqu'au puits, le **type d'aquifère** en place doit être composé de matériaux perméables, typiquement de dépôts alluviaux (Ray et al., 2003). Le niveau de confinement des berges autour du puits aura aussi un impact sur les temps de séjour; une couche peu perméable ralentira par exemple l'infiltration de l'eau de surface dans l'aquifère (Sahoo et al., 2005). Les caractéristiques du type de granulométrie de l'aquifère auront aussi un impact sur la capacité d'atténuation des contaminants du système. Sahu et al. (2019) ont démontré avec des essais en colonne qu'une augmentation du pourcentage en particules fines ainsi qu'une diminution de la taille des grains permettent une plus forte diminution de la turbidité. Les **sédiments** fins qu'on retrouve au fond des cours d'eau à l'interface entre l'eau de surface et l'eau souterraine permettent aussi une meilleure sorption des contaminants. S'il est attendu que les caractéristiques de l'aquifère et des sédiments en place soient stables dans le temps, le colmatage des berges (Stuyfzand et al., 2006) ainsi que la remise en suspension des sédiments fins lors de crues (Ray et al., 2002) peuvent empêcher la bonne atténuation des contaminants.

Lors de la conception d'un système de FSB, deux **types de puits** sont principalement utilisés pour la production de grande quantité d'eau potable (Ray et al., 2003) : les puits collecteurs horizontaux ou radiaux ainsi que les puits verticaux (Figure 2.2). Schématiquement, la connexion hydraulique entre l'eau de surface et le puits est atteinte dans un puits vertical lorsque le pompage induit un gradient hydraulique qui permet à l'eau de surface de s'infiltrer dans les berges. Dans le cas des puits collecteurs horizontaux, la surface des crépines étant plus étendue et situées sous la rivière, plusieurs auteurs (Anderson, 2013; Collins & Houben, 2020; Houben et al., 2022; Lee et al., 2012) ont travaillé sur des méthodes analytiques pour identifier le cône de rabattement. Ils ont déterminé que ce type de prélèvement permet d'obtenir de plus forts débits dans des aquifères peu perméables. Dans le cas des sites de FSB, cela se traduit par un taux de mélange plus élevé en faveur de l'eau de surface, ainsi qu'un temps de recharge plus élevé, ce qui permet une meilleure atténuation des contaminants dans les berges.

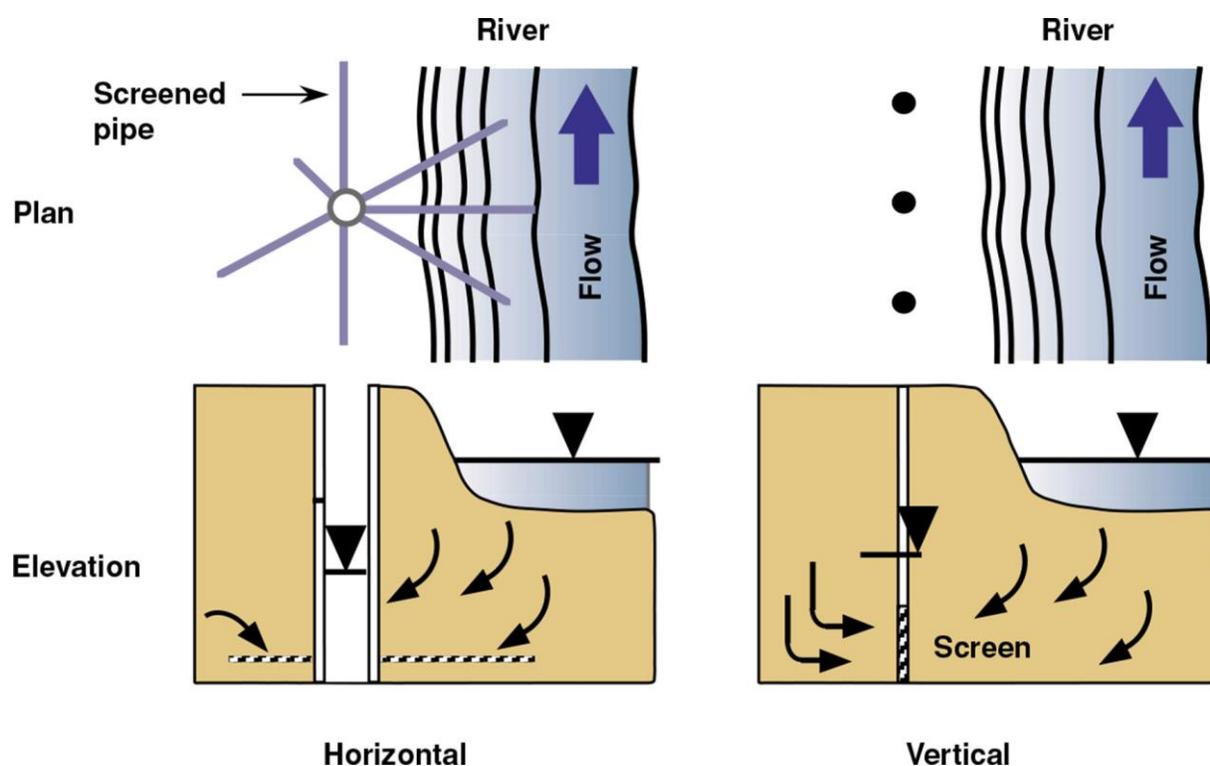


Figure 2.2 Aménagement des deux types de prélèvement principaux des sites de FSB. Tiré de (Ray et al., 2002)

La **position de l'installation** de prélèvement par rapport à l'eau de surface aura un impact sur les temps de séjour de l'eau infiltrée jusqu'au puits. Le ou les puits d'un système de FSB sont

typiquement installés à quelques dizaines de mètres de distance de l'eau de surface, mais Hu et al. (2016) font mention de distance allant jusqu'à 1000 mètres dans des aquifères particulièrement perméables. La géomorphologie des sites permet aussi de mieux comprendre les interactions entre l'eau de surface et l'aquifère. Par exemple, la présence d'un méandre le long d'une rivière favoriserait l'infiltration naturelle de l'eau de surface dans l'espace entre les berges (Figure 2.3). Un système de FSB installé à l'intérieur d'un méandre aura donc tendance à pomper une plus grande quantité d'eau de surface infiltrée.

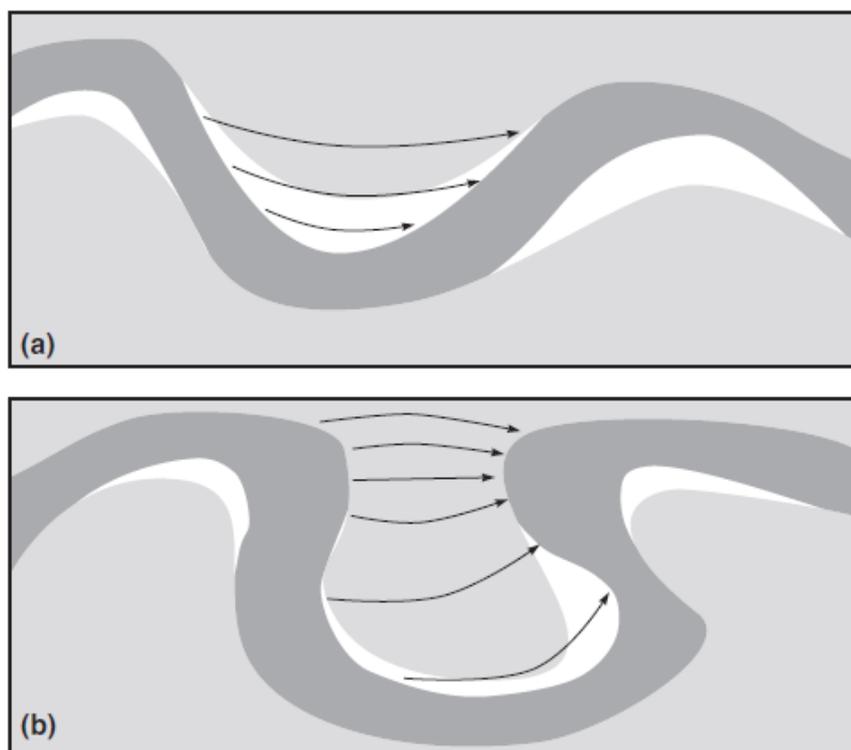


Figure 2.3 Influence d'un méandre sur l'écoulement de l'eau de surface infiltrée dans l'aquifère.

Tiré de Wondzell et al. (2019)

Caractéristiques hydrodynamiques

Les **débits de pompage** d'une installation de prélèvement peuvent parfois être constants dans l'année, mais le plus souvent ils sont variables selon les saisons en fonction des besoins de la municipalité. De plus, dans les cas des systèmes de FSB, il y a souvent plusieurs puits sur le même site, avec des débits de pompage différents (Masse-Dufresne, Baudron, et al., 2021). Un débit continu et similaire dans l'ensemble des puits sera typiquement synonyme d'une meilleure connexion entre la rivière et le puits (Massmann et al., 2008), permettant un suivi plus aisé des taux

de mélange et des temps de séjour. Cette situation est par contre rarement établie, et la corrélation entre les débits de pompes et l'efficacité d'atténuation des contaminants des systèmes de FSB sera plus difficilement caractérisée.

La capacité d'atténuation des contaminants est aussi fonction des **conditions hydrauliques** dans les rivières. Une augmentation du niveau de l'eau dans la rivière, par exemple lors des crues du printemps, augmente le gradient hydraulique dans les berges, qui à son tour diminue le temps de séjour de l'eau (Derx et al., 2013). Masse-Dufresne et al. (2019, 2021a et 2021b) ont aussi démontré comment **l'effet combiné** des variations des niveaux d'eau de surface et des débits de pompage cause des variations des taux de mélange entre différentes masses d'eau. Les auteurs ont identifié une variabilité allant de 0 à 100%, à la fois temporelle (pour un même puits de pompage) et spatiale (au sein d'un même champ captant).

2.2 Traçage des masses d'eau

Les approches basées sur le traçage de masses d'eaux sont largement utilisées pour caractériser la dynamique des écoulements au sein d'aquifères complexes. Les traceurs environnementaux correspondent à des éléments ou composés géogéniques (naturels) ou dérivés d'activités anthropiques (artificiels) présents dans l'environnement. L'utilisation de traceurs permet notamment d'identifier la part d'eau de surface infiltrée et de quantifier les taux de mélange avec une eau souterraine. Selon Sprenger et al. (2016), un traceur idéal devrait avoir ces caractéristiques :

- Origine naturelle ou anthropogénique
- Distribution non homogène entre l'eau souterraine et l'eau de surface
- Non-toxique
- Facile à utiliser et à mesurer à coût raisonnable
- Conservateur (pas réactif avec la matrice)

Il y a plusieurs types de traceurs, chacun avec leurs avantages et leurs inconvénients : les cations et anions dissous (chlorure, bromure), les isotopes stables ou radioactifs (^{18}O et ^2H , tritium), les gaz dissous (radon, SF_6) ou les traceurs basés sur les propriétés physiques (température, conductivité électrique (CE)).

Pour bien comprendre les processus, les traceurs ne sont pas utilisés seuls, mais plutôt combinés entre eux. Par exemple, Sheets et al. (2002) ont utilisé la **CE** et la **température** de l'eau pour identifier le temps de séjour de l'eau de surface dans les berges jusqu'à un puits de pompage d'un site de FSB. Duy et al. (2019) ont utilisé les **isotopes stables de la molécule de l'eau** pour caractériser les taux de mélange entre les précipitations, les eaux de surface et l'eau souterraine dans un environnement tropical. Masse-Dufresne et al. (2021) ont utilisé les **isotopes stables de la molécule de l'eau** et les facies **géochimiques** des eaux de surface et des eaux souterraines pour caractériser la variabilité spatiotemporelle des taux de mélanges dans un site de FSB. À plus grande échelle, Khadra & Stuyfzand (2014) ont utilisé la **géochimie** pour identifier les taux de mélange de plusieurs sites de prélèvements aux Pays-Bas. En revanche, ces auteurs ont utilisé des données échantillonnées une seule fois dans l'année, dont les caractéristiques ne peuvent pas être représentatives du caractère transitoire des écoulements. Enfin, Frei & Gilfedder (2021) ont utilisé le **radon** pour caractériser les temps de résidence de l'eau dans les sites de FSB.

Plus récemment, certains contaminants d'origine anthropique comme les pesticides ou des composés pharmaceutiques tels que la carbamazépine ont été utilisés comme traceurs de l'origine de l'eau dans des sites de FSB. En effet, ces composés sont typiquement uniquement présents dans les eaux de surface contaminées par des effluents provenant des usines d'épuration, et malgré les processus d'atténuation des contaminants des systèmes de FSB, ces composés se retrouvent aussi dans l'eau pompée. La présence de ces composés dans l'eau pompée des prélèvements est ainsi souvent signe d'un lien hydraulique avec l'eau de surface. Moeck et al. (2017) ainsi que Kruć et al. (2019) ont combiné la **carbamazépine**, les **isotopes stables de la molécule de l'eau** et la **géochimie** pour identifier l'origine de l'infiltration sur des sites de FSB. Massmann et al. (2008) ont utilisé un ensemble de traceurs environnementaux comme le **bromure** et le **chlorure**, les **isotopes stables de la molécule de l'eau** et $^3\text{H}/^3\text{He}$ ainsi que certains contaminants **pharmaceutiques**.

Parmi tous ces traceurs, les isotopes stables de la molécule de l'eau et la CE ont été choisis en début de projet pour leur faible coût analytique, la simplicité des protocoles d'échantillonnage et la possibilité de les conserver à température pièce pendant plusieurs mois.

2.2.1 Les isotopes stables de la molécule de l'eau

Les isotopes sont des atomes qui partagent le même nombre de protons, mais avec un nombre de neutrons différent. Une molécule d'eau est composée de deux atomes d'hydrogène (H) et d'un atome d'oxygène (O), avec chaque atome qui existe en différents isotopes stables. Par exemple, il existe trois différents isotopes de l'hydrogène : l' ^1H n'a pas de neutron, l' ^2H (ou deutérium) a deux neutrons alors que le ^3H (ou tritium) en a trois. En plus d'avoir des masses différentes, les isotopes d'un même atome n'ont pas la même abondance. L'isotope ^{16}O est ainsi le plus abondant, alors que les isotopes ^{17}O et ^{18}O sont plus rares. Même si les isotopes d'un atome ont des comportements chimiques identiques, leur différence de masse implique des vitesses de réaction distinctes. Cela fait en sorte que le ratio entre isotopes abondants et rares va varier dans l'environnement et dans les différents réservoirs (Clark, 2015). L'évaporation, la condensation ou les mélanges dans les eaux souterraines sont les principaux processus hydrologiques qui auront un impact sur la distribution des isotopes, et qui permet de les utiliser comme traceurs pour distinguer les différentes masses d'eau.

La composition isotopique d'une eau est exprimée par la différence entre le ratio des isotopes rares et abondants d'un échantillon par rapport à un standard de référence:

$$\delta^{18}\text{O}_{\text{échantillon}} = \left(\frac{(^{18}\text{O}/^{16}\text{O})_{\text{échantillon}} - (^{18}\text{O}/^{16}\text{O})_{\text{référence}}}{(^{18}\text{O}/^{16}\text{O})_{\text{référence}}} \right) \times 1000 \text{ ‰ VSMOW}$$

$$\delta^2\text{H}_{\text{échantillon}} = \left(\frac{(^2\text{H}/^1\text{H})_{\text{échantillon}} - (^2\text{H}/^1\text{H})_{\text{référence}}}{(^2\text{H}/^1\text{H})_{\text{référence}}} \right) \times 1000 \text{ ‰ VSMOW}$$

Où VSMOW (Vienna Standard Mean Ocean Water) est le standard de référence et ‰ est la notation « pour mille » (1/1000). Une valeur de δ positive signifiera que l'échantillon contient plus de ^{18}O (ou de ^2H) par rapport au standard de référence, et sera dit **enrichie**. À l'opposé, les valeurs δ négatives seront dites **appauvries**.

La composition isotopique des précipitations est principalement contrôlée par la température de l'air. La condensation des molécules d'eau lors des précipitations est accompagnée par un fractionnement isotopique préférentiel envers le ^{18}O et le ^2H . Cette variation mène à des compositions isotopiques qui varient selon les saisons, avec des compositions plus enrichies en été et plus appauvries à l'hiver. Dans une région donnée, l'ensemble des données des précipitations se

retrouve sur une droite météoritique locale (DML). En parallèle avec la saisonnalité des précipitations, la composition isotopique des eaux de surface est aussi affectée par les processus d'évaporation. Les molécules d'eau plus légères (^1H , ^{16}O) vont s'évaporer préférentiellement de l'eau de surface, menant à un enrichissement relatif en isotopes lourds. L'ensemble des processus qui impactent la composition isotopique d'un échantillon d'eau de surface sont ainsi contrôlés par la composition isotopique des précipitations, la recharge, la température et la fonte des neiges ainsi que par l'impact de l'évaporation. Typiquement, ces processus mènent à une variabilité isotopique saisonnière qu'on retrouve dans les eaux de surface, alors que la composition isotopique des eaux souterraines est plus stable.

2.2.2 La conductivité électrique de l'eau

La CE est la mesure de la capacité d'un courant électrique à circuler dans l'eau. Une eau pure est typiquement peu conductrice due à l'absence d'ions en solution permettant le passage du courant électrique. À l'inverse, une eau contenant des sels dissous ou d'autres composés inorganiques laissera plus facilement passer le courant. La CE est alors un indicateur du degré de minéralisation ou de la salinité d'une eau.

La minéralisation des **eaux souterraines** est principalement le résultat de l'interaction avec les roches (dissolution/altération de minéraux, échanges cationiques). Les valeurs sont typiquement caractérisées par une $CE > 300 \mu\text{S}/\text{cm}$, variable selon la composition chimique de l'aquifère avec lequel est en contact l'eau.

La CE des **rivières** étant contrôlée par différentes sources d'alimentation, il est attendu qu'elle varie au cours du temps et selon le cours d'eau. En général, les eaux de surface sont peu minéralisées, avec une conductivité électrique autour de $150 \mu\text{S}/\text{cm}$. La minéralisation des eaux de surface peut être modifiée de façon saisonnière du aux mélanges entre masses d'eau (fonte des neiges dans une rivière), à la pollution anthropique (sels de déglacage des routes) et à l'évaporation (augmentation de la concentration en minéraux dans la rivière). La CE peut donc servir de traceur environnemental pour identifier les interactions entre les **eaux de surface et souterraines**, en lien avec l'infiltration des eaux de surface. De plus, la mesure de la CE est robuste, les échantillons sont simples à prélever et à conserver avant l'analyse et il est facile de mettre en place des systèmes de mesure en continu.

CHAPITRE 3 ARTICLE 1: GEOCHEMICAL AND ISOTOPIC FRAMEWORK FOR THE IDENTIFICATION OF RIVERBANK FILTRATION SITES AT REGIONAL SCALE

Laurence Labelle ^{a)}, Paul Baudron ^{a), b)}, Florent Barbecot ^{c)}, Françoise Bichai ^{a)}, Janie Masse-Dufresne ^{d)}

a) Polytechnique Montréal, Department of Civil, Geological and Mining Engineering, C.P. 6079, succ Centre-ville, Montreal, QC H3C 3A7, Canada

b) UMR G-EAU, Institut de Recherche pour le Développement, 361, rue Jean-François Breton, BP 5095, 34196 Montpellier Cedex 5, France

c) Geotop-UQAM, Chair in Urban Hydrogeology, Department of Earth and Atmospheric Sciences, C.P. 8888, succ. Centre-ville, Montreal, QC H3C 3P8, Canada

d) École de Technologie Supérieure, Department of Construction Engineering, 1100, rue Notre-Dame Ouest, Montréal, QC H3C 1K3, Canada

Journal : Science of the Total Environment

Submission date: 1 June 2022

Abstract

The framework is based on the large-scale identification of groundwater abstraction wells that are inducing riverbank filtration (RBF). Properly identifying such facilities is crucial to ensure safe drinking water through specific source protection plans. Nonetheless, operators and authorities are often unaware of the contribution of surface water to wells, as RBF is often unintentional or insufficiently documented. We propose a framework based on a time series of electric conductivity (EC) and stable isotopes of water ($\delta^2\text{H}$, $\delta^{18}\text{O}$). These robust and low-cost tracers are characterized by a marked temporal variability in surface water. We hypothesized that time varying signal in the raw water of a drinking water well would reveal the propagation of surface water into the banks to the well. As a pilot study, 40 pumping wells located <500 m from a river, together with the 4 neighbouring rivers, were sampled by the operators on a weekly to monthly basis for 18 months, in the province of Quebec (Canada). 19 wells presented no seasonal variation and were considered as groundwater only (Group 1: Non-RBF). 5 pumping wells showed a strong seasonal variation and revealed a permanently high proportion of infiltrated surface water (Groups 2: Permanent RBF). Unexpectedly, 4 pumping wells presented a seasonally varying signal revealing bank filtration to significantly occur only when specific hydrodynamic conditions are met (Group 3: Occasional RBF). The time series of 12 wells were not conclusive due to incomplete datasets. A

simplified reading grid based on the standard deviation of the time series of the tracers was proposed to quickly categorize the pumping wells in the different groups. The study highlights the practical use of EC and the stable isotope of the water molecule as accessible to large-scale tracers, easy to use for all professionals involved in the management of drinking water facilities.

KEYWORDS: Drinking water; Stable isotopes; Environmental tracer; Electrical conductivity; Source protection

3.1 Introduction

A key challenge for worldwide water management is to have more resilient and sustainable ways to supply drinking water in order to meet increasing demand (IPCC, 2022). While interconnected, groundwater and surface water resources have usually been separately regulated and managed for the production of drinking water. Groundwater supply benefits from relative natural protection against contaminants, but the exploitable abstraction flow may be limited. Conversely, production of drinking water from SW resources typically allows larger pumping flow rates, but requires costly treatment processes due to higher levels of microbial contamination and temporal variations in raw water quality (Borchardt et al., 2004; Montiel-León et al., 2019).

Induced riverbank filtration (RBF) is a recognized managed aquifer recharge method for the production of drinking water (Dillon et al., 2020; Escalante et al., 2020) that combines the advantages of both surface and groundwater resources: a natural pretreatment of surface water with less quantity limitations than traditional groundwater sources. With RBF, infiltration of surface water is induced by pumping groundwater near a river or a lake. The passage of surface water through the banks allows for physical, chemical and biological processes, with benefits for the attenuation of organic contaminants (Burke et al., 2014; Hamann et al., 2016; Pazouki et al., 2016), pharmaceuticals (Bradley et al., 2014; Kruć et al., 2019), pesticides (Benotti et al., 2012; Kondor et al., 2020) and turbidity (Dash et al. 2010; Kvitsand et al., 2017). RBF has been successfully used purposely for decades to improve water quality, as an advantageous alternative to expensive surface water purification infrastructure (Gillefalk et al., 2018; Kvitsand et al., 2017; Stuyfzand et al., 2006).

However, it is difficult to anticipate the capacity of RBF systems to maintain adequate drinking water quality in a context of changing anthropogenic and climatic conditions (Sprenger et al.,

2011). Seasonal variations surface waters levels, as well as variations in the operating conditions, result in transient groundwater flows. Variations in temperature, chemical composition or contaminants load in surface water may disturb the complex biogeochemical processes controlling the transport of contaminants (Nagy-Kovács et al., 2019). For these reasons, compared to groundwater abstraction facilities, RBF sites are particularly sensitive to changes in hydroclimatic conditions. Moreover, in the context of climate change, the current extremes in the hydrological cycle (high flows and droughts) may well be exacerbated in the future (Barnett et al., 2005; Leveque et al., 2021; Rouhani and Leconte, 2018) and affect the direction of underground flows at RBF sites.

To protect drinking water from source to tap, the World Health Organization recommends a multi-barrier approach, considering that RBF sites should be regarded as surface water (WHO, 2016). In terms of legislation and guidelines, RBF sites thus need specific and appropriate guidelines that account for the connection between groundwater and surface water resources. A groundwater abstraction facility, considered pumping only local groundwater although located near-surface waters, could be in a RBF situation unintentionally, with water managers being unaware of the specific vulnerability of those sites associated with the infiltration of surface water in the groundwater. An exhaustive identification of RBF sites is therefore essential to anticipate the implications of climate change on the vulnerability of these sites and ensure the maintenance of quality drinking water production. Nonetheless, in the large majority of cases worldwide, no official inventory of RBF sites is available. This is the case in the province of Quebec (Canada; Patenaude et al., 2020) despite the abundance of the river across the territory and the use of groundwater for drinking water supply (Government of Canada, 2019).

Site-specific characterization of the connection between surface and groundwater, such as RBF sites, is typically carried out from the use of hydrodynamic models. Nonetheless, due to simplifications, models are generally not able to account for the high spatiotemporal variability of groundwater flows and may not reflect actual connections. Stable isotopes of the water molecule ($\delta^2\text{H}$ and $\delta^{18}\text{O}$) and electrical conductivity (EC) are frequently used environmental tracers to inform on the mixing rate between infiltrated surface water (also called bank filtrate) and regional groundwater (Masse-Dufresne et al., 2019; Moeck et al., 2017; Sprenger, 2016) and residence time of the bank filtrate at RBF sites (Kármán et al., 2014; Massmann et al., 2008; Vogt et al., 2010). In the last decade, the emergence of laser-based isotopic analyzers has drastically lowered analytical

costs and uncertainties. This easier access to isotopic data provides the opportunity to consider new applications of stable isotopes of water, typically through high resolution time series.

The main objective of this study is to develop a methodology to efficiently identify, with limited costs and on a large scale, groundwater abstraction sites that are in a situation of both intentional and unintentional RBF. Considering that (i) the isotopic and geochemical composition of groundwater is nearly stable over time and (ii) the composition of surface water is variable through time, the isotopic and geochemical signature of raw water from a groundwater pumping facility should not vary unless a significant proportion of surface water is infiltrated. The straightforward sampling protocols for $\delta^2\text{H}$, $\delta^{18}\text{O}$ and EC, their long-term conservation and low analytical costs make it possible to assign weekly to monthly sampling of groundwater abstraction sites directly to the facility operators, thus permitting the large-scale data collection required for methodology validation.

The proposed methodology was developed and tested based on a 18 months monitoring of environmental tracers at the raw water of 40 pumping wells that supply drinking water to 18 municipalities in the province of Quebec (Canada). It provides a unique dataset of more than 2000 samples. Distributed across four watersheds, these wells are located in various hydro-geomorphological contexts and at less than 500 metres from a surface water body. Surface water sampling was also established to inform on the temporal signals of tracers in surface water. Then, the standard deviation of each time series was calculated to characterize the temporal variation of the tracers.

3.2 Methods

3.2.1 Surface water and groundwater sampling

Located in southern Quebec (Canada), the study region approximately follows the watershed delimitation of the *Rivière du Nord*, the *Rivière du Chêne*, the *Rivière Mascouche* and the *Rivière Nicolet*. A total of 4 rivers were sampled in the study area: the *Rivière du Nord* (RDN), which flows south over 147 km, the *Rivière Mascouche* (MAS), with a length of 58 km, the *Rivière du Chêne* (CHE), with a length of 29 km and the *Rivière Nicolet* (NIC) with a length of 137 km.

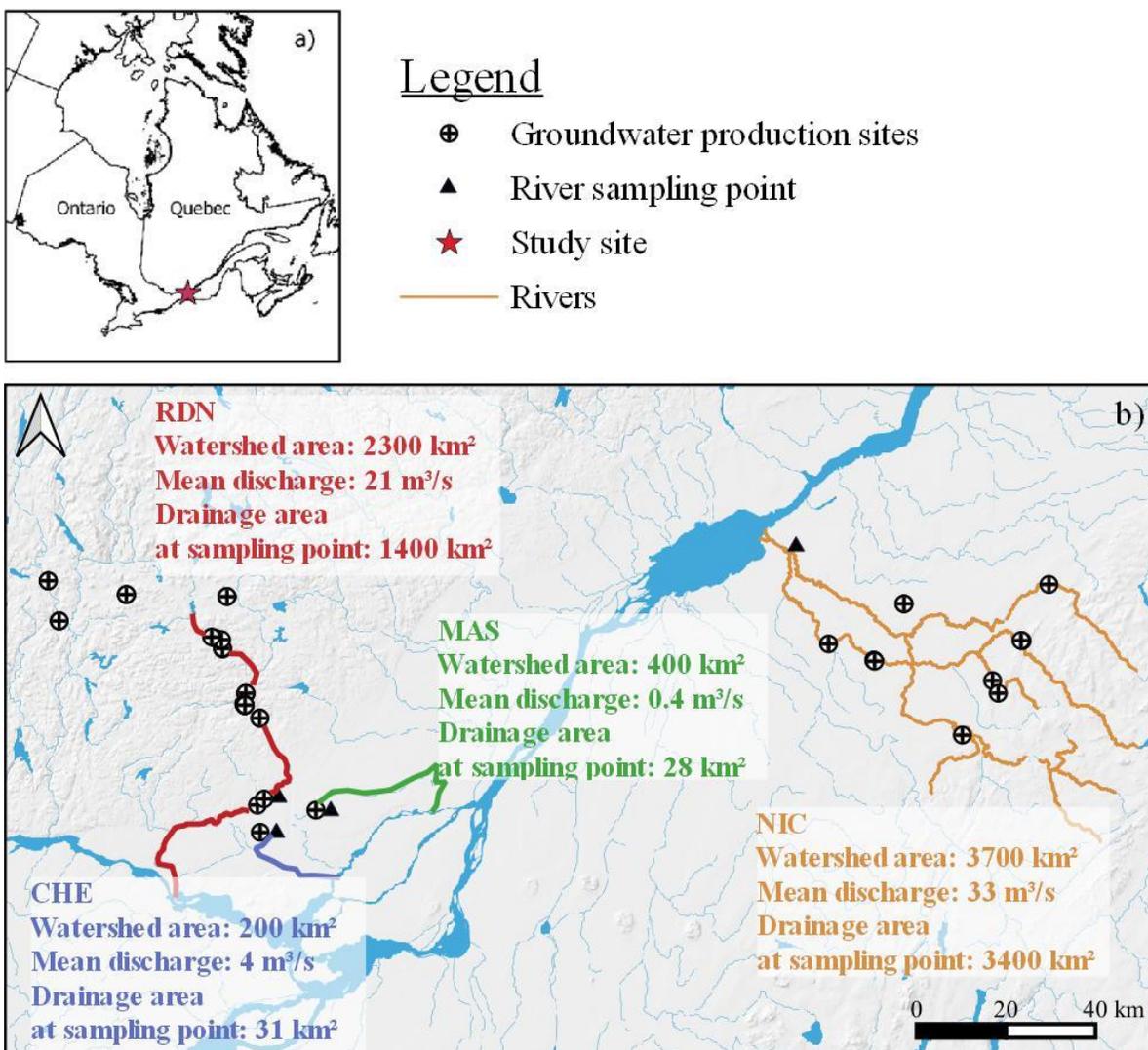


Figure 3.1 a) Location of the study site. b) Location of the surface waters RDN, MAS, CHE, NIC and their watersheds, the 18 drinking water production facilities (40 pumping sites) and the river sampling points

The four rivers have various mean discharge flows, ranging from 0.4 to 33 m³/s, associated with different drainage area at the sampling point, ranging from 28 to 3400 km². Surface water of the rivers RDN, MAS and CHE were sampled from a bridge once a week for 19 months between November 2019 and May 2021. Water from the river NIC was sampled from the surface water intake (raw water) of a municipality once a week for 15 months between March 2020 and May 2021.

Samples for the measurement of electrical conductivity were collected in 50 mL polypropylene containers. Samples for the measurement of the isotopic data were collected in 60 mL high-density polyethylene containers. All containers were filled to the brim, with no visible airspace, and the caps were tightly closed to prevent water from evaporating. Samples were stored at room temperature and away from light.

A total of 18 municipal groundwater production facilities were identified as potential RBF sites. The criteria used to identify these sites, inspired by Patenaude et al. (2020), were as follows: (a) distance from wells to surface water under 500 metres; and (b) a wide range of hydrogeomorphology contexts. The objective of these criteria was to obtain a spatial distribution of sites in different surfaces to groundwater connection contexts. As each facility uses between 1 and 4 pumping wells, a total of 40 abstraction sites were sampled. The majority of the wells were tubular ($n = 36$) and the others were horizontal drains ($n = 3$) and well points ($n = 1$). Municipal groundwater abstraction facilities were sampled continuously for 18 months. Sampling was performed on a weekly to monthly basis and over a 1.5-year period to account for seasonal variability. Unfiltered groundwater samples were collected from the raw water tap. The groundwater sampling protocol, containers and storage were the same as for the surface water.

3.2.2 Laboratory analyses

The EC was measured in the laboratory with an electrical conductivity probe (*Orion™ Versa Star Pro™*, Thermo Scientific™). For electrical conductivity, the accuracy of the manufacturer is 0.5% of reading ± 1 digits. Calibration by 1 point was performed before each day of measurement with conductivity calibration standards (*Orion™ Conductivity Standards and Solutions*).

The isotopic signatures of the water molecule ($\delta^{18}\text{O}$ and $\delta^2\text{H}$) were measured using a mass spectrometer (T-LWIA-45-EP, *Off-Axis Integrated Cavity Output Spectroscopy* (OA-ICOS)- LGR (Los Gatos Research)) at the Geotop Light Stable Isotope Geochemistry Laboratory (Montreal, Quebec). To calibrate the results on the VSMOW-SLAP scale, three internal reference waters ($\delta^{18}\text{O}=0.23\pm 0.06\text{‰}$, $-13.74\pm 0.07\text{‰}$ & $-20.35\pm 0.10\text{‰}$; $\delta^2\text{H}=1.28\pm 0.27\text{‰}$, $-98.89\pm 1.12\text{‰}$ & $-55.66\pm 0.69\text{‰}$) were used. The total analytical uncertainty ($1\ \sigma$) is better than $\pm 0.1\text{‰}$ for $\delta^{18}\text{O}$ and $\pm 1.0\ \text{‰}$ for $\delta^2\text{H}$.

3.3 Results and discussion

3.3.1 Seasonality of the signal

3.3.1.1 Surface water

Linear regression of the isotopic composition of the rivers defines the local evaporation lines (LEL), which are $\delta^2\text{H} = 5,16 * \delta^{18}\text{O} - 20,94$ (RDN), $\delta^2\text{H} = 6,42 * \delta^{18}\text{O} - 5,99$ (MAS), $\delta^2\text{H} = 6,59 * \delta^{18}\text{O} - 4,68$ (NIC) and $\delta^2\text{H} = 7,12 * \delta^{18}\text{O} + 3,43$ (CHE). The isotopic composition of the 4 surface waters is depicted in the Figure 3.9 (Supplementary material). The surface waters RDN, NIC and MAS are progressively influenced by evaporation in the summer months, as evidenced by the slopes of the LEL, which correspond to the values reported in previous studies in the same region (Masse-Dufresne, et al., 2021; Rosa et al., 2016). Enrichment in the summer months is less marked for the river CHE, as revealed by the slope of 7.12. For the higher-flow rivers RDN and NIC, the seasonal evolution reveals a rapid depletion in spring, enrichment during summer, gradual depletion during fall, and finally a plateau in winter (Figure 3.2a). For the lower-flow rivers MAS and CHE, the seasonal evolution reveals a rapid depletion in spring, enrichment during summer followed by marked variation during fall, and finally a plateau in winter (Figure 3.2b).

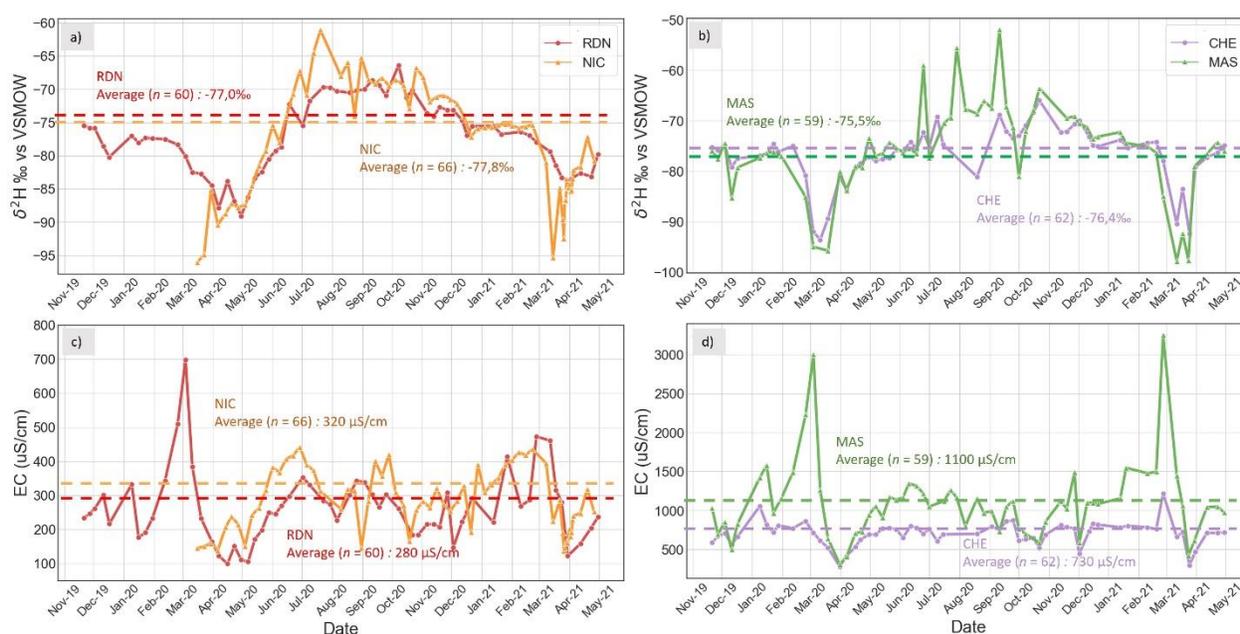


Figure 3.2 Temporal evolution of $\delta^2\text{H}$ for the rivers RDN and NIC (a) and CHE and MAS (b)
Temporal evolution of EC for the rivers RDN and NIC (c) and CHE and MAS (d)

The spring depletion can be explained by the contribution of light isotope marked snowmelt over the watershed. The timing of the isotopic depletion in spring 2020 is different: March for CHE, MAS and NIC, and early May for RDN. As the sampling point of RDN is located at a higher altitude, the first flood peak occurs mid-April in 2020, as opposed to the beginning of April for the rivers NIC and CHE (Figure 3.10, Supplementary material). In spring 2020, two events of isotopic depletion are noticeable for the rivers RDN and NIC, correlated with the two marked periods of flood. The minimum isotopic composition of $\delta^2\text{H}$ of CHE, MAS and NIC varies between $\delta^2\text{H} = -102\text{‰}$ to $\delta^2\text{H} = -93\text{‰}$, while RDN only reaches $\delta^2\text{H} = -89\text{‰}$. During summer, enriched precipitations and evaporation processes contribute to the rivers isotopic signature. In the higher-flow rivers RDN and NIC, the enriched signature is followed by a gradual depletion during the fall. In the smallest rivers MAS and CHE, the isotopic signature varies a lot during the summer months due to the rain events impacting the flow of the rivers. During the winter, the ice cover reduces the runoff and all surface water contribution to the studied rivers. The mean isotopic signature of the surface waters during this continuous period of freezing condition approach the isotopic signatures of the groundwater contribution to surface water.

The seasonal variations of the EC for the 4 surface waters are shown in Figure 3.2c and Figure 3.2d. The highest values are obtained towards the end of winter, followed by a rapid decrease in the spring and a plateau during the summer and autumn months. De-icing salt, typically composed of sodium chloride, is regularly applied on the roads in the study region during the late fall and winter months (Sérodès et al., 2021). The salt is retained in the snow and the runoff brought by the first rainfall events or temperature above zero of the season, usually in March, can bring highly mineralized water in the river, as the highest EC values in March 2020 (RDN, MAS) and March 2021 (RDN, MAS, CHE) suggest. Road network density appears to be the main controlling factor over the impact of de-icing salts in the river, as the samples for those 3 rivers were taken from a bridge in residential and industrial area, whereas the river NIC was sampled from a municipal drinking water plant in the middle of the river, in a low population density area. The break-up of the ice in the spring and the large volume of snow melt in the river then bring dilutions, as revealed by the low EC concentration in the rivers.

The lowest values for NIC and RDN are measured in April, while for CHE and MAS the peak is observed a few weeks earlier, which corresponds to their respective highest spring flow. In the summer, autumn and winter months, the EC is mainly controlled by the local groundwater

contribution and the dilution correlated with higher flow in the rivers. The approximate average of the EC from May to February is 280 $\mu\text{S}/\text{cm}$ for RDN, 320 $\mu\text{S}/\text{cm}$ for NIC, 730 $\mu\text{S}/\text{cm}$ for CHE and 1100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ for MAS.

The temporal evolution of the isotopic signature and the EC of the four studied rivers is controlled by the mixing with groundwater, isotopic signature of precipitation, evaporation processes and anthropic pollution. The isotopic signal of the rivers with higher flow and larger drainage area upstream of the sampling point (RDN, NIC) appeared to be mainly controlled by the isotopic composition of the precipitations and by evaporation processes whereas the rivers with lower flow and smaller drainage area (CHE, MAS) appeared to be controlled by the mixing with groundwater. The EC signal of the rivers with higher flow and larger drainage area upstream of the sampling point (RDN, NIC) appeared to be mainly controlled by the dilution brought by the difference of the river flows whereas the rivers with lower flow and lower drainage area (CHE, MAS) appeared to be controlled by anthropogenic pollution. The lowest values of EC for NIC and RDN are measured synchronously with their most depleted isotopic signal and highest river flow. The lowest values of EC for MAS and CHE are measured synchronous with their highest river flow, but two weeks after their most depleted isotopic signal.

3.3.1.2 Groundwater

The isotopic composition of groundwater is most of the time close to that of the mean composition of precipitations. It is explained by the smoothing of isotopic seasonal variations of groundwater recharge process when the unsaturated zone is thick enough (Barbecot et al 2018). The annual recharge is incorporated to the saturated zone and the dilution of the recharge in the groundwater finally cancels the surface signal. This is identified in 19 pumping sites where no variation of isotopic signals is observed (Figure 3.4a, results from the other sites are available in Supplementary material).

The mean isotopic signature of the pumping site NIC_P01 is $\delta^2\text{H} = -76.2 \text{‰}$ vs. V-SMOW, similar to the mean signature of the surface water during the winter months ($\delta^2\text{H} = -75.6 \text{‰}$ vs. V-SMOW). This confirms that surface water is mostly supported by groundwater while there is an ice cover. The mean isotopic signature in the groundwater of the majority of the sites falls in the mean composition of the surface water during the winter. Only two groundwater sites present a marked depleted mean isotopic composition ($\delta^2\text{H} = -84,7 \text{‰}$ and $\delta^2\text{H} = -83,2 \text{‰}$ vs. V-SMOW).

Unexpected significant variations in EC are observed in some groundwater pumping wells associated with an absence of isotopic signal evolution. This seasonal change is not necessarily due to the contribution of surface water. The effect of pumping on the vertical distribution of groundwater mineralization within an aquifer may be sufficient to explain it. The increase of EC at site RDN_P01 coincides with a period of intensification of pumping (Figure 3.3a-b). It could thus be explained by the temporary remobilization of deeper, more mineralized water.

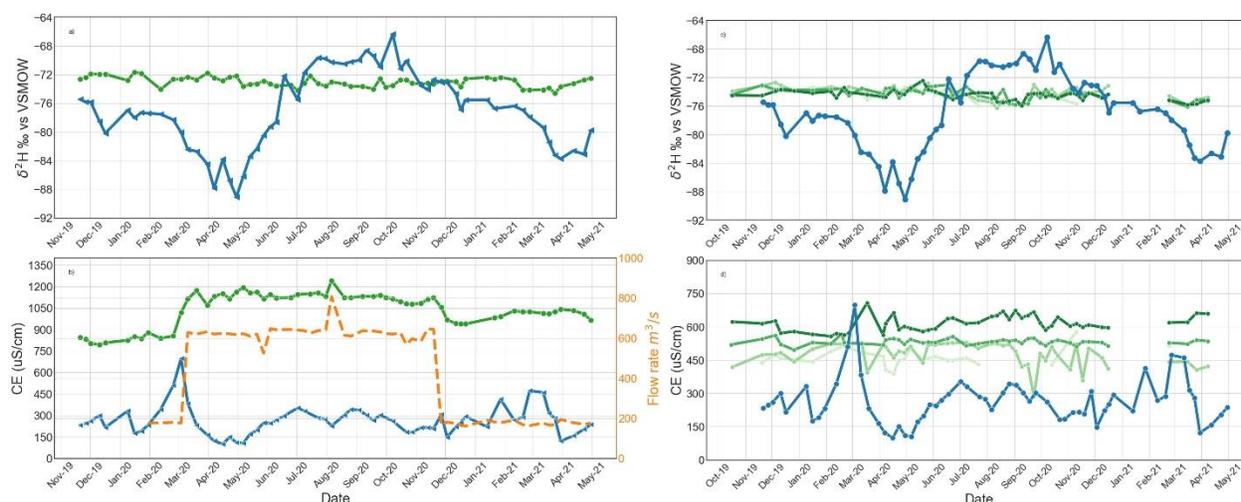


Figure 3.3 Time-series of a groundwater pumping well (green) near the RDN river (blue), representing the temporal evolution of (a) $\delta^2\text{H}$ and (b) EC and flow rate (orange). Time-series of wells RDN_P05, RDN_P06 and RDN_P07, RDN_P08, all located less than 20 metres apart in a single site, representing temporal evolution of (a) $\delta^2\text{H}$ and (b) EC. The site RDN_P08 was out of service from AUG to OCT 2020, and no data is available for all wells from JAN to FEB 2021

Located less than 20 metres from each other, wells RDN_P05, RDN_P06 and RDN_P07, RDN_P08 (Figure 3.3c-d) all have a different mean EC with seasonal variations. This can be explained by different groundwater contributions, associated with different pumping flow rate. Provided that several pumping wells are close to each other in the same site, it is therefore important to sample each well separately to be able to assess whether such a phenomenon takes place.

3.3.2 Identification of RBF sites

Based on the seasonal variation $\delta^2\text{H}$ and EC data from each well, the sites are categorized in three groups. Half of the wells (19/40) do not show seasonal isotopic variation. They are considered as groundwater wells, not inducing RBF (Group 1). One quarter of the studied wells (9/40) show

seasonal isotopic variations, evidence of a contribution of surface water to the pumped mixture. They are classified as either permanent RBF (Group 2) or as seasonal FSB (Group 3). Finally, 12 wells could not be classified due to the insufficiency of the dataset, as explained in section 3.3.2.3. The time series of the isotopic and geochemical tracers for each sampled well are presented in Figure 3.11 to Figure 3.14 in the Supplementary material.

3.3.2.1 Group 1: Non-RBF

The isotopic signal at non-RBF sites is characterized by an absence of seasonal variability. 19 sites are identified as not inducing RBF based on the collected data, and are considered representative of the local groundwater. The sites in this group are in different types of aquifers (confined and unconfined granular, confined and unconfined fractured rock), at distances to surface water ranging from 19 to 389 metres and depths from 9 to 45 metres.

The absence of detectable variation can be explained by several hydrogeomorphological contexts. For unconfined aquifers, it can be explained by a long distance between the well and the surface water, or a low-pumping rate, unable to induce a drawdown propagation till surface water bodies. For confined aquifer, the absence of variation at the well can be due to lack of hydraulic link between the well and the surface water.

3.3.2.2 Group 2: Permanent RBF

The isotopic signal of five sites is marked by clear seasonal variability at the pumped water, characterized by a depletion during the spring months, followed by an enrichment in the summer (Figure 3.4a). They are identified as unintentionally inducing RBF permanently. The wells in this group are all in unconfined alluvial aquifers, at distances of 6 to 50 metres from a river and depths of 5 to 14 metres.

During the winter, the isotopic composition of pumped water tends towards the mean weighted average of the local groundwater. This might be due to lower pumping rates (less/no river contribution) or the fact that iced rivers present isotopic signatures close to regional GW. The EC signals are marked by attenuated temporal variability, with averages lower than surface waters or approximately the same. The seasonal variation of the signal is thus interpreted as a hydraulic connection between the surface water and the pumping well.

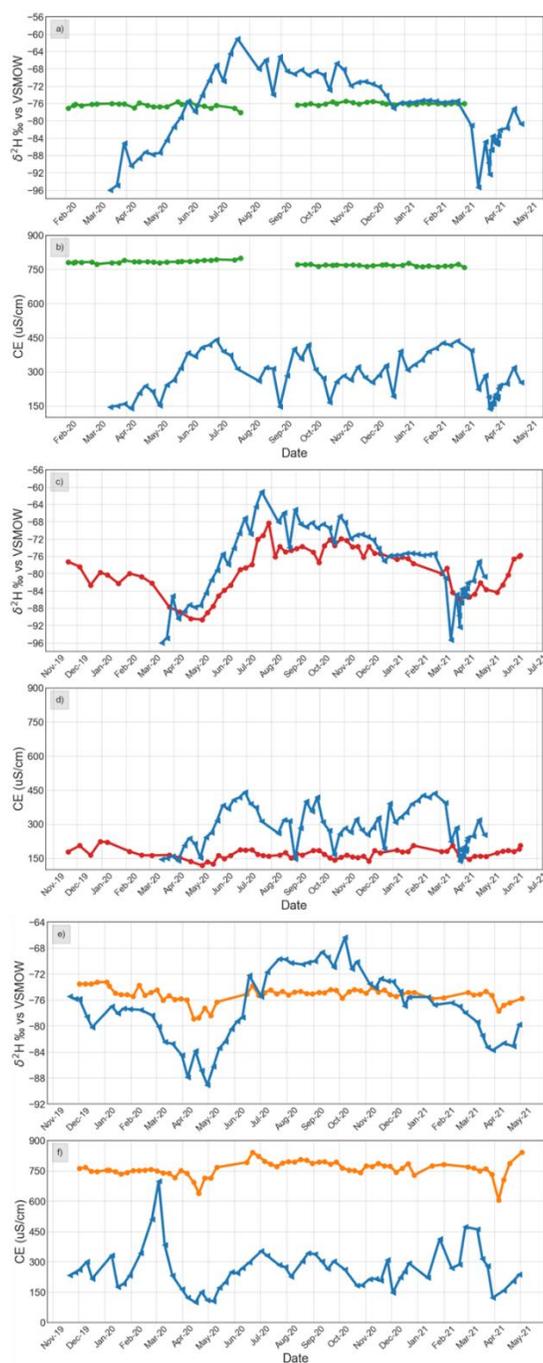


Figure 3.4 Example of a representative dataset for 1) Group 1 (Non-RBF) featuring a) temporal evolution of $\delta^2\text{H}$; b) temporal evolution of electrical conductivity. Pumping wells (green) near NIC river (blue). 2) Group 2 (permanent RBF) featuring c) temporal evolution of $\delta^2\text{H}$; d) temporal evolution of electrical conductivity. 3) Group 3 (occasional RBF) featuring e) temporal evolution of $\delta^2\text{H}$; f) temporal evolution of electrical conductivity

3.3.2.3 Group 3: Occasional RBF

Four sampling facilities were identified as occasionally inducing RBF. The isotopic characteristics of these sampling facilities are marked by a relative stability along the year, except during one moment in the year, when the isotopic composition of the pumped water changes. Data from pumping well RDN_P03 is shown in Figure 3.4. In the months of April and May 2020 and April 2021, the isotopic signature is depleted, while during the rest of the year the signature is stable. During the same months, the EC is 50 $\mu\text{S}/\text{cm}$ lower than the rest of the year. This variation is interpreted as an increase or temporary establishment of a hydraulic connection between the surface water and the well, leading to a higher mixing ratio at the well that is detectable only at this moment.

Two mechanisms are proposed to explain the inversion of the direction of the groundwater flow and the establishment of the connection. In an unconfined aquifer, a hydraulic connection may be possible year-long between groundwater and surface water, but low pumping rates or high distance prevent the pumping of infiltrated surface water. Temporary reversal of flow direction caused by higher surface water level during spring flooding and/or temporary increase in pumping rates may induce the infiltration of surface water to the well and allow such connection to be detected. In a confined or semi-confined aquifer, the hydraulic connection does not exist year-long but is only established during the flooding of land surface up to unconfined areas. The wells in the Group 3 are installed in different types of aquifers (confined alluvial fractured rock), at distances of 38 to 117 metres from surface water and at depths of 18 to 38 metres.

3.3.3 Interpretation abacus

To simplify the interpretation and make isotopic and geochemical tools accessible to non-specialists, a simplified reading grid based on the standard deviation of the two tracers is proposed in Figure 3.5. If the standard deviation of a time series is above the detection limits of the instrument, the variation can be considered as seasonal variation. On the contrary, if the standard deviation is under the detection limit, the variation of the signal can be considered as analytic noises. This method allows to discriminate between groundwater sites and those that pump infiltrated surface water. Analytical uncertainties of the two tracers ($\pm 1.0 \text{ ‰}$ for $\delta^2\text{H}$ and $\pm 25 \mu\text{S}/\text{cm}$ for EC) are used to distinguish the noise from actual seasonality (Figure 3.6).

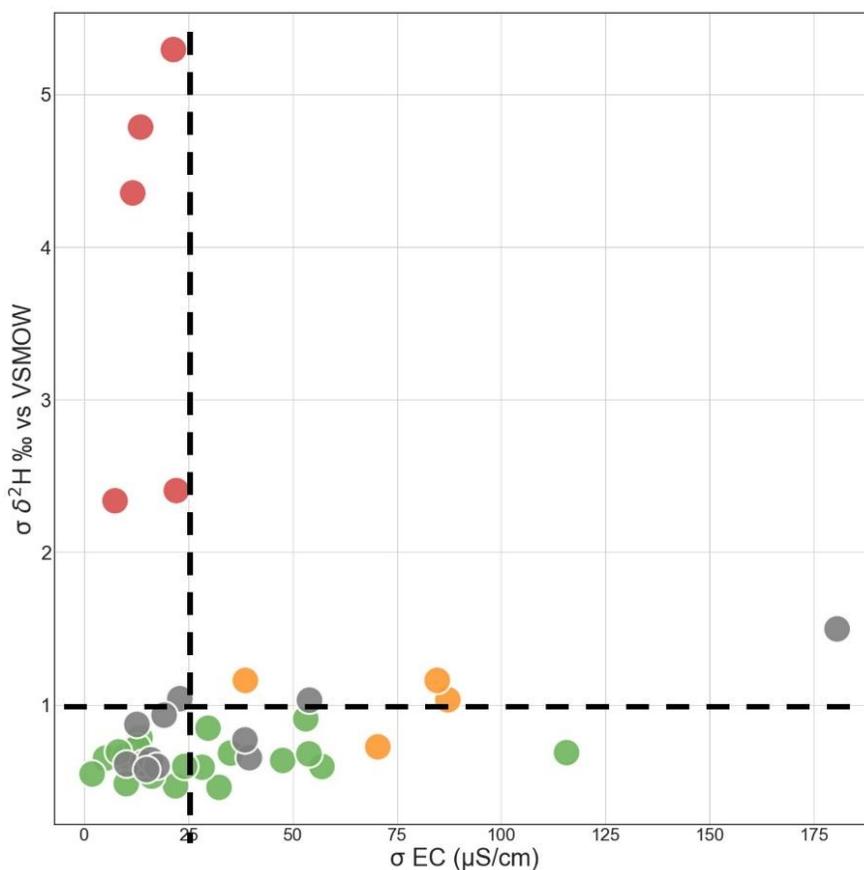


Figure 3.5 Standard deviation of the time series of each site. Green: Group 1 (Non-RBF), Red: Group 2 (Permanent RBF), Orange: Group 3 (Temporary FSB), Grey: Not enough data

For the 4 surface waters studied, standard deviations of $\delta^2\text{H}$ and CE are relatively similar for RDN (5.9 ‰ vs V-SMOW; 104 $\mu\text{S}/\text{cm}$), CHE (6.1 ‰ vs V-SMOW; 152 $\mu\text{S}/\text{cm}$), and NIC (8.4 ‰ vs V-SMOW; 92 $\mu\text{S}/\text{cm}$). The river MAS stands out with a much higher standard deviation for EC (503 $\mu\text{S}/\text{cm}$) and slightly higher for $\delta^2\text{H}$ (8.8 ‰ vs V-SMOW). For the wells in the Group 1: Non-RBF, the standard deviations of $\delta^2\text{H}$ all fall below 1 ‰ vs V-SMOW, which is consistent with the absence of seasonal variation of the tracer. For the wells in the Group 2: Permanent RBF, the standard deviations of $\delta^2\text{H}$ all fall above 1 ‰ vs V-SMOW, and under 25 $\mu\text{S}/\text{cm}$. For the wells in the Group 3: Occasional RBF, the standard deviations of $\delta^2\text{H}$ fall above 1 ‰ vs V-SMOW, and above 25 $\mu\text{S}/\text{cm}$, except for one site which is under 25 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Our method assumes regional groundwater signal to be constant on an annual scale. As the EC in the pumping wells is also controlled by year-round surface water inputs and influenced by pumping regimes, the standard deviation of the EC for sites temporarily in RBF situation may vary more than for the permanent RBF sites.

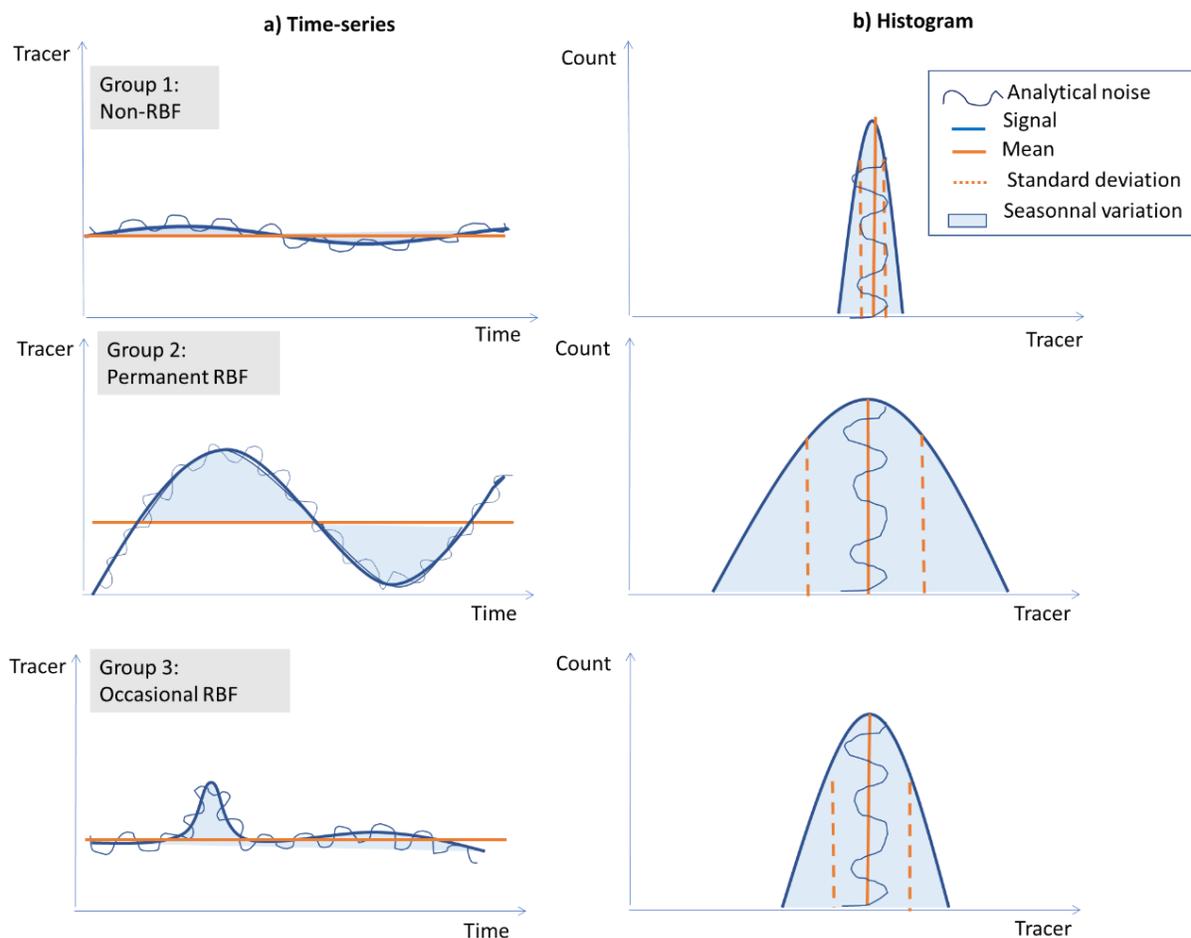


Figure 3.6 Schematic representation of the 3 groups of RBF as (a) time series and as (b) histogram

The application of this simplified reading grid for the identification of wells operated as RBF schemes has the advantage of not requiring advanced knowledge or skills in isotopic geochemistry, which makes their use practical for all professionals involved in the management of drinking water sites. However, it requires certain conditions to be met. The standard deviation is sensitive to the frequency and timing of sampling, it is thus important that (1) time series include ≥ 1 sample/month, and (2) the sampling period covers at least 12 months. A lower sampling frequency may not be able to reflect the seasonality of the signal. However, if a time series does not meet these two criteria, but the standard deviation is greater than 1 ‰ vs VSMOW and/or greater than 25 $\mu\text{S}/\text{cm}$, it is possible to conclude that the sampling site is in RBF situation.

3.3.4 Vulnerability of RBF sites

RBF is used worldwide for its ability to attenuate contaminants from surface water. The hydraulic connection evidenced between surface water and sampling facilities in 9 of the 40 sites does not necessarily imply a specific microbiological risk to the well. The occurrence of *Escherichia coli* in raw water is routinely used as an indicator of microbiological contamination and serves as a monitoring criterion of microbial water quality. Furthermore, the data concerning the presence of *E. coli* in the raw water was easily available from government databases. Other proxy, such as *enterococcus*, could have been better indicator of contamination but were not available in the database. The presence of *E. coli* was compared with our isotopic time series (Figure 3.7). For the sites in Group 1: Non-RBF, no episode of contamination was identified. For the sites in Groups 2 and 3: Permanent and occasional RBF, *E. coli* was found in three out of nine sites: NIC-P12 (Permanent RBF) and RDN_P09-RDN_P10 (Occasional RBF).

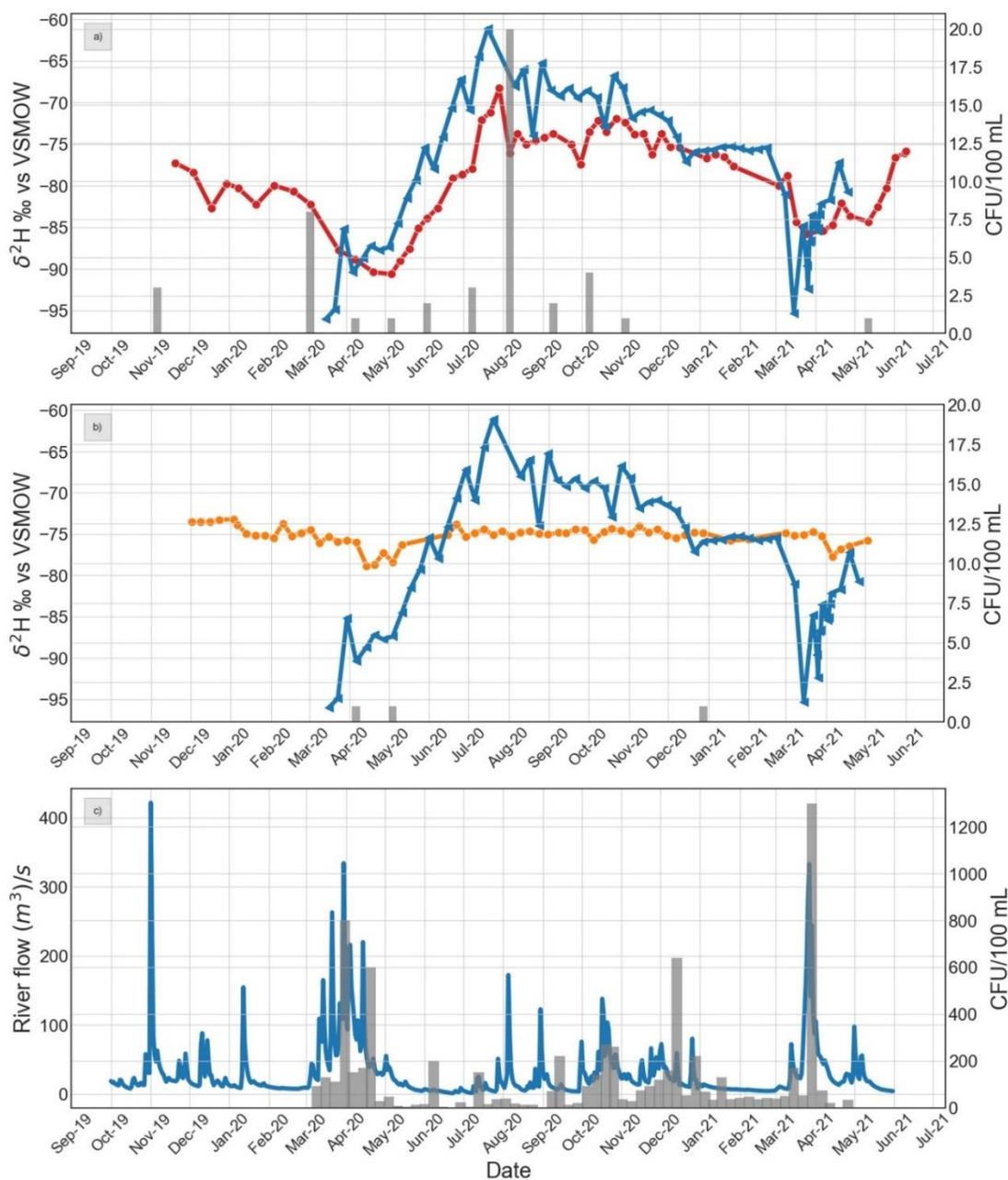


Figure 3.7 Temporal variation of $\delta^2\text{H}$ and EC for wells (a) NIC_P12 and (b) RDN_P09, RDN_P10 and (c) flow of surface water NIC. The grey lines indicate the period when *E. coli* was found in the raw water. The wells are sampled once a month

Site NIC_P12 (Group 2) shows microbial contamination throughout the year, except during the low-flow period in winter. Site RDN_P03 (Group 3), shows microbial contamination in the springtime, precisely the period during which isotopic and geochemical tools reveal a seasonal RBF operating scheme.

A major source of *E. coli* in the surface waters in Quebec is combined sewer overflows along the rivers, that typically occur during precipitation (Mailhot et al., 2015). During the high flows of spring, the microbial contamination in the surface water is the highest (Figure 3.7c). Another source of *E. coli* is septic tank leachate from residential areas adjacent to the surface water. During the low-flow period in winter, the ice-covered rivers are almost exclusively recharged by groundwater, and the dilution of the leachate in the surface water may not be sufficient. This presence of contamination in the surface water and in the sites RDN_P09 and RDN_P10 is thus not surprising even if the river is covered in ice.

3.3.5 Implications for the protection of RBF drinking water sources

The efficiency of RBF as a pre-treatment is controlled both by the mixing ratio between surface water and groundwater (dilution of contaminants) and by the travel time of surface water in the banks to the pumping well. In different jurisdictions worldwide, the determination of intermediate protection areas (bacteriological and virological) for groundwater abstraction sites is based on transport times obtained from the maximum survival time of pathogenic bacteria and viruses in the saturated zone. In the Quebec's hydrogeologic and climatic conditions, the survival time is estimated at 200 days for bacteria and 550 days for viruses (MELCC, 2019b). A preliminary analysis of the transport times of the water infiltrated into the banks was carried out using the graphical "peak-to-peak" method (e.g. Massmann et al., 2008). A first approximation of residence time is possible by estimating the time lag between the extrema of the surface water signal and that of the pumped water Figure 3.8. These values correspond to the average transport time of water in the banks. The analysis of the sampling sites in permanent RBF situation leads to approximate transport times of 45 days (RDN_P15), 30 days (NIC_P10 and NIC_P11) and 15 days (NIC_P12).

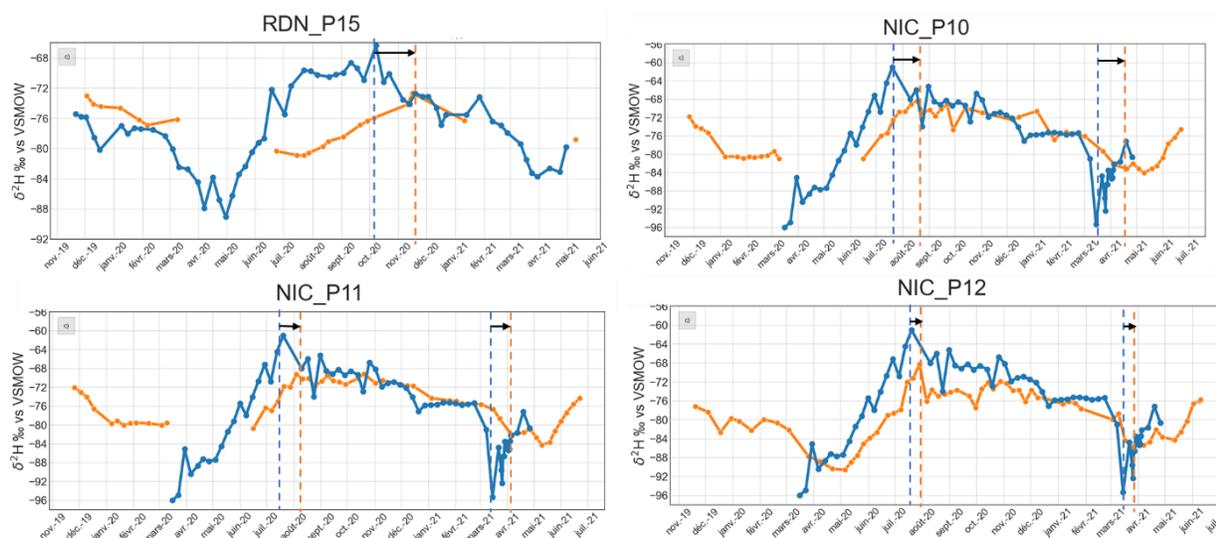


Figure 3.8 Graphical method for estimating riverbank water transport times for RDN_P15 and NIC_P10

Calculated travel times at these RBF sites are inferior to the value considered for sufficient protection in Quebec (200 days), but no bacterial contamination is observed (except for NIC-P12). Our study therefore suggests that with RBF, adequate attenuation of bacteriological contaminants is permitted despite travel times much lower than those defined by intermediate protection areas. Countries like New Zealand use the intersection of the intermediate protection area with surface water for identifying wells under the direct influence of surface water (GUDI; e.g., New Zealand (Ministry for the Environment, 2019)). The intermediate protection areas could be consulted for some of the facilities NIC sampled in the present study. Surface water was intersected in 75% of cases, i.e. in all 9 samples of Groups 2 and 3, and in 22 facilities of Group 3. Such criteria was therefore not necessarily indicative of vulnerability associated with the proximity of rivers and lakes.

3.4 Conclusion

This study explored the possibility of identifying municipal drinking water intakes in un-intentional RBF situation based on the dispersion of geochemical and isotopic signals between surface water and pumping wells. Monthly to weekly sampling of surface water during a period of 18 months confirmed a large seasonal amplitude of geochemical and isotopic signals, particularly marked by snow melt in spring and by two low-water periods per year. The choice of tracers as well as the sampling and conservation protocol has several advantages in the context of a large-scale sampling

campaign, such as low analytical cost, simple manipulations and conservation easily done by municipal employees. Groundwater data allowed the identification of three groups of well. A clear hydraulic connection was identified in a third of the wells ($n = 9$), either permanent ($n = 5$) or seasonal ($n = 4$), while two thirds ($n = 19$) of the wells were classified as non-RBF. To facilitate interpretation and make the proposed approach accessible and useful for operators and managers of abstraction facilities, a simplified interpretation grid has been proposed. In a drinking water management perspective, this type of approach based on information available directly from raw water intake has shown to be promising for identifying RBF sites. However, a longer-term validation of the interpretation proposed in this study is essential in order to expand the database. It should take into account the size of sample populations (frequency and number of analyses per site), in order to ensure consistency in interpretation. Care should also be taken to ensure that analyses are carried out in an international reference laboratory, so that isotopic measurement uncertainties are as low as possible. Statistical tests on larger time series, obtained as part of long-term monitoring, would thus make it possible to recommend which subsampling is optimal to characterize the vulnerability of drinking water in RBF situation. Further analysis of the links between hydrogeomorphological criteria such as the vertical distance between the well strainer and the surface water body, the types of quaternary deposits, the pumped flows or the type of surface water would make it possible to establish finer identification criteria. From a global perspective, the developed isotopic framework and the data acquired as part of this project could contribute to sustainable resource management and help municipalities to be more resilient in a context of climate change.

Acknowledgements

Funding of this work was supported by the Ministry of the Environment and the Fight against climate change of Quebec [Action plan against climate change 2013-2020]. We would like to thank J. Leroy (Polytechnique Montréal) for the laboratory and field support and J.-F. Helie (Geotop-UQAM) for the isotopic analysis and insight on the uncertainty measurement. Further acknowledgement goes to all the municipalities that helped us to sample the raw water, and to L. Gagnon (ABRINORD), M. Foy Guitard and R. Gaudreau (COPERNIC) who greatly helped with the river sampling. We also would like to thank M.-C. Talbot Poulin for her critical review on this work.

3.5 Supplementary material

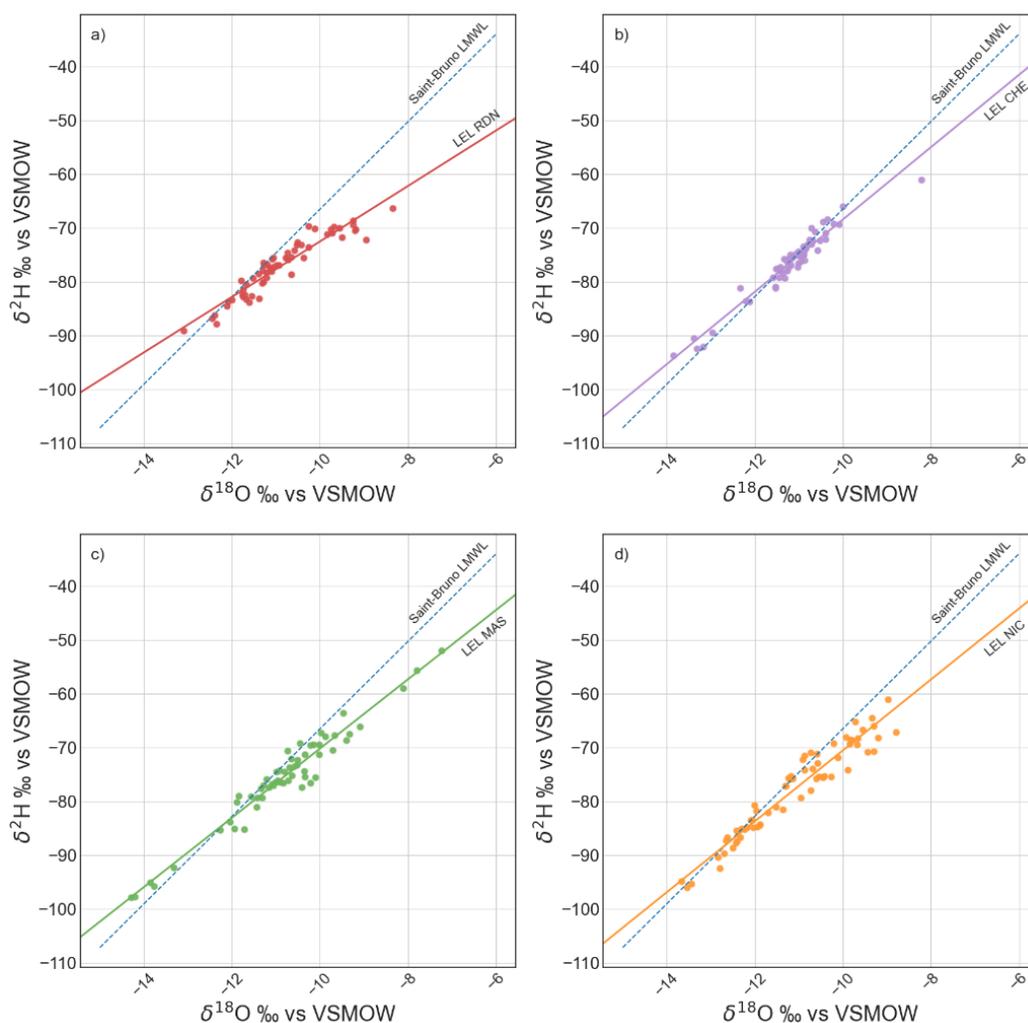


Figure 3.9 $\delta^{18}\text{O}$ and $\delta^2\text{H}$ values measured in river waters. Local Meteoric Water Line (LMWL) and Local Evaporation Line (LEL) determined respectively by linear regression on rain and river samples. Samples were taken weekly to bi-weekly for the rivers (a) RDN ($n = 60$), (b) CHE ($n = 59$), (c) MAS ($n = 62$) and (d) NIC ($n = 66$). The local meteoric water line (LMWL: $\delta^2\text{H} = 8.13 * \delta^{18}\text{O} + 14.78$) was defined using the ordinary least squares regression method (Hughes & Crawford, 2012) from precipitation isotopic data of the Research Infrastructure on Groundwater Recharge database (Barbecot et al., 2019) at Saint-Bruno Station ($n = 27$; December 2015 to June 2017).

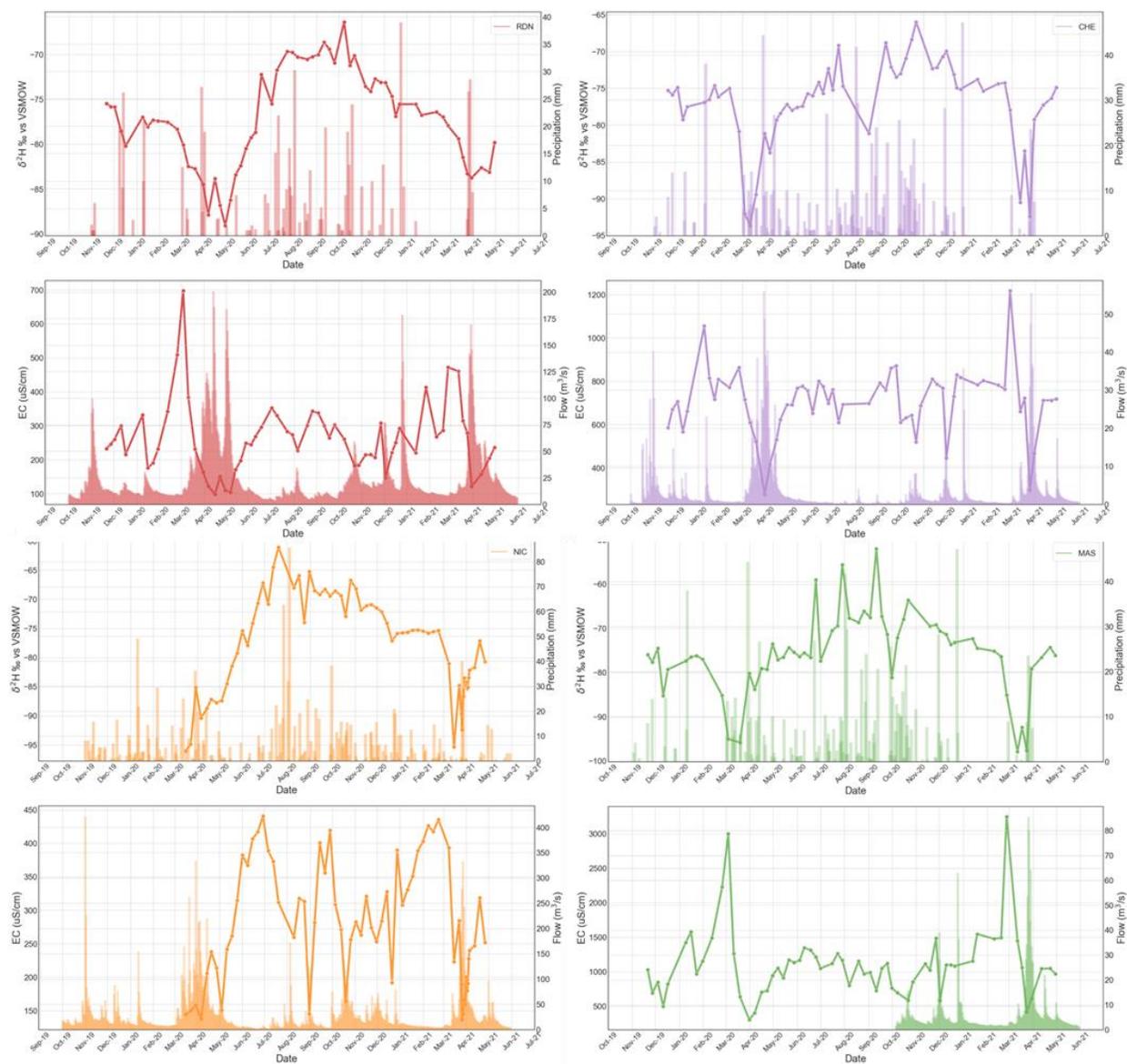
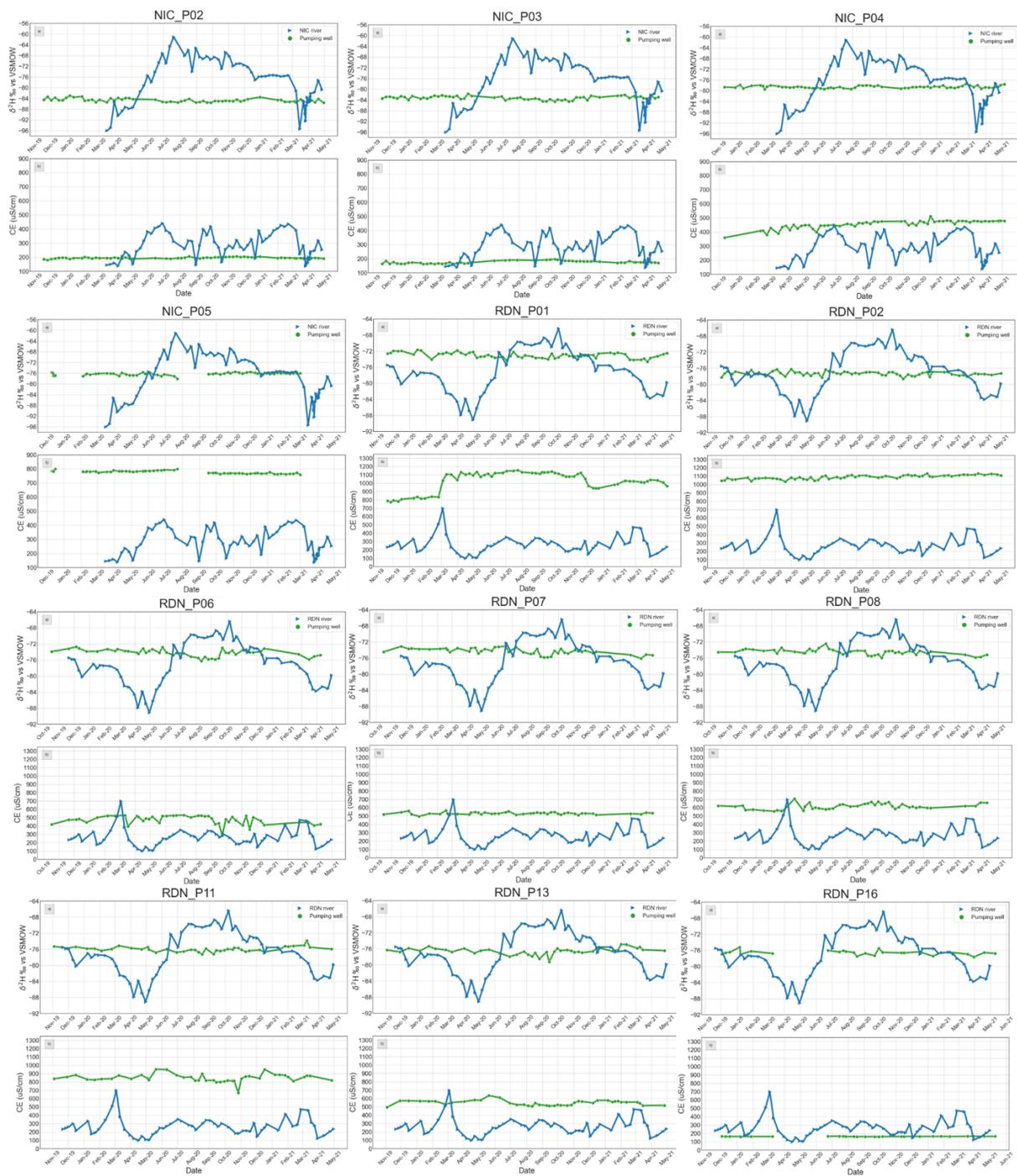


Figure 3.10 Temporal evolution of $\delta^2\text{H}$ (a) and EC (b) for the rivers NIC, RDN, MAS, CHE.



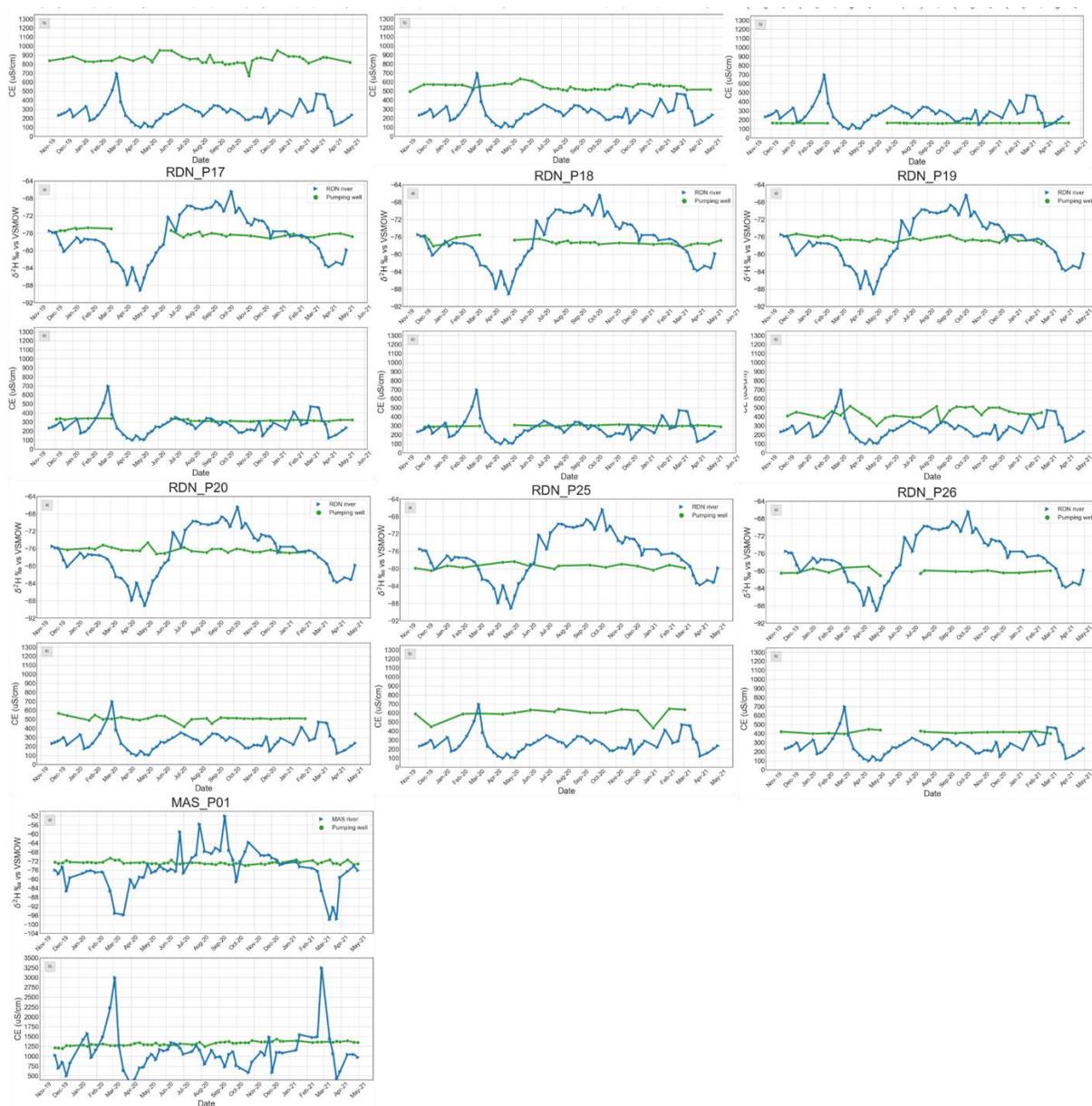


Figure 3.11 Temporal evolution of $\delta^2\text{H}$ (a) and EC (b) for the 19 sites in Group 1: Non-RBF

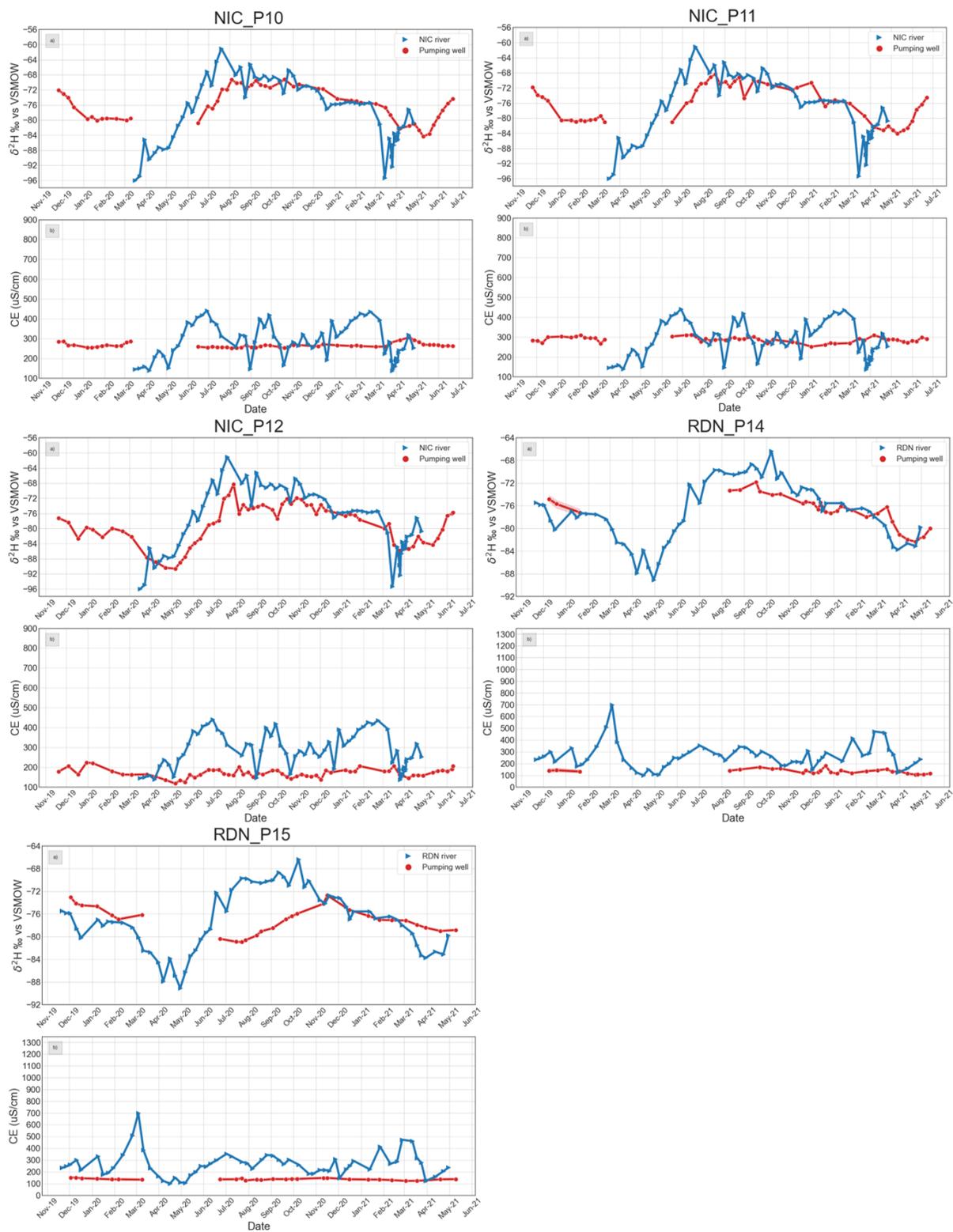


Figure 3.12 Temporal evolution of $\delta^2\text{H}$ (a) and EC (b) for the 5 sites in Group 2: Permanent RBF

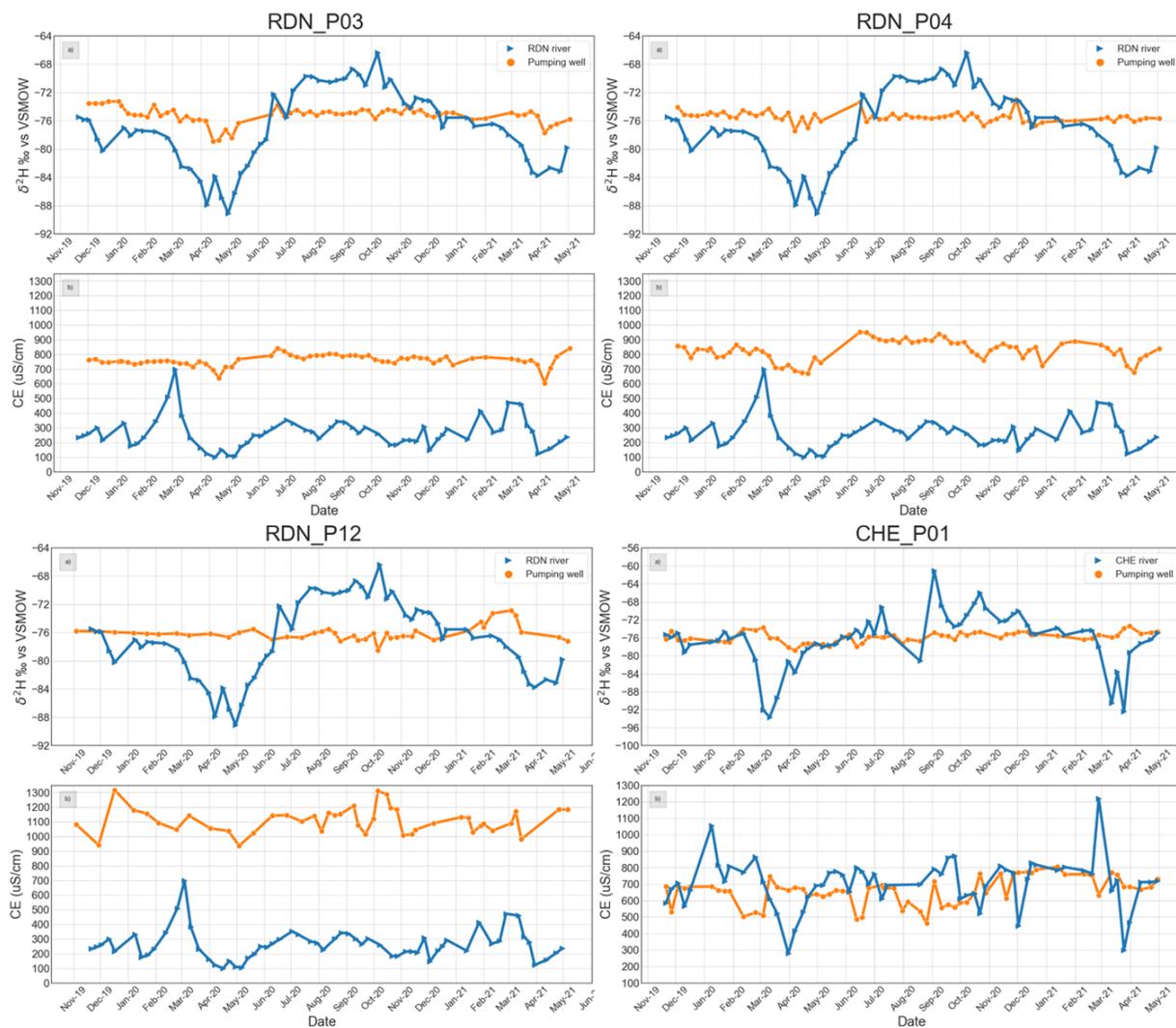


Figure 3.13 Temporal evolution of $\delta^2\text{H}$ (a) and EC (b) for the 4 sites in Group 3: Occasional RBF

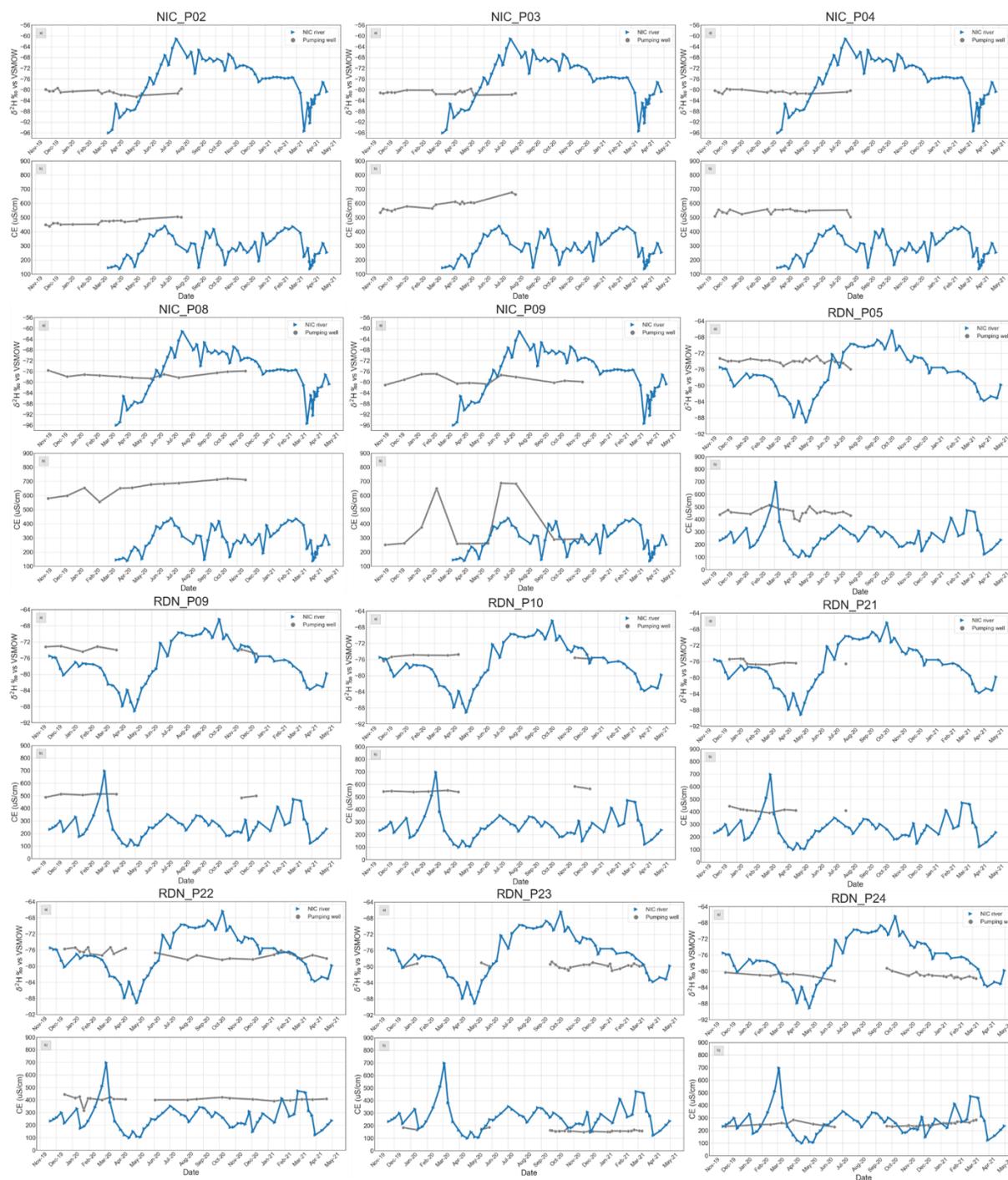


Figure 3.14 Temporal evolution of $\delta^2\text{H}$ (a) and EC (b) for the 12 sites with insufficient data

CHAPITRE 4 DISCUSSION GÉNÉRALE

L'article *Geochemical and isotopic framework for the identification of riverbank filtration sites at regional scale*, présenté au chapitre 3, propose une méthode novatrice permettant d'identifier les sites qui font de la filtration sur berge. La méthodologie proposée permet d'identifier un lien hydraulique entre l'eau de surface et l'installation de pompage sans prendre en compte a priori les caractéristiques hydrogéomorphologiques des sites. Ce chapitre présente certaines étapes effectuées lors de la réalisation du projet, mais qui n'ont pas été incluses dans l'article.

4.1 Caractérisation des sites

Une caractérisation hydrogéologique et géomorphologique succincte a été réalisée pour chacune des 40 installations de prélèvement. L'objectif était de mettre en contexte les séries temporelles des données géochimiques et isotopiques pour mieux les interpréter.

Les données concernant la **profondeur** du sommet des crépines ainsi que la **stratigraphie** au droit des forages proviennent de rapports hydrogéologiques. Ces deux informations ont permis d'identifier le **contexte hydrogéologique** de chaque site (aquifère granulaire ou au roc fracturé, libre ou captif). La **distance** à l'eau de surface provient des analyses effectuées par Patenaude et al. (2020). Pour visualiser les contextes de chaque site, ces informations sont présentées graphiquement sur des coupes stratigraphiques schématiques (exemple dans la Figure 4.1). L'ensemble des 40 coupes ainsi que les résultats des séries temporelles sont présentés en Annexe A. Pour représenter le type de **sédiment** à l'interface entre l'eau de surface et la berge, les jeux de données des zones morpho-sédimentologiques du ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles ont été utilisés. Les paramètres variables dans le temps comme le **débit de pompage**, les **conditions hydrodynamiques** ainsi que la **qualité** de l'eau de surface n'ont pas été pris en compte, car les informations étaient partielles. La **topographie** a ensuite été extraite des modèles numériques de terrain dérivés des données brutes du LiDAR et rendus disponibles par le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs. La résolution spatiale de ces données est de 1 mètre. Les coupes topographiques ont été effectuées à l'aide du logiciel QGIS en y ajoutant un niveau de référence moyen dans le cours d'eau. Les paramètres intrinsèques aux aquifères comme la **porosité** ou la **perméabilité** n'étaient pas disponibles dans les bases de données consultées.

NIC_P02, NIC_P03 et NIC_P04

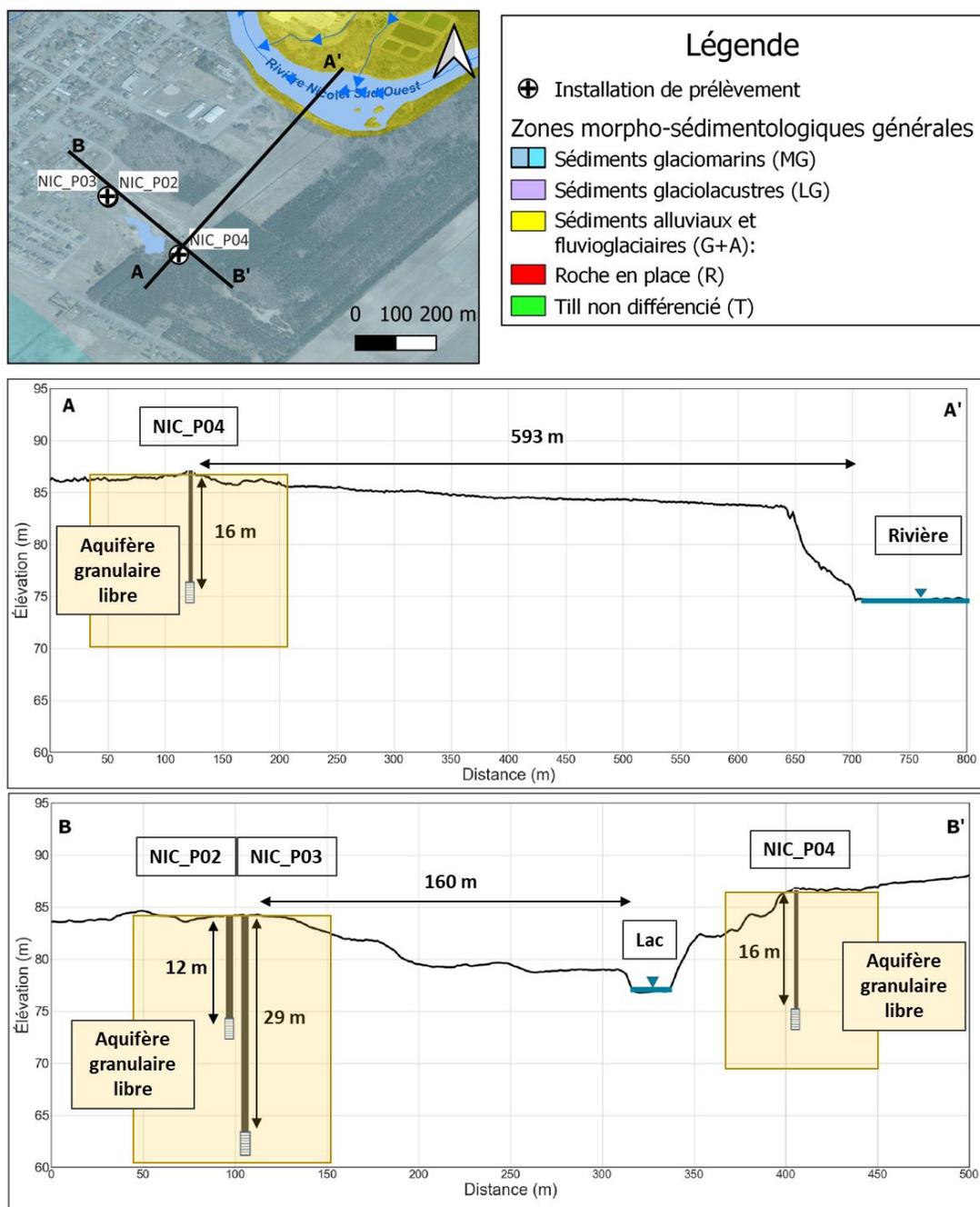


Figure 4.1 Exemple de coupe schématique réalisée pour chaque site

Les installations qui correspondent au **Groupe 2 : FSB continue** peuvent être identifiées par les trois critères suivants :

- Profondeur < **15 mètres**,
- Distance à l'eau de surface < **50 mètres** et
- Aquifère **granulaire libre**.

Les sites appartenant au **Groupe 3 : FSB occasionnelle** sont identifiés par les trois critères suivants :

- Profondeur < **40 m**,
- Distance à l'eau de surface < **125 mètres** et
- Aquifères **granulaires et au roc captif**.

Les critères simples de distance à l'eau de surface, de profondeur de prélèvement et de contexte hydrogéologique proposés pourraient donc être utilisés comme la première étape d'une préidentification des sites de FSB. Par la suite, une caractérisation isotopique et géochimique selon la méthode proposée dans ce projet reste la meilleure façon de confirmer ou infirmer qu'un lien hydraulique existe entre l'eau de surface et l'installation de prélèvement.

Pour assurer une robustesse dans l'identification préliminaire des sites en situation de FSB à l'échelle du Québec, d'autres critères basés sur les contextes hydrogéomorphologiques pourraient être couplés aux trois critères identifiés ci-haut. Pour ce faire, il serait adapté d'utiliser les informations contenues dans les analyses de vulnérabilité des installations de prélèvement de catégorie 1: distance verticale entre la crépine du puits et le plan d'eau de surface, indice DRASTIC au droit du puits et dans les différentes aires de protection des prélèvements, types de dépôts quaternaires, débits pompés ou type d'eau de surface. Il aurait été aussi intéressant de coupler les résultats de ces analyses avec la porosité, la transmissivité ou encore la perméabilité. Une telle analyse pourrait permettre de pousser plus loin la réflexion sur l'importance de ces paramètres hydrodynamiques en lien avec les variations de la conductivité électrique et de la composition isotopique.

4.3 Discussion sur l'écart-type

Comme présenté dans la revue de littérature, la CE est souvent utilisée comme traceur permettant d'identifier des taux de mélanges lors de la caractérisation des sites de FSB. Selon la littérature, une variation de la CE à l'eau pompée des sites de FSB était attendue au même titre que la variation isotopique. Selon la méthodologie présentée dans l'article, les écarts-types sur les séries temporelles des deux traceurs ont été calculés. Par contre, une des caractéristiques des prélèvements du Groupe 2 : FSB est que les écarts-types sur la CE sont plus faibles, ce qui signifierait une variation plus faible. Pour tenter d'expliquer cette anomalie, le coefficient de variation ($CV = \frac{\sigma}{\mu} * 100$) a été utilisé pour caractériser les variations de la CE. Le calcul du CV prend en compte la moyenne des données, ce qui permet une normalisation des données. Dans le cas des sites de FSB, les valeurs de la CE se rapprochent de celles de la rivière, donc sont plus faibles. Le calcul du CV sur une série de données avec une faible moyenne permet donc d'avoir un meilleur aperçu de la variation réelle. La Figure 4.3 montre une comparaison entre l'abaque présenté à la section 3.3.3 et le calcul du CV sur les mêmes données. On remarque ainsi que les sites classés comme FSB ont eu aussi, comme attendu, une forte variabilité de la CE.

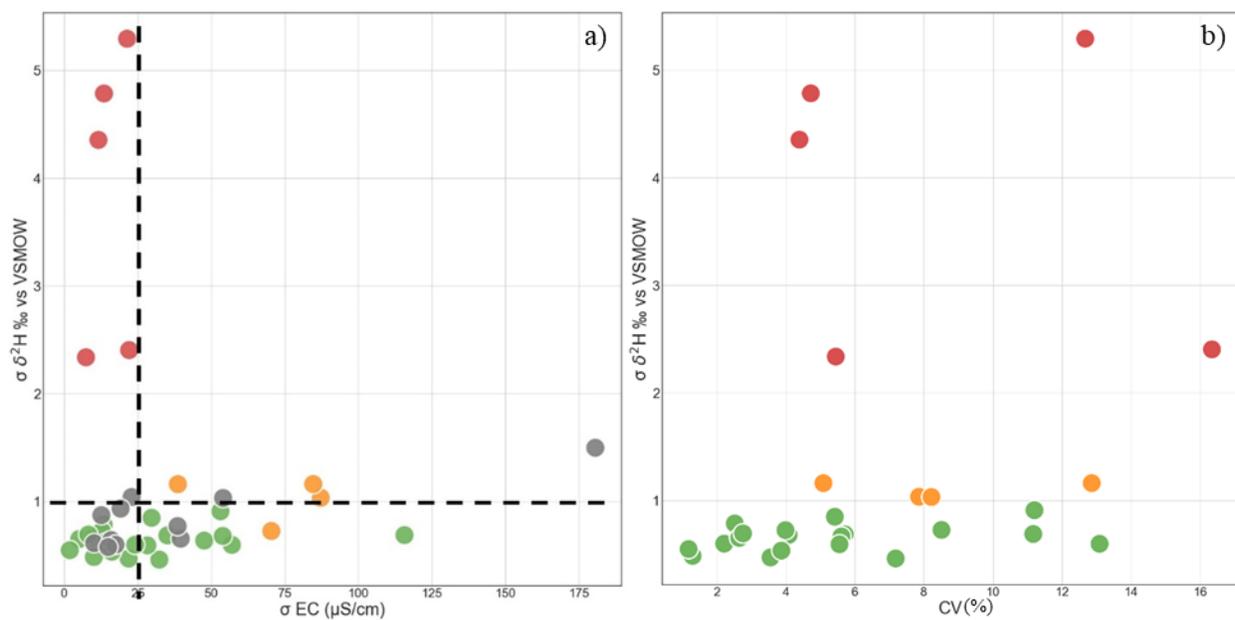


Figure 4.3 a) Écart-type des séries temporelles de chaque site. Titré de l'article présenté au chapitre 3, Figure 3.5. b) Écart-type pour le $\delta^2\text{H}$ et CV des séries temporelles de chaque site. Vert: Groupe 1 (non-FSB), Rouge: Groupe 2 (FSB permanente), Orange: Groupe 3 (FSB occasionnelle), Gris : Pas assez de données.

CHAPITRE 5 CONCLUSION ET RECOMMANDATION

L'objectif principal de ce travail était d'identifier les sites de prélèvement municipaux en situation de FSB à une échelle régionale. Le projet a permis le développement d'une méthodologie basée sur des critères simples de dispersion des signaux isotopiques et géochimiques entre l'eau de surface et les puits de pompage. L'hypothèse de base était que le signal temporel des traceurs dans l'eau de surface se propage avec l'infiltration dans l'aquifère et se retrouve à l'eau pompée.

5.1 Synthèse des travaux

Les **isotopes stables de la molécule de l'eau** ainsi que la **conductivité électrique** ont été utilisés comme traceurs naturels, durant une période de 6 à 18 mois pour 40 sites de prélèvement d'eau souterraine municipaux. Pour confirmer l'hypothèse de la variabilité saisonnière dans les eaux de surface, quatre rivières adjacentes aux installations de prélèvements ont été échantillonnées à une fréquence hebdomadaire pendant 18 mois. Le signal isotopique des eaux de surface a permis de constater une forte variation saisonnière : un appauvrissement au printemps, causé par la fonte des neiges; un enrichissement en été et un appauvrissement en automne, causés par la variation dans la composition isotopique des précipitations; et finalement un plateau en hiver dû aux apports d'eau souterraine dans la rivière. Le signal géochimique de la CE dans les rivières a permis de confirmer une variation saisonnière, principalement causée par la dilution des eaux de surface lors des crues et des précipitations.

Les données issues des installations de prélèvements ont permis de classer les sites en trois groupes en fonction de la variation des séries temporelles. Un lien hydraulique clair a été mis en évidence dans un quart des sites ($n = 9$), alors que la moitié ($n = 19$) ont été classés comme non-FSB. Les séries temporelles des sites restants ($n = 12$) ne couvraient pas suffisamment la temporalité saisonnière nécessaire (1 échantillon/mois pendant 12 mois) et n'ont donc pas été prises en compte dans le classement.

Dans le **Groupe 1 (Non-FSB)** :

- Les séries temporelles isotopiques étaient caractérisées par une absence de variation du signal.

- Le signal géochimique de la CE a présenté une variation dans certains puits, attribuable à l'effet des pompes et à la distribution verticale de la minéralisation des eaux souterraines.
- L'absence de propagation des signaux a pointé vers une absence d'influence de l'eau de surface sur le prélèvement. L'eau pompée à ces installations de prélèvement est donc considérée être de l'eau souterraine.

Dans le **Groupe 2 (FSB permanente)** :

- Les séries temporelles isotopiques ont démontré une forte variabilité saisonnière, semblable à celle retrouvée dans les eaux de surface, mais atténuée et déphasée.
- Les séries temporelles géochimiques de la CE ont démontré une certaine variabilité saisonnière, mais davantage atténuée par rapport à l'eau de surface.
- Dans les installations de cette catégorie, un lien hydraulique est considéré comme présent à longueur d'année entre l'eau de surface et les puits.

Dans le **Groupe 3 (FSB occasionnelle)**:

- Les séries temporelles isotopiques et géochimiques ont démontré une absence de variation temporelle pendant la majeure partie de l'année, mais avec une variation significative à un moment spécifique dans l'année.
- L'eau pompée dans ces installations de prélèvement est considérée être de l'eau souterraine la majeure partie de l'année, et de l'eau de surface infiltrée à certains moments spécifiques, typiquement au printemps.

Pour faciliter l'interprétation des données et rendre les outils isotopiques et géochimiques accessibles, une grille de lecture simplifiée a été proposée. L'écart-type a été calculé sur les données du $\delta^2\text{H}$ et de la CE aux rivières et aux puits, pour identifier rapidement les puits en situation de FSB.

Dans le **Groupe 1 (Non-FSB)** :

- L'écart-type isotopique est $< 1\%$.

Dans le **Groupe 2 (FSB permanente)** :

- L'écart-type isotopique est $> 1\%$.

- L'écart-type de la CE est $< 25 \mu\text{S}/\text{cm}$

Dans le **Groupe 3 (FSB occasionnelle)** :

- L'écart-type isotopique est $> 1\%$.
- L'écart-type de la CE est $> 25 \mu\text{S}/\text{cm}$

La vulnérabilité des sites de FSB à la contamination a ensuite été discutée. En effet, même si un lien hydraulique a été établi pour les sites des **Groupe 2** et **Groupe 3**, cette connexion n'est pas nécessairement synonyme de vulnérabilité à la contamination. La présence de contamination microbiologique à l'eau brute de certains points de prélèvement a permis d'effectuer une première évaluation préliminaire de la vulnérabilité des sites. Les données de suivi de l'indicateur bactérien *E. coli* aux 40 prélèvements pendant les 18 mois du projet ont permis de constater la présence de contamination dans trois prélèvements, tous identifiés comme étant en situation de FSB. L'approche géochimique et isotopique développée démontre donc sa pertinence pour anticiper les conditions propices à une contamination microbiologique entraînée par l'infiltration de l'eau de surface.

Les liens entre la classification par la méthode isotopique et géochimique et les caractéristiques hydrogéomorphologiques des sites ont permis d'identifier des critères préalables à l'identification des sites de FSB. Cette première analyse a démontré que les critères de distance à l'eau de surface, de contexte hydrogéologique et de profondeur du puits pourraient permettre d'effectuer une préidentification à l'échelle du Québec.

- **Groupe 2 (FSB permanente)** : Les 5 puits de ce groupe sont aménagés dans des **aquifères granulaires libres**, à moins de **50 mètres** d'une rivière et à moins de **15 mètres** de profondeur.
- **Groupe 3 (FSB occasionnelle)** : Les 4 puits de ce groupe sont aménagés dans des aquifères **granulaires captifs, granulaires libres et rocs captifs**, entre **20 à 117 mètres** d'une rivière et des profondeurs entre **18 à 38 mètres**.

Finalement, l'approche proposée, basée sur des informations provenant simplement de l'eau brute d'installations de prélèvement municipal, est très prometteuse pour identifier les sites de FSB. Le choix des traceurs ainsi que la définition du protocole d'échantillonnage et de conservation comportent plusieurs avantages :

- Faible coût analytique
- Simplicité des protocoles d'échantillonnage, accessibles aux employés municipaux
- Stabilité des échantillons (long temps de conservation, conditions d'entreposage à température pièce)
- Facilité d'interprétation grâce à la grille de lecture développée

5.2 Recommandations

Ce projet s'inscrit dans une démarche d'acquisition de connaissance sur ces types de prélèvement au Québec, et a soulevé de nouvelles questions qui pourraient faire l'objet de futurs travaux. L'impact des changements climatiques sur les sites de FSB au Québec devrait être mieux défini. En effet, les écoulements aux sites de FSB seront amenés à évoluer en lien avec des étiages plus prononcés, des crues plus fréquentes et plus intenses ainsi que des périodes de gel et dégel modifiées, qui n'affecteront pas tous les sites de la même manière. De plus, une validation à plus long terme des interprétations pourrait être effectuée afin d'élargir la base de données. Il faudrait également veiller à ce que les analyses isotopiques soient réalisées dans un laboratoire de référence internationale, afin que les incertitudes de mesure isotopiques soient les plus basses possibles. Des tests statistiques sur de plus grandes chroniques, obtenues dans le cadre d'un suivi à long terme, permettraient de recommander par sous-échantillonnage des stratégies optimales pour anticiper les effets des changements climatiques sur la vulnérabilité des prélèvements d'eau potable en filtration sur berge.

Au niveau de la protection des sources pour les sites de prélèvement identifiés FSB, il apparaît évident que l'intersection d'une aire de protection avec une eau de surface devrait automatiquement entraîner l'inclusion de l'eau de surface comme risque de contamination. De plus, une meilleure caractérisation des sites, par exemple grâce au suivi des temps de séjour entre l'eau de surface et le prélèvement, pourrait permettre une gestion des risques adaptée à ce type de prélèvement hybride. De plus, même si un site qui est en situation de FSB n'est pas automatiquement synonyme de contamination, il importe de préciser que seul un indicateur de contamination a été suivi dans ce projet. L'absence de *E. coli* à l'eau pompée ne devrait pas être considérée comme garantie d'absence de contamination, car certains contaminants comme les virus ou d'autres types de bactéries peuvent tout de même se retrouver à l'eau pompée en l'absence de *E. coli*. Ainsi, une

caractérisation plus poussée de la qualité des eaux souterraines aurait pu permettre de mieux identifier la vulnérabilité des sites de prélèvements à la contamination microbiologique.

Une analyse plus approfondie des liens entre des critères hydrogéomorphologiques comme la distance verticale entre la crépine du puits et le plan d'eau de surface, l'indice DRASTIC au droit du puits et dans les différentes aires de protection des prélèvements ou les types de dépôts quaternaires permettrait d'établir des critères d'identification des sites de FSB plus fins. Des méthodes statistiques comme par exemple une analyse non paramétrique à partir de l'ensemble des informations disponibles pourrait permettre de valider la méthode. Les résultats de ce travail pourraient aussi permettre de réaliser des cartographies à l'échelle régionale permettant d'identifier les zones propices à l'implémentation de nouveaux sites de FSB.

RÉFÉRENCES

- American Society of Civil Engineers, N. (2020). *Standard Guidelines for Managed Aquifer Recharge*. American Society of Civil Engineers. <https://doi.org/10.1061/9780784415283>
- Anderson, E. I. (2013). Stable pumping rates for horizontal wells in bank filtration systems. *Advances in Water Resources*, 54, 57-66. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2012.12.012>
- Barbecot, F., Larocque, M. and Horoi, V. (2019). *Infrastructure de recherche sur la recharge des eaux souterraines (IRRES)*. Montréal, Québec. <https://www.geotop.ca/fr/laboratoires/IRRES>
- Benotti, M., Song, R., Wilson, D., & Snyder, S. (2012). Removal of pharmaceuticals and endocrine disrupting compounds through pilot- and full-scale riverbank filtration. *Water Science & Technology: Water Supply*, 12, 11. <https://doi.org/10.2166/ws.2011.068>
- Berger, P. (2002). Removal of Cryptosporidium Using Bank Filtration. In C. Ray (Éd.), *Riverbank Filtration : Understanding Contaminant Biogeochemistry and Pathogen Removal* (p. 85-121). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-010-0479-4_5
- Bradley, P. M., Barber, L. B., Duris, J. W., Foreman, W. T., Furlong, E. T., Hubbard, L. E., Hutchinson, K. J., Keefe, S. H., & Kolpin, D. W. (2014). Riverbank filtration potential of pharmaceuticals in a wastewater-impacted stream. *Environmental Pollution*, 193, 173-180. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.06.028>
- Burke, V., Greskowiak, J., Asmuß, T., Bremermann, R., Taute, T., & Massmann, G. (2014). Temperature dependent redox zonation and attenuation of wastewater-derived organic micropollutants in the hyporheic zone. *Science of The Total Environment*, 482-483, 53-61. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.02.098>
- CCME. (2004). *De la source au robinet : Guide d'application de l'approche à barrières multiples pour une eau potable saine*.
- Clark, I. (2015). *Groundwater Geochemistry and Isotopes*. CRC Press. <https://doi.org/10.1201/b18347>
- Collins, S. L., & Houben, G. J. (2020). Horizontal and radial collector wells : Simple tools for a complex problem. *Hydrogeology Journal*, 28(5), 1925-1935. <https://doi.org/10.1007/s10040-020-02120-2>

Dash, R., Prakash, E., Kumar, P., Mehrotra, I., Sandhu, C., & Grischek, T. (2010). River bank filtration in Haridwar, India : Removal of turbidity, organics and bacteria. *Hydrogeology Journal*, *18*, 973-983. <https://doi.org/10.1007/s10040-010-0574-4>

Derx, J., Blaschke, A. P., Farnleitner, A. H., Pang, L., Blöschl, G., & Schijven, J. F. (2013). Effects of fluctuations in river water level on virus removal by bank filtration and aquifer passage—A scenario analysis. *Journal of Contaminant Hydrology*, *147*, 34-44. <https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2013.01.001>

Dillon, P., Escalante, E., Megdal, S., & Massmann, G. (2020). Managed Aquifer Recharge for Water Resilience. *Water*, *12*, 1846. <https://doi.org/10.3390/w12071846>

Duy, N. L., Dung, N. V., Heidbüchel, I., Meyer, H., Weiler, M., Merz, B., & Apel, H. (2019). Identification of groundwater mean transit times of precipitation and riverbank infiltration by two-component lumped parameter models. *Hydrological Processes*, *33*(24), 3098-3118. <https://doi.org/10.1002/hyp.13549>

Escalante, E. F., Casas, J. D. H., Medeiros, A. M. V., & Sauto, J. S. S. (2020). Regulations and guidelines on water quality requirements for Managed Aquifer Recharge. International comparison. *Acque Sotterranee - Italian Journal of Groundwater*. <https://doi.org/10.7343/as-2020-462>

Frei, S., & Gilfedder, B. S. (2021). Quantifying residence times of bank filtrate : A novel framework using radon as a natural tracer. *Water Research*, *201*, 117376. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117376>

Gillefalk, M., Massmann, G., Nützmann, G., & Hilt, S. (2018). Potential Impacts of Induced Bank Filtration on Surface Water Quality : A Conceptual Framework for Future Research. *Water*, *10*, 1240. <https://doi.org/10.3390/w10091240>

Gouvernement du Canada, S. C. (2013, mai 29). *Population desservie par les usines de traitement de l'eau potable*. <https://www150.statcan.gc.ca/t1/tbl1/fr/tv.action?pid=3810009301>

Government of Canada, S. C. (2019, juin 11). *Potable water volumes processed by drinking water plants, by source water type*. <https://www150.statcan.gc.ca/t1/tbl1/en/tv.action?pid=3810009201>

Hamann, E., Stuyfzand, P. J., Greskowiak, J., Timmer, H., & Massmann, G. (2016). The fate of organic micropollutants during long-term/long-distance river bank filtration. *Science of The Total Environment*, 545-546, 629-640. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.12.057>

Hiscock, K. M., & Grischek, T. (2002). Attenuation of groundwater pollution by bank filtration. *Journal of Hydrology*, 266(3), 139-144. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(02\)00158-0](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(02)00158-0)

Houben, G. J., Collins, S., Bakker, M., Daffner, T., Triller, F., & Kacimov, A. (2022). Review : Horizontal, directionally drilled and radial collector wells. *Hydrogeology Journal*. <https://doi.org/10.1007/s10040-021-02425-w>

HU, B., Teng, Y., Zhai, Y., Zuo, R., Li, J., & Chen, H. (2016). Riverbank filtration in China : A review and perspective. *Journal of Hydrology*, 541, 914-927. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.08.004>

Hughes, C., & Crawford, J. (2012). A new precipitation weighted method for determining the meteoric water line for hydrological applications demonstrated using Australian and global GNIP data. *Journal of Hydrology*, 464. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.07.029>

IPCC. (2022). *Climate Change 2022 : Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [H.-O. Pörtner, D.C. Roberts, M. Tignor, E.S. Poloczanska, K. Mintenbeck, A. Alegría, M. Craig, S. Langsdorf, S. Löschke, V. Möller, A. Okem, B. Rama (eds.)].

Jalliffier-Verne, I., Leconte, R., Huaranga-Alvarez, U., Madoux-Humery, A.-S., Galarneau, M., Servais, P., Prévost, M., & Dorner, S. (2015). Impacts of global change on the concentrations and dilution of combined sewer overflows in a drinking water source. *Science of The Total Environment*, 508, 462-476. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.11.059>

Kármán, K., Maloszewski, P., Deák, J., Fórizs, I., & Szabó, C. (2014). Transit time determination for a riverbank filtration system using oxygen isotope data and the lumped-parameter model. *Hydrological Sciences Journal*, 59(6), 1109-1116. <https://doi.org/10.1080/02626667.2013.808345>

Khadra, W. M., & Stuyfzand, P. J. (2014). Separating baseline conditions from anthropogenic impacts : Example of the Damour coastal aquifer (Lebanon). *Hydrological Sciences Journal*, 59(10), 1872-1893. <https://doi.org/10.1080/02626667.2013.841912>

Kondor, A., Jakab, G., Vancsik, A., Filep, T., Szeberényi, J., Szabo, L., Maasz, G., Ferincz, Á., Dobosy, P., & Szalai, Z. (2020). Occurrence of pharmaceuticals in the Danube and drinking water wells: Efficiency of riverbank filtration. *Environmental Pollution*, 265, 114893. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114893>

Kruć, R., Dragon, K., & Górski, J. (2019). Migration of Pharmaceuticals from the Warta River to the Aquifer at a Riverbank Filtration Site in Krajkowo (Poland). *Water*, 11. <https://doi.org/10.3390/w11112238>

Kvitsand, H. M. L., Myrmel, M., Fiksdal, L., & Østerhus, S. W. (2017). Evaluation of bank filtration as a pretreatment method for the provision of hygienically safe drinking water in Norway: Results from monitoring at two full-scale sites. *Hydrogeology Journal*, 25(5), 1257-1269. <https://doi.org/10.1007/s10040-017-1576-2>

Labelle, C., & Richard, P. (1981). Végétation tardiglaciaire et postglaciaire au sud-est du parc des Laurentides, Québec. *Géographie physique et Quaternaire*, 35(3), 345-359. <https://doi.org/10.7202/1000544ar>

Labelle, C., & Richard, P. (1984). Histoire Postglaciaire de la Végétation dans la Région de Mont-Saint-Pierre, Gaspésie, Québec. *Géographie physique et Quaternaire*, 38(3), 257-274. <https://doi.org/10.7202/032567ar>

Lee, E., Hyun, Y., Lee, K.-K., & Shin, J. (2012). Hydraulic analysis of a radial collector well for riverbank filtration near Nakdong River, South Korea. *Hydrogeology Journal*, 20(3), 575-589. <https://doi.org/10.1007/s10040-011-0821-3>

Leveque, B., Burnet, J.-B., Dorner, S., & Bichai, F. (2021). Impact of climate change on the vulnerability of drinking water intakes in a northern region. *Sustainable Cities and Society*, 66, 102656. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2020.102656>

Maeng, S. K., Ameda, E., Sharma, S. K., Grützmacher, G., & Amy, G. L. (2010). Organic micropollutant removal from wastewater effluent-impacted drinking water sources during bank filtration and artificial recharge. *Water Research*, 44(14), 4003-4014. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.03.035>

Mailhot, A., Talbot, G., & Lavallée, B. (2015). Relationships between rainfall and Combined Sewer Overflow (CSO) occurrences. *Journal of Hydrology*, 523, 602-609. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.01.063>

Masse-Dufresne, J., Barbecot, F., Baudron, P., & Gibson, J. (2021). Quantifying floodwater impacts on a lake water budget via volume-dependent transient stable isotope mass balance. *Hydrology and Earth System Sciences*, 25(6), 3731-3757. <https://doi.org/10.5194/hess-25-3731-2021>

Masse-Dufresne, J., Baudron, P., Barbecot, F., Pasquier, P., & Barbeau, B. (2021). Optimizing short time-step monitoring and management strategies using environmental tracers at flood-affected bank filtration sites. *Science of The Total Environment*, 750, 141429. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141429>

Masse-Dufresne, J., Proteau-Bédard, F., Menou, M., Pasquier, P., Veuille, S., & Barbeau, B. (2019). Anthropogenic and Meteorological Controls on the Origin and Quality of Water at a Bank Filtration Site in Canada. *Water*, 11, 2510. <https://doi.org/10.3390/w11122510>

Massmann, G., Sültenfuß, J., Dünnbier, U., Knappe, A., Taute, T., & Pekdeger, A. (2008). Investigation of groundwater residence times during bank filtration in Berlin: A multi-tracer approach. *Hydrological Processes*, 22(6), 788-801. <https://doi.org/10.1002/hyp.6649>

MELCC. (2018). *Guide de réalisation des analyses de la vulnérabilité des sources destinées à l'alimentation en eau potable au Québec*. 189.

MELCC. (2019a). *Détermination des aires de protection des prélèvements d'eau souterraine et des indices de vulnérabilité DRASTIC – Guide technique* (p. 86). <http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/souterraines/drastrict/>

MELCC. (2019b). *Détermination des aires de protection des prélèvements d'eau souterraine et des indices de vulnérabilité DRASTIC-Guide technique*. <http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/souterraines/drastrict/>

MELCC. (2020). *Rapport sur l'état des ressources en eau et des écosystèmes aquatiques du Québec* (p. 480 pages).

Ministry for the Environment. (2019, juillet 1). *Technical guidelines for drinking water source protection zones*. Ministry for the Environment.

<https://environment.govt.nz/publications/technical-guidelines-for-drinking-water-source-protection-zones/>

Moeck, C., Radny, D., Auckenthaler, A., Berg, M., Hollender, J., & Schirmer, M. (2017). Estimating the spatial distribution of artificial groundwater recharge using multiple tracers. *Isotopes in Environmental and Health Studies*, 53(5), 484-499. <https://doi.org/10.1080/10256016.2017.1334651>

Nagy-Kovács, Z., Davidesz, J., Czihat-Mártonné, K., Till, G., Fleit, E., & Grischek, T. (2019). Water Quality Changes during Riverbank Filtration in Budapest, Hungary. *Water*, 11(2), 302. <https://doi.org/10.3390/w11020302>

Patenaude, M., Baudron, P., Labelle, L., & Masse-Dufresne, J. (2020). Evaluating Bank-Filtration Occurrence in the Province of Quebec (Canada) with a GIS Approach. *Water*, 12(3), 662. <https://doi.org/10.3390/w12030662>

Pazouki, P., Prevost, M., McQuaid, N., Barbeau, B., Boutray, M.-L., Zamyadi, A., & Dorner, S. (2016). Breakthrough of cyanobacteria in bank filtration. *Water Research*, 102, 170-179. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.06.037>

Ray, C., Grischek, T., SCHUBERT, J., WANG, J., & SPETH, T. (2002). A perspective of riverbank filtration. *Journal American Water Works Association - J AMER WATER WORK ASSN*, 94, 149-160. <https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.2002.tb09459.x>

Ray, C., Melin, G., & Linsky, R. B. (2003). *Riverbank Filtration : Improving Source-Water Quality*. Springer Science & Business Media.

Richard, P., & Labelle, C. (1989). Histoire postglaciaire de la végétation au lac du Diable, mont Albert, Gaspésie, Québec. *Géographie physique et Quaternaire*, 43(3), 337-354. <https://doi.org/10.7202/032787ar>

Rosa, E., Hillaire-Marcel, C., Hélie, J.-F., & Myre, A. (2016). Processes governing the stable isotope composition of water in the St. Lawrence river system, Canada. *Isotopes in Environmental and Health Studies*, 52(4-5), 370-379. <https://doi.org/10.1080/10256016.2015.1135138>

Sahoo, G. B., Ray, C., Wang, J. Z., Hubbs, S. A., Song, R., Jasperse, J., & Seymour, D. (2005). Use of artificial neural networks to evaluate the effectiveness of riverbank filtration. *Water Research*, 39(12), 2505-2516. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.04.020>

- Sahu, R. L., Dash, R. R., Pradhan, P. K., & Das, P. (2019). Effect of hydrogeological factors on removal of turbidity during river bank filtration : Laboratory and field studies. *Groundwater for Sustainable Development*, 9, 100229. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2019.100229>
- Schubert, J. (2002). Hydraulic aspects of riverbank filtration—Field studies. *Journal of Hydrology*, 266(3), 145-161. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(02\)00159-2](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(02)00159-2)
- Sérodes, J.-B., Behmel, S., Simard, S., Laflamme, O., Grondin, A., Beaulieu, C., Proulx, F., & Rodriguez, M. J. (2021). Tracking domestic wastewater and road de-icing salt in a municipal drinking water reservoir : Acesulfame and chloride as co-tracers. *Water Research*, 203, 117493. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117493>
- Sheets, R. A., Darner, R. A., & Whitteberry, B. L. (2002). Lag times of bank filtration at a well field, Cincinnati, Ohio, USA. *Journal of Hydrology*, 266(3), 162-174. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(02\)00164-6](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(02)00164-6)
- Sprenger, C. (2016). *Hydraulic characterisation of managed aquifer recharge sites by tracer techniques*. <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.4332.9042>
- Sprenger, C., Lorenzen, G., Hülshoff, I., Grützmacher, G., Ronghang, M., & Pekdeger, A. (2011). Vulnerability of bank filtration systems to climate change. *Science of The Total Environment*, 409(4), 655-663. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.11.002>
- Stefan, C., & Ansems, N. (2018). Web-based global inventory of managed aquifer recharge applications. *Sustainable Water Resources Management*, 4(2), 153-162. <https://doi.org/10.1007/s40899-017-0212-6>
- Stuyfzand, P. J., Juhász-Holterman, M. H. A., & de Lange, W. J. (2006). Riverbank Filtration in the Netherlands : Well Fields, Clogging and Geochemical Reactions. In S. A. Hubbs (Éd.), *Riverbank Filtration Hydrology* (p. 119-153). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-3938-6_6
- Technical guidelines for drinking water source protection zones*. (2019, juillet 1). Ministry for the Environment. <https://environment.govt.nz/publications/technical-guidelines-for-drinking-water-source-protection-zones/>
- Turner, S. W. D., Hejazi, M., Yonkofski, C., Kim, S. H., & Kyle, P. (2019). Influence of Groundwater Extraction Costs and Resource Depletion Limits on Simulated Global Nonrenewable

Water Withdrawals Over the Twenty-First Century. *Earth's Future*, 7(2), 123-135. <https://doi.org/10.1029/2018EF001105>

Vogt, T., Hoehn, E., Schneider, P., Freund, A., Schirmer, M., & Cirpka, O. A. (2010). Fluctuations of electrical conductivity as a natural tracer for bank filtration in a losing stream. *Advances in Water Resources*, 33(11), 1296-1308. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2010.02.007>

WHO. (2016). *Protecting surface water for health : Identifying, assessing and managing drinking-water quality risks in surface-water catchments*. <https://www.who.int/publications-detail-redirect/9789241510554>

Wondzell, S., Herzog, S., Gooseff, M., Ward, A., & Schmadel, N. (2019). *Geomorphic Controls on Hyporheic Exchange Across Scales—Watersheds to Particles*. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.12135-9>

ANNEXE A COUPES GÉOMORPHOLOGIQUES

RDN_P01

Caractérisation hydrogéologique

- Le puits RDN_P01 est aménagé dans le roc fracturé à **12 mètres de profondeur** (valeur approximative) et localisé à **32 mètres de la rivière du Nord**. Les dépôts associés à la géologie de surface au droit du puits sont de type alluvionnaire (sable, gravier), mais la coupe stratigraphique au droit du puits a permis d'identifier la présence d'une couche d'argile de plusieurs mètres entre la surface et le roc. Ce puits est donc considéré comme étant dans un **aquifère au roc captif**. Par contre, étant donné la faible profondeur du puits et l'hétérogénéité spatiale typique de ce type de dépôt, un lien hydraulique avec la rivière reste possible.

Résultats du suivi géochimique et isotopique

- Les données disponibles pour l'eau souterraine couvrent la période de novembre 2019 à mai 2021 (Figure 5.2). On observe un écart-type sur les valeurs de $\delta^2\text{H}$ de 0,7 ‰ vs V-SMOW (N=40) et sur les valeurs de conductivité électrique de 115 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (N = 62) (Figure 5.2a).
- La distribution des ratios isotopiques $\delta^2\text{H}$ et $\delta^{18}\text{O}$, telle qu'illustrée dans la Figure 5.2b, forme un nuage de points de 3 ‰ et 1‰ vs V-SMOW d'amplitude respective, centrée autour d'une valeur moyenne à [-73‰; -10,7‰ vs V-SMOW].
- L'évolution temporelle du $\delta^2\text{H}$ est essentiellement stable, avec une moyenne à -73‰ vs V-SMOW, c.-à-d. enrichie par rapport à la moyenne des eaux de surface qui se trouve à -75‰ vs V-SMOW.
- Les valeurs de conductivité électrique de l'eau souterraine sont élevées et supérieures à celles des eaux de surface, avec des moyennes respectives autour de 1030 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et 250 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Figure 5.2d). Une augmentation marquée de la conductivité électrique est observée en mars 2020. Les valeurs semblent conserver un plateau autour de 1100 $\mu\text{S}/\text{cm}$, avant de redescendre en décembre 2021. La période de ce plateau est synchrone avec une augmentation du débit de pompage, qui avait triplé pendant cette période.
- Les données disponibles pour l'eau souterraine couvrent la période de novembre 2019 à mai 2021. On observe un écart-type sur les valeurs de $\delta^2\text{H}$ de 0,7 ‰ vs V-SMOW (N=40) et sur les valeurs de conductivité électrique de 115 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (N =62) (Figure 5.2a).

RDN_P01

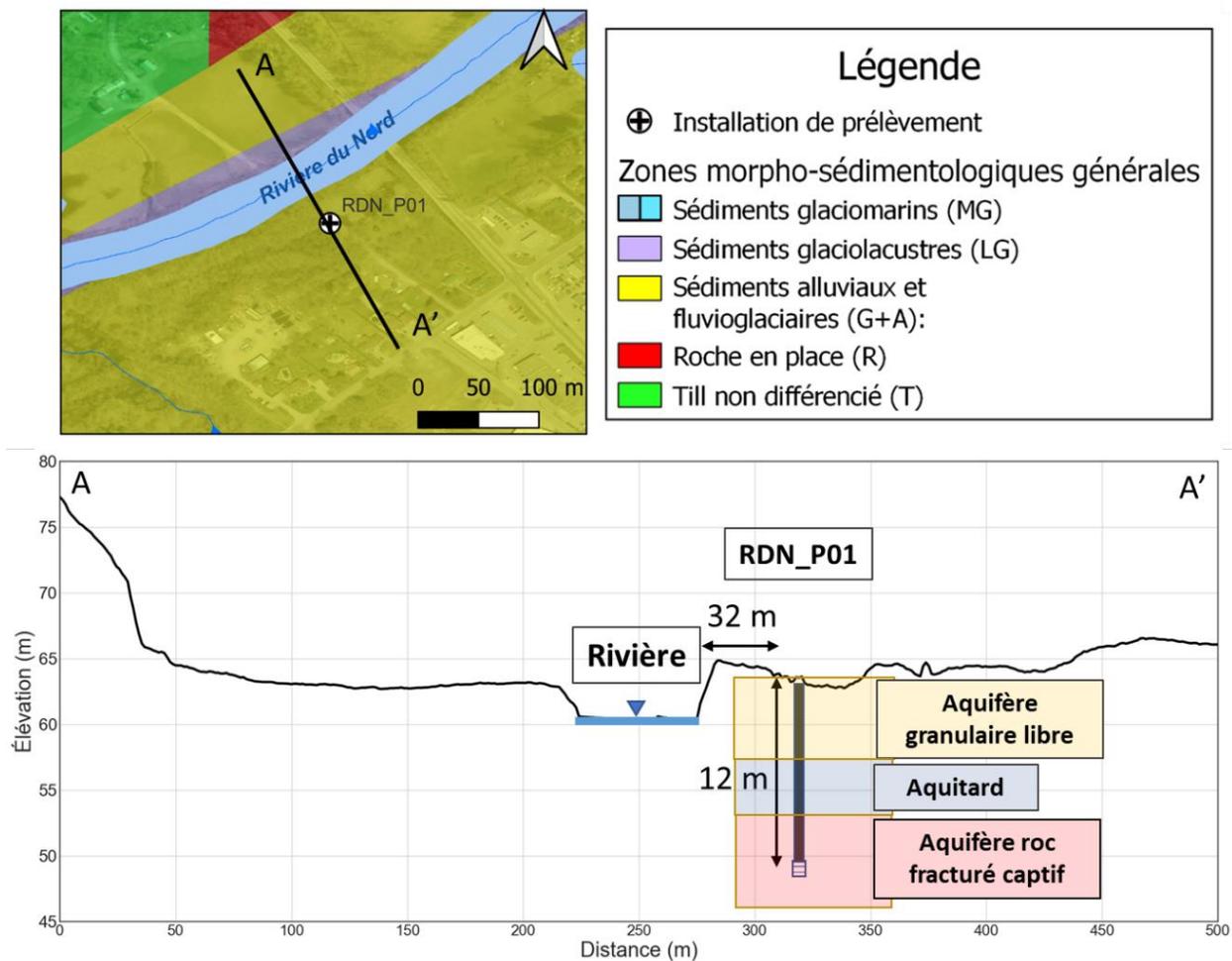


Figure 5.1 Localisation du site de prélèvement RDN_P01 et coupe hydrostratigraphique conceptuelle

RDN_P01

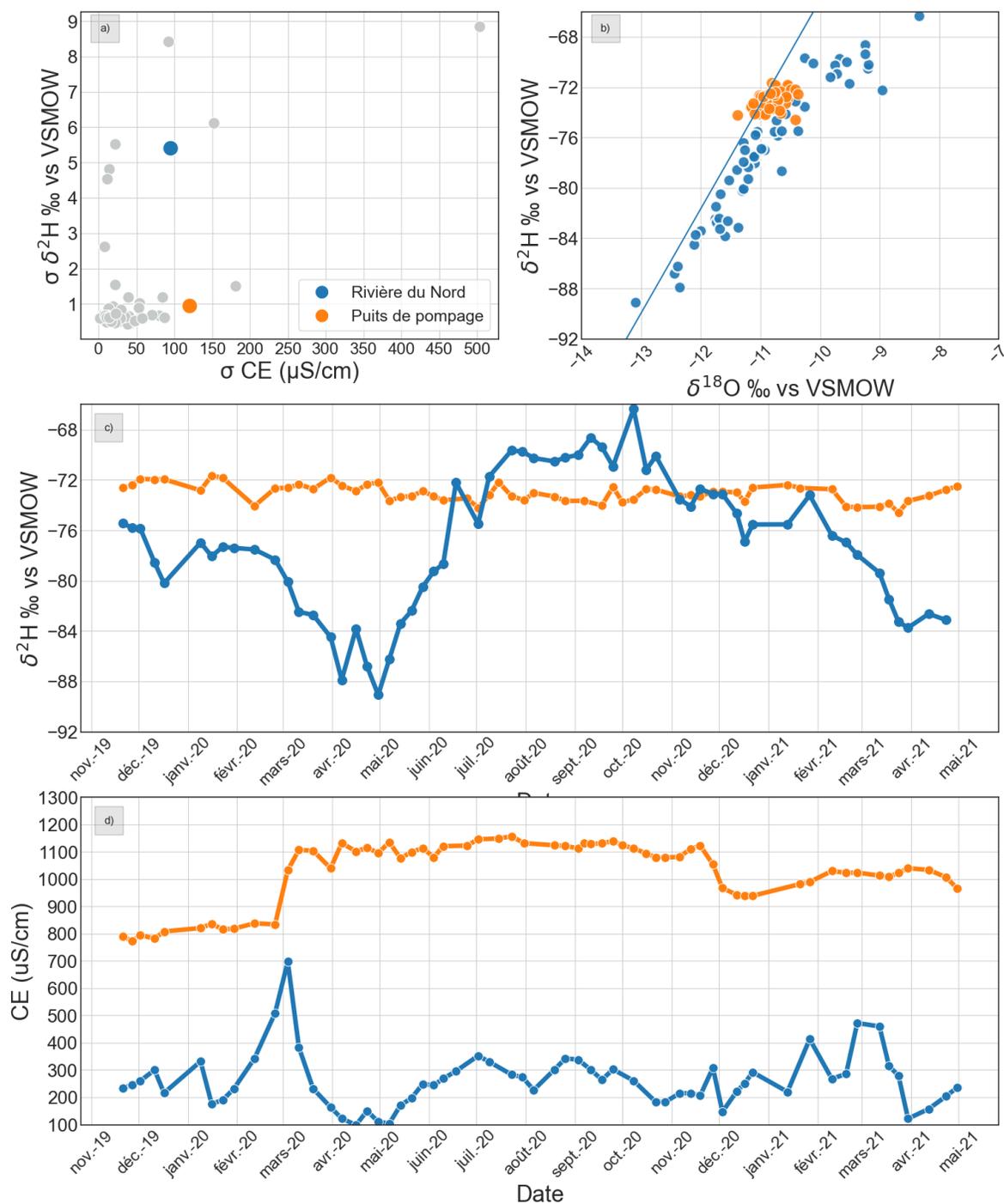


Figure 5.2 Résultats du suivi géochimique et isotopique pour le prélèvement de RDN_P01 : a) écarts-types observés dans le projet pour $\delta^2\text{H}$ et EC; b) diagramme binaire $\delta^2\text{H}$ vs $\delta^{18}\text{O}$; c) évolution temporelle de $\delta^2\text{H}$; d) évolution temporelle de la conductivité électrique

RDN_P02

Caractérisation hydrogéologique

- Le puits RDN_P02 est aménagé dans le roc fracturé à **33 mètres de profondeur** à une distance de **389 mètres de la rivière du Nord**. La coupe stratigraphique du puits a permis d'identifier une couche d'environ 4 mètres de dépôts argileux entre la surface et le roc dans lequel est aménagé le puits. Cette installation est donc considérée comme étant dans un **aquifère au roc captif**.

Résultats du suivi géochimique et isotopique

- Les données disponibles pour l'eau souterraine couvrent la période de décembre 2019 à mai 2021 (Figure 5.4). On observe un écart-type sur les valeurs de $\delta^2\text{H}$ de 0,5 ‰ vs V-SMOW (N=40) et un écart-type sur les valeurs de conductivité électrique de 26 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (N=62) (Figure 5.4a).
- La distribution des ratios isotopiques $\delta^2\text{H}$ et $\delta^{18}\text{O}$, comme illustré dans la Figure 5.4b, forme un nuage de points compact, centré autour d'une valeur moyenne à [-77‰; -11,5‰ vs V-SMOW].
- L'évolution temporelle du $\delta^2\text{H}$ est essentiellement stable.
- Les valeurs de conductivité électrique de l'eau souterraine sont très élevées et supérieures à celles des eaux de surface, avec des moyennes respectives de 1100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et 250 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Figure 5.4d). Une augmentation progressive de 75 à 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ est observée durant toute la période étudiée.

RDN_P02

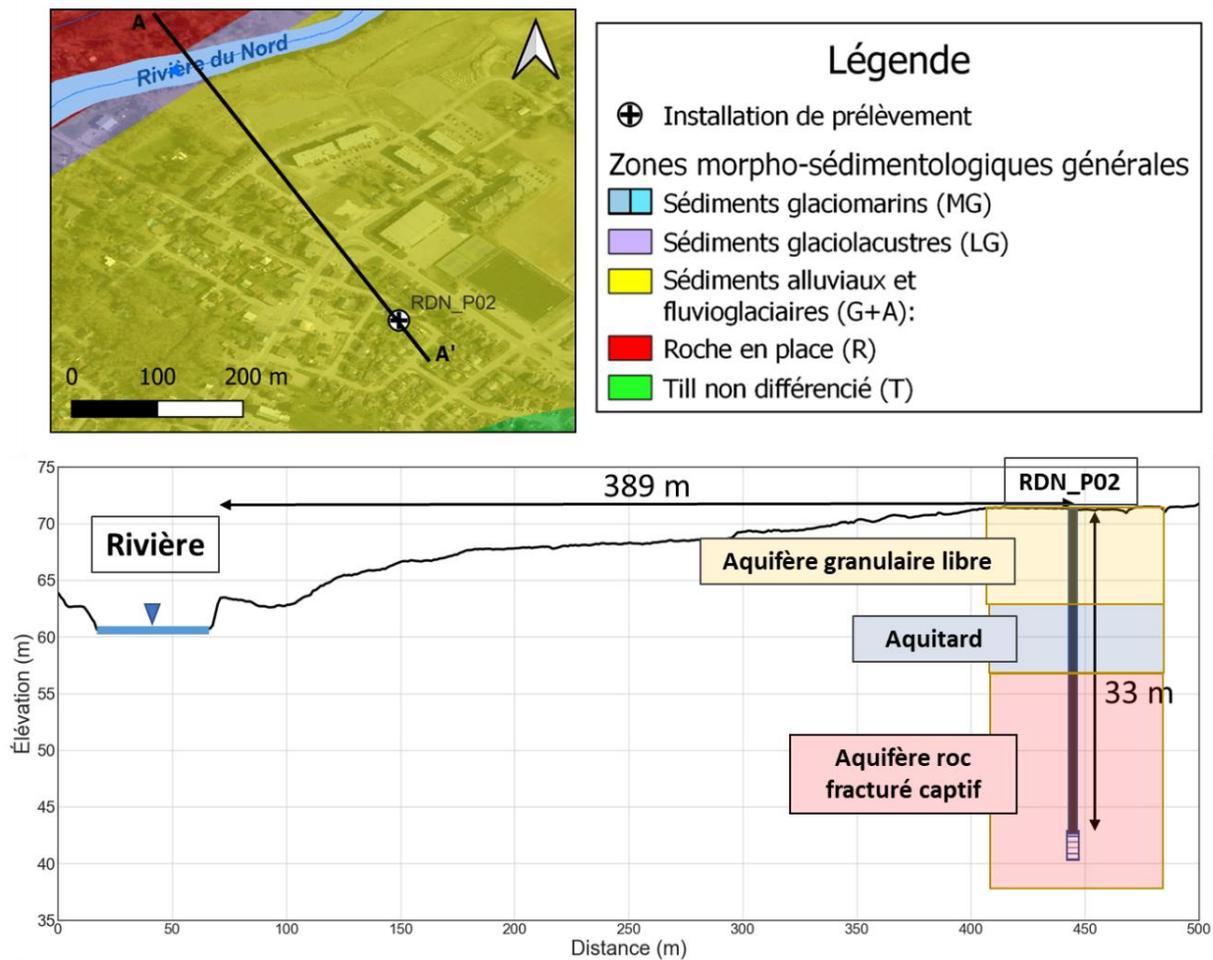


Figure 5.3 Localisation du site de prélèvement RDN_P02 et coupe hydrostratigraphique conceptuelle

RDN_P02

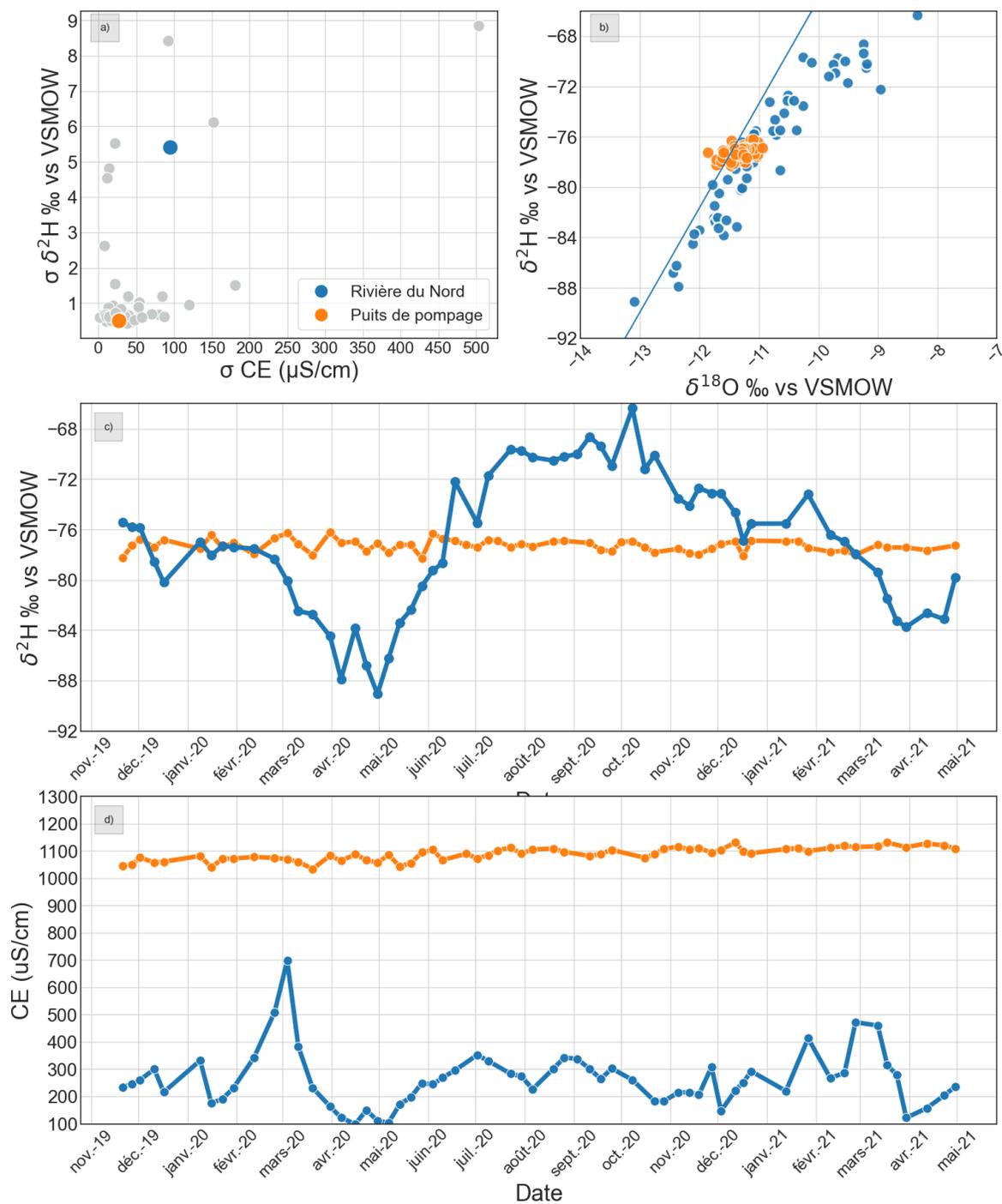


Figure 5.4 Résultats du suivi géochimique et isotopique pour le prélèvement RDN_P02 : a) écarts-types observés dans le projet pour $\delta^2\text{H}$ et EC; b) diagramme binaire $\delta^2\text{H}$ vs $\delta^{18}\text{O}$; c) évolution temporelle de $\delta^2\text{H}$; d) évolution temporelle de la conductivité électrique

RDN_P03 et RDN_P04

Caractérisation hydrogéologique

- Les puits RDN_P03 (RDN_P04) sont installés à **21 (18) mètres de profondeur** dans un aquifère granulaire, localisés à **117 mètres de la rivière du Nord**. Le puits RDN_P04 est installé à une dizaine de mètres latéralement du puits RDN_P03. La coupe stratigraphique au droit du puits a permis d'identifier une fine couche de dépôts silteux et argileux au sommet de l'aquifère granulaire où sont situées les deux crépines. Les deux puits sont donc considérés comme étant dans des **aquifères granulaires captifs**, même si leur position au creux d'un méandre et l'hétérogénéité spatiale des couches de dépôts argileux ne permet pas de statuer sur l'absence de lien hydraulique avec la rivière du Nord.

Résultats du suivi géochimique et isotopique

- Les données isotopiques et de conductivité électrique disponibles pour l'eau souterraine du puits **RDN_P03** couvrent la période de décembre 2019 à mai 2021 (Figure 5.6). On observe un écart-type sur les valeurs de $\delta^2\text{H}$ de 1,19 ‰ vs V-SMOW et de 39 $\mu\text{S}/\text{cm}$ sur les valeurs de conductivité électrique (Figure 5.6a).
- La distribution des ratios isotopiques $\delta^2\text{H}$ et $\delta^{18}\text{O}$, telle qu'illustrée dans la Figure 5.6b, forme un nuage de points de 7‰ et 1.5‰ vs V-SMOW d'amplitude respective, centré autour d'une valeur moyenne à [-73‰; -11.5‰ vs V-SMOW]. Si certaines des valeurs sont dans la gamme caractéristique des eaux de la rivière du Nord, adjacente, un certain nombre est situé le long de la droite météoritique locale, proche de la valeur moyenne.
- L'évolution temporelle du $\delta^2\text{H}$ est essentiellement marquée par un appauvrissement progressif (7‰ vs V-SMOW) au cours de l'hiver 2020, suivi d'un enrichissement rapide à l'été 2020 (Figure 5.6c). Cette tendance est fortement corrélée avec celle des eaux de surface, en particulier pendant la période de dégel, soit entre les mois d'avril à juin 2020.
- Les valeurs de conductivité électrique de l'eau souterraine sont nettement supérieures à celles des eaux de surface, avec des moyennes respectives de 750 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et 250 $\mu\text{S}/\text{cm}$ environ (Figure 5.6d). Des diminutions importantes (200 $\mu\text{S}/\text{cm}$) sont observées au printemps 2020 et au printemps 2021, synchrones avec le même phénomène dans les eaux de surface et surtout, synchrones avec les appauvrissements en $\delta^2\text{H}$ (printemps 2020 et 2021).

Résultats du suivi géochimique et isotopique

- Les données isotopiques et de conductivité électrique disponibles pour l'eau souterraine du puits **RDN_P04** couvrent la période de décembre 2019 à mai 2021 (Figure 5.7). On observe un écart-type sur les valeurs de $\delta^2\text{H}$ de 0,8 ‰ vs V-SMOW (N=30) et sur les valeurs de conductivité électrique de 70 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (N=63) (Figure 5.7a).

- La distribution des ratios isotopiques $\delta^2\text{H}$ et $\delta^{18}\text{O}$, telle qu'illustrée dans Figure 5.7b, est centrée autour d'une valeur moyenne à $[-76\text{‰}; -11\text{‰ vs V-SMOW}]$.
- L'évolution temporelle du $\delta^2\text{H}$ est stable, avec une succession de périodes légèrement plus appauvries, suivies d'un enrichissement, qui coïncide avec celles de la rivière du Nord entre les mois de mars 2020 et de juillet 2020 (Figure 5.7c).
- Les valeurs de conductivité électrique de l'eau souterraine sont supérieures à celles des eaux de surface, avec des moyennes respectives de $820 \mu\text{S/cm}$ et $250 \mu\text{S/cm}$ environ (Figure 5.7d). La diminution de la conductivité électrique au puits en mars 2020, suivie de l'augmentation en juillet est corrélée avec le signal de l'eau de surface pendant la période de dégel.

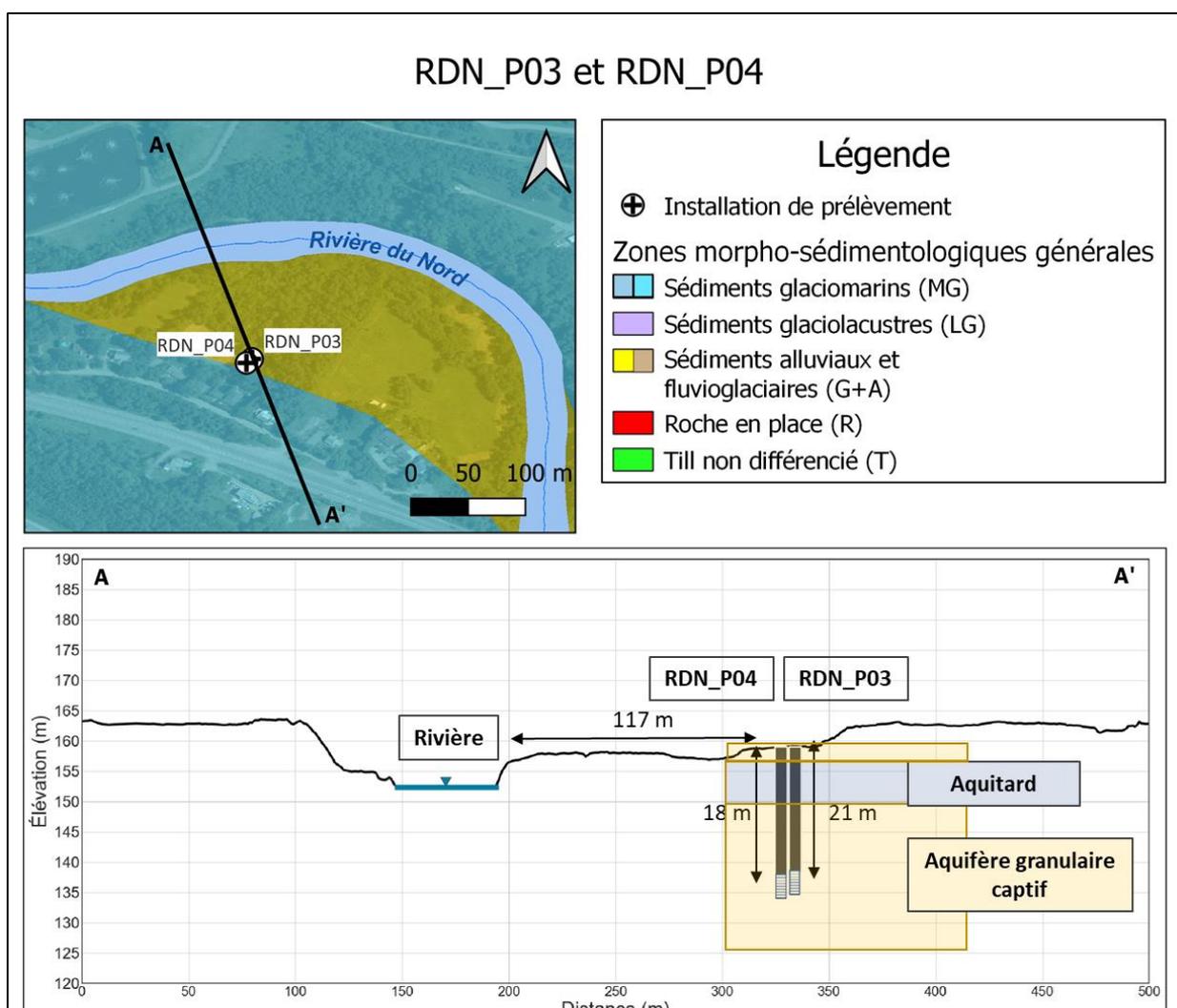


Figure 5.5 Localisation des sites de prélèvement RDN_P03 et RDN_P04 et coupe hydrostratigraphique conceptuelle

RDN_P03

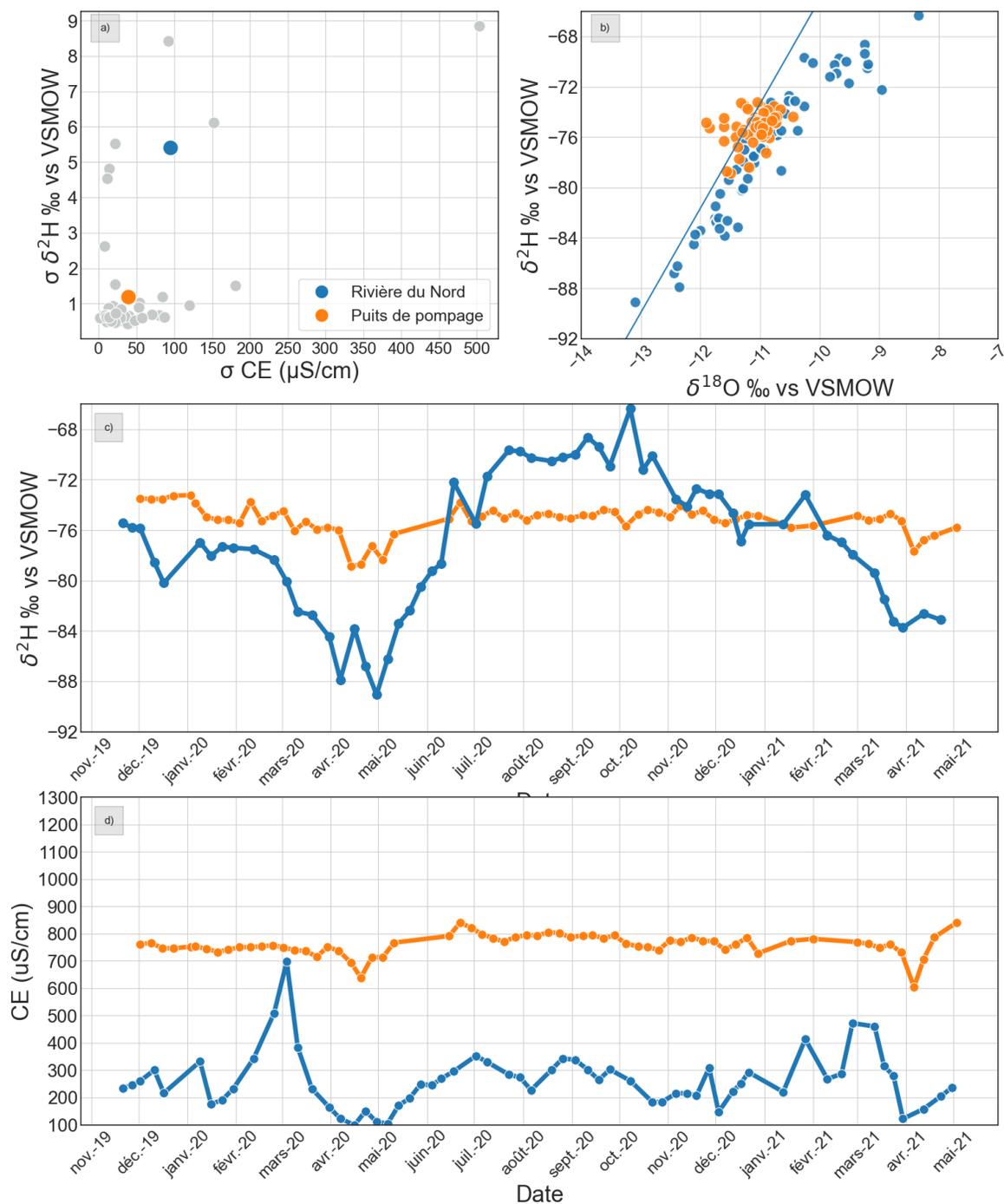


Figure 5.6 : Résultats du suivi géochimique et isotopique pour le prélèvement RDN_P03 a) écarts-types observés dans le projet pour $\delta^2\text{H}$ et EC; b) diagramme binaire $\delta^2\text{H}$ vs $\delta^{18}\text{O}$; c) évolution temporelle de $\delta^2\text{H}$; d) évolution temporelle de la conductivité électrique

RDN_P04

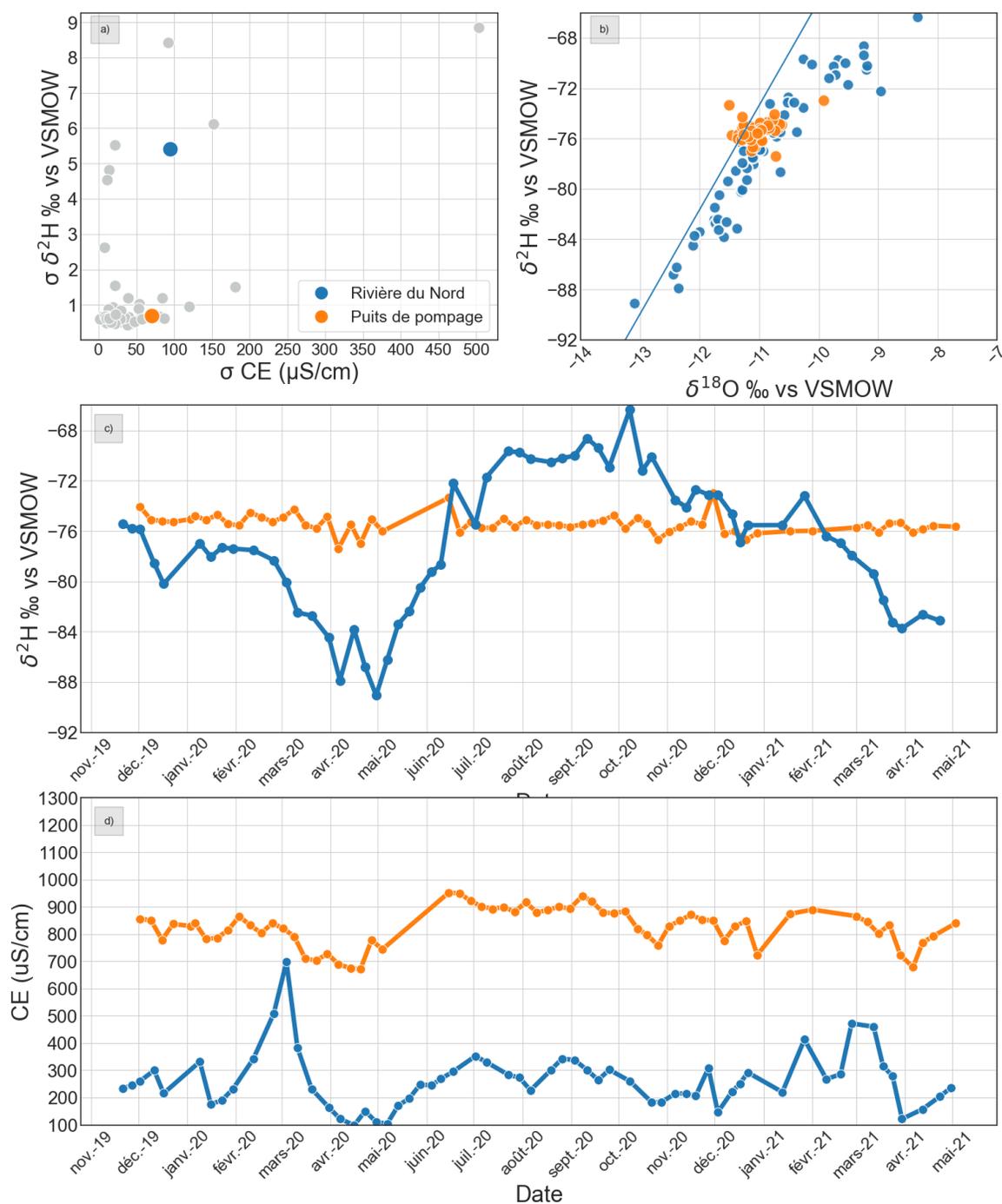


Figure 5.7 Résultats du suivi géochimique et isotopique pour le prélèvement RDN_P04 : a) écarts-types observés dans le projet pour $\delta^2\text{H}$ et EC; b) diagramme binaire $\delta^2\text{H}$ vs $\delta^{18}\text{O}$; c) évolution temporelle de $\delta^2\text{H}$; d) évolution temporelle de la conductivité électrique

RDN_P05, RDN_P06, RDN_P07, RDN_P08 et RDN_P09

Caractérisation hydrogéologique

- Les puits RDN_P05, RDN_P06, RDN_P07, RDN_P08 et RDN_P09 sont aménagés dans le même aquifère granulaire à des **profondeurs de 25 à 30 mètres**. Les puits sont à des **distances de 24 à 85 mètres** de la rivière du Nord. Pour des raisons de lisibilité, les distances n'ont pas été reproduites sur la coupe schématique. Les puits RDN_P05 à RDN_P08 sont situés dans des **aquifères granulaires libres** au droit du puits. Due à une couche d'argile au droit du puits RDN_P09, cette installation est considérée comme étant dans un aquifère granulaire captif.

Résultats du suivi géochimique et isotopique

- L'installation **RDN_P05** a été hors service pour nettoyage entre les mois d'août et octobre 2020. Les données de la conductivité électrique disponibles pour l'eau souterraine couvrent la période d'octobre 2019 à avril 2021 (Figure 5.9), et celles des isotopes couvrent la période d'octobre 2019 à décembre. On observe un écart-type sur les valeurs de $\delta^2\text{H}$ de 0,4 ‰ vs V-SMOW (N=24) et un écart-type sur les valeurs de conductivité électrique de 38 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (N=44) (Figure 5.9a).
- Les ratios isotopiques $\delta^2\text{H}$ et $\delta^{18}\text{O}$, comme illustrés dans la Figure 5.9b, sont centrés autour d'une valeur moyenne à [-74‰; -10,9‰ vs V-SMOW].
- L'évolution temporelle du $\delta^2\text{H}$ est stable, avec une moyenne semblable à celle de l'eau de surface (-74‰; -74,5‰ vs V-SMOW) (Figure 5.9c). Pendant que le puits était hors service, les trois autres puits du site ont vu leur signal isotopique s'appauvrir. Il aurait été intéressant d'identifier si cet appauvrissement est dû à cet arrêt de service ou à un effet saisonnier.
- La moyenne de la conductivité électrique est plus élevée que celle des eaux de surface, respectivement de 460 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et 250 $\mu\text{S}/\text{cm}$ environ (Figure 5.9d).

Résultats du suivi géochimique et isotopique

- Les données de la conductivité électrique disponibles pour l'eau souterraine de l'installation **RDN_P06** couvrent la période d'octobre 2019 à avril 2021 (Figure 5.10), et celles des isotopes couvrent la période d'octobre 2019 à décembre. On observe un écart-type sur les valeurs de $\delta^2\text{H}$ de 0,9 ‰ vs V-SMOW (N=42) et un écart-type sur les valeurs de conductivité électrique de 53 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (N=46) (Figure 5.10a).
- La distribution des ratios isotopiques $\delta^2\text{H}$ et $\delta^{18}\text{O}$, telle qu'illustrée dans la Figure 5.10b, forme un nuage de points de 4‰ et 1,5‰ vs V-SMOW d'amplitude respective, centrée autour d'une valeur moyenne à [-74,1‰; -10,9‰ vs V-SMOW].
- L'évolution temporelle du $\delta^2\text{H}$ est stable, avec une moyenne semblable à celle de l'eau de surface (-74,1‰; -74,5‰ vs V-SMOW) (Figure 5.10c). On remarque un

appauvrissement des valeurs en août 2020, 3 mois après les plus basses valeurs de l'eau de surface.

- La moyenne de la conductivité électrique est plus élevée que celle des eaux de surface, respectivement de 475 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et 250 $\mu\text{S}/\text{cm}$ environ (Figure 5.10d).

Résultats du suivi géochimique et isotopique

- Les données de la conductivité électrique disponibles pour l'eau souterraine de l'installation **RDN_P07** couvrent la période d'octobre 2019 à avril 2021 (Figure 5.11), et celles des isotopes couvrent la période d'octobre 2019 à décembre. On observe un écart-type sur les valeurs de $\delta^2\text{H}$ de 0,7 ‰ vs V-SMOW (N=42) et un écart-type sur les valeurs de conductivité électrique de 13 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (N=46) (Figure 5.11a).
- La distribution des ratios isotopiques $\delta^2\text{H}$ et $\delta^{18}\text{O}$, comme illustré dans la Figure 5.11b, est centré autour de valeur moyenne à [-74,2‰; -11‰ vs V-SMOW].
- L'évolution temporelle du $\delta^2\text{H}$ est stable, avec une moyenne semblable à celle de l'eau de surface (-74,2‰; -74,5‰ vs V-SMOW) (Figure 5.11c)
- L'évolution temporelle de la conductivité électrique est stable, et la moyenne est plus élevée que celle des eaux de surface, respectivement de 530 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et 260 $\mu\text{S}/\text{cm}$ environ (Figure 5.11d).

Résultats du suivi géochimique et isotopique

- Les données de la conductivité électrique disponibles pour l'eau souterraine de l'installation **RDN_P08** couvrent la période d'octobre 2019 à avril 2021 (Figure 5.12), et celles des isotopes couvrent la période d'octobre 2019 à décembre. On observe un écart-type sur les valeurs de $\delta^2\text{H}$ de 0,6 ‰ vs V-SMOW (N=42) et un écart-type sur les valeurs de conductivité électrique de 35 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (N=46) (Figure 5.12a).
- La distribution des ratios isotopiques $\delta^2\text{H}$ et $\delta^{18}\text{O}$, telle qu'illustrée dans la Figure 5.12b, forme un nuage de points de 4‰ et 1‰ vs V-SMOW d'amplitude respective, centrée autour d'une valeur moyenne à [-74,4‰; -11‰ vs V-SMOW].
- L'évolution temporelle du $\delta^2\text{H}$ est stable, avec une moyenne semblable à celle de l'eau de surface (-74,4‰; -74,5‰ vs V-SMOW) (Figure 5.12c).
- La moyenne de la conductivité électrique est plus élevée que celle des eaux de surface, respectivement de 610 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et 250 $\mu\text{S}/\text{cm}$ environ (Figure 5.12d). Une augmentation de la CE à la mi-mars 2020 est corrélée avec l'augmentation dans les eaux de surface du mois de mars 2020.

Résultats du suivi géochimique et isotopique

- Les données isotopiques et celles de la conductivité électrique de l'installation **RDN_P09** disponibles pour l'eau souterraine couvrent la période de novembre 2019 à janvier 2021 (Figure 5.13), avec une interruption entre les mois de mai et novembre 2020. On observe un écart-type sur les valeurs de $\delta^2\text{H}$ de 0,9 ‰ vs V-SMOW (N=10)

- et sur les valeurs de conductivité électrique de 13 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (N=8) (Figure 5.13 Figure 5.13 : Résultats du suivi géochimique et isotopique pour le prélèvement RDN_P09 :).
- La distribution des ratios isotopiques $\delta^2\text{H}$ et $\delta^{18}\text{O}$, comme illustrée dans la Figure 5.13b, est centrée autour de valeur moyenne à $[-74\text{‰}; -10,5\text{‰ vs V-SMOW}]$.
 - L'évolution temporelle du $\delta^2\text{H}$ est stable, avec une moyenne semblable à celle de l'eau de surface $[-73,9\text{‰}; -74,5\text{‰ vs V-SMOW}]$ (Figure 5.13c)
 - L'évolution temporelle de la conductivité électrique est stable, et la moyenne est plus élevée que celle des eaux de surface, respectivement de 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et 260 $\mu\text{S}/\text{cm}$ environ (Figure 5.13d).

RDN_P05 à RDN_P09

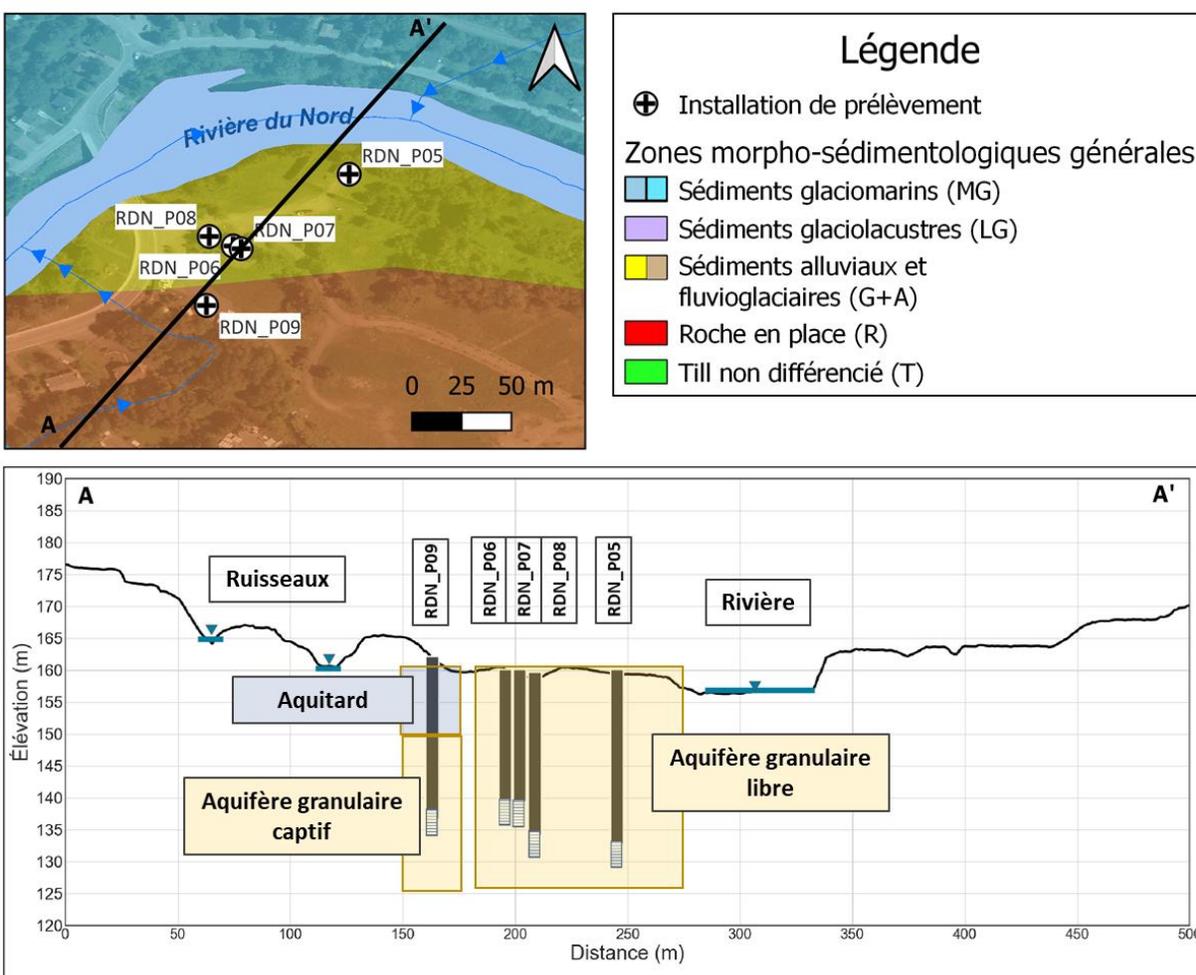


Figure 5.8 Localisation des sites de prélèvement RDN_P05 à RDN_P09 et coupe hydrostratigraphique conceptuelle

RDN_P05

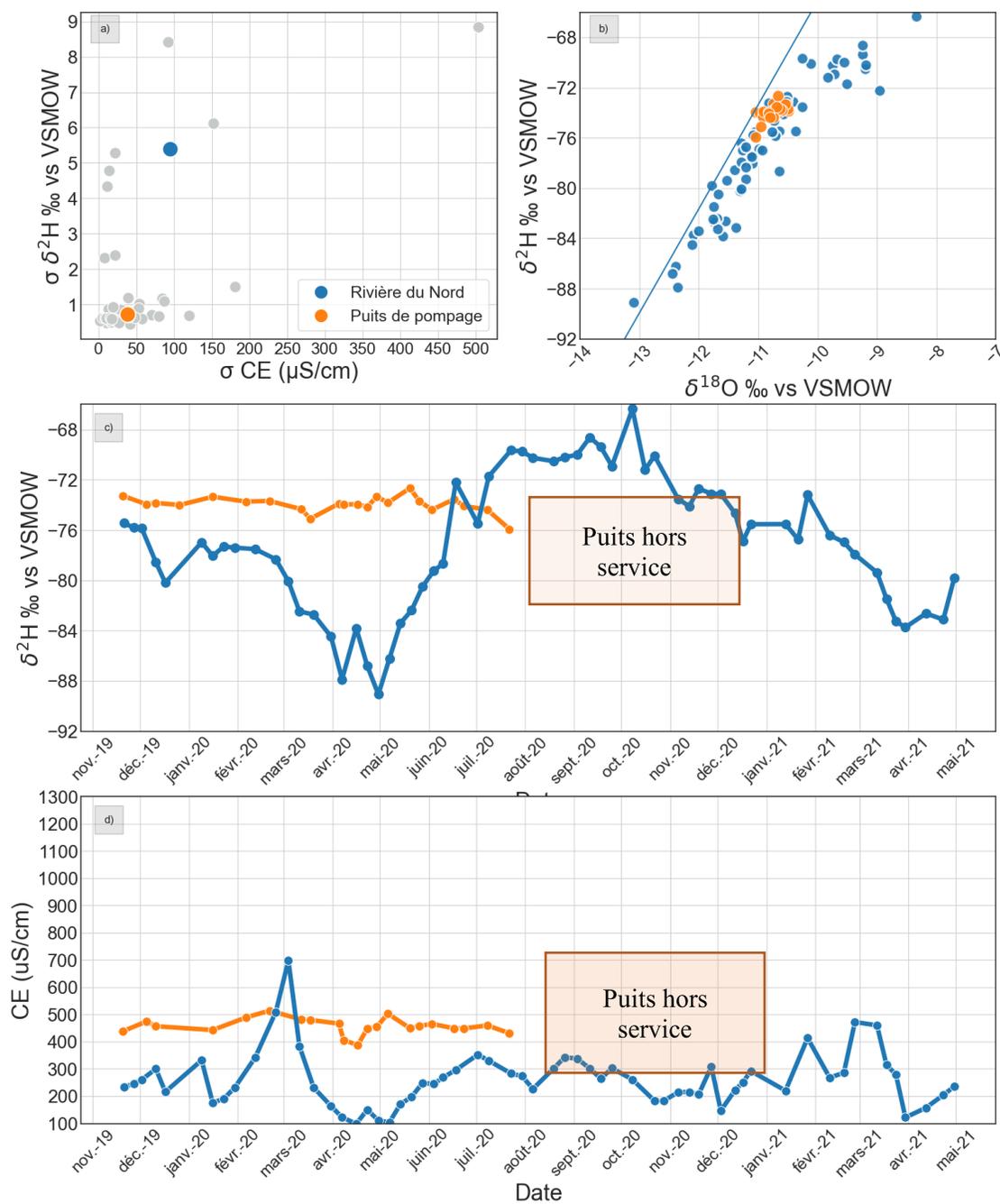


Figure 5.9 : Résultats du suivi géochimique et isotopique pour le prélèvement RDN_P05 : a) écarts-types observés dans le projet pour $\delta^2\text{H}$ et EC; b) diagramme binaire $\delta^2\text{H}$ vs $\delta^{18}\text{O}$; c) évolution temporelle de $\delta^2\text{H}$; d) évolution temporelle de la conductivité électrique

RDN_P06

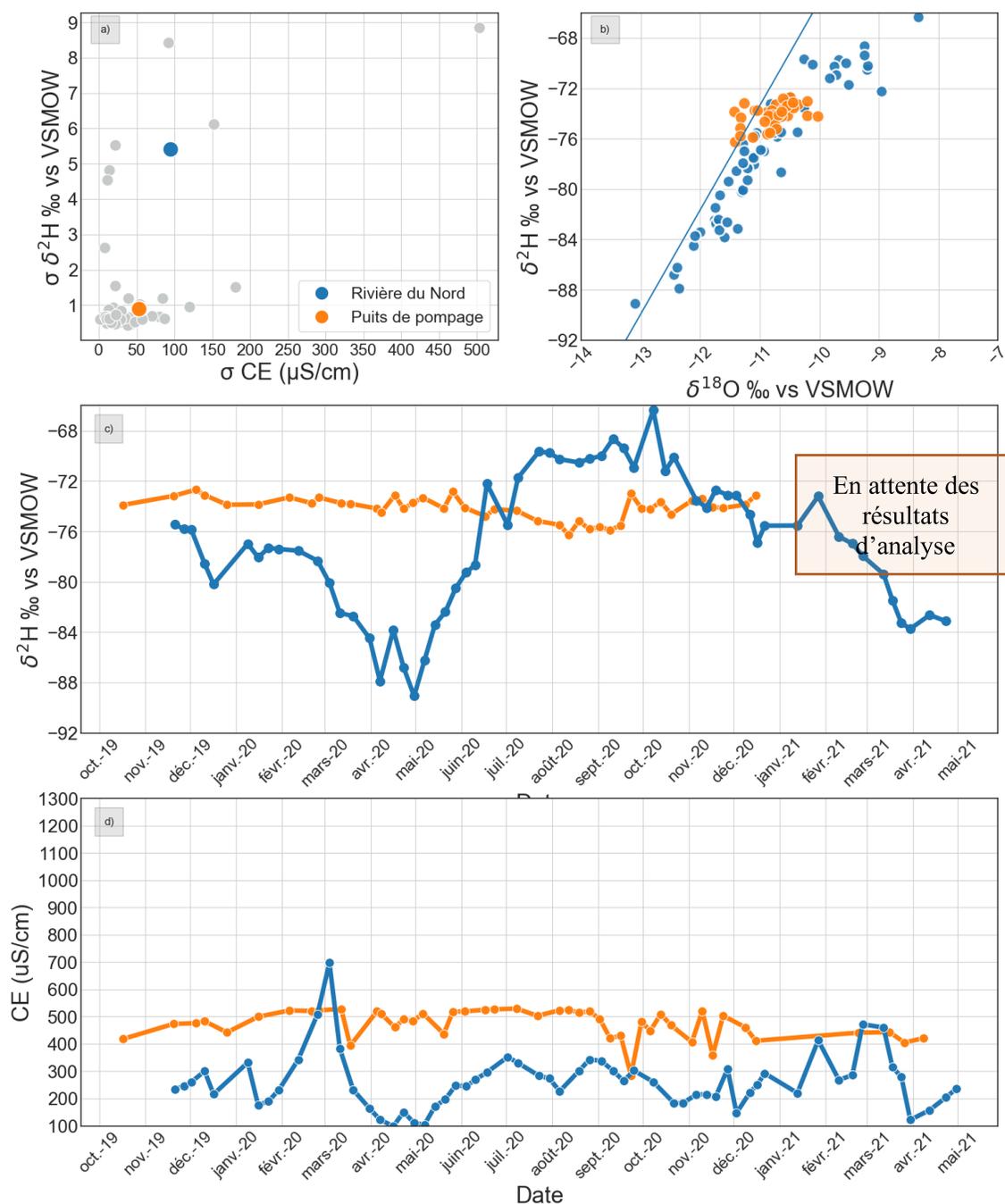


Figure 5.10 : Résultats du suivi géochimique et isotopique pour le prélèvement RDN_P06 : a) écarts-types observés dans le projet pour $\delta^2\text{H}$ et EC; b) diagramme binaire $\delta^2\text{H}$ vs $\delta^{18}\text{O}$; c) évolution temporelle de $\delta^2\text{H}$; d) évolution temporelle de la conductivité électrique

RDN_P07

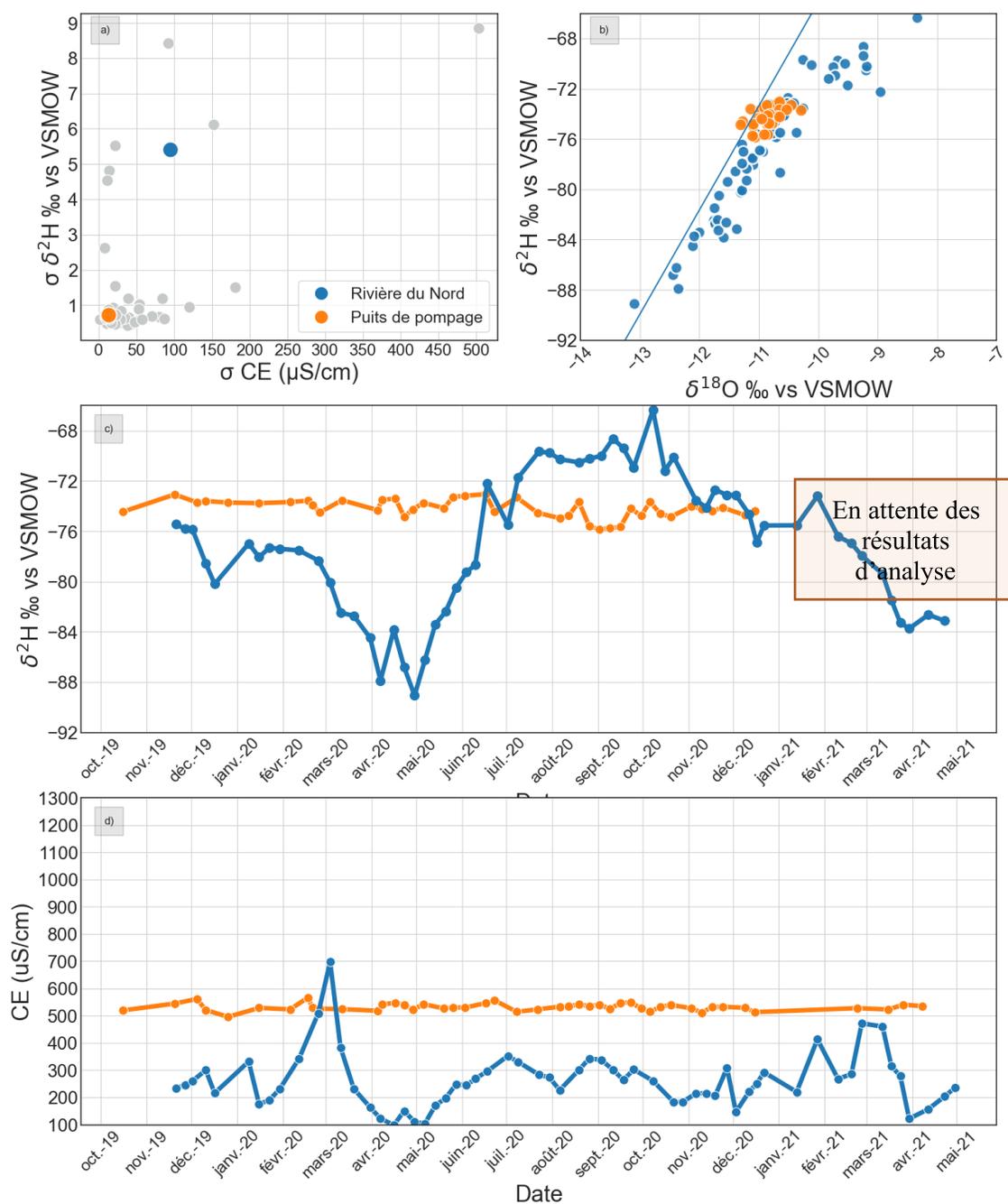


Figure 5.11 : Résultats du suivi géochimique et isotopique pour le prélèvement RDN_P07 : a) écarts-types observés dans le projet pour $\delta^2\text{H}$ et EC; b) diagramme binaire $\delta^2\text{H}$ vs $\delta^{18}\text{O}$; c) évolution temporelle de $\delta^2\text{H}$; d) évolution temporelle de la conductivité électrique

RDN_P08

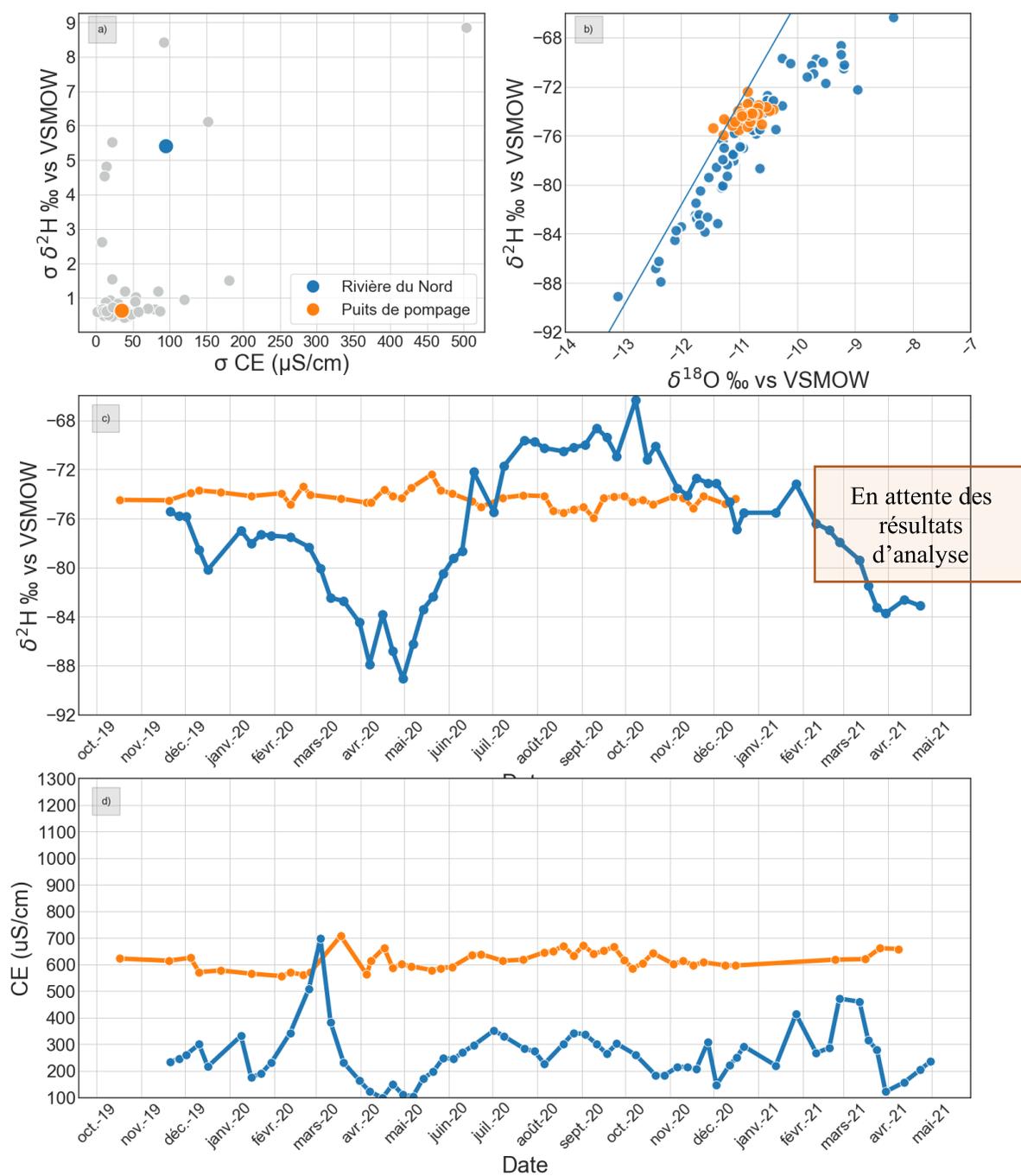


Figure 5.12 Résultats du suivi géochimique et isotopique pour le prélèvement RDN_P08 : a) écarts-types observés dans le projet pour $\delta^2\text{H}$ et EC; b) diagramme binaire $\delta^2\text{H}$ vs $\delta^{18}\text{O}$; c) évolution temporelle de $\delta^2\text{H}$; d) évolution temporelle de la conductivité électrique

RDN_P09

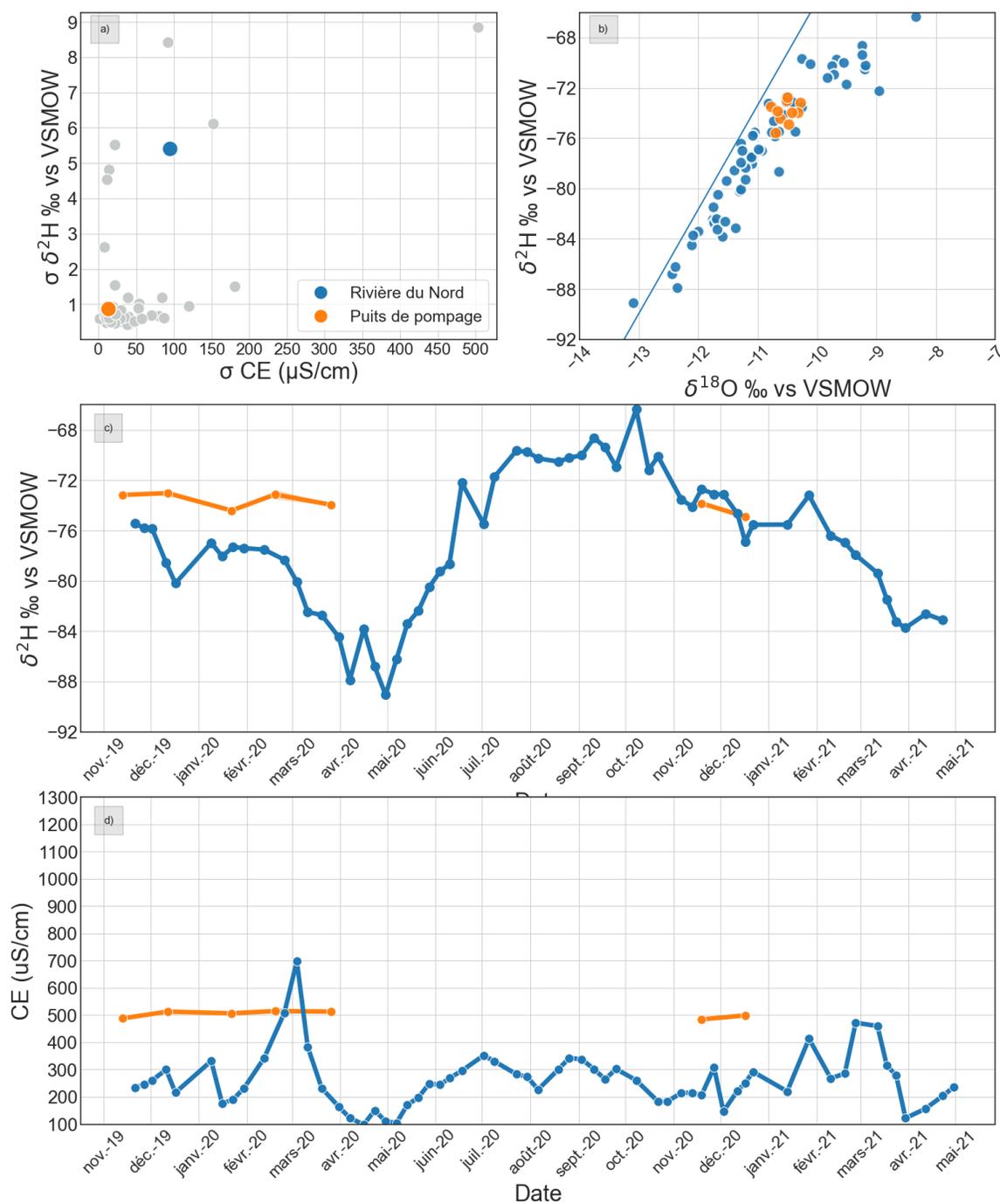


Figure 5.13 : Résultats du suivi géochimique et isotopique pour le prélèvement RDN_P09 : a) écarts-types observés dans le projet pour $\delta^2\text{H}$ et EC; b) diagramme binaire $\delta^2\text{H}$ vs $\delta^{18}\text{O}$; c) évolution temporelle de $\delta^2\text{H}$; d) évolution temporelle de la conductivité électrique

RDN_P10

Caractérisation hydrogéologique

- Le puits RDN_P10 est aménagé à une **profondeur de 46 mètres** dans un aquifère granulaire, à **97 mètres de distance** de la rivière du Nord. Les coupes stratigraphiques au droit du puits ont permis de constater la présence d'une couche d'argile en surface, ce puits est donc considéré comme étant dans un **aquifère granulaire à nappe captive**.

Résultats du suivi géochimique et isotopique

- Les données isotopiques et celles de la conductivité électrique disponibles pour l'eau souterraine couvrent la période de novembre 2019 à janvier 2021 (Figure 5.15), avec une interruption entre les mois de mai et novembre 2020. On observe un écart-type sur les valeurs de $\delta^2\text{H}$ de 0,6 ‰ vs V-SMOW (N=9) et sur les valeurs de conductivité électrique de 15 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (N=8) (Figure 5.15a).
- La distribution des ratios isotopiques $\delta^2\text{H}$ et $\delta^{18}\text{O}$, comme illustrée dans la Figure 5.15b, est centrée autour d'une valeur moyenne à [-75‰; -11‰ vs V-SMOW].
- L'évolution temporelle du $\delta^2\text{H}$ est stable, avec une moyenne semblable à celle de l'eau de surface (-75‰; -74,5‰ vs V-SMOW) (Figure 5.15c)
- L'évolution temporelle de la conductivité électrique est stable, et la moyenne est plus élevée que celle des eaux de surface, respectivement de 550 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et 260 $\mu\text{S}/\text{cm}$ environ (Figure 5.15d).

RDN_P10

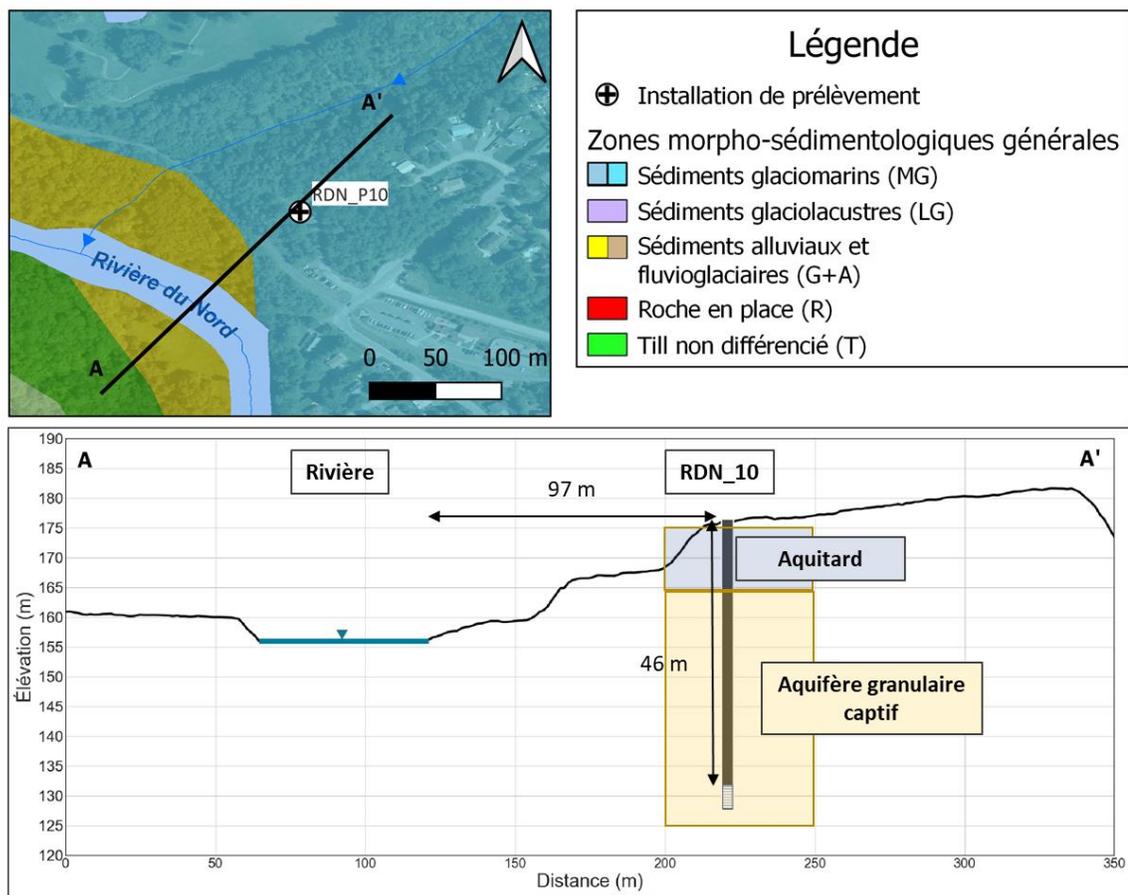


Figure 5.14 Localisation des sites de prélèvement RDN_P10 et coupe hydrostratigraphique conceptuelle

RDN_P10

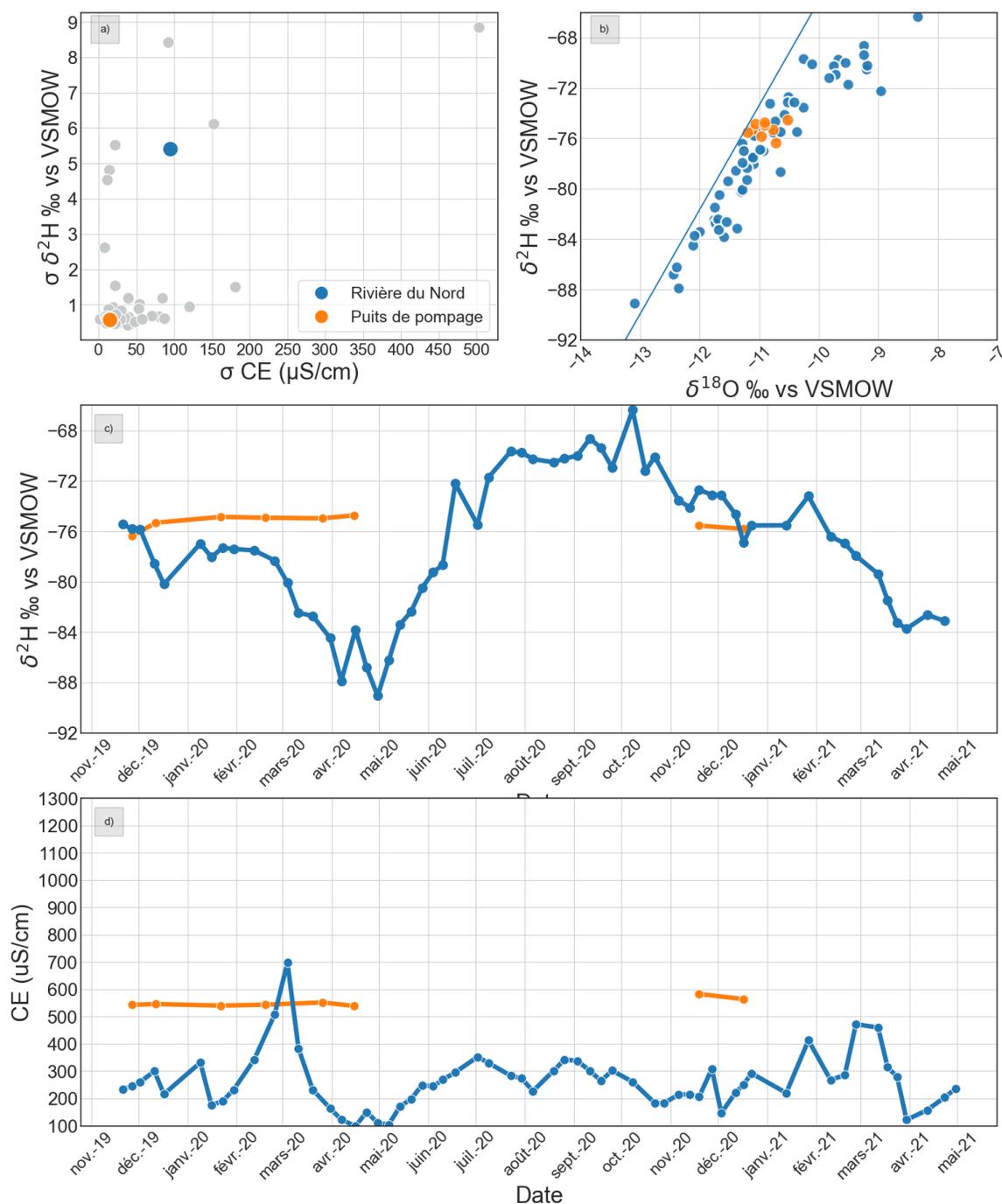


Figure 5.15 : Résultats du suivi géochimique et isotopique pour le prélèvement RDN_P10 : a) écarts-types observés dans le projet pour $\delta^2\text{H}$ et EC; b) diagramme binaire $\delta^2\text{H}$ vs $\delta^{18}\text{O}$; c) évolution temporelle de $\delta^2\text{H}$; d) évolution temporelle de la conductivité électrique

RDN_P11, RDN_P12 et RDN_P13

Caractérisation hydrogéologique

- Les puits RDN_P11, RDN_P12 et RDN_P13 appartiennent tous à la même installation de captage d'eau souterraine situé dans un même aquifère granulaire. Les puits RDN_P11 et RDN_P13 sont installés respectivement à **36 mètres et 30 mètres de profondeur** et localisés à **31 mètres de distance** de la rivière du Nord. Le puits RDN_P12 est installé à une **profondeur de 30 mètres**, et à une **distance de 73 mètres** de la rivière du Nord. Les coupes stratigraphiques permettent de constater la présence d'une couche d'argile au droit des puits RDN_P11 et RDN_P12, absente au droit du puits RDN_P13. Les puits RDN_P11 et RDN_P12 sont donc considérés comme étant dans un **aquifère granulaire captif**, alors que le puits RDN_P13 est dans un **aquifère granulaire libre**.

-

Résultats du suivi géochimique et isotopique

- Les données de conductivité électrique disponibles pour l'eau souterraine de l'installation **RDN_P11** couvrent la période de novembre 2019 à mai 2021 (Figure 5.17), et celles isotopiques de novembre 2019 à novembre 2020. On observe un écart-type sur les valeurs de $\delta^2\text{H}$ de 0,5 ‰ vs V-SMOW (N=29) et un écart-type sur les valeurs de conductivité électrique de 48 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (N=43) (Figure 5.17a).
- La distribution des ratios isotopiques $\delta^2\text{H}$ et $\delta^{18}\text{O}$, comme illustrée dans la Figure 5.17b, est la même que celle des deux autres puits du secteur et centrée autour d'une valeur moyenne à [-76‰; -11,1‰ vs V-SMOW].
- L'évolution temporelle du $\delta^2\text{H}$ est stable, avec une très légère variation du signal entre les mois d'août et de novembre 2020, semblable à la variation des deux autres puits du secteur en plus atténués (Figure 5.17c).
- Les valeurs de conductivité électrique de l'eau souterraine sont supérieures à celles des eaux de surface, avec des moyennes respectives de 850 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et 250 $\mu\text{S}/\text{cm}$ environ (Figure 5.17d).

Résultats du suivi géochimique et isotopique

- Les données de conductivité électrique disponibles pour l'eau souterraine de l'installation **RDN_P12** couvrent la période de novembre 2019 à mai 2021 -et les données isotopiques de novembre 2019 à novembre 2020. On observe un écart-type sur les valeurs de $\delta^2\text{H}$ de 0,6‰ vs V-SMOW (N=29) et sur les valeurs de conductivité électrique de 87 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (N=43) (Figure 5.18a).
- La distribution des ratios isotopiques $\delta^2\text{H}$ et $\delta^{18}\text{O}$, comme illustrée dans la Figure 5.18b, est centrée autour d'une valeur moyenne à [-76‰; -11,1‰ vs V-SMOW].

- L'évolution temporelle du $\delta^2\text{H}$ présente un appauvrissement progressif de 1 à 2‰ vs V-SMOW durant la période d'étude (Figure 5.18c), avec une légère variation du signal entre les mois de mars 2020 et de juillet 2020.
- Les valeurs de conductivité électrique de l'eau souterraine sont nettement supérieures à celles des eaux de surface, avec des moyennes respectives de 1120 $\mu\text{S/cm}$ et 250 $\mu\text{S/cm}$ environ (Figure 5.18d). La diminution de la conductivité électrique au puits en mars 2020, suivie d'une augmentation en juillet (amplitudes respectives de 200 $\mu\text{S/cm}$, semble corrélée avec le signal de l'eau de surface. Cependant, à la vue des gammes de variations présentes durant le reste de l'année, il est difficile d'apporter plus d'éléments.

Résultats du suivi géochimique et isotopique

- Les données de conductivité électrique disponibles pour l'eau souterraine du prélèvement **RDN_P13** couvrent la période de novembre 2019 à mai 2021 (Figure 5.19), et celles isotopiques de novembre 2019 à novembre 2020. On observe un écart-type sur les valeurs de $\delta^2\text{H}$ de 0,8 ‰ vs V-SMOW (N=28) et un écart-type sur les valeurs de conductivité électrique de 30 $\mu\text{S/cm}$ (N=42) (Figure 5.19a).
- La distribution des ratios isotopiques $\delta^2\text{H}$ et $\delta^{18}\text{O}$, comme illustrée dans la Figure 5.19b, est la même que celle des deux autres puits du secteur et centrés autour d'une valeur moyenne à [-76‰; -11,1‰ vs V-SMOW].
- L'évolution temporelle du $\delta^2\text{H}$ est stable, avec une légère variation du signal entre les mois d'août et de novembre 2020, semblable à la variation des deux autres puits du secteur en plus marqués (Figure 5.19c).
- Les valeurs de conductivité électrique de l'eau souterraine sont supérieures à celles des eaux de surface, avec des moyennes respectives de 550 $\mu\text{S/cm}$ et 250 $\mu\text{S/cm}$ environ (Figure 5.19d).
-

RDN_P11, RDN_P12 et RDN_P13

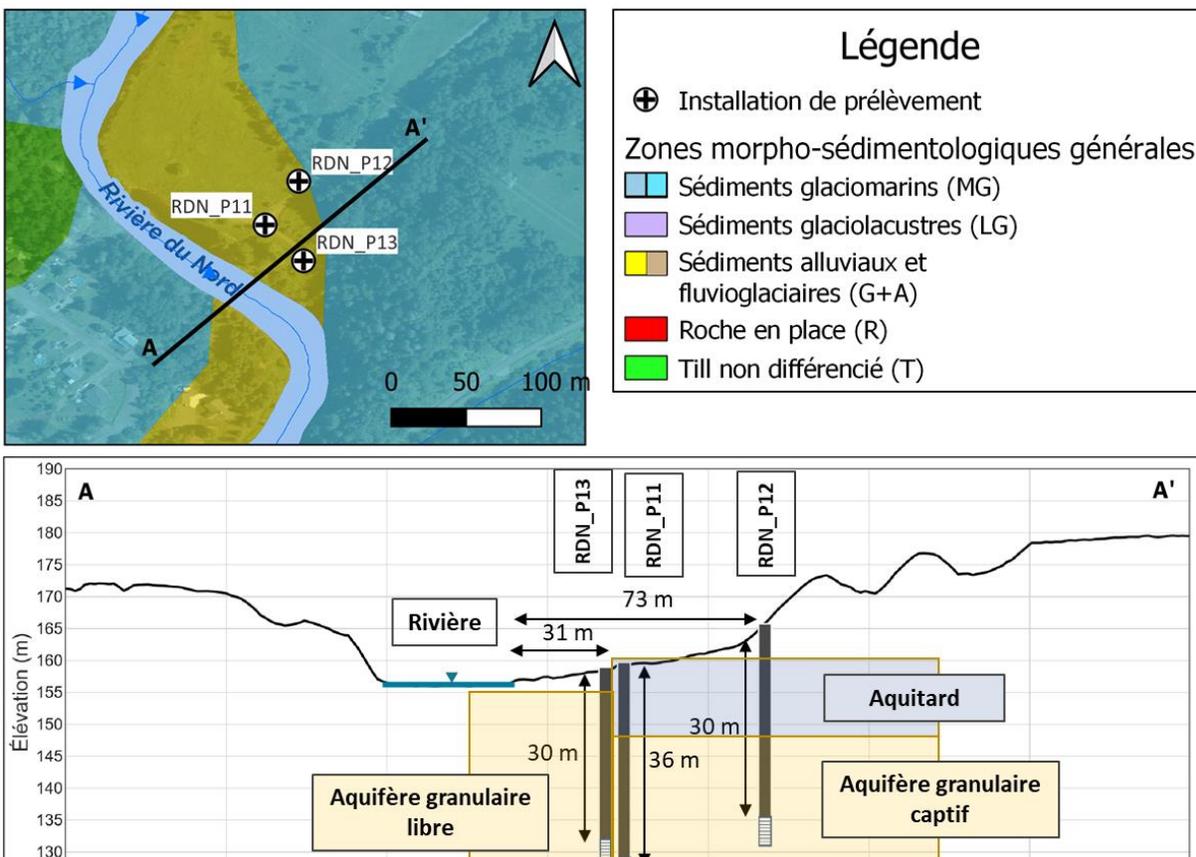


Figure 5.16 Localisation des sites de prélèvement RDN_P11 à RDN_P13 et coupe hydrostratigraphique conceptuelle

RDN_P11

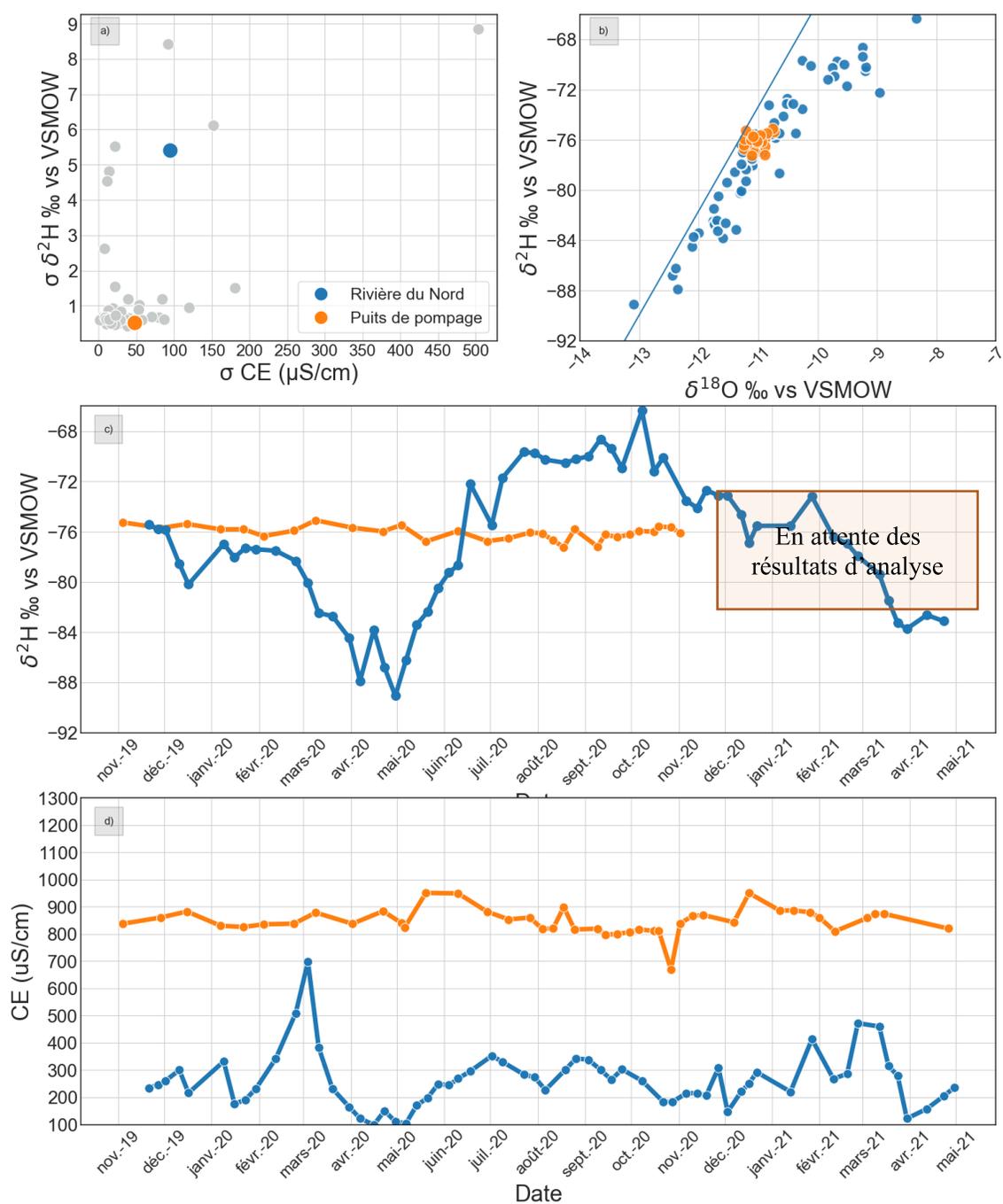


Figure 5.17 Résultats du suivi géochimique et isotopique pour le prélèvement RDN_P11 : a) écarts-types observés dans le projet pour $\delta^2\text{H}$ et EC; b) diagramme binaire $\delta^2\text{H}$ vs $\delta^{18}\text{O}$; c) évolution temporelle de $\delta^2\text{H}$; d) évolution temporelle de la conductivité électrique

RDN_P12

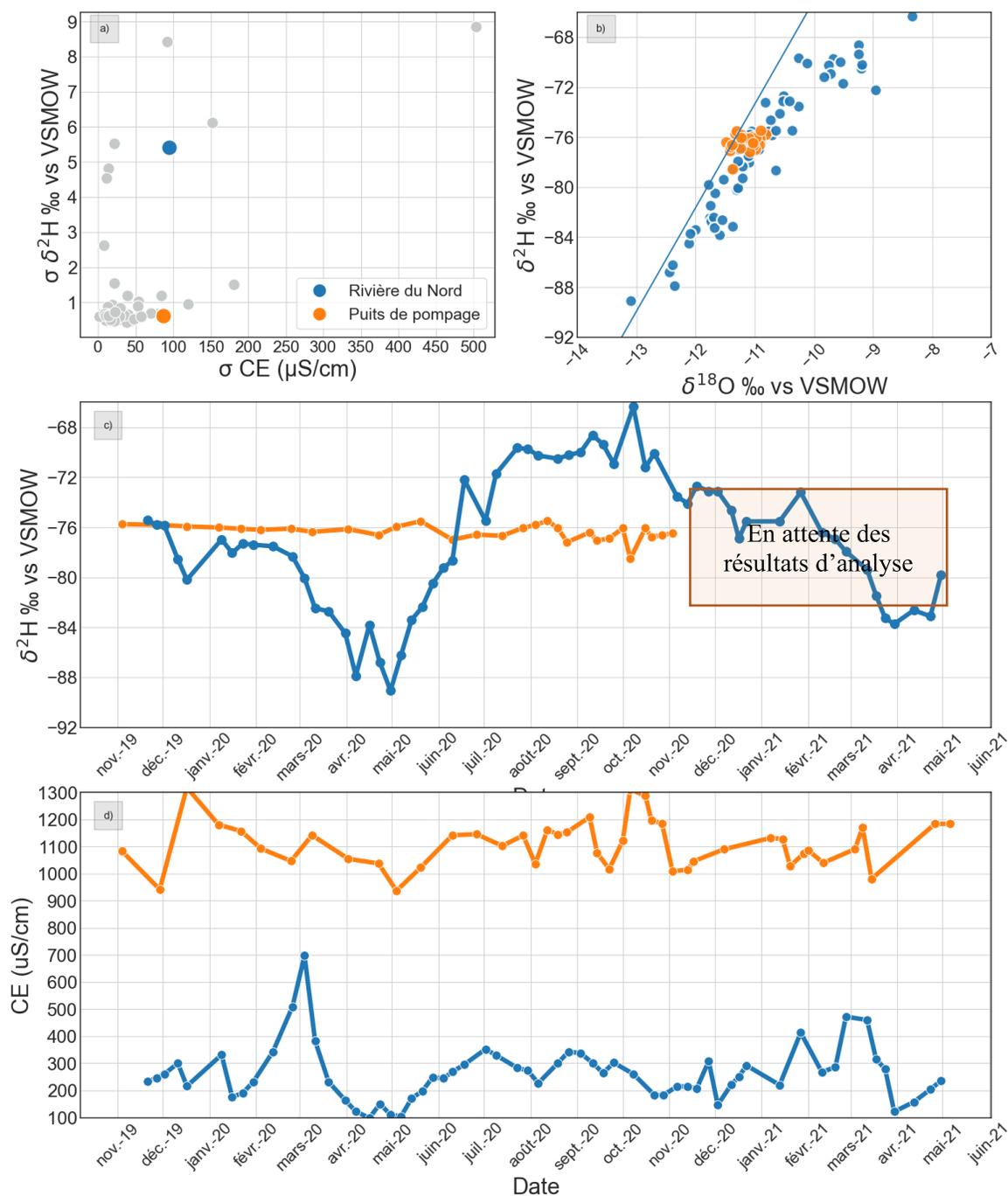


Figure 5.18 Résultats du suivi géochimique et isotopique pour le prélèvement RDN_P12 : a) écarts-types observés dans le projet pour $\delta^2\text{H}$ et EC; b) diagramme binaire $\delta^2\text{H}$ vs $\delta^{18}\text{O}$; c) évolution temporelle de $\delta^2\text{H}$; d) évolution temporelle de la conductivité électrique

RDN_P13

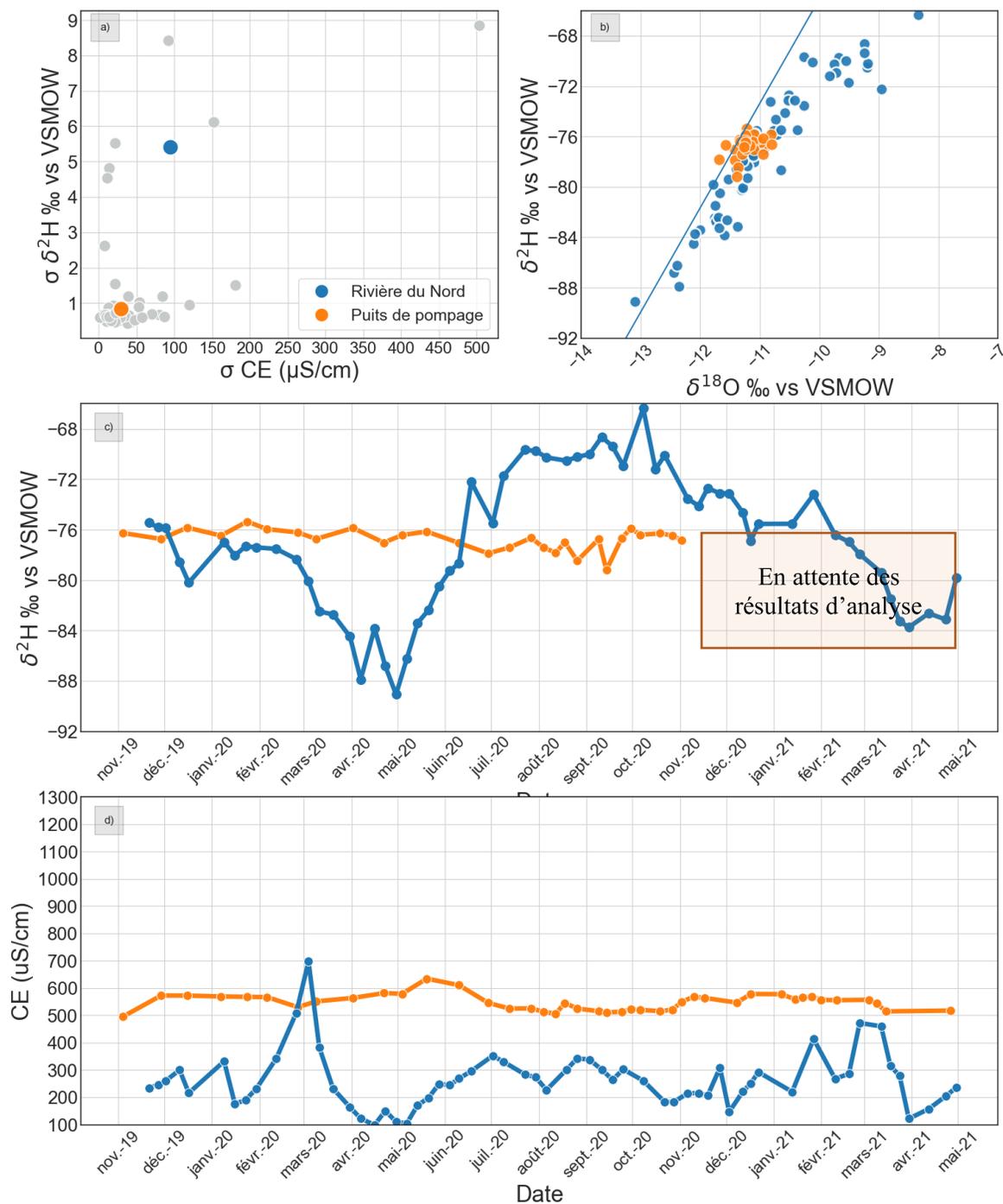


Figure 5.19 Résultats du suivi géochimique et isotopique pour le prélèvement RDN_P13 : a) écarts-types observés dans le projet pour $\delta^2\text{H}$ et EC; b) diagramme binaire $\delta^2\text{H}$ vs $\delta^{18}\text{O}$; c) évolution temporelle de $\delta^2\text{H}$; d) évolution temporelle de la conductivité électrique

RDN_P14 et RDN_P15

Caractérisation hydrogéologique

- Les captages RDN_P14 et RDN_P15 n'appartiennent pas à la même installation de prélèvement municipale, mais ils ne sont séparés que de 150 mètres et sont installés dans le même aquifère granulaire. L'installation RDN_P14 est composée d'une dizaine de puits verticaux d'environ **6 mètres de profondeur**, alignés entre la rivière du Nord et un bassin artificiel alimenté par les eaux de la rivière, à **6 mètres de distance** des deux eaux de surface. Le prélèvement RDN_P15 est installé à une **profondeur de 10 mètres**, à **29 mètres** de distance de la rivière du Nord. Les coupes stratigraphiques au droit des deux puits confirment l'absence de couche confinantes au sommet de l'aquifère, ces deux installations sont donc considérées comme étant dans **des aquifères granulaires libres**.

Résultats du suivi géochimique et isotopique

- Les échantillons de l'installation **RDN_P14** ont été prélevés à l'eau brute à chaque puits séparément entre décembre 2019 et février 2020, et leurs résultats sont représentés sous forme de moyenne sur la Figure 5.21 . À partir du mois d'août 2020, les données présentées sont celles du mélange.
- Les données isotopiques et de la conductivité électrique disponibles pour l'eau souterraine couvrent la période de décembre 2019 à mai 2021. Noter qu'en raison de la pandémie de Covid-19, l'acquisition des données a été interrompue de janvier à août 2020, ce qui inclut une période propice à des forçages hydroclimatiques isotopiquement marqués par des eaux fortement appauvries, donc potentiellement utile pour les objectifs du présent projet. On observe tout de même un écart-type sur les valeurs de $\delta^2\text{H}$ de 1,55 ‰ vs V-SMOW (N=41) et un écart-type sur les valeurs de conductivité électrique de 22,13 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (N=48) (Figure 5.21a).
- La distribution relativement large des ratios isotopiques $\delta^2\text{H}$ et $\delta^{18}\text{O}$, depuis [-78‰; -11.3‰ vs-VSMOW] à [-72‰; -9.7‰ vs-VSMOW], se retrouve entièrement dans le domaine de variation des eaux de la rivière du Nord, c.A.D. proche de celui des précipitations, mais avec une signature sensiblement évaporée (Figure 5.21b).
- L'évolution temporelle du $\delta^2\text{H}$ est assez marquée, avec un appauvrissement progressif de décembre 2019 à janvier 2020 (de -75 à -77‰ vs V-SMOW) suivi dans la deuxième période de données (juin 2020 à mars 2021), d'une remontée jusqu'à une valeur maximale de -72‰ en septembre 2020 suivie d'un appauvrissement progressif jusqu'à une valeur minimale autour de -78‰ vs V-SMOW à la fin de l'acquisition de données (Figure 5.21c). Malgré l'absence de données durant plus de 10 mois, l'inclusion des données dans le champ de variation de la rivière du Nord et le caractère possiblement synchrone avec les données de cette dernière permettent l'hypothèse d'une tendance évolutive similaire et marquée, avec un déphasage qui ne dépasserait pas 2 mois.
- Les valeurs de conductivité électrique de l'eau souterraine sont en deçà de celles de l'eau de surface. Avec une moyenne autour de 130 $\mu\text{S}/\text{cm}$ contre 250 $\mu\text{S}/\text{cm}$ environ pour la

rivière du Nord, elles correspondent à la gamme des valeurs minimales de l'eau de surface. Une légère tendance évolutive se dénote, par exemple, avec des évolutions rapides sous forme de pics de valeurs élevées en novembre et décembre 2020. Cependant, elles ne sont que ponctuelles (Figure 5.21d).

Résultats du suivi géochimique et isotopique

- Les résultats des analyses disponibles pour l'eau souterraine de l'installation **RDN_P15** couvrent la période de décembre 2019 à janvier 2021, et les résultats d'analyses se poursuivent jusqu'en mai 2021 pour la conductivité électrique. Noter qu'en raison de la pandémie de Covid-19, l'acquisition des données a été interrompue entre mars et juin 2020, une période pourtant propice à des forçages hydroclimatiques et des eaux de surface isotopiquement marquées par les eaux de fontes (signature appauvrie), donc potentiellement utile pour les objectifs du présent projet. On observe tout de même un écart-type sur les valeurs de $\delta^2\text{H}$ de 2,6 ‰ vs VSMOW (N=16) et un écart-type sur les valeurs de conductivité électrique de 7,4 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (N=28) (Figure 5.22).
- La distribution relativement large des ratios isotopiques $\delta^2\text{H}$ et $\delta^{18}\text{O}$, depuis [-81‰; -11.7‰ vs-VSMOW] à [-73‰; -10.6‰ vs-VSMOW], se retrouve entièrement dans le domaine de variation des eaux de la rivière du Nord, c.-à.-d. proche de celui des précipitations, mais avec une signature légèrement évaporée (Figure 5.22b).
- L'évolution temporelle du $\delta^2\text{H}$ est marquée, avec un appauvrissement progressif de décembre 2019 à mars 2020 (de -73 à -76‰ vs V-SMOW) suivi dans la deuxième période de données (juin à octobre 2020), d'un appauvrissement à une valeur minimale de -81‰ vs V-SMOW en juillet puis d'une remontée constante jusqu'à -76 ‰ vs V-SMOW en octobre 2020 (Figure 5.22c).
- Les valeurs de conductivité électrique de l'eau souterraine sont en deçà de celles de l'eau de surface. Avec une moyenne autour de 140 $\mu\text{S}/\text{cm}$ contre 250 $\mu\text{S}/\text{cm}$ environ pour la rivière du Nord, elles correspondent à la gamme des valeurs minimales de l'eau de surface. Aucune tendance évolutive pour la conductivité électrique ne se dessine à cette échelle d'observation (Figure 5.22d).

RDN_P14 et RDN_P15

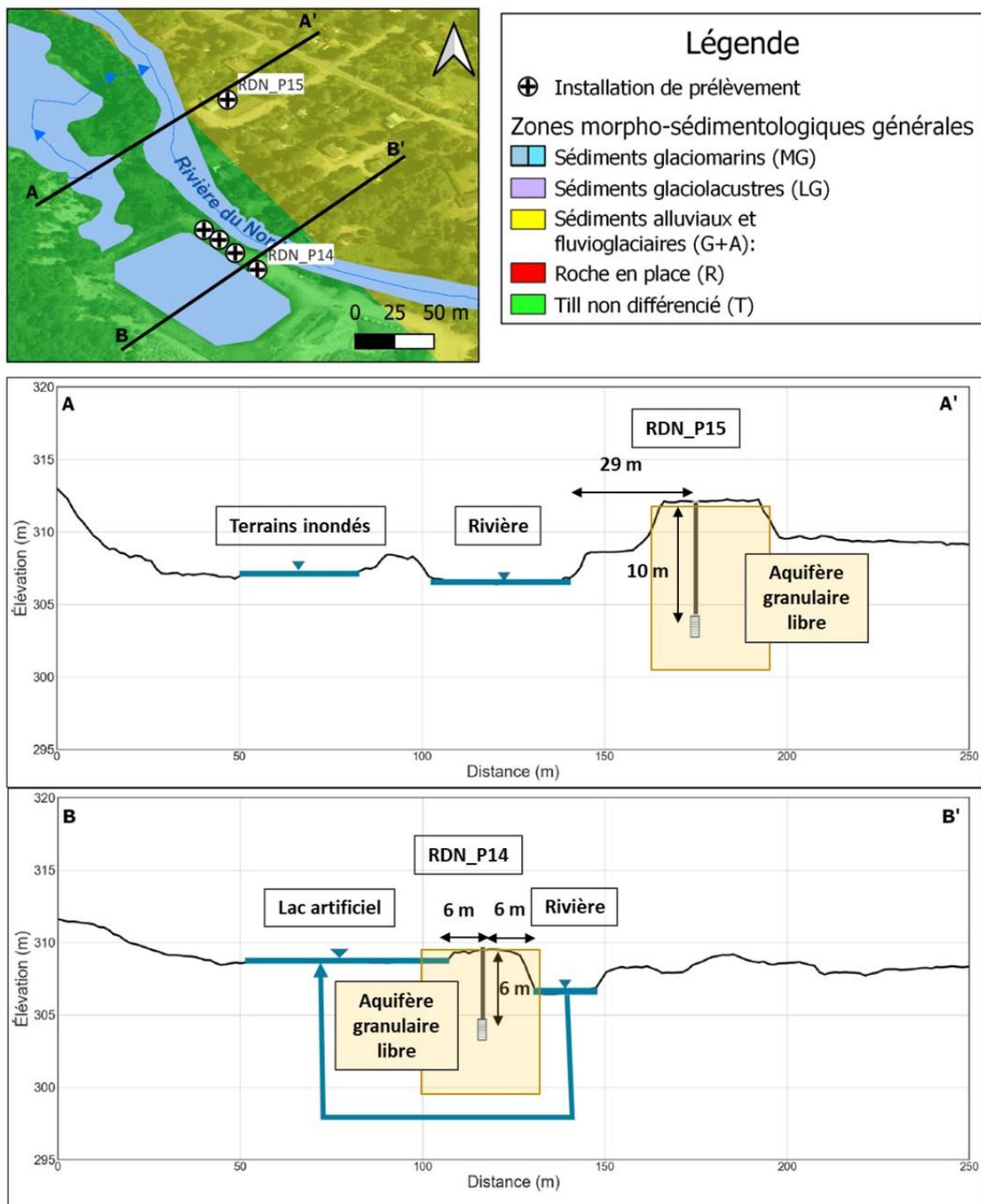


Figure 5.20 Localisation des sites de prélèvement RDN_P14 et RDN_P15 et coupe hydrostratigraphique conceptuelle

RDN_P14

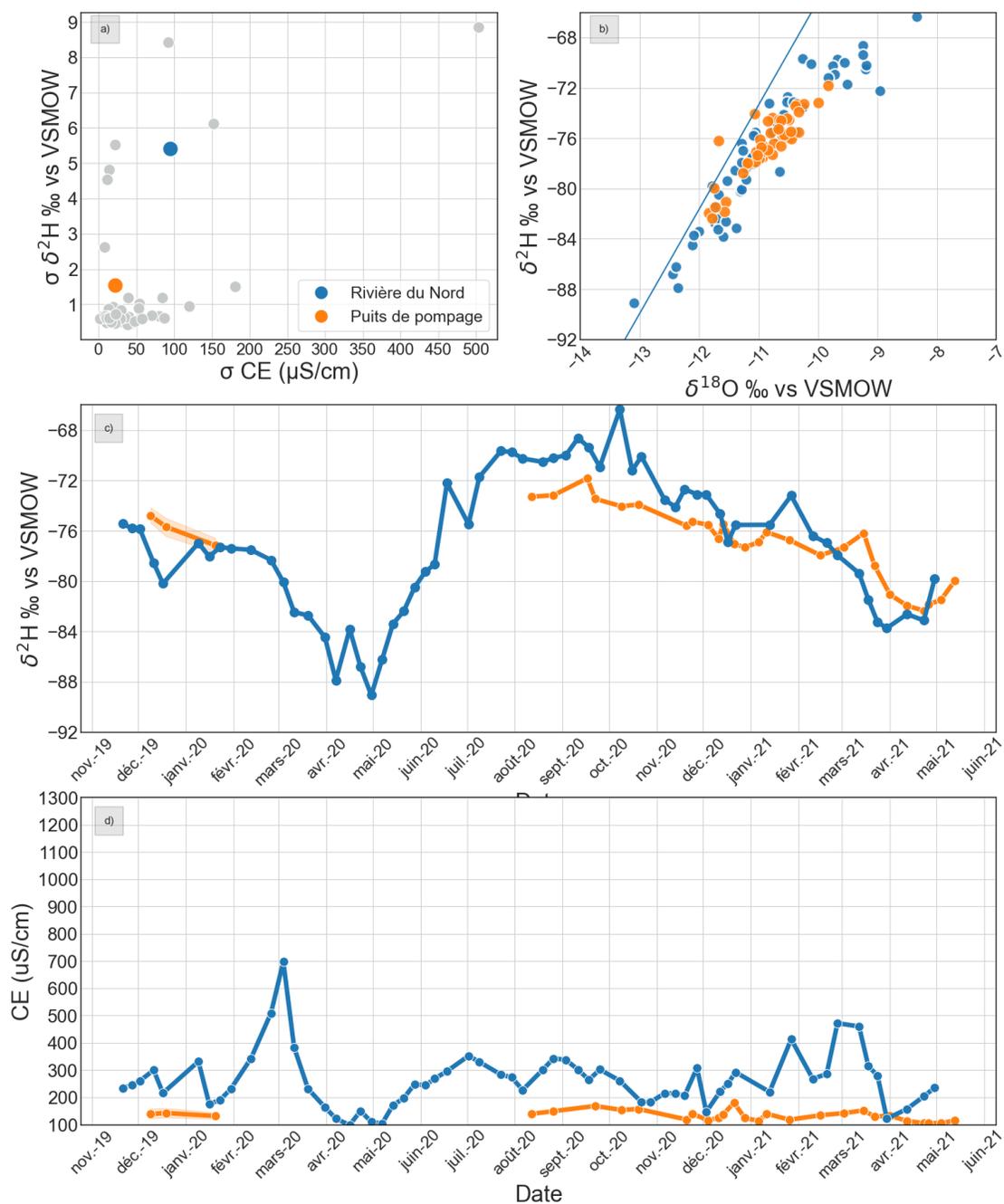


Figure 5.21 : Résultats du suivi géochimique et isotopique pour le prélèvement RDN_P14 : a) écarts-types observés dans le projet pour $\delta^2\text{H}$ et EC; b) diagramme binaire $\delta^2\text{H}$ vs $\delta^{18}\text{O}$; c) évolution temporelle de $\delta^2\text{H}$; d) évolution temporelle de la conductivité électrique

RDN_P15

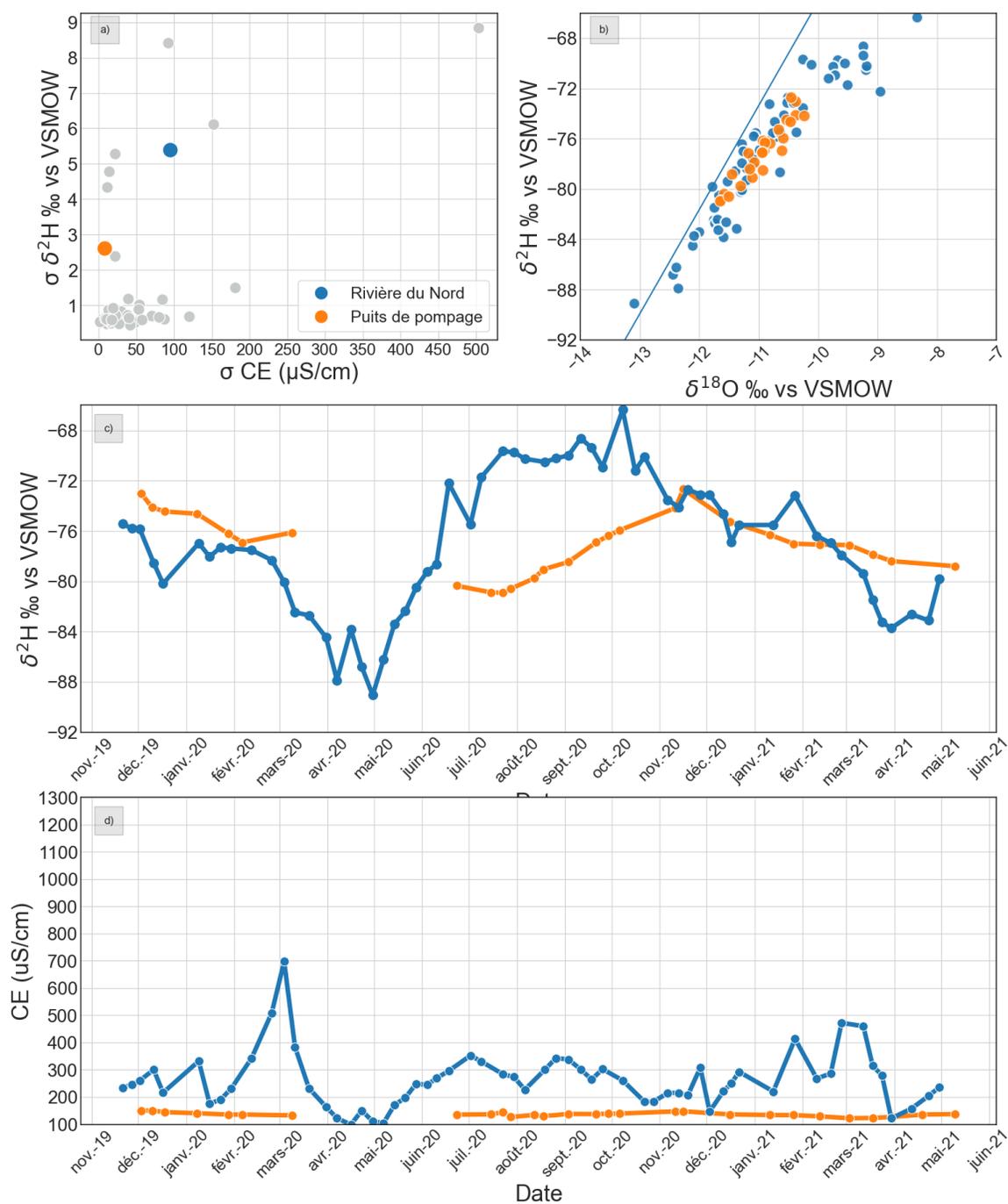


Figure 5.22 : Résultats du suivi géochimique et isotopique pour le prélèvement RDN_P15 : a) écarts-types observés dans le projet pour $\delta^2\text{H}$ et EC; b) diagramme binaire $\delta^2\text{H}$ vs $\delta^{18}\text{O}$; c) évolution temporelle de $\delta^2\text{H}$; d) évolution temporelle de la conductivité électrique

RDN_P16

Caractérisation hydrogéologique

- L'installation de prélèvement RDN_P16 est située à **57 mètres d'un ruisseau** affluent de la rivière du Nord et est aménagée à une **profondeur de 24 mètres** dans un aquifère granulaire. Le ruisseau n'ayant pas été échantillonné, le signal de la rivière du Nord est utilisé pour fins de comparaison. Les coupes stratigraphiques au droit du puits indiquent que l'installation est dans un **aquifère granulaire libre**.

Résultats du suivi géochimique et isotopique

- Les données isotopiques et celles de la conductivité électrique de l'installation **RDN_P16** sont disponibles entre les mois de novembre 2019 et mai 2021, avec une interruption due à l'urgence sanitaire de Covid-19 entre les mois de mars et juillet 2020 (Figure 5.24). On observe un écart-type sur les valeurs de $\delta^2\text{H}$ de 0,6 ‰ vs V-SMOW (N=16) et un écart-type sur les valeurs de conductivité électrique de seulement 2 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (N=28) (Figure 5.24a).
- La distribution des ratios isotopiques $\delta^2\text{H}$ et $\delta^{18}\text{O}$, comme illustrée dans la Figure 5.24b, est centrée autour de valeurs moyennes à [-76‰; -11,2‰ vs V-SMOW].
- L'évolution temporelle du $\delta^2\text{H}$ semble stable, avec une moyenne légèrement plus appauvrie que celle de l'eau de surface (-76‰; -74,5‰ vs V-SMOW) (Figure 5.24c).
- L'évolution temporelle de la conductivité électrique est stable, et la moyenne est plus faible que celle des eaux de surface, respectivement de 163 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et 260 $\mu\text{S}/\text{cm}$ environ (Figure 5.24d).
-

RDN_P16

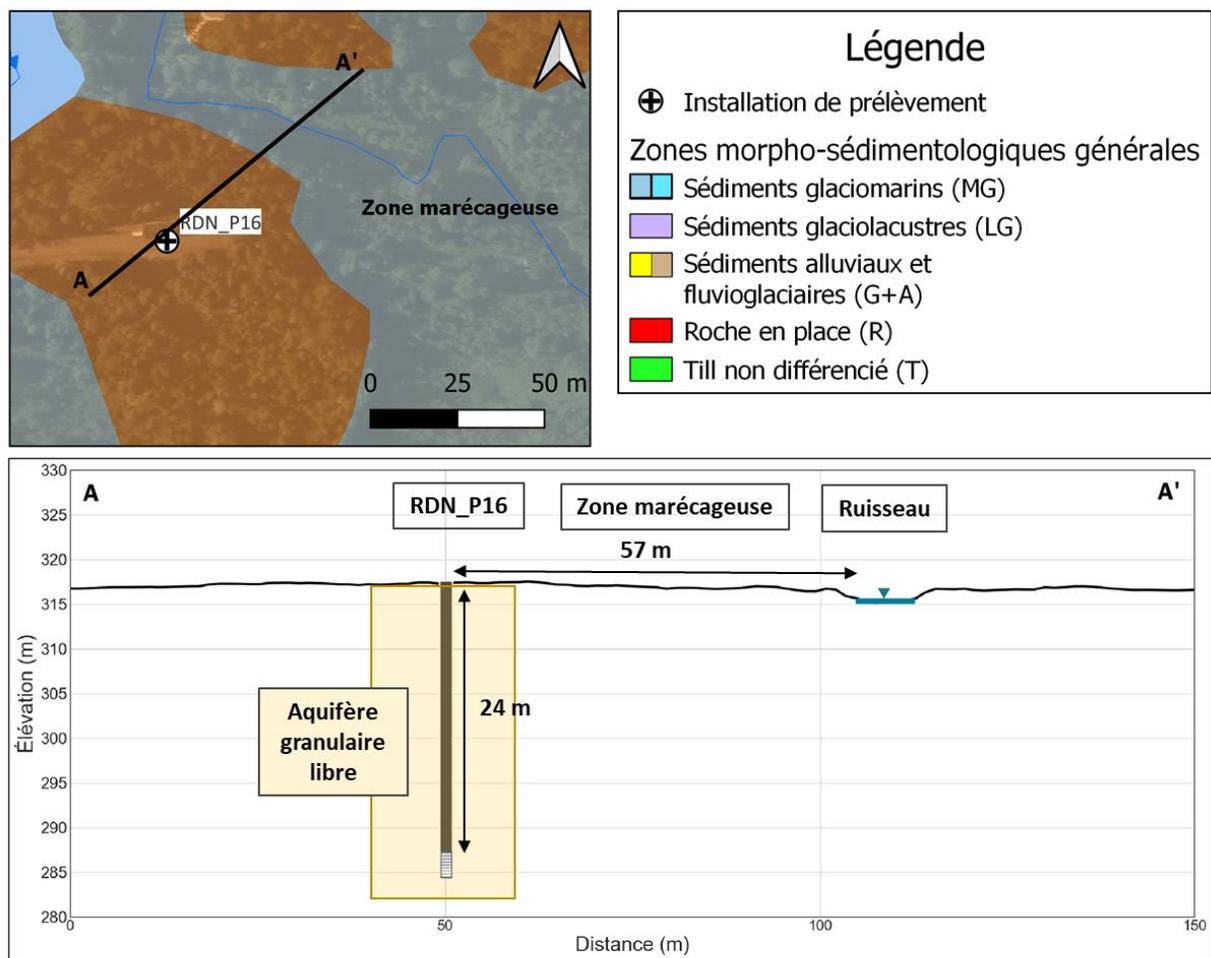


Figure 5.23 Localisation du site de prélèvement RDN_P16 et coupe hydrostratigraphique conceptuelle

RDN_P16

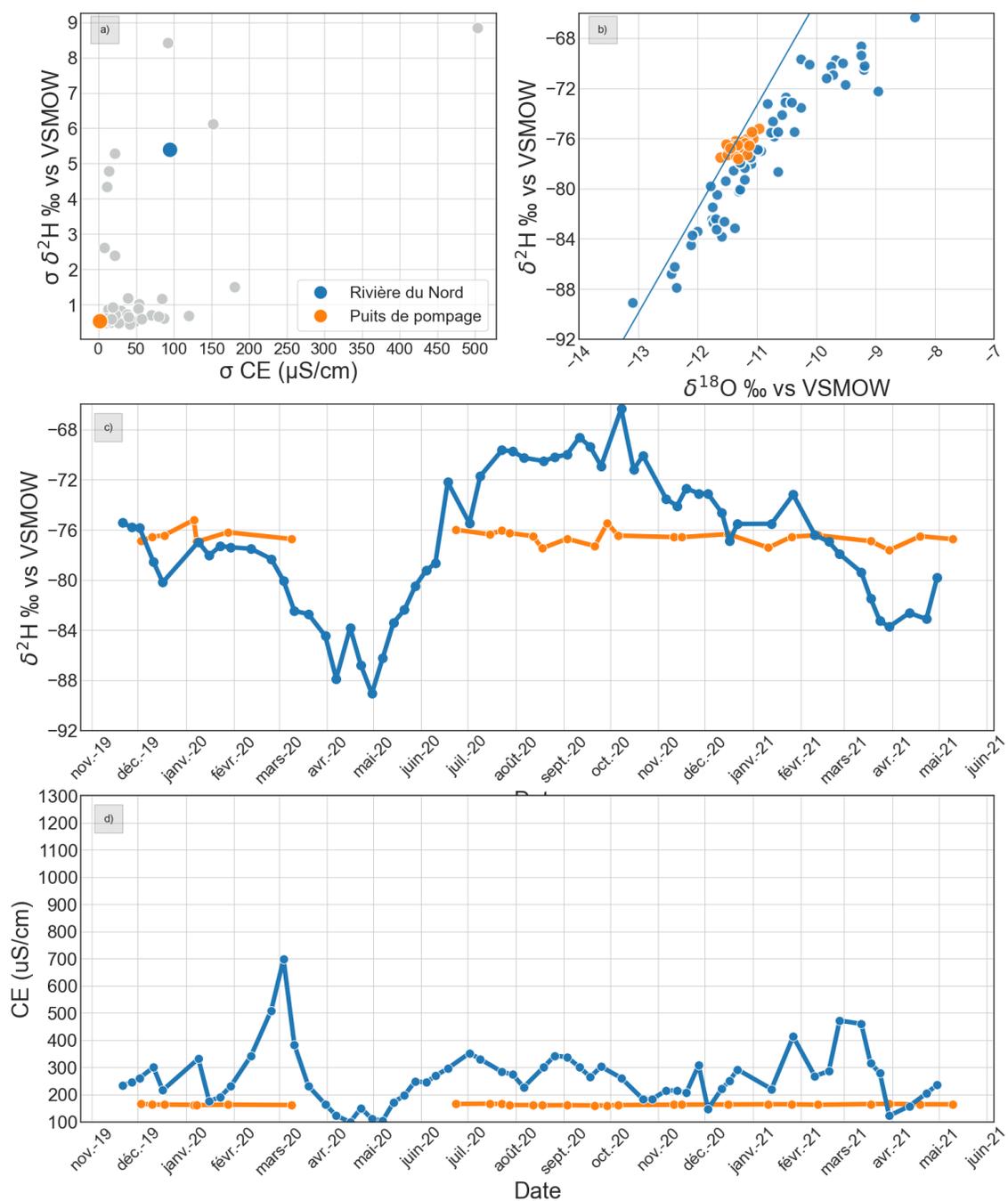


Figure 5.24 : Résultats du suivi géochimique et isotopique pour le prélèvement RDN_P16 : a) écarts-types observés dans le projet pour $\delta^2\text{H}$ et EC; b) diagramme binaire $\delta^2\text{H}$ vs $\delta^{18}\text{O}$; c) évolution temporelle de $\delta^2\text{H}$; d) évolution temporelle de la conductivité électrique

RDN_P17 et RDN_P18

Caractérisation hydrogéologique

- L'installation de captage RDN_P17 est située à **19 mètres de distance** de la rivière du Nord et est aménagée à une **profondeur de 17 mètres** dans un aquifère granulaire. Le plan d'eau situé au sud-ouest du site de captage semble être asséché depuis plusieurs années. L'installation de captage RDN_P18 est située à **19 mètres de distance** de la rivière du Nord et est aménagée à une **profondeur de 33 mètres** dans un aquifère granulaire. Les coupes stratigraphiques au droit du puits indiquent que les deux installations sont dans un **aquifère granulaire libre**.

Résultats du suivi géochimique et isotopique

- Les données isotopiques et celles de la conductivité électrique du prélèvement **RDN_P17** sont disponibles entre les mois de novembre 2019 et mai 2021, avec une interruption due à l'urgence sanitaire de Covid-19 entre les mois de mars et juillet 2020 (Figure 5.26). On observe un écart-type sur les valeurs de $\delta^2\text{H}$ de 0,7 ‰ vs V-SMOW (N=21 et un écart-type sur les valeurs de conductivité électrique de 13 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (N=35) (Figure 5.26a)
- La distribution des ratios isotopiques $\delta^2\text{H}$ et $\delta^{18}\text{O}$, comme illustrée dans la Figure 5.26b, est centrée autour de valeurs moyennes à [-76‰; -11‰ vs V-SMOW].
- L'évolution temporelle du $\delta^2\text{H}$ semble stable, avec une moyenne semblable à celle de l'eau de surface (-75,9‰; -74,5‰ vs V-SMOW] (Figure 5.26c)
- L'évolution temporelle de la conductivité électrique est stable, et la moyenne est semblable à celle des eaux de surface, respectivement de 320 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et 260 $\mu\text{S}/\text{cm}$ environ (Figure 5.26d).

Résultats du suivi géochimique et isotopique

- Les données isotopiques et celles de la conductivité électrique du prélèvement **RDN_P18** sont disponibles entre les mois de novembre 2019 et mai 2021, avec une interruption due à l'urgence sanitaire de Covid-19 entre les mois de mars et juillet 2020 (Figure 5.27). On observe un écart-type sur les valeurs de $\delta^2\text{H}$ de 0,7 ‰ vs V-SMOW (N=21) et un écart-type sur les valeurs de conductivité électrique de 8 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (N=32) (Figure 5.27a).
- La distribution des ratios isotopiques $\delta^2\text{H}$ et $\delta^{18}\text{O}$, comme illustrée dans la Figure 5.27b, est centrée autour de valeurs moyennes à [-77‰; -11,2‰ vs V-SMOW].
- L'évolution temporelle du $\delta^2\text{H}$ semble stable, avec une moyenne légèrement plus appauvrie que celle de l'eau de surface (-77‰; -74,5‰ vs V-SMOW] (Figure 5.27c). Un appauvrissement est identifiable à la mi-décembre 2019, soulevant le fait que les mois les plus propices à identifier des variations isotopiques, soit au printemps, sont manquants.

- L'évolution temporelle de la conductivité électrique est stable, et la moyenne est semblable à celle des eaux de surface, respectivement de 300 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et 260 $\mu\text{S}/\text{cm}$ environ (Figure 5.27d).

RDN_P17 et RDN_P18

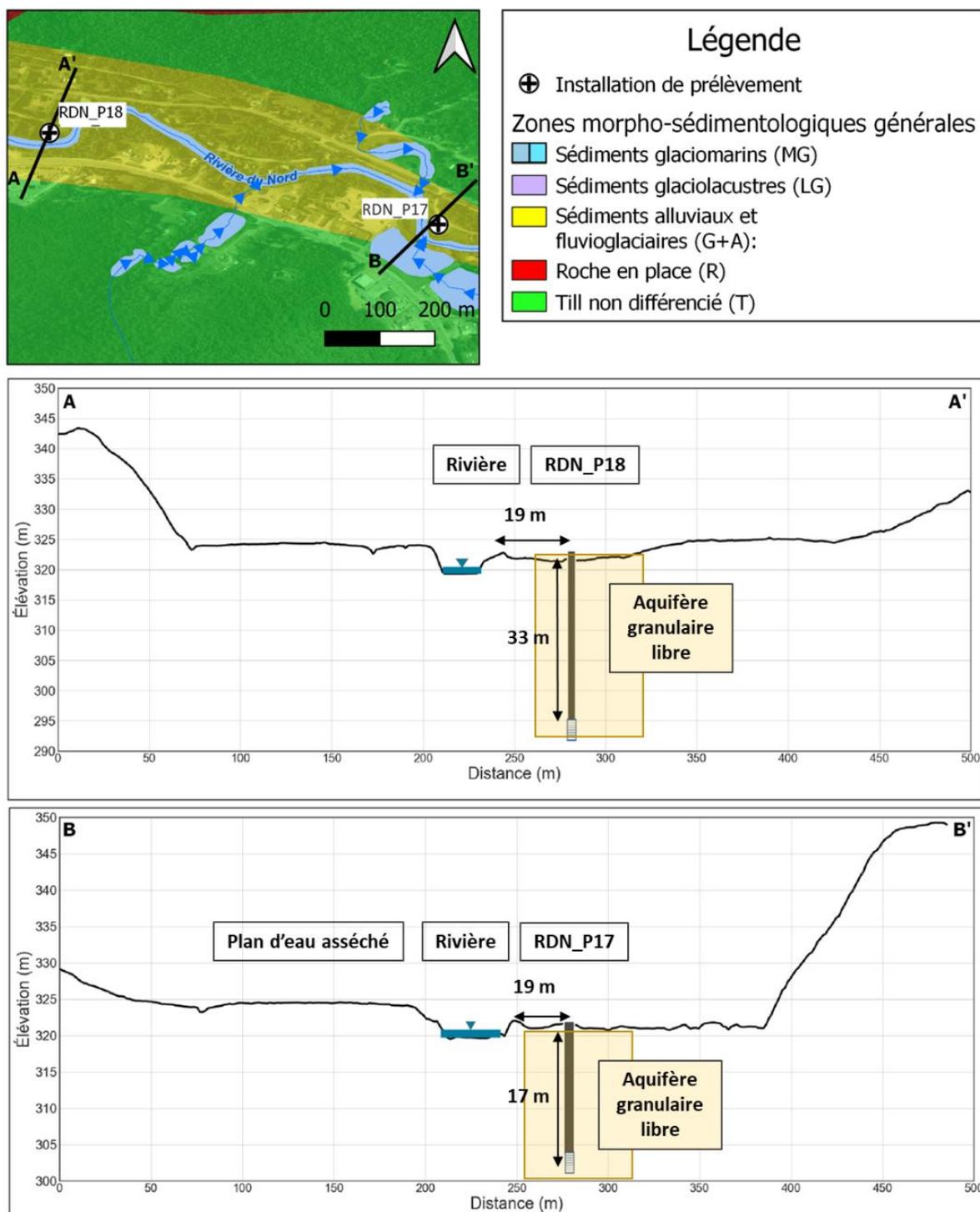


Figure 5.25 Localisation des sites de prélèvement RDN_P17 et RDN_P18 et coupe hydrostratigraphique conceptuelle

RDN_P17

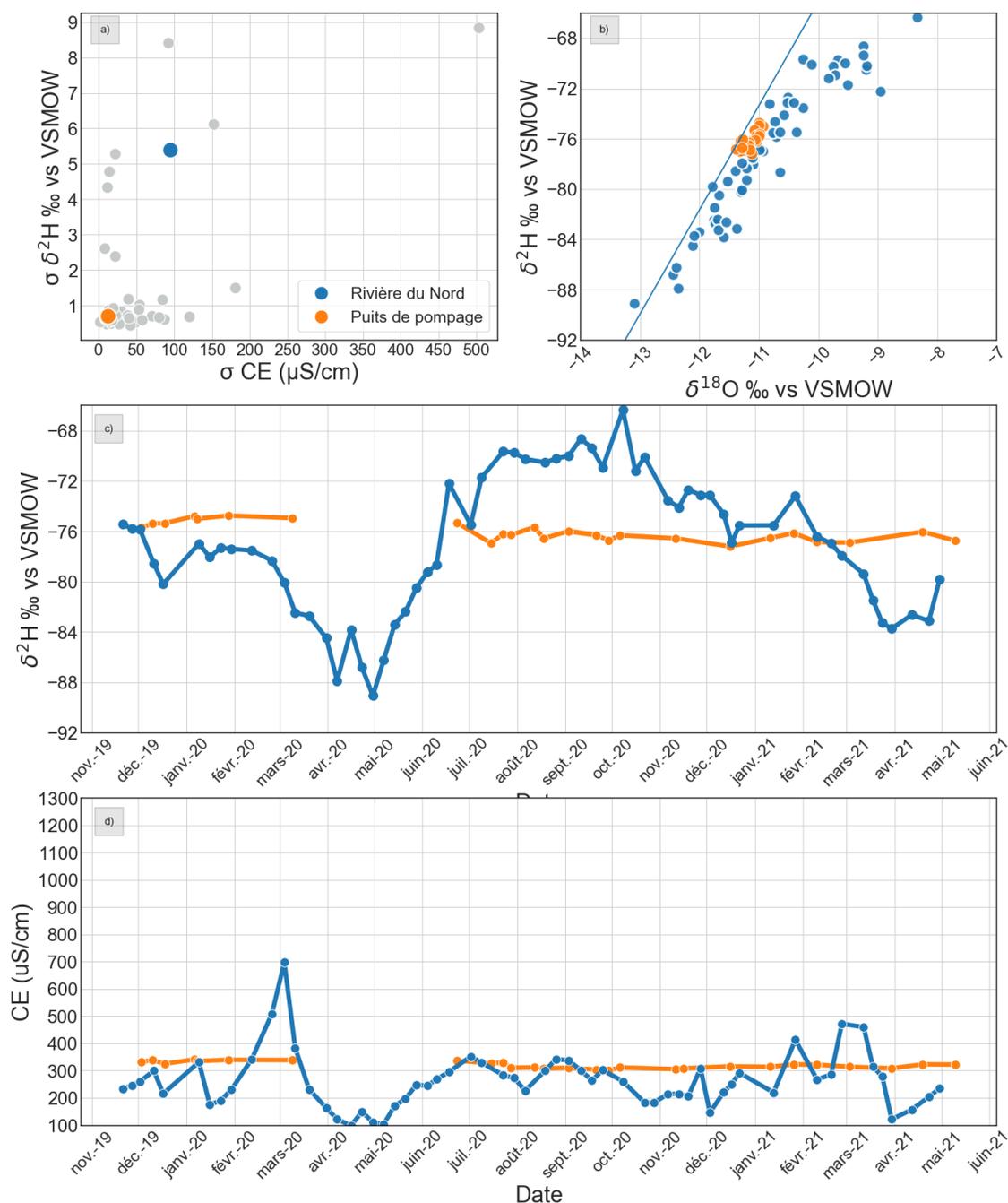


Figure 5.26 : Résultats du suivi géochimique et isotopique pour le prélèvement RDN_P17 : a) écarts-types observés dans le projet pour $\delta^2\text{H}$ et EC; b) diagramme binaire $\delta^2\text{H}$ vs $\delta^{18}\text{O}$; c) évolution temporelle de $\delta^2\text{H}$; d) évolution temporelle de la conductivité électrique

RDN_P18

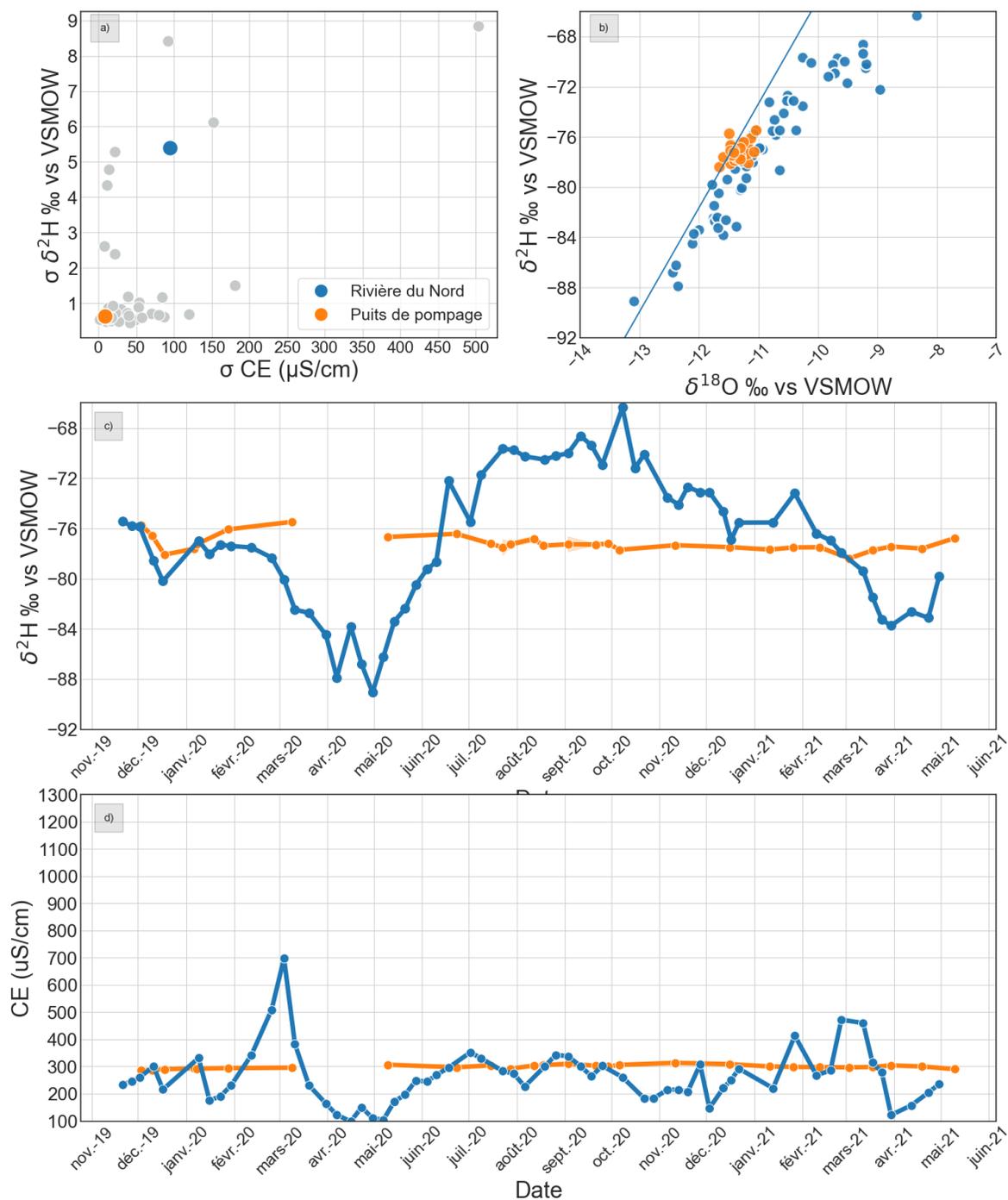


Figure 5.27 : Résultats du suivi géochimique et isotopique pour le prélèvement RDN_P18 : a) écarts-types observés dans le projet pour $\delta^2\text{H}$ et EC; b) diagramme binaire $\delta^2\text{H}$ vs $\delta^{18}\text{O}$; c) évolution temporelle de $\delta^2\text{H}$; d) évolution temporelle de la conductivité électrique

RDN_P19 et RDN_P20

Caractérisation hydrogéologique

- Les puits RDN_P19 et RDN_P20 sont aménagés à respectivement **30 mètres et 20 mètres de profondeur** dans le roc fracturé. Ces puits sont situés à **83 mètres de distance** du lac Ménard, qu'il n'a pas été possible d'échantillonner lors de ce projet. Comme les puits sont situés dans le bassin versant de la rivière du Nord, le signal de cette rivière a été utilisé.

Résultats du suivi géochimique et isotopique

- Les données isotopiques et de la conductivité électrique disponibles pour l'eau souterraine du prélèvement **RDN_P19** couvrent la période de novembre 2019 à mars 2021 (Figure 5.29). On observe un écart-type sur les valeurs de $\delta^2\text{H}$ de 0,6 ‰ vs V-SMOW (N=28) et un écart-type sur les valeurs de conductivité électrique de 60 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (N=42) (Figure 5.29a).
- La distribution des ratios isotopiques $\delta^2\text{H}$ et $\delta^{18}\text{O}$, telle qu'illustrée dans b, est la même que le puits P02 du même secteur et est centrée autour d'une valeur moyenne à [-76,4‰; -11,5‰ vs V-SMOW].
- L'évolution temporelle du $\delta^2\text{H}$ est stable, avec une moyenne légèrement plus enrichie que celle de l'eau de surface (-76,4‰; -74,5‰ vs V-SMOW]. (Figure 5.29c).
- Les valeurs de conductivité électrique de l'eau souterraine sont légèrement supérieures à celles des eaux de surface, avec des moyennes respectives de 430 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et 250 $\mu\text{S}/\text{cm}$ environ (Figure 5.29d). L'augmentation du signal du puits à la mi-mars 2020 semble reliée avec l'augmentation de la conductivité électrique dans la rivière.

Résultats du suivi géochimique et isotopique

- Les données isotopiques et de la conductivité électrique disponibles pour l'eau souterraine du prélèvement **RDN_P20** couvrent la période de novembre 2019 à mars 2021 (Figure 5.30). On observe un écart-type sur les valeurs de $\delta^2\text{H}$ de 0,6 ‰ vs V-SMOW (N=28) et un écart-type sur les valeurs de conductivité électrique de 28 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (N=42) (Figure 5.30a).
- La distribution des ratios isotopiques $\delta^2\text{H}$ et $\delta^{18}\text{O}$, telle qu'illustrée dans la Figure 5.30b, est la même que le puits P01 du même secteur et est centrée autour d'une valeur moyenne à [-76,4‰; -11,5‰ vs V-SMOW].
- L'évolution temporelle du $\delta^2\text{H}$ est stable, avec une moyenne légèrement plus enrichie que celle de l'eau de surface (-76,4‰; -74,5‰ vs V-SMOW]. (Figure 5.30d).
- Les valeurs de conductivité électrique de l'eau souterraine sont supérieures à celles des eaux de surface, avec des moyennes respectives de 510 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et 250 $\mu\text{S}/\text{cm}$ environ (Figure 5.30d).

RDN_P19 et RDN_P20

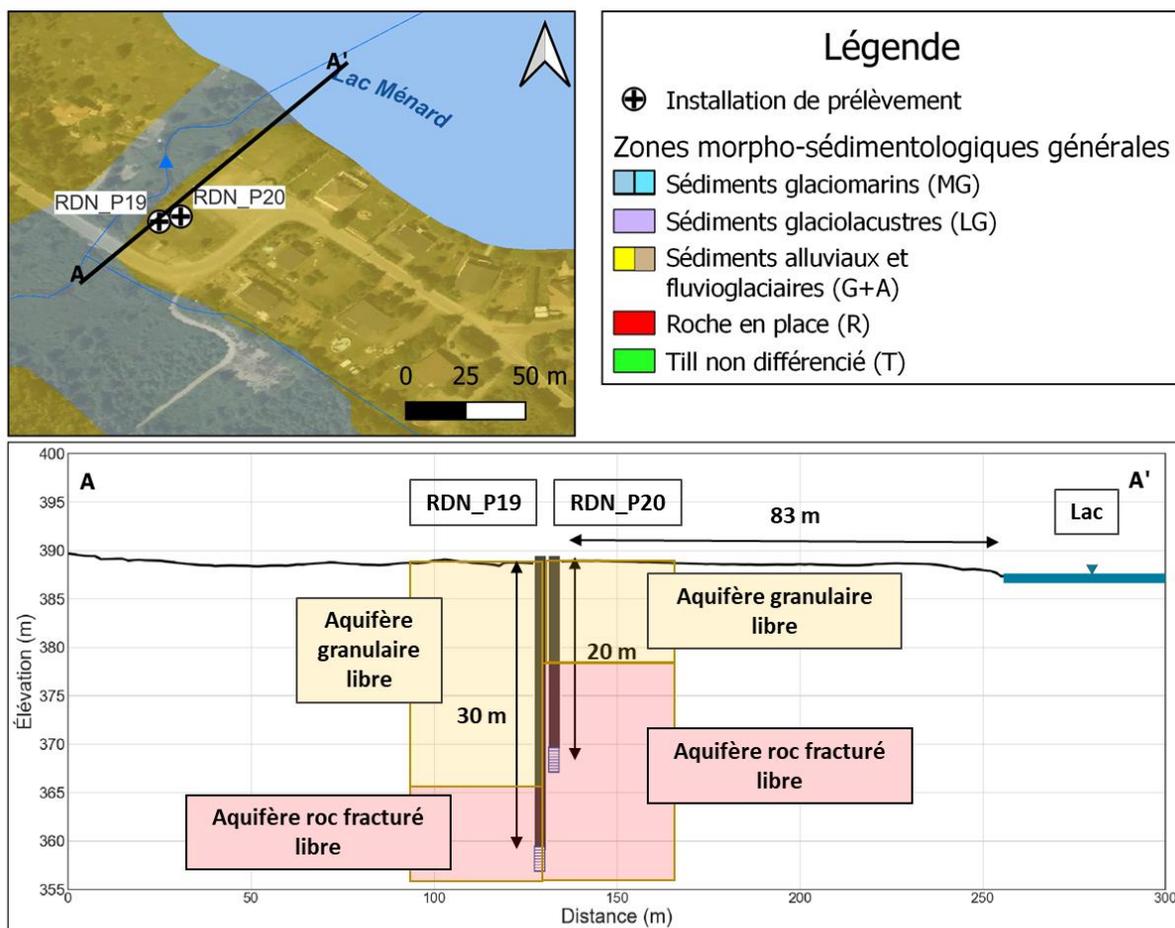


Figure 5.28 Localisation des sites de prélèvement RDN_P19 et RDN_P20 et coupe hydrostratigraphique conceptuelle

RDN_P19

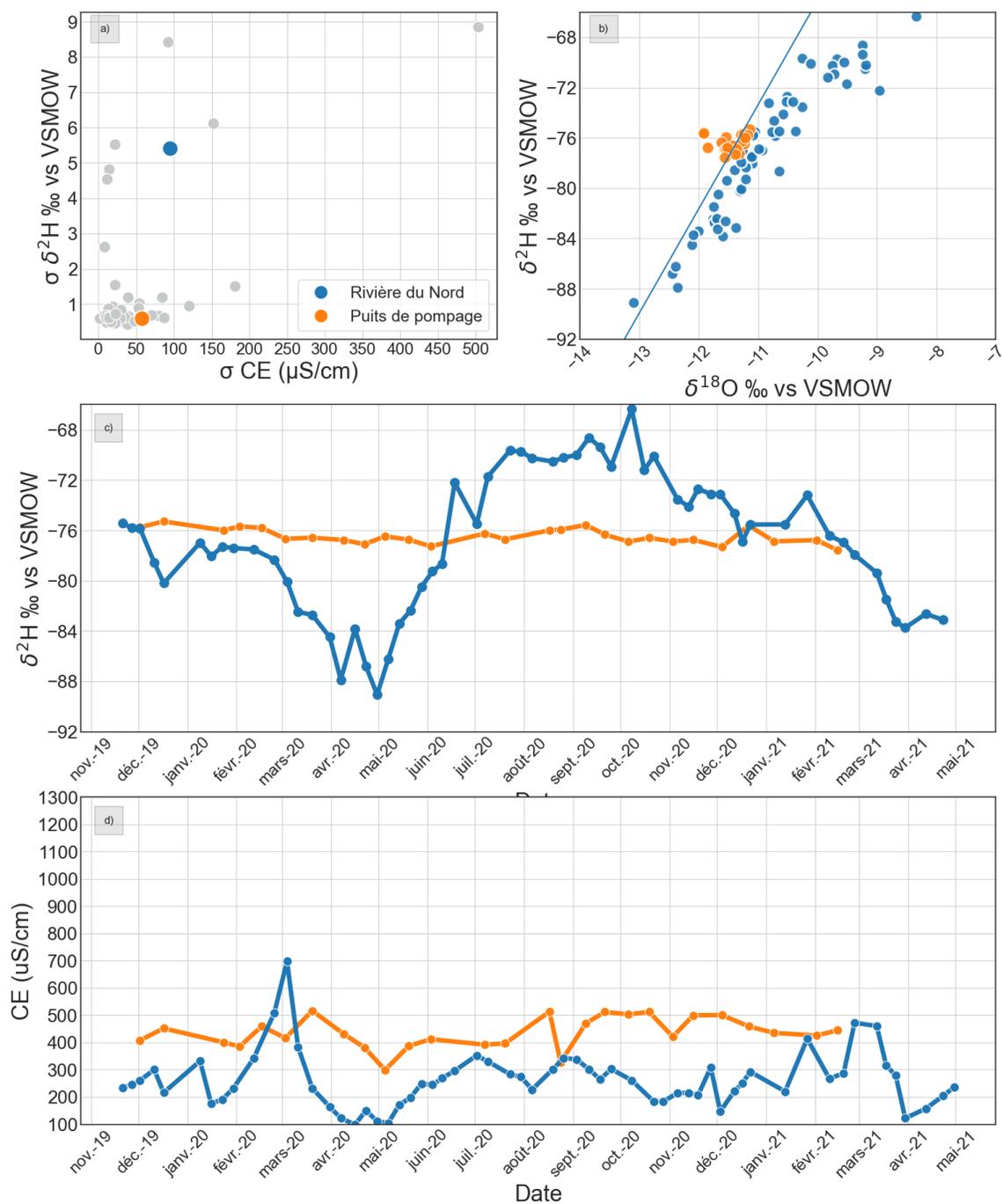


Figure 5.29 Résultats du suivi géochimique et isotopique pour le prélèvement RDN_P19 : a) écarts-types observés dans le projet pour $\delta^2\text{H}$ et EC; b) diagramme binaire $\delta^2\text{H}$ vs $\delta^{18}\text{O}$; c) évolution temporelle de $\delta^2\text{H}$; d) évolution temporelle de la conductivité électrique

RDN_P20

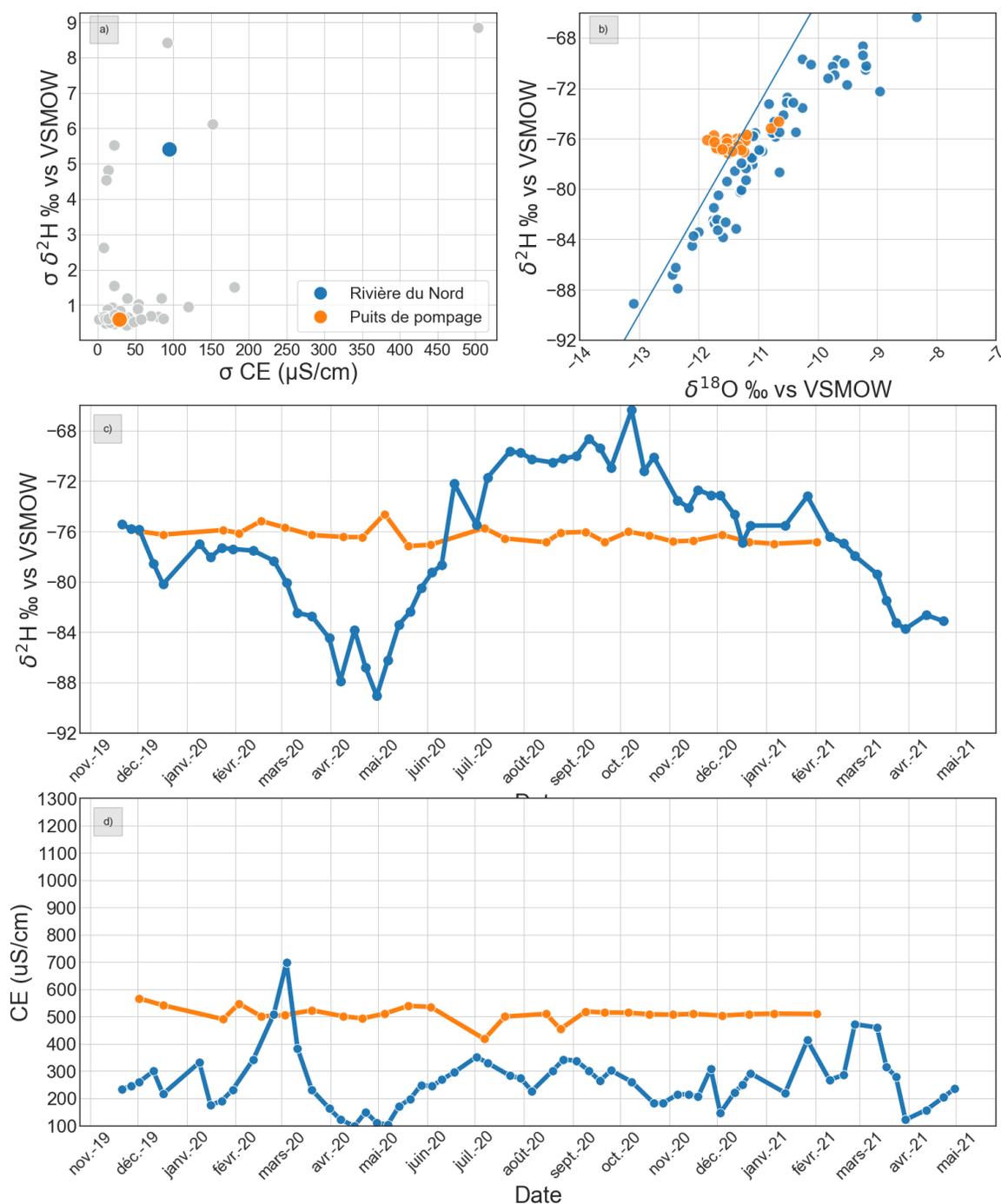


Figure 5.30 : Résultats du suivi géochimique et isotopique pour le prélèvement RDN_P20 : a) écarts-types observés dans le projet pour $\delta^2\text{H}$ et EC; b) diagramme binaire $\delta^2\text{H}$ vs $\delta^{18}\text{O}$; c) évolution temporelle de $\delta^2\text{H}$; d) évolution temporelle de la conductivité électrique

ROU_P01 et ROU_P02

Caractérisation hydrogéologique

- Le puits ROU_P01 est un puits au roc aménagé à une **profondeur de 35 mètres**. Le puits ROU_P02 est aménagé à une **profondeur de 30 mètres** dans un aquifère granulaire. Les deux puits sont installés à une **distance de 135 mètres** de la rivière Rouge. Cette rivière n'ayant pas été échantillonnée lors de ce projet, le signal de rivière du Nord est ici utilisé pour fins de comparaison. Les coupes stratigraphiques au droit des puits indiquent la présence d'une couche d'argile en surface, les puits ROU_P01 et ROU_P02 sont donc considérés être respectivement dans des **aquifères de roc fracturé captif** et **granulaire captifs**.

Résultats du suivi géochimique et isotopique

- Les données isotopiques et celles de la conductivité électrique disponibles pour l'eau souterraine du prélèvement **ROU_P01** couvrent la période de décembre 2019 à avril 2020 (Figure 5.32), avec un point en août 2020. On observe un écart-type sur les valeurs de $\delta^2\text{H}$ de 0,6 ‰ vs V-SMOW (N=39) et un écart-type sur les valeurs de conductivité électrique de 14 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (N=77) (Figure 5.32a).
- La distribution des ratios isotopiques $\delta^2\text{H}$ et $\delta^{18}\text{O}$, comme illustrée dans la Figure 5.32b, est centrée autour de valeur moyenne à [-76‰; -11,1‰ vs V-SMOW].
- L'évolution temporelle du $\delta^2\text{H}$ est stable, avec une moyenne à peine plus enrichie que celle de l'eau de surface (-76‰; -74,5‰ vs V-SMOW) (Figure 5.32c)

Résultats du suivi géochimique et isotopique

- Les données isotopiques disponibles pour l'eau souterraine du prélèvement **ROU_P02** couvrent la période de décembre 2019 à décembre 2020 (Figure 5.32). Celles de la conductivité électrique couvrent la période de décembre 2019 à avril 2021. On observe un écart-type sur les valeurs de $\delta^2\text{H}$ de 0,7 ‰ vs V-SMOW (N=39) et un écart-type sur les valeurs de conductivité électrique de 23 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (N=77) (Figure 5.33a).
- La distribution des ratios isotopiques $\delta^2\text{H}$ et $\delta^{18}\text{O}$, comme illustrée dans la Figure 5.33b, est centrée autour de valeur moyenne à [-76‰; -11,1‰ vs V-SMOW].
- L'évolution temporelle du $\delta^2\text{H}$ est relativement stable, avec une moyenne à peine plus enrichie que celle de l'eau de surface (-76‰; -74,5‰ vs V-SMOW) (Figure 5.33c)
- La moyenne de la conductivité électrique est plus élevée que celle des eaux de surface, respectivement de 400 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et 260 $\mu\text{S}/\text{cm}$ environ (Figure 5.33d).

ROU_P01 et ROU_P02

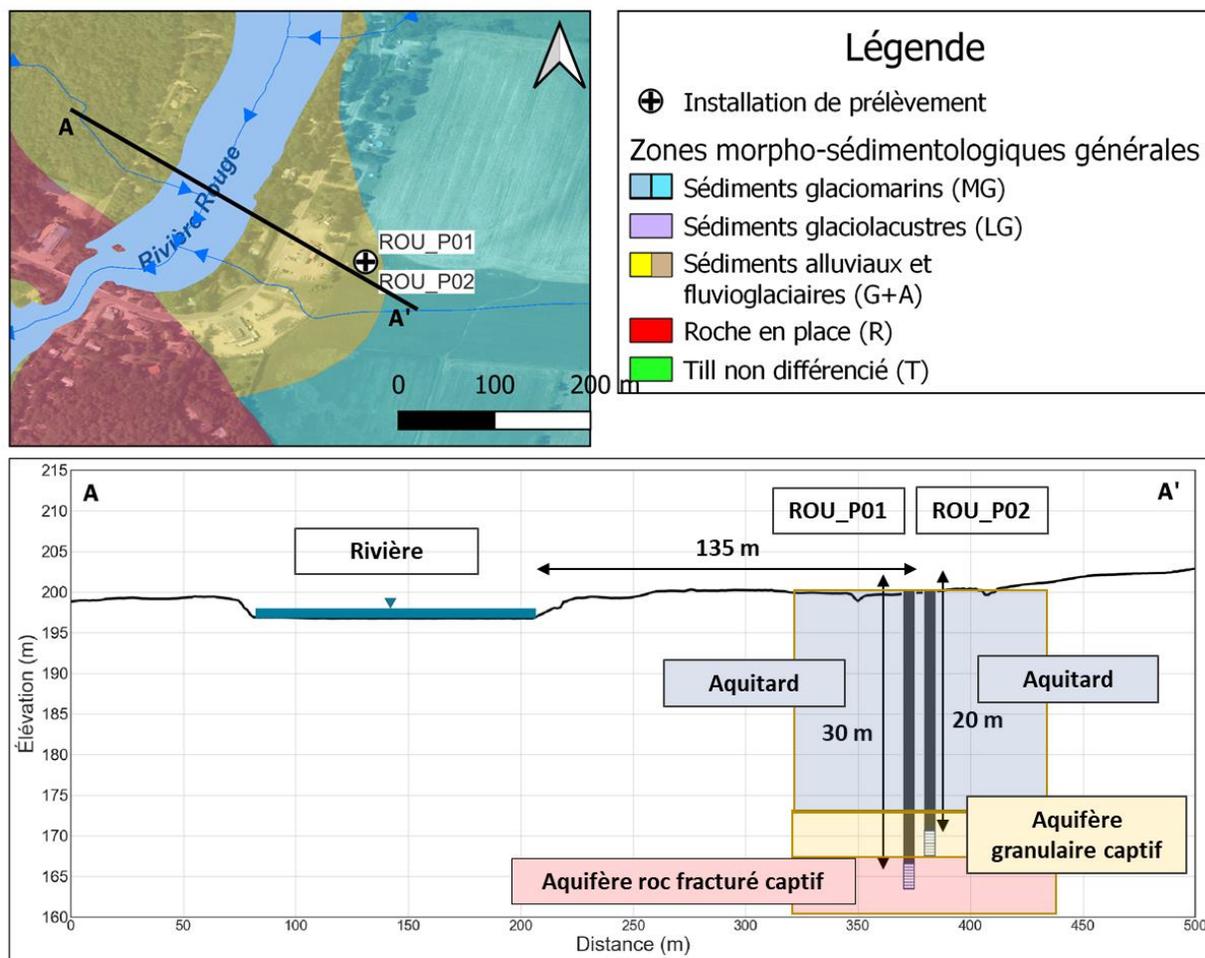


Figure 5.31 Localisation des sites de prélèvement ROU_P01 et ROU_P02 et coupe hydrostratigraphique conceptuelle

ROU_P01

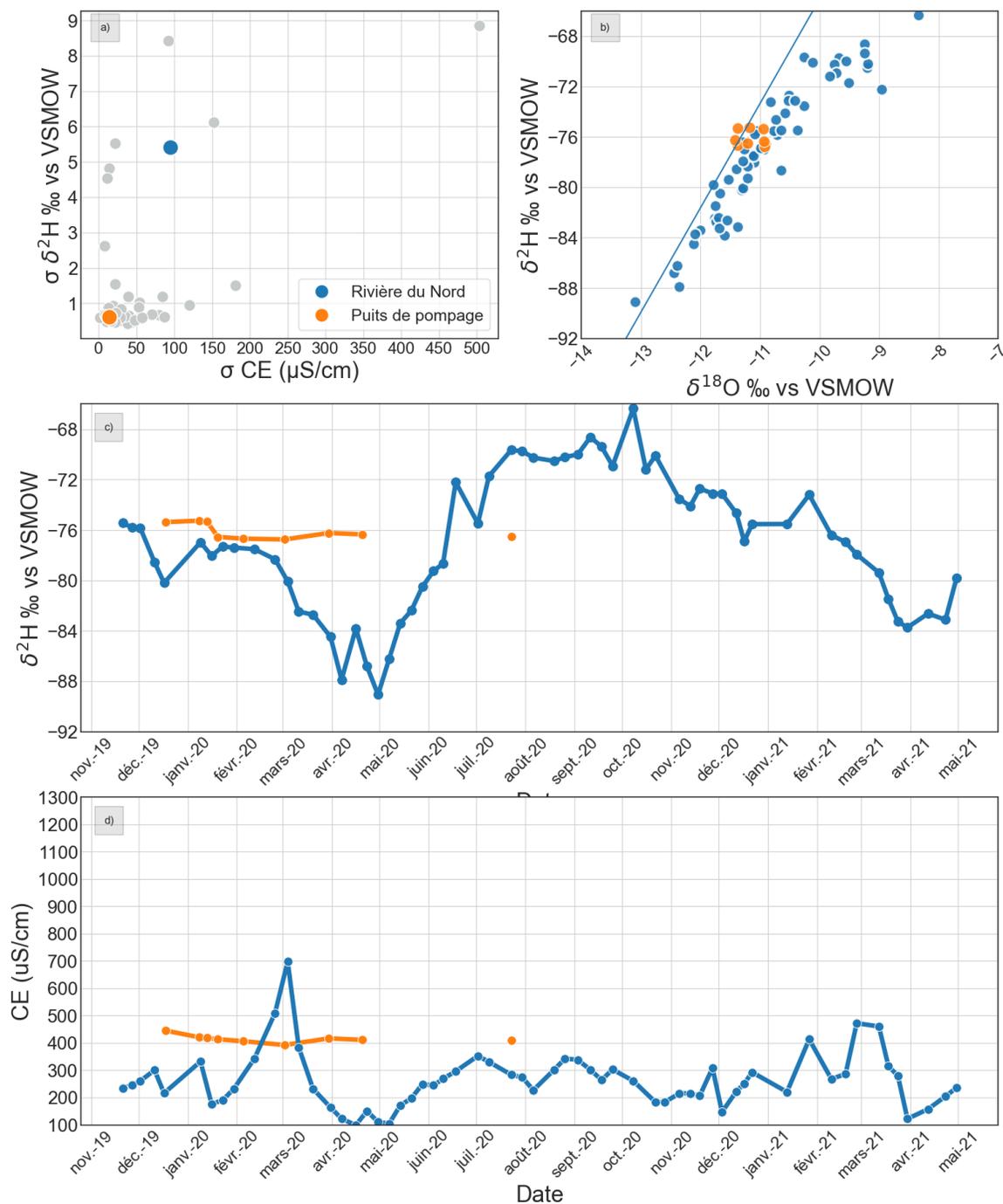


Figure 5.32 : Résultats du suivi géochimique et isotopique pour le prélèvement ROU_P01 : a) écarts-types observés dans le projet pour $\delta^2\text{H}$ et EC; b) diagramme binaire $\delta^2\text{H}$ vs $\delta^{18}\text{O}$; c) évolution temporelle de $\delta^2\text{H}$; d) évolution temporelle de la conductivité électrique

ROU_P02

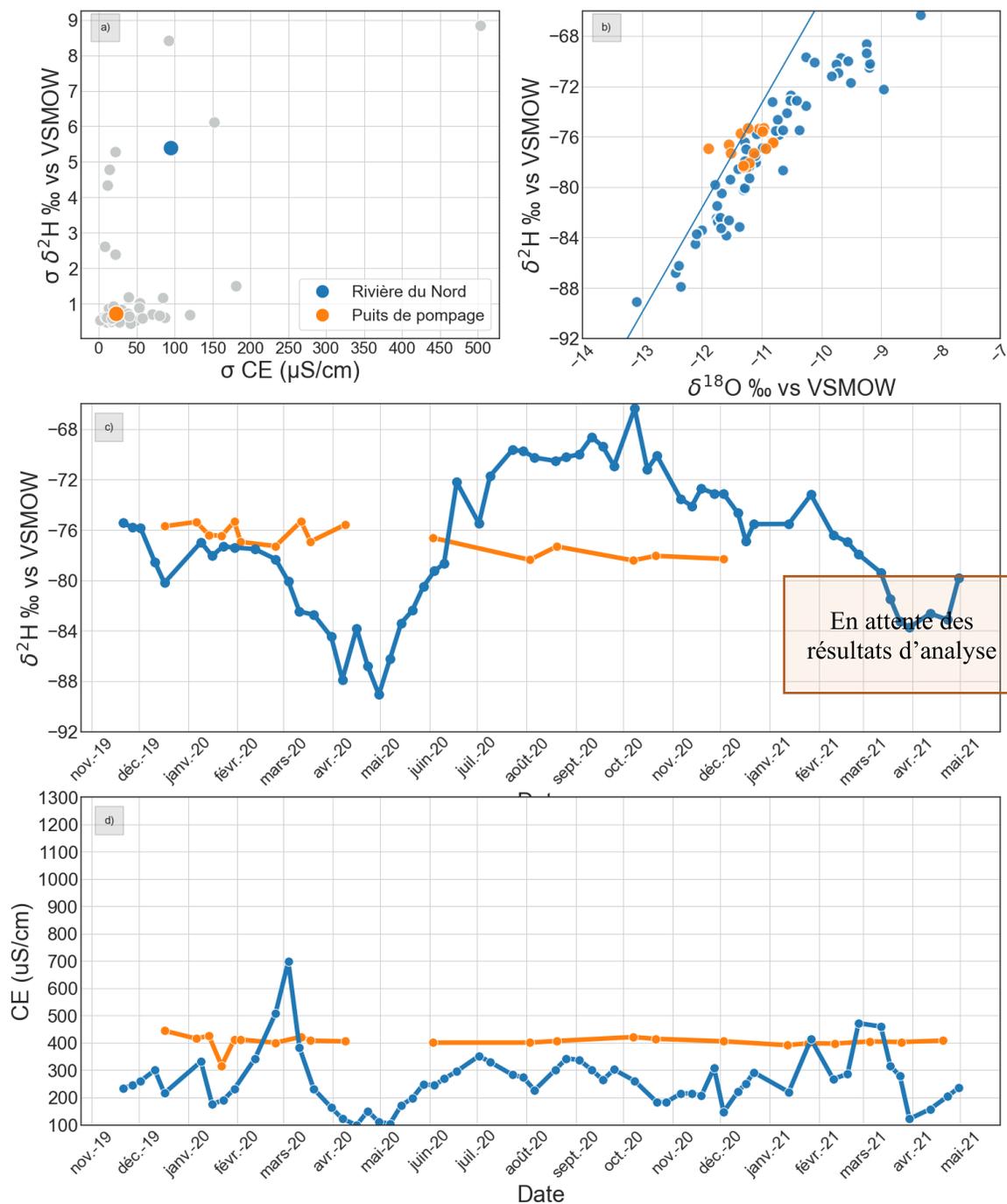


Figure 5.33 : Résultats du suivi géochimique et isotopique pour le prélèvement ROU_P02 : a) écarts-types observés dans le projet pour $\delta^2\text{H}$ et EC; b) diagramme binaire $\delta^2\text{H}$ vs $\delta^{18}\text{O}$; c) évolution temporelle de $\delta^2\text{H}$; d) évolution temporelle de la conductivité électrique

ROU_P03 et ROU_P04

Caractérisation hydrogéologique

- Les puits ROU_P03 et ROU_P04 appartiennent à la même installation de captage et sont aménagés à des **profondeurs de 27 mètres et 23 mètres** respectivement, dans un aquifère granulaire, à une **distance de 220 mètres** du lac Carré. Ce lac n'ayant pas été échantillonné, le signal de la rivière du Nord est utilisé pour fins de comparaison. Les coupes stratigraphiques permettent d'identifier que les deux puits sont dans un **aquifère granulaire libre**.

Résultats du suivi géochimique et isotopique

- Les données isotopiques et celles de la conductivité électrique du prélèvement **ROU_P03** sont disponibles de façon continue pendant la période de septembre 2020 à mars 2021 (Figure 5.35 : Résultats du suivi géochimique et isotopique pour le prélèvement ROU_P03 :), avec quelques données disparates entre novembre 2019 et septembre 2020. On observe un écart-type sur les valeurs de $\delta^2\text{H}$ de 0,6 ‰ vs V-SMOW (N=24) et sur les valeurs de conductivité électrique de 10 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (N=24) (Figure 5.35a).
- La distribution des ratios isotopiques $\delta^2\text{H}$ et $\delta^{18}\text{O}$, comme illustrée dans la Figure 5.35b, est centrée autour de valeurs moyennes à [-79,8‰; -12‰ vs V-SMOW].
- L'évolution temporelle du $\delta^2\text{H}$ semble stable, malgré l'absence de données lors des saisons critiques comme le printemps, avec une moyenne plus appauvrie que celle de l'eau de surface (-79,8‰; -74,5‰ vs V-SMOW] (Figure 5.35c).
- L'évolution temporelle de la conductivité électrique est stable, et la moyenne est plus faible que celle des eaux de surface, respectivement de 160 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et 260 $\mu\text{S}/\text{cm}$ environ (Figure 5.35d).

Résultats du suivi géochimique et isotopique

- Les données isotopiques et celles de la conductivité électrique du prélèvement **ROU_P04** sont disponibles de façon continue entre novembre 2019 et juin 2020 ainsi qu'entre septembre 2020 à mars 2021 (Figure 5.36). On observe un écart-type sur les valeurs de $\delta^2\text{H}$ de 0,6 ‰ vs V-SMOW (N=27) et sur les valeurs de conductivité électrique de 16 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (N=27) (Figure 5.36a)
- La distribution des ratios isotopiques $\delta^2\text{H}$ et $\delta^{18}\text{O}$, comme illustrée dans la Figure 5.36b, est centrée autour de valeurs moyennes à [-81‰; -12‰ vs V-SMOW].
- L'évolution temporelle du $\delta^2\text{H}$ semble stable, avec une moyenne plus appauvrie que celle de l'eau de surface (-81‰; -74,5‰ vs V-SMOW] (Figure 5.36c)
- L'évolution temporelle de la conductivité électrique est stable, et la moyenne est plus faible que celle des eaux de surface, respectivement de 250 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et 260 $\mu\text{S}/\text{cm}$ environ (Figure 5.36d).

ROU_P03 et ROU_P04

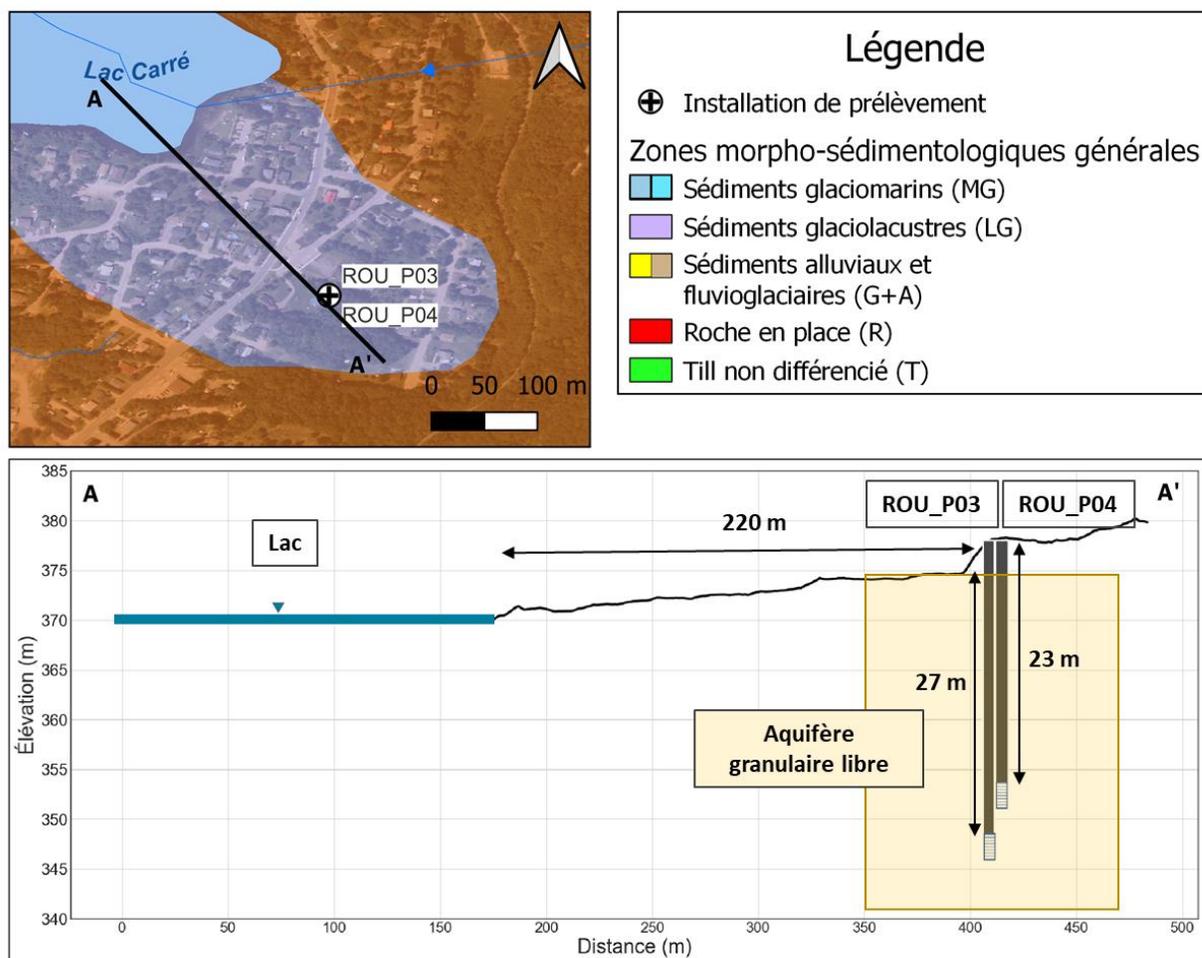


Figure 5.34 Localisation des sites de prélèvement ROU_P03 et ROU_P04 et coupe hydrostratigraphique conceptuelle

ROU_P03

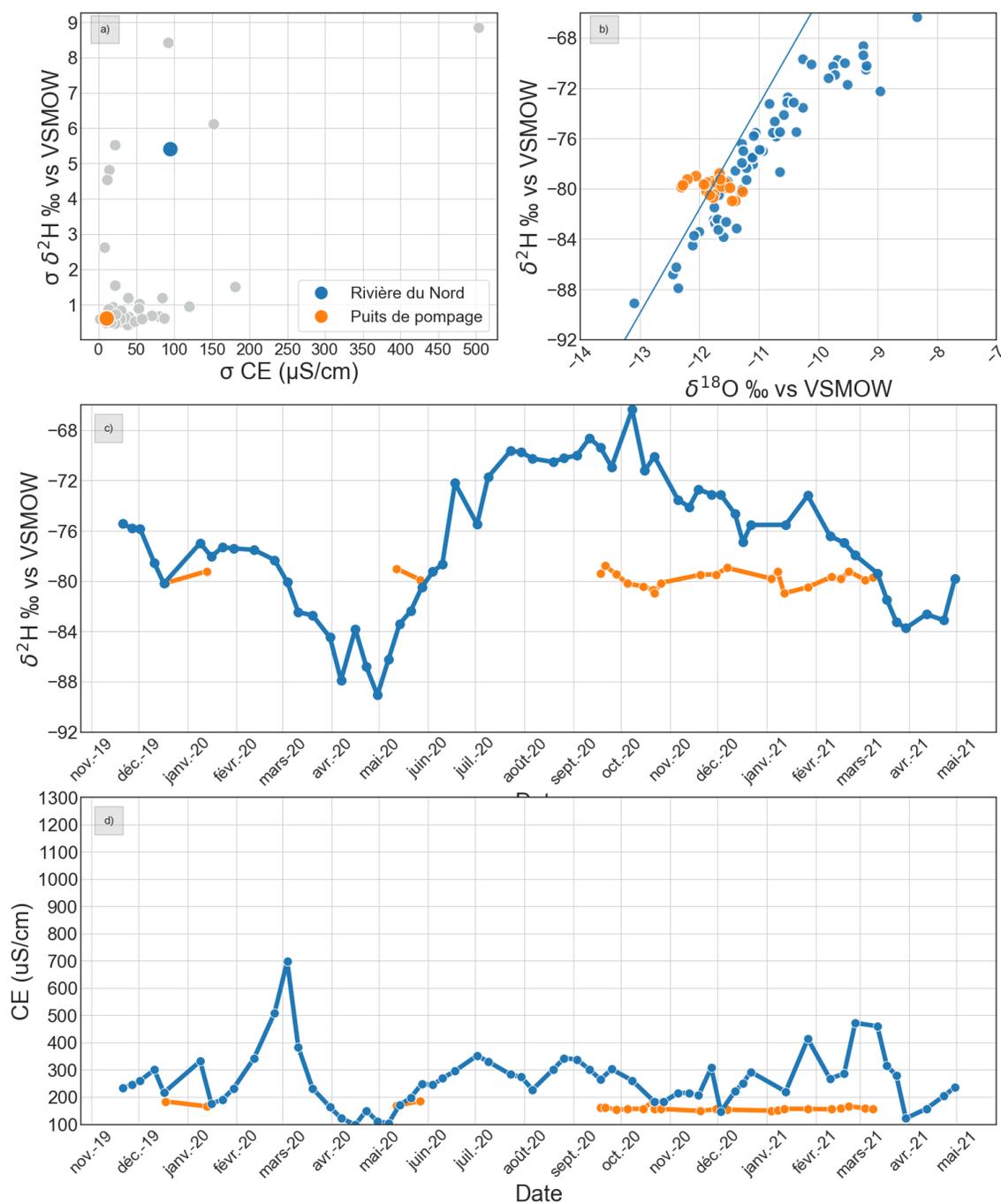


Figure 5.35 : Résultats du suivi géochimique et isotopique pour le prélèvement ROU_P03 : a) écarts-types observés dans le projet pour $\delta^2\text{H}$ et EC; b) diagramme binaire $\delta^2\text{H}$ vs $\delta^{18}\text{O}$; c) évolution temporelle de $\delta^2\text{H}$; d) évolution temporelle de la conductivité électrique

ROU_P04

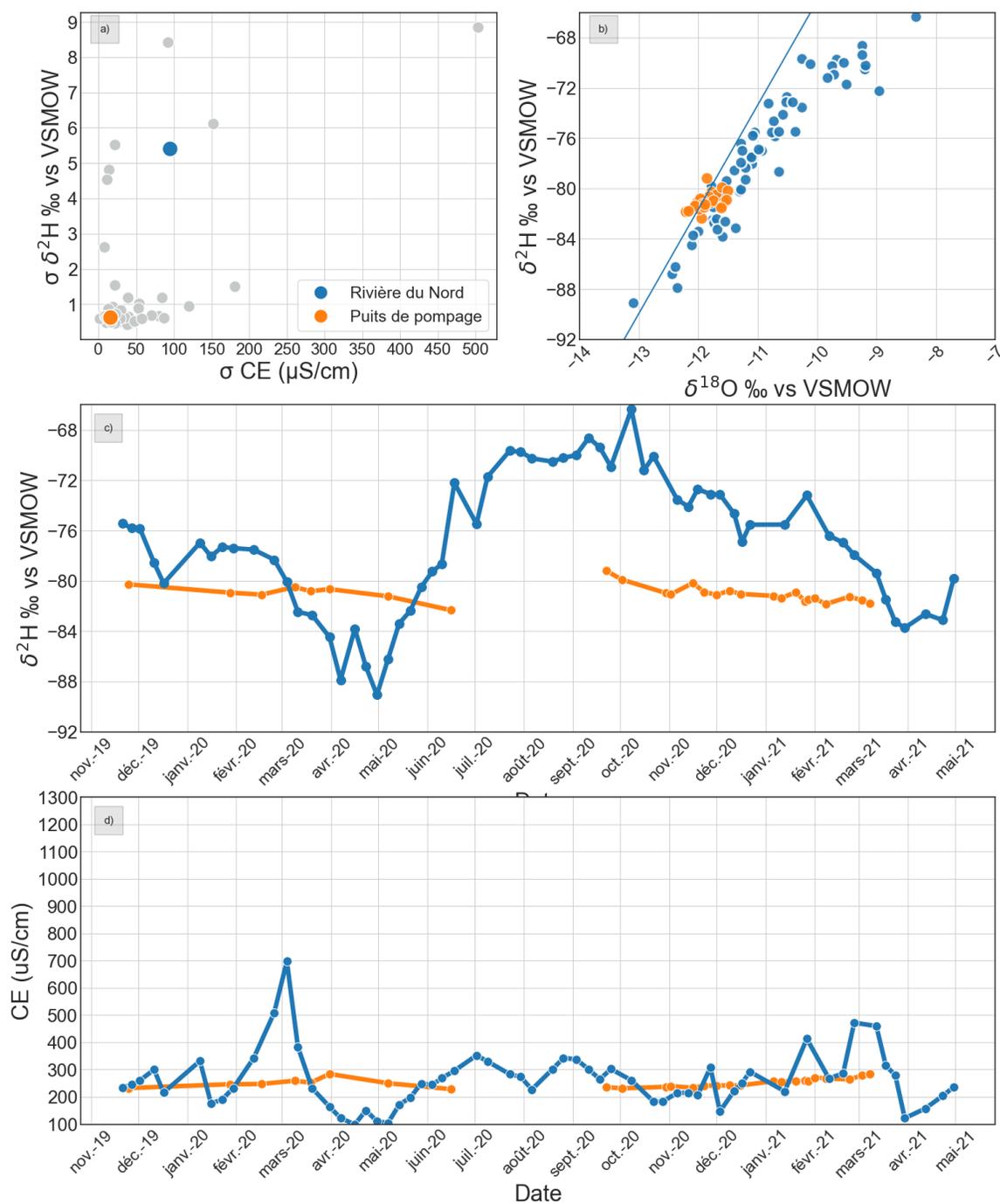


Figure 5.36 : Résultats du suivi géochimique et isotopique pour le prélèvement ROU_P04: a) écarts-types observés dans le projet pour $\delta^2\text{H}$ et EC; b) diagramme binaire $\delta^2\text{H}$ vs $\delta^{18}\text{O}$; c) évolution temporelle de $\delta^2\text{H}$; d) évolution temporelle de la conductivité électrique

ROU_P05 et ROU_P06

Caractérisation hydrogéologique

- Les deux puits de pompage ROU_P05 et ROU_P06 sont aménagés à une **profondeur de 42 mètres** dans un aquifère granulaire, à **88 mètres de distance** de la rivière Rouge. Cette rivière n'ayant pas été échantillonnée lors de ce projet, le signal de rivière du Nord est ici utilisé pour fins de comparaison. Les coupes stratigraphiques au droit du puits permettent d'identifier la présence d'une couche confinante de silt argileux en surface, les puits sont donc considérés comme étant dans un **aquifère granulaire captif**.

Résultats du suivi géochimique et isotopique

- Les données isotopiques et celles de la conductivité électrique disponibles pour l'eau souterraine du prélèvement **ROU_P05** couvrent la période de novembre 2019 à mars 2021 (Figure 5.38). On observe un écart-type sur les valeurs de $\delta^2\text{H}$ de 0,5 ‰ vs V-SMOW (N=18 et un écart-type sur les valeurs de conductivité électrique de 22 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (N=17) (Figure 5.38a).
- La distribution des ratios isotopiques $\delta^2\text{H}$ et $\delta^{18}\text{O}$, comme illustrée dans la Figure 5.38b, est centrée autour de valeur moyenne à [-79‰; -11,5‰ vs V-SMOW].
- L'évolution temporelle du $\delta^2\text{H}$ est relativement stable, avec une moyenne plus appauvrie que celle de l'eau de surface (-79,3‰; -74,5‰ vs V-SMOW] (Figure 5.38c)
- La moyenne de la conductivité électrique est plus élevée que celle des eaux de surface, respectivement de 615 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et 260 $\mu\text{S}/\text{cm}$ environ (Figure 5.38d).

Résultats du suivi géochimique et isotopique

- Les données isotopiques et celles de la conductivité électrique disponibles pour l'eau souterraine du prélèvement **ROU_P06** couvrent la période de novembre 2019 à mars 2021 (Figure 5.39). On observe un écart-type sur les valeurs de $\delta^2\text{H}$ de 0,5 ‰ vs V-SMOW (N=15) et un écart-type sur les valeurs de conductivité électrique de 16 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (N=16) (Figure 5.39a).
- La distribution des ratios isotopiques $\delta^2\text{H}$ et $\delta^{18}\text{O}$, telle qu'illustrée dans Figure 5.39b, est centrée autour de valeur moyenne à [-80‰; -11,5‰ vs V-SMOW].
- L'évolution temporelle du $\delta^2\text{H}$ est relativement stable, avec une moyenne plus appauvrie que celle de l'eau de surface (-80,1‰; -74,5‰ vs V-SMOW] (Figure 5.39c)
- La moyenne de la conductivité électrique est un peu plus élevée que celle des eaux de surface, respectivement de 420 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et 260 $\mu\text{S}/\text{cm}$ environ (Figure 5.39d)
-

ROU_P05 et ROU_P06

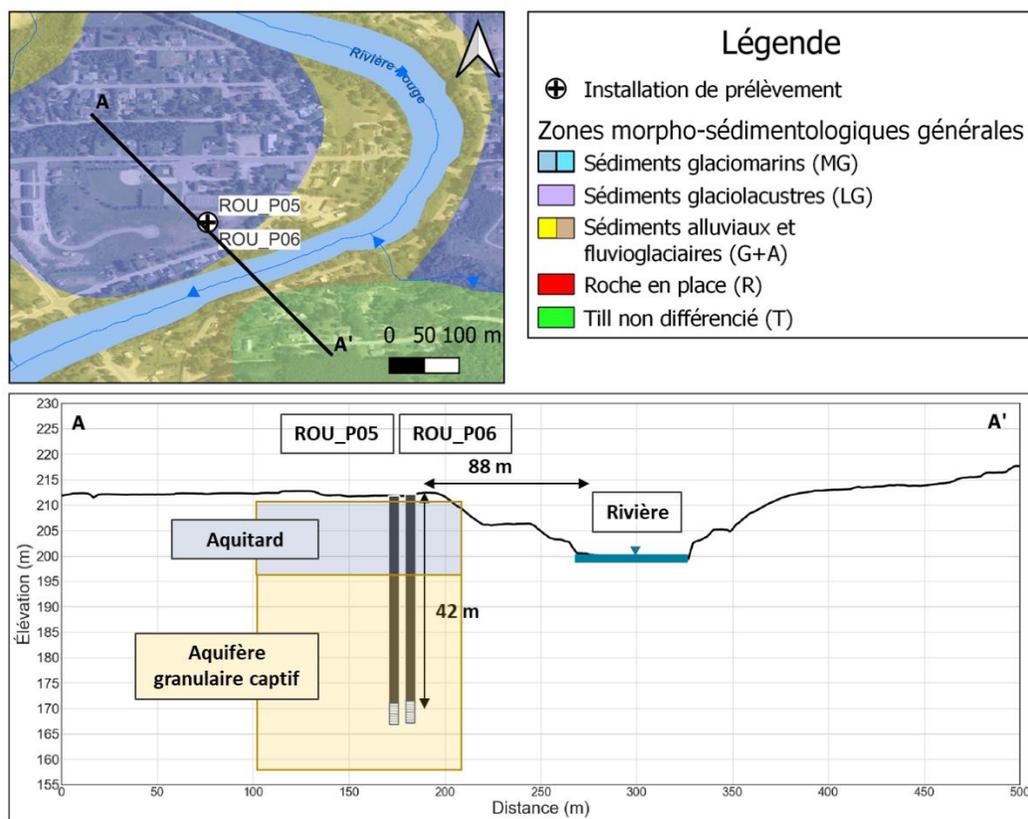


Figure 5.37 Localisation des sites de prélèvement ROU_P05 et ROU_P06 et coupe hydrostratigraphique conceptuelle

ROU_P05

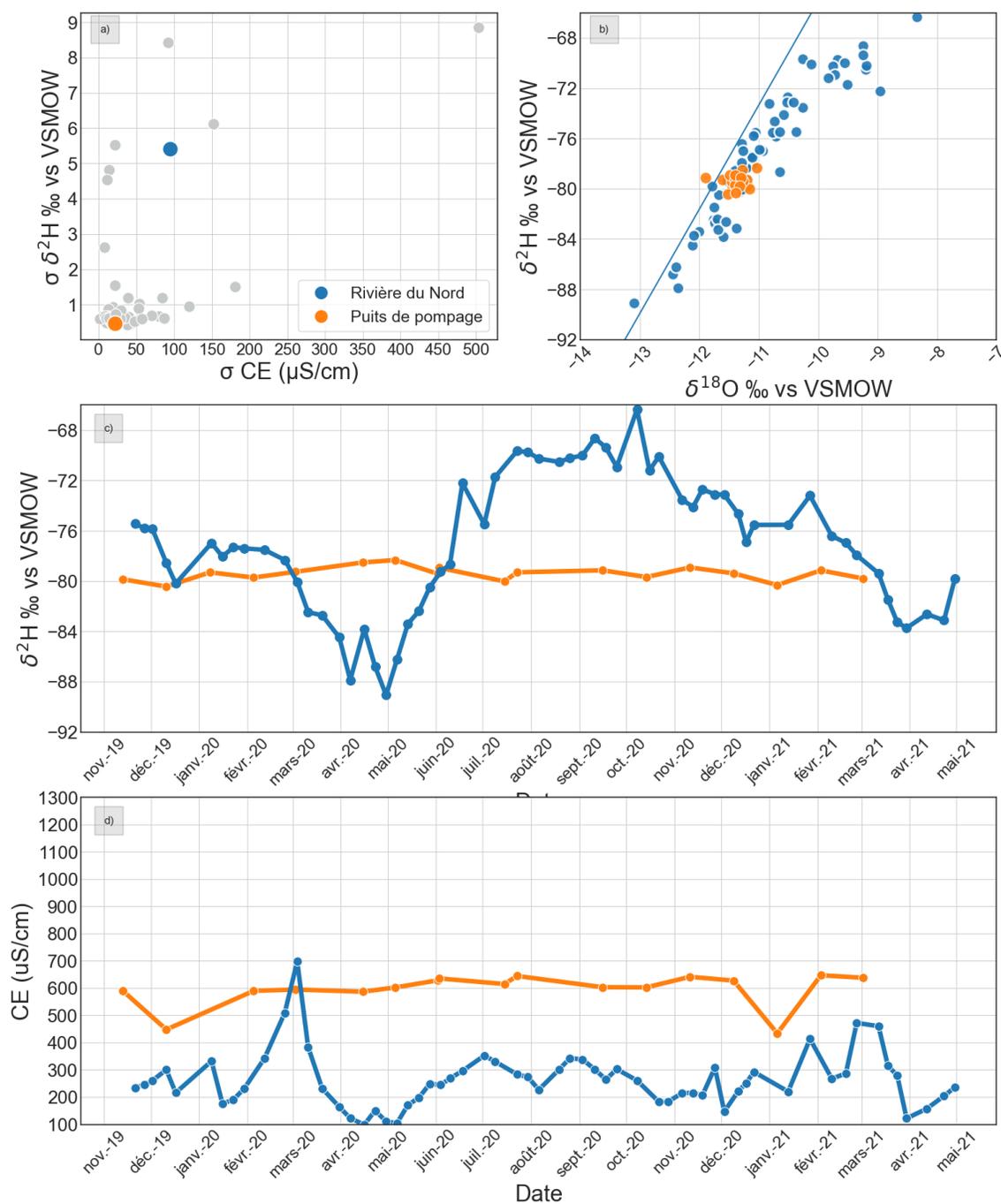


Figure 5.38 : Résultats du suivi géochimique et isotopique pour le prélèvement ROU_P05 : a) écarts-types observés dans le projet pour $\delta^2\text{H}$ et EC; b) diagramme binaire $\delta^2\text{H}$ vs $\delta^{18}\text{O}$; c) évolution temporelle de $\delta^2\text{H}$; d) évolution temporelle de la conductivité électrique

ROU_P06

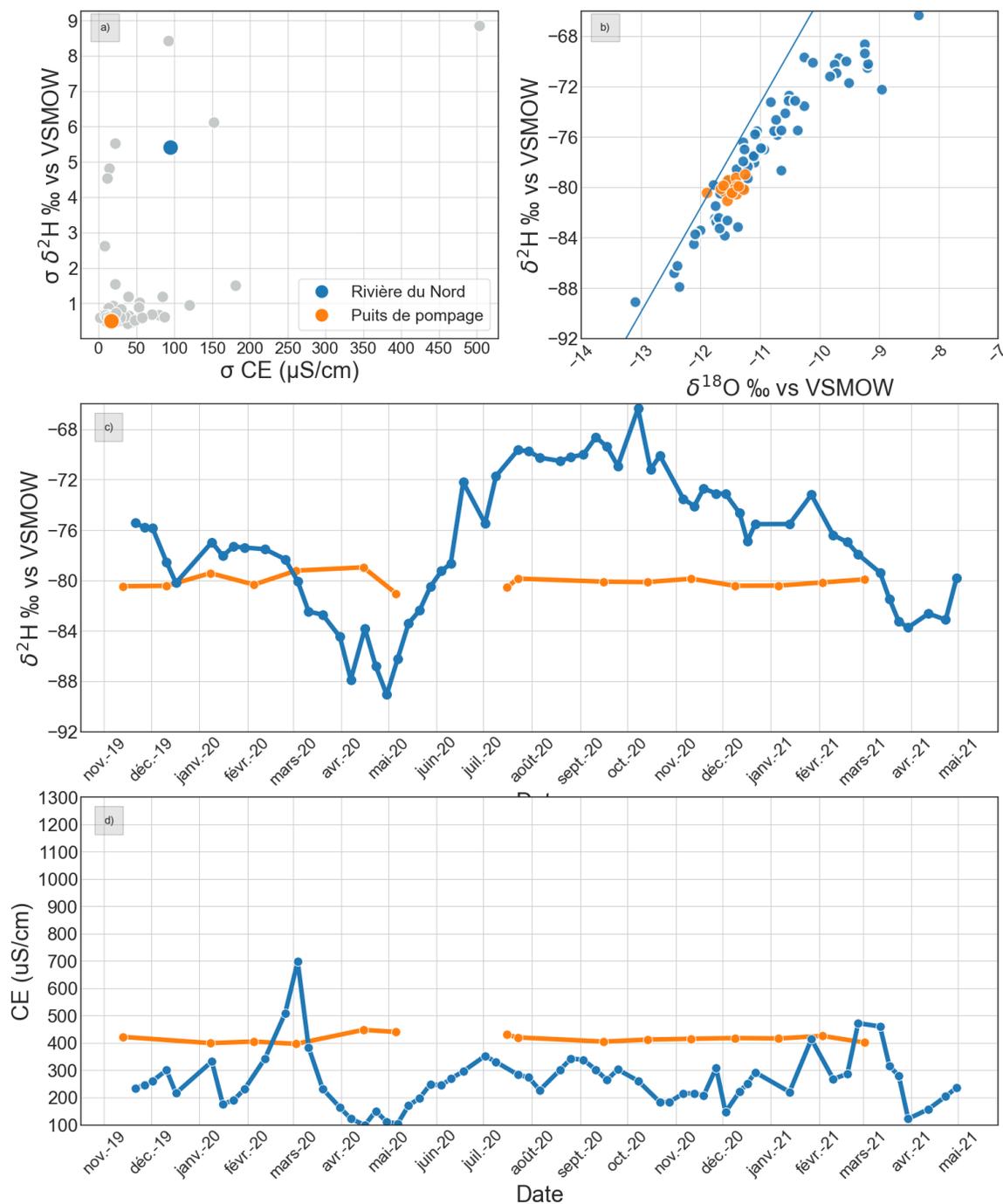


Figure 5.39 : Résultats du suivi géochimique et isotopique pour le prélèvement ROU_P06 : a) écarts-types observés dans le projet pour $\delta^2\text{H}$ et EC; b) diagramme binaire $\delta^2\text{H}$ vs $\delta^{18}\text{O}$; c) évolution temporelle de $\delta^2\text{H}$; d) évolution temporelle de la conductivité électrique

MIL_P01

Caractérisation hydrogéologique

- Le prélèvement MIL_P01 consiste en 2 puits, dont le mélange a été échantillonné pour le présent projet. Le puits 1 est d'une profondeur de **38 mètres dans le roc** et il est situé à **28 mètres de distance** de la Belle Rivière. Les documents consultés ne rapportaient aucune information décrivant les caractéristiques du puits 2. Les coupes stratigraphiques au droit du puits 1 permettent d'identifier une couche d'argile en surface, ce puits est donc considéré comme étant dans un **aquifère de roc fracturé captif**.

Résultats du suivi géochimique et isotopique

- Les données isotopiques et de conductivité électrique disponibles pour l'eau souterraine du prélèvement **MIL_P01** couvrent la période de novembre 2019 à mai 2021 (Figure 5.41). On observe un écart-type sur les valeurs de $\delta^2\text{H}$ (1,2 ‰ vs V-SMOW, N=41) qui excède l'erreur analytique de 1 ‰ vs V-SMOW, tout comme l'écart-type sur les valeurs de conductivité électrique (84,6 $\mu\text{S}/\text{cm}$, N=62), qui excède l'erreur de mesure établie à 25 $\mu\text{S}/\text{cm}$.
- La distribution des ratios isotopiques $\delta^2\text{H}$ et $\delta^{18}\text{O}$ forme un nuage de points de 5‰ et 1‰ vs V-SMOW d'amplitude respective, centrée autour d'une valeur moyenne à [-76‰; -11.3‰ vs V-SMOW]. Si certaines des valeurs sont dans la gamme caractéristique des eaux de la Belle Rivière, adjacente, un certain nombre est situé le long de la droite météoritique locale.
- L'évolution temporelle du $\delta^2\text{H}$ est essentiellement marquée par un enrichissement relatif de 4‰ au cours du mois de février 2020, suivi d'un appauvrissement de 5‰ entre mars et avril, durant la période du dégel printanier (Figure 5.41c).
- Les valeurs de conductivité électrique de l'eau souterraine évoluent dans une gamme similaire à celle des eaux de surface de la Belle Rivière, avec des moyennes respectives de 650 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et 700 $\mu\text{S}/\text{cm}$ environ (Figure 5.41d). Des évolutions de 200 $\mu\text{S}/\text{cm}$ d'un mois à l'autre sont régulièrement observées, sans qu'une tendance particulière se révèle. Ceci étant, les évolutions respectives des eaux de surface et souterraine semblent régulièrement anticorrélées jusqu'en juillet 2020, avant d'être très similaires durant la seconde partie de l'échantillonnage.

MIL_P01

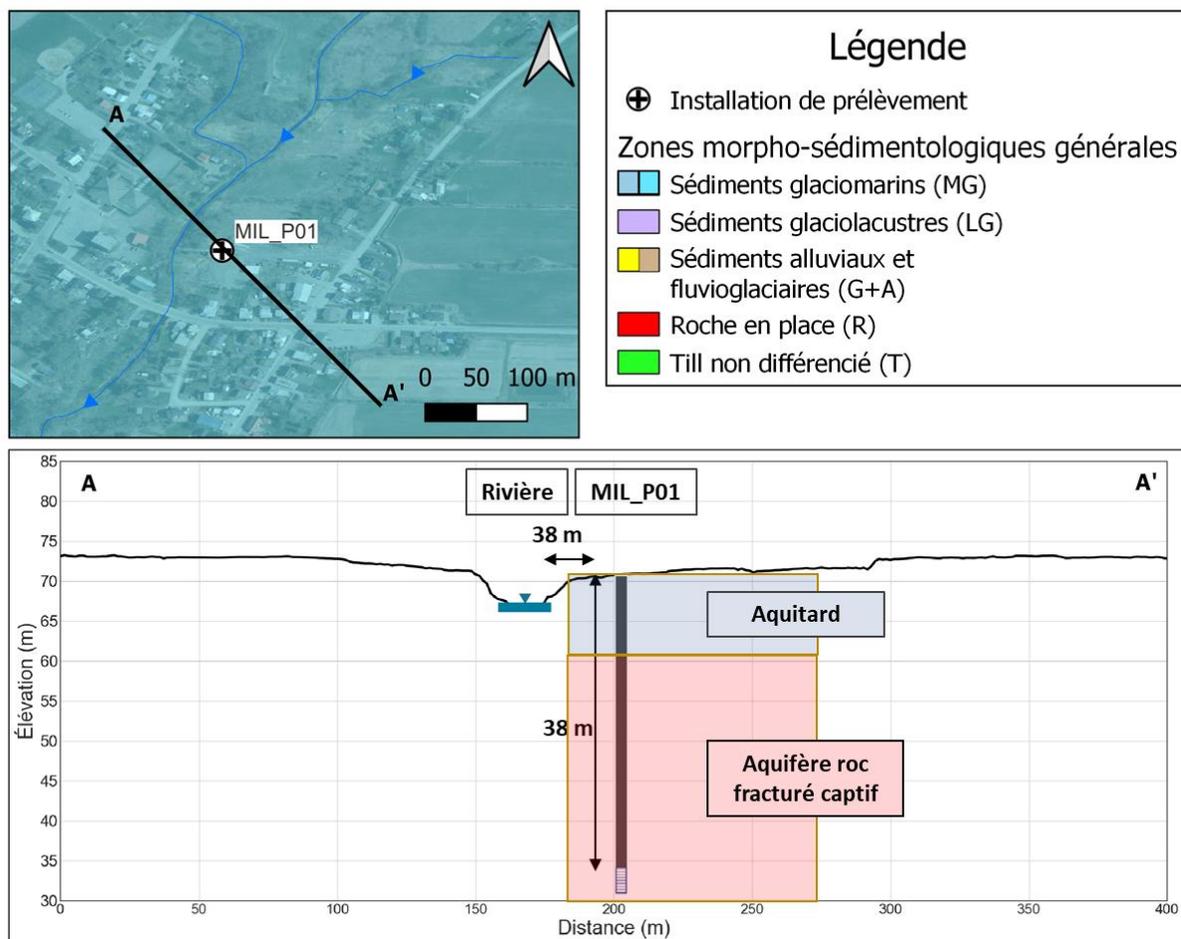


Figure 5.40 Localisation du site de prélèvement MIL_P01 et coupe hydrostratigraphique conceptuelle

MIL_P01

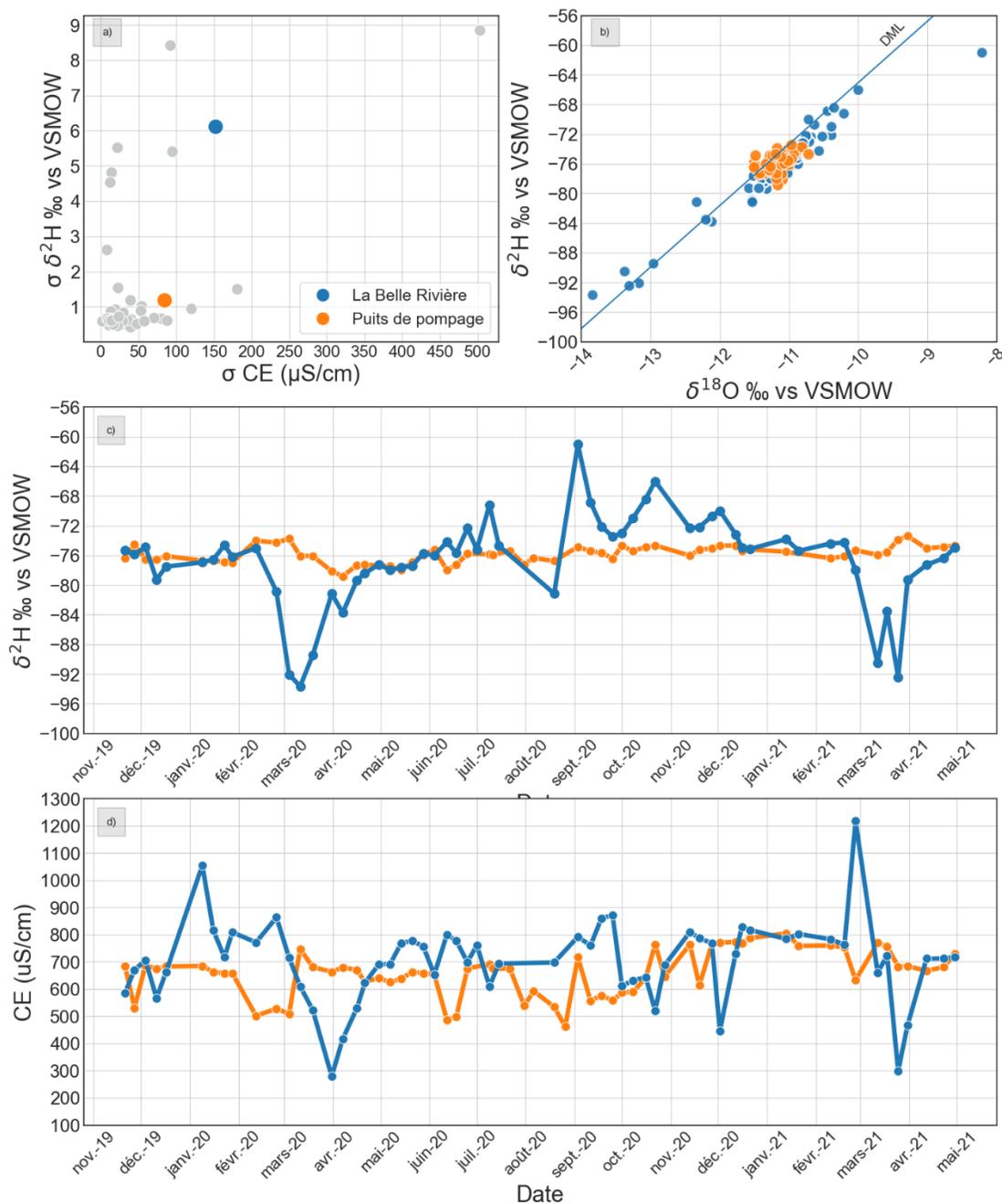


Figure 5.41 : Résultats du suivi géochimique et isotopique pour le prélèvement MIL_P01 a) écarts-types observés dans le projet pour $\delta^2\text{H}$ et EC; b) diagramme binaire $\delta^2\text{H}$ vs $\delta^{18}\text{O}$; c) évolution temporelle de $\delta^2\text{H}$; d) évolution temporelle de la conductivité électrique.

MIL_P02

Caractérisation hydrogéologique

- Le puits MIL_P02 est aménagé dans le roc fracturé **entre 7,6 m et 80,5 m de profondeur** (la profondeur moyenne de 30 mètres est utilisée pour la suite du rapport) et localisé à **55 mètres de distance** de la rivière Mascouche. Les coupes stratigraphiques au droit du puits ont révélé la présence d'une couche d'argile en surface, ce puits est donc considéré comme étant dans un **aquifère au roc fracturé captif**.

Résultats du suivi géochimique et isotopique

- Les données isotopiques et de conductivité électrique disponibles pour l'eau souterraine couvrent la période de décembre 2019 à mai 2021. On observe un écart-type sur les valeurs de $\delta^2\text{H}$ de 0,7 ‰ vs V-SMOW (N=40) et un écart-type sur les valeurs de conductivité électrique de 80 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (N62) (Figure 5.43a).
- La distribution des ratios isotopiques $\delta^2\text{H}$ et $\delta^{18}\text{O}$, telle qu'illustrée dans la Figure 5.43b, forme un nuage de points de 1 ‰ et 1,5 ‰ vs V-SMOW d'amplitude respective, centré autour d'une valeur moyenne à [-73‰; -10,7‰ vs V-SMOW]. Il ne couvre qu'une partie très restreinte des valeurs de l'eau de surface.
- L'évolution temporelle du $\delta^2\text{H}$ présente une légère tendance décroissante homogène durant la période d'étude, de -72‰ à -74‰ vs V-SMOW environ (Figure 5.43c).
- Les valeurs de conductivité électrique de l'eau souterraine sont relativement élevées et généralement supérieures à celles des eaux de surface, avec des moyennes respectives de 1350 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et 1104 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Figure 5.43d). Une augmentation progressive d'environ 250 $\mu\text{S}/\text{cm}$ est observée durant la durée du projet.

MIL_P02

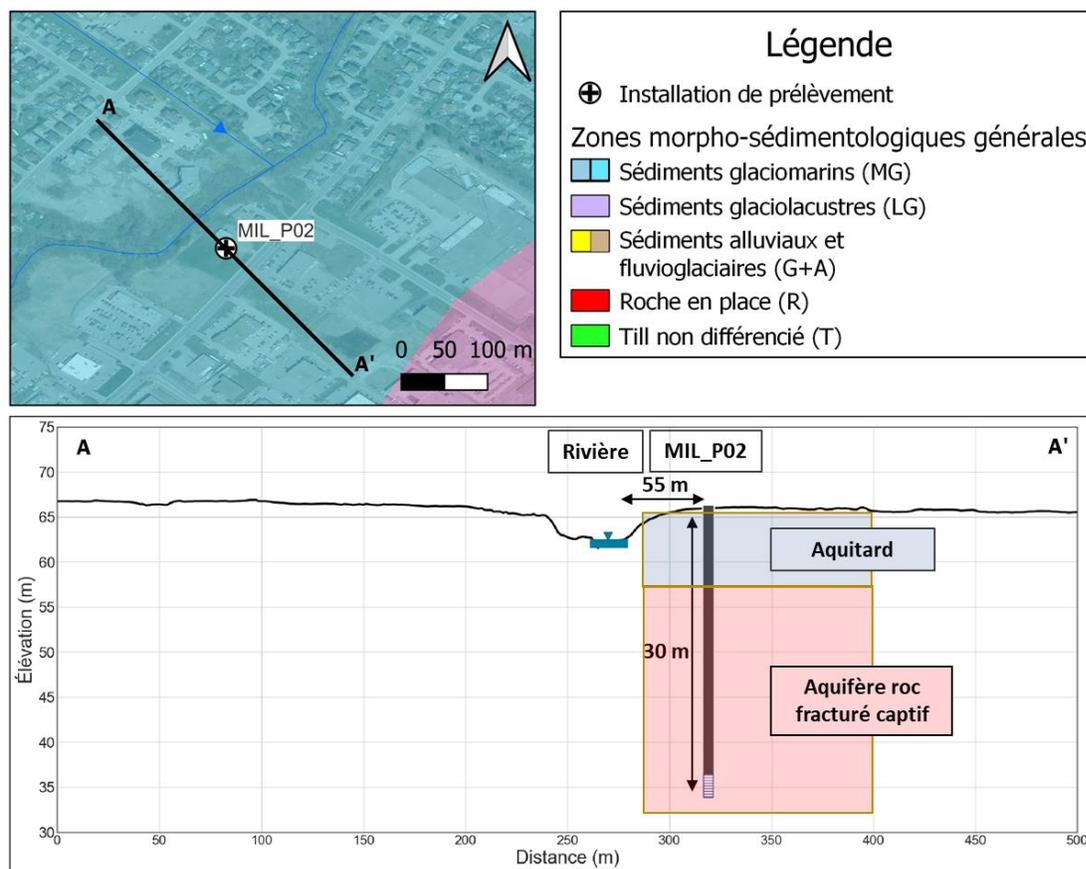


Figure 5.42 Localisation du site de prélèvement MIL_P02 et coupe hydrostratigraphique conceptuelle

MIL_P02

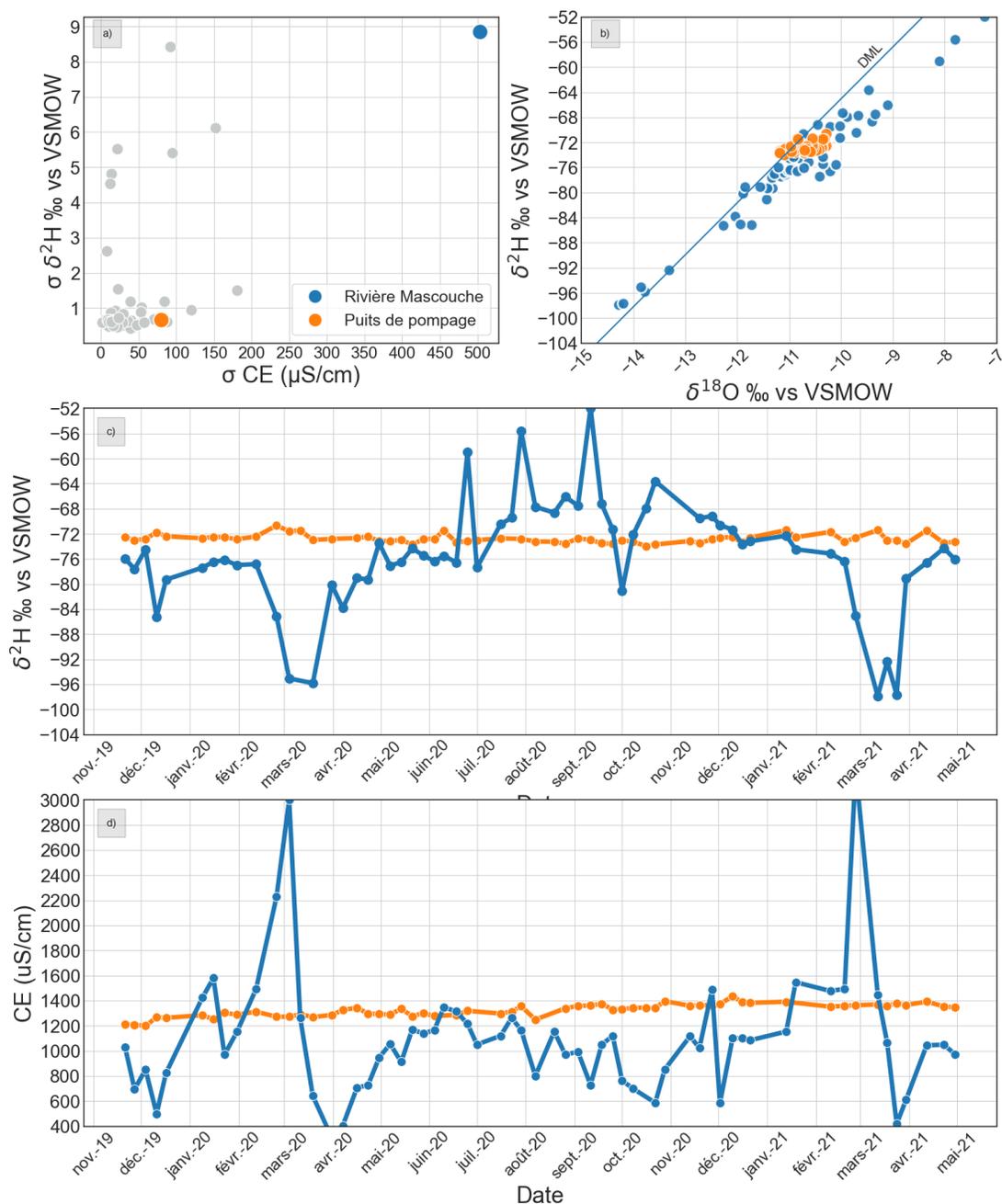


Figure 5.43 Résultats du suivi géochimique et isotopique pour le prélèvement MIL_P02 : a) écarts-types observés dans le projet pour $\delta^2\text{H}$ et EC; b) diagramme binaire $\delta^2\text{H}$ vs $\delta^{18}\text{O}$; c) évolution temporelle de $\delta^2\text{H}$; d) évolution temporelle de la conductivité électrique

NIC_P01

Caractérisation hydrogéologique

- Le puits de pompage NIC_P01 est aménagé à une **profondeur de 45 mètres** dans un aquifère de roc fracturé, à une **distance de 213 mètres** de la rivière Nicolet. Le puits de cette municipalité est le seul de catégorie 2 dans le projet de recherche. L'étude des coupes stratigraphiques au droit du puits ont permis d'identifier une couche de quelques mètres de silt argileux en surface, cette installation est donc considérée comme un aquifère au **roc fracturé captif**.

Résultats du suivi géochimique et isotopique

- Les données isotopiques et celles de la conductivité électrique sont disponibles entre décembre 2019 et mars 2021 (Figure 5.45) On observe un écart-type sur les valeurs de $\delta^2\text{H}$ de 0,5 ‰ vs V-SMOW (N=54), et un écart-type sur les valeurs de conductivité électrique de 10 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (N=54) (Figure 5.45a).
- La distribution des ratios isotopiques $\delta^2\text{H}$ et $\delta^{18}\text{O}$, comme illustrée dans la Figure 5.45b, est centrée autour de valeurs moyennes à [-76,3‰; -11,1‰ vs V-SMOW].
- L'évolution temporelle du $\delta^2\text{H}$ est stable, avec une moyenne plus enrichie que celle de l'eau de surface (-76,3‰; -77,8‰ vs V-SMOW) (Figure 5.45c). En décembre et mars (étiage d'hiver), la composition isotopique des eaux de surface et souterraine est identique.
- L'évolution temporelle de la conductivité électrique est stable, et la moyenne est plus élevée que celle des eaux de surface, respectivement de 775 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et 280 $\mu\text{S}/\text{cm}$ environ (Figure 5.45d)

NIC_P01

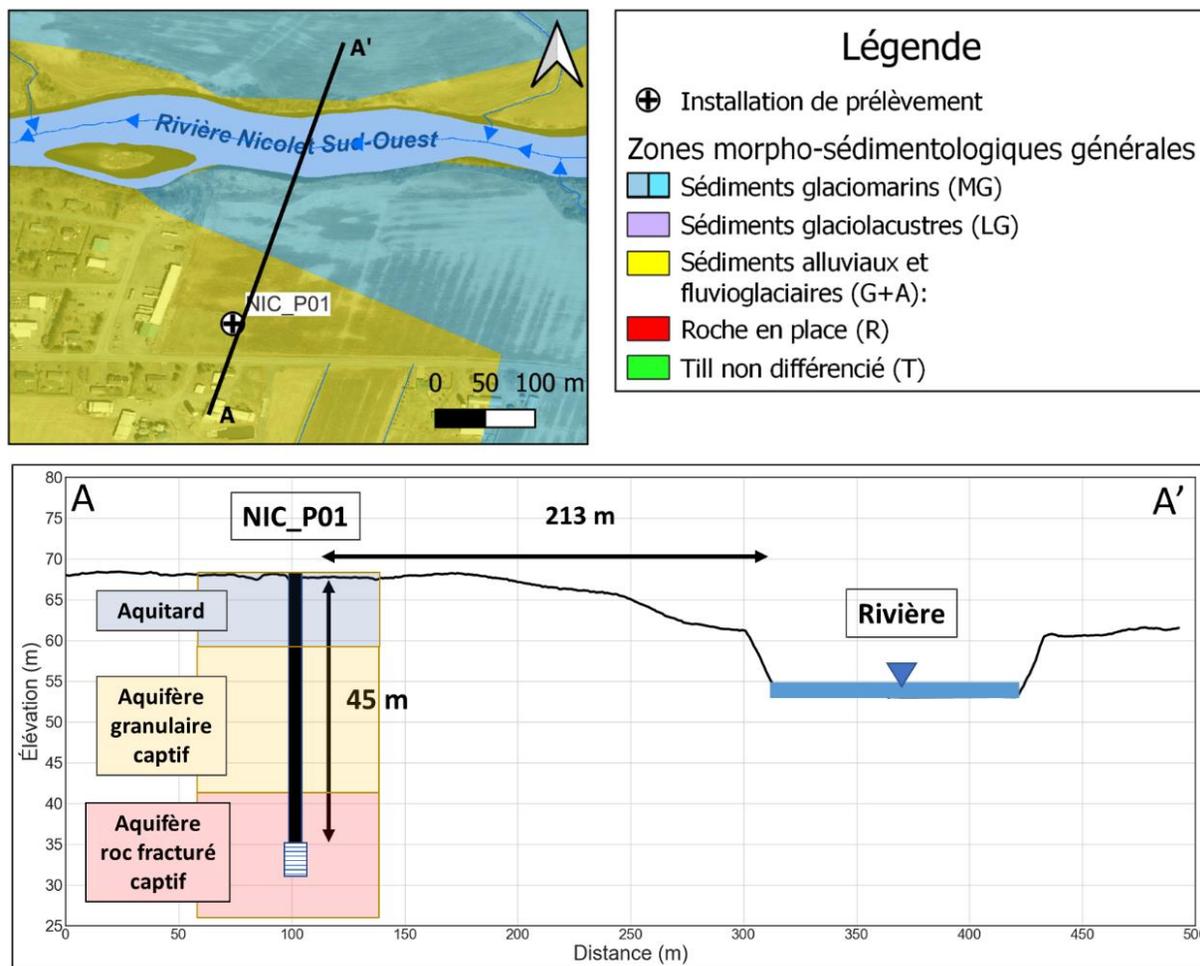


Figure 5.44 Localisation du site de prélèvement NIC_P01 et coupe hydrostratigraphique conceptuelle

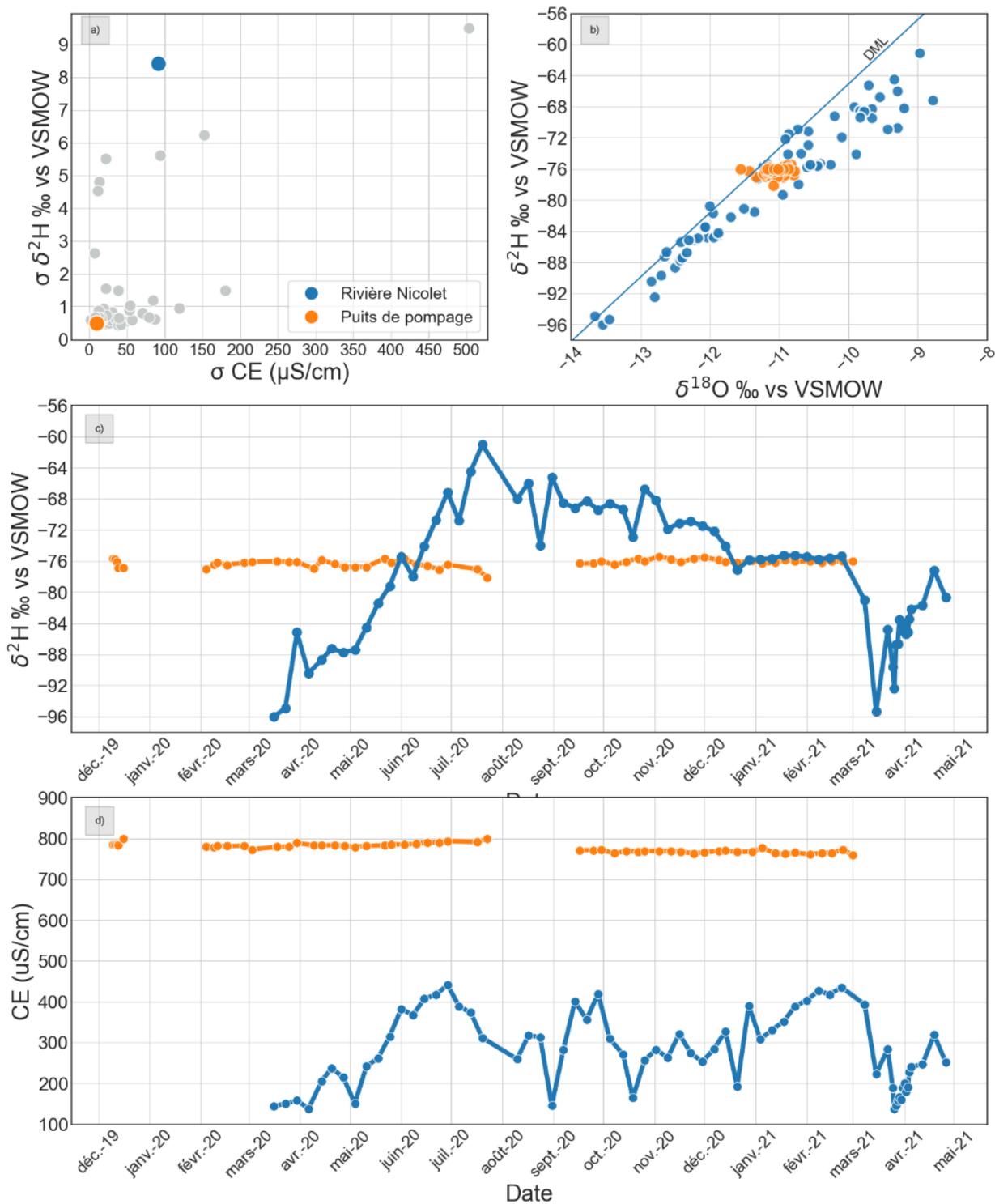


Figure 5.45 : Résultats du suivi géochimique et isotopique pour le prélèvement NIC_P01 : a) écarts-types observés dans le projet pour $\delta^2\text{H}$ et EC; b) diagramme binaire $\delta^2\text{H}$ vs $\delta^{18}\text{O}$; c) évolution temporelle de $\delta^2\text{H}$; d) évolution temporelle de la conductivité électrique

NIC_P02 et NIC_P03 et NIC_P04

Caractérisation hydrogéologique

- Les puits NIC_P02 et NIC_P03 et NIC_P04 appartiennent tous à la même installation de captage d'eau souterraine. Le puits **NIC_P02** est aménagé à une **profondeur de 12 mètres**, le **NIC_P03** à une **profondeur de 29 mètres** et le **NIC_P04** à une **profondeur de 16 mètres**, les trois dans un aquifère granulaire à une **distance de 542 mètres** de la rivière Nicolet. Le petit lac visible sur la carte est asséché depuis plusieurs années, mais aurait fait partie de l'ancien système d'approvisionnement en eau potable de la municipalité, où l'eau de la rivière Nicolet était pompée jusque dans le lac pour permettre une plus grande quantité d'eau disponible en période d'étiage. L'étude des coupes stratigraphiques des trois forages a confirmé la présence de quelques dizaines de centimètres de sable silteux à la surface. Cette épaisseur n'étant pas significative, les puits de cette installation sont considérés comme étant dans un **aquifère granulaire libre**.

Résultats du suivi géochimique et isotopique

- Les données isotopiques et celles de la conductivité électrique disponibles pour l'eau souterraine du puits **NIC_P02** couvrent la période de novembre 2019 à août 2020 (Figure 5.47). On observe un écart-type sur les valeurs de $\delta^2\text{H}$ de 0,9 ‰ vs V-SMOW (N=39) et un écart-type sur les valeurs de conductivité électrique de 19 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (N=77) (Figure 5.47a).
- Le ratio isotopique $\delta^2\text{H}$, telle qu'illustré dans la Figure 5.47b, est centré autour d'une valeur moyenne à -81‰ vs V-SMOW alors que les valeurs de $\delta^{18}\text{O}$ sont plutôt étalées entre -11‰ et -12,1 vs V-SMOW.
- L'évolution temporelle du $\delta^2\text{H}$ est stable, avec une moyenne plus appauvrie que celle de l'eau de surface (-81‰; -77,8‰ vs V-SMOW] (Figure 5.47c)
- La moyenne de la conductivité électrique est plus élevée que celle des eaux de surface, respectivement de 470 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et 280 $\mu\text{S}/\text{cm}$ environ (Figure 5.47d). Une légère augmentation des valeurs de la conductivité électrique peut être observée dans le temps.

Résultats du suivi géochimique et isotopique

- Les données isotopiques et celles de la conductivité électrique disponibles pour l'eau souterraine du puits **NIC_P03** couvrent la période de novembre 2019 à août 2020 (Figure 5.48). On observe un écart-type sur les valeurs de $\delta^2\text{H}$ de 0,7 ‰ vs V-SMOW (N=39) et un écart-type sur les valeurs de conductivité électrique de 40 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (N=77) (Figure 5.48a).
- Le ratio isotopique $\delta^2\text{H}$, telle qu'illustré dans la Figure 5.48b, est centré autour d'une valeur moyenne à -81‰ vs V-SMOW alors que les valeurs de $\delta^{18}\text{O}$ sont plutôt étalées entre -11,1‰ et -12,1 vs V-SMOW.

- L'évolution temporelle du $\delta^2\text{H}$ est stable, avec une moyenne plus appauvrie que celle de l'eau de surface (-81‰; -77,8‰ vs V-SMOW] (Figure 5.48c)
- La moyenne de la conductivité électrique est plus élevée que celle des eaux de surface, respectivement de 590 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et 280 $\mu\text{S}/\text{cm}$ environ (Figure 5.48d). Une augmentation des valeurs de la conductivité électrique peut être observée dans le temps, peut-être liée à l'augmentation de la CE dans les eaux de surface.

Résultats du suivi géochimique et isotopique

- Les données isotopiques et celles de la conductivité électrique disponibles pour l'eau souterraine du puits **NIC_P04** couvrent la période de novembre 2019 à août 2020 (Figure 5.49). On observe un écart-type sur les valeurs de $\delta^2\text{H}$ de 0,6 ‰ vs V-SMOW (N=39) et un écart-type sur les valeurs de conductivité électrique de 17 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (N=77) (Figure 5.49a).
- Le ratio isotopique $\delta^2\text{H}$, telle qu'illustrée dans la Figure 5.49b, est centrés autour d'une valeur moyenne à -81‰ vs V-SMOW alors que les valeurs du ratio de $\delta^{18}\text{O}$ sont plutôt étalées entre -11‰ et -12,1 vs V-SMOW.
- L'évolution temporelle du $\delta^2\text{H}$ est stable, avec une moyenne plus appauvrie que celle de l'eau de surface (-81‰; -77,8‰ vs V-SMOW] (Figure 5.49c)
- La moyenne de la conductivité électrique est plus élevée que celle des eaux de surface, respectivement de 540 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et 280 $\mu\text{S}/\text{cm}$ environ (Figure 5.49d).

NIC_P02, NIC_P03 et NIC_P04

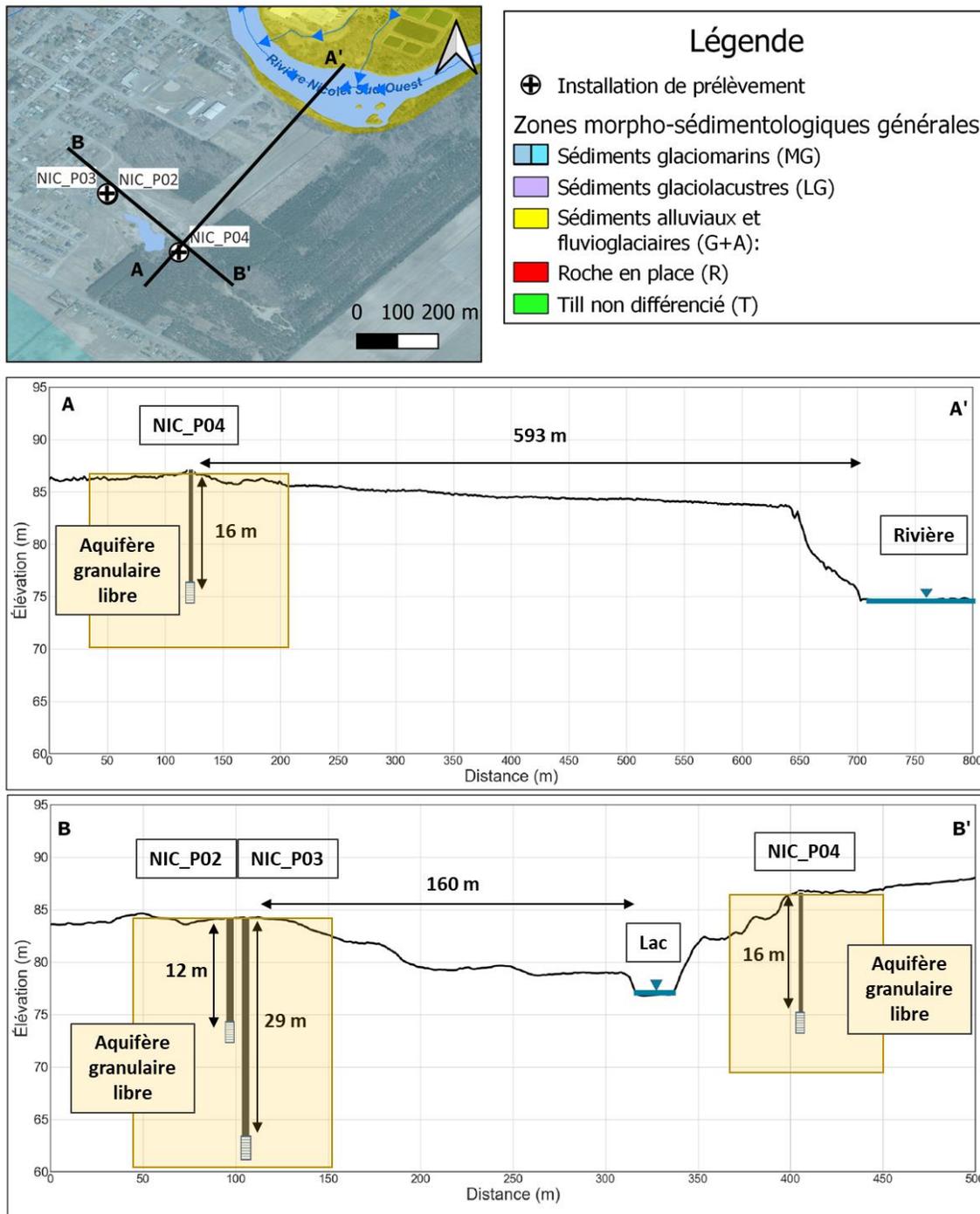


Figure 5.46 Localisation des sites de prélèvement NIC_P02 à NIC_P04 et coupe hydrostratigraphique conceptuelle

NIC_P02

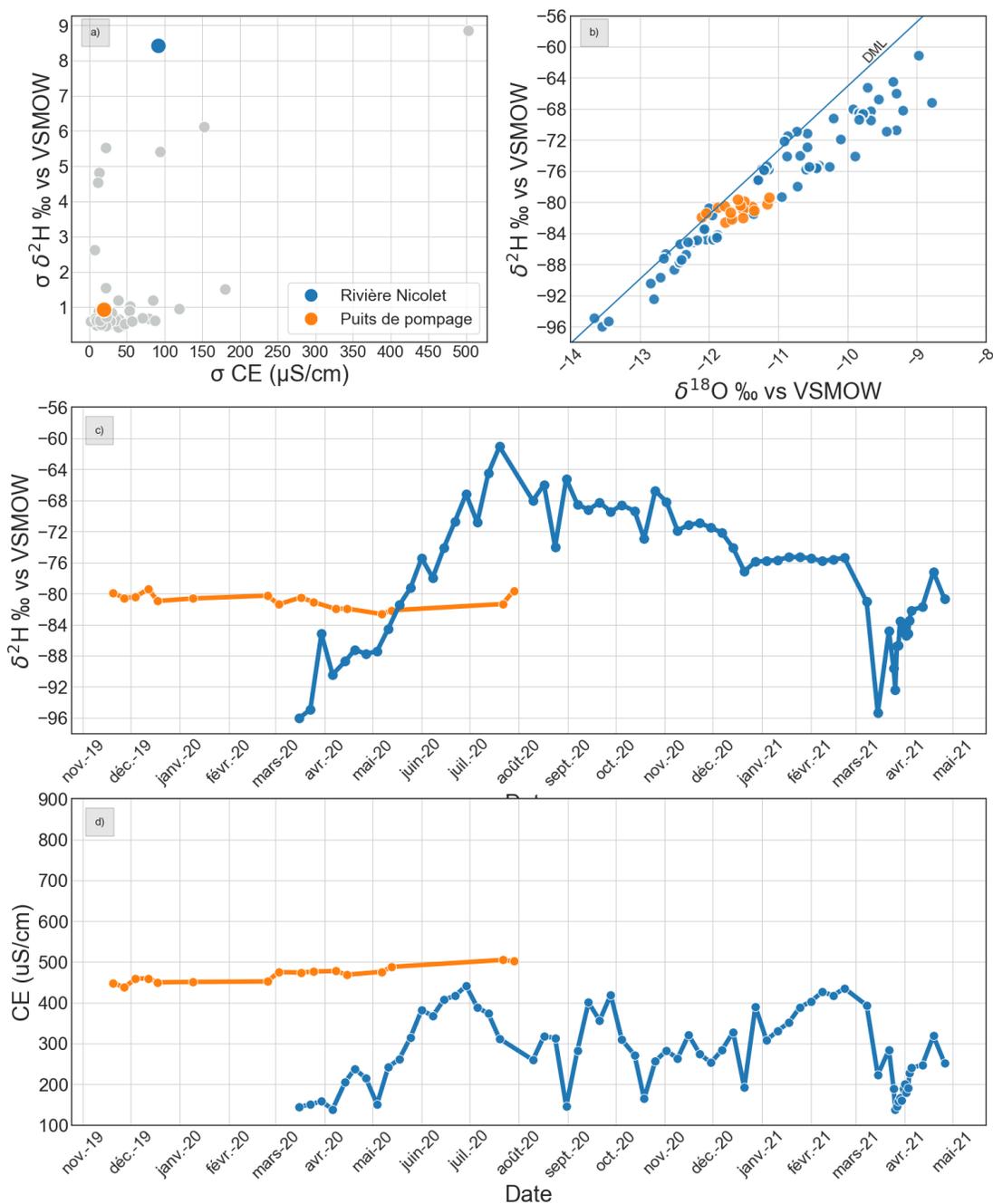


Figure 5.47 : Résultats du suivi géochimique et isotopique pour le prélèvement NIC_P02: a) écarts-types observés dans le projet pour $\delta^2\text{H}$ et EC; b) diagramme binaire $\delta^2\text{H}$ vs $\delta^{18}\text{O}$; c) évolution temporelle de $\delta^2\text{H}$; d) évolution temporelle de la conductivité électrique

NIC_P03

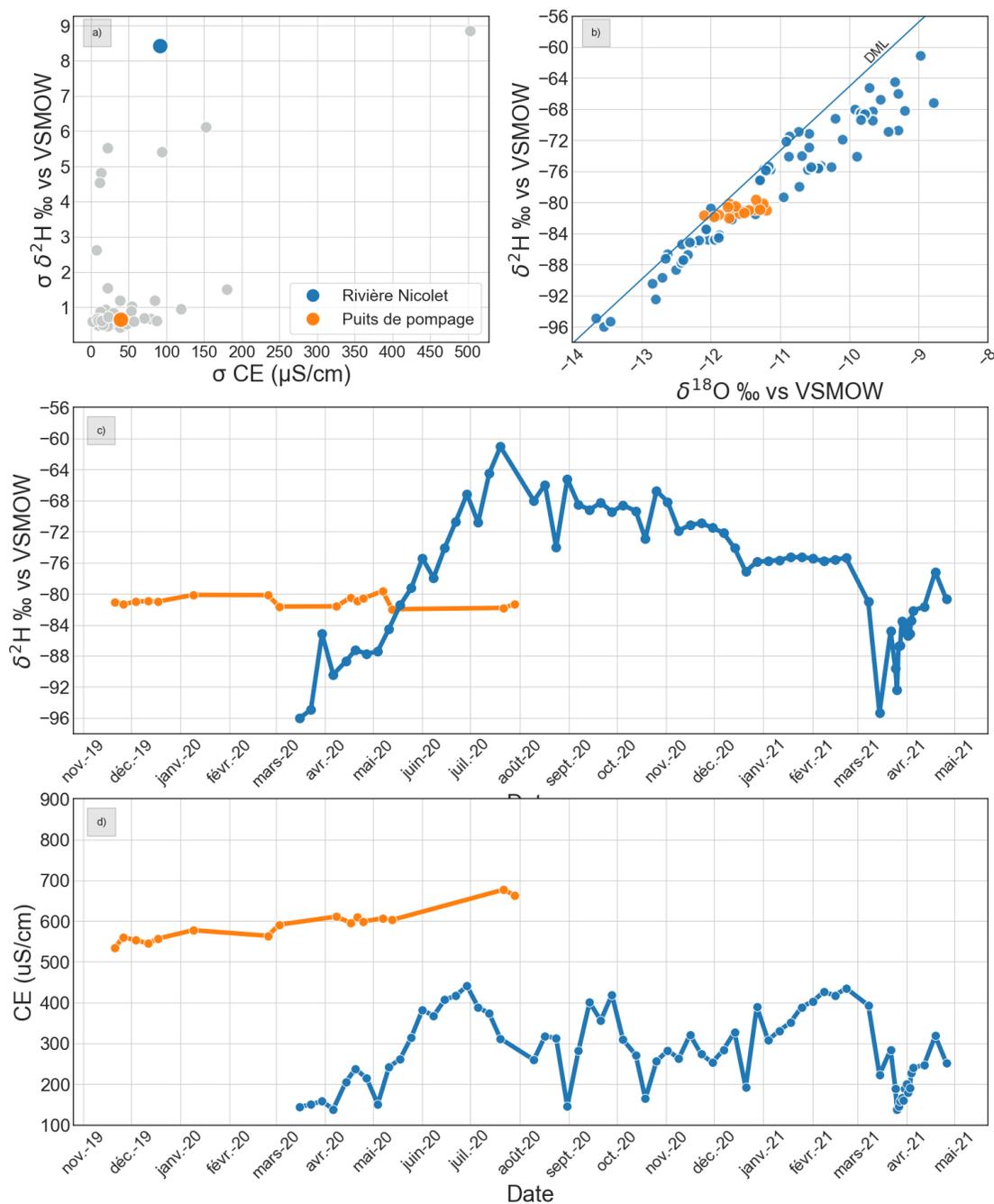


Figure 5.48 : Résultats du suivi géochimique et isotopique pour le prélèvement NIC_P03: a) écarts-types observés dans le projet pour $\delta^2\text{H}$ et EC; b) diagramme binaire $\delta^2\text{H}$ vs $\delta^{18}\text{O}$; c) évolution temporelle de $\delta^2\text{H}$; d) évolution temporelle de la conductivité électrique

NIC_P04

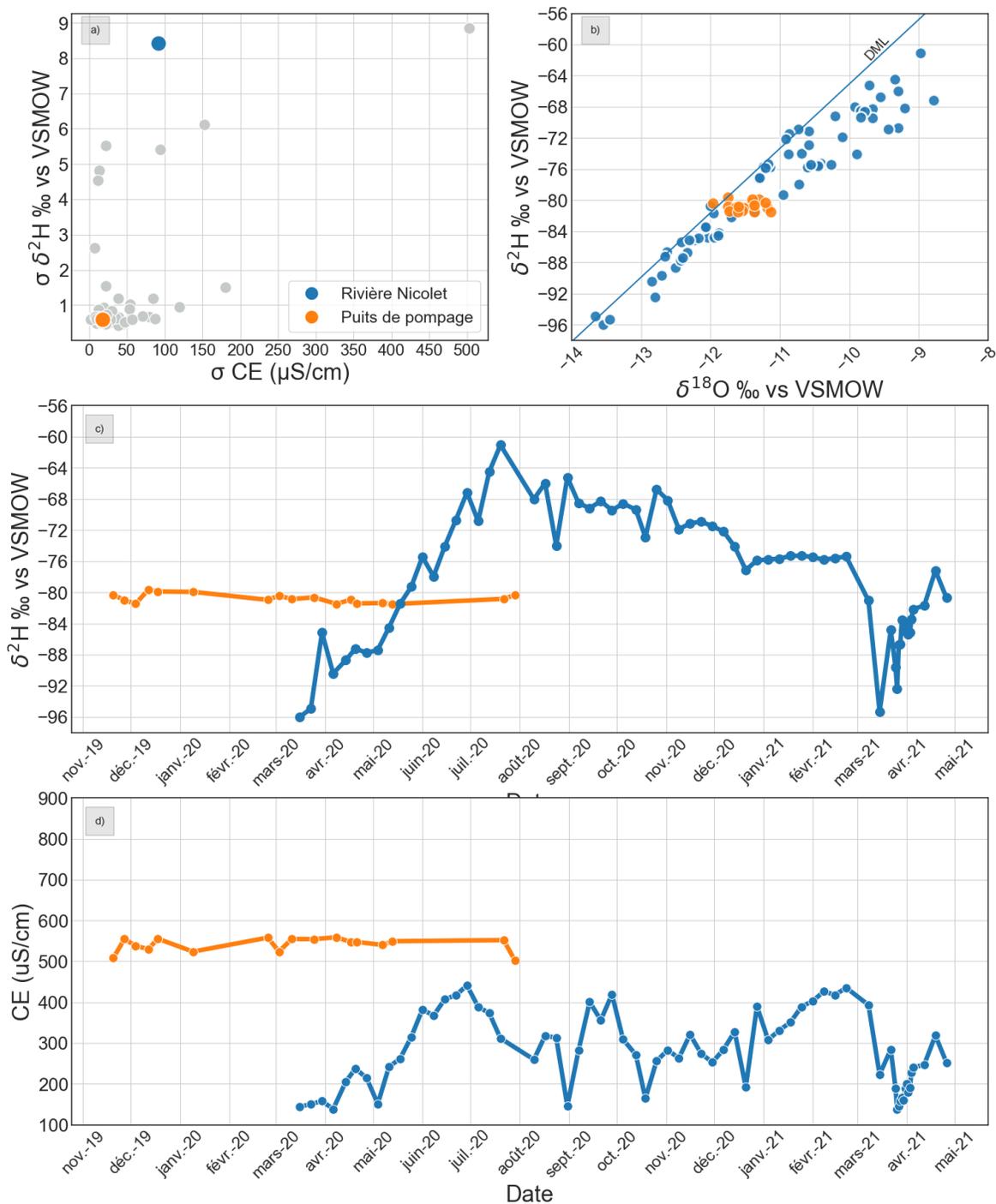


Figure 5.49 : Résultats du suivi géochimique et isotopique pour le prélèvement NIC_P04: a) écarts-types observés dans le projet pour $\delta^2\text{H}$ et EC; b) diagramme binaire $\delta^2\text{H}$ vs $\delta^{18}\text{O}$; c) évolution temporelle de $\delta^2\text{H}$; d) évolution temporelle de la conductivité électrique

NIC_P05 et NIC_P06

Caractérisation hydrogéologique

- Les installations NIC_P05 et NIC_P06 sont aménagés respectivement à une **profondeur de 9 mètres et 11 mètres** dans un aquifère granulaire, à **une distance de 170 mètres d'un lac de carrière**. Ce lac n'ayant pas pu être échantillonné, le signal de la rivière Nicolet est utilisé pour fins de comparaison. Les coupes stratigraphiques au droit du forage ont révélé l'absence de couche confinante en surface, ces puits sont donc considérés comme étant dans un **aquifère granulaire libre**.

Résultats du suivi géochimique et isotopique

- Les données sont disponibles entre novembre 2019 et mai 2021 (Figure 5.51). On observe un écart-type sur les valeurs de $\delta^2\text{H}$ de 0,7 ‰ vs V-SMOW (N=47) et un écart-type sur les valeurs de conductivité électrique de 5 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (N=61) (Figure 5.51a).
- La distribution des ratios isotopiques $\delta^2\text{H}$ et $\delta^{18}\text{O}$, comme illustrée dans la Figure 5.51b, est centrée autour de valeurs moyennes à [-84,6‰; -12,5‰ vs V-SMOW], avec un étalement horizontal marqué des valeurs de $\delta^{18}\text{O}$.
- L'évolution temporelle du $\delta^2\text{H}$ est stable, avec une moyenne plus appauvrie que celle de l'eau de surface (-84,6‰; -77,8‰ vs V-SMOW] (Figure 5.51c)
- L'évolution temporelle de la conductivité électrique est stable, et la moyenne est plus faible que celle des eaux de surface, respectivement de 200 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et 280 $\mu\text{S}/\text{cm}$ environ (Figure 5.51d).

Résultats du suivi géochimique et isotopique

- Les données sont disponibles entre novembre 2019 et mai 2021 (Figure 5.52). On observe un écart-type sur les valeurs de $\delta^2\text{H}$ de 0,7 ‰ vs V-SMOW (n = 49) un écart-type sur les valeurs de conductivité électrique de 10 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (n = 56) (Figure 5.52a).
- La distribution des ratios isotopiques $\delta^2\text{H}$ et $\delta^{18}\text{O}$, comme illustrée dans la Figure 5.52b, est centrée autour de valeurs moyennes à [-83,3‰; -12,2‰ vs V-SMOW], avec un étalement horizontal marqué des valeurs de $\delta^{18}\text{O}$.
- L'évolution temporelle du $\delta^2\text{H}$ est stable, avec une moyenne plus appauvrie que celle de l'eau de surface (-83,3‰; -77,8‰ vs V-SMOW] (Figure 5.52c)
- L'évolution temporelle de la conductivité électrique est stable, et la moyenne est plus faible que celle des eaux de surface, respectivement de 175 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et 280 $\mu\text{S}/\text{cm}$ environ (Figure 5.52d).

NIC_P05 et NIC_P06

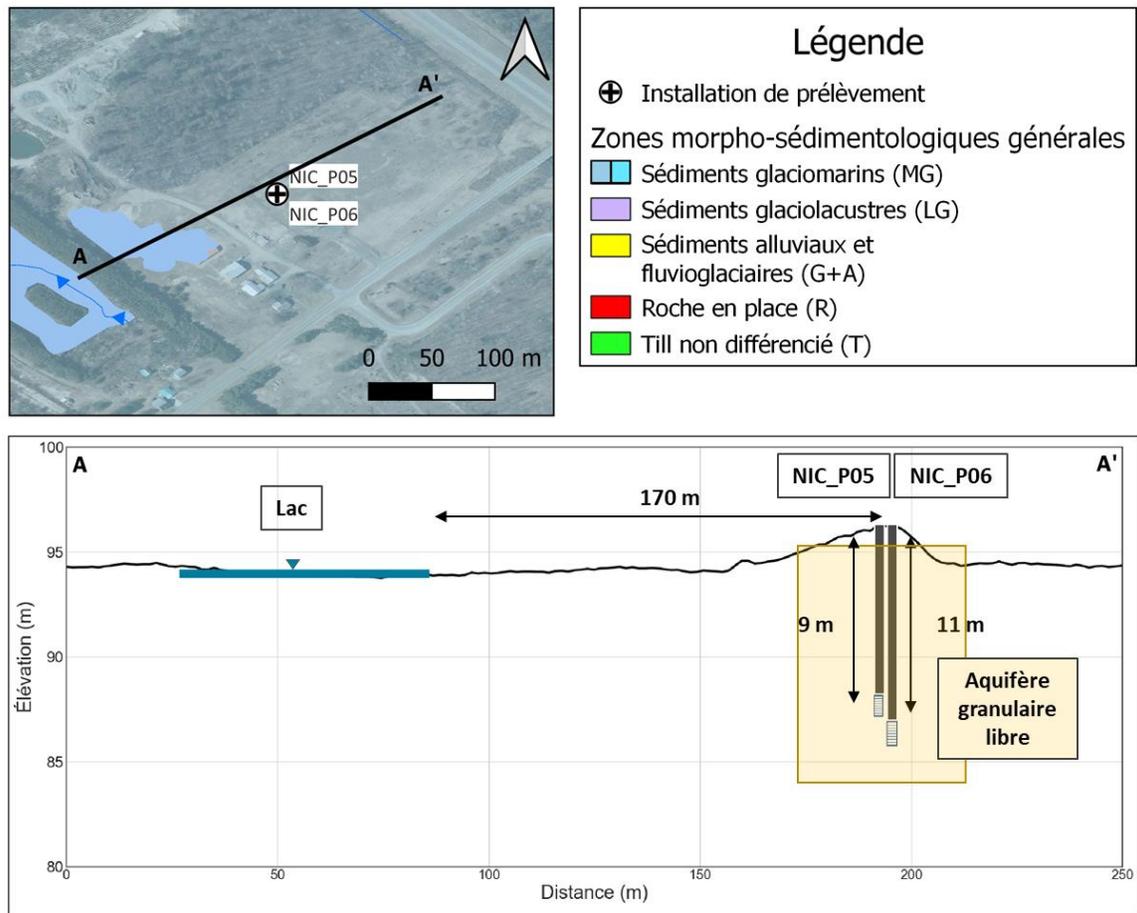


Figure 5.50 Localisation des sites de prélèvement NIC_P05 à NIC_P06 et coupe hydrostratigraphique

NIC_P05

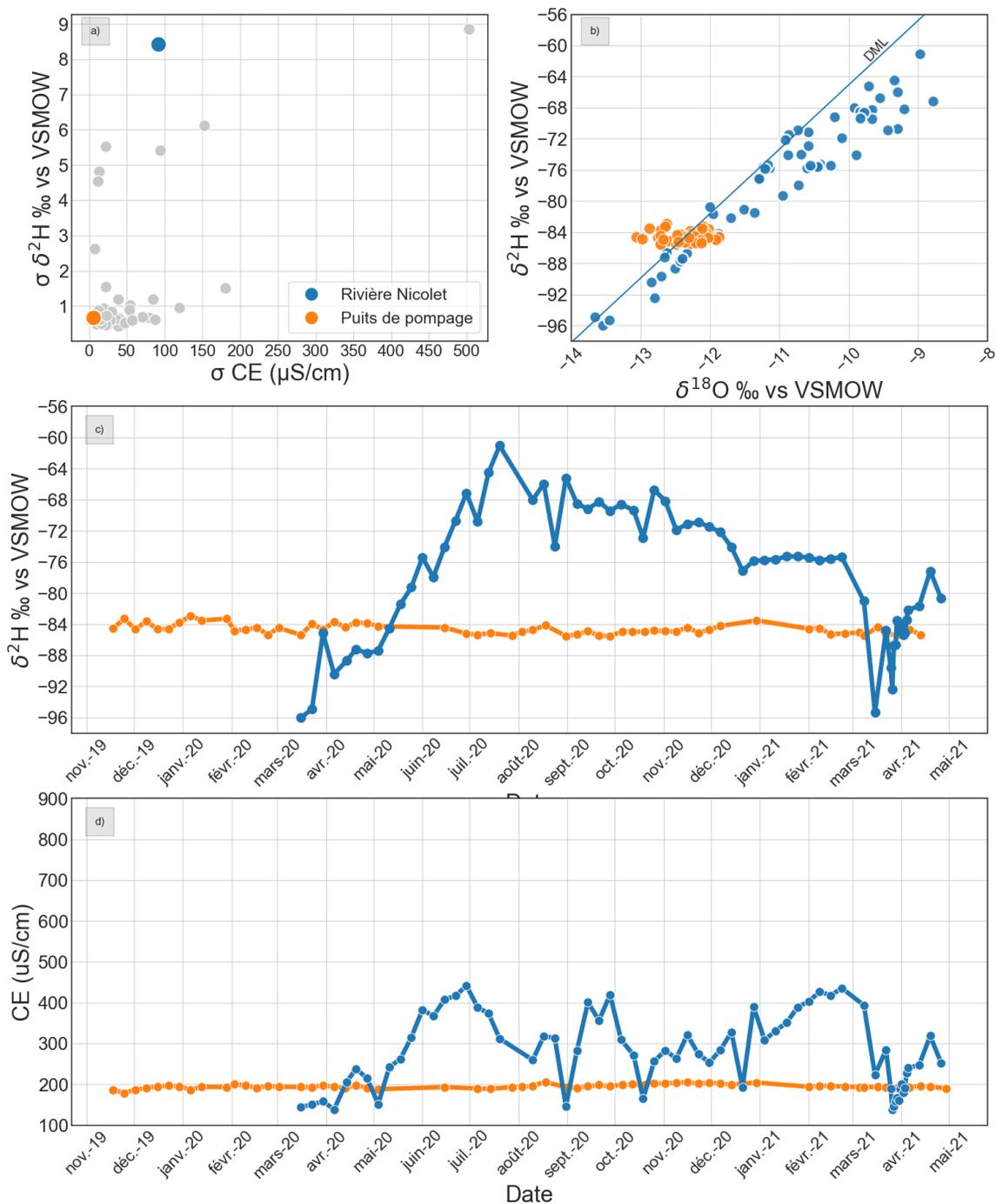


Figure 5.51 : Résultats du suivi géochimique et isotopique pour le prélèvement NIC_P05 : a) écarts-types observés dans le projet pour $\delta^2\text{H}$ et EC; b) diagramme binaire $\delta^2\text{H}$ vs $\delta^{18}\text{O}$; c) évolution temporelle de $\delta^2\text{H}$; d) évolution temporelle de la conductivité électrique

NIC_P06

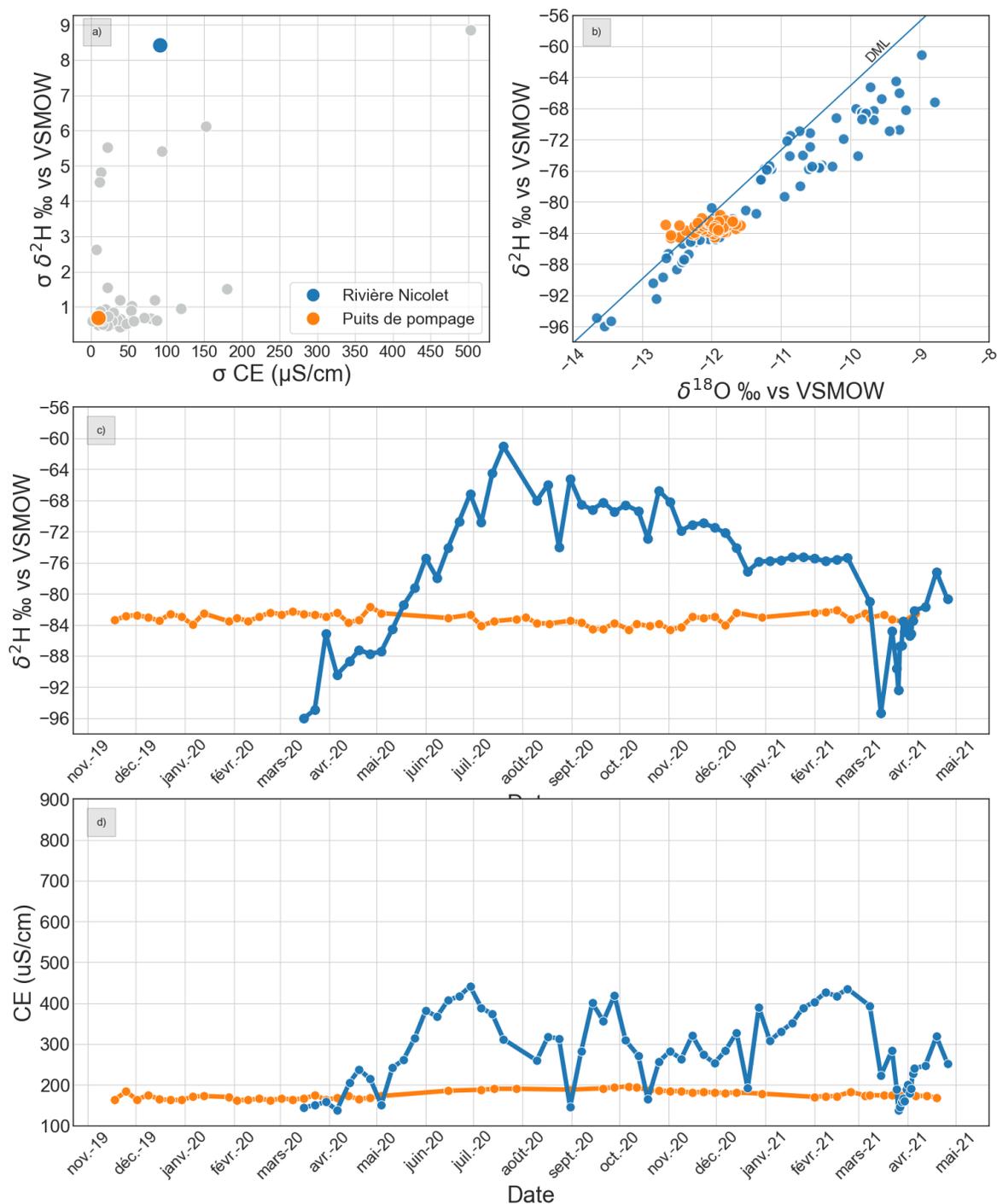


Figure 5.52 : Résultats du suivi géochimique et isotopique pour le prélèvement NIC_P06: a) écarts-types observés dans le projet pour $\delta^2\text{H}$ et EC; b) diagramme binaire $\delta^2\text{H}$ vs $\delta^{18}\text{O}$; c) évolution temporelle de $\delta^2\text{H}$; d) évolution temporelle de la conductivité électrique

NIC_P07

Caractérisation hydrogéologique

- L'installation NIC_P07 est aménagée à **40 mètres de profondeur** dans un aquifère granulaire à **260 mètres du ruisseau Francoeur, affluent de la rivière Nicolet**. La coupe lithologique au droit du puits confirme la présence d'une couche de plusieurs mètres d'argile en surface, ce puits est donc considéré comme étant dans un **aquifère granulaire captif**.

Résultats du suivi géochimique et isotopique

- Les données disponibles de la conductivité électrique et celles des isotopes couvrent la période de novembre 2019 à mai 2021 (Figure 5.54). On observe un écart-type sur les valeurs de $\delta^2\text{H}$ de 0,6 ‰ vs V-SMOW (N=77) et un écart-type sur les valeurs de conductivité électrique de 35 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (N=77) (Figure 5.54a).
- Le ratio isotopique $\delta^2\text{H}$, telle qu'illustré dans la Figure 5.54b, est centré autour d'une valeur moyenne à -74‰ vs V-SMOW alors que les valeurs du ratio de $\delta^{18}\text{O}$ sont plutôt étalées entre -0,7‰ et -12 vs V-SMOW.
- L'évolution temporelle du $\delta^2\text{H}$ est très stable, avec une moyenne semblable à celle de l'eau de surface (-78,5‰; -77,8‰ vs V-SMOW] (Figure 5.54c)
- La moyenne de la conductivité électrique est plus élevée que celle des eaux de surface, respectivement de 460 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et 280 $\mu\text{S}/\text{cm}$ environ (Figure 5.54d). Une augmentation de la conductivité électrique peut être observée dans le temps, peut-être liée à l'augmentation du débit de pompage. Un nouveau puits a été foré pendant la durée du projet, pour augmenter la capacité de pompage du site.

NIC_P07

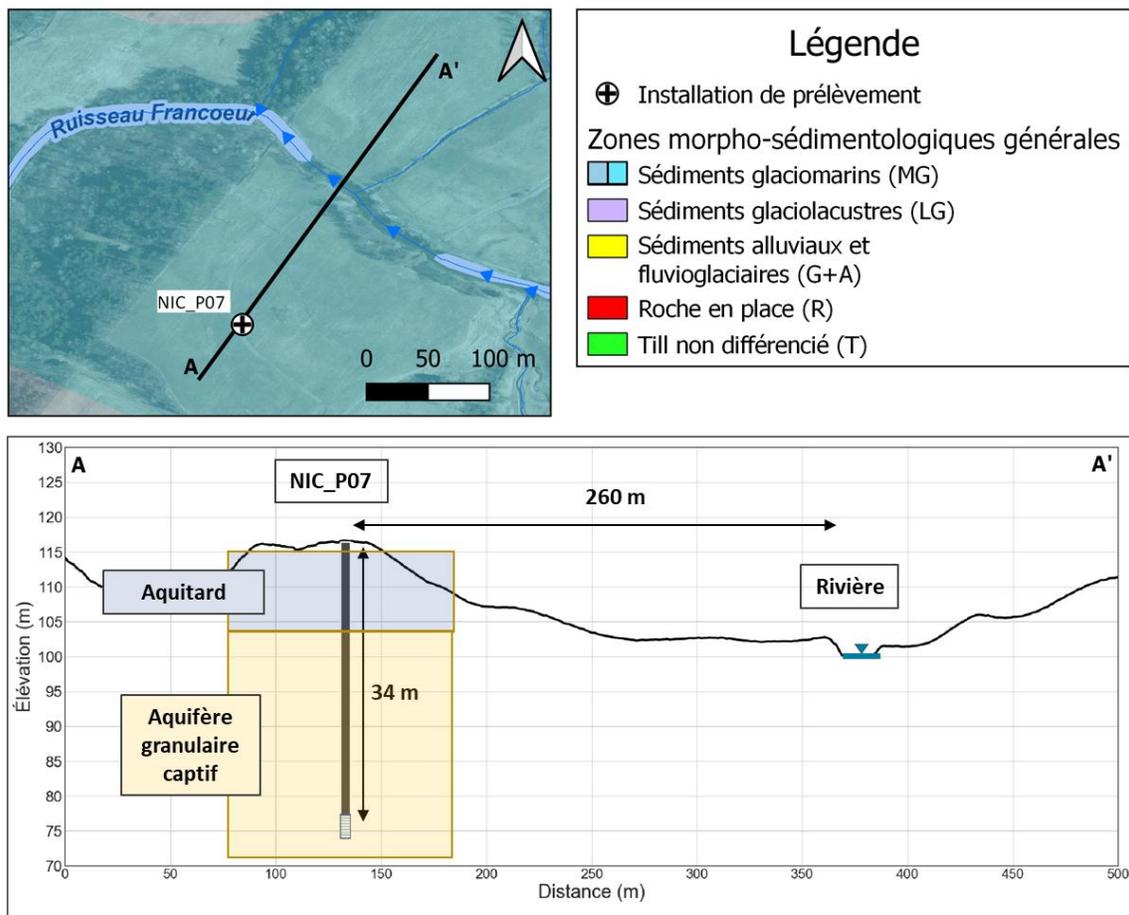


Figure 5.53 Localisation du site de prélèvement NIC_P07 et coupe hydrostratigraphique

NIC_P07

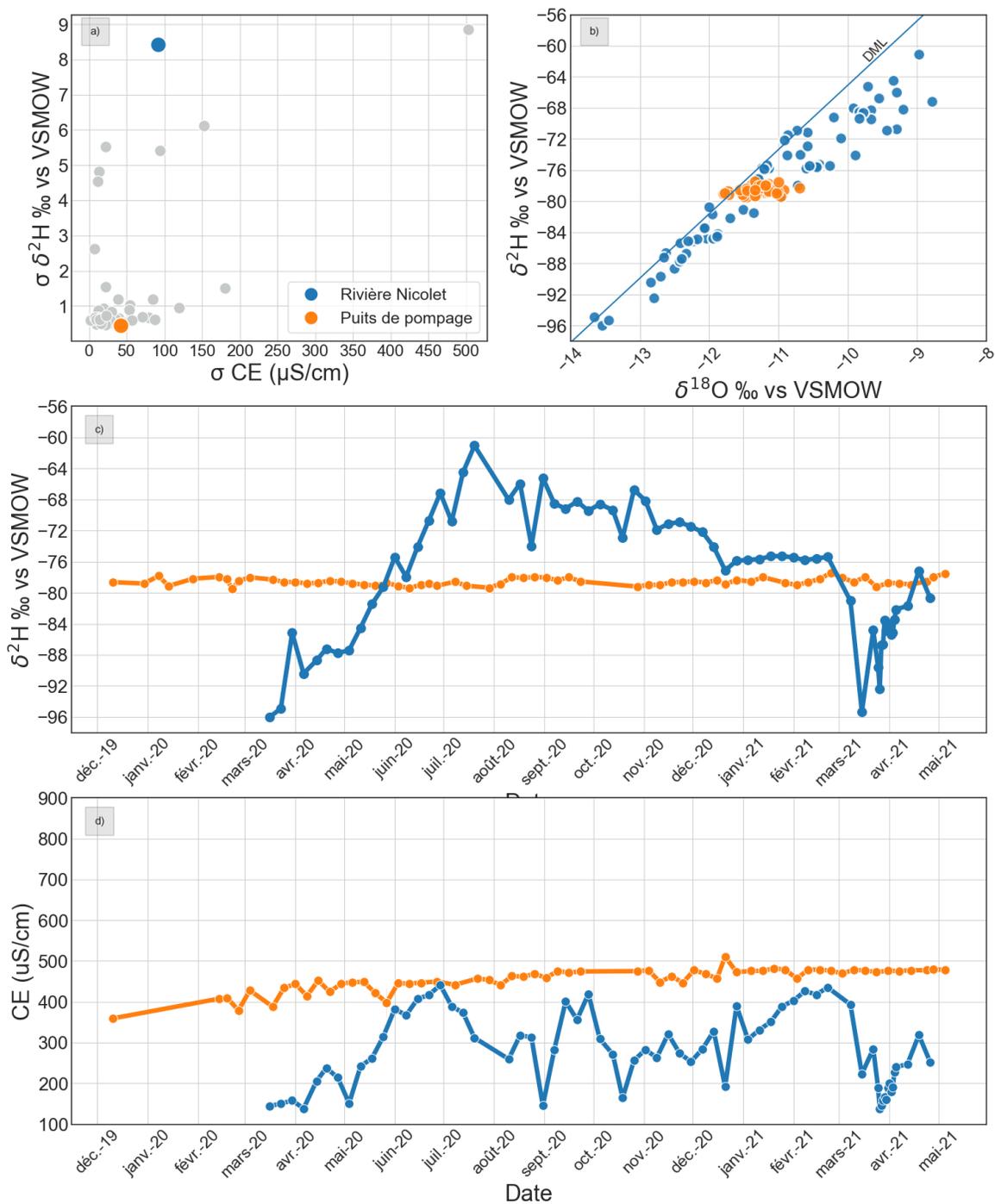


Figure 5.54 : Résultats du suivi géochimique et isotopique pour le prélèvement NIC_P07 : a) écarts-types observés dans le projet pour $\delta^2\text{H}$ et EC; b) diagramme binaire $\delta^2\text{H}$ vs $\delta^{18}\text{O}$; c) évolution temporelle de $\delta^2\text{H}$; d) évolution temporelle de la conductivité électrique

NIC_P08

Caractérisation hydrogéologique

- L'installation NIC_P08 est un puits collecteur à drains rayonnant, composé de 7 drains horizontaux de longueurs variant entre 16 et 40 mètres dans un aquifère granulaire. Il est installé à **20 m de profondeur** et localisé à **54 mètres de la rivière Nicolet** et **130 mètres d'un lac** de carrière. La description des lithologies rencontrées au droit du puits lors de la construction indique qu'il est situé dans un **aquifère granulaire libre**.

Résultats du suivi géochimique et isotopique

- Les données isotopiques et de conductivité électrique disponibles pour l'eau souterraine couvrent la période de décembre 2019 à décembre 2020 (Figure 5.56). On observe un écart-type sur les valeurs de $\delta^2\text{H}$ de 1,03 ‰ vs V-SMOW (N=12) et un écart-type sur les valeurs de conductivité électrique de 54 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (N=12), (Figure 5.56a).
- La distribution des ratios isotopiques $\delta^2\text{H}$ et $\delta^{18}\text{O}$, comme illustrée dans la Figure 4-13b, forme un alignement entre [-78‰; -11.3 vs V-SMOW] et [-76‰; -10.2‰ vs V-SMOW]. Ces valeurs se trouvent dans la gamme des eaux de surface, quoi que toutes évaporées et possiblement dérivées d'une source qui serait localisée à l'intersection avec la droite météoritique locale vers [-81‰; -12‰ vs V-SMOW].
- L'évolution temporelle du $\delta^2\text{H}$ reste peu marquée, avec toutefois un enrichissement entre la fin de l'été et la fin de l'automne (Figure 5.56c).
- Les valeurs de conductivité électrique de l'eau souterraine augmentent graduellement pendant toute la série de données, passant de 550 à 750 $\mu\text{S}/\text{cm}$ environ entre novembre 2019 et novembre 2020, hormis une diminution temporaire de 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ durant le mois de février 2020. La valeur moyenne de la conductivité électrique est bien au-delà de celle des eaux de surface (660 $\mu\text{S}/\text{cm}$ vs 280 $\mu\text{S}/\text{cm}$).

NIC_P08

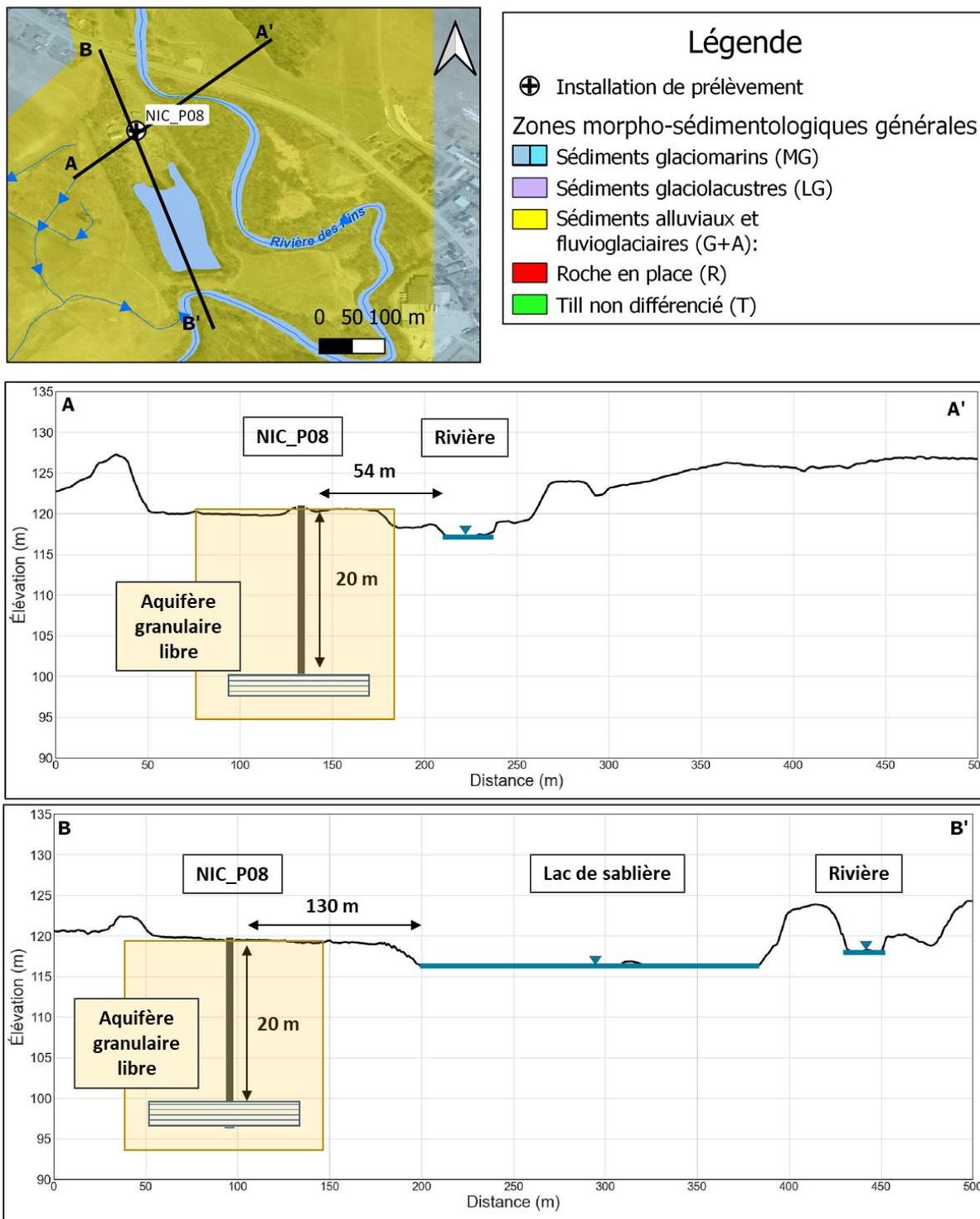


Figure 5.55 Localisation du site de prélèvement NIC_P08 et coupe hydrostratigraphique

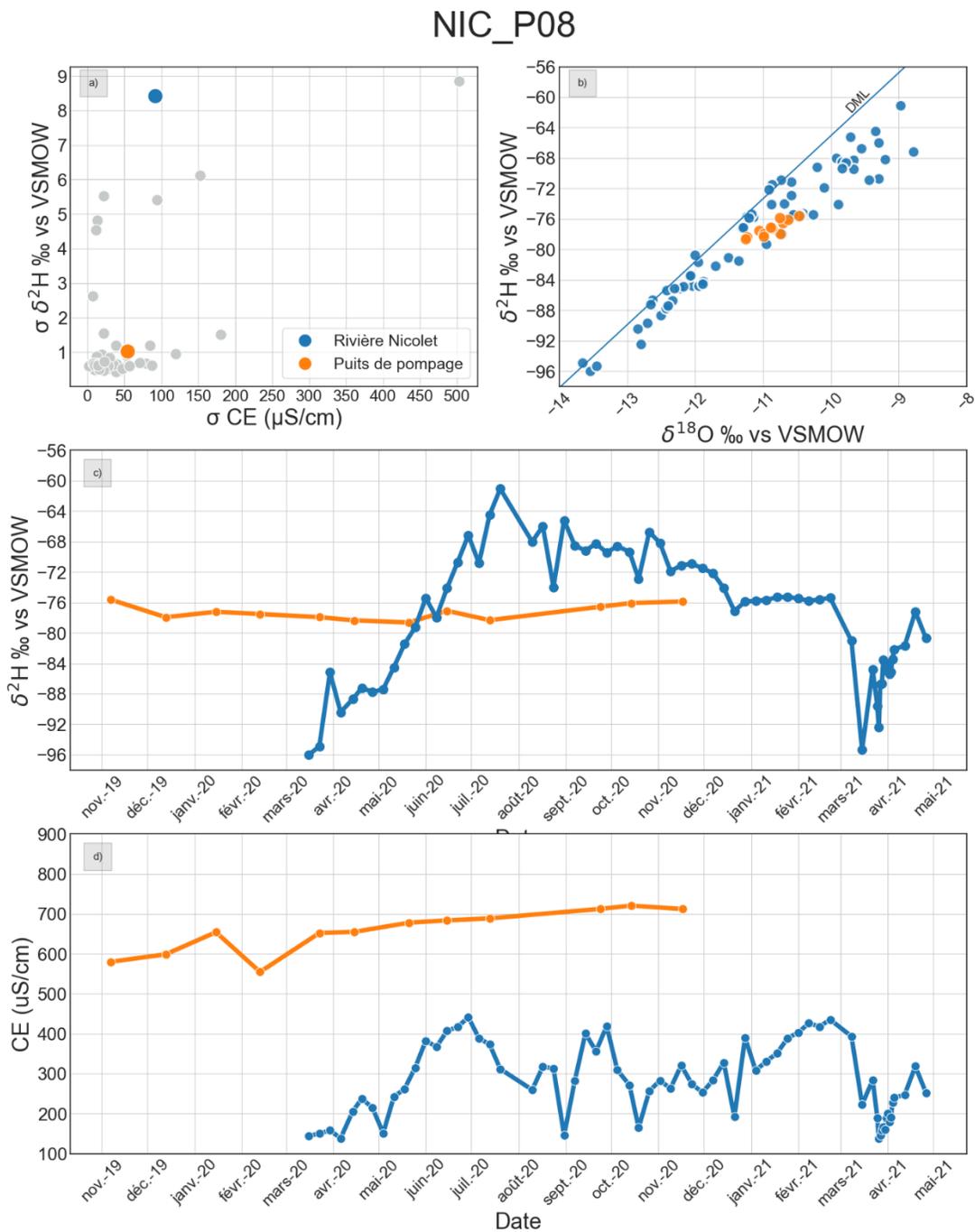


Figure 5.56: Résultats du suivi géochimique et isotopique pour le prélèvement NIC_P08 : a) écarts-types observés dans le projet pour $\delta^2\text{H}$ et EC; b) diagramme binaire $\delta^2\text{H}$ vs $\delta^{18}\text{O}$; c) évolution temporelle de $\delta^2\text{H}$; d) évolution temporelle de la conductivité électrique

NIC_P09

Caractérisation hydrogéologique

- L'installation NIC_P09 est installée à **22 m de profondeur** dans un aquifère granulaire et est localisée à **20 mètres d'un ruisseau sans nom** et à 488 mètres de la rivière des Pins, affluent de la rivière Nicolet. L'étude de la stratigraphie au droit du puits indique que le puits est dans un **aquifère granulaire libre**.

Résultats du suivi géochimique et isotopique

- Les données isotopiques et de conductivité électrique disponibles pour l'eau souterraine couvrent la période de décembre 2019 à décembre 2020 (Figure 5.58**Erreur! Source du renvoi introuvable.**). On observe un écart-type sur les valeurs de $\delta^2\text{H}$ de 1,5 ‰ vs V-SMOW (N=12) et un écart-type sur les valeurs de conductivité électrique de 180,5 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (N=12) (Figure 5.58**Erreur! Source du renvoi introuvable.a.**).
La distribution des ratios isotopiques $\delta^2\text{H}$ et $\delta^{18}\text{O}$, comme illustrée dans la Figure 5.58**Erreur! Source du renvoi introuvable.b.**, forme un alignement entre [-82‰; -12 vs V-SMOW] et [-76‰; -11,8‰ vs V-SMOW]. Ces valeurs se trouvent dans la gamme des eaux de surface, quoique possiblement impactées par une source plus ou moins évaporée localisée à l'intersection avec la droite météoritique locale.
- L'évolution temporelle du $\delta^2\text{H}$ est légèrement marquée par un appauvrissement progressif (-80‰ vs V-SMOW) au cours du printemps 2020, avec des enrichissements à l'hiver 2020 et à l'été 2020 (Figure 5.58**Erreur! Source du renvoi introuvable.c.**). Cette tendance est corrélée avec celle des eaux de surface.
- Les valeurs de conductivité électrique de l'eau souterraine sont sujettes à discussion concernant la justesse des données. Des augmentations brusques (400 $\mu\text{S}/\text{cm}$) sont observées à l'hiver 2020 et à l'été 2021, synchrones avec le même phénomène dans les eaux de surface (Figure 5.58**Erreur! Source du renvoi introuvable.d.**).

NIC_P09

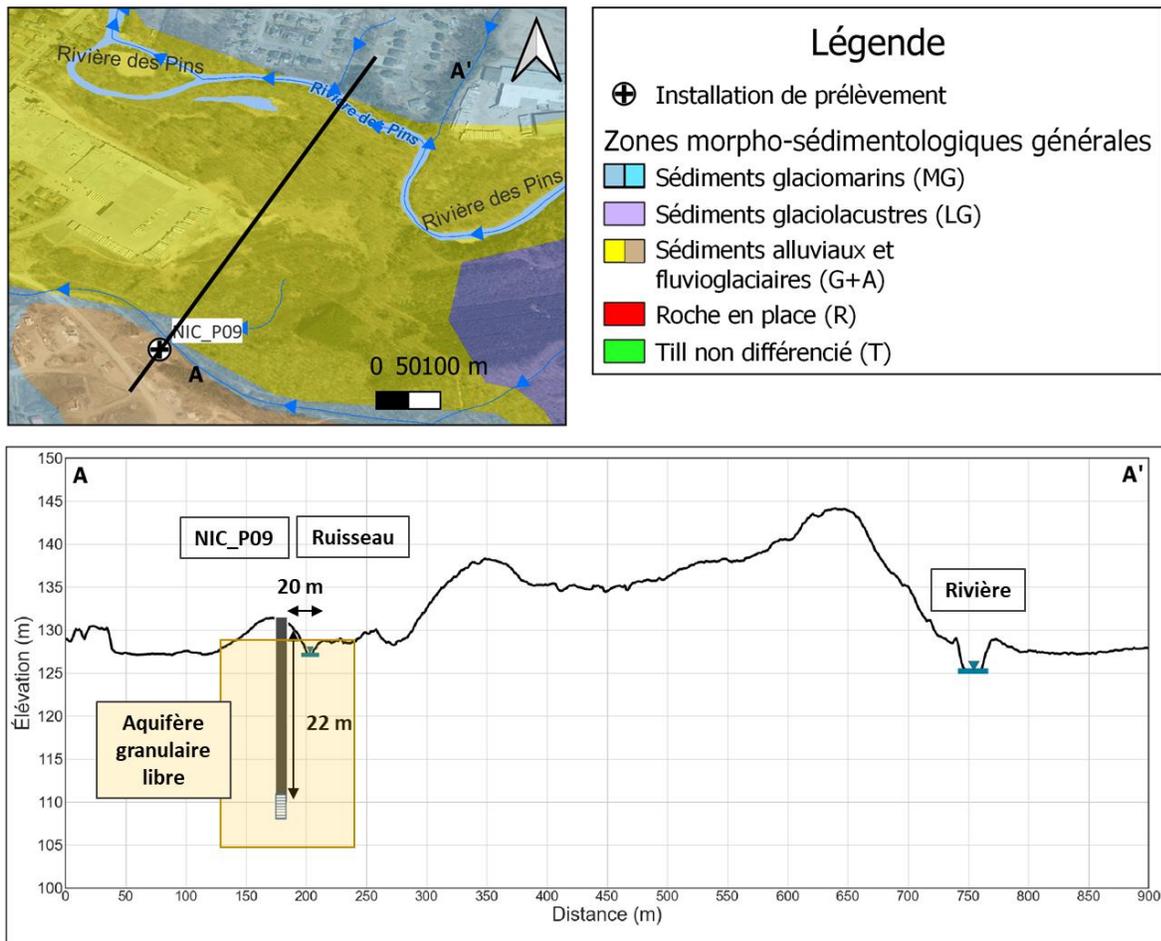


Figure 5.57 Localisation du site de prélèvement NIC_P09 et coupe hydrostratigraphique

NIC_P09

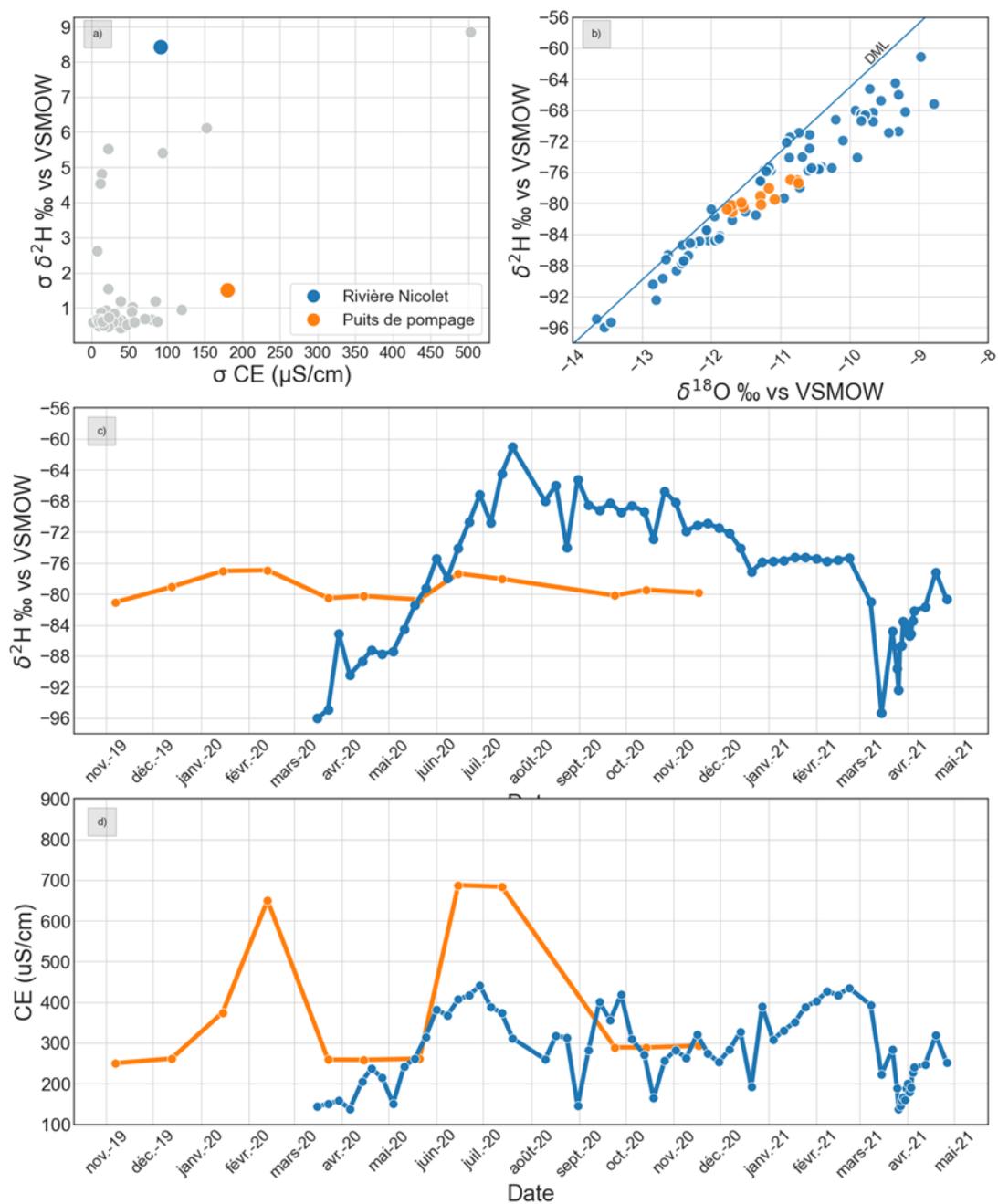


Figure 5.58 Résultats du suivi géochimique et isotopique pour le prélèvement NIC_P09 a) écarts-types observés dans le projet pour $\delta^2\text{H}$ et EC; b) diagramme binaire $\delta^2\text{H}$ vs $\delta^{18}\text{O}$; c) évolution temporelle de $\delta^2\text{H}$; d) évolution temporelle de la conductivité électrique

NIC_P10 et NIC_P11

Caractérisation hydrogéologique

- Le prélèvement NIC_P10 correspond à plusieurs puits tubulaires variant entre **7 et 8 mètres de profondeur** installés dans un aquifère granulaire. Seul le mélange à l'eau brute des puits a été échantillonné dans le cadre de cette étude. La rivière Nicolet est située à **33 mètres de distance** des puits. Situé à proximité, le prélèvement NIC_P11 est constitué de drains horizontaux de **14 mètres de profondeur** installés dans le même aquifère granulaire. Il n'a pas été possible de consulter le schéma d'aménagement de cette installation de prélèvement, la **distance de 50 mètres** entre le prélèvement et la rivière Nicolet a été calculée à partir de l'emplacement de l'installation de pompage et non pas de l'extrémité des drains. Dans le cas des deux prélèvements, les coupes stratigraphiques au droit des puits ont permis de confirmer qu'ils sont dans des **aquifères granulaires libres**.

Résultats du suivi géochimique et isotopique

- Les données isotopiques disponibles pour l'installation **NIC_P10** couvrent la période de novembre 2019 à juin 2021, pour un total de 46 échantillons. Noter qu'en raison de la pandémie de Covid-19, l'acquisition des données a été interrompue de février à juin 2020, ce qui inclut une période propice à des forçages isotopiquement marqués par des eaux fortement appauvries, donc potentiellement utile pour les objectifs du présent projet. On observe un écart-type sur les valeurs de $\delta^2\text{H}$ de 4,81 ‰ vs V-SMOW (N=46) et un écart-type sur les valeurs de conductivité électrique de 13,6 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (N=50) (Figure 5.60).
- La distribution relativement large des ratios isotopiques $\delta^2\text{H}$ et $\delta^{18}\text{O}$, depuis [-84‰; -12.2‰ vs-VSMOW] à [-68‰; -9.4‰ vs-VSMOW], se retrouve entièrement dans le domaine de variation des eaux de la rivière Nicolet, c.A.D. proche de celui des précipitations, mais avec une signature sensiblement évaporée (Figure 5.60b).
- L'évolution temporelle du $\delta^2\text{H}$ est assez marquée, avec un appauvrissement stable de décembre 2019 à mars 2020 (-80‰ vs V-SMOW) suivi dans la deuxième période de données (juin 2020 à septembre 2020), d'une remontée jusqu'à une valeur plateau de -68‰ en septembre 2020. S'en suit une descente graduelle jusqu'à une valeur de -84‰ vs V-SMOW en mai 2021, et une dernière remontée vers la fin de la période d'acquisition des données. (Figure 5.60c).
- Les valeurs de conductivité électrique de l'eau souterraine sont dans la moyenne de celles de l'eau de surface. Avec une moyenne autour de 290 $\mu\text{S}/\text{cm}$ contre 280 $\mu\text{S}/\text{cm}$ environ pour la rivière Nicolet, elles correspondent à la gamme des valeurs minimales de l'eau de surface. Une légère tendance évolutive se dénote. (Figure 5.60d).

Résultats du suivi géochimique et isotopique

- Les données isotopiques disponibles pour l'installation **NIC_P11** couvrent la période de novembre 2019 à juin 2021, pour un total de 46 échantillons. Noter qu'en raison de la pandémie de Covid-19, l'acquisition des données a été interrompue de mars à juin 2020, ce qui inclut une période propice à des forçages isotopiquement marqués par des eaux fortement appauvries, donc potentiellement utile pour les objectifs du présent projet. On observe un écart-type sur les valeurs de $\delta^2\text{H}$ de 4,54 ‰ vs V-SMOW (N=46) et un écart-type sur les valeurs de conductivité électrique de 11,68 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (N=50) (Figure 5.61a).
- La distribution relativement large des ratios isotopiques $\delta^2\text{H}$ et $\delta^{18}\text{O}$, depuis [-84‰; -12.2‰ vs-VSMOW] à [-68‰; -9.4‰ vs-VSMOW], se retrouve entièrement, à quelques points près plus évaporés encore, dans le domaine de variation des eaux de la rivière Nicolet, c.-à-d. proche de celui des précipitations, mais avec une signature sensiblement évaporée (Figure 5.61b).
- L'évolution temporelle du $\delta^2\text{H}$ est assez marquée, avec un appauvrissement stable de novembre 2019 à janvier 2020 (de -72 à -80‰ vs V-SMOW) suivi d'une stabilisation à -80‰ jusqu'à mars 2020. Dans la deuxième période de données (juin 2020 à septembre 2020), on observe une remontée rapide jusqu'à une valeur plateau de -68‰ en septembre 2020, suivie d'une stabilisation à -76‰ au début de l'hiver (février). Après une interruption durant la période de crue printanière, les données reprennent à -80‰ vs V-SMOW à la fin avril 2021, avant de descendre à -80‰ en mai et de remonter jusqu'à atteindre -74‰ à la fin de la période d'acquisition des données, en juin 2021. (Figure 5.61c).
- Les valeurs de conductivité électrique de l'eau souterraine sont dans la moyenne de celles de l'eau de surface. Avec une moyenne autour de 265 $\mu\text{S}/\text{cm}$ contre 280 $\mu\text{S}/\text{cm}$ environ pour la rivière Nicolet, elles correspondent à la gamme des valeurs minimales de l'eau de surface. Aucune tendance évolutive claire ne se dénote (Figure 5.61d).

NIC_P10 et NIC_P011

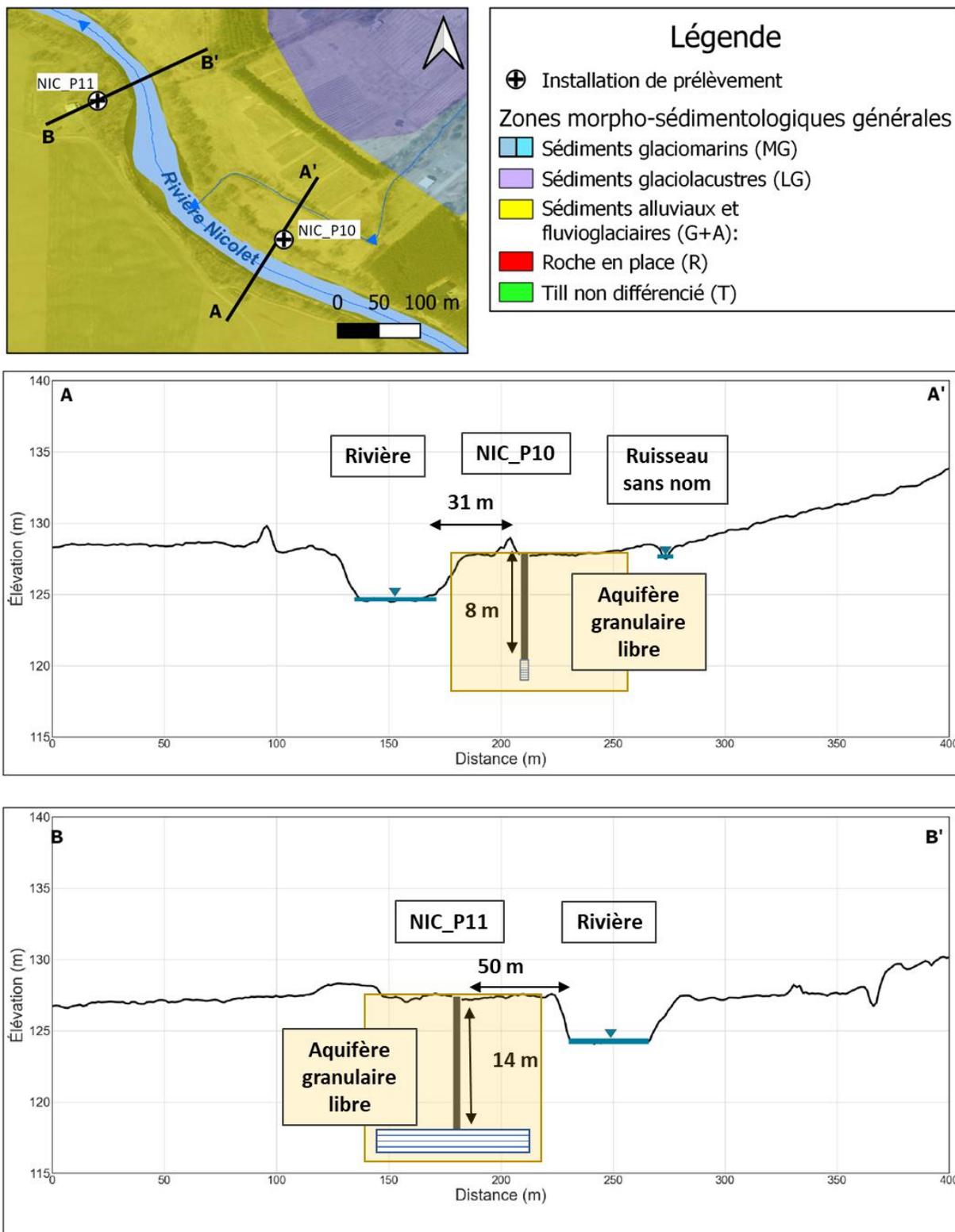


Figure 5.59 Localisation des sites de prélèvement NIC_P10 à NIC_P11 et coupe hydrostratigraphique

NIC_P10

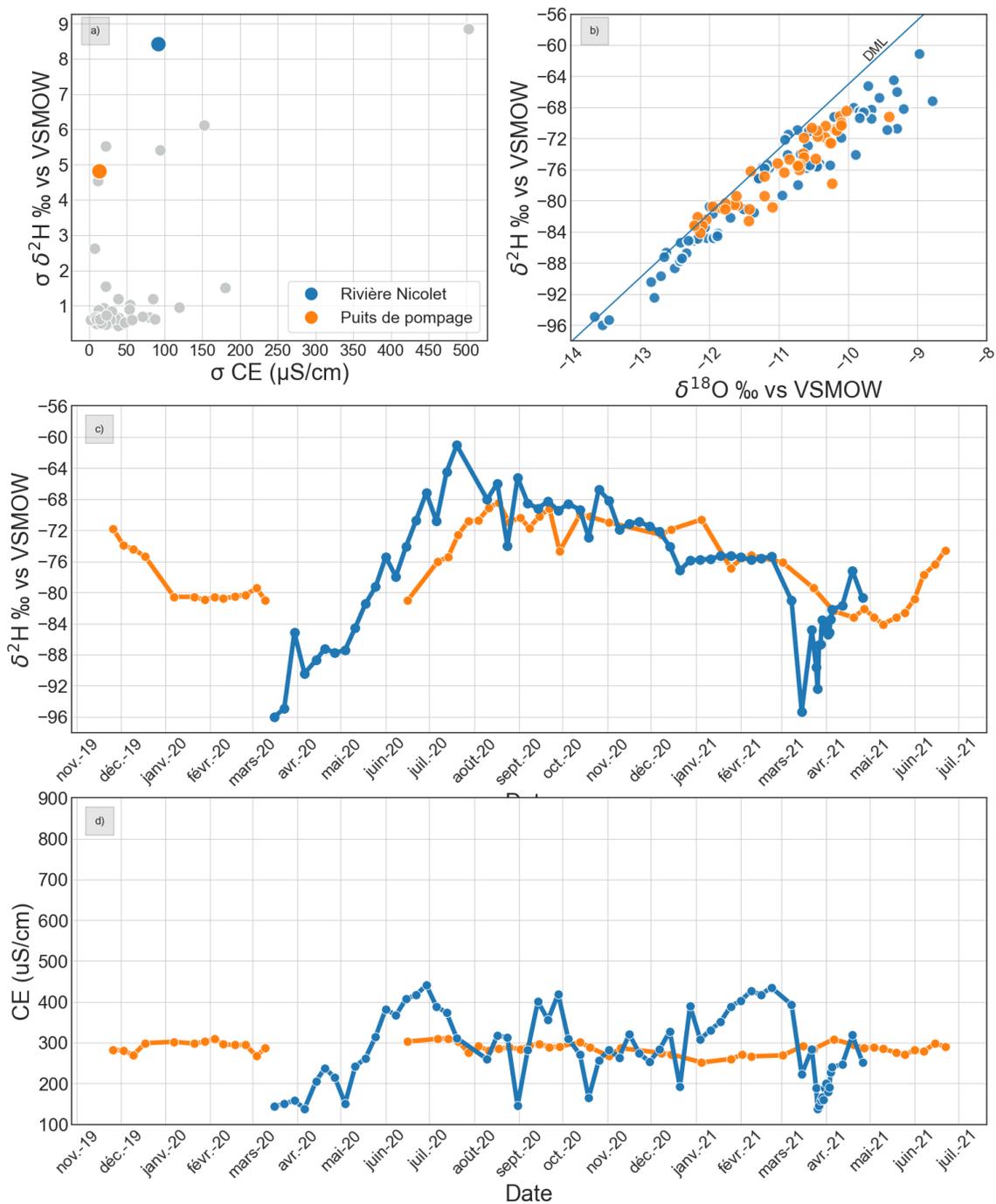


Figure 5.60 : Résultats du suivi géochimique et isotopique pour le prélèvement NIC_P10 : a) écarts-types observés dans le projet pour $\delta^2\text{H}$ et EC; b) diagramme binaire $\delta^2\text{H}$ vs $\delta^{18}\text{O}$; c) évolution temporelle de $\delta^2\text{H}$; d) évolution temporelle de la conductivité électrique

NIC_P11

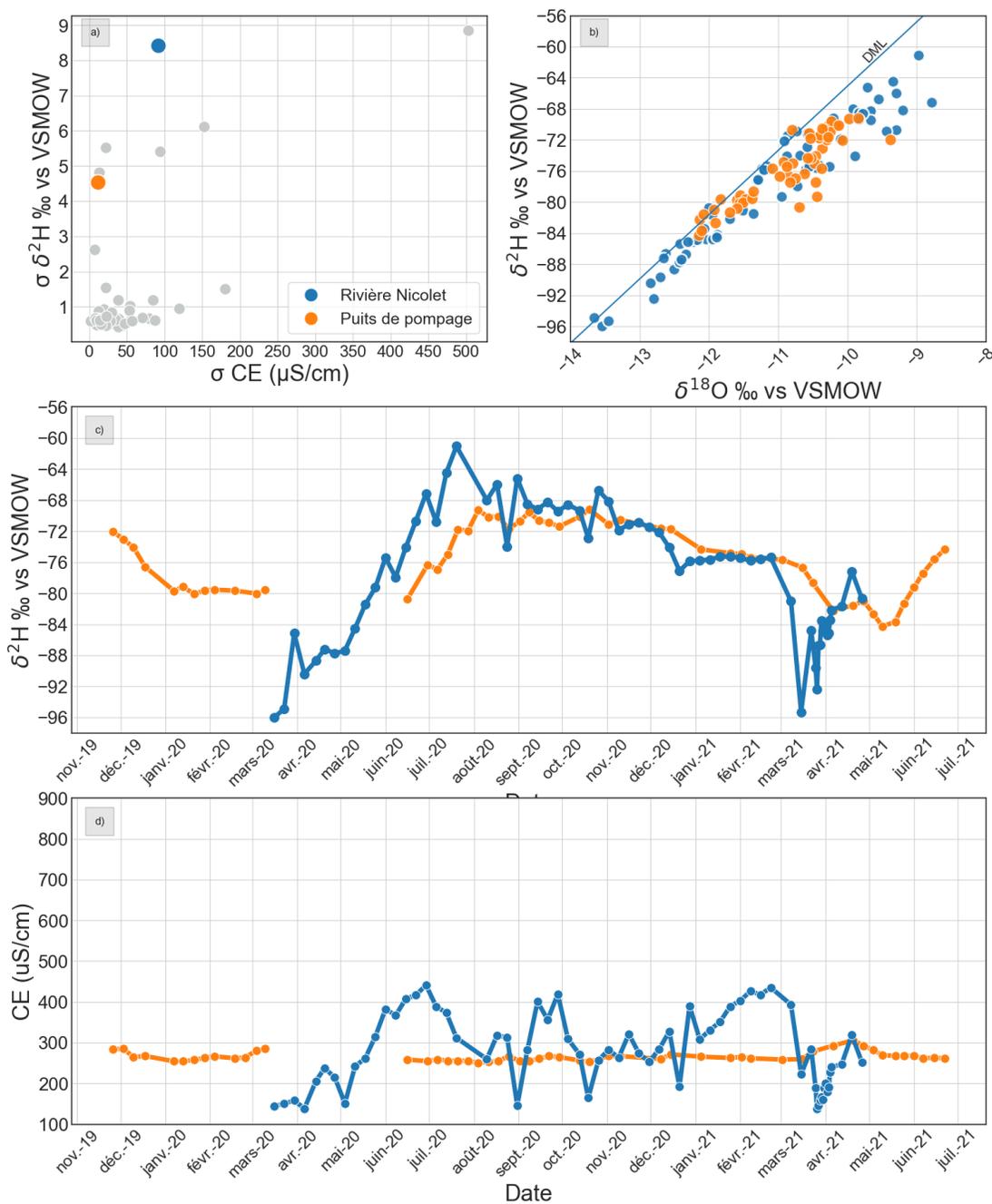


Figure 5.61 Résultats du suivi géochimique et isotopique pour le prélèvement NIC_P11: a) écarts-types observés dans le projet pour $\delta^2\text{H}$ et EC; b) diagramme binaire $\delta^2\text{H}$ vs $\delta^{18}\text{O}$; c) évolution temporelle de $\delta^2\text{H}$; d) évolution temporelle de la conductivité électrique

NIC_P12

Caractérisation hydrogéologique

- Le prélèvement NIC_P012 se classe comme étant approvisionné par une eau souterraine sous influence directe d'une eau de surface (ESSIDES). Il est donc attendu que les eaux de surface au sens large, donc non restreintes aux eaux de lacs et rivières, exercent une influence sur son alimentation. Il est constitué d'un drain horizontal installé parallèlement à la rivière Bulstrode (affluent de la rivière Nicolet) à une distance d'environ **25 mètres de la rivière**. Les crépines se trouvent à **5 mètres de profondeur**, dans un aquifère granulaire. Les coupes stratigraphiques ont confirmé qu'il n'y avait pas d'aquitard entre la crépine et la surface du sol, cette installation est donc considérée comme dans un **aquifère granulaire libre**.

Résultats du suivi géochimique et isotopique

- Les données disponibles couvrent une période de 21 mois, de novembre 2019 à juin 2021, pour un total de 61 échantillons. On observe un écart-type (Figure 5.63a) sur les valeurs de $\delta^2\text{H}$ de 5,5 ‰ vs V-SMOW ($n = 61$) et un écart-type pour la conductivité électrique de 21,65 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ($N=61$).
- La distribution large des ratios isotopiques $\delta^2\text{H}$ et $\delta^{18}\text{O}$, depuis [-90‰; -13.2‰ vs-VSMOW] à [-68‰; -10‰ vs-VSMOW], comme illustrée dans la Figure 5.63b, se superpose à une partie importante du domaine des eaux de la rivière Nicolet, c.-à.-d. proche de celui des précipitations, mais avec une signature légèrement évaporée.
- L'évolution temporelle du $\delta^2\text{H}$ (Figure 5.63c) est très marquée et correspond sensiblement à celle de la rivière Nicolet: une relative stabilité autour de -80 ‰ vs VSMOW durant les premiers mois d'hiver 2020, suivie d'un appauvrissement marqué qui atteint -90 ‰ vs V-SMOW durant les mois d'avril-mai, d'un enrichissement graduel culminant à -68 ‰ vs V-SMOW pour progressivement retrouver une valeur autour de -74‰ au début de l'hiver 2021. Le pic de valeurs plus appauvries observé dans la rivière Nicolet début / mi-mars 2020 n'est pas visible dans l'eau souterraine, mais cela peut être dû à un pas de temps de mesure plus espacé ou à un taux de mélange différent avec l'eau souterraine.
- Les valeurs de conductivité électrique de l'eau souterraine sont typiquement en deçà de celles de l'eau de surface (Figure 5.63d). Avec une moyenne autour de 170 $\mu\text{S}/\text{cm}$ contre 300 $\mu\text{S}/\text{cm}$ environ pour la rivière Nicolet, elles correspondent à la gamme des valeurs minimales de l'eau de surface. Malgré un écart-type relativement faible sur les données de conductivité électrique, une évolution similaire à celle de l'eau de surface semble se dessiner, avec possiblement 1 à 2 mois de décalage temporel maximal en moyenne. Les plus basses valeurs sont ainsi observées en mai 2020 (contre mars-avril 2020 pour l'eau de

NIC_P12

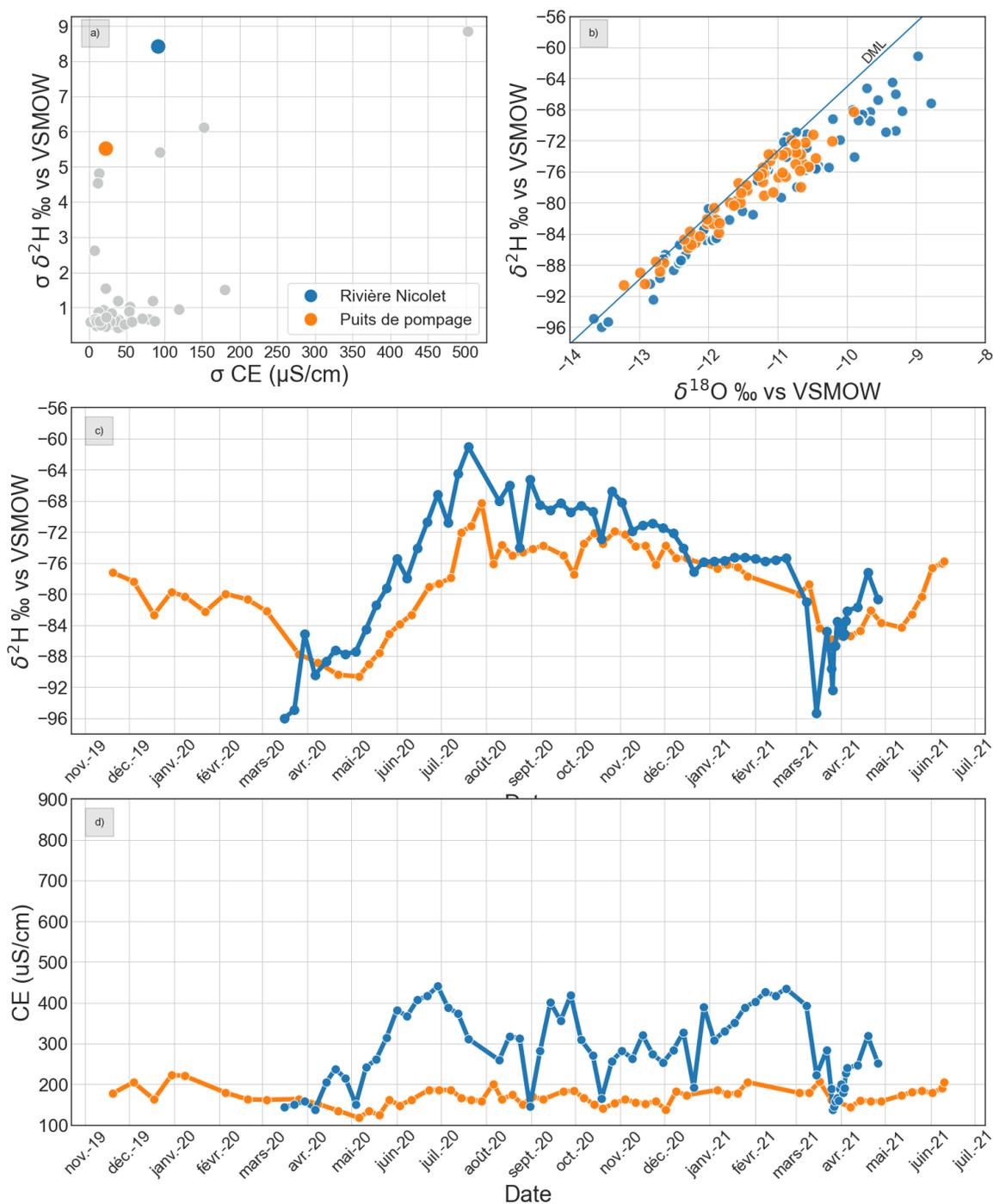


Figure 5.63 : Résultats du suivi géochimique et isotopique pour le prélèvement NIC_P12 : a) écarts-types observés dans le projet pour $\delta^2\text{H}$ et EC; b) diagramme binaire $\delta^2\text{H}$ vs $\delta^{18}\text{O}$; c) évolution temporelle de $\delta^2\text{H}$; d) évolution temporelle de la conductivité électrique