

**Titre:** Identification des processus de colmatage des puits à colonne permanente dans le contexte hydrogéologique montréalais  
Title:

**Auteur:** Léo Cerclet  
Author:

**Date:** 2023

**Type:** Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis

**Référence:** Cerclet, L. (2023). Identification des processus de colmatage des puits à colonne permanente dans le contexte hydrogéologique montréalais [Thèse de doctorat, Polytechnique Montréal]. PolyPublie. <https://publications.polymtl.ca/55710/>  
Citation:

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

**URL de PolyPublie:** <https://publications.polymtl.ca/55710/>  
PolyPublie URL:

**Directeurs de recherche:** Benoit Courcelles, & Philippe Pasquier  
Advisors:

**Programme:** Génie civil  
Program:

**POLYTECHNIQUE MONTRÉAL**

affiliée à l'Université de Montréal

**Identification des processus de colmatage des puits à colonne permanente dans  
le contexte hydrogéologique montréalais**

**LÉO CERCLET**

Département des génies civil, géologique et des mines

Thèse présentée en vue de l'obtention du diplôme de *Philosophiæ Doctor*  
Génie civil

Août 2023

**POLYTECHNIQUE MONTRÉAL**

affiliée à l'Université de Montréal

Cette thèse intitulée :

**Identification des processus de colmatage des puits à colonne permanente dans  
le contexte hydrogéologique montréalais**

présentée par **Léo CERCLET**

en vue de l'obtention du diplôme de *Philosophiæ Doctor*  
a été dûment acceptée par le jury d'examen constitué de :

**Benoit BARBEAU**, président

**Benoît COURCELLES**, membre et directeur de recherche

**Philippe PASQUIER**, membre et codirecteur de recherche

**Émilie BÉDARD**, membre

**Benoît PLANTE**, membre externe

## REMERCIEMENTS

En premier lieu, je souhaiterais remercier mon directeur de recherche Benoît Courcelles pour confiance qu'il m'a témoignée et pour nos discussions tout le long du projet. Merci de m'avoir donné l'opportunité de travailler sur ce projet et d'enseigner. J'espère que nous nous croiserons sur les sentiers de trail. Je suis sincèrement reconnaissant envers mon codirecteur Philippe Pasquier pour le temps de qualité qu'il a consacré à me transmettre sa rigueur de travail, sa vision de chercheur, et pour la richesse de nos échanges, notamment durant le congrès de Vienne mais aussi pour avoir su fédérer un groupe humain prêt à faire rayonner la géothermie.

L'expérience du doctorat est longue et encore plus quand un océan vous sépare de votre famille. Un immense merci à Sophie Lagabrielle et Dominique Cercllet pour m'avoir encore une fois pour leur soutien, vous êtes des parents inimaginables. Néanmoins, comment avez-vous fait pour que deux frères entreprennent un doctorat au Québec? Ce mystère restera. Un énorme merci à ma famille québécoise d'adoption, le 3917 et la série extraordinaire de colocataires, Nathan Harris, Rémy Bousseau, Frédéric Gautard, Paul Bautin, Mateo Le Coz, Michel Ho, Elie Thouverey et Dorian Hernandez. Une attention particulière pour celle qui fait partie des deux familles, mademoiselle Andréa Paquette.

J'ai forcément une pensée pour les incroyables amis du bureau C616.5 et de la chaire de recherche de géothermie, ce doctorat n'aurait pas été achevé sans vous. Cette ambiance de travail ne saura être égalée en tout point. Merci également aux super techniciens de Polytechnique Montréal Eric, Samuel et Jérôme.

Enfin, je souhaiterais remercier les partenaires financiers qui ont généreusement contribué à mon projet, le Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada, l'Institut de l'énergie Trottier, FTE drilling, Marmott Énergie, Richelieu Hydrogeology, et HydroQuébec.

## RÉSUMÉ

Les puits à colonne permanente représentent des systèmes géothermiques prometteurs pour décarboner les bâtiments. Ce type d'échangeur souterrain utilise directement l'eau souterraine comme fluide caloporteur dans un puits profond non cuvelé, ce qui leur permet d'obtenir un transfert de chaleur supérieur aux puits en boucle fermée. Cet avantage est particulièrement intéressant en milieu urbain où la demande est concentrée et l'espace exigü. L'injection et le pompage s'effectuent au sein du même puits, ce qui leur permet d'être moins sensibles à la productivité hydraulique du milieu géologique que les puits en boucle ouverte traditionnels. Occasionnellement pour augmenter leur transfert advectif, ces puits peuvent dévier une fraction du débit de pompage dans un puits secondaire d'injection, leur octroyant des gains énergétiques. Cependant, comme les puits en boucle ouverte, l'utilisation de l'eau souterraine comme fluide caloporteur les expose à des problèmes de colmatage. Si le colmatage est marginal comparativement au nombre d'installations géothermiques, le risque qu'il engendre, à savoir des pertes de productivité hydraulique, des restrictions d'injection ou des pertes de transfert de chaleur, a pour conséquence de générer une méfiance freinant le développement des puits à colonne permanente.

Actuellement, trois types de colmatage sont recensés dans la littérature : les problèmes physique, chimique et microbiologique. L'émergence du type de colmatage est fonction du substratum, de la qualité des eaux souterraines, de l'installation et des opérations. Ainsi, initialement développés dans le nord-est des États-Unis, les puits à colonne permanente ne montrent pas de problèmes de colmatage. Cependant, deux cas de colmatage de ce type d'échangeur souterrain sont rapportés dans d'autres contextes hydrogéologiques. Si les puits à colonne permanente sont installés au Québec (Canada), ils seront confrontés à des roches sédimentaires carbonatés de sorte qu'un type spécifique de colmatage peut émerger dans ce nouvel environnement hydrogéologique. La résilience des puits à colonne permanente dans le contexte hydrogéologique montréalais est étudiée afin de garantir leur déploiement.

Pour démontrer la viabilité des puits à colonne permanente, cette thèse a utilisé une approche complète composée d'essais *in-situ*, de modélisation numérique et d'expériences en laboratoire. Elle a eu l'opportunité d'accéder à un laboratoire de géothermie lui permettant d'opérer un puits à colonne permanente, mais également d'acquérir simultanément les données thermo-hydro-chimiques. De surcroît, ce laboratoire géothermique possède une centrale de traitement des eaux souterraines dans une boucle optionnelle. Cette approche expérimentale de terrain a permis d'identifier un dépôt mineur de calcite, sans remettre en cause leur

viabilité après 3 ans d'opération. Avant même l'observation du dépôt, 50 échantillons d'eau souterraine ont été prélevés en 267 jours. L'acquisition en simultané de données chimiques, hydrauliques et thermiques a permis d'établir un lien statistique entre les opérations et l'évolution de la concentration en ions calcium. Ainsi, l'opération la plus délétère pour la stabilité de la calcite a été l'augmentation de la température. Cette étude a montré l'impact fortement négatif des séquences d'arrêts pour le système mécanique. Elle a également déterminé que les opérations de saignée favorisent un apport d'eau régionale concentrée. Finalement, les séquences dynamiques de pompage peuvent avoir une influence sur les concentrations en ions calcium. Cette étude a également souligné une diminution de la concentration en ions calcium comparativement à l'état initial. Cette diminution peut être attribuée au dégazage du  $\text{CO}_2$  ou à l'opération de la centrale de traitement des eaux souterraines.

Une étude complémentaire pour prédire la précipitation de la calcite dans des opérations dynamiques a été menée. Sur le même site que l'étude précédente, une étude de 70 jours a été réalisée selon sept séquences d'opérations différentes. Les données expérimentales ont servi à calibrer un modèle multi-espèces de transport réactif. Ce modèle couplé thermo-hydro-chimique simule neuf espèces chimiques aqueuses, la réaction de dissolution/précipitation de la calcite, le dégazage du  $\text{CO}_2$ , la modification de la température et l'écoulement de l'eau dans un milieu poreux. Les résultats montrent une faible masse de calcite précipitée, de quelques nanogrammes par jour. De plus, ils démontrent que le traitement de 2 % du débit total est suffisant lorsque le puits à colonne permanente n'est pas opéré avec la saignée. À l'opposé, s'il est opéré avec la saignée, le traitement n'est pas suffisant pour empêcher la précipitation de la calcite. Les précipitations de calcite augmentent de 36 % si le dégazage de  $\text{CO}_2$  de l'eau souterraine est possible. Il est donc important de sceller le puits par rapport à l'atmosphère pour empêcher le dégazage. L'équilibrage des pressions de  $\text{CO}_2$  entre l'atmosphère et l'eau souterraine est possible dans le cas de la circulation sans saigné. La phase d'équilibrage est la plus délétère pour la précipitation de calcite. Une fois l'équilibre atteint, les taux de précipitation de la calcite diminuent.

Grâce à la calibration du modèle et à l'installation d'une unité de traitement de l'eau sur le site expérimental, l'hypothèse d'une stratégie de traitement progressif basée sur la réutilisation de l'eau souterraine par les puits à colonne permanente a pu être testée. Cette étude montre que le traitement est efficace uniquement lorsque l'échangeur est opéré sans saignée. Le traitement a ainsi permis d'éviter une faible précipitation de 0,1806 kg de calcite dans le système. Néanmoins, le coût d'entretien et des consommables pour les équipements de traitement ont généré une augmentation de 267 % des frais d'exploitation. En conséquence, l'usage de cet équipement ne semble pas convenir à des applications de géothermie de basse température.

Si ces deux études ont permis de démontrer la viabilité sur un site expérimental, une méthodologie en laboratoire a été développée pour garantir une implantation des puits à colonne permanente dans d'autres contextes hydrogéologiques. Elle a pour objectif d'anticiper la vulnérabilité de nouveaux sites avant leur installation. L'équipement expérimental de laboratoire est composé de deux éléments, une partie représentant le système mécanique et une autre partie représentant la section souterraine. La partie souterraine est constituée d'une colonne de sol remplie des déblais de forage et saturée avec l'eau souterraine issue du site. Cet équipement est thermorégulé afin de simuler les opérations de climatisation. Cette expérience a permis d'évaluer la vulnérabilité de deux sites. Des dépôts similaires aux dépôts du site expérimental ont été observés après l'expérience. Ainsi, elle permet d'anticiper la formation potentielle de dépôts sur un nouveau site. Cette expérience a aussi démontré que le type de dépôt est spécifique à chaque site et que les processus de colmatage peuvent varier en fonction de leur localisation. L'emploi de ce type de test permettrait de lever les incertitudes pour chaque nouveau projet.

En conclusion, cette thèse a permis de valider l'installation des puits à colonne permanente dans le contexte hydrogéologique de Montréal, d'une part, et d'identifier et de quantifier le risque des opérations géothermiques sur la précipitation de la calcite, d'autre part. De plus, elle propose une démarche expérimentale pour garantir l'implantation de systèmes géothermiques dans différents contextes.

## ABSTRACT

Standing column wells constitute a recent promising solution to provide heating or cooling and to reduce greenhouse gas emissions in urban areas. Basically, this ground heat exchanger is a coaxial uncased well, in which the groundwater is continuously recirculated. This brings the groundwater into direct contact with the surrounding rock and allows heat transfer by conduction along the borehole wall. Occasionally, a portion of the circulation flowrate is discharged into an injection well. This operation creates a cone of depression and induces a convergent groundwater flow, increasing advective heat transfer that enhances the thermal performances of the standing column well. However, since the groundwater is directly used as the heat carrier fluid, clogging processes can affect them. If this risk is not common, it limits the use of this promising technology.

Current literature identifies three types of clogging: physical, chemical and microbiological. The type of clogging depends on the bedrock composition, groundwater quality, design and operations. Initially the standing column well was developed in the northeastern United States, where they do not suffer major clogging issues. However, two cases of clogging of the same type of ground heat exchanger have been reported in other hydrogeological contexts. The current thesis aims to determine if a standing column well can be operated without any clogging issues in a sedimentary environment.

To demonstrate the operation of a standing column well in this environment, the current thesis used a field experiment, a laboratory experiment and a numerical model. A full-scale standing column well connected to a geothermal laboratory was used to collect thermo-hydro-chemical data in this environment. The geothermal laboratory included a groundwater treatment unit in an optional loop. After 3-years of operation, a minor calcite deposition was observed on a sensor device. This field study, composed of 50 groundwater samples over a period of 267 days under various conditions of operation, were key to determining a statistical link between the well operation and the concentration of calcium. The influence of the increasing temperature, the downtime period, and the dynamic operation of flow were demonstrated. The concentration in calcium of the groundwater has decreased since the initial sample due to the tread operation or CO<sub>2</sub> degassing.

A complementary study to predict the precipitation of calcite under a dynamic and representative operation was lead. At the same site, a 70-day analysis was completed over seven operations. This field data was used to calibrate a multi-species reactive transport model. This model integrated nine aqueous species, calcite mineral reactions, CO<sub>2</sub> degassing, tem-

perature and groundwater motion in porous media. Results indicated a precipitated calcite mass of a few nanograms per day. It was observed numerically that when the bleed is not active, treating only 2 % of the flowrate avoids calcite precipitation. Conversely, when the bleed is active, the groundwater treatment is not enough to avoid calcite precipitation. The CO<sub>2</sub> degassing increases the mass of calcite precipitated by 36 %. It was also observed that activating a full recirculation mode promotes a balance of CO<sub>2</sub> pressure between the atmosphere and groundwater. This equilibrium period is the worst for calcite precipitation. Once the CO<sub>2</sub> pressures are equal, the impact of degassing on precipitation decreases. Results indicate that although the calcite precipitation rate is low, it is important to air-seal the standing column well.

This thermo-hydro-chemical model was the basis for an estimation of the impact of the groundwater treatment unit. The groundwater treatment has prevented a mass of 0.1806 kg of calcite to precipitate into the above ground equipment over a period of 70 days. However, the operational cost increased by 267 %. In conclusion, this equipment is too expensive for a shallow geothermal application.

The field studies have demonstrated the capacity of the standing column well to be operated on this site. A laboratory experiment was developed to forecast the type of clogging at a new site. This study proposes the use of an experimental column and coupon cell for two different sites near Montréal, Canada. The experiments were performed for a duration of 50 and 52 days using thermoregulated columns at four temperatures. The results identified a difference in the chemistry of each site without any significant clogging risk. Site A showed a decrease in carbonates, magnesium, and calcium ions, and scanning electron microscopy showed a minor tendency to form carbonate deposits. Sulfate and calcium dissolution of the bedrock material were observed at Site B. Scanning electron microscopy of the coupons revealed organic matter with high carbon and sulfate concentrations. The same type of deposits were observed at Site B after three years of operation. In conclusion, these tests helped identify various potential clogging phenomena and indicated that both sites are not susceptible to major clogging risks.

In conclusion, this thesis demonstrated a the standing column well could be used in the Montréal region (Canada). In addition, factor a promoting calcite precipitation was identified. Finally, a laboratory test to foresee clogging was developed.

## TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS . . . . .	iii
RÉSUMÉ . . . . .	iv
ABSTRACT . . . . .	vii
TABLE DES MATIÈRES . . . . .	ix
LISTE DES TABLEAUX . . . . .	xiii
LISTE DES FIGURES . . . . .	xv
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS . . . . .	xx
LISTE DES ANNEXES . . . . .	xxi
CHAPITRE 1 INTRODUCTION . . . . .	1
CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE . . . . .	7
2.1 Colmatage physique . . . . .	8
2.1.1 Impact de la température . . . . .	8
2.1.2 Impact de la réinjection de bulles d'air . . . . .	9
2.1.3 Colmatage mécanique par solides en suspension . . . . .	9
2.2 Colmatage géochimique appliqué à la géothermie . . . . .	11
2.2.1 Risques liés à la précipitation de la dureté carbonatée . . . . .	12
2.2.2 Oxydation des éléments ferreux . . . . .	17
2.3 Colmatage microbiologique appliqué à la géothermie . . . . .	20
2.3.1 Colmatage par les bactéries du fer . . . . .	22
2.3.2 Colmatage par les bactéries du sulfate . . . . .	23
2.4 Synthèse . . . . .	24
CHAPITRE 3 OBJECTIFS ET DÉMARCHE DE LA RECHERCHE . . . . .	26
3.1 Premier objectif : Identifier les risques de colmatage et les opérations les stimulant pour des puits à colonne permanente dans un aquifère carbonaté . . . . .	27
3.2 Deuxième objectif : Quantifier l'impact des opérations géothermiques dynamiques sur les précipitations de la calcite dans un puits à colonne permanente . . . . .	27

3.3	Troisième objectif : Élaborer une stratégie de laboratoire pour anticiper les problèmes de colmatage des puits à colonne permanente dans différents contextes hydrogéologiques . . . . .	28
3.4	Quatrième objectif : Tester des stratégies de suivi des risques de colmatage sur des puits à colonne permanente dans la région de Montréal et évaluer les bénéfices sur la mitigation du colmatage de l’opération conjointe d’une centrale de traitement des eaux souterraines et d’un puits à colonne permanente . . .	29
CHAPITRE 4 ARTICLE 1 : IMPACT OF STANDING COLUMN WELL OPERATION ON CARBONATE SCALING . . . . .		
		30
4.1	Introduction . . . . .	31
4.2	Site Description . . . . .	34
4.2.1	Geothermal Mobile Laboratory . . . . .	34
4.2.2	Geology and Geochemistry . . . . .	35
4.2.3	Initial Chemical Composition of Groundwater . . . . .	37
4.3	Material and Method . . . . .	38
4.3.1	Field Sampling and Groundwater Analysis . . . . .	38
4.3.2	Collection and Analysis of Mineral Scales . . . . .	40
4.3.3	Batch Experiments . . . . .	40
4.3.4	Geochemical Simulation . . . . .	41
4.4	Results and Discussion . . . . .	43
4.4.1	Geochemical Mapping . . . . .	44
4.4.2	Impact of Temperature and GSHP Operation . . . . .	45
4.4.3	Impact of Downtime . . . . .	49
4.5	Conclusions . . . . .	53
CHAPITRE 5 ARTICLE 2 : REACTIVE TRANSPORT MODEL PREDICTING CALCITE PRECIPITATION : CASE OF A DYNAMICALLY OPERATED STANDING COLUMN WELL . . . . .		
		55
5.1	Introduction . . . . .	55
5.2	Experimental study . . . . .	58
5.2.1	Experimental test site . . . . .	58
5.2.2	Site characterization . . . . .	59
5.2.3	Experimental data acquisition . . . . .	61
5.3	Thermo-hydro-chemical Model . . . . .	61
5.3.1	Geometry and Materials . . . . .	61
5.3.2	Darcy’s Law . . . . .	63

5.3.3	Heat Transfer Model . . . . .	63
5.3.4	Multi-Species reactive transport model . . . . .	63
5.3.5	Initial and boundary conditions . . . . .	69
5.4	Results and discussion of the thermo-hydro-chemical response . . . . .	71
5.4.1	Comparison of experimental data and simulated responses . . . . .	71
5.4.2	Impact of recirculation and bleed . . . . .	72
5.4.3	Impact of Temperature and CO <sub>2</sub> Degassing . . . . .	75
5.5	Conclusion . . . . .	76
CHAPITRE 6 ARTICLE 3 : COLUMN EXPERIMENTS TO ANTICIPATE CLOGGING OF STANDING COLUMN WELLS . . . . .		80
6.1	Introduction . . . . .	80
6.2	Column Experiments . . . . .	81
6.2.1	Column Construction . . . . .	82
6.2.2	Column Experiments . . . . .	83
6.3	Results and Discussion . . . . .	84
6.3.1	Column A . . . . .	85
6.3.2	Column B . . . . .	86
6.4	Conclusion . . . . .	89
6.5	Acknowledgments . . . . .	90
CHAPITRE 7 RÉSULTATS COMPLÉMENTAIRES . . . . .		92
7.1	Stratégie de surveillance des risques de colmatage sur des puits à colonne permanente de la région de Montréal . . . . .	92
7.1.1	Observation de dépôts physiques . . . . .	92
7.1.2	Observation du développement des bactéries . . . . .	93
7.1.3	Conclusion sur les stratégies de surveillance . . . . .	96
7.2	Analyse du traitement . . . . .	96
7.2.1	Analyse du traitement physique . . . . .	96
7.2.2	Analyse du traitement chimique . . . . .	97
7.2.3	Analyse du traitement microbien . . . . .	99
7.3	Conclusion sur le traitement . . . . .	100
CHAPITRE 8 DISCUSSION GÉNÉRALE . . . . .		101
8.1	Viabilité des installations des puits à colonne permanente dans le contexte montréalais . . . . .	101
8.2	Démarche pour atténuer les risques de colmatage dans les PCP . . . . .	103

8.2.1	Étape 1 : Évaluation initiale . . . . .	103
8.2.2	Étape 2 : Conception adaptée . . . . .	106
8.2.3	Étape 3 : Optimisation des opérations . . . . .	108
8.2.4	Étape 4 : Suivi du développement . . . . .	109
8.2.5	Étape 5 : Entretien . . . . .	110
CHAPITRE 9 CONCLUSION . . . . .		111
9.1	Synthèse des travaux . . . . .	111
9.2	Contribution originale . . . . .	112
9.3	Travaux futurs . . . . .	113
RÉFÉRENCES . . . . .		115
ANNEXES . . . . .		124

## LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1	Synthèse des principaux risques de colmatage. . . . .	8
Tableau 2.2	Synthèse des réactions d'équilibre du système carbonaté. . . . .	14
Tableau 2.3	Tableau d'interprétation des indices de stabilité, tiré de Carrier (1965). . . . .	18
Table 4.1	Equipment installed in the mobile geothermal laboratory. . . . .	34
Table 4.2	Accuracy of the sensors installed in the mobile geothermal laboratory, from Beaudry <i>et al.</i> (2019). . . . .	35
Table 4.3	Equipment of the groundwater treatment unit. . . . .	36
Table 4.4	Initial groundwater quality within the experimental SCW on 11 November 2016. . . . .	39
Table 4.5	Summary of test condition. . . . .	40
Table 4.6	Results of a stepwise multiple linear regression performed with explanatory variables converted to z-scores. The temperatures are the average between EWT and LWT. The durations of 3 min and 24 h corresponded to the time interval used to calculate the backward moving average or the standard deviation. . . . .	50
Table 4.7	Species activity at the end of the batch experiment. . . . .	52
Table 4.8	Initial conditions and parameters used for the geochemical simulations presented in Figure 4.9. . . . .	52
Table 5.1	Summary of initial groundwater quality on November 11th 2016 (adapt form (Cerclet <i>et al.</i> , 2020)). . . . .	62
Table 5.2	Summary of experimental operations. . . . .	62
Table 5.3	Equivalent properties of model materials. . . . .	65
Table 5.4	The equilibrium reaction and the equilibrium constants at 25°C . . . . .	65
Table 5.5	Flux boundary conditions for the total concentration for test cases A, B, C and D. . . . .	72
Table 5.6	Initial composition of groundwater with the initial temperature at 12.86 °C. . . . .	77
Table 6.1	Geochemical and hydraulic characteristics of column experiment. . . . .	86
Tableau 7.1	Résumé des stratégies de surveillance des processus de colmatage. . . . .	96
Tableau 7.2	Résumé des coûts d'opération de l'unité de traitement sur une période de 41 jours . . . . .	99
Tableau 8.1	Liste résumée des éléments à analyser. . . . .	105

Tableau A.1	Hydraulic, thermal and geochemical equivalent properties of the materials. . . . .	134
Tableau A.2	Initial concentration of aqueous species. . . . .	134
Tableau A.3	Neumann boundary conditions for the Case A and B. . . . .	135
Tableau A.4	Summary of groundwater treatment unit operation costs for a period of 41 days. . . . .	140

## LISTE DES FIGURES

Figure 1.1	Illustration des trois systèmes d'échangeurs souterrains de géothermie de basse température, a) puits en boucle fermée, b) puits en boucle ouverte, c) puits à colonne permanente. . . . .	3
Figure 1.2	Illustration d'un puits à colonne permanente et d'un puits d'injection couplés à une centrale de traitement de l'eau dans l'unité de recherche géothermique. . . . .	5
Figure 2.1	La première figure montre l'accroissement des solides dissous dans l'effluent comparativement à une baisse de la conductivité du massif de la figure ci-dessous, image tirée de Wang <i>et al.</i> (2012). . . . .	10
Figure 2.2	Type de colmatage en fonction du pourcentage des ions métalliques, en rouge pour le fer et en noir pour le manganèse, d'après le graphique de Burté (2018). . . . .	19
Figure 2.3	Colmatage des ions ferreux provoqué par un mélange des zones oxydantes et réductrices, inspiré de Possemiers <i>et al.</i> (2016) et Houben (2003). . . . .	20
Figure 4.1	Illustration of the experimental standing column well connected to the mobile geothermal laboratory and its groundwater treatment unit. The four sample points ( <i>SP</i> – 1 to <i>SP</i> – 4), the temperature probes ( <i>EWT</i> , <i>LWT</i> ) and the flowmeters ( <i>F</i> – <i>GW</i> , <i>F</i> – <i>Bleed</i> ) are also shown.	32
Figure 4.2	Mobile geothermal laboratory used during this study, (a) general outside view, (b) groundwater treatment unit and (c) view of the SCW head.	37
Figure 4.3	Geological stratigraphy and results of a geochemical analysis of the bedrock around the experimental standing column wells (SCWs). The geological units were identified from macroscopic observation of 54 samples taken every 6.1 m by Beaudry <i>et al.</i> (2018, 2019) while the geochemical analysis relies on three composite random samples. . . . .	38
Figure 4.4	Visual observation of mineral deposits on the tip of flow meter after two years of operation. (a) Mineral deposits on the flow meter tip, (b) chips used for microscopic analysis and (c) image taken by a scanning electron microscope. . . . .	41

Figure 4.5	Experimental setup for the batch test in a closed system with temperature control at 11 °C. A rock sample having a surface of 8.25 cm <sup>2</sup> is brought into contact with a 80 mL of demineralizing water with setting continuous rotation at 200 rpm. . . . .	42
Figure 4.6	Mapping of (a) temperature, (b) pH, (c) calcium and (d) magnesium concentration of a few parameters as a function of the sample point. The sample points are located at the outlet of the SCW ( <i>SP</i> – 1) and groundwater treatment system ( <i>SP</i> – 2), and at the inlet ( <i>SP</i> – 3) and outlet ( <i>SP</i> – 4) of the plate heat exchanger. The horizontal red dashed line corresponds to the initial values. The red cross represents the outliers' values. The blue bars are associated to samples having a temperature lower or equal to 11 °C, while the red bars are associated to higher temperatures. . . . .	46
Figure 4.7	Summary of the GSHP operation and evolution of calcium concentration between 16 January and 10 October 2018. Evolution of (a) calcium concentration at sample points 1 to 4, (b) cumulative calcite mass potentially removed by the treatment system computed by interpolating the concentrations every minute, (c) entering, leaving and SCW water temperatures and (d) total, bleed and treated water flow rates. The red shaded areas represent downtime periods caused either on purpose, by mechanical or control problems, or power outage. The blue shaded area represents a period without water treatment of the groundwater. . . . .	47
Figure 4.8	Prediction of the calcium concentrations measured at <i>SP</i> – 1 using a multiple linear regression model. The operation phases indicated in the legend correspond to the phases identified in Figure 4.7. Note that the circled symbols highlight a downtime period. . . . .	51
Figure 4.9	Evolution of calcium concentration for a rock sample composed of pure calcite or magnesian calcite as simulated by PHREEQC and comparison with the experimental measurements obtained during the (a) batch tests described in Section 4.3.3 and (b) downtime of the experiment shown in Figure 4.7. . . . .	53
Figure 5.1	Experimental standing column well connected to the mobile geothermal laboratory and its groundwater treatment unit. The sampling point ( <i>SP</i> ), the temperature probes ( <i>EWT</i> , <i>LWT</i> ), the flowmeters ( <i>F</i> – <i>Return</i> , <i>F</i> – <i>Bleed</i> ), and the flow ( $\dot{V}_R, \dot{V}_B$ ) are also shown. . . . .	60

Figure 5.2	Geometry and boundary conditions of the hydraulic (blue), heat transfer (red) and geochemical model (green). If not specified, a zero flux boundary condition is assumed. The numbers illustrate the boundary type, 1 for Dirichlet, 2 for Neumann, and 3 for Open boundary (not to scale). . . . .	64
Figure 5.3	Geochemical boundary conditions applied to the inlet and outlet of standing column well on cases A through D. . . . .	71
Figure 5.4	Experimental acquisition and simulation results for a) temperature, b) flowrate, c) calcium concentration, d) pH and e) calcite saturation index. . . . .	73
Figure 5.5	Analysis of the thermo-hydro-chemical response for Case A to D. a) instant calcite precipitation in the standing column well, b) flux of CO <sub>2</sub> exchanged at the groundwater-atmosphere interface for Case B and D, c) flux of total calcium concentration for Case D along the SCW (black) and along the fractured area (purple), and convective (blue) and diffusive (red) flux for the fractured area, d) <i>EWT</i> and bleed ratio used in the coupled model. The vertical dashed lines correspond to 15 and 30 days, when the bleed was active and inactive respectively. . . . .	74
Figure 5.6	Maps of temperature and calcium concentration for Case D (with GTU and CO <sub>2</sub> degassing) after 15 days (with bleed) and 30 days (without bleed). The arrows represent the groundwater velocity with a logarithmic scale. . . . .	75
Figure 5.7	Calcium concentration and temperature inside the pipe (dashed line) and the annular space (solid line). a) profile at 15 days, b) profile at 30 days, c) location of the profiles (r not in scale). . . . .	76
Figure 6.1	a) Schematic representation of the column experiments, the inset shows the spiral coil and two layers of insulation, b) coupon cell, c) experimental column and the multiparameter cell d) the microscope results for stainless steel before the experiment at a large focus x250. . . . .	84
Figure 6.2	Piper diagram presenting the results for both column experiments. Empty bullet point corresponds to the analyses with electric balances greater than 5 %; the large black marker corresponds to the initial state. . . . .	87
Figure 6.3	Physicochemical parameters and the carbonate precipitation for Column A as a function of time; empty marker corresponds to the sample with an electric balance of above 5 %. . . . .	88
Figure 6.4	Microscope results for stainless steel in Column A. a) large focus at x250, b) close focus at x2500. . . . .	89

Figure 6.5	Physicochemical parameters and dissolution of anhydrite and diminution in carbonates for Column B as functions of time. . . . .	90
Figure 6.6	Microscope results for the stainless steel in Column B. a) large focus at x250. b) present scanning electron close focus at x2500 (red values are the highest imported concentration, green values are estimated). The column of July 2019 presents the mean results of the analysis performed on a deposit collected from Site A after 3 years of standing column well operation. . . . .	91
Figure 7.1	Prélèvement au niveau d'un point bas, à la sortie de l'échangeur à plaques d'un système de puits à colonne permanente : a) après la mise en service et b) une semaine après le premier prélèvement. . . . .	93
Figure 7.2	Développement probable de bactéries du sulfate : a) photo d'une pompe submersible avec un léger développement de biofilm et b) légères traces de corrosion sur l'échangeur à plaque. . . . .	94
Figure 7.3	Prélèvement des biofilms ocre sur une conduite de réinjection à 4 mètres au-dessous du niveau de la nappe : a) image du biofilm sur la conduite et b) analyse au MEB (microscope électronique à balayage) du prélèvement du biofilm. . . . .	95
Figure 7.4	Présentation de l'unité de traitement des eaux souterraines installée dans les laboratoires mobiles de géothermie, a) schéma explicatif de la séquence de traitement b) photo de l'installation dans le laboratoire. . . . .	97
Figure 7.5	Analyse de l'efficacité du traitement chimique : a) somme de calcite cumulée et b) évolution de la concentration des ions sodium et de la consommation des sels des résines. . . . .	98
Figure 7.6	Analyse de l'efficacité du traitement microbienne sur deux groupes de population bactérienne dans l'eau souterraine. . . . .	100
Figure 8.1	Proposition d'une conception de puits à colonne permanente adaptée pour atténuer les risques de colmatage. . . . .	106
Figure A.1	Experimental site composed of a) the mobile geothermal laboratory with equipment, flowmeter, RTD sensor, sample point, and the groundwater treatment unit and b) the standing column well . . . . .	127
Figure A.2	Geometry and materials of the SCW model with boundary conditions for hydraulic (blue), thermic (red) and geochemical (green). The top subfigures present the two geochemical models studied. . . . .	130

Figure A.3	Experimental and simulation of thermal, hydraulic and geochemical results : a) Temperature, b) flowrate, c) evolution of ion calcium concentration for experimental, Case A and Case B, and d) pH evolution. . . . .	136
Figure A.4	Distribution of calcium ions at the top of the SCW for Case A and B with bleed (20 days) and without bleed (30 days). The black arrows represent the groundwater velocity with a logarithmic scale. . . . .	138
Figure A.5	Chemical analysis of groundwater treatment unit operation. a) evolution of calcite mass deposit and b) mass of salt consumed by the cationic resin and sodium concentration evolution. . . . .	139

## LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

GES	Gaz à effet de serre
PAC	Pompe à chaleur
COP	Coefficient de performance
PBF	Puits en boucle fermée
PBO	Puits en boucle ouverte
PCP	Puits à colonne permanente
HDPE	Polyéthylène de haute densité
SS	Solide en suspension
MFI	Modified fouling index, indice de colmatage
SI	Indice de saturation
RSI	Indice de stabilité de Ryznar
LSI	Indice de langelier
SPE	Substance polymérique extracellulaire
BSR	Bactérie sulfato-réductrice
BSO	Bactérie sulfato-oxydante

**LISTE DES ANNEXES**

Annexe A      Article 4 : Modeling the Impact of a Groundwater Treatment Unit on  
Standing Column Well . . . . . 124

## CHAPITRE 1 INTRODUCTION

À la conférence de Paris sur le climat en 2015, de nombreux États ont pris des objectifs de réduction de leurs émissions de gaz à effet de serre (GES) dans l’optique de minimiser leur impact sur les changements climatiques. Le Québec s’est fixé comme objectif une réduction de 37,5 % de ses émissions de GES à l’horizon 2030 par rapport à 1990. Afin d’atteindre cet objectif, la province a inventorié sa consommation énergétique par secteurs économiques (Whitmore et Pineau, 2022). Trois secteurs principaux ont été identifiés : l’industrie, le transport et les bâtiments. Le secteur du bâtiment est généralement divisé en fonction des usages, résidentiels d’une part, commerciaux et institutionnels, d’autre part. Les bâtiments représentent 32 % de l’énergie annuellement consommée au Québec en 2022. Le chauffage occupe 64 % des besoins énergétiques des bâtiments pour le secteur résidentiel et 47 % pour ceux du secteur commercial et institutionnel. Grâce à l’électrification du chauffage, qui concerne 72 % des bâtiments résidentiels et 60 % des bâtiments commerciaux et institutionnels, la part des GES émise par les bâtiments n’est que de 10 %. Cependant, cette électrification contribue à accentuer le pic de consommation du réseau électrique durant les périodes de froid (moins de 10 °C). Ajoutons que, la demande en climatisation a augmenté d’environ 300 % en 20 ans (Whitmore et Pineau, 2022).

Une stratégie efficace en faveur de l’électrification des bâtiments, tout en minimisant la surcharge du réseau électrique, serait l’utilisation de la géothermie de basse température, couplée à des pompes à chaleur (PAC) (Dunsky, 2020). La géothermie de basse température utilise le sous-sol comme réservoir thermique dont la température n’excède pas 32 °C. Dans le cas du Québec, la température du sous-sol avoisine les 10 °C à 100 m de profondeur. Un échangeur souterrain permettrait de connecter ce réservoir thermique à un réseau de distribution (bâtiments ou réseaux de chauffage). Lorsque le réseau est en mode chauffage, l’échangeur souterrain extrait de la chaleur fournie par le milieu géologique. À l’inverse, en mode climatisation, il y stocke de la chaleur. Pour augmenter sa versatilité et sa plage d’opération, la géothermie de basse température couple l’échangeur souterrain avec une pompe à chaleur. Grâce à des transformations thermodynamiques, cet équipement mécanique assure autant les besoins de chauffage que de climatisation. Son rendement est évalué par un coefficient de performance (COP) qui correspond à la production thermique (calculée en kilowatt) sur la consommation électrique des équipements (donnée en kilowatt). Généralement situé entre 3 et 5, le COP est dépendant des performances de l’installation (Rees, 2016). La géothermie sollicite le réseau électrique mais parce qu’elle bénéficie d’un rendement thermique supérieur au chauffage radiant, la consommation et l’appel de puissance est moindre. Sachant que le

fonctionnement des équipements mécaniques (pompe à chaleur, pompe submersible) sollicite une source électrique extérieure, la production de cette électricité détermine la carboneutralité de l'installation géothermique. Enfin, parce qu'elle est réversible, la géothermie peut également gérer les besoins en climatisation des bâtiments. Comparativement à une climatisation traditionnelle, elle n'accroît pas le phénomène d'îlot de chaleur tout en possédant un rendement énergétique supérieur. La géothermie tire son énergie du milieu géologique, ce qui en fait une solution renouvelable et non intermittente.

Malgré de nombreux avantages et la popularité croissante des installations géothermiques au cours de ces 15 dernières années (Bayer *et al.*, 2012), les coûts initiaux élevés restent un des freins majeurs à leur déploiement (Roka *et al.*, 2022). Différents types d'échangeurs souterrains sont actuellement disponibles. Leur rendement est généralement exprimé en Watt par mètre linéaire de forage. Dans un univers urbain dense, la majorité des échangeurs sont verticaux, principalement parce qu'ils maximisent le mètre linéaire en minimisant l'emprise des installations. De plus, ces structures verticales profitent du gradient géothermique. Les principales technologies d'échangeurs verticaux souterrains sont les puits en boucle fermée (PBF) et les puits en boucle ouverte (PBO). Dans cette thèse, nous étudierons un nouveau type d'échangeur souterrain vertical prometteur, les puits à colonne permanente (PCP).

L'échangeur vertical le plus répandu consiste en des puits en boucle fermée. Cette technologie représente 83 % des installations géothermiques du Québec en 2012 (CGEG, 2012). Elle fonctionne en faisant circuler un fluide caloporteur dans un circuit de tuyaux fermé, en forme de U, comme illustré à la Figure 1.1 a). Le fluide caloporteur effectue un transfert de chaleur avec le sol par conduction, au travers du coulis de forage et du tuyau de polyéthylène de haute densité (HDPE). Le transfert de chaleur par conduction à travers les différentes couches lui confère une puissance unitaire modérée, de l'ordre de 50 W/m (Wang *et al.*, 2012; Michopoulos *et al.*, 2013). Cette puissance engendre des coûts importants et nécessite un vaste espace pour fournir la charge demandée. À l'inverse, cette technologie a l'avantage d'être moins sensible aux paramètres hydrauliques puisqu'il n'y a pas d'interaction hydraulique avec l'aquifère.

Le deuxième échangeur vertical le plus répandu au Québec consiste en des puits en boucle ouverte qui représentent 7 % des équipements en 2012 (CGEG, 2012). Les installations sont composées d'un puits de pompage et d'un puits de réinjection, système présenté à la Figure 1.1 b). L'eau souterraine est directement pompée et sert de fluide caloporteur. Cette méthode utilise donc un transfert de chaleur advectif. Sa puissance unitaire est élevée, supérieure à 125 W/m de forage. En contrepartie, elle est consommatrice en eau et donc très sensible à la productivité de l'aquifère. Elle est par conséquent cantonnée à des aquifères perméables. De

plus, utilisant l'eau souterraine comme fluide caloporteur, elle est confrontée à des problèmes de colmatage.

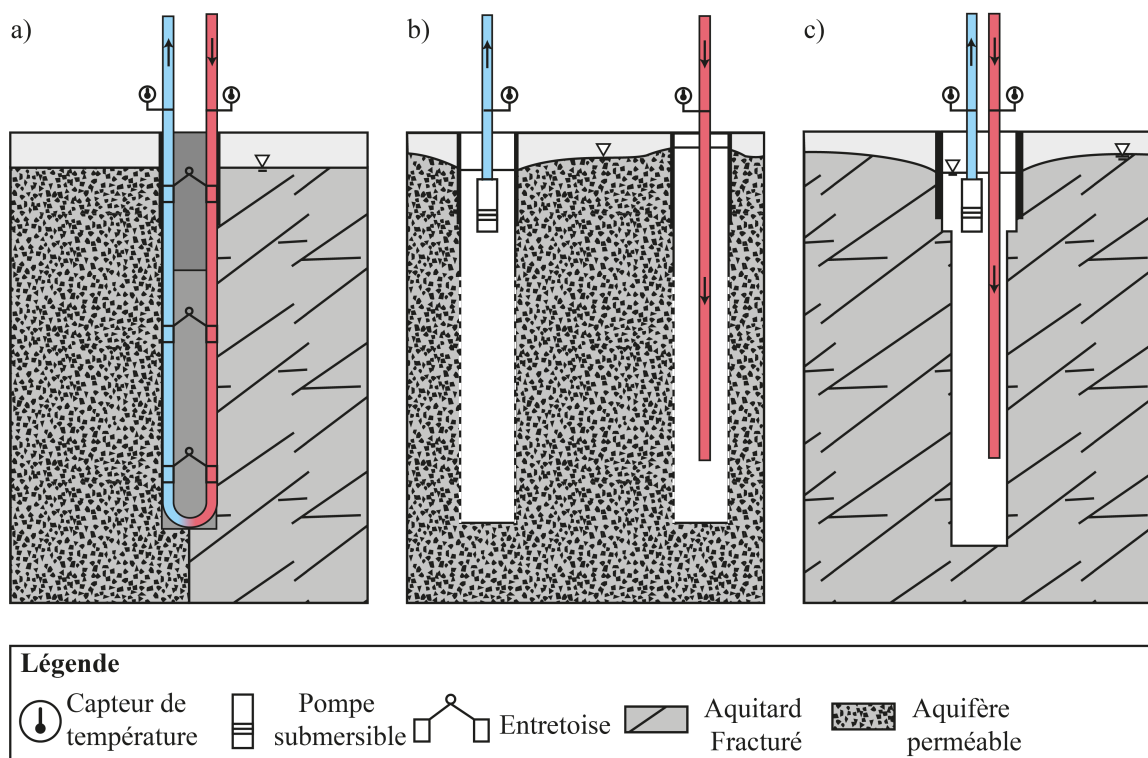


FIGURE 1.1 Illustration des trois systèmes d'échangeurs souterrains de géothermie de basse température, a) puits en boucle fermée, b) puits en boucle ouverte, c) puits à colonne permanente.

Les puits à colonne permanente représentent une technologie émergente. Récemment, une expérience au Québec a démontré leur viabilité en climat froid (Nguyen *et al.*, 2020). Leur conception et leur fonction originales sont détaillées dans les deux prochains paragraphes.

Les PCP ont une profondeur comprise entre 75 à 450 m et un diamètre extérieur de l'ordre de 150 mm (Orio *et al.*, 2005). Ils sont majoritairement forés dans le roc et ne sont dotés d'un tubage que le long des dépôts meubles, voir le trait gras sur la Figure 1.1 c). Leur fonctionnement s'apparente à des puits coaxiaux non cuvelés. Les PCP permettent à la fois le pompage de l'eau souterraine et sa réinjection en leur sein. L'eau est pompée par une pompe submersible qui, selon les types de conception, est localisée en tête ou au pied du puits. Une récente étude a démontré que, dans le cas d'un massif homogène ou en présence de fractures de surface, l'installation d'une pompe en haut du PCP n'affecte pas les performances thermiques. Cette localisation est donc préférable pour gagner en facilité d'installation et

d'entretien (Beaudry *et al.*, 2019). La réinjection s'effectue à l'opposé du pompage, afin de maximiser le temps de résidence de l'eau. Ainsi, l'injection et le pompage forment une boucle semi-ouverte où la majeure partie de l'eau est recyclée, tel qu'illustré à la Figure 1.1 c). Cela permet d'implanter des PCP dans des aquifères moins productifs que ne l'exigent les PBO. Par ailleurs, dans des aquifères plus perméables, la différence de pression entre l'injection et le pompage favorise une alimentation en eau régionale au pourtour du pompage et, inversement au niveau de l'injection (Yuill et Mikler, 1995). En fonction de la distribution des propriétés hydrauliques de l'aquifère, ce mécanisme peut accroître significativement les caractéristiques du transfert de chaleur grâce à l'advection de l'eau, comme l'a démontré Robert *et al.* (2022). La conduction sans intermédiaire entre le massif et l'eau (exemple : coulis, ou tuyaux HDPE) complète le transfert de chaleur. Dans ce type de configuration, l'absence de matériaux de remplissage et la contribution du transport advectif permettent de diminuer la profondeur des PCP de 25 % à 65 % par rapport aux PBF (O'Neill *et al.*, 2006).

Comme illustré à la Figure 1.2, les PCP sont généralement associés à un ouvrage hydraulique secondaire de captage (puits d'injection). Cet ouvrage permet de purger une fraction de l'eau qui est pompée à l'extérieur du PCP. L'opération, appelée saignée, a pour conséquence de créer un cône de rabattement dans le puits principal et donc de générer un flux convectif d'eau souterraine vers le PCP. Cette modification locale de l'écoulement hydraulique accroît le transfert de chaleur par un transfert advectif. Le gain apporté par la saignée contribue à diminuer la profondeur nécessaire des PCP entre 49 % et 78 %, comparativement aux PBF (O'Neill *et al.*, 2006). Grâce à des stratégies d'opération adaptatives de la saignée, les PCP peuvent à la fois optimiser la ressource en température (Nguyen *et al.*, 2015; Beaudry *et al.*, 2022), en eau (Beaudry *et al.*, 2022) et en consommation électrique (Beaudry *et al.*, 2022). Cette opération dynamique rend les PCP particulièrement intéressants durant les pointes de consommation électrique (Beaudry *et al.*, 2022).

En résumé, les PCP présentent l'avantage de combiner les atouts des deux technologies historiques. Utilisant directement l'eau souterraine comme médium de transfert de chaleur, sans tubage et sans matériau de remplissage, leur rendement thermique est plus élevé comparativement aux PBF. Les PCP possèdent une capacité unitaire de 180 à 246 W/m de forage (Orio, 1999; O'Neill *et al.*, 2006; Nguyen *et al.*, 2020; Beaudry *et al.*, 2022). La réduction nécessaire de la longueur de forage, combinée à un recours moindre en matériaux de remplissage, permet de diminuer les coûts d'installation, de deux à cinq fois par rapport aux PBF (Pasquier *et al.*, 2016). Dotée d'installations compactes, cette méthode s'adapte bien aux conditions urbaines et aux contextes de réhabilitation (Pasquier *et al.*, 2016). Leur résilience dans un milieu urbain a été démontrée par des simulations associant 14 PCP et 5 puits d'injection, sur un horizon de 10 ans, sans observer de dégradation de leurs performances

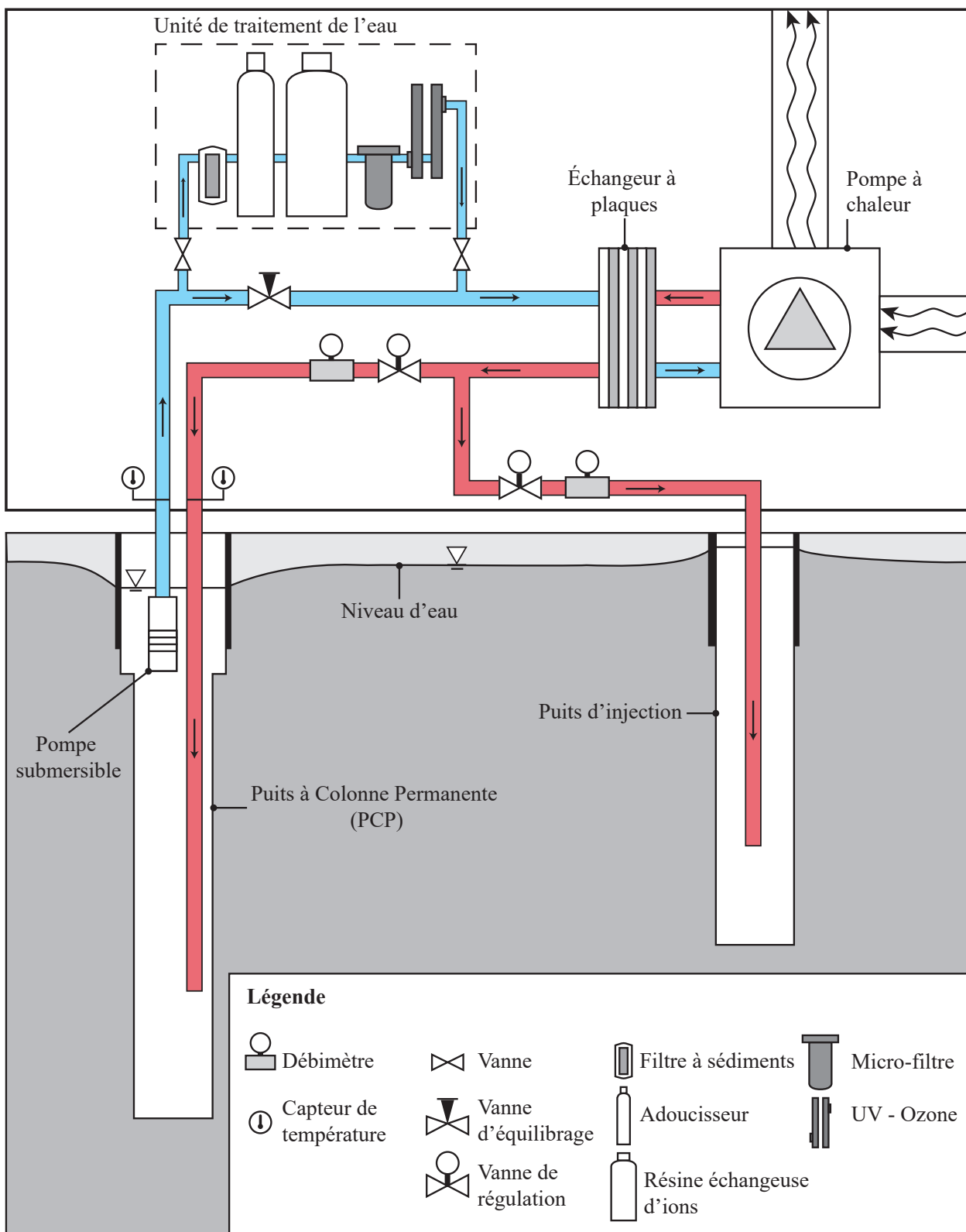


FIGURE 1.2 Illustration d'un puits à colonne permanente et d'un puits d'injection couplés à une centrale de traitement de l'eau dans l'unité de recherche géothermique.

(Laroche *et al.*, 2022). Enfin, parce que le dispositif réutilise une grande partie de l'eau, il est moins sensible à la productivité de l'aquifère, contrairement aux PBO. Malheureusement, ce type d'installation reste sensible aux problèmes de colmatage.

Le colmatage est souvent défini comme une perte partielle ou totale des performances hydrauliques du milieu géologique ou des équipements mécaniques (Gjengedal *et al.*, 2020). Pour le milieu géologique, cela se traduit par une diminution de la conductivité hydraulique (obstruction des fissures ou des pores). Cette diminution provoque des fluctuations du niveau de la nappe phréatique (dénoyautage de la pompe ou débordement). Dans le cas d'un puits colmaté, la surveillance, la régénération et le remplacement coûtent 6 500 \$/ans, d'après une estimation faite sur l'année 2009 aux Pays-Bas (Van Beek *et al.*, 2009a). Pour les équipements mécaniques (tuyaux, échangeurs et pompes submersibles), la réduction de l'écoulement génère des pertes de charge additionnelles. Ces pertes de charge provoquent des surcoûts d'exploitation. De plus, ils obligent les équipements à sortir de leur plage optimale d'opération, ce qui peut engendrer leur vieillissement prématuré (Gjengedal *et al.*, 2020). Pour maintenir une productivité, quelle que soit l'ampleur du colmatage, la technique la plus couramment utilisée consiste à surdimensionner les systèmes et donc à rendre la géothermie moins accessible. Un autre enjeu du colmatage en géothermie est la création d'un dépôt sur la paroi de l'échangeur de chaleur. Ce dépôt nuit aux transferts thermiques parce qu'il se comporte comme une couche isolante (Bott, 1995; Gjengedal *et al.*, 2020). Ainsi, une couche de dépôt de 0,8 mm d'épaisseur peut engendrer une perte d'efficacité de 19 % de la PAC comparativement à une surface propre (Rafferty, 2004).

Historiquement, les PCP sont localisés au nord-est des États-Unis, dans des formations géologiques métamorphiques. Ces installations ont été opérées sans problèmes de colmatage, pendant 10 ans (Orio *et al.*, 2006). Cependant, leur colmatage est évoqué dans deux autres implantations (Kim *et al.*, 2017; Banks, 2012). En effet, les études sur le colmatage des PBO font état d'un problème varié et complexe. Les problèmes de colmatage apparaissent en fonction du substratum, de la qualité de l'eau, de l'installation et des opérations. Or, si les PCP sont déployés au Québec, ils seront confrontés à des formations géologiques carbonatées. Dans ce type de substratum, il se peut qu'un colmatage spécifique apparaisse. L'identification de ce colmatage spécifique sera l'objectif de cette thèse.

## CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE

Les PCP représentent une technologie émergente et, seules, deux références évoquent leur colmatage (Kim *et al.*, 2017; Banks, 2012). Ce chapitre s'adosse donc sur des études réalisées sur les puits géothermiques en boucle ouverte, sur des puits de pompage d'eau souterraine ou des systèmes de stockage et de récupération d'eau (*aquifer storage and recovery*). Ces types d'installation et les PCP rencontrent des problématiques similaires de pompage et de réinjection d'eau dans des milieux géologiques. Les différences tiennent au fait que ces trois systèmes sont généralement implantés dans des aquifères productifs (alluvionnaires, détritiques) comparativement aux PCP plutôt implantés dans des aquitards de roc fracturé. De plus, les systèmes de stockage et de récupération d'eau utilisent des eaux de surface alors que les deux autres systèmes et les PCP fonctionnent avec des eaux souterraines. À la différence des PCP, les autres types d'installation réinjectent la totalité du débit pompé dans des puits d'injection. Parce que les PCP et les PBO modifient la température de l'eau, ils s'exposent davantage aux processus de colmatage. Les sources documentaires provenant des PBO seront donc priorisées.

Les études de synthèse identifient trois types de colmatage. Le colmatage peut être de type physique, géochimique ou microbiologique (Martin, 2013; Burté, 2018; Banks, 2012; Jeong *et al.*, 2018; Baveye *et al.*, 1998; Bakema, 2001). L'entartrage physique peut être lié à une viscosité trop importante ou à une injection d'une phase gazeuse. Il est principalement dû à l'accumulation de particules solides en suspension. Le second type de colmatage, de nature géochimique, provient de la précipitation de minéraux dans l'eau, comme la formation de calcite ou l'oxydation d'ions métalliques. Le dernier type est le développement microbien tel que la croissance de biofilms ou la biocorrosion. Les bactéries ont une grande capacité à catalyser les réactions chimiques afin d'en tirer leur substrat, rendant les phénomènes chimiques et microbiens interdépendants. Les processus de colmatage sont résumés dans le Tableau 2.1 ci-dessous. Dans de nombreux cas, c'est une combinaison de différents facteurs qui interviennent simultanément (Rinck-Pfeiffer *et al.*, 2000; Burté *et al.*, 2016). Il est important de souligner que de nombreuses installations de PCP sont opérées depuis plus de 10 ans sans souffrir de problème de colmatage (Orio *et al.*, 2006). En effet, dans une récente thèse, Burté (2018) a inventorié que le colmatage des PBO se produit principalement durant la première année d'opération. Plus précisément, ce colmatage précoce se produit, pour 41 % des cas dans les nappes alluviales et, pour 60 % des cas hors des nappes fluviales. Ce résultat illustre donc que le colmatage résulte généralement d'installations ou d'opérations non adaptées plutôt que d'un risque inévitable. Pour chaque type de colmatage, il sera proposé une occurrence,

une description du phénomène et des stratégies d’anticipation. Ainsi, en recensant les types de colmatage, cette revue de littérature permettra d’identifier le ou les risques majeurs de colmatage dans le contexte hydrogéologique montréalais. Il sera également un point de départ à un guide de bonne pratique pour l’installation de nouveaux PCP.

TABLEAU 2.1 Synthèse des principaux risques de colmatage.

Type de Colmatage	Causes de colmatage
Colmatage physique	Température Injection d’une phase gazeuse Solide en suspension
Colmatage géochimique	Précipité carbonaté Précipité de fer, de manganèse ou de sulfure
Colmatage microbiologique	Bactéries du fer Bactéries des sulfates Biocorrosion ou biodégradation

## 2.1 Colmatage physique

Comme évoqué dans le Tableau 2.1, plusieurs processus de colmatage physique peuvent intervenir. Les trois processus présentés dans l’ordre croissant d’impact sont la température, l’injection de bulles d’air et l’accumulation de solides en suspension. La dernière, qui correspond à un risque majeur, sera davantage détaillée.

### 2.1.1 Impact de la température

La température influence la viscosité de l’eau. Ainsi, durant l’hiver, les opérations de géothermie conduisent à une diminution de la température du fluide réinjecté pour voisiner les 4 °C et, occasionnellement 0 °C. Cette diminution de température provoque une baisse de la conductivité hydraulique (Bouwer, 2002; Hahnlein *et al.*, 2013). Si la température a un impact ponctuel sur la conductivité hydraulique, cela ne correspond pas à un phénomène de colmatage (Bouwer, 2002). À l’inverse, l’augmentation de la température impacte davantage les autres processus de colmatage, notamment chimiques (Appelo et Postma, 2004) et microbiologiques (Brielmann *et al.*, 2009; Lienen *et al.*, 2017). Son implication reste donc difficile à prédire puisqu’elle reste un paramètre transversal. Ses conséquences seront discutées ultérieurement (Sections 2.2 et 2.3).

### 2.1.2 Impact de la réinjection de bulles d'air

Plusieurs sources de gaz dissous ou insolubles peuvent être incorporées dans l'eau, par exemple, la respiration microbienne ou la présence de gaz emprisonnés dans l'aquifère (gaz de schiste) (Jeong *et al.*, 2018); d'autres peuvent être injectées au cours des opérations de géothermie. En effet, durant les opérations géothermiques, le fluide en circulation est soumis à de nombreuses turbulences et à des changements de pression qui favorisent l'apparition d'une phase gazeuse. Or, cette phase gazeuse vient se piéger dans les pores du massif jusqu'à occuper 7 % à 26 % de l'espace, ce qui réduit d'autant l'espace disponible pour l'écoulement hydraulique (Heilweil *et al.*, 2004).

Par ailleurs, les opérations d'injection en "chute libre" ou en sous-pression des tuyaux favorisent la création d'une phase gazeuse. Elles promeuvent également l'équilibrage des pressions partielles de gaz dissous dans l'eau souterraine avec l'atmosphère (Garrido *et al.*, 2016). L'installation géothermique se retrouve alors en système ouvert, en contact avec l'atmosphère. Les conséquences en seront discutées aux Sections 2.2 et 2.3.

### 2.1.3 Colmatage mécanique par solides en suspension

Le colmatage mécanique représente entre 20 à 25 % des cas de colmatage sur les 100 systèmes de puits en boucle ouverte recensés dans l'ensemble du Canada, de la Suède, des Pays-Bas et du Danemark (Bakema, 2001). Ce problème est particulièrement rapporté dans des aquifères détritiques non consolidés (Burté, 2018; Timmer *et al.*, 2003; Martin, 2013). Dans ce type d'aquifère, des particules organiques ou inorganiques provenant du milieu géologique peuvent être mises en suspension par pompage de l'eau souterraine (Van Beek *et al.*, 2009a). En effet, la vitesse de pompage est corrélée avec leur concentration et leur diamètre (Van Beek *et al.*, 2010). Or, l'accumulation de particules solides a pour conséquence d'obstruer les pores et/ou de diminuer leur taille et de réduire la perméabilité de l'aquifère (Jeong *et al.*, 2018). Leur accumulation sur la paroi peut former un *cake*, engendrant des pertes de charge (Martin, 2013).

Deux études réalisées sur des essais en colonne ont prouvé l'impact des solides en suspension (SS) dans le phénomène de colmatage. L'étude de Rinck-Pfeiffer *et al.* (2000) propose de corréler la réduction de la turbidité observée entre l'affluent et l'effluent avec la réduction de la conductivité sur trois colonnes de sol identiques, pour une durée de 23 jours. Dans une étude réduite en temps (24 h), Wang *et al.* (2012) suggèrent de mesurer l'évolution de la conductivité d'une colonne de sol composée d'un sable de quartz uniforme (d'une granulométrie comprise entre 0,1 et 0,25 mm) et soumise à un épisode pluvieux, sachant que l'eau de recharge contient

424 mg/L de solides en suspension. Pour Wang *et al.* (2012), la réduction de la conductivité doit exclusivement être attribuée à la réduction des solides en suspension puisque la durée de l'expérience a été trop courte pour favoriser un développement bactérien. De plus, l'eau a dissous la roche puisqu'entre l'affluent et l'effluent, la teneur totale en solides dissous (TDS) s'est accrue, excluant donc le colmatage de nature chimique (voir Figure 2.1).

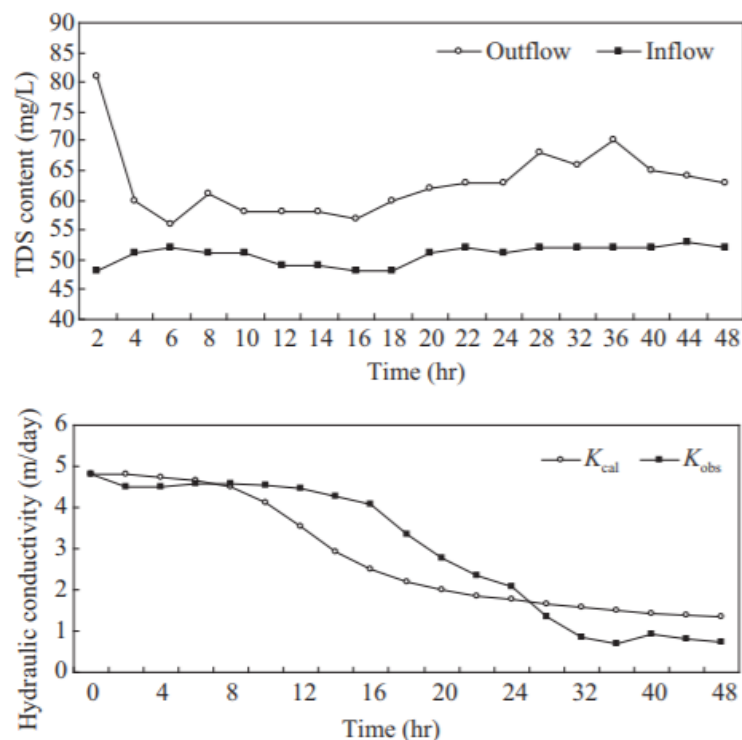


FIGURE 2.1 La première figure montre l'accroissement des solides dissous dans l'effluent comparativement à une baisse de la conductivité du massif de la figure ci-dessous, image tirée de Wang *et al.* (2012).

## Stratégie d'opération et d'anticipation

Pour estimer le potentiel de colmatage physique, plusieurs paramètres peuvent être mesurés. Les paramètres correspondent au total des solides suspendus (SS) ou encore à l'indice de colmatage des membranes (MFI, pour *modified fouling index*) (Jeong *et al.*, 2018). La turbidité peut aussi donner une idée des solides en suspension. Le seuil critique de concentration intervient avec un MFI supérieur à  $3 \text{ s/L}^2$  (Hijnen *et al.*, 1998).

Des auteurs ont démontré que certaines stratégies d'opération permettent d'éviter le colmatage mécanique des puits de pompage (Van Beek *et al.*, 2009b). En effet, lorsque les puits sont opérés en régime continu, ils colmatent davantage comparativement à des puits opérés

cycliquement avec des séquences d'arrêt et de démarrage. L'opération de démarrage de la pompe permet de mobiliser les particules accumulées dans le massif. Ainsi, l'opération séquentielle limite l'accumulation continue devenant irréversible de particules. Logiquement, les particules délogées lors du démarrage de la pompe ne doivent pas être réinjectées. Une option est d'adapter le pompage en fonction des besoins en chauffage. Le débit peut être accru pour couvrir la pointe et être réduit pendant les heures creuses (Stenvik *et al.*, 2022). Cette stratégie permet d'augmenter la durée de vie des installations étant donné que la concentration de solides en suspension dépend de la vitesse de pompage (Van Beek *et al.*, 2010).

Ce risque de colmatage mécanique reste important. Il nécessite une attention particulière lors des démarrages des systèmes où des détritiques de forage et des sédiments ont pu s'accumuler au fond du puits. Une séance de pompage à vide permettrait d'éviter un envoi de particules dans le système mécanique ou dans l'ouvrage hydraulique secondaire, notamment, au moment de la mise en service. De même, le développement des puits est un facteur crucial pour éviter un colmatage prématuré. Néanmoins, au vu des différents types d'aquifères et des opérations cycliques, les PCP semblent moins sensibles à ce type de colmatage comparativement aux PBO et aux systèmes hydrauliques.

## 2.2 Colmatage géochimique appliqué à la géothermie

Plusieurs risques géochimiques liés à l'utilisation de l'eau souterraine sont relatés dans la littérature (Burté, 2018; Bakema, 2001; Houben, 2003). Les principaux processus de précipitation chimique sont l'oxydation des ions métalliques solubles (Fer et Manganèse) et la précipitation des ions carbonates. Le colmatage chimique est provoqué par la modification des conditions physico-chimiques de l'eau souterraine durant son utilisation en géothermie. Les principales modifications sont :

- La température (cinétique de réaction et son équilibre chimique) ;
- La pression partielle du dioxyde de carbone ( $\text{CO}_2$ ) (le pH de l'eau) ;
- La pression partielle du dioxygène ( $\text{O}_2$ ) (potentiel d'oxydation) ;
- La concentration en éléments chimiques et leur taux de mélange par pompage.

Bakema (2001) identifie les problèmes chimiques comme représentant entre 35 % à 40 % des cas de colmatage sur 100 systèmes géothermiques localisés dans quatre pays (Suède, Pays-Bas, Danemark et Canada). Houben (2003) précise leur répartition en fonction des types de dépôts. Ce recensement est réalisé sur 281 puits et sur 67 champs de puits d'alimentation d'eau en Allemagne. La majorité des dépôts sont de type ocre ferreux avec 78 % à 84 % des cas dépendants de l'étude. L'oxydation des ions manganèse représente 15 % des cas pour les

67 champs de puits. Finalement, les précipitations des carbonates sont responsables de 3,2 % à 7 % des cas. Ces proportions peuvent varier dans d'autres contextes hydrogéologiques. En effet, la qualité des eaux souterraines et la composition minéralogique du substratum sont spécifiques à chaque site. Par exemple, aux États-Unis, 85 % des eaux souterraines sont classées comme dures (une dureté comprise entre 100 et 200 ppm  $CaCO_3$ ). Il en résulte que la principale cause de colmatage est l'entartrement par précipitation des carbonates de calcium (Rafferty, 2004). Étant donné la composition carbonatée du substratum et la présence d'eau dure dans la région de Montréal, ce risque peut également y être majoritaire.

## 2.2.1 Risques liés à la précipitation de la dureté carbonatée

### Équilibre de la calcite

Les problèmes des carbonates sont générés par la précipitation de minéraux carbonatés. Ils sont composés d'ions carbonates généralement associés à des ions calcium ou magnésium. Ces ions proviennent de la dissolution par l'eau souterraine des roches carbonatées, comme le calcaire ou la dolomie. L'utilisation de cette eau par la géothermie modifie les paramètres physico-chimiques et, par là-même l'équilibre des ions en solution. Les paramètres physico-chimiques modifiés sont la température, le pH et le potentiel d'oxydation. Le pH et le potentiel d'oxydation sont liés aux pressions partielles, respectivement du dioxyde de carbone  $CO_2$  et de l'oxygène  $O_2$ . Or, durant les opérations géothermiques, l'eau souterraine peut équilibrer ces pressions partielles avec l'atmosphère. L'atmosphère possède une pression en  $CO_2$  plus faible que celle de l'eau souterraine, respectivement de  $10^{-3.5}$  atm et de  $10^{-1.5}$  atm et inversement pour l'oxygène ( $O_2$ ). S'il y a un échange gazeux entre l'atmosphère et l'eau souterraine, la pression partielle de  $CO_2$  dans l'eau va diminuer. Cette diminution va générer une baisse de  $CO_{2(aq)}$ , en suivant la loi de Henry selon l'Équation 2.1. Le  $CO_{2(aq)}$  se transforme en acide carbonique ( $H_2CO_3$ ) selon la constante d'équilibre ( $K_0$ ), donnée au Tableau 2.2. Ainsi, une baisse de la pression partielle de  $CO_2$  génère une baisse de concentration en acide carbonique. La diminution en acide carbonique crée une augmentation du pH, mais également une baisse de la concentration de carbone inorganique. Or, l'équilibre des minéraux carbonatés, comme la calcite, est dépendant du pH et des concentrations des espèces carbonatées dans le milieu aqueux.

$$K_H = \frac{[CO_{2(aq)}]}{P_{CO_2}} \quad (2.1)$$

En effet, l'équilibre de la calcite est lié au système carbonaté et à l'ion calcium dans le milieu aqueux. Cet équilibre est dépendant de neuf espèces chimiques aqueuses ( $H^+$ ,  $HCO_3^-$ ,  $Ca^{2+}$ ,

$OH^-$ ,  $H_2CO_3 = CO_2(aq) + H_2CO_3^0$ ,  $CO_3^{2-}$ ,  $CaHCO_3^+$ ,  $CaCO_3(aq)$ ,  $CaOH^+$ ). Ces neuf espèces chimiques sont reliées par six équations d'équilibre présentées dans le Tableau 2.2. Les constantes d'équilibre sont fonction de la température. La variation de température due à la géothermie peut ainsi modifier l'équilibre du système carbonaté. Les constantes d'équilibre expriment la relation entre l'activité ionique des produits sur les réactifs de chaque espèce, en fonction de l'Équation 2.2. L'activité correspond au produit du coefficient d'activité par la concentration molaire de l'ion, selon l'Équation 2.3. L'activité des solides et celle de l'eau sont égales à 1. Le coefficient d'activité est également dépendant de la température, selon la formule de Debye-Hückel (Appelo et Postma, 2004). En résumé, la modification de la température modifie, d'une part, les constantes d'équilibre et, d'autre part, l'activité ionique.

$$K = \frac{[C]^c[D]^d}{[A]^a[B]^b} \quad (2.2)$$

$$[i_i] = \gamma_i \cdot m_i \quad (2.3)$$

Enfin, si on regarde la cinétique de précipitation et de dissolution de la calcite, plusieurs modèles existent (Chou *et al.*, 1989; Plummer *et al.*, 1978; Morse et Arvidson, 2002). Le modèle de Plummer *et al.* (1978) est basé sur un taux de réaction de dilution et un taux de réaction inverse de précipitation. Ce dernier taux peut être simplifié par une approche incluant l'indice de saturation tel que présenté par Appelo et Postma (2004). Il est utilisé dans le logiciel PHREEQC dans la base de données phreeqc.dat (Parkhurst et Appelo, 2013). Les auteurs ont identifié que la dissolution de la calcite est dépendante de la pression partielle de  $CO_2$ , du pH et de la température. Ainsi, ce taux de réaction distingue trois équations différentes, correspondant à l'activité ionique des espèces du système carbonaté en fonction du pH. Les trois équations sont présentées à l'Équation 2.4.

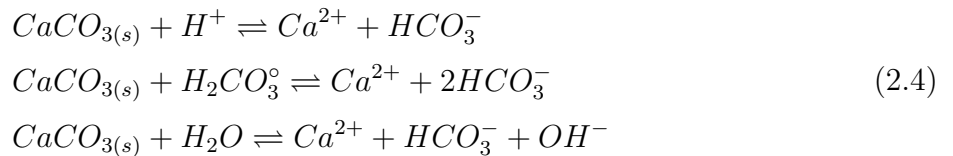


TABLEAU 2.2 Synthèse des réactions d'équilibre du système carbonaté.

Équation d'équilibre	Constante d'équilibre en fonction de la température (K) (Langmuir, 1997; Plummer et Busenberg, 1982)					
	$\log(K) = a + bT + c/T + d\log T + eT^2$					
	K	a*	b*	c*	d*	e*
$H^+ + OH^- \rightleftharpoons H_2O$	$K_w$	-283,97	-0,050	13323,00	102,24	-1119669
$HCO_3^- \rightleftharpoons H^+ + CO_3^{2-}$	$K_2$	-107,89	-0,033	5151,79	38,93	-56372
$CaHCO_3^+ \rightleftharpoons Ca^{2+} + HCO_3^-$	$K_{CaHCO_3}$	-1209,12	-0,313	34765,05	478,78	
$H_2CO_3^* \rightleftharpoons H^+ + HCO_3^-$	$K_1$	-356,31	-0,061	21834,37	-126,83	-1684915
$pCO_2 \rightleftharpoons CO_{2(aq)}$	$K_H$	108,30	0,020	-6919,53	-40,45	669365
$CO_{2(aq)} + H_2O \rightleftharpoons H_2CO_3$	$K_0$	$1,7 \cdot 10^{-4} / K_1$				
$CaCO_3^* \rightleftharpoons Ca^{2+} + CO_3^{2-}$	$K_c$	-1228,73	-0,299	35512,75	485,82	
$Ca^{2+} + HCO_3^- \rightleftharpoons CaHCO_3^+$	$\log K_3$	1209,12	0,313	34765,05	-478,78	

Avec,  $H_2CO_3^* = CO_{2(aq)} + H_2CO_3$

Avec,  $CaCO_3^* = CaCO_{3(aq)}$

\* Les constantes ne sont pas présentées avec l'intégralité des chiffres significatifs.

Les constantes de cinétique de réaction sont respectivement  $k_1$ ,  $k_2$  et  $k_3$ . Ces constantes sont dépendantes de la température. Elles sont calculées comme suit :

$$\begin{aligned}
 \log k_1 &= 0,198 - (444/T) \\
 \log k_2 &= 2,84 - (2177/T) \\
 \log k_3 &= -5,86 - (317/T) \text{ Pour } T < 298,15K \\
 \log k_3 &= -1,10 - (1737/T) \text{ Pour } T > 298,15K
 \end{aligned}
 \tag{2.5}$$

La température est exprimée en Kelvin. Ces constantes sont impliquées dans le calcul du taux direct de dissolution. Ce taux est exprimé par l'Équation 2.6.

$$r_{fw} = k_1 \cdot [H] + k_2 \cdot [H_2CO_2] + k_3 \cdot [H_2O] \tag{2.6}$$

Comme expliqué auparavant, le taux global de la dissolution et précipitation de la calcite est calculé en ajoutant le taux de réaction inverse ou de précipitation de la calcite. Le taux de réaction inverse est fonction de la constante d'équilibre de réaction présentée à l'Équation 2.7.



La constante d'équilibre ( $K_{sp}$ ) de cette équation est présentée au Tableau 2.2. Elle est utilisée

dans le calcul du taux de réaction de la calcite, suivant l'Équation 2.8 (Parkhurst et Appelo, 2013) :

$$r_k = \frac{A}{V} \cdot r_{fw} \cdot \left(1 - \frac{IAP}{K_{sp}}\right)^{\frac{2}{3}} \quad (2.8)$$

Le terme  $A/V$  représente la surface de calcite disponible sur le volume d'eau en 1/m. Le terme  $IAP$  est le produit des activités ioniques. Le rapport avec la constante d'équilibre représente l'état de saturation de la calcite ( $\Omega$ ). L'indice de saturation (SI) est facilement calculé en prenant le logarithme de l'état de saturation. Comme les autres constantes d'équilibre, la constante de la calcite est dépendante de la température. Ainsi, le sens entre dissolution et précipitation, contrôlé par l'état de saturation, est également dépendant de la température.

### Précipitation de la calcite dans les systèmes géothermiques

Le colmatage par les carbonates est principalement dû à la précipitation de calcite dans les systèmes géothermiques. Le phénomène se produit généralement pour des eaux d'une dureté supérieure à 80 ppm et d'un pH supérieur à 7,5 (Rafferty, 2004). Il a été largement observé sur des installations en puits en boucle ouverte (Burté *et al.*, 2016; Garrido *et al.*, 2016). Néanmoins, il apparaît que les études de terrain demandent une longue période de surveillance (Park *et al.*, 2015). Pour contourner ce problème, des études ont été réalisées sur des colonnes de sols (Griffioen et Appelo, 1993) ou via des modèles numériques (Palmer et Cherry, 1984; García-Gil *et al.*, 2016). Le premier modèle numérique est basé sur un modèle de transfert de masse (Palmer et Cherry, 1984). Deux principales conclusions émergent de ce modèle. La première est que la précipitation se produit quand la température augmente. La deuxième est que la précipitation est accrue lorsque le  $\text{CO}_2$  dissous dans l'eau s'échange avec l'atmosphère. La précipitation de la calcite est alors augmentée de 6,4 fois, comparativement à un système isolé de l'atmosphère. Les mêmes résultats émergent d'un modèle de transport réactif qui montre que, lorsque 68 % de la pression partielle de  $\text{CO}_2$  est équilibrée entre l'atmosphère et l'eau souterraine, la quantité de calcite précipitée augmente significativement. La quantité de précipité est augmentée de  $13,1 \pm 1,0 \text{ mol}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{y}^{-1}$  pour chaque pourcent de pression équilibrée supplémentaire (García-Gil *et al.*, 2016). En résumé, il apparaît que les deux principales causes de précipitation de la calcite sont l'accroissement de la température et le dégazage du  $\text{CO}_2$  dissous.

Les différences hydrauliques entre les PBO et les PCP peuvent affecter la proportion de  $\text{CO}_2$  dissous échangée avec l'atmosphère. Ainsi, des études numériques, via un modèle thermo-hydro-chimique couplé, ont été réalisées pour en examiner les conséquences (Pasquier *et al.*, 2016; Eppner *et al.*, 2015, 2017a,b). Les mêmes processus sont à l'origine de la précipitation

de calcite dans les PCP. Dans une première étude, un PCP intercepté par une fracture est opéré avec un pourcentage de saignée de 10 %. Deux cas sont comparés. Le premier cas est scellé à l'atmosphère, le second est ouvert à l'atmosphère et permet un échange gazeux. Le deuxième cas a 33 % de précipités en plus comparativement au premier cas. La période la plus défavorable est l'été, lorsque la température de l'eau souterraine augmente (Eppner *et al.*, 2017a). Une seconde étude compare l'impact entre une opération de la saignée en continu de 10 % et une recirculation continue sans saignée, durant un an (Eppner *et al.*, 2017b). Si le dégazage se produit, le pourcentage de précipitation de calcite est plus important lorsque la saignée est active. À l'opposé, les précipitations sont moins importantes sans saignée puisque dans un PCP, l'eau est recyclée dans le même puits. La réserve de CO<sub>2</sub> peut, à terme, s'équilibrer entre l'eau du puits et l'atmosphère. Dans le cas des systèmes fermés, la saignée limite les précipitations, puisqu'elle restreint l'augmentation de la température (Eppner *et al.*, 2017b). Pour les mêmes raisons, les précipitations sont plus fréquentes dans les équipements de surface puisque la modification de la température est maximale à proximité de l'échangeur de chaleur (Eppner *et al.*, 2017a). Même si les modèles numériques permettent de comprendre les processus conduisant à la précipitation de la calcite, la cinétique de la calcite en milieu naturel est difficile à reproduire (Griffioen et Appelo, 1993). Actuellement, aucun modèle n'est calibré sur des données de terrain.

### Stratégie de suivi des problèmes liés au système carbonate

Rafferty (2004) propose de suivre les indicateurs de stabilité de l'eau afin d'identifier la nature de l'eau entartrante ou corrosive. Les indicateurs sont donnés par l'indice de Langelier (LSI) et l'indice de stabilité de Ryznar (RSI), présentés à l'Équation 2.9. Ces deux paramètres reposent sur la stabilité de l'eau et donc sur son pH de saturation ( $pH_s$ ), présenté à l'Équation 2.10. Les paramètres ici pris en compte sont la concentration de la dureté carbonatée, la température, le pH, l'alcalinité de l'eau et la concentration en solides dissous. Le Tableau 2.3 permet d'interpréter les valeurs des indices présentés. Cette stratégie, employée par Park *et al.* (2015), proposent d'utiliser directement l'indice de saturation (SI), correspondant à la réaction présentée à l'Équation 2.7. Cet indice peut être simplement calculé via le logiciel PHREEQC.

$$\begin{aligned} LSI &= pH - pH_s \\ RSI &= 2pH_s - pH \end{aligned} \tag{2.9}$$

$$\begin{aligned}
pH_s &= (9,3 + A + B) - (C + D) && (\text{Edstrom, 1965}) \\
A &= (\log(TDS) - 1)/10 && TDS \text{ en ppm} \\
B &= (-13,12 \log(^{\circ}C + 273)) + 34,55 && \text{Température en } ^{\circ}C \\
C &= \log(\text{dureté carbonatée}) - 0,4 && (\text{en ppm de } CaCO_3) \\
D &= \log(M \text{ alcalinité}) && (\text{en ppm de } CaCO_3)
\end{aligned} \tag{2.10}$$

### 2.2.2 Oxydation des éléments ferreux

La proportion d'installations colmatées par le fer est plus élevée qu'avec le manganèse. Dans l'étude de Houben (2003), le colmatage par incrustation du fer représente 78 % des cas et 13 % pour le manganèse, sur 67 champs de puits situés en Allemagne. Cette proportion s'explique parce que les ions  $Fe^{2+}$  sont oxydés avant les ions  $Mn^{2+}$ . Le potentiel d'oxydation rédox pour le fer est entre 0,0 et 0,5 V comparativement au manganèse qui est entre 0,6 et 1,2 V (Houben, 2003). Ainsi, Burté (2018) a démontré que si la concentration d'ions Fe(II) sur le total des ions métalliques ( $Fe^{2+} + Mn^{2+}$ ) était supérieure à 20 % alors le colmatage est lié au fer, tel qu'illustré à la Figure 2.2. C'est seulement dans le cas contraire qu'elle est provoquée pour les ions manganèse. Pour cette raison et étant donné que les processus d'oxydation sont les mêmes, cette étude se focalisera sur les problèmes de colmatage liés aux précipitations du fer.

#### Source de fer et de manganèse

Différents mécanismes peuvent contribuer à l'apport de fer et de manganèse dans le puits. Leur teneur dans les sols traversés par les puits varie (Houben, 2003). Par exemple, les socles métamorphiques sont composés d'éléments minéralogiques riches en fer comme la ferrihydrite, la goethite, et, plus rarement, la lépidocrocite (Houben, 2003; Baveye *et al.*, 1998). L'argile, pour sa part, peut contenir jusqu'à 30 % de fer (Baveye *et al.*, 1998). Ces divers minéraux composant les roches-mères se dissolvent dans l'eau souterraine en ions solubles (Fe(II) et Mn(II)) (Appelo et Postma, 2004). Durant les opérations de pompage, l'eau souterraine anoxique peut les acheminer vers le puits par un transport convectif. L'utilisation d'un tubage en acier contribue également à enrichir l'eau en ions ferreux (Pasquier *et al.*, 2016). Lemale (2012) montre que près de 80 % à 90 % du fer disponible dans un puits est amené par le tubage en acier.

TABLEAU 2.3 Tableau d'interprétation des indices de stabilité, tiré de Carrier (1965).

Indice LSI	Interprétation
2,0	Eau entartrante, mais non corrosive
0,5	Eau légèrement entartrante et corrosive
0,0	Eau à l'équilibre, mais peut-être corrosive
-0,5	Eau légèrement corrosive, mais non entartrante
-2,0	Eau extrêmement corrosive
Indice RSI	Interprétation
4,0-5,0	Eau extrêmement entartrante
5,0-6,0	Eau légèrement entartrante
6,0-7,0	Eau légèrement entartrante ou corrosive
7,0-7,5	Eau significativement corrosive
7,5-9,0	Eau extrêmement corrosive
>9,0	Corrosion insoutenable

### Mécanisme d'oxydation

Le processus d'oxydation s'enclenche avec la mise en contact de l'oxygène dissous ( $O_2$ ) avec des ions métalliques solubles ( $Fe^{2+}$  et  $Mn^{2+}$ ). L'oxygène provient généralement des couches superficielles de la nappe phréatique ou bien d'un équilibrage des pressions partielles avec l'atmosphère. Les ions métalliques solubles proviennent, pour leur part, des eaux profondes anaérobiques et réductrices. Or, les installations géothermiques peuvent créer, lors du pompage, un mélange entre ces deux conditions redox (Houben, 2003; Van Beek *et al.*, 2009b; Burté *et al.*, 2019; Possemiers *et al.*, 2016). Dès que l'oxygène rencontre les ions métalliques solubles, l'oxydation est réalisée selon les Équations 2.11 et 2.12, respectivement pour les ions ferreux et manganèse. Les trois produits de ces réactions créent des ions insolubles ( $Fe^{3+}$ ) ou solides ( $Fe(OH)_{3(s)}$  et  $MnO_{2(s)}$ ). La ferrihydrite ( $Fe(OH)_{3(s)}$ ) est généralement instable et se recristallise en goethite ( $FeO(OH)$ ) avec le temps (Houben, 2003). Possemiers *et al.* (2016) ont modélisé le transport réactif de deux puits en boucle ouverte. Cela lui a permis de mieux comprendre les processus liés à la précipitation des ions ferreux dans les systèmes géothermiques. Le processus provoquant la précipitation du  $Fe(OH)_3$  est le mélange des eaux au-dessus et en dessous de la zone redox. La température a également une influence, mais est cependant contrastée dans ce modèle puisqu'elle modifie en sens opposé les constantes d'équilibre de l'Équation 2.11, et celles de la dissociation de l'eau  $K_w$  présentées au Tableau 2.2. La dissociation de l'eau engendre une augmentation du pH lorsque la température baisse. Or, un pH plus alcalin favorise la précipitation des oxydes, comme pour les ions carbonates. Les conditions d'une eau plus froide sont défavorables pour les oxydes dans ces simulations.

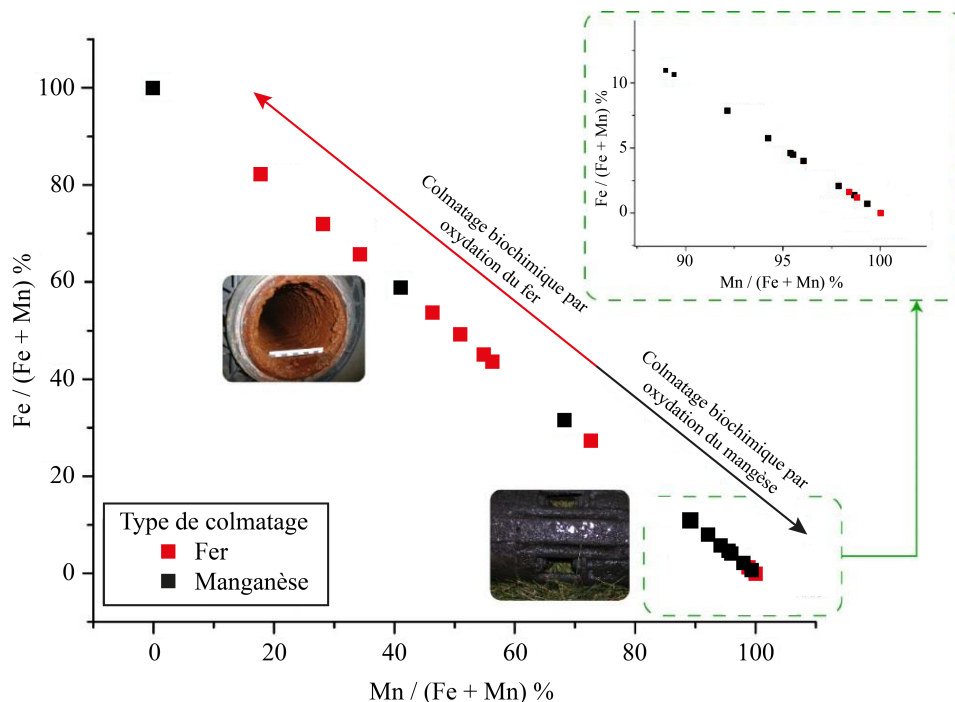
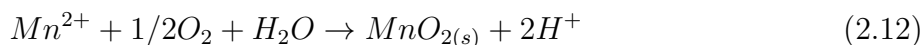
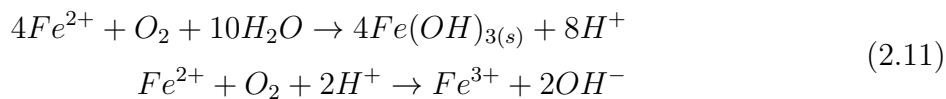


FIGURE 2.2 Type de colmatage en fonction du pourcentage des ions métalliques, en rouge pour le fer et en noir pour le manganèse, d'après le graphique de Burté (2018).

Pour les raisons évoquées, dans les processus liés aux carbonates, les échanges gazeux avec l'atmosphère provoqueraient, d'une part, la diminution de la pression en  $\text{CO}_2$  et d'autre part, l'augmentation en pression partielle de l'oxygène. Les échanges gazeux augmentent donc le pH et le potentiel oxydant qui favorisent les précipitations (Possemiers *et al.*, 2016).



### Stratégie pour les oxydes

Étant donné les causes qui génèrent ce processus, Possemiers *et al.* (2016) proposent d'installer les puits en boucle ouverte de façon à minimiser le mélange entre les zones oxydantes en surface et les zones réductrices des puits. Ils sélectionnent ainsi des profondeurs de crépine adaptées, comme illustré à la Figure 2.3.

Le processus purement chimique se produit lorsque les concentrations d'oxygène sont supé-

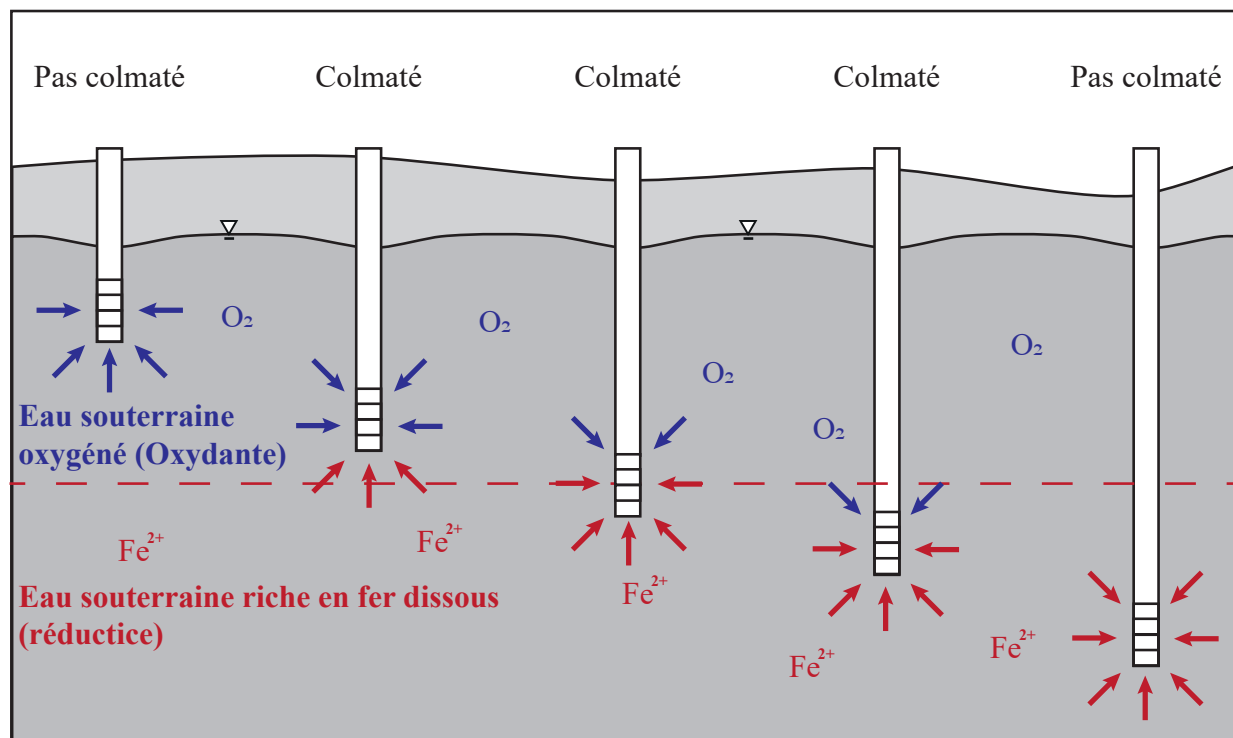


FIGURE 2.3 Colmatage des ions ferreux provoqué par un mélange des zones oxydantes et réductrices, inspiré de Possemiers *et al.* (2016) et Houben (2003).

rieures à 1,5 mg/L. Dans des conditions microaérobiques, entre 0,3 et 1,5 mg/L d'oxygène, les bactéries caractéristiques du fer (*Gallionella ferruginea*) se développent (Anderson et Pedersen, 2003). Ce processus devient alors biochimique. Ralph et Stevenson (1995) ont comparé, dans des conditions physico-chimiques équivalentes, la vitesse d'oxydation du Fe(II) ( $Fe^{2+}$ ), entre un microcosme abiotique et un microscope inoculé d'ocre ferreux prélevé sur un puits colmaté. Les microcosmes inoculés ont significativement précipité plus de Fe(II) dans un temps équivalent. Ce résultat démontre la présence de bactéries dans les processus de colmatage lié au fer. Cette vitesse de précipitation correspond davantage aux vitesses de colmatage observées et à la composition des dépôts connus en géothermie. Le pourcentage de 78 % à 84 % des puits colmatés par l'ocre ferreux représente donc un procédé biochimique.

### 2.3 Colmatage microbiologique appliqué à la géothermie

Le colmatage biologique est provoqué par la croissance de micro-organismes tels que les bactéries, les champignons ou les algues. Les principaux modes de colmatage biologique se caractérisent par le développement d'un biofilm. Les biofilms consistent en une organisation

bactérienne qui colonise une surface en l’entourant d’un film collant composé de substances polymériques extracellulaires (SPE). Ce biofilm, composé de polysaccharides, de protéines, d’acide nucléique, permet d’accumuler des solides suspendus ou des précipitations inorganiques. En effet, certaines bactéries catalysent des réactions chimiques (Ralph et Stevenson, 1995). Ce sont les sources de nutriments, l’environnement et leur mode métabolique qui conditionnent leur croissance. Or, comme évoqué précédemment, la géothermie en boucle ouverte modifie les conditions environnementales du milieu et concentre les nutriments. La littérature relate la présence de trois groupes de bactéries conduisant au colmatage : les bactéries ferro-oxydantes, les bactéries sulfato-réductrices et oxydantes et la biomasse formée d’une variété de biofilms indifférenciés. Les problèmes de colmatage biologique représentent entre 0 % et 5 % des cas d’après l’étude de Bakema (2001). Pour Houben (2003), le colmatage par les biofilms représente 1,4 % des cas. Tel que spécifié dans la Section 2.2.2, il est difficile de dissocier l’activité bactérienne des réactions géochimiques dans un système naturel. Les proportions de 84 % pour l’ocre incluent donc l’activité des bactéries ferro-oxydantes.

### **Sources de nutriments**

La croissance des bactéries est dépendante de leur apport en nutriments. Ainsi, il est possible de relier le degré de croissance biologique à la disponibilité en carbone et en nutriments (Martin, 2013). 95 % des bactéries ont besoin de carbone organique pour leur croissance (Bakema, 2001), ainsi que d’autres macronutriments essentiels à la croissance bactérienne (Fe, S, N, Ca, Mg, P...) (Sand, 2003). Il s’avère que ces éléments peuvent être concentrés dans les ouvrages hydrauliques à cause des pompages. Dans le cas de la géothermie, l’augmentation de la température peut également favoriser la disponibilité en composants organiques présents dans les sédiments (Brons *et al.*, 1991).

### **Influence de la température**

Chaque groupe de bactéries recherche les conditions environnementales favorables à leur développement. Pour la géothermie de basse température, les différents groupes de bactéries en fonction de la température sont :

- Psychro- ou kryophiles < 0–20 °C ;
- Psychrotrophes 0–30 °C ;
- Mésophiles 10–40 °C ;
- Thermophiles modérés 35–55 °C.

En modifiant la température de l’eau souterraine, la géothermie peut localement favoriser certains groupes de bactéries. Par exemple, avant une opération de climatisation, les condi-

tions initiales sont propices à divers développements *psychrophiles* (0 - 20 °C), et lors du réchauffement de l'eau, certains groupes *psychrotrophes* (0 - 30 °C) devraient être avantagés. Ainsi, Brielmann *et al.* (2009) démontrent que l'accroissement de la température de l'eau souterraine, initialement à 11 °C jusqu'à 17 °C, a favorisé la diversité des bactéries. Cependant, la modification de leur croissance n'a pas été démontrée pour cette faible modification de température.

### 2.3.1 Colmatage par les bactéries du fer

Les bactéries ferro-oxydantes (Iron-oxidizing bacteria) forment une classification générale pour les micro-organismes qui utilisent le fer comme source d'électrons ou pour préserver leur intégrité membranaire (ASTM International, 2002; Bakema, 2001). Elles se développent dans les milieux microaérobiques ( $1,5 \text{ mg/L} > O_2 > 0,3 \text{ mg/L}$ ) (Anderson et Pedersen, 2003), en catalysant la réaction de l'oxydation du Fe(II), présentée à l'Équation 2.11. Les principales bactéries microaérobiques sont les *Leptothrix*, les *Gallionella* et les *Sideroxydans* (Melton *et al.*, 2014). Ces bactéries s'organisent en un biofilm qui colonise la surface des systèmes géothermiques. Vetter *et al.* (2012) démontrent que, sur un champ de puits géothermiques en Allemagne, les deux passages de colmatage observés sont reliés au développement des bactéries du ferro-oxydant *Gallionella* et aux bactéries sulfato-oxydantes *Thiothrix*. Un PCP a également subi des problèmes de colmatage par des ocres ferreux après deux ans d'opération, avec une concentration de fer dissous de 0,5 mg/L (Banks, 2009). Les dépôts se sont formés en premier lieu sur des éléments de la pompe à chaleur. La PAC peut être préservée en installant un échangeur de chaleur intermédiaire afin de la découpler du circuit d'eau souterraine, comme proposé à la Figure 1.2.

Étant donné qu'elles sont microaérobiques, les bactéries ont besoin de l'apport d'oxygène dans le milieu pour se développer. Ainsi, Dinkel *et al.* (2020) a étudié pendant deux ans l'évolution microbiologique d'un système de puits géothermique ouvert s'approchant d'un PCP, dans un aquifère à forte concentration de fer de 1 à 5 mg/L. Le colmatage dû aux bactéries ferro-oxydantes s'est uniquement produit durant une injection d'oxygène. Une fois isolée de l'atmosphère, la communauté de bactéries est retournée à l'état initial. Elle a été stable pendant deux ans. La modification de la température n'a pas dépassé 6 °C, ce qui peut expliquer qu'il n'y a pas eu de variations de croissance, similairement à l'étude de Brielmann *et al.* (2009).

## Stratégie pour les bactéries ferro-oxydantes

Une stratégie d'anticipation proposée par Rafferty (2004) est de surveiller l'indice de *reductivity intensity* (rH), évalué selon l'Équation 2.13. La plage de développement est située pour une valeur de rH autour de  $14,5 \pm 1,0$ .

$$rH = Eh / (0,0992 \cdot T + 2 \cdot pH) \quad (2.13)$$

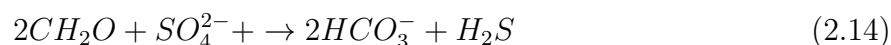
avec Eh le potentiel rédox de l'eau en volts, T la température en K, et le pH de l'eau.

Une stratégie de surveillance peu dispendieuse est de réaliser périodiquement des inspections par vidéo caméra (entre 520-590 €/puits en Norvège en 2018) (Gjengedal *et al.*, 2018). Grâce à ce type de surveillance, plusieurs auteurs ont démontré l'implication des bactéries ferro-oxydantes dans le colmatage de puits géothermiques (Gjengedal *et al.*, 2018; Burté *et al.*, 2016).

Une stratégie de nettoyage par de l'*air surging* a été testée sur un PCP colmaté en Corée du Sud (Kim *et al.*, 2017). Un qPCR (quantitative Polymerase Chain Reaction) a démontré que les bactéries ferro-oxydantes (*Gallionella*) étaient majoritaires avant le nettoyage. L'*air surging* a permis de diminuer leur proportion de 17,4 % à 1,7 %. Les auteurs recommandent d'utiliser régulièrement cette stratégie de nettoyage pour limiter la prolifération bactérienne. Une autre solution a été testée sur un système en boucle ouverte à Montréal. Un puits d'injection du système a été confronté temporairement à un développement des bactéries du fer durant le fonctionnement en climatisation. Les éléments actuellement à notre connaissance montrent qu'un traitement via une solution de chlore permet d'opérer à nouveau le système géothermique.

### 2.3.2 Colmatage par les bactéries du sulfate

Deux groupes de bactéries du sulfate sont identifiés dans les systèmes géothermiques. Le premier groupe est constitué des bactéries sulfato-réductrices (BSR) qui réduisent le sulfate en sulfure d'hydrogène suivant l'Équation 2.14. Le sulfure d'hydrogène ( $H_2S$ ) est reconnaissable à son odeur d'œuf pourri (Martin, 2013; Lemale, 2012). Les conditions favorisant leur développement sont une concentration en sulfates supérieure à 400 ppm et des conditions réductrices (Burté, 2018). Leur développement a pour conséquence de former des biofilms, de favoriser la précipitation de sulfure de fer ( $FeS$ ) et d'être impliqué dans les phénomènes de biocorrosion par l'émission de sulfure d'hydrogène (Lerm *et al.*, 2013; Bakema, 2001).



Le deuxième groupe comprend les bactéries de type sulfato-oxydant (BSO). Ce groupe de bactéries se développe dans des conditions oxydantes. Il contribue à oxyder le sulfure d'hydrogène. L'interaction entre les BSR et les BSO est favorisée dans les installations géothermiques dès lors qu'un apport d'oxygène est réalisé. Westphal *et al.* (2016) a observé une augmentation des bactéries sulfato-oxydantes durant un arrêt du système. Cet arrêt avait permis un apport d'oxygène.

Par ailleurs, il a été démontré que la température favorise le développement des deux groupes de bactéries sur des études en colonnes (Lienen *et al.*, 2017). Si la quantité des bactéries BSO et BSR a légèrement augmenté entre le palier de 10 °C et de 25 °C, leur croissance s'est largement accrue à une température de 40 °C. À noter que les études de Lienen *et al.* (2017); Lerm *et al.* (2013); Würdemann *et al.* (2014); Westphal *et al.* (2016) ont été effectuées sur des puits dont les températures sont supérieures à 40 °C. Ce risque est relatif pour des températures plus faibles.

### Stratégie d'anticipation

Lerm *et al.* (2013) ont attribué la diminution de la concentration de 10 % des sulfates comme étant lié au développement des bactéries sulfatées réductrices. Un suivi de la concentration en sulfates peut être une stratégie pour surveiller leur développement.

## 2.4 Synthèse

Les puits à colonne permanente représentent un gain substantiel, comparativement aux puits en boucle fermée, pour répondre aux besoins en chauffage et en climatisation, particulièrement en milieu urbain où la demande est concentrée et l'espace exigü. Contrairement aux puits à boucle ouverte, ils présentent l'avantage d'être moins sensibles à la productivité des aquifères. Néanmoins, tout comme les puits en boucle ouverte, ils sont sensibles aux problèmes de colmatage. Même si le colmatage concerne une part marginale des systèmes géothermiques, le risque qu'il engendre, à savoir des pertes de productivité hydraulique, des restrictions d'injection, des pertes de transfert de chaleur, a comme conséquences néfastes de freiner le développement des PCP.

Le colmatage a été largement étudié dans le cas d'installations utilisant les eaux souterraines. Dans la majorité des études, le sol rencontré est un aquifère productif. En effet, exploitant

cette ressource pour des besoins de pompage ou de réinjection, un aquifère productif est requis. En fonction de la composition du substratum, de la qualité des eaux souterraines, de l'installation et des opérations, des problèmes différents émergent. Trois grandes catégories de problèmes se dégagent de ces études. La première concerne les problèmes de type mécanique, fortement corrélés à des aquifères détritiques et aux opérations de pompage. Viennent ensuite les problèmes chimiques, qui sont définis par une précipitation de carbonates et par l'oxydation des ions métalliques. La précipitation de carbonates semble être majoritaire en présence d'eau dure. Elle concerne principalement les milieux sédimentaires en présence de roches carbonatées. Il faut se rappeler que l'oxydation des ions métalliques se développe lors du mélange d'eaux anoxiques concentrées en ions métalliques solubles avec une eau oxydante concentrée en oxygène. Enfin, en dernier lieu, intervient le processus de colmatage provoqué par le développement microbien.

Initialement développés dans le nord-est des États-Unis, les PCP ne montrent pas de problème de colmatage. Cependant, deux cas de colmatage de PCP dans un autre contexte hydrogéologique ont été rapportés dans la littérature. Installés au Québec, les PCP seront confrontés à des roches sédimentaires carbonatées. Leur résilience dans ce type d'aquifère reste à étudier.

Si des études numériques ont fourni les clés de compréhension des processus pouvant favoriser les précipitations de la calcite dans un PCP implanté dans un aquifère carbonaté, leur résilience n'a pas encore été testée sur le terrain. Or, la cinétique de réaction pour la calcite est différente dans un milieu naturel par rapport à un milieu contrôlé. Il serait donc nécessaire de calibrer les modèles numériques avec des données expérimentales. Actuellement les modèles thermo-hydro-chimiques sont testés avec des opérations géothermiques relativement constantes. Or, des études récentes ont démontré l'intérêt d'une opération dynamique pour les PCP. Les conséquences devront être analysées. Une stratégie particulièrement intéressante pour les PCP serait de traiter graduellement l'eau puisqu'ils en réutilisent une grande partie. C'est une hypothèse qui pourrait être approfondie une fois le modèle calibré. Comme montré par la revue de la littérature, il y a de nombreux processus de colmatage. En fonction de chaque problématique, une réponse peut être apportée. Il serait pertinent, avant même la mise en service du puits, de développer un protocole en laboratoire afin d'identifier le risque le plus probable pour chaque site.

### CHAPITRE 3 OBJECTIFS ET DÉMARCHE DE LA RECHERCHE

L'objectif général de cette thèse est de lever les incertitudes quant à la résilience des puits à colonne permanente vis-à-vis du colmatage dans le contexte hydrogéologique carbonaté de la région de Montréal, au Québec. Afin de réaliser cet objectif, une stratégie de recherche est établie. Elle s'adosse premièrement sur une infrastructure de recherche innovante permettant l'acquisition de données thermo-hydro-chimiques d'un puits à colonne permanente en exploitation dans ce contexte hydrogéologique. Cette acquisition permet d'identifier les risques liés à ce contexte et l'impact des opérations. De plus, l'acquisition de données expérimentales est utilisée pour calibrer un modèle thermo-hydro-chimique. Une fois calibré, ce modèle sert à quantifier les impacts des opérations géothermiques dynamiques sur le colmatage afin de dégager les meilleures pratiques opératoires. L'équipement de recherche donne l'opportunité de tester une nouvelle stratégie de traitement en surface s'appuyant sur le fait que les PCP recyclent une partie de leur eau souterraine. Finalement, toujours pour garantir un développement de cette technologie dans de nouveaux contextes hydrogéologiques, des essais en laboratoire sont développés. Une fois validées, ces expériences sont utilisées pour anticiper les problèmes en amont de la mise en service d'un nouveau site.

En résumé, l'objectif général est de lever les incertitudes quant à la résilience des puits à colonne permanente vis-à-vis du colmatage dans le contexte hydrogéologique carbonaté de la région de Montréal. Quatre objectifs spécifiques sont entrepris au travers de cette thèse pour atteindre cet objectif :

- Identifier les risques de colmatage et les opérations les stimulant pour des puits à colonne permanente dans un aquifère carbonaté ;
- Quantifier l'impact des opérations géothermiques dynamiques sur les précipitations de la calcite dans un puits à colonne permanente ;
- Élaborer une stratégie de laboratoire pour anticiper les problèmes de colmatage dans des puits à colonne permanente pour différents contextes hydrogéologiques ; et
- Établir un protocole de suivi des risques de colmatage sur des puits à colonne permanente de la région de Montréal et évaluer les bénéfices sur la mitigation du colmatage de l'opération conjointe d'une centrale de traitement des eaux souterraines et d'un puits à colonne permanente.

### **3.1 Premier objectif : Identifier les risques de colmatage et les opérations les stimulant pour des puits à colonne permanente dans un aquifère carbonaté**

Le premier objectif est traité dans l'article *Impact of Standing Column Well Operation on Carbonate Scaling* de L. Cercllet, B. Courcelles et P. Pasquier (2020) publié au journal *Water*. Il est présenté au Chapitre 4. Ce chapitre vise à déterminer le risque principal de colmatage de puits à colonne permanente dans le contexte hydrogéologique de Montréal. Il vise également à déterminer quelles opérations favorisent le colmatage dans les PCP. Afin d'atteindre ces objectifs, cet article s'adosse sur l'opération du laboratoire de géothermie connecté à un PCP. Dans un premier temps, 50 échantillons d'eau souterraine ont été collectés, durant une période de 267 jours. Dans un second temps, un dépôt collecté dans le système a été analysé par des méthodes de microscopie avancées (X-Ray et microscope à balayage électronique) permettant de déterminer sa composition chimique. Ainsi, le risque principal de colmatage a été identifié comme étant lié à la précipitation de la calcite. Grâce à la grande quantité de données expérimentales, cette étude a permis de mettre en évidence une relation statistique entre les données de concentration en ions calcium et les données d'opération, expliquant le processus menant à la formation du dépôt. Cette relation a été déterminée par une régression linéaire multiple pas-à-pas ("stepwise regression").

### **3.2 Deuxième objectif : Quantifier l'impact des opérations géothermiques dynamiques sur les précipitations de la calcite dans un puits à colonne permanente**

L'article présenté au Chapitre 5 permet d'identifier une relation statistique entre les concentrations des ions calcium et les opérations. Un récent article traitant de l'optimisation énergétique des PCP démontre l'intérêt d'une opération variable du débit de saignée (Beaudry *et al.*, 2022). Aussi, le second objectif spécifique de cette thèse est de quantifier le rôle de chaque opération et, plus précisément, l'impact du débit de saignée en fonction de différentes conditions d'opération ou environnementales. Cet objectif sera réalisé à travers l'article *Reactive Transport Model Predicting Calcite Precipitation : Case of a Dynamically Operated Standing Column Well* soumis au journal *Geothermics* par L. Cercllet, B. Courcelles, P. Pasquier en mai 2023. Pour atteindre cet objectif, 16 échantillons d'eau souterraine ont été collectés via le laboratoire de géothermie et le PCP, au cours d'une période de 70 jours. La période est composée de 7 séquences d'opération différentes. Une centrale de traitement des eaux souterraines est opérée séquentiellement. Les résultats expérimentaux sont utilisés pour calibrer un modèle thermo-hydro-chimique. Le modèle est développé sur le logiciel COMSOL Multiphysics.

sics® (2021) afin d'inclure une géométrie complexe et de représenter des physiques couplées. Ce modèle est composé de trois physiques. La première est un modèle hydraulique basé sur les équations de Darcy et de continuité. La seconde physique est le transfert de chaleur dans les milieux poreux. Ces deux parties s'appuient sur le modèle développé par Beaudry *et al.* (2018) pour le même site. Finalement, la dernière physique est un modèle de transport réactif multi-espèces sur la cinétique de réaction de la calcite. Cette dernière physique est décomposée en deux parties. La première partie est le calcul de la cinétique et du transport en fonction du temps. La deuxième est le calcul des équilibres des espèces secondaires. Cette stratégie de modélisation est inspirée des travaux de Eppner *et al.* (2017a). La calibration est réalisée en imposant les conditions d'opération sur les physiques hydraulique et thermique. Les opérations de traitement et la concentration initiale sont utilisées pour le transport réactif. Pour quantifier l'impact du traitement de l'eau souterrain et le dégazage du CO<sub>2</sub>, quatre cas différents sont simulés et comparés.

### **3.3 Troisième objectif : Élaborer une stratégie de laboratoire pour anticiper les problèmes de colmatage des puits à colonne permanente dans différents contextes hydrogéologiques**

Si le puits à colonne permanente opéré par le laboratoire n'a pas présenté de colmatage, des incertitudes existent sur l'implantation de PCP dans d'autres contextes hydrogéologiques. En effet, la revue de littérature démontre des problèmes variés. Pour pallier cette incertitude, une stratégie en laboratoire est testée pour anticiper les problèmes de colmatage avant la mise en service du PCP. Cet objectif a fait l'objet d'un article de conférence révisé dans le cadre du congrès de recherche du International Ground Source Heat Pump Association (IGSHPA) tenu à Las Vegas en 2022. Il est à noter que cet article a été sélectionné par le comité scientifique de la conférence pour un numéro spécial du journal *Science and Technology for the Built Environment*. Il est présenté au Chapitre 6. Il est intitulé : *Column Experiments to Anticipate Clogging of Standing Column Wells* par L. Cerlet, B. Courcelles, P. Pasquier. Deux essais en colonnes remplies de déblais de forage prélevés sur deux sites de PCP ont été réalisés. Les colonnes sont saturées avec de l'eau souterraine prélevée sur leur site correspondant. Les essais ont duré 50 et 52 jours, 36 et 38 échantillons d'eau souterraine ont été respectivement prélevés pour chacune des colonnes. Le montage expérimental est composé de deux éléments principaux. La première partie est composée d'une colonne de sol et d'un réservoir d'eau souterraine représentant la partie souterraine de l'échangeur de chaleur. Cette partie est thermorégulée via un bain thermostaté afin de reproduire les opérations de chauffage et de climatisation. Trois capteurs de pression sont installés le long de la colonne. La seconde partie

est composée d'une cellule de lames minces représentant la partie en surface de l'équipement de géothermie. Les lames minces sont composées soit d'acier inoxydable, soit de cuivre. Les données d'eau souterraine sont analysées par des indices de saturation et comparées à l'évolution des conductivités hydrauliques. Les lames minces sont quant à elles analysées par un microscope à balayage électronique pour identifier les compositions chimiques des dépôts potentiels à leur surface.

### **3.4 Quatrième objectif : Tester des stratégies de suivi des risques de colmatage sur des puits à colonne permanente dans la région de Montréal et évaluer les bénéfices sur la mitigation du colmatage de l'opération conjointe d'une centrale de traitement des eaux souterraines et d'un puits à colonne permanente**

L'article présenté au Chapitre 6 a démontré une variété de risques en fonction des sites étudiés. Afin d'assurer un déploiement optimal des PCP dans différents contextes hydrogéologiques, ce chapitre propose une présentation de différents processus de colmatage observés sur le terrain. Une discussion sur les causes et les conséquences de ces processus est proposée. Ainsi, ces résultats nourriront la discussion générale dans l'objectif d'améliorer la viabilité des PCP. La méthodologie est composée de prélèvements d'eau souterraine réguliers pour mesurer les indices de saturation. Elle est complétée par des analyses quantitatives de bactéries pour mesurer leur évolution et des observations par microscope.

En dernier lieu, une centrale de traitement des eaux souterraines est installée dans le laboratoire de géothermie. L'hypothèse testée est qu'en s'appuyant sur la réutilisation de l'eau souterraine par les PCP, cette unité permettrait de mitiger les problèmes de colmatage. Ce chapitre a donc pour objectif d'étudier son efficacité et sa viabilité. Pour réaliser cet objectif, des observations visuelles ont été réalisées pour le suivi des risques physiques. L'efficacité du traitement chimique est étudiée via le modèle thermo-hydro-chimique présenté au Chapitre 5. Finalement, son efficacité sur la microbiologie est traitée par le suivi quantitatif des bactéries en fonction des opérations de traitement.

## CHAPITRE 4    ARTICLE 1 : IMPACT OF STANDING COLUMN WELL OPERATION ON CARBONATE SCALING

Léo Cercllet<sup>1\*</sup>, Benoît Courcelles<sup>1</sup> and Philippe Pasquier<sup>1</sup>

Water, Volume 12 (8), August 7, 2020, Pages 2222

<sup>1</sup>Department of Civil, Geological and Mining Engineering, Polytechnique Montréal, P.O. Box 6079, Centre-Ville, Montréal, QC H3C 3A7, Canada; benoit.courcelles@polymtl.ca (B.C.); philippe.pasquier@polymtl.ca (P.P.)

\* Corresponding author: leo.cercllet@polymtl.ca.

### **Abstract**

Standing column well constitutes a recent promising solution to provide heating or cooling and to reduce greenhouse gases emissions in urban areas. Nevertheless, scaling issues can emerge in presence of carbonates and impact their efficiency. Even though a thermo-hydro-geochemical model demonstrated the impact of the water temperature on carbonate concentration, this conclusion has not been yet demonstrated by field investigations. To do so, an experimental ground source heat pump system connected to a standing column well was operated under various conditions to collect 50 groundwater samples over a period of 267 days. These field samples were used for mineral analysis and laboratory batch experiments. The results were analyzed with multivariate regression and geochemical simulations and confirmed a clear relationship between the calcium concentrations measured in the well, the temperature and the calcite equilibrium constant. It was also found that operating a ground source heat pump system in conjunction with a small groundwater treatment system allows reduction of calcium concentration in the well, while shutting down the system leads to a quite rapid increase at a level consistent with the regional calcium concentration. Although no major clogging or biofouling problem was observed after two years of operation, mineral scales made of carbonates precipitated on a flowmeter and hindered its operation. The paper provides insight on the impact of standing column well on groundwater quality and suggests some mitigation measures.

## 4.1 Introduction

Nowadays, it is mostly accepted that greenhouse gases are responsible for global warming (Pachauri *et al.*, 2014). Ground source heat pumps (GSHPs) have the capacity to reduce greenhouse gas emissions for heating and cooling buildings (Bayer *et al.*, 2012), which represented 61% of the total energy consumption in the commercial and institutional sector in Canada in 2016 (Canada, 2019). The GSHPs are sustainable technologies (Hahnlein *et al.*, 2013). Due to their renewable aspect and mostly their high energy efficiency, the number of GSHPs has been rising worldwide over the past 15 years (Lee, 2009). Among the different types of ground heat exchangers, standing column wells (SCWs) have proven to be a promising solution because of their high heat exchange rate and lower first costs (Orio *et al.*, 2005; O'Neill *et al.*, 2006). Another significant advantage is that SCWs can be installed more easily in urban areas as they require a smaller footprint than closed-loop systems, and less groundwater than open-loop systems (Pasquier *et al.*, 2016).

Basically, an SCW is a coaxial uncased well (see Figure 4.1), in which the groundwater is continuously recirculated. This brings the groundwater into direct contact with the surrounding rock and allows heat transfer by conduction along the borehole wall (Orio *et al.*, 2005; Pasquier *et al.*, 2016). During peak periods, part of the circulation flow rate is discharged outside the SCW. This process creates a cone of depression around the SCW and induces a convergent groundwater flow, increasing advective heat transfer that enhances the thermal performances of the SCW (Spitler *et al.*, 2002a; Pasquier *et al.*, 2016). However, since the groundwater is directly used as the heat carrier fluid, clogging processes can affect the SCW (Kim *et al.*, 2017) and the various mechanical devices (Gjengedal *et al.*, 2020) connected to it.

Indeed, precipitation can increase resistance to groundwater flow inside the pipes, obstruct the heat exchanger and the submersible pump. The latter can increase pump fatigue, which could lead to its premature failure (Gjengedal *et al.*, 2020). Besides, precipitation within the heat exchanger can also reduce the energy supplied to the GSHPs (Bott, 1995; Gjengedal *et al.*, 2020) and lead to a lower coefficient of performance. For instance, a deposit of 0.8 mm on a heat exchanger surface can increase the GSHP consumption by 19% (Rafferty, 2004). Several elements are indicators of active clogging processes within GSHP systems. These processes can have a physical (Jeong *et al.*, 2018; Van Beek *et al.*, 2009a), microbiological (Kim *et al.*, 2017; Würdemann *et al.*, 2014; Lerm *et al.*, 2013) or chemical (Palmer et Cherry, 1984; Possemiers *et al.*, 2014; Houben, 2003) source. However, in most cases clogging appears by a combination of more than one of those sources (Burté *et al.*, 2016; Rinck-Pfeiffer *et al.*, 2000).

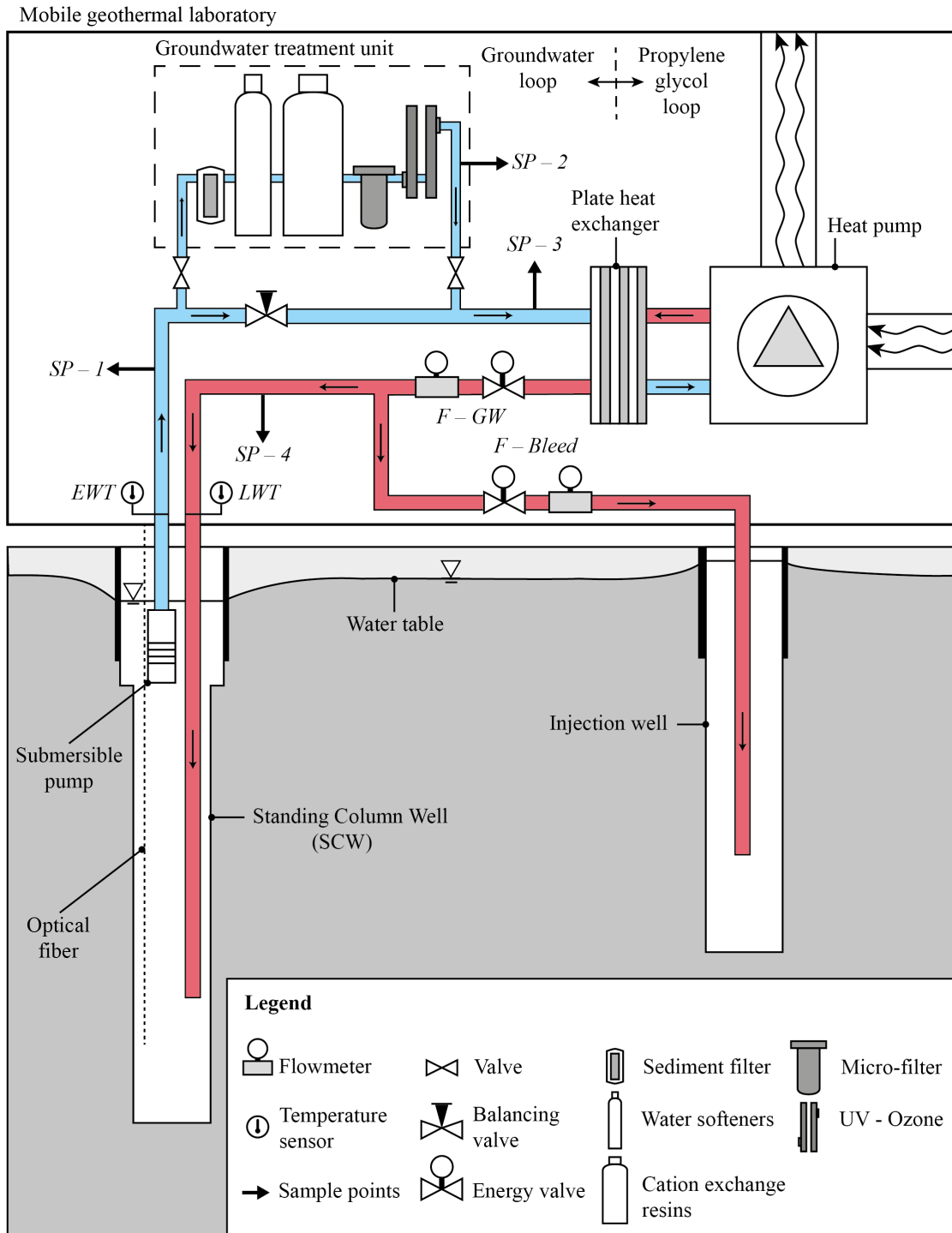


Figure 4.1 Illustration of the experimental standing column well connected to the mobile geothermal laboratory and its groundwater treatment unit. The four sample points ( $SP - 1$  to  $SP - 4$ ), the temperature probes ( $EWT$ ,  $LWT$ ) and the flowmeters ( $F - GW$ ,  $F - Bleed$ ) are also shown.

Many factors can promote clogging processes in carbonate environments. Indeed, the higher partial pressure of carbon dioxide in groundwater with respect to the atmosphere promotes  $CO_2$  degassing, which in turn increases calcite nucleation and precipitation. In a system using groundwater as the heat carrier fluid, these processes are active at the free surface since pumping operations induce a water level variation (Roy et Ryan, 2010) and a turbulent flow inside the well (Houben, 2003). The same processes are also active in the injection well (Garrido *et al.*, 2016) or in the hydraulic circuit if zones of low pressure are present (Banks, 2012). The dynamic operation of a system has also an impact on water quality. For instance, at system startup, the particle load increases in the well (Van Beek *et al.*, 2009a) while stagnant conditions occurring during downtime phases promote oxygenation, that in turn favors microbial abundance and diversity in the well (Westphal *et al.*, 2016).

The operation of a GSHP modifies the groundwater temperature (hotter during cooling mode, cooler during heating mode). Recently, the operation of a SCW has been simulated with a coupled thermo-hydro-geochemical model (Pasquier *et al.*, 2016; Eppner *et al.*, 2017b,a). These works clearly showed that during heating mode, the continuous recirculation of cold groundwater in a SCW promotes calcite dissolution and enrichment of  $Ca^{2+}$ . On the opposite, it was observed numerically that the cooling mode promotes precipitation mostly in the above-ground equipment. This advanced model was further exploited and revealed that sealing the SCW to prevent  $CO_2$  degassing decreased by 33.3% the precipitation rate of calcite (Eppner *et al.*, 2017a), and that a constant bleed rate of 10% reduced the calcite accumulation on borehole walls due to smaller temperature variations in the SCW (Eppner *et al.*, 2017b).

The previous numerical results were obtained considering the equilibrium reactions and kinetics of calcite (Plummer *et al.*, 1978). However, for the operating temperatures of a GSHP, laboratory tests indicated that calcite precipitation is inhibited by the presence in groundwater of orthophosphates (Dove et Hochella, 1993), magnesium and organic acids (Brons *et al.*, 1991; Griffioen et Appelo, 1993). Thus, simple geochemical models cannot be used alone to predict calcite precipitation in natural systems and should be complemented by field investigations. Study of biofouling occurring in an SCW has already been study for hydrous ferric oxides (Kim *et al.*, 2017; Burnside *et al.*, 2016). However, even though calcium carbonates are the most common scale deposit in open-loop residential systems (Rafferty, 2004), carbonates precipitation has yet not been studied during the operation of real SCW systems. This work aims to fulfill this gap of knowledge by using an GSHP system connected to an experimental SCW operated during 267 days under various cooling and heating conditions.

## 4.2 Site Description

The groundwater samples used to perform this study were collected through the use of a mobile geothermal laboratory that operates a SCW on a large scale. The following section presents the main components of this laboratory, the geochemical composition of the geological units crossed by the boreholes and the chemistry of the groundwater prior to the operation of the laboratory.

### 4.2.1 Geothermal Mobile Laboratory

The geothermal mobile laboratory (see Figure 4.1) is located in the city of Varennes, near Montreal in Canada. This infrastructure was designed to acquire information on the thermo-hydro-geochemical processes occurring during the operation of any ground heat exchanger such as open-loop, closed-loop or SCW (Beaudry *et al.*, 2018, 2019). The laboratory is composed of four water-to-air heat pumps of a total capacity of 56 kW. This allows emulation of the cooling and heating loads of a small building. To prevent clogging in the GSHPs, a plate heat exchanger separates the groundwater loop from a propylene glycol loop that supplies the GSHPs. All the equipment is held in a marine container to easily move it to different sites, as shown in Figure 4.2a and Table 4.1.

As shown in Figure 4.1, the groundwater loop includes a submersible pump, two flowmeters ( $F - GW$  and  $F - Bleed$ ), two temperature sensors ( $EWT$  and  $LWT$ ) and four sample points ( $SP - 1$  to  $SP - 4$ ). The recording equipment and its accuracy are presented in Table 4.2. Note that a groundwater treatment unit is also installed just before the plate heat exchanger to reduce clogging and scaling in the various parts of the system. Initially, the goal was to divert 20% of the groundwater to the treatment unit withdrawn by the submersible pump. Due to higher head loss than expected, only 3% to 7% of the total flow rate is actually treated. Since the groundwater is continually recirculated in the SCW, this allows treating all the groundwater of the SCW after a few cycles. The unit is composed

Table 4.1 Equipment installed in the mobile geothermal laboratory.

Component	Manufacturer	Model	Main Characteristics
Four heat pump	Trane	DXVF04817	Net cooling capacity 48.81 MBh
Heat exchanger	Mueller	LC-150 53	hours capacity 244 117 BTU/h
Submersible pump	Goulds water technology	65GS50	Flow range 30–80 GPM

of a sediment filter and two water softeners to protect the cation-ion exchange resin, which is regenerated with a brine. A disinfection system completes the groundwater treatment unit. The disinfection system is composed of one micro-filter, two low capacity ozone generators and one UV lamp. The characteristics of these devices are presented in Table 4.3 and shown in Figure 4.2b. Thus, sample point 1 ( $SP - 1$ ) is used to collect groundwater at the outlet of the SCW. Sample point 2 ( $SP - 2$ ) allows collection of the treated water while sample point 3 ( $SP - 3$ ) collects the mix of treated water and groundwater just before the plate heat exchanger. After heat transfer occurs at the plate heat exchanger, the water is reinjected into the aquifer, either by the SCW or injection well. The reinjected water is sampled from the sample point 4 ( $SP - 4$ ).

#### 4.2.2 Geology and Geochemistry

The GSHP system located in the laboratory is connected to a 300 m deep SCW ( $\varnothing$  165 mm) and to a 150 m deep injection well ( $\varnothing$  165 mm) located at a distance of 10 m. However, due to a delay to install the various pipes in the SCW, the bottom walls collapsed, resulting in an effective depth of 215 m. Notice that the SCW and injection well are not sealed and can therefore exchange gases with the atmosphere. A stratigraphic column of the geologic materials observed during drilling was established by Beaudry *et al.* (2018, 2019) from the macroscopic observation of 54 samples taken every 6.1 m (see Figure 4.3). This analysis indicated the presence of an overburden composed of clayed silt from the surface to a depth of 3.1 m. For depths of 3.1 to 239.3 m, the bedrock is composed mainly of gray mudstone intersected locally by beds of siltstone, beige-pink sandstone, beige limestone and igneous rocks. This material is attributed to the Nicolet Formation of the Lorraine Group (Globensky, 1987). For the depths of 239.3 m to 305.3 m, a black shale limestone attributed to the Utica Group (Globensky, 1987) was observed.

Due to the impact of the geology on groundwater quality, a geochemical analysis of the bedrock was performed on three composite rock samples taken randomly along the bore-

Table 4.2 Accuracy of the sensors installed in the mobile geothermal laboratory, from Beaudry *et al.* (2019).

Component	Manufacturer	Model	Accuracy
Energy valve	Belimo	AKRB24-EV	$\pm 2\%$
Electromagnetic flowmeter	Endress + Hauser	Proline Promag 53	$\pm 0.2\%$
Temperature sensor	Greystone	TE200	$\pm 0.2\text{ }^{\circ}\text{C}$
Optical fiber	Sensornet		$\pm 1\text{ }^{\circ}\text{C}$

Table 4.3 Equipment of the groundwater treatment unit.

Component	Manufacturer	Model	Main Characteristics
Sediment filter	JUDO PROFI	JPF-ATP 1 1/2	$\varnothing = 0.1$ mm
Water softener	Advanced Water Products	AWPBFI-1044AN	nominal flow = 18.93 L/min
Cation exchange resin	Sanitizer	AWP1054SE2	nominal flow = 30.28 L/min
Micro-filter	VIQUA	AWP-40C-V	$\varnothing = 5$ $\mu$ m
Ozone generator	VIQUA	S2Q-OZ	70 mg/h $O_3$ at 5 SCFH air flow
UV generator	TrojanUV	Pro10	40 mJ/cm <sup>2</sup>

hole (see Figure 4.3). To analyze each sample, the lithium tetraborate fusion method was used to determine the percentage of  $SiO_2$ ,  $Al_2O_3$ ,  $CaO$ ,  $MgO$ ,  $FeO$ ,  $Na_2O$ ,  $K_2O$ ,  $MnO$ . A LECO CS - 744 analyzer set at 1200 °C, was used to measure the concentration of  $S$  and of total carbon by infrared spectrophotometry method. The  $CO_2$  was determined by subtracting the total carbon to the carbon provided by the LECO CS-744 after a hydrochloric acid treatment (HCl at 50%) during 1 hour, according to the norm MA. 310 - CS 1.0 (Ministere du Developpement durable, 2013). The Loss On Ignition ( $LOI$ ) was set at 1000 °C. An average was calculated from all the samples and results are presented in Figure 4.3 (right).

The results of the geochemical analyses indicated that the bedrock was mainly composed of silicates, with high concentrations of aluminum, calcium, magnesium and iron oxides. A significant concentration of sulfur was also observed. The percentage of calcium carbonate ( $CaCO_3$ ) in the bedrock is calculated according to Equation 4.1 (Griffioen *et al.*, 2012).

$$CaCO_3 = M_{CaCO_3}/M_{CaO} \cdot [CaO - (0.0448 \cdot Al_2O_3 - 0.001147)] \quad (4.1)$$

where  $M_{CaCO_3}$ ,  $M_{CaO}$  are the molar mass. The resulting fraction of calcium carbonate in the samples is 12.78%. Note the Equation 4.1 is initially developed for Netherlands geology. The calcium carbonate percentage indicates that the bedrock is chemically reactive with the groundwater circulating in the SCW or within the fractures (Appelo et Postma, 2004). It should be noted that a part of the calcium observed in the samples can be present in the form of calcium sulfates ( $CaSO_4$ ), such as gypsum. In addition, due to the high percentage of magnesium oxides and  $CO_2$ , magnesium carbonate or dolomite ( $CaMg(CO_3)_2$ ) can also be present in the sample.



Figure 4.2 Mobile geothermal laboratory used during this study, (a) general outside view, (b) groundwater treatment unit and (c) view of the SCW head.

### 4.2.3 Initial Chemical Composition of Groundwater

An initial sampling of the groundwater present in the SCW was performed on 11 November 2016. The results obtained are shown in Table 4.4 and indicated a total hardness of 134 ppm  $\text{CaCO}_3$  and a pH of 8.1. These two values were above the values of 80 ppm and 7 recommended to avoid carbonate precipitation in GSHP systems (Rafferty, 2004). Thus, carbonate scaling was expected to occur in various parts of the system. Note that it was not possible to perform more than one sampling before starting the operations of the laboratory and thus characterize the seasonal fluctuations of the groundwater chemistry.

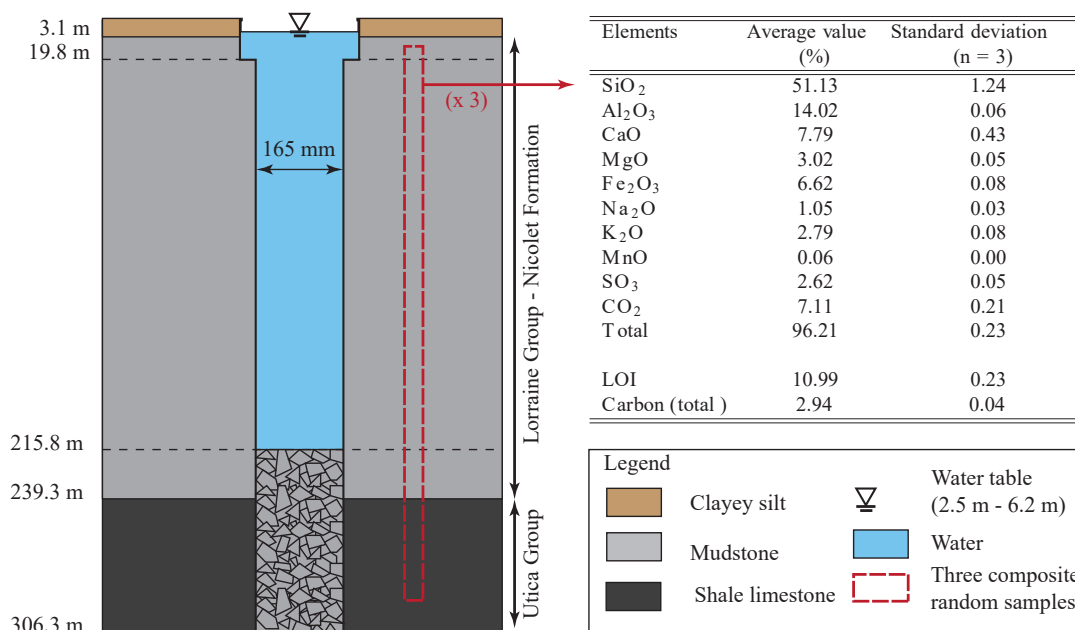


Figure 4.3 Geological stratigraphy and results of a geochemical analysis of the bedrock around the experimental standing column wells (SCWs). The geological units were identified from macroscopic observation of 54 samples taken every 6.1 m by Beaudry *et al.* (2018, 2019) while the geochemical analysis relies on three composite random samples.

### 4.3 Material and Method

First of all, this section presents the experience performed on the SCW. The groundwater samples were collected between January 2018 and October 2018 on a weekly basis (50 samples) under various conditions. These conditions are presented. A mineral scale sampled in January 2019 is presented. This sampling procedure and analysis method are presented. To interpret the groundwater calcium concentration during this operation, batch experiments of bedrock dissolution were performed in Polytechnique Montréal. The setup of batch experiments and the analysis method are presenting in this section. Finally, the chemical equations and software PHREEQC to calculated the kinetics and equilibrium for the batch experiments and the on-off sequence are presented.

#### 4.3.1 Field Sampling and Groundwater Analysis

The test conditions were decomposed into five identifiable sequences. The first one was a heating mode, composed of demand peaks during the day. The second one was an On-Off sequence. The third one was composed of constant heating demand during the day.

Table 4.4 Initial groundwater quality within the experimental SCW on 11 November 2016.

Parameter	Value	Unit
Calcium	32.40	ppm
Magnesium	13.00	ppm
Total hardness	134.0	ppm $CaCO_3$
Sulphate	90.60	ppm
Iron	0.34	ppm
Manganese	0.03	ppm
Total organic carbon	1.18	ppm
Inorganic carbon	83.70	ppm
Total Carbon	84.90	ppm
Sodium	310.00	ppm
Potassium	5.21	ppm
Bromide	1.20	ppm
Chloride	323.00	ppm
Fluoride	2.16	ppm
Ortho-phosphate	<0.05	ppm $P$
Nitrite	<0.10	ppm $N$
Nitrate	<0.10	ppm $N$
Total Alkalinity	370	ppm $CaCO_3$
pH	8.1	
Conductivity	1870	$\mu S/cm$
Temperature	11	$^{\circ}C$

The fourth one was a period of cooling and recirculating, and the last sequence was a cooling mode. These conditions are summarized in Table 4.5.

To collect representative groundwater samples, the following experimental protocol was established and upheld. Samples were collected after the submersible pump had been running for at least 5 min (even if a system downtime occurred during the previous days). Three flushes were performed for each sample point ( $SP - 1$  to  $SP - 4$ ) to eliminate any dead volume before sampling (D19 Committee). The measurements of temperature, pH, electrical conductivity and oxidation-reduction potential were then carried out with a multiparameter probe (YSI Pro Plus and Pro Series). The water was filtered with a  $0.45 \mu m$  hydrophilic polyvinylidene fluoride membrane (Millex-HV of Millipore). The samples dedicated to the analysis of iron and manganese were immediately acidified with a solution of  $HNO_3$  having a pH lower than 2. All samples were stored at  $4^{\circ}C$  for preservation until they were analyzed.

Analysis of the total soluble concentrations of  $Fe$ ,  $Mn$ ,  $Ca$  and  $Mg$  was carried out by atomic absorption with an Analyst 200 Spectrometer. The concentrations of major anions  $F^-$ ,  $Cl^-$ ,

$NO_2^-$ ,  $Br^-$ ,  $NO_3^-$ ,  $SO_4^{2-}$ ,  $PO_4^{3-}$  were determined by ionic chromatography with a Dionex ICS-5000 system. The detection limits of these two analysers were respectively 0.02 mg/L and 0.5 mg/L. A potentiometric titrator HI 901 measured the alkalinity.

Table 4.5 Summary of test condition.

Name	Characteristics	Date
Heating-1	Heating period with cyclic loading of the heat demand	January 1st to February 20th
On-Off sequence	10 involuntary On-Off operation	February 21st to March 26th
Heating-2	Heating phase without cyclic demand during the day	March 27th to May 15th
Cooling-Recirculating	Multiple operation	May 16th to July 27th
Cooling	Cooling with cyclic demand	July 28th to October 10th

### 4.3.2 Collection and Analysis of Mineral Scales

Installed in 2016, the flow meter  $F - GW$  began to malfunction between 10 October 2018 and 3 January 2019, until eventually it was decided to be disassembled. Observation of the flow meter piping indicated that mineral scales 0.8 mm thick were covering the inner piping (see Figure 4.4). The scales were tested with nitric acid ( $pH < 2$ ) and reacted proving the presence of carbonates. Some mineral chips were then collected and stored in tubes for 2 days before a microscopic analysis was performed at the Centre for Characterization and Microscopy of Materials in Polytechnique Montréal. The analysis was carried out using three different technologies: a scanning electron microscope (SEM), an energy dispersive spectroscopy (EDS) and an X-ray diffraction. It is worth noting that no other major problems associated to scaling or biofouling were observed so far.

### 4.3.3 Batch Experiments

A batch experiment was designed to study the calcium equilibrium and dissolution kinetics of the rock samples gathered during the drilling of the experimental wells. To that end, rock samples with grain sizes between 1.25 mm and 0.63 mm (mean 0.66 mm) were selected. The samples were washed with demineralized water, followed by a bath of hydrochloric acid (0.012N) of 10 s to remove all impurities that were fixed to the surface during the drilling process (Plummer *et al.*, 1978). Finally, the samples were rinsed with demineralized water

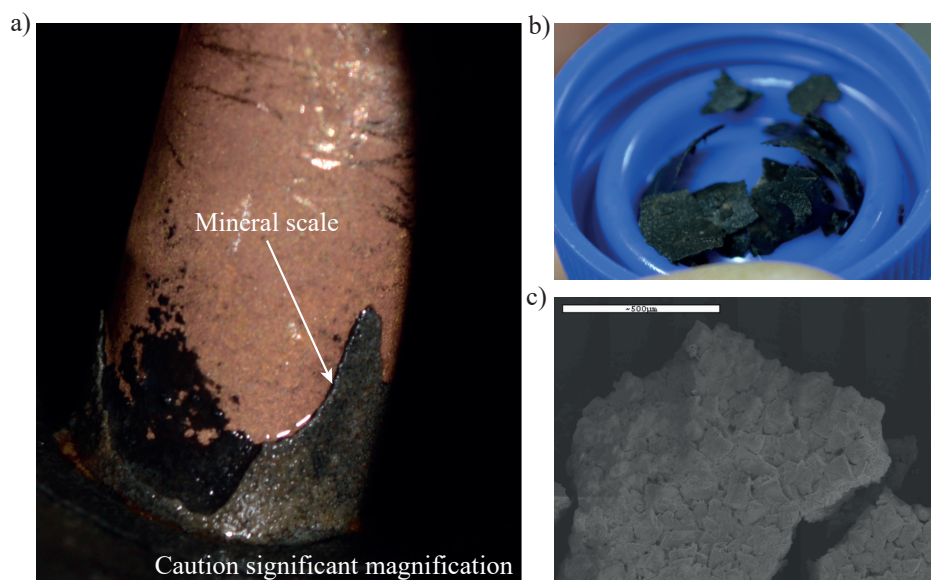


Figure 4.4 Visual observation of mineral deposits on the tip of flow meter after two years of operation. (a) Mineral deposits on the flow meter tip, (b) chips used for microscopic analysis and (c) image taken by a scanning electron microscope.

to stop the reaction with hydrochloric acid. The rock samples were then dried at 65 °C to prevent burning any organic matter. The samples relative density was measured at 2.76 following the standard ASTM C128-15 (ASTM International, 2015). Samples with a surface of approximately 8.25 cm<sup>2</sup> were immersed in 80 mL of demineralized water (manufacture by Mili-DI) at 11 °C in microbiological bottles, as shown in Figure 4.5. The microbiological bottles were sealed with rubber bushings to perform the dissolution in a closed system. Trapped air was replaced by injecting nitrogen  $N_2$ . An orbital shaker then was used to stir the rock samples and the demineralized water together, without opening the solution to the atmosphere. Previous works indicated the rate of rotation has a pronounced impact at low pH (<5) while at higher pH the grain surface has the largest influence (Plummer *et al.*, 1978). For this reason, the stirring speed was set to 200 rpm, speed at which the grain was suspended in the solution without mechanical shocks resulting of the impact with the microbiological bottles. During the batch experiment, the concentration of calcium and manganese was measured twice per day during one week by atomic absorption.

#### 4.3.4 Geochemical Simulation

The simulation software PHREEQC (Parkhurst et Appelo, 2013) was used to perform two geochemical simulations. These simulations were used to analyze the dissolution kinetics and equilibrium of the batch experiments and the impact of GSHP downtimes on calcium

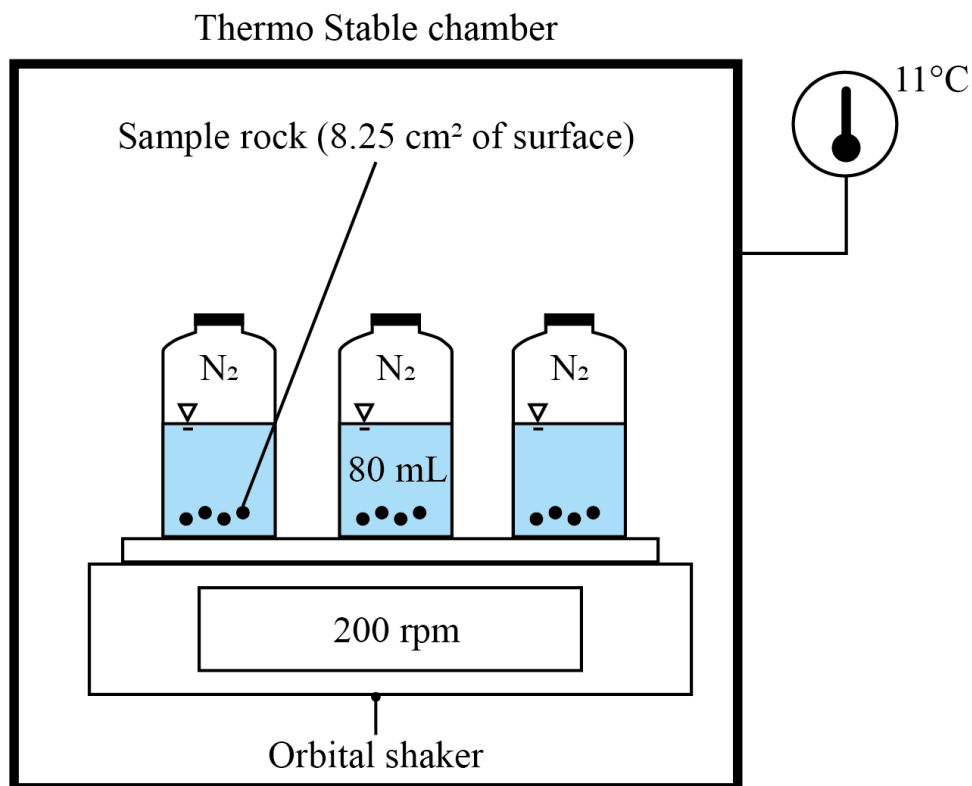


Figure 4.5 Experimental setup for the batch test in a closed system with temperature control at 11 °C. A rock sample having a surface of 8.25 cm<sup>2</sup> is brought into contact with a 80 mL of demineralizing water with setting continuous rotation at 200 rpm.

concentration. The third simulation allowed computation of the saturation index ( $SI$ ) of calcite in groundwater. The thermodynamic database WATEQ4F was adopted because it accounts for partial carbon dioxide pressure  $P_{CO_2}$  and includes temperature of the solution (Parkhurst et Appelo, 2013). This database has been used in related past studies (Garrido *et al.*, 2016; Palmer et Cherry, 1984) for these specific reasons. To simulate the dissolution kinetics of carbonate rock samples, PHREEQC uses the temperature dependent kinetics constants of calcite as identified by Plummer *et al.* (1978).

To interpret the equilibrium of a mineral, PHREEQC calculates the saturation index in water by Appelo et Postma (2004):

$$SI = \log \frac{IAP}{K(T)} \quad (4.2)$$

where  $IAP$  represents the ionic activity product calculated from the activities of free ion species. In Equation 4.2,  $K(T)$  is the temperature dependent equilibrium constant, with the temperature  $T$  in Kelvin. For a  $SI = 0$  the mineral is at equilibrium; for  $SI < 0$  the mineral is undersaturated, leading to a dominant dissolution state and if  $SI > 0$  the mineral is

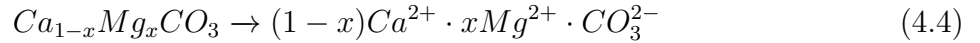
oversaturated, leading to the precipitation of the mineral (Appelo et Postma, 2004).

In this work, two temperature dependent equilibrium constants were used. The first equilibrium constant was for pure calcite and has been proposed by Plummer and Busenberg (Plummer et Busenberg, 1982):

$$\log(K_{Calcite}) = -171.9065 - 0.077993 \cdot T + \frac{2839.319}{T} + 71.595 \cdot \log(T) \quad (4.3)$$

An important feature of Equation 4.3 is that equilibrium constant decreases with temperature, leading to precipitation increase and calcium concentration reduction.

The second equilibrium constant considered the fact that magnesium inhibits calcite precipitation and that magnesian calcite ( $Ca_{1-x}Mg_xCO_3$ ) is more stable than pure calcite. To model this situation, the concept of *stoichiometric saturation* proposed by Thorstenson and Plummer (Thorstenson et Plummer, 1977) was used. The dissolution reaction for magnesian calcite is then:



where  $x$  is the molar concentration ratio between  $[Mg^{2+}]/[Ca^{2+}]$  in the aqueous and solid solution. The equilibrium constant for magnesian calcite is:

$$K_{Mg-Calcite} = a_{Ca^{2+}}^{(1-x)} \cdot a_{Mg^{2+}}^x \cdot a_{CO_3^{2-}} \quad (4.5)$$

where  $K_{Mg-Calcite}$  is the equilibrium constant,  $a_{Ca^{2+}}$ ,  $a_{Mg^{2+}}$  and  $a_{CO_3^{2-}}$  are the activity of species in aqueous solution. The right side of Equation (4.5) is the *IAP* used in Equation 4.2. The activities were calculated by PHREEQC using the final concentrations measured in the batch experiments described previously. At the end of dissolution, an equilibrium state was considered reached. The same kinetics of pure calcite developed by Plummer *et al.* (1978) were used.

#### 4.4 Results and Discussion

To identify the factors impacting carbonate scaling in a SCW, the geothermal laboratory and its groundwater treatment system were used between 16 January and 10 October 2018 under various heating and cooling conditions. During this period, the on-board data acquisition system recorded the operation parameters every minute, while groundwater sampling were performed on a weekly basis.

#### 4.4.1 Geochemical Mapping

The analysis results of the samples collected at sample points 1 to 4 are presented in Figure 4.6. To compare the results coming from a large data set, whisker boxplots were used. The latter present the median, the 25% and 75% percentiles, as well as the minimum, maximum and outliers' values. To observe the impact of the temperature on the water chemistry, the results were separated into two sets for each sample point based on the temperature measured at  $SP - 1$  during the groundwater sampling. The first set, shown in blue, is associated to temperatures equal to or lower than the initial groundwater temperature of 11 °C. The second set, shown in red, is associated to higher temperatures. This separation allowed us to study the impact of the cooling and heating mode.

The temperature at the sample points is shown in Figure 4.6a. Note that the number of samples  $n$  were uniformly distributed between the two sets of temperatures. The temperatures ranged between 1.3 °C at  $SP - 4$  and 36.2 °C at  $SP - 1$ , and covered the typical temperatures observed during the operation of a SCW system in heating and cooling mode. The median temperatures were almost the same for a given set. However, the median temperature at the outlet of the plate heat exchanger ( $SP - 4$ ) was 2.3 °C, which was significantly lower than the other medians for the cold dataset. This difference is due to the heat extraction at the plate heat exchanger occurring in heating mode, confirming the separation as being representative of the heating mode.

As shown in Figure 4.6b, it is clear that the pH evolved as a function of the temperature since the pH was 0.3 units higher in heating mode than in cooling mode. The same pattern was also observed for the calcium and magnesium concentrations shown in Figure 4.6c,d. Indeed, the median concentrations were systematically lower at higher temperatures, which indicates that calcite precipitation probably occurred when the GSHP system was in cooling mode. These experimental observations are consistent with the results of Eppner *et al.* (2017b,a) who used a coupled geochemical model and observed numerically that recirculation of cold groundwater in a SCW promotes calcite dissolution and calcium enrichment, while recirculation of warmer groundwater during cooling mode favors calcite precipitation and calcium depletion. The fact that magnesium concentrations were also lower in cooling mode is a good indicator that dissolution and precipitation of dolomite or magnesian calcite were also active in the GSHP system. This is supported by the energy-dispersive spectroscopy test and the X-ray diffraction test carried out on the mineral scales shown in Figure 4.4. Indeed, the microscopic analysis pointed out mostly calcite and some magnesian calcite in the scales, confirming that precipitation processes were active.

The effect of the groundwater treatment system was clearly visible on the pH and on the

calcium and magnesium concentrations coming from SP-2. Indeed, the median calcium concentration of the two temperature sets dropped by 80.8% and 88.9% at SP-2 with respect to SP-1. A similar result was observed with the magnesium, which dropped by 88.4% and 83.4%. These significant concentration reductions were partly attributed to the cation exchange resin and water softener installed in the groundwater treatment unit. The percentage of groundwater treated being small (3% to 7%), the impact of the treatment system on the concentrations measured at SP-3 and SP-4 was however smaller.

Nevertheless, the median concentrations of calcium and magnesium were significantly below their initial concentrations of 32.4 and 13.0 ppm, indicating that some processes were actively removing calcium from the groundwater. Based on the concentrations measured at the outlet of the groundwater treatment system ( $SP - 2$ ), it is clear that the continuous operation of the treatment unit could explain at least a part of these reductions. A second explanation lies in the probable impact of temperature on the equilibrium constants, which induces calcite precipitation and pH drop when the SCW is operated in cooling mode (Eppner *et al.*, 2017b,a). Degassing of  $CO_2$  can also explain a part of the calcium reduction Eppner *et al.* (2017a). Based on these sole results, it is however impossible to distinguish which process controls mostly precipitation.

#### 4.4.2 Impact of Temperature and GSHP Operation

It was shown in Section 4.4.1 that groundwater temperatures can impact calcium concentrations at a detectable level. However, this analysis did not allow to identify the impact of more complex GSHP operations. One can now see in Figure 4.7 the temporal evolution of calcium concentration, temperature and flow rate for various GSHP operation modes. First, note how calcium concentrations varied in time as a function of the GSHP operation mode in a quite complex manner. Indeed, concentrations of calcium ranged between nearly 0 to 62.80 ppm, with sharp increases during system' downtimes. From Figure 4.7a, it is also clear that the water treatment system reduced systematically calcium concentrations at  $SP - 2$ .

Although less striking, the concentrations measured at the system outlet ( $SP - 4$ ) were also lower than the ones measured at the inlet ( $SP - 1$ ) for most samples. When the groundwater treatment system was active, the average concentration difference between  $SP - 4$  and  $SP - 1$  was 2.37 ppm. By comparison, this value was 83.1% smaller at 0.40 ppm when the groundwater was not treated. Using the concentration difference between  $SP - 4$  and  $SP - 1$  and the flow rate shown in Figure 4.7d, the cumulative calcite mass potentially removed by the groundwater treatment system between 16 January and 10 October 2018 (267 days) was calculated to 33.5 kg (see Figure 4.7b). This suggests that by continuously removing

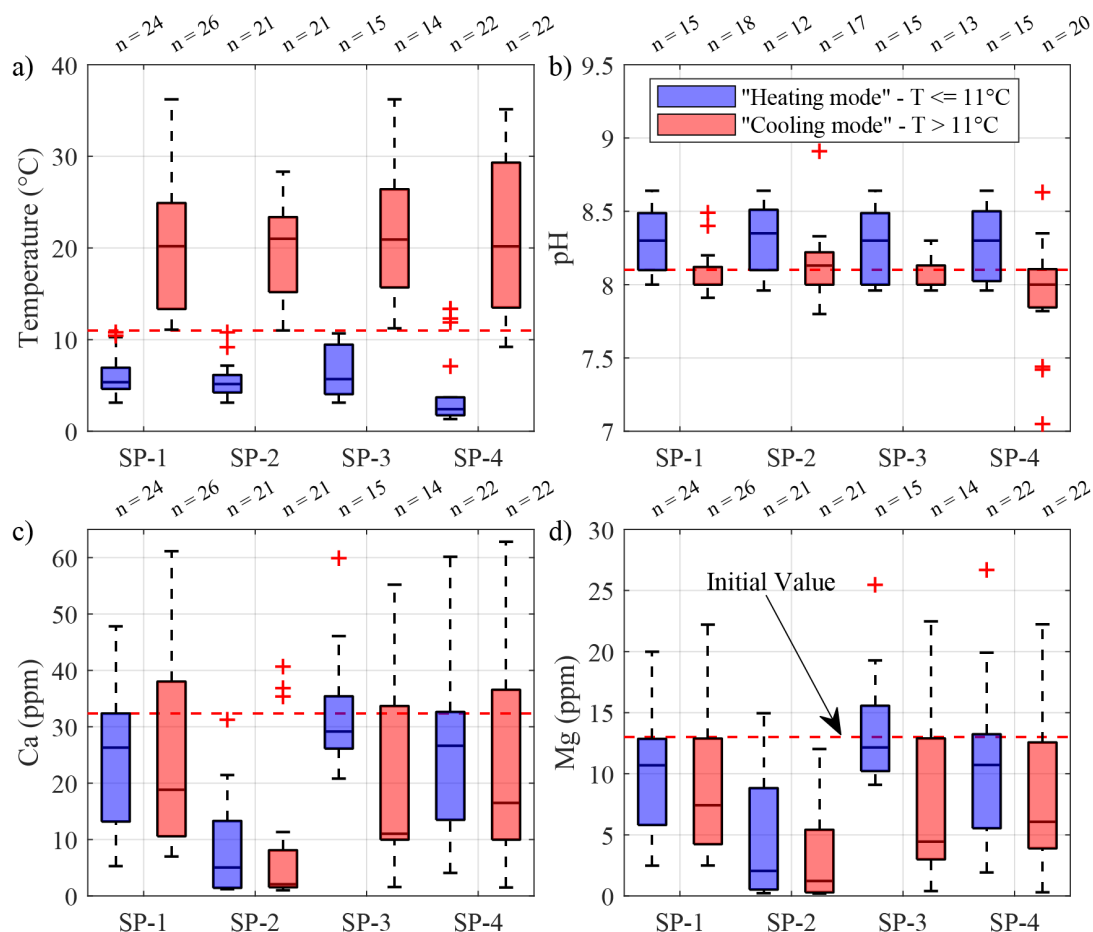


Figure 4.6 Mapping of (a) temperature, (b) pH, (c) calcium and (d) magnesium concentration of a few parameters as a function of the sample point. The sample points are located at the outlet of the SCW ( $SP - 1$ ) and groundwater treatment system ( $SP - 2$ ), and at the inlet ( $SP - 3$ ) and outlet ( $SP - 4$ ) of the plate heat exchanger. The horizontal red dashed line corresponds to the initial values. The red cross represents the outliers' values. The blue bars are associated to samples having a temperature lower or equal to 11 °C, while the red bars are associated to higher temperatures.

small amounts of calcium, the treatment system allowed bringing down the concentrations of calcium and could help preventing calcite precipitation even if only a small fraction of the total flow rate was treated.

Notice in Figure 4.7b how  $EWT$  and  $LWT$  differed during downtime from the temperature measured by the optic fiber installed in the SCW and how the temperature in the SCW rapidly returned to its initial value of 11.0 °C after each GSHP shutdown. Conversely, during a downtime the circulation flow rate being nil,  $EWT$  and  $LWT$  stabilized at the laboratory air temperature and were not representative of the groundwater temperature.

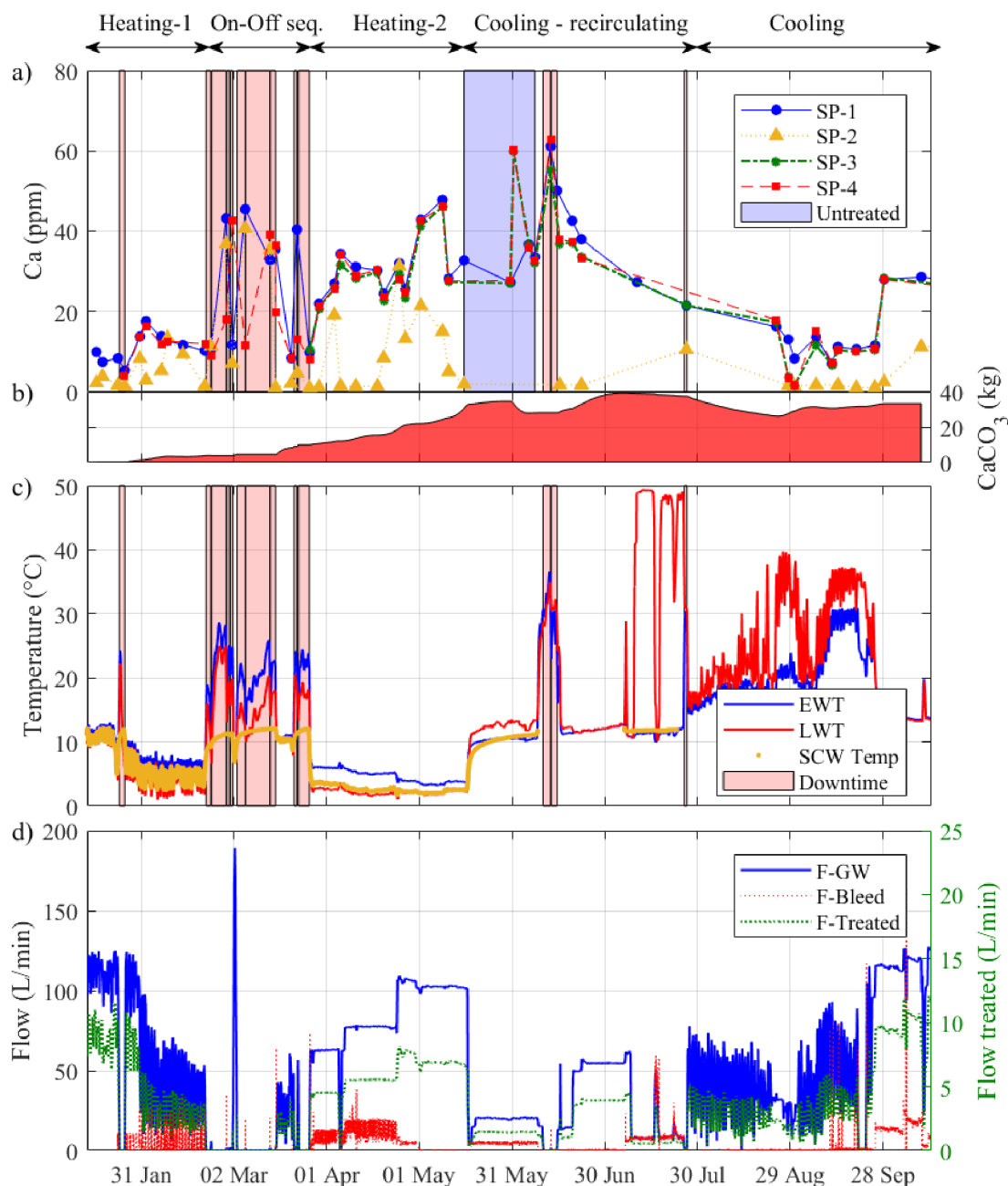


Figure 4.7 Summary of the GSHP operation and evolution of calcium concentration between 16 January and 10 October 2018. Evolution of (a) calcium concentration at sample points 1 to 4, (b) cumulative calcite mass potentially removed by the treatment system computed by interpolating the concentrations every minute, (c) entering, leaving and SCW water temperatures and (d) total, bleed and treated water flow rates. The red shaded areas represent downtime periods caused either on purpose, by mechanical or control problems, or power outage. The blue shaded area represents a period without water treatment of the groundwater.

Nevertheless, this indicates that temperatures of 20–25 °C (and even 35 °C in June 2018) developed within the pipes of the GSHP system. Such high temperatures could therefore promote carbonate precipitation and biofouling in the pipes' stagnant water.

Since analysis of the temporal series of Figure 4.7 did not reveal clear links between the calcium concentrations and the various operational parameters, a stepwise multiple linear regression was performed to identify the variables controlling the measured calcium concentrations. To identify the parameters having the highest impact on observations, the standardized regression coefficients were obtained by converting the explanatory variables to z-scores. Variables having a  $p$ -value ( $F$ -statistic) greater than 0.05 were deemed insignificant and were not included in the regression model. Alternatively, some variables were automatically combined and included if deemed significant. To capture linear and non linear relationships between the dependent variable ( $Ca$ ) and the operational parameters of the GSHP system, the latter were transformed, combined and/or averaged as shown in Table 4.6. For example, the average of  $EWT$  and  $LWT$  was used to represent the temperature within the SCW. This temperature signal was then used to evaluate the logarithm of equilibrium constant  $\log(K_{Calcite})$ . To measure short and long term effects and cyclic patterns, backward moving averages and moving standard deviations were applied on windows of 3 min and 24 h. The heating, recirculation and cooling modes were coded with integer values of  $-1$ ,  $0$  and  $1$ , respectively. Because of the calcium spikes observed during the downtime, a variable named *Downtime* was used to represent the time since system shutdown. A value of  $0$  was used if the system was operating. Finally, a variable describing the relative decrease in calcium due to the treatment system was used to represent the impact of the water treatment system on calcium concentrations.

Results of the stepwise regression are summarized in Table 4.6 while Figure 4.8 illustrates the retained regression model ( $R^2 = 0.88$ ). Note that several different variables were tested, leading to regression models having  $R^2$  ranging between 0.81 and 0.96. These models were almost always consistent with the results presented in this work. Based on the rank of the absolute value of the standardized coefficients, it is clear that the groundwater temperature explained most of the observed calcium concentrations. The standardized coefficients associated to  $\bar{T}$  (24 h) being negative, this indicates that calcium concentration was inversely proportional to the temperature within the experimental SCW. The second highest standardized coefficient was also negative and associated to the equilibrium constant of calcite  $K_{Calcite}$ . Note how these results are consistent with each other and indicate that lower calcium concentrations were expected at higher temperature due to a higher precipitation rate. This statistical result is also consistent with the kinetic reactions of carbonates.

A second important set of variables regroups the downtime and the operation mode. The standardized coefficients were all positives, indicating that calcium concentration was proportional to downtime. Recall that in Figure 4.7a calcium spikes were clearly present during downtime. As shown in Figure 4.8, the regression model integrated very well these events that range from approximately 7 to 60 ppm. The next section will show that this quite strong relationship with downtime was linked to the kinetic reactions of magnesian calcite and the time required to reach a chemical equilibrium. The standardized coefficient associated to the operation mode ( $-1$ ,  $0$  and  $1$ ) was positive. This is not surprising since this variable was coded with  $-1$  for heating (lower temperature) and  $1$  at higher temperatures and was basically a surrogate of  $\bar{T}$  (24 h).

The third set of variables considered in the regression model gathered the bleed flow rate ( $F-Bleed$ ) and the pumping flow rate ( $F-GW$ ), as well as the variables described previously. Analysis of the standardized coefficients indicated that  $F-Bleed$  was proportional to the calcium concentrations. The most plausible explanation is that the increased bleed flow rate promoted a flow of groundwater toward the SCW at a higher calcium concentration. The results of the batch tests presented in Section 4.4.3 supported this explanation.

Finally, the standard deviation of  $\bar{T}$  and  $F-GW$  was considered significant and included in the regression model. The fact that the standard deviation of these variables was so often included in the regression is surprising and is probably connected to the lower concentrations measured during periods of high variability. This relationship could be due to the cyclic pattern of the temperature (see Figure 4.7c) and its impact on kinetic reactions involving calcium. Similarly, changes of the water level in the SCW due to variations of the flow rate might impact  $CO_2$  degassing at the well head and the precipitation rates in the SCW. Additional work will however be necessary to prove these hypotheses.

It is worth noting that several variables were deemed insignificant by the stepwise regression and were not retained to explain the variations of calcium concentrations. For instance, the efficiency of the groundwater treatment system was not included, probably because the small flow rate of the treatment unit (3% to 7%) was too small to induce noticeable impacts. The fact that most of the variables calculated with a 3-min window were not included in the regression indicates that the processes affecting calcium concentration were more a matter of several hours than a few minutes.

### 4.4.3 Impact of Downtime

The previous section revealed that the duration of system shutdown influenced the concentration of calcium observed in the experimental SCW. To understand the link between these

Table 4.6 Results of a stepwise multiple linear regression performed with explanatory variables converted to z-scores. The temperatures are the average between EWT and LWT. The durations of 3 min and 24 h corresponded to the time interval used to calculate the backward moving average or the standard deviation.

Explanatory Variables	Standardized Coefficients	Rank
$\bar{T}$ (24 h)	-99.34	1
$\log(K_{Calcite})$ (24 h)	-97.23	2
<i>Downtime</i> $\times$ <i>Mode</i>	47.79	3
<i>Intercept</i>	44.78	4
$\sigma(\bar{T}$ (3 min)) $\times$ <i>Downtime</i>	35.69	5
<i>Downtime</i>	32.23	6
<i>Mode</i>	22.84	7
<i>F</i> - <i>Bleed</i> (24 h) $\times$ $\sigma(F$ - <i>GW</i> ) (24 h)	17.20	8
$\bar{T}$ (24 h) $\times$ <i>Mode</i>	-15.70	9
<i>F</i> - <i>Bleed</i> (24 h)	11.86	10
$\bar{T}$ (24 h) $\times$ <i>Downtime</i>	-11.64	11
$\sigma(\bar{T}$ (24 h))	-4.57	12
$\sigma(\bar{T}$ (3 min)) $\times$ <i>Mode</i>	4.48	13
$\sigma(\bar{T}$ (3 min))	3.95	14
$\sigma(F$ - <i>GW</i> ) (24 h)	2.68	15
<i>Treatment efficiency</i>	-	not included
$\bar{T}$ (3 min)	-	not included
$\log(K_{Calcite})$ (3 min)	-	not included
<i>F</i> - <i>GW</i> (24 h)	-	not included
<i>F</i> - <i>GW</i> (3 min)	-	not included
$\sigma(F$ - <i>GW</i> ) (3 min)	-	not included
<i>F</i> - <i>Bleed</i> (3 min)	-	not included
$\sigma(F$ - <i>Bleed</i> ) (24 h)	-	not included
$\sigma(F$ - <i>Bleed</i> ) (3 min)	-	not included

two variables, the results of the batch tests described in Section 4.3.3 were used to simulate during a shutdown the evolution of calcium within a SCW. The geochemical simulations were performed with the equilibrium constant of calcite ( $K_{Calcite}$ ) calculated according to Equation 4.3, and with the equilibrium constant for magnesian calcite ( $K_{Mg-Calcite}$ ). Note that  $K_{Mg-Calcite}$  was based on the activities corresponding to the concentrations of calcium, magnesium and alkalinity at the end of the batch test as shown in Table 4.7. The simulations calculated the evolution of calcium concentrations over 9 days, starting from an initial state in a specific environmental condition and considering a contact with a mineral surface. The initial state of the water corresponded to the initial groundwater quality for experimental SCW

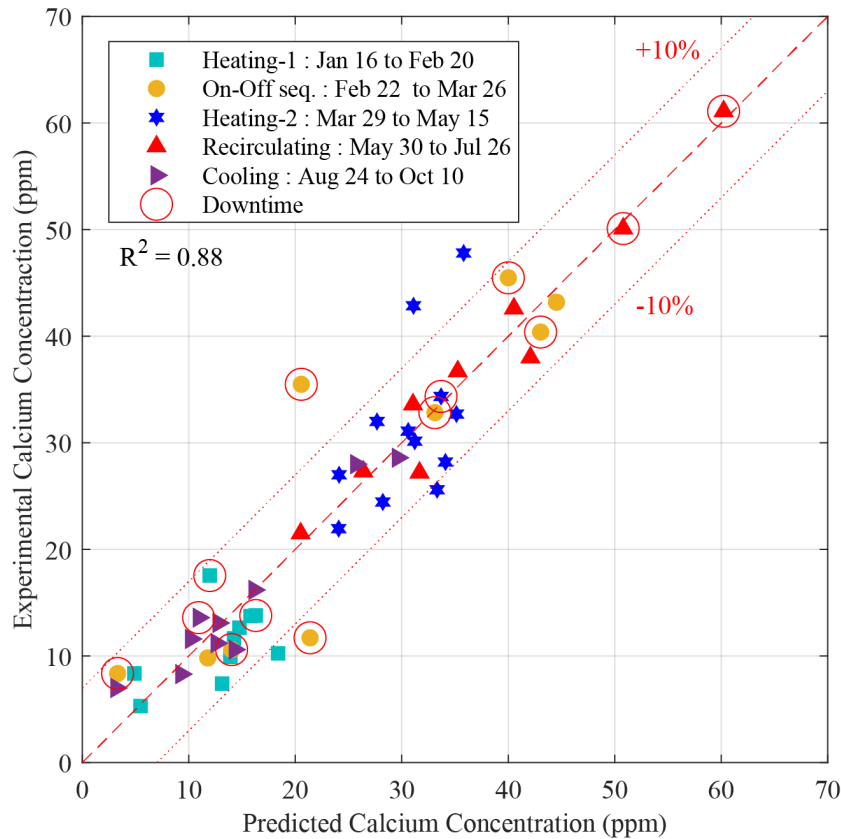


Figure 4.8 Prediction of the calcium concentrations measured at *SP* – 1 using a multiple linear regression model. The operation phases indicated in the legend correspond to the phases identified in Figure 4.7. Note that the circled symbols highlight a downtime period.

as shown in the Table 4.8. The minerals were either pure calcite or magnesian calcite. The  $x$  was calculated at 0.124 with calcium and magnesium concentrations presented in Table 4.7. The ratio between specific surface and volume were determined by the batch experiments. The same ratio was used for downtime periods. The simulations were performed using a temperature of 11°C, which corresponded to the initial groundwater temperature and with initial conditions representing either the batch experiments or the experimental SCW (see Table 4.8).

First, observe in Figure 4.9a how the calcium concentrations obtained with the equilibrium constant of magnesian calcite had a better fit to the measurements than the concentrations simulated with  $K_{Calcite}$ . The relative difference between the concentrations reached approximately 30% in the plateau. At a temperature of 11 °C, three days were required to reach the equilibrium. As indicated in Section 4.3.1, the submersible pump was activated during 5 min before sampling the groundwater in the geothermal laboratory. Thus, the concentrations measured during a downtime and shown in Figure 4.9b were deemed representative of

Table 4.7 Species activity at the end of the batch experiment.

Parameter	Final Condition	Activity
Volume	0.08 L	
pH	9.81	
$Ca^{2+}$	3.54 ppm	$7.901 \cdot 10^{-5}$
$Mg^{2+}$	0.44 ppm	$1.630 \cdot 10^{-5}$
$CO_3^{2+}$	12.47 mg/kg	$2.648 \cdot 10^{-5}$

the concentrations in the SCW at a temperature of approximately 11 °C. Both simulations showed an overall kinetics equivalent to that of the batch tests and in relative adequacy with the concentrations measured during downtime. The calcium concentration increased mainly during the first two days following a shutdown of the GSHP system. Note how the stoichiometric saturation model successfully represented the long term equilibrium condition for calcium concentration, approaching the initial groundwater concentration upon stabilization. These conditions could be observed for a shutdown of 8 days or more. For shorter downtime it seemed that calcium concentrations obtained with  $K_{Calcite}$  fitted better with the experimental values, stabilizing at 49.47 ppm.

Analysis of the temporal series of Figure 4.7 showed that a fairly rapid return to the initial temperature of 11 °C was observed after a shutdown of the GSHP system. At this temperature, geochemical simulations showed that an equilibrium concentration was reached in 3 days at levels compatible with calcium concentrations observed initially on site or during downtime. Regression model also indicated that calcium concentrations were proportional to shutdown duration and bleed flow rate. We concluded that the downtime promoted a return to the equilibrium in the SCW, while the bleed rate fostered groundwater inflow to the SCW at an equilibrium concentration higher than what was usually observed. These conclusions are, for the moment, limited to the specific test site studied in this work.

Table 4.8 Initial conditions and parameters used for the geochemical simulations presented in Figure 4.9.

Parameter	Batch	Downtime
Temperature [°C]	11.0	11.0
$P_{CO_2}$ [atm]	$10^{-3.5}$	$10^{-1.4}$
Initial Alkalinity [ppm $CaCO_3$ ]	0	370
Initial pH	5.64	8.1
Ratio area/volume [ $cm^2/L$ ]	103.5	103.5

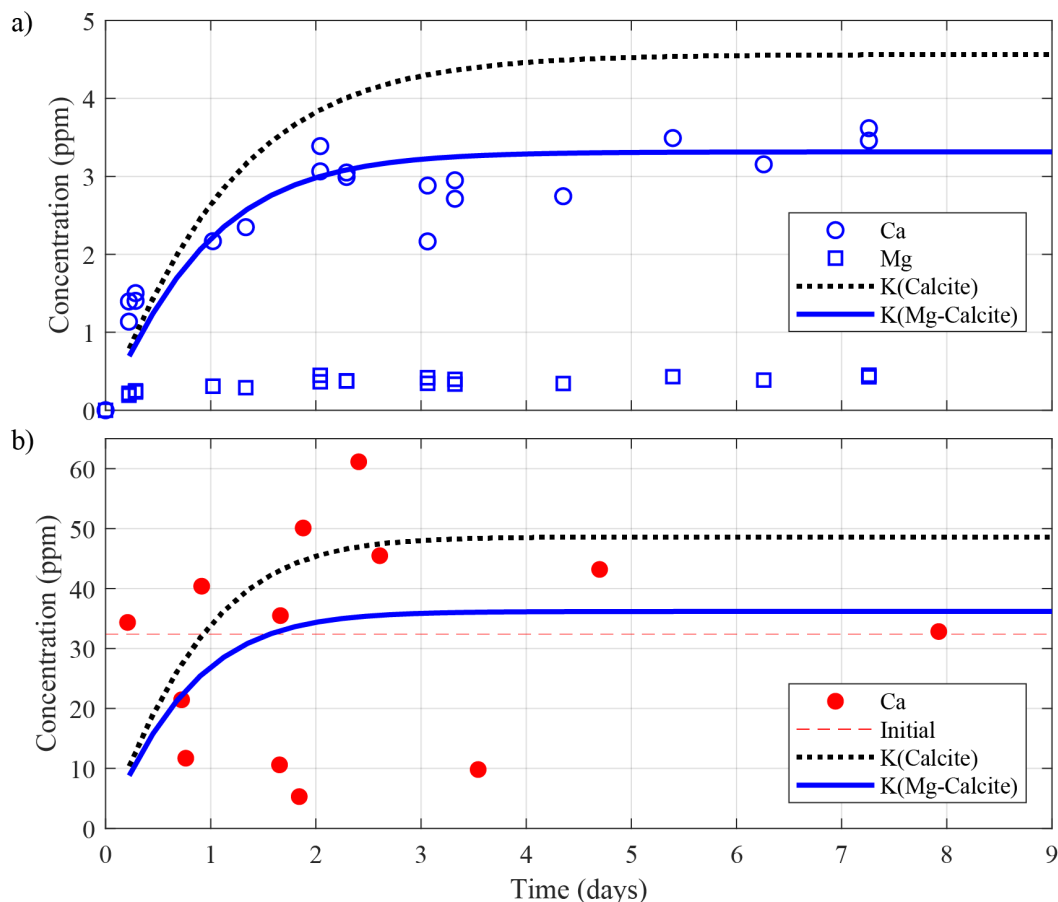


Figure 4.9 Evolution of calcium concentration for a rock sample composed of pure calcite or magnesian calcite as simulated by PHREEQC and comparison with the experimental measurements obtained during the (a) batch tests described in Section 4.3.3 and (b) downtime of the experiment shown in Figure 4.7.

## 4.5 Conclusions

In this work, an experimental ground source heat pump system connected to a standing column well was operated under various conditions and allowed collection of 50 groundwater samples over 267 days. Results of a multivariate statistical analysis and batch experiments pointed out the link between operations and carbonate equilibrium. Even though theoretical studies suggested an impact of operations on carbonate concentration, this was not yet demonstrated on full-scale standing column wells. As a result, the main contribution of the present paper is that temperature constitutes the most decisive parameter to explain the presence of calcium in the standing column wells and confirmed the dependence of calcium to reaction constants. A second important finding is the impact of system shutdowns.

Indeed, this operation allows a quite rapid calcium increase in the well, and can promote precipitation and biofouling in the above ground pipes. For the specific test sites studied in this work, the regression model and batch experiments also highlighted a proportional relationship between bleed flow rate and calcium concentrations.

The results obtained in this study also showed that operating a groundwater treatment unit allowed a global decrease in calcium concentration and prevented precipitation of a significant amount of calcite. Although no major clogging and biofouling problems were observed during the first two operation years of the system, the chosen flowmeter was proved unsuitable for the groundwater conditions of the experimental site. Use of other flowmeter types is therefore recommended. To limit precipitation and biofouling during downtime, it is suggested to purge the above ground piping network with an automatic system triggered during a prolonged downtime period. Finally, although the link between  $CO_2$  degassing and temperature variability was tiny, sealing the well could be an efficient way to limit  $CO_2$  degassing and carbonate precipitation.

## **Acknowledgments**

The authors are grateful to the funding partners. The authors would also like to thank two anonymous reviewers, N. Harris, L. Fabre, M. Ho, B. Dusseault, G. Beaudry, G. Dion and S. Robert who suggested improvements to this paper. We would like to thank M. Leduc and J. Leroy from the Laboratoire de géochimie de Polytechnique Montréal.

## CHAPITRE 5 ARTICLE 2 : REACTIVE TRANSPORT MODEL PREDICTING CALCITE PRECIPITATION : CASE OF A DYNAMICALLY OPERATED STANDING COLUMN WELL

Léo Cerclet<sup>1\*</sup>, Benoît Courcelles<sup>1</sup> and Philippe Pasquier<sup>1</sup>

Submitted to Geothermics, Jun 1th, 2023

<sup>1</sup>Department of Civil, Geological and Mining Engineering, Polytechnique Montréal, P.O. Box 6079, Centre-Ville, Montréal, QC H3C 3A7, Canada; benoit.courcelles@polymtl.ca (B.C.); philippe.pasquier@polymtl.ca (P.P.)

\* Corresponding author: leo.cerclet@polymtl.ca.

### Abstract

The sanding column well is a promising ground heat exchanger. Nevertheless, hard water can lead to scaling problems. The aim of this study is to calibrate a thermo-hydro-chemical model on experimental data to quantify the factors influencing the scaling. Groundwater samples were collected during 70 days on a standing column well operated jointly with a groundwater treatment unit. A coupled thermo-hydro-chemical model integrating nine aqueous species, calcite mineral reactions, CO<sub>2</sub> degassing, and temperature dependent reactions was developed and calibrated on the experimental measurements. Calibration results indicated a precipitated calcite mass of a few nanograms per day. It was observed numerically that when bleed is not active, treating only 2 % of the flowrate avoids calcite precipitation. If sealing the wellhead and limiting CO<sub>2</sub> degassing are possible, the simulation results indicate a reduction in precipitated calcite masses of 36 %.

### 5.1 Introduction

Ground source heat pump systems (GSHPs) constitute low-carbon energy sources for heating and cooling purposes (Bayer *et al.*, 2012). Among the different GSHPs, standing column wells (SCW) provide higher thermal efficiency and lower initial costs than conventional vertical systems (O'Neill *et al.*, 2006). In a SCW, the groundwater is pumped and reinjected inside the same uncased well (Orio *et al.*, 2005). The water is continually recirculated inside the well, unless a portion of water is bled towards an injection well. This "bleed operation" creates a depression cone around the SCW and generates a convergent groundwater flow

that promotes advective heat transfer. The higher thermal efficiency of SCW (compared to closed-loop GSHPs) leads to a smaller footprint to cover the same thermal demand, making them appropriate in dense urban areas (Pasquier *et al.*, 2016). Recent results also indicate that SCWs do not suffer from performance degradation in an urban context (Laroche *et al.*, 2022).

Initially used in the Northeastern United States region, SCWs were constructed in bedrock is mainly composed of igneous and metamorphic rocks. These rocks are made of insoluble minerals and usually contains groundwater of good quality. Under these conditions, some installations have been operated without major clogging issues for periods as long as 10 years and allowed a significant reduction of electric consumption (Orio *et al.*, 2005, 2006).

Recently, the thermal efficiency of SCWs has been evaluated successfully for colder climates in a sedimentary geological environment in Eastern Canada (Beaudry *et al.*, 2019; Nguyen *et al.*, 2020). However, it is still uncertain whether SCWs will develop clogging issues in this new geochemical environment, or if most installations will operate without deterioration. Indeed, since groundwater is used as heat carrier fluid, SCWs are exposed to problems similar to the ones observed with some open-loop systems. For instance, clogging issues have been reported for SCWs installation in the United Kingdom (Banks, 2012) and South Korea (Kim *et al.*, 2017).

As clogging problems can lead to a productivity loss (Gjengedal *et al.*, 2020; Rafferty, 2004), identification of the clogging origin is of primary importance. Among the various sources, calcite precipitation is a major issue for hard groundwater (Rafferty, 2004) and has been extensively studied in open-loop systems (Burté *et al.*, 2016; Garrido *et al.*, 2016). Such observations, however, usually require a long monitoring period to become clearly visible (Park *et al.*, 2015). A reactive transport model identified the impact of CO<sub>2</sub> degassing on calcite precipitation as a function of the amount of CO<sub>2</sub> exchange with the atmosphere. Only above a limit (68 % for this study) the calcite precipitation is increasing significantly (García-Gil *et al.*, 2016).

As it is time consuming to observe clogging in the field, some authors used numerical studies to ease identification of the main clogging mechanism, if any. One of the first studies to do such analysis used a chemical equilibrium model based on mass transfer (Palmer et Cherry, 1984). Using several simulations allowed observing that calcite precipitation is more likely to occur as the groundwater temperature increases. Similarly, when the dissolved CO<sub>2</sub> in groundwater is transferred to the atmosphere, calcite precipitation rates are increased by 6.4 times.

As native groundwater is continuously renewed in open-loop systems, the CO<sub>2</sub> partial pressure

difference between the groundwater and the atmosphere remains constant. In contrast, SCWs recirculate part of the groundwater and the proportion of native groundwater is strongly related to the bleed rate. Even if, in recirculation, some groundwater can be renewed by the pressure difference between injection and pumping area (Robert *et al.*, 2022; Yuill et Mikler, 1995).

To predict calcite precipitation in SCWs, a coupled thermo-hydro-chemical numerical model was developed in our research group by Eppner *et al.* (2017a,b). This model was used in a first study to simulate a SCW intercepted by a fracture and operated with a constant bleed ratio of 10 % for one year (Eppner *et al.*, 2017a). This model results identified summer to be the critical period for calcite precipitation since the temperature increases. Comparing cases with or without CO<sub>2</sub> degassing, it was found that degassing increased calcite precipitation by 33 % in summer. This was mainly due to an increase of temperature that promotes CO<sub>2</sub> degassing.

A second study used the same model to investigate the impact of bleed flowrate (Eppner *et al.*, 2017b). By comparing a 10 % constant bleed ratio with a recirculation operation, the bleed operation appears positive when the degassing is not present. In fact, the bleed limits the increase of temperature. Contrary, when the dissolved CO<sub>2</sub> is exchanged with the atmosphere, the calcite precipitation is less important in water recirculation after one year. It is because degassing stops when the dissolved CO<sub>2</sub> equilibrates with atmospheric CO<sub>2</sub> after a long period of time.

These studies identify the mechanic equipment of the GSHPS as the worst place for calcite precipitation, since the temperature modification is highest (Eppner *et al.*, 2017a,b). If numerical studies can help to identify the processes leading to calcite precipitation in a virtual SCW, the calcite kinetics in real systems is different from that in a controlled environment (Griffioen et Appelo, 1993), so the simulation parameters must be calibrated beforehand with experimental data.

Recently, some minor calcite precipitations were observed in the above-ground equipment of an experimental installation (Cerclet *et al.*, 2020). These precipitations were attributed, through a statistical analysis, to the temperature increase, the downtime period, the flowrate and the dynamic operation of the experimental SCW (Cerclet *et al.*, 2020). However, such dynamic operation can help to reduce the peak power demand and energy consumption of heating (Beaudry *et al.*, 2022). As modifying the bleed flowrate keeps the groundwater in the SCW in a chemical transient state, and that such modification promotes energy savings and greenhouse gas reduction, it is important to determine if SCWs in sedimentary environments will develop major clogging issues. The goal of this study is therefore to use experimental

data to calibrate a thermo-hydro-chemical model, to assess the impact of dynamic bleed flowrate on SCWs clogging and to identify potential mitigation strategies.

## 5.2 Experimental study

This section presents the experimental SCW, geothermal laboratory, above-ground equipment, data and experimental protocol used in this work. Note that most information contained in this section is a summary of previous studies published by our research group. For more details, the interested reader may consult Beaudry *et al.* (2018), Beaudry *et al.* (2019), Cerclet *et al.* (2020) and Nguyen *et al.* (2020).

### 5.2.1 Experimental test site

The experimental data used in this work come from a SCW drilled in 2016 in the city of Varennes, close to Montréal in Canada. The SCW is 300 m deep and mostly 165 mm in diameter. An injection well was drilled 10 m away from the SCW and is 150 m deep. Both wells are equipped with high-density-polyethylene (HDPE) pipes with a nominal diameter of 50.8 mm. These pipes allow deep injection of groundwater and ensure the connection of the submersible pump to a nearby mobile geothermal laboratory (MGL). In the SCW, the injection pipe is installed at a depth of 215 m. For practical and economic purposes, the submersible pump was installed at the top of the well at a depth of 18 m. It should be noted that the wells were not air-sealed and remained accessible for research or maintenance operations. The bottom of Fig. 5.1 illustrates the experimental SCW while the top of the figure displays the main components of the MGL.

The MGL is composed of two distinct main loops. A submersible pump supplies the groundwater loop which is connected to a heat exchanger. The heat exchanger ensures the heat transfer to the propylene glycol loop. This second loop contains four heat pumps with a total capacity of 56 kW. This configuration protects the heat pumps from clogging issues due to the groundwater. The worst period for the calcite precipitation is when the groundwater temperature increases. During this experience, a cooling operation was emulated by a water heater having a thermal power of 24 kW. Once the heat transfer is completed, the groundwater is totally or partly re-injected in the SCW. The bled groundwater is directed to the injection well (not shown in Fig. 5.1). The bleed flowrate is adjusted by a controlled valve.

A groundwater treatment unit (GTU), located at the entrance of the groundwater loop, can be used on demand. The GTU can treat only 0 % to 10 % of the total groundwater flow. It is designed to prevent mechanical, chemical, and microbiological clogging. For each

clogging type, a specific treatment is possible. The first treatment stage is the filtration. It is carried out by a rotary sediment filter and a sand filter included in the cationic resins. The second stage of treatment is performed by a cationic resin. This operation consists of an ionic exchange between the groundwater and the salt regenerated resin. The objective of this step is to capture a portion of the calcium from the groundwater and release sodium instead. The last stage is the disinfection of the groundwater with ozonation or UV after micron filtering. This last equipment was not active during this experiment.

The groundwater loop is monitored by different sensors and sampling point, shown in Fig. 5.1. During this study, temperature and flow sensors were used. For the flowrates, the control points are the return flowrates ( $\dot{V}_R$ ) and the bleeding flowrates ( $\dot{V}_B$ ). The sum of these flows corresponds to the total pumped flowrate ( $\dot{V}$ ). The bleed flowrate is usually expressed as a percentage of the total flowrate ( $\beta$ ). For the temperature, the two monitoring points are the entering water temperature ( $EWT$ ), and the leaving water temperature ( $LWT$ ) of the MGL. The groundwater sampling point ( $SP$ ) is installed close to  $EWT$ .

### 5.2.2 Site characterization

The geology was defined by the interpretation of drill cuttings coming from the SCW and the injection well (Beaudry *et al.*, 2019). The 3.1 m thick superficial layer is mostly composed of clayey silt. It stands on the bedrock which is mostly a gray mudstone until a depth of 215 m. Between 215 m and 300 m, black shaly limestone was mostly observed.

Geological observations were completed with a geochemistry analysis by Cerclet *et al.* (2020). Three composite rock samples were taken randomly along the borehole and analyzed with the lithium tetraborate fusion method and LECO CS-744 analyzer. The results indicate that the bedrock is mainly composed of  $\text{SiO}_2$  (51,13 %). The calcium oxide and the magnesium oxide proportions were 7.79 % and 3.02 %, respectively. Even if calcium oxide percentage is relatively low, a minor calcite deposition was observed on the tip of a flowmeter (Cerclet *et al.*, 2020).

The hydrogeological parameters have been recovered after a 6-day pumping test. The analysis of the pumping test gave a hydraulic conductivity of  $5.7E-7 \pm 0.2E-7 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$  and a specific storage coefficient of  $8.0E-4 \pm 0.3 \text{ m}^{-1}$  (Beaudry *et al.*, 2019). This test has also allowed to identify a fractured zone close to the surface. Following the pumping test, a groundwater sampling and analysis were performed, whose results are shown in Table 5.1. This single result is not sufficient to assess the natural seasonal variation of the groundwater quality, but acts as reference data before the GSHPS operation.

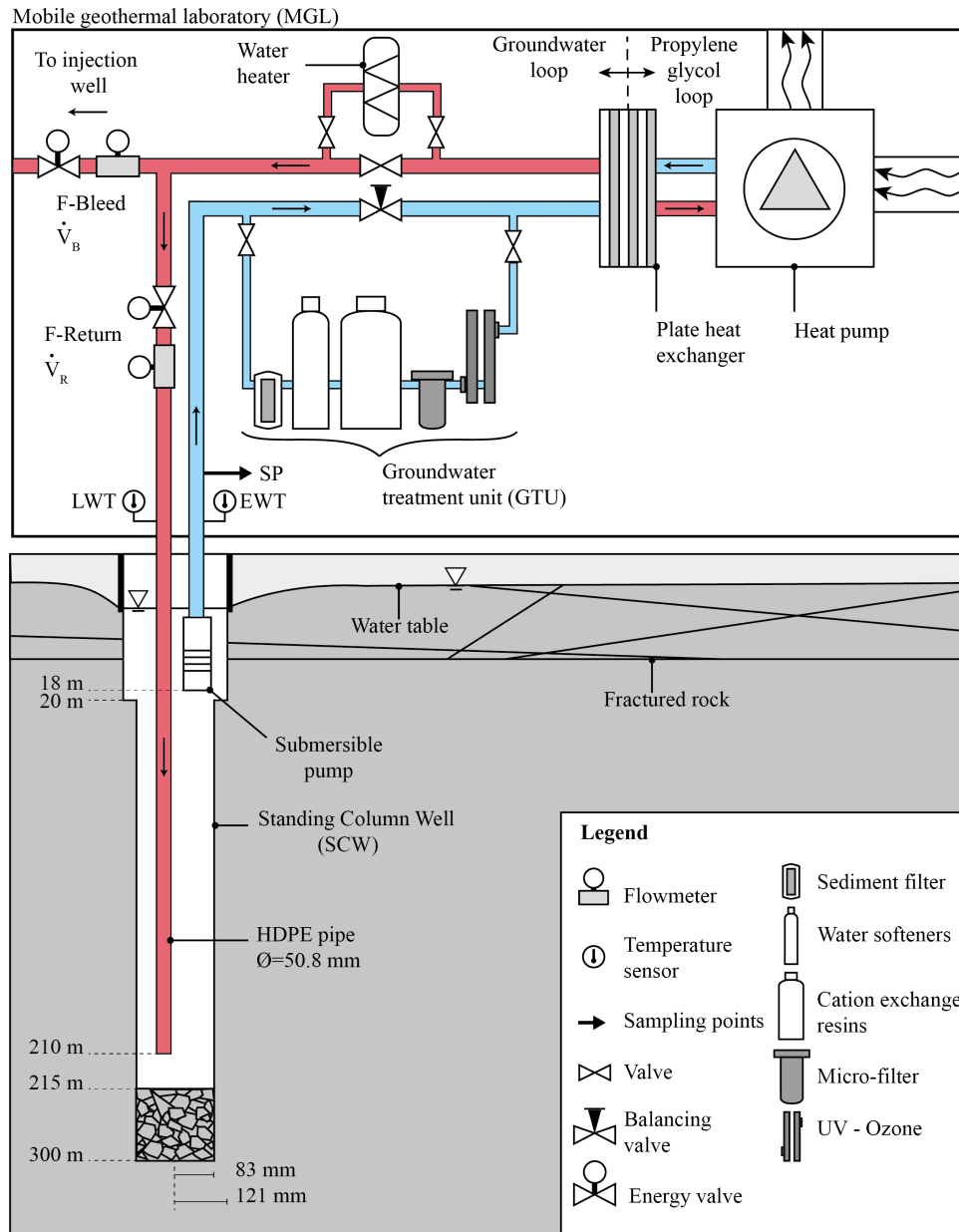


Figure 5.1 Experimental standing column well connected to the mobile geothermal laboratory and its groundwater treatment unit. The sampling point ( $SP$ ), the temperature probes ( $EWT$ ,  $LWT$ ), the flowmeters ( $F-Return$ ,  $F-Bleed$ ), and the flow ( $\dot{V}_R$ ,  $\dot{V}_B$ ) are also shown.

A long-duration thermal response test was performed by Beaudry *et al.* (2019) on the SCW. The experimental results were analyzed with the first-order approximation of the infinite line source model (Mogensen, 1983) and by a derivative-based analysis (Pasquier, 2018). A thermal conductivity of  $2.74 \pm 0.25 \text{ W}\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{K}^{-1}$  was provided by both analysis methods.

### 5.2.3 Experimental data acquisition

Previous studies on geothermal clogging have identified the cooling period as the most damaging operation for geothermal systems (Eppner *et al.*, 2017b; Cerclet *et al.*, 2020). To confirm this, a pulsed thermal response test of three months was performed. Since bleed is a key operational parameter to the groundwater motion around a SCW, different bleed ratios were tested ( $\beta$ ). The operational parameters of each pulse are summarized in Table 5.2. It is worth noting that the MGL records  $EWT$ ,  $LWT$ ,  $\dot{V}$  and  $\dot{V}_R$  every 30 seconds. The accuracy of these sensors are  $0.2 \text{ }^\circ\text{C}$  for temperatures and  $0.2 \%$  for the flowmeter.

For this study, 16 groundwater samples were collected, respectively from the tap  $SP$  as shown in Fig. 5.1. The water was filtered with a  $0.45 \mu\text{m}$  hydrophilic polyvinylidene fluoride membrane (Millex-HV of Millipore). The samples were stored at  $4 \text{ }^\circ\text{C}$  until analyzed. The concentration of the main ions was evaluated by ionic chromatography with a Dionex ICS-500 system. The measurements of temperature, conductivity, pH and oxide-reduction potential were done with a portable probe (YSI Pro Plus and Pro Series). The alkalinity was measured with a potentiometric titrator (Hanna HI 901).

## 5.3 Thermo-hydro-chemical Model

The software COMSOL Multiphysics® (2021) was used to simulate coupled multi-physics mechanisms (Eppner *et al.*, 2017a,b). Numerical simulation in this environment allows to simultaneously manage the SCW geometry, groundwater flow, heat transfer and multi-species reactive transport. To quantify the impact of bleed operations on calcite precipitation in a SCW, we adapted the SCW model of Beaudry *et al.* (2019) for the hydraulic and thermal part, and coupled it with the multi-species reactive transport model of Eppner *et al.* (2015).

### 5.3.1 Geometry and Materials

The SCW geometry is set as a 2D axisymmetric domain. A coaxial configuration is adopted, with the injection pipe in the center surrounded by an annular space. The depth of the model is 210 m which corresponds to the depth of the injection pipe. A pumping pipe is placed at 18 m to simulate the pump level. In comparison with the initial model developed by Beaudry

Table 5.1 Summary of initial groundwater quality on November 11th 2016 (adapt form (Cerclet *et al.*, 2020)).

Parameter	Value	Unit
Calcium	32.40	mg/L
Magnesium	13.00	mg/L
Sodium	310.00	mg/L
Potassium	5.21	mg/L
Total Alkalinity	370	mg/L $CaCO_3$
Sulphate	90.60	mg/L
Chloride	323.00	mg/L
pH	8.1	
Conductivity	1870	$\mu S/cm$
Temperature	11	$^{\circ}C$

Table 5.2 Summary of experimental operations.

Seq.	Last day (day)	$\bar{\beta}$ (%)	$\bar{V}$ (L/min)	$\Delta\bar{T}$ ( $^{\circ}C$ )	Treatment
1	7.25	9.45	82.50	0	Off
2	11.45	9.45	82.50	4	Off
3	23	9.45	82.50	4	On
4	36	0	74.9	4.42	On
5	47.66	0	74.9	0	On
6	57.57	6.9	85	-	On
7	70	0	100	0	Off

*et al.* (2019), the sedimentation chamber is replaced by a continuity condition at the end of the SCW and the pumping chamber was not modeled to simplify the geometry. The radius of the model is set to 30 m to avoid interaction with the boundaries. The model includes three geological layers (see Fig. 5.2). The first layer is 3 m deep and is for the clayey silt. The second layer is 5 m thick and represents the fractured rock. The last layer represents the unfractured rock.

For each material, hydraulic, thermal and transport properties are attributed as presented in Table 5.3. The HDPE values are provided by the manufacturer. Note it is not included in the reactive transport model. The transport characteristics for the other domains are adapted from Eppner *et al.* (2017a) and some modifications are made to calibrate the model to experimental data. The main change is related to the A/V ratio (see below). The new ratio is  $1E-4$  1/m, which is lower than the initial value. The second modification is related

to the molecular diffusion in the fractured zone fixed in this work at  $1E-4 \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ , compared to  $1E-5 \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ .

### 5.3.2 Darcy's Law

The governing equations are the continuity equation and the Darcy's law, represented respectively by:

$$\rho S_s \frac{\partial p}{\partial t} = -\nabla \cdot (\rho \mathbf{v}) \quad (5.1)$$

and ;

$$\mathbf{v} = \frac{-K}{\rho g} (\nabla p + \rho g \nabla z) \quad (5.2)$$

where  $p$  is the pressure,  $z$  is the elevation,  $K$  is the hydraulic conductivity,  $S_s$  is the specific storage coefficient,  $\mathbf{v}$  is the Darcy's velocity,  $g$  is the gravitational acceleration. Differently from the initial model developed by Beaudry *et al.* (2019), the groundwater density and the viscosity were fixed to the initial temperature, i.e.  $12.86 \text{ }^\circ\text{C}$ .

### 5.3.3 Heat Transfer Model

The heat transfer model in porous media includes conduction and groundwater advection. The result of Darcy's velocity computed in the groundwater flow model is used to solve heat transfer through

$$(\rho C_p)_{eq} \frac{\partial T}{\partial t} + (\rho C_p)_w \mathbf{v} \cdot \nabla T = \nabla (k_{eq} \nabla T) \quad (5.3)$$

where  $k_{eq}$  and  $\rho C_p$  are respectively the thermal conductivity and volumetric heat capacity, and  $T$  is the temperature.

### 5.3.4 Multi-Species reactive transport model

The multi-species reactive transport model has been developed by Eppner *et al.* (2015). The reactive transport model includes advection, dispersion, diffusion, and reaction of nine aqueous species ( $H^+$ ,  $HCO_3^-$ ,  $Ca^{2+}$ ,  $OH^-$ ,  $H_2CO_3$ ,  $CO_3^{2-}$ ,  $CaHCO_3^+$ ,  $CaCO_3(aq)$ ,  $CaOH^+$ ). These aqueous species are involved in the calcite dissolution/precipitation mechanisms. To reduce the number of species in the model, the usual simplification  $H_2CO_3 = CO_2(aq)$ , is use (Appelo et Postma, 2004). Note the main carbonate for the study pH is the  $HCO_3^-$  (Appelo et Postma, 2004; Cosmo *et al.*, 2022). The concentration of carbonic acid is calculated with Henry's Law and the  $CO_2$  partial pressure. The reaction term is expressed considering equilibrium for aqueous species and kinetics for reactions with mineral phases (Steeffel et

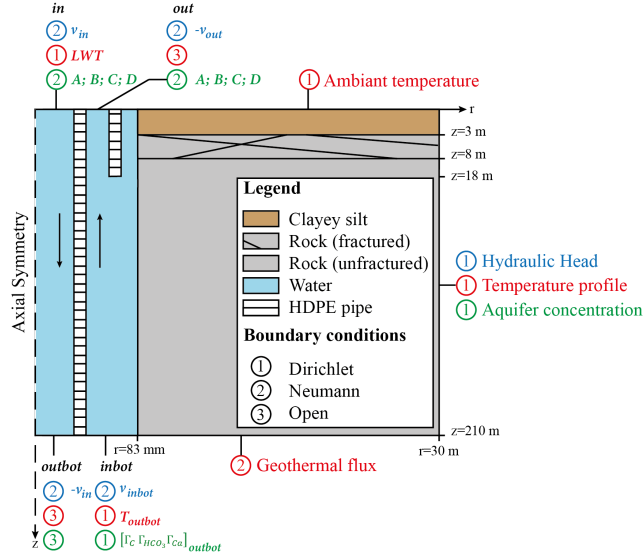


Figure 5.2 Geometry and boundary conditions of the hydraulic (blue), heat transfer (red) and geochemical model (green). If not specified, a zero flux boundary condition is assumed. The numbers illustrate the boundary type, 1 for Dirichlet, 2 for Neumann, and 3 for Open boundary (not to scale).

Lasaga, 1995). The equilibrium of aqueous species corresponds to fast reactions compared to the transport and reactions with mineral phases. The local equilibrium of aqueous species is assumed instantaneously at every point of the domain (Saaltink *et al.*, 1998). However, the reaction rate for mineral water is time dependent (Steeffel et Lasaga, 1995).

The general equation of reactive multi-species transport is given by:

$$n \frac{\partial \mathbf{c}}{\partial t} = n(\nabla \cdot (D \nabla \mathbf{c}) - \nabla \cdot (\mathbf{v} \mathbf{c})) + \mathbf{S}'_e \mathbf{r}_e + \mathbf{S}'_k \mathbf{r}_k \quad (5.4)$$

where  $n$  is the porosity,  $\mathbf{c}$  the vector of nine aqueous species concentration,  $D$  the dispersion coefficient,  $\mathbf{S}_e$  the stoichiometric matrix of equilibrium reactions,  $\mathbf{r}_e$  the vector of the reaction rate for equilibrium reactions,  $\mathbf{S}_k$  the stoichiometric matrix of kinetics reaction and  $\mathbf{r}_k$  the vector of reaction rates for kinetic reactions. Contrary to  $\mathbf{r}_k$ ,  $\mathbf{r}_e$  cannot be expressed as a function of aqueous species concentrations (Saaltink *et al.*, 1998). So, Eq. 5.4 cannot be solved by a differential approach in this form (Holzbecher, 2005). Additionally, to reduce the number of transport equation, Saaltink *et al.* (1998) proposed a solution strategy to eliminate  $\mathbf{r}_e$ . The equilibrium matrix  $\mathbf{S}'_e$  is multiplied by a transformation matrix  $\mathbf{U}$  with the condition

Table 5.3 Equivalent properties of model materials.

Parameter	Unit	Clay silt	Fractured rock	Unfractured rock	HDPE	Water
Hydraulic conductivity ( $K$ )	$\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$	$1E-7$	$5.7E-7$	$5.7E-5$	–	–
Specific storage ( $S_s$ )	$\text{m}^{-1}$	$1E-7$	$2.47E-8$	$2.47E-8$	–	–
Porosity ( $n$ )	–	0.20	0.01	0.01	0	1
Thermal conductivity ( $k$ )	$\text{W}\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{K}^{-1}$	1.80	2.76	2.76	0.42	0.52
Volumetric heat capacity ( $\rho C_p$ )	$\text{kJ}\cdot\text{m}^3\cdot\text{K}^{-1}$	2320	2000	2000	2174	4176
Molecular diffusion ( $D_f$ )	$\text{m}^2\cdot\text{s}^{-1}$	$1E-9$	$1E-4$	$1E-9$	–	$1E-2$
Dynamic dispersivity ( $\alpha_L/\alpha_T$ )	m	6.7/0.67	0.1/0	6.7/0.67	–	0/0
Longitudinal/Transverse $A/V$	$\text{m}^{-1}$	$1E-4$	$1E-4$	$1E-4$	–	$1E-5$

$\mathbf{S}'_e \mathbf{U} = 0$ . Thus, Eq. 5.4 becomes

$$n \frac{\partial \mathbf{\Gamma}}{\partial t} = n(\nabla \cdot (D \nabla \mathbf{\Gamma}) - \nabla \cdot (\mathbf{v} \mathbf{\Gamma})) + \mathbf{U} \mathbf{S}'_k \mathbf{r}_k \quad (5.5)$$

where  $\mathbf{\Gamma} = \mathbf{U} \mathbf{c}$  is the vector of total concentrations. The next section presents the construction of the transformation matrix  $\mathbf{U}$  and the vector of total concentration  $\mathbf{\Gamma}$ . The link between the equilibrium and the transformation matrix is also detailed in the next section, as well as the influence of the temperature.

### Equilibrium reaction

The equilibrium reactions included in this model are presented in Table 5.4 with the equilibrium constants presented at 25 °C. In this model, the empirical temperature-dependent formula of Langmuir (1997) is used, whose form is  $a + bT + c/T + d \log T + e/T^2$ , and where  $a$  through  $e$  are empirical constants and  $T$  is in Kelvin.

It is worthy noting that the reactions in Table 5.4 can be expressed under a matrix form,

Table 5.4 The equilibrium reaction and the equilibrium constants at 25°C

Nb	Equilibrium reaction	$\log K_{eq}$ (25°C)
$r_{e1}$	$H^+ + OH^- \rightleftharpoons H_2O$	-14.00
$r_{e2}$	$H^+ + CO_3^{2-} \rightleftharpoons HCO_3^-$	-10.329
$r_{e3}$	$Ca^{2+} + HCO_3^- \rightleftharpoons CaHCO_3^+$	1.106
$r_{e4}$	$H^+ + HCO_3^- \rightleftharpoons H_2CO_3$	-6.352
$r_{e5}$	$Ca^{2+} + CO_3^{2-} \rightleftharpoons CaCO_{3(aq)}$	3.224
$r_{e6}$	$H^+ + CaOH^+ \rightleftharpoons Ca^{2+} + H_2O$	-12.78

which leads, according to the mass action law, to the following linear system of equations:

$$\mathbf{S}_e \cdot \log \boldsymbol{\alpha} = \log \mathbf{K}_{eq} \quad (5.6)$$

where  $\boldsymbol{\alpha}$  is the vector of aqueous species activities. The activities depend on the ionic strength calculated by the Debye-Hückel theory, explained by the Eq.5.8 to 5.10. The equilibrium matrix  $\mathbf{S}_e$  respects the equilibrium reactions presented in Table 5.4. For a geochemical system of  $N_r$  reactions and  $N_s$  species, this matrix is of dimension  $N_r \times N_s$ , given by

$$\mathbf{S}_e = \begin{matrix} & \begin{matrix} H^+ & HCO_3^- & Ca^{2+} & OH^- & H_2CO_3 & CO_3^{2-} & CaHCO_3^+ & CaCO_3(aq) & CaOH^+ \end{matrix} \\ \begin{matrix} r_{e1} \\ r_{e2} \\ r_{e3} \\ r_{e4} \\ r_{e5} \\ r_{e6} \end{matrix} & \begin{bmatrix} 1 & 0 & 0 & 1 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 1 & -1 & 0 & 0 & 0 & 1 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 1 & 1 & 0 & 0 & 0 & -1 & 0 & 0 \\ 1 & 1 & 0 & 0 & -1 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 1 & 0 & 0 & 1 & 0 & -1 & 0 \\ 1 & 0 & -1 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 1 \end{bmatrix} \end{matrix} \quad (5.7)$$

The activities are related to the molal concentration by an activity coefficient as following :

$$\alpha_i = \gamma_i \cdot m_i / m_i^0 \quad (5.8)$$

where  $m_i$  is the molality of ion  $i$ ,  $m_i^0$  is the standard state, and  $\gamma$  is the activity coefficients.

The activity coefficients are calculated using the Debye-Hückel equation for dilute electrolytes. It describes the electrostatic interaction as :

$$\log \gamma_i = -\frac{Az_i^2\sqrt{I}}{1 + B\hat{a}_i\sqrt{I}} \quad (5.9)$$

where  $A$  and  $B$  are temperature dependent constants,  $z_i$  is the charge number of ion  $i$ ,  $\hat{a}_i$  is the empirical ion-size and  $I$  is the ionic strength of the solution. The ionic strength defines the number of electrical charges in the solution, according to Eq. 5.10

$$I = \sum m_i \cdot z_i^2 \quad (5.10)$$

The numbers in the matrix of Eq. 5.7 are the stoichiometric coefficients for each reaction presented in Table 5.4. The positive values are for reactants whereas negative values are for products. To solve for the concentration of the aqueous species,  $N_s - N_r$  additional equations must be added to complete the system. These new equations correspond to the mass balance.



The backward reaction is controlled by the saturation state. The direct rate constants are  $k_1$ ,  $k_2$  and  $k_3$  and calculated as follows:

$$\begin{aligned}\log k_1 &= 0.198 - (444/T) \\ \log k_2 &= 2.84 - (2177/T) \\ \log k_3 &= -5.86 - (317/T) \text{ for } T < 298.15K \\ \log k_3 &= -1.10 - (1737/T) \text{ for } T > 298.15K\end{aligned}\tag{5.15}$$

with the temperature expressed in Kelvin. These constants are involved in the calculation of the forward rate or direct rate, which is expressed according to

$$r_{fw} = k_1 \cdot \alpha_H + k_2 \cdot \alpha_{H_2CO_2} + k_3 \cdot \alpha_{H_2O}\tag{5.16}$$

In Eq. 5.16,  $\alpha_i$  represents the activity of each species calculated with the Debye-Hückel theory. The kinetics rate is calculated by adding the inverse reaction based on the equilibrium of the calcite:



The equilibrium constant of calcite ( $K_{sp}$ ) is temperature dependent. It has the same empirical form than other equilibrium constants presented in Table 5.4. The kinetics rate of calcite is calculated with the empirical formula of Parkhurst et Appelo (2013) as follows:

$$r_k = \frac{A}{V} \cdot r_{fw} \cdot \left(1 - \frac{IAP}{K_{sp}}\right)^{\frac{2}{3}}\tag{5.18}$$

The term  $A/V$  represents the surface of calcite available to the volume of water expressed in 1/m. The pure-calcite surface is unknown, so this parameter is considered as an adjustment variable. The terms  $IAP$  and  $K_{sp}$  are respectively the ion activity product and the equilibrium constant of calcite. Their ratio represents the saturation state ( $\Omega$ ). The saturation index (SI) is calculated as the logarithm of the saturation state.

Finally, the kinetics matrix  $\mathbf{S}_k$  using the Eq. 5.17 is given by

$$\mathbf{S}_k = r_k \begin{bmatrix} H^+ & HCO_3^- & Ca^{2+} & OH^- & H_2CO_3 & CO_3^{2-} & CaHCO_3^+ & CaCO_{3(aq)} & CaOH^+ \\ 0 & 0 & -1 & 0 & 0 & -1 & 0 & 0 & 0 \end{bmatrix}\tag{5.19}$$

and allows computation of the source term in Eq. 5.5 by

$$U \mathbf{S}'_k \mathbf{r}_k = \begin{matrix} \Gamma_H \\ \Gamma_{HCO_3} \\ \Gamma_{Ca} \end{matrix} \begin{bmatrix} r_k \\ -r_k \\ -r_k \end{bmatrix} \quad (5.20)$$

Note that to respect the reaction direction, the inverse of  $r_k$  has been chosen. This way, when the saturation state ( $\Omega$ ) is above 1, the solution is supersaturated. So, the total concentrations of calcium and carbonates decrease.

### 5.3.5 Initial and boundary conditions

This section presents the initial and the boundary condition applies to the thermo-hydro-chemical model. Three subsections present the hydraulics, the thermals and the geochemistry conditions respectively colored in bleu, red and green in Fig. 5.2. In Fig. 5.2, the numbers illustrate the boundary type, 1 for Dirichlet, 2 for Neumann, and 3 for Open boundary.

#### Hydraulics conditions

The hydraulic level was 2 m deep before pumping tests. As a result, the initial hydraulic head in the whole model is 208 m. The hydraulics conditions are displayed in blue in Fig. 5.2. The hydraulic head is a Dirichlet boundary fixed at 208 m at the radial of the model. A Neumann boundary condition represents the pumping conditions recorded during the test (see Table 5.2). The flowrate recorded is smoothed with a moving average to avoid numerical instabilities. Injection ( $v_{in}$ ) and pumping ( $v_{out}$ ) velocities are imposed as boundary conditions (see Fig. 5.2) and they are calculated according to Eq. 5.21. Since the model does not have a sedimentary chamber, continuity conditions are applied between the bottom of injected pipe and the bottom of annular space. The velocity depends on the area as following

$$\begin{aligned} v_{in} &= \frac{\dot{V}_R}{A_{in}} \text{ with } \dot{V}_R = \dot{V}(1 - \beta) \\ v_{inbot} &= \frac{\dot{V}_R}{A_{inbot}} \\ v_{out} &= \frac{\dot{V}}{A_{out}} \end{aligned} \quad (5.21)$$

where  $\dot{V}$  and  $\dot{V}_R$  are respectively the total pumping flow and the rejected flow,  $\beta$  is the bleed ratio directed to the injection well, and where  $A_{in}$ ,  $A_{inbot}$  and  $A_{out}$  are in the areas of the injection pipe, the annular space and the pumping pipe, as illustrated in Fig. 5.2.

### Thermal Condition

The initial temperature is set at 12.86 °C. The thermal boundaries are shown by the red conditions in Fig. 5.2. The temperature at the surface of the ground is imposed as ambient temperature, and is equal to the initial temperature. The radial boundary is also set to the initial temperature. The inlet of the SCW is equal to the smoothed temperature recorded by the temperature sensor *LWT*. The outlet of the SCW is an open condition which corresponds to the *EWT*. The temperature is calculated at the exit of the injection pipe and is imposed to the entrance of the annular space. This operation ensures a thermal continuity inside the SCW. Finally, A Neumann boundary is imposed at the base of the model to simulate the geothermal gradient. The heat flux is equal to 0.063 W·m<sup>-2</sup>.

### Geochemistry conditions and simulation cases

The initial concentrations are calibrated based on two samples collected during Seq. 1 (see Table 5.2). The calibrated concentrations are presented in Table 5.6. The boundaries imposed on the geochemistry model are shown by the green condition in Fig. 5.2. The initial concentration varies radially to consider a 4-year operation that has modified the native water chemistry around the SCW.

As regards to the other conditions, the bottom of the SCW is a concentration loop that ensures continuity. At the top of the well, four different cases (A to D), shown in Fig. 5.3 and summarized in Table 5.5, are compared. For case A, a flux of each total species is imposed to the top of the SCW, the total concentration is equal between the inlet and the outlet. The corresponding equation is presented in Table 5.5. Case B includes CO<sub>2</sub> degassing on water-air interface as proposed by Eppner *et al.* (2017a). This flux exchange is a function of the transfer velocity  $k_{CO_2}$ , the Henry's constant  $K_H$  and the difference between the CO<sub>2</sub> partial pressure in the groundwater ( $\dot{P}_{CO_2}$ ) and atmosphere ( $\hat{P}_{CO_2}$ ). Note that  $k_{CO_2}$  is calculated with the Schmidt number. The Henry's constant and this number are temperature-dependent. This flux exchange is represented in Eq. 5.22. Case C includes the treatment as a percentage of total calcium removal (2 %). Case D includes an additional CO<sub>2</sub> degassing.

$$F_{CO_2} = k_{CO_2} \cdot (\dot{P}_{CO_2} - \hat{P}_{CO_2}) \quad (5.22)$$

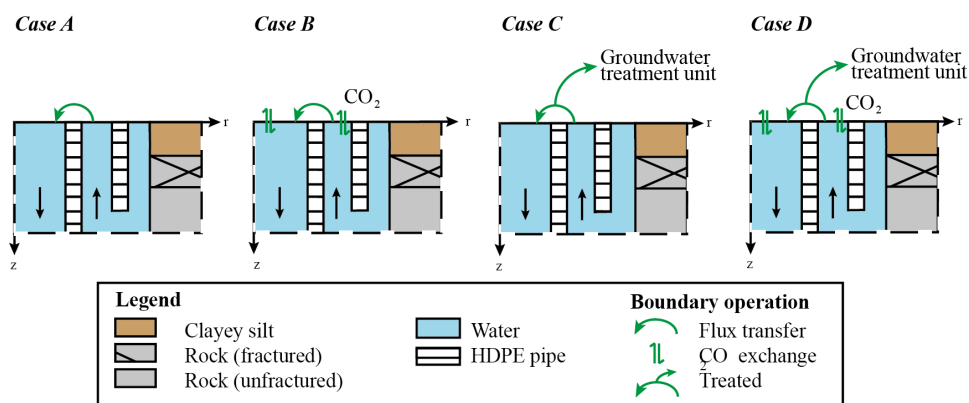


Figure 5.3 Geochemical boundary conditions applied to the inlet and outlet of standing column well on cases A through D.

## 5.4 Results and discussion of the thermo-hydro-chemical response

In this section, the experimental data and the output of the four thermo-hydro-chemical models are compared. The models are also used to derive useful metrics and produce maps of temperature and calcium concentrations around the SCW, thus allowing to identify the main processes at work.

### 5.4.1 Comparison of experimental data and simulated responses

Measured and simulated entering water temperatures are shown in Fig. 5.4a and have a RMSE of 0.49 °C. It is considered acceptable for this study as it corresponds to a relative error of about 1.3 % with respect to the maximum temperature change observed. Note that the smoothed flowrates shown in Fig. 5.4b were used in the reactive multi-species transport model to avoid numerical instabilities, ease simulation and reduce simulation time.

Figures 5.4c, d and e illustrate, over a period of 70 days, the calcium concentration, pH and calcite saturation index. One can see how the responses vary for Cases A to D, i.e. if a water treatment and/or a degassing of CO<sub>2</sub> is taken into account in the model. Note how well the reactive multi-species transport model of Case D, which includes simultaneously CO<sub>2</sub> degassing and groundwater treatment, was able to reproduce the experimental measurements of Ca<sup>2+</sup>, pH and SI. Although the simulated responses corresponding to Case C are close to the measured Ca<sup>2+</sup> and SI, the simulated pH is relatively far from the measurements. Finally, the simulations for cases A and B show very different responses from the experimental measurements for all chemical parameters. Remember that only the ratio A/V introduced in Section 5.3.4 and in Table 5.3 was modified to improve the fit to the measurements.

Table 5.5 Flux boundary conditions for the total concentration for test cases A, B, C and D.

Case	Boundary <i>in</i>	<i>out</i>
<b>A</b>	$F_{\Gamma_H} = \Gamma_H \cdot v_{in}$ $F_{\Gamma_{HCO_3}} = \Gamma_{HCO_3} \cdot v_{in}$ $F_{\Gamma_{Ca}} = \Gamma_{Ca} \cdot v_{in}$	$F_{\Gamma_H} = -\Gamma_H \cdot v_{out}$ $F_{\Gamma_{HCO_3}} = -\Gamma_{HCO_3} \cdot v_{out}$ $F_{\Gamma_{Ca}} = -\Gamma_{Ca} \cdot v_{out}$
<b>B</b>	$F_{\Gamma_H} = \Gamma_H \cdot v_{in} - F_{CO_2}$ $F_{\Gamma_{HCO_3}} = \Gamma_{HCO_3} \cdot v_{in} - F_{CO_2}$ $F_{\Gamma_{Ca}} = \Gamma_{Ca} \cdot v_{in}$	$F_{\Gamma_H} = -\Gamma_H \cdot v_{out} - F_{CO_2}$ $F_{\Gamma_{HCO_3}} = -\Gamma_{HCO_3} \cdot v_{out} - F_{CO_2}$ $F_{\Gamma_{Ca}} = -\Gamma_{Ca} \cdot v_{out}$
<b>C</b>	$F_{\Gamma_H} = \Gamma_H \cdot v_{in}$ $F_{\Gamma_{HCO_3}} = \Gamma_{HCO_3} \cdot v_{in}$ $F_{\Gamma_{Ca}} = \Gamma_{Ca} \cdot 0.98 \cdot v_{in}$	$F_{\Gamma_H} = -\Gamma_H \cdot v_{out}$ $F_{\Gamma_{HCO_3}} = -\Gamma_{HCO_3} \cdot v_{out}$ $F_{\Gamma_{Ca}} = -\Gamma_{Ca} \cdot v_{out}$
<b>D</b>	$F_{\Gamma_H} = \Gamma_H \cdot v_{in} - F_{CO_2}$ $F_{\Gamma_{HCO_3}} = \Gamma_{HCO_3} \cdot v_{in} - F_{CO_2}$ $F_{\Gamma_{Ca}} = \Gamma_{Ca} \cdot 0.98 \cdot v_{in}$	$F_{\Gamma_H} = -\Gamma_H \cdot v_{out} - F_{CO_2}$ $F_{\Gamma_{HCO_3}} = -\Gamma_{HCO_3} \cdot v_{out} - F_{CO_2}$ $F_{\Gamma_{Ca}} = -\Gamma_{Ca} \cdot v_{out}$

#### 5.4.2 Impact of recirculation and bleed

Temporal evolution of the calcite precipitation in the SCW is shown in Fig. 5.5a for Cases A to D. Fig. 5.5b shows the evolution of  $F_{CO_2}$ , computed with Eq. 5.22, at the groundwater-atmosphere interface in the SCW. To illustrate the impact of bleed for Case D, Fig. 5.5c illustrates the flux of calcium along the wall of the SCW and along the fractured area. For the latter, the model was used to evaluate the diffusive and convective flux of calcium. Finally, to ease the analysis, the experimental temperature  $EWT$  and bleed flowrate  $\beta$  are shown again in Fig. 5.5d.

The numerical model is also used to generate maps of the temperature and calcium concentration as shown in Fig. 5.6. A first series of maps corresponds to  $t = 15$  days when the bleed was active, while a second series is for  $t = 30$  days when the SCW was under full recirculation. To illustrate the vertical distribution of temperature and calcium inside the SCW, profiles at  $t = 15$  and  $t = 30$  days are shown in Fig. 5.7.

The first observation from Fig. 5.5a is that calcite precipitation is really low with a few nanograms per day. This result is consistent with the weak amount of calcite deposition identified on the field (Cerlet *et al.*, 2020). The impact of GTU is mainly visible between days 23 and 47, when no bleed is active. Comparing the results of Cases A/B (without GTU) and C/D (with GTU), we notice a marked decrease saturation index and in the precipitation of calcite as soon as the SCW is operated without bleed (see Fig. 5.5a). Since

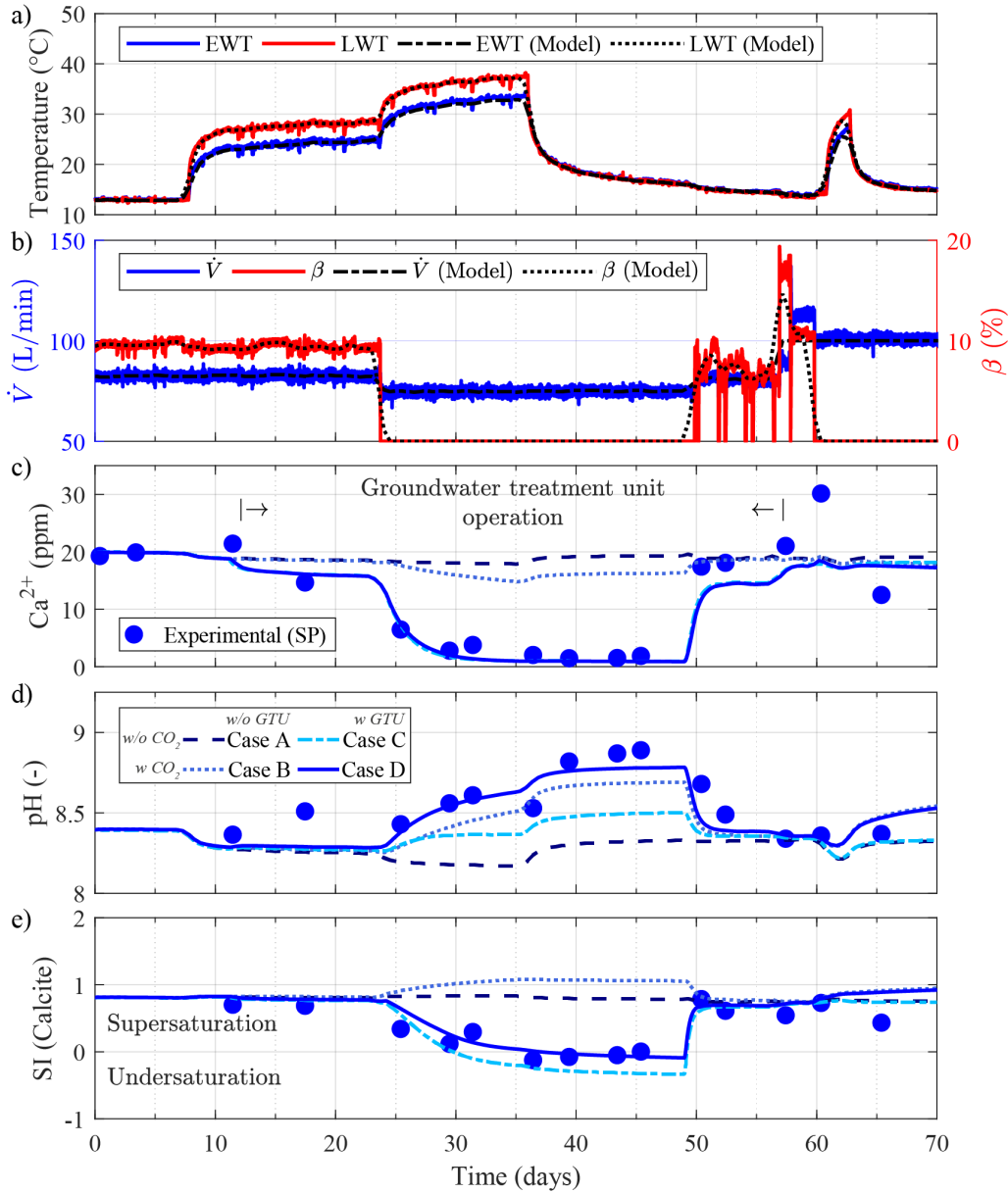


Figure 5.4 Experimental acquisition and simulation results for a) temperature, b) flowrate, c) calcium concentration, d) pH and e) calcite saturation index.

bleed promotes groundwater inflow to the SCW, stopping bleed significantly reduces calcium flux (see Fig. 5.5b) and allows the GTU to remove calcium in the SCW.

Indeed, without bleed the groundwater is mostly recirculated inside the SCW as demonstrated by the Darcy velocity in Fig. 5.6. However, near the re-injection point at 215 m, the water is pushed towards the aquifer while the pump induces a small horizontal flow towards the upper part of the SCW. This induces a balance point (Yuill et Mikler, 1995; Robert *et al.*, 2022)

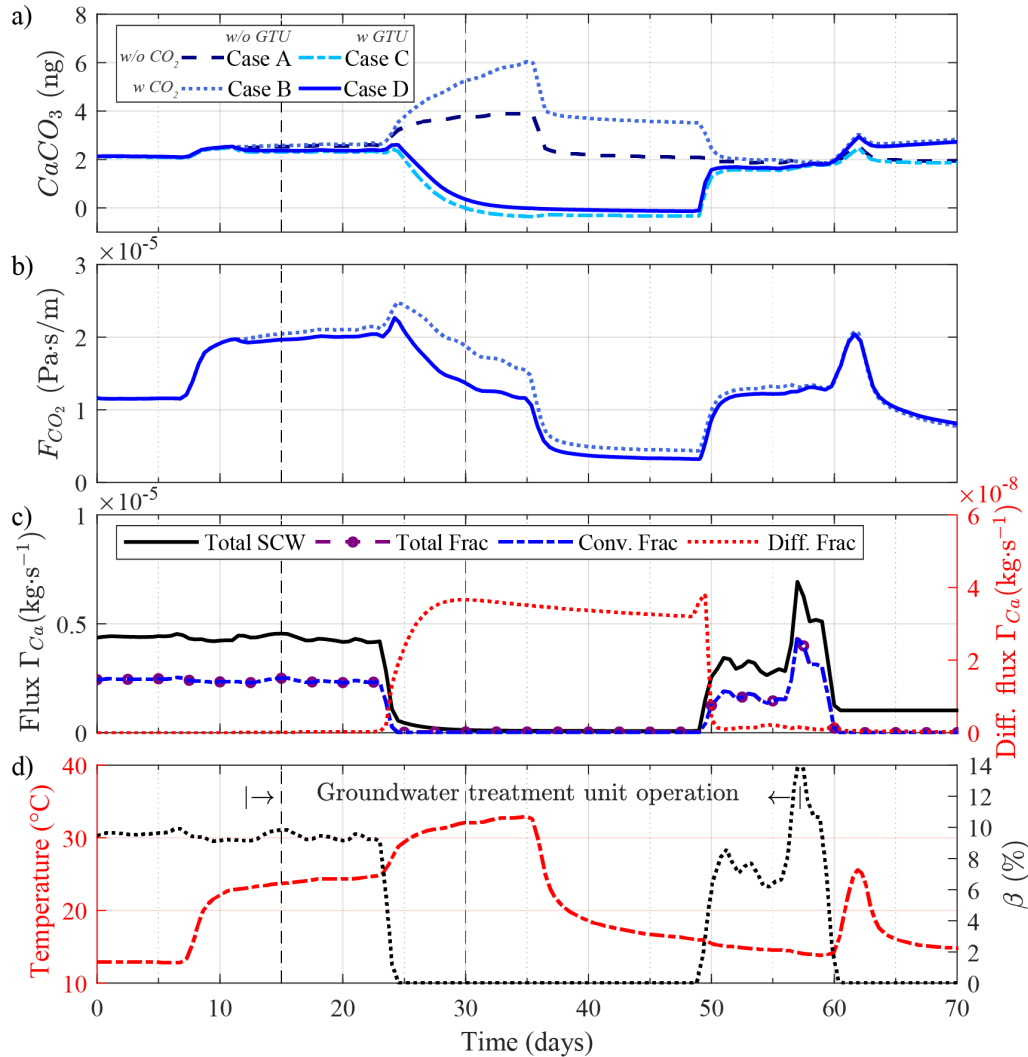


Figure 5.5 Analysis of the thermo-hydro-chemical response for Case A to D. a) instant calcite precipitation in the standing column well, b) flux of  $\text{CO}_2$  exchanged at the groundwater-atmosphere interface for Case B and D, c) flux of total calcium concentration for Case D along the SCW (black) and along the fractured area (purple), and convective (blue) and diffusive (red) flux for the fractured area, d)  $EWT$  and bleed ratio used in the coupled model. The vertical dashed lines correspond to 15 and 30 days, when the bleed was active and inactive respectively.

clearly visible in Fig. 5.6d around a depth of 60 m that separates the horizontal flow. This transfer mechanism and the diffusive flux explain the higher calcium concentrations in the upper fractured area shown in Fig. 5.7b. To sum up, it seems that without bleed, a calcium removal rate of only 2 % is enough to avoid calcite precipitation, as shown by the negative saturation index. Conversely, when bleed is active, a convective calcium flux towards the SCW is induced mostly in the fractured zone, as shown in Fig. 5.5a and 5.7. In fact, when

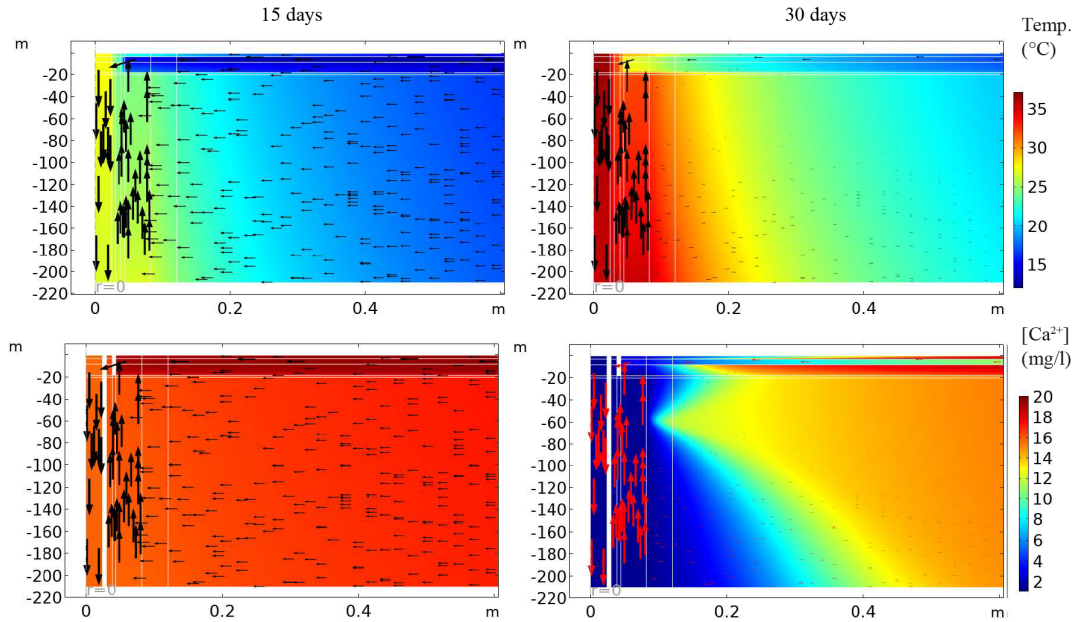


Figure 5.6 Maps of temperature and calcium concentration for Case D (with GTU and  $\text{CO}_2$  degassing) after 15 days (with bleed) and 30 days (without bleed). The arrows represent the groundwater velocity with a logarithmic scale.

the bleed is activated, the GTU and its removal rate of 2 % is not enough to avoid calcite precipitation.

### 5.4.3 Impact of Temperature and $\text{CO}_2$ Degassing

The impact of temperature on calcite precipitation and the fluxes of  $\text{CO}_2$  exchanged with the atmosphere is mainly visible for Cases A and B (without GTU). Indeed, the equilibrium constants ( $K_{sp}$ ) and kinetics reactions (Eq. 5.15) of calcite being a function of the temperature, the maximum precipitation is reached when water temperature attains around 35 °C on the 35th day (see Fig. 5.5a). It is also interesting to see in Fig. 5.4b how quickly the pH reacts to temperature changes induced during the test.

As the  $k_{\text{CO}_2}$  is temperature dependent, the temperature increase promotes  $\text{CO}_2$  degassing, pH increase and thus calcite precipitation. This is clearly visible in Fig. 5.5a where a maximal relative difference of 36 % in the mass of calcite precipitation is observed between Case A (without  $\text{CO}_2$  degassing) and Case B (with  $\text{CO}_2$  degassing).

From Fig. 5.5b, it is clear that  $F_{\text{CO}_2}$  decreases when the SCW is under full recirculation mode. During this period, the  $F_{\text{CO}_2}$  falls near zero and the  $\text{CO}_2$  partial pressure is nearly equilibrated with the atmosphere, which increases the pH (see Fig. 5.4c). This equilibration is the worst

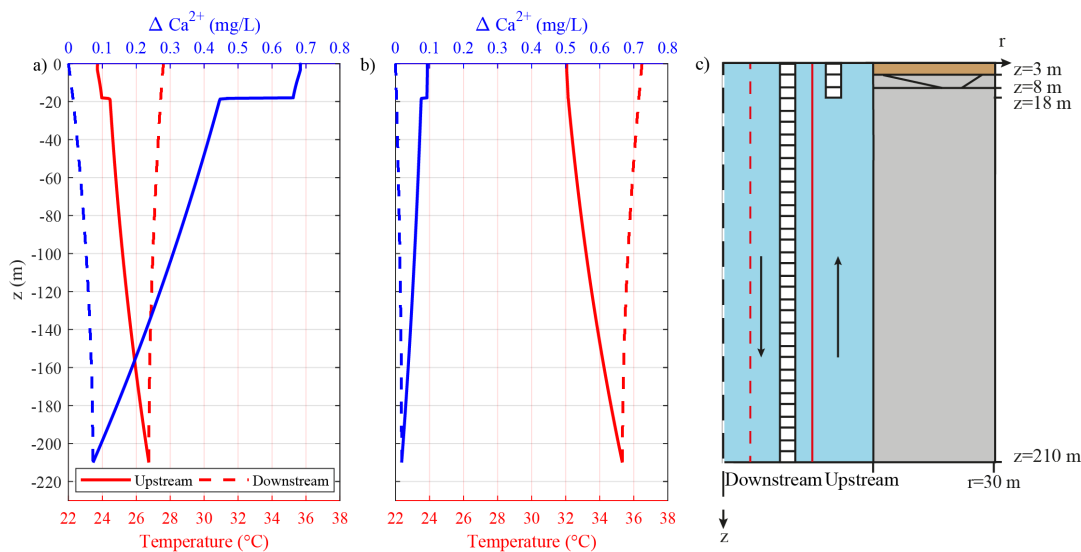


Figure 5.7 Calcium concentration and temperature inside the pipe (dashed line) and the annular space (solid line). a) profile at 15 days, b) profile at 30 days, c) location of the profiles ( $r$  not in scale).

period for calcite precipitation when the GTU is not active. Nevertheless, reactivation of the bleed increases the reserves of dissolved  $\text{CO}_2$  in the SCW as shown in the pH drop after 50 days in Fig. 5.4d. Although the calcite precipitation rate is low, a dynamic bleed operation in presence of  $\text{CO}_2$  degassing increase the risk SCW clogging.

Finally, it should be noted that the GTU greatly helped to minimize the impact of  $\text{CO}_2$  degassing on precipitation. Indeed, the calcite masses are significantly lower when the GTU is activated (compare Cases B and D). The effectiveness of the treatment is particularly visible when bleed is not activated.

## 5.5 Conclusion

In this study, sixteen groundwater samples were used to calibrate a thermo-hydro-chemical model of a standing column well. The model, which includes  $\text{CO}_2$  degassing, nine aqueous species, calcite mineral reactions, temperature dependent reactions, dynamic bleed operation and groundwater treatment, has well reproduced the experimental measurements.

Reactive transport model identified a low mass of calcite formed inside the standing column well after 70 days, which is consistent with field observations. The solute transport mechanisms depend on bleed activation. When bleed is activate, a convective flux comes from the aquifer towards the standing column well, mainly through a fractured zone. During this

period, the groundwater treatment is not sufficient to avoid calcite precipitation. On the opposite, results indicate that when bleed is deactivated, a 2 % groundwater treatment was sufficient to avoid calcite precipitation.

It was shown in this work that degassing of CO<sub>2</sub> increases calcite precipitation by 36 %, mainly when temperature is high. It was also observed that activating a full recirculation mode promotes equilibration of CO<sub>2</sub> pressure between the atmosphere and groundwater. This equilibration period is the worst for calcite precipitation. Once the CO<sub>2</sub> pressures are equal, the impact of degassing on precipitation decreases. Results indicate that although calcite precipitation rate is low, it is important to air-seal the standing column well.

Table 5.6 Initial composition of groundwater with the initial temperature at 12.86 °C.

Species concentration	Value (mg/L)
$c_{H^+}$	$3.8523E-6$
$c_{HCO_3^-}$	461.65
$c_{Ca^{2+}}$	20.1713
$c_{OH^-}$	$2.04E-2$
$c_{H_2CO_3}$	4.0608
$c_{CO_3^{2-}}$	5.8821
$c_{CaHCO_3^+}$	3.8082
$c_{CaCO_3(aq)}$	3.3009
$c_{CaOH^+}$	$4.4321E-4$

## Acknowledgement

The authors are grateful to the funding provided by the Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada (grant number RDCPJ 530945), the Trottier Energy Institute, FTE drilling and Richelieu Hydrogeology. The authors would also like to thank anonymous reviewers, Michel Ho and the students of the Geothermal Research Chair who suggested improvements to this paper.

## Nomenclature

### List of acronyms

HDPE	High-density polyethylene
GSHPS	Ground source heat pump systems

GTU	Groundwater treatment unit
MGL	Mobile geothermal laboratory
RMSE	Root mean square error
SCW	Standing column well

### List of variables

$\alpha$	Activities (dimensionless)
$\beta$	Bleed ratio (-)
$\mathbf{r}_e, \mathbf{r}_k$	Vector of the reaction rate for equilibrium and kinetic reactions (-)
$\mathbf{S}_e, \mathbf{S}_k$	Stoichiometric matrices for equilibrium and kinetic reactions (-)
$\mathbf{U}$	Transformation matrix (-)
$\mathbf{v}$	Darcy's velocity ( $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ )
$\dot{V}_B$	Bleed flowrate ( $\text{L}\cdot\text{min}^{-1}$ )
$\dot{V}_r$	Return flowrate ( $\text{L}\cdot\text{min}^{-1}$ )
$\dot{V}$	Total flowrate ( $\text{L}\cdot\text{min}^{-1}$ )
$\gamma$	Activity coefficients (dimensionless)
$\Gamma$	Total concentration ( $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$ )
$P_{\hat{CO}_2}, P_{\dot{CO}_2}$	CO <sub>2</sub> partial pressure in the groundwater and atmosphere (atm)
$\hat{a}_i$	Ion-size (m)
$\mu$	Dynamic viscosity of water ( $\text{Pa}\cdot\text{s}$ )
$\omega$	Saturation state (-)
$\rho C_p$	Volumetric heat capacity ( $\text{J}\cdot\text{K}^{-1}\cdot\text{m}^{-3}$ )
$A/V$	Surface of calcite available to the volume ( $\text{m}^{-1}$ )
$A_{in}$	Area of injection pipe ( $\text{m}^2$ )
$A_{inbot}$	Area of annular space ( $\text{m}^2$ )
$A_{out}$	Area of pumping pipe ( $\text{m}^2$ )
$c$	Concentration ( $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$ )
$D$	Dispersion coefficient ( $\text{m}^2\cdot\text{s}^{-1}$ )
$EWT, LWT$	Entering and Leaving water temperature (K)
$F_\Gamma$	Flux of total species ( $\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}\text{ s}^{-1}$ )
$F_{CO_2}$	Flux of CO <sub>2</sub> ( $\text{Pa}\cdot\text{s}\cdot\text{m}^{-1}$ )
$g$	Gravitational acceleration ( $\text{m}\cdot\text{s}^{-2}$ )
$I$	Ionic strength ( $\text{mol}\cdot\text{kg}^{-1}$ )
$IAP$	Ion activity product (-)
$K$	Hydraulic conductivity ( $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ )

$k_{CO_2}$	Transfer velocity of CO <sub>2</sub> (m·s <sup>-1</sup> )
$k_{eq}$	Thermal conductivity (W·m <sup>-1</sup> K <sup>-1</sup> )
$K_H$	Henry's constant (atm·L·mol <sup>-1</sup> )
$K_{sp}$	Equilibrium constant of calcite (-)
$k_1, k_2$ and $k_3$	Direct kinetics constants (m·s <sup>-1</sup> )
$m_i$	Molality of ion $i$ (mol·kg <sub>w</sub> <sup>-1</sup> )
$n$	Porosity (-)
$N_r, N_s$	Number of equilibrium reactions and species (-)
$p$	Pressure (Pa)
$r_{fw}$	Forward rate (mol·m <sup>-2</sup> ·s <sup>-1</sup> )
$r_k$	Kinetics rate (mol·m <sup>-3</sup> ·s <sup>-1</sup> )
$S_S$	Specific storage coefficient (Pa <sup>-1</sup> )
$SI$	Saturation index (-)
$T$	Temperature (K)
$v_{in}$	Injection velocity (m·s <sup>-1</sup> )
$v_{out}$	Pumping velocity (m·s <sup>-1</sup> )
$z_i$	Charge number (-)

## CHAPITRE 6 ARTICLE 3 : COLUMN EXPERIMENTS TO ANTICIPATE CLOGGING OF STANDING COLUMN WELLS

Léo Cercllet<sup>1\*</sup>, Benoît Courcelles<sup>1</sup> and Philippe Pasquier<sup>1</sup>

Proceedings of the IGSHPA Research Track, December 6-8, 2022

<sup>1</sup>Department of Civil, Geological and Mining Engineering, Polytechnique Montréal, P.O. Box 6079, Centre-Ville, Montréal, QC H3C 3A7, Canada; benoit.courcelles@polymtl.ca (B.C.); philippe.pasquier@polymtl.ca (P.P.)

\* Corresponding author: leo.cercllet@polymtl.ca.

### Abstract

Standing column wells are a promising solution to reduce the environmental footprint of building energy consumption. Nevertheless, as in other open-loop wells, they can be affected by clogging processes if detrimental hydrogeological conditions are present locally. This problem is relatively rare and still difficult to anticipate, even though some specific factors have been reported, such as substratum mineralogy and groundwater quality. This study proposes the use of column experiments and coupon cells to anticipate clogging at two different sites near Montréal, Canada. The experiments were performed for durations of 50 and 52 d using thermoregulated columns at four temperatures. The results identified a difference in the chemistry of each site without any significant clogging risk. Site A showed a decrease in carbonates, magnesium, and calcium ions, and scanning electron microscopy showed a minor tendency to form carbonate deposits. Sulfate and calcium dissolution of the bedrock material were observed at Site B. Scanning electron microscopy of the coupons revealed organic matter with high carbon and sulfate concentrations. The same type of deposits was observed at Site B after three years of operation. In conclusion, these tests helped identify various potential clogging phenomena and indicated that both sites are not susceptible to major clogging risks.

### 6.1 Introduction

Ground-source heat pumps have demonstrated their ability to reduce the environmental footprint of building energy consumption. As has been demonstrated, owing to their original design, standing column wells (SCW) incur lower costs and have a higher thermal efficiency

than traditional closed-loop configurations (O'Neill *et al.*, 2006; Pasquier *et al.*, 2016). The SCW is a coaxial uncased well in which groundwater constitutes the heat-carrier fluid. A major portion of the groundwater is recycled inside the SCW. Occasionally, some of the groundwater can be discharged outside the main well to force a converging flow towards the SCW (Pasquier *et al.*, 2016). As with other open-loop systems, SCW can be affected by clogging processes if detrimental conditions are locally present. Although relatively rare in practice and with varying degrees of severity, this issue is well known to hydrogeologists. The main problem with clogging is that it is still difficult to anticipate, even though it has been reported that specific factors influence these processes, such as substratum mineralogy, groundwater quality, design, and geothermal operation. The main operations that favor scaling are the cooling period and the presence of  $CO_2$  degasification (Eppner *et al.*, 2017a). The bleeding operation is beneficial to chemical stability as it allows the minimization of the impact of temperature modification (Eppner *et al.*, 2017a). A promising strategy for anticipating clogging is to perform a laboratory column experiment to reproduce these factors. In open-loop systems, clogging can be observed in underground and aboveground equipment (Gjengedal *et al.*, 2020). Kim *et al.* (2017) identified biological clogging in the underground equipment of an SCW, and Cercllet *et al.* (2020) observed minor calcite scaling on the aboveground equipment. A strategy to understand clogging processes involves carrying out column experiments. This method has multiple advantages, as demonstrated by the following two studies. For instance, Griffioen et Appelo (1993) performed a column experiment at a fixed temperature of 90 °C and identified calcite precipitation. In addition, this experiment highlighted the necessity of using native sediments and groundwater to anticipate the kinetic precipitation of natural systems. Rinck-Pfeiffer *et al.* (2000) demonstrated that column experiments have the advantage of identifying the interrelationships between the physical, biological, and chemical clogging processes. To help anticipate clogging at the design stage of an SCW system, we propose the use of a column experiment along with coupons made of copper and stainless steel to consider both temperature changes and the material of aboveground equipment.

## 6.2 Column Experiments

Column experiments were designed to identify clogging processes linked to SCW operation. As clogging can occur on underground and aboveground equipment, the experiment is composed of two parts, described below. Two sites were investigated in this study. Groundwater and drill cuttings from each site were collected and used to construct a column.

### 6.2.1 Column Construction

A schematic representation of the column experiment is shown in Figure 6.2. The large rectangle in Figure 6.2 (a) and photograph in Figure 6.2 (c) represent the underground SCW. It is composed of a column filled with drill cuttings and saturated with groundwater sampled from the SCWs. The relative density and soil distribution were measured to characterize drill cutting. Groundwater was injected at the bottom of the column at an initial flow rate of 0.012 L/min. A low flow was selected to maximize contact between the groundwater and drill cuttings. The internal column was 20.0 cm in diameter and 51.8 cm in height. Three pressure sensors were placed 22.25, 32.25, and 39.45 cm from the bottom. The maximum pressure in a real SCW corresponds typically to the water column height. This high pressure could not be reproduced using column experiment equipment. Note that the maximum pressure recorded by the sensors was 5.99 kPa and 6.05 kPa, respectively in Columns A and B. To avoid vacuum pressure in the column, the top was opened to the atmosphere allowing the gases dissolved to be equilibrated with the atmosphere. Consequently, the gases dissolved in groundwater can be equilibrated with the atmosphere. This situation is the worst for the scaling process (Eppner *et al.*, 2017a). A multiparameter probe for pH, ORP, temperature, and specific conductivity was placed at the exit from where the samples were collected. The equipment was calibrated every week. The cooling period is the most damaging for geothermal equipment (Eppner *et al.*, 2017a). Thus, a heating period of 4 °C was imposed as a conditioning period, followed by two cooling periods of 25 and 35 °C. The temperature was initially maintained for 14 days. The batch tests (not shown) concluded that it was sufficient to reach equilibrium with a lower surface-to-volume ratio. However, a period of seven days at a temperature of 20 °C was added to minimize the impact of a power breakdown that was initially planned in the building but did not occur. Subsequently, the same protocol was applied to both columns. Four different temperature conditions (4, 20, 25, and 35 °C) were imposed on the 25-liter groundwater reservoir, column, and multiparameter cell. The groundwater reservoir was immersed in a temperature-controlled cooling and heating bath. A cooling/heating circuit was wound around the column, and a multiparameter cell was used to prevent heat loss or gain. In addition, the column and multiparameters were insulated with a mineral wool layer and an aluminum layer. The tubes coming from or leaving the controller were also insulated. The outlet groundwater was sent to a cell containing two coupons. This cell represents the aboveground part of a geothermal system. The coupons were composed of standard microscope slides made of copper and stainless steel. These materials were chosen because they are locally used in HVAC applications. At the end of the tests, coupon surfaces were analyzed using scanning electron microscopy (SEM) to identify any deposits. Finally, groundwater was collected in a thermoregulated reservoir and reinjected into the

column. This experiment could reproduce a standing column that operates well under full recirculation mode.

## 6.2.2 Column Experiments

For each column, the experiment was performed for 50 and 52 d, and 36 and 38 samples were collected and filtered, respectively for Columns A and B. The major anions and cations were analyzed by ion chromatography. Alkalinity was measured using an automatic titrator from Hanna. These results were used to calculate the saturation index (SI) of each sample. The saturation index was calculated using the following equation:

$$SI = \log \frac{IAP}{K_{sp}} \quad (6.1)$$

where IAP is the ion activity product and  $K_{sp}$  is the solubility product.

The SI value indicates the saturation state of each mineral. If  $SI > 0$ , it is supersaturated, leading to precipitation. In contrast, if  $SI < 0$ , it is undersaturated, which leads to dissolution. This calculation was performed using the PHREEQC software on the database, wateq4f (Parkhurst et Appelo, 2013). At each site, drill cuttings and groundwater were collected to fill the columns. Groundwater was collected 48 h before the start of the experiment, was not filtered and was cooled during the 1- or 2-hour transport. The samples were stored in a cold chamber at 6 °C. Even if the reservoir was closed, degassing of the groundwater could have occurred before the column experiment started.

Site A corresponded to the site presented by Robert *et al.* (2022). The bedrock is mainly composed of dolomite and quartz arenite. The main dimensions are 133.2 m in depth and 0.159 m in diameter. The initial groundwater temperature was 8.7 °C. The SCWs at Site A have only recently been commissioned. Site B corresponded to the site presented by Beaudry *et al.* (2019). The bedrock is mostly composed of gray mudstone, siltstone, sandstone, and limestone. The main dimensions are a depth of 215 m and a diameter of 0.165 m. The initial groundwater temperature was 11.0 °C. This site has the advantage of being operated intermittently and has been studied since 2016. The chemical characteristics of the bedrock are presented in Table 6.1. The bedrock of Site A has more calcium and magnesium than that of Site B. Conversely, the bedrock of Site B has a greater concentration of sulfate and iron than Site A. As Site A has a loss on ignition (LOI) equal to its  $CO_2$  content, all carbon seems to be in this form.

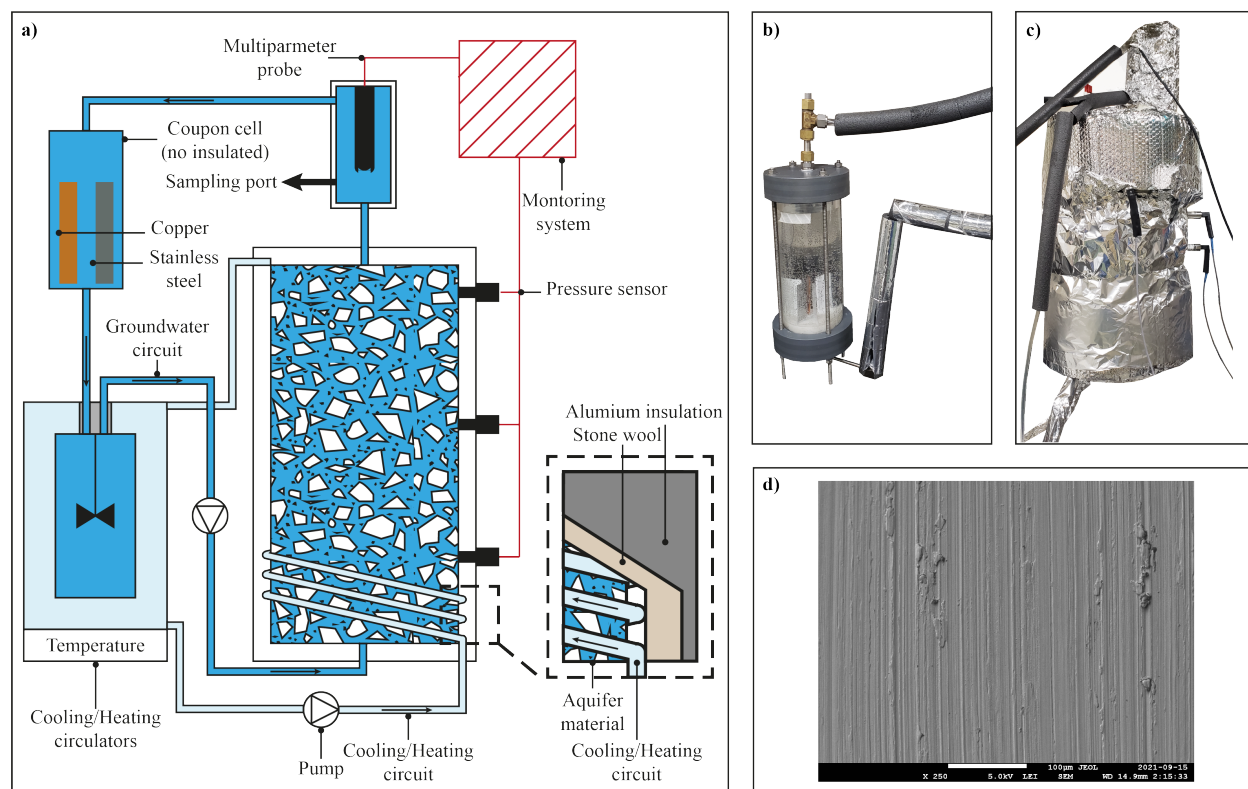


Figure 6.1 a) Schematic representation of the column experiments, the inset shows the spiral coil and two layers of insulation, b) coupon cell, c) experimental column and the multiparameter cell d) the microscope results for stainless steel before the experiment at a large focus x250.

### 6.3 Results and Discussion

This section presents the chemical analysis performed on Columns A and B, which are representative of Sites A and B, respectively. These analyses were performed using the results from the SEM of coupons to evaluate their impact on the aboveground equipment. The pressure records did not show significant pressure modifications during the 50- or 52-day column experiments. The hydraulic conductivity of Column A remained constant, whereas the hydraulic conductivity of Column B increased from  $7.3 \cdot 10^{-7}$  m/s to  $8.1 \cdot 10^{-7}$  m/s. An explanation for this slight change could be that the 25-liter reservoir did not bring enough contamination to clog columns A and B with porosities of 0.21 and 0.32. Nevertheless, this volume was chosen to achieve equilibrium between the rock and water in a short period of time. Indeed, the ratios of the rock surface to the water volume are 144 and 119 times higher than those of their real SCW, respectively, for Columns A and B. The ratio is an approximation that considers the cuttings as spherical and the SCW borehole as a smooth cylinder.

This column test with recirculation is still representative of an SCW that is operated without bleeding. During this operation, a significant volume of water was recirculated inside the uncased well. The hypothesis was that equilibrium between the borehole and groundwater was achieved. Note that for temperatures of 4 °C and 35 °C, the insulation was not sufficient to keep the temperature constant across the bottom and the top of the column. The temperatures of the outlets were maintained at 8 °C and 32 °C.

**Piper Diagram** The Piper diagram represents the concentration percentages of the major anions and cations. Figure 6.2 shows results of the samples collected in Columns A (36 samples) and B (38 samples). Note that 11 analyses for Column A have an electric balance of 5–10 %. All other analyses had electric balances of less than 5 %, indicating good chemical analyses. The two columns have different chemical compositions: The chemical composition of Column A has a repartition of approximately 30 % calcium / 70 % magnesium, whereas that of Column B corresponds to sulfated groundwater. However, the relative changes were not significant. Site A has been more exposed to calcium or magnesium carbonate precipitation because of its chemistry. Site B has groundwater that mainly contains sulfates and bedrock with organic carbon and iron. Thus, this site has been more exposed to biochemical clogging. Indeed, calcite precipitation is generally slower than biological clogging for the range of temperatures tested. Therefore, Site B could be impacted in a shorter time frame than Site A. Because the chemical behaviors of these two sites were different, they were analyzed separately.

### 6.3.1 Column A

Figure 6.3 shows the evolution of calcium, magnesium, and bicarbonate concentrations as a function temperature, and time. This figure shows a decrease in magnesium, calcium, and bicarbonate concentrations with increasing temperature and duration. This decrease is attributed to precipitation of calcite ( $CaCO_3$ ) or dolomite ( $CaMg(CO_3)_2$ ), as their saturation indexes (SI) remain greater than zero. The magnesite ( $MgCO_3$ ) SI remained below zero, and the mineral did not precipitate. Owing to the decrease in magnesium concentration, dolomite precipitation is dominant in comparison to magnesite dissolution.

Figure 6.4 shows the microscopic analysis of the stainless-steel coupons of Column A. The microscopic analysis in Figure 6.4 (a) shows minor roughness. In fact, some depositions were observed only with a close focus. The deposition of the stainless-steel coupons was analyzed using SEM, as shown in Figure 6.4 (b). SEM analysis corresponds to the observations in Figure 6.3 and is representative of a dolomite ( $CaMg(CO_3)_2$ ) or magnesium-calcite ( $CaMgCO_3$ ) deposit. Note that microscopic analysis of the copper coupon is not presented

Table 6.1 Geochemical and hydraulic characteristics of column experiment.

<b>Chemical formula (%)</b>	<b>Site A</b>	<b>Site B</b>
<i>SiO<sub>2</sub></i>	44.54	51.13
<i>Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub></i>	3.42	14.02
<i>CaO</i>	12.97	7.79
<i>MgO</i>	8.76	3.02
<i>Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub></i>	1.20	6.62
<i>Na<sub>2</sub>O</i>	0.06	1.05
<i>K<sub>2</sub>O</i>	1.90	2.79
<i>MnO</i>	0.11	0.06
<i>SO<sub>3</sub></i>	1.40	2.63
<i>CO<sub>2</sub></i>	20.51	7.11
<i>LOI 20.43</i>	10.99	
<i>Carbon(total)</i>	5.64	2.94
<b>Hydraulics</b>		
<i>Porosity</i>	0.21	0.32
<i>Drillcuttingmass(kg)</i>	33.95	28.18
<i>Relativedensity</i>	2.76	2.71

because the deposition was superficial and resulted mainly in oxidation. In conclusion, the column experiment at this site allowed for the identification of the principal cause of potential clogging, which is carbonate precipitation. Nevertheless, the weak rate of deposition on the coupon and weak hydraulic conductivity evolution in the column allowed us to consider this site as not at risk for clogging in the recirculation mode. The reservoir volume could have limited the deposits.

### 6.3.2 Column B

Figure 6.5 shows the evolution of magnesium, calcium, bicarbonate, and sulfate concentrations as a function of temperature, and time for Site B. The first observation is that the water surrounding Column B is more mineralized than that surrounding Column A. Thus, the site is naturally more exposed to clogging issues. The sulfate and calcium concentrations in Column B increased with temperature and time. The saturation indexes of gypsum ( $CaSO_4 \cdot 2H_2O$ ) (not represented) and anhydrite ( $CaSO_4$ ) remain below zero. Thus, the increase in calcium concentration seems to be related to the dissolution of gypsum or anhydrite. This concentration increase can eventually cause calcite ( $CaCO_3$ ) precipitation, as shown in Figure 6.5. Calcite precipitation causes a decrease in bicarbonate concentration, which leads to the dissolution of dolomite or magnesite and an increase in magnesium concentration.

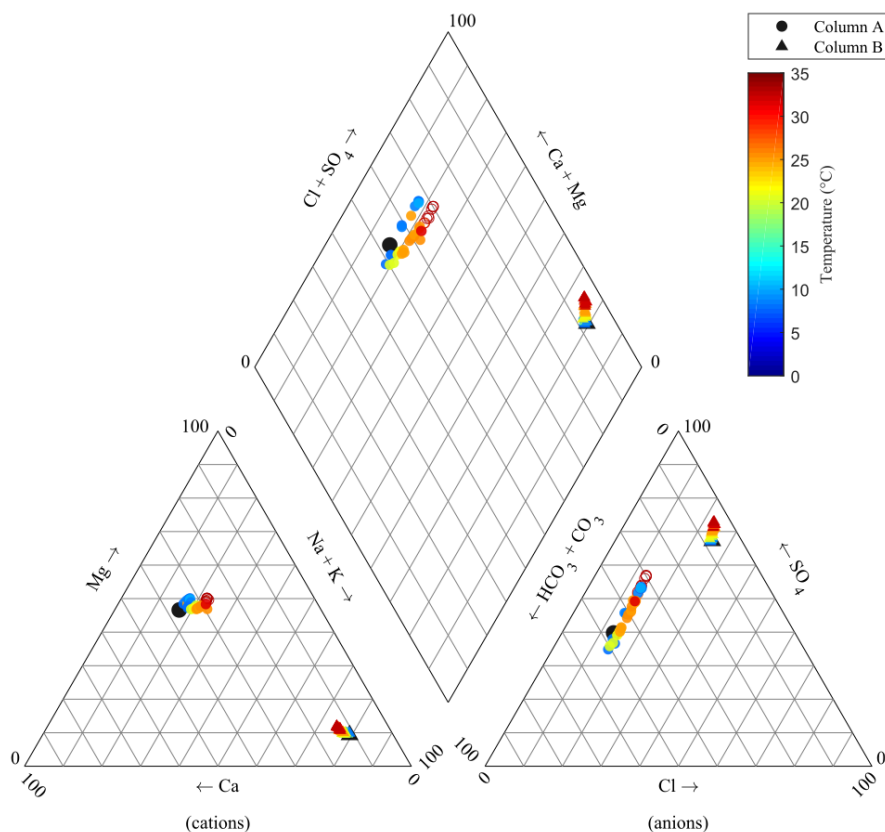


Figure 6.2 Piper diagram presenting the results for both column experiments. Empty bullet point corresponds to the analyses with electric balances greater than 5 %; the large black marker corresponds to the initial state.

Finally, the dissolution of gypsum can lead to dedolomitization (Appelo et Postma, 2004). Note that iron concentrations were not analyzed in the groundwater. However, analyses indicated 6.62 % of iron oxides in the rock samples analyzed. The presence of pyrite ( $FeS_2$ ) is then deemed likely in this geological context. The groundwater circuit is not isolated from the atmosphere. Therefore, groundwater recirculation can oxidize pyrite, which can lead to an increase in sulfate concentration and acidity. This acidity can neutralize alkalinity due to  $CO_3$  and  $HCO_3$ . In conclusion, the main geochemical process in the SCW is mineral dissolution, which can explain the small hydraulic conductivity change.

Another observation is that the deposition on coupons in Column B is more important than that in Column A, as shown in Figure 6.6 (a). This means that Site B is more exposed to clogging in the aboveground equipment. The deposits in Figure 6.6 (b) are likely to be organic matter composed of carbon, oxygen, iron, and sulfur (spectrum 3). Notably, iron concentration could be overestimated. Indeed, the analyses could have considered a part

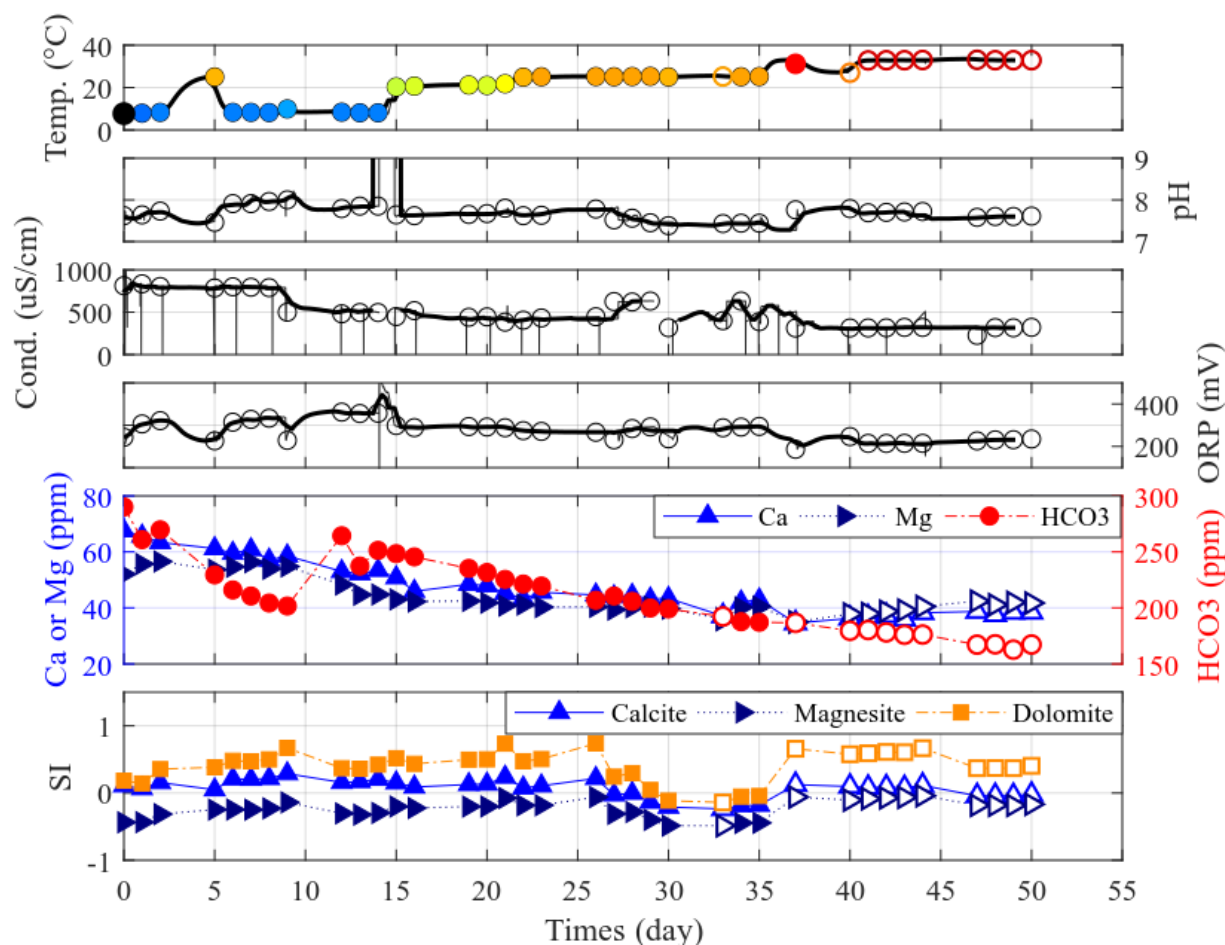


Figure 6.3 Physicochemical parameters and the carbonate precipitation for Column A as a function of time; empty marker corresponds to the sample with an electric balance of above 5 %.

of the stainless-steel support owing to the porosity of the organic matrix. The presence of an organic matrix is in accordance with the geochemistry of this site, which contains more organic carbon (Table 6.1). Inside the organic deposits, some salts, such as chloride or sodium, were identified (spectra 2 and 4). These results demonstrate the synergy between mineral precipitation and microbial growth. Note that calcium concentration could not be analyzed because of the proximity of carbon and oxygen peaks. This did not exclude the occurrence of calcite precipitation. As in Site A, the copper coupon had less deposition than the stainless-steel coupon. The main roughness observed was due to copper oxidation. At Site B, the dissolution of the reactive bedrock with sulfur, iron, and carbon favors biochemical deposition in the aboveground equipment, and this deposition was only observed with a microscope. The column test did not reveal any significant clogging at this site. Indeed, the SCW has been operating at this site since 2016 and has not suffered from any major

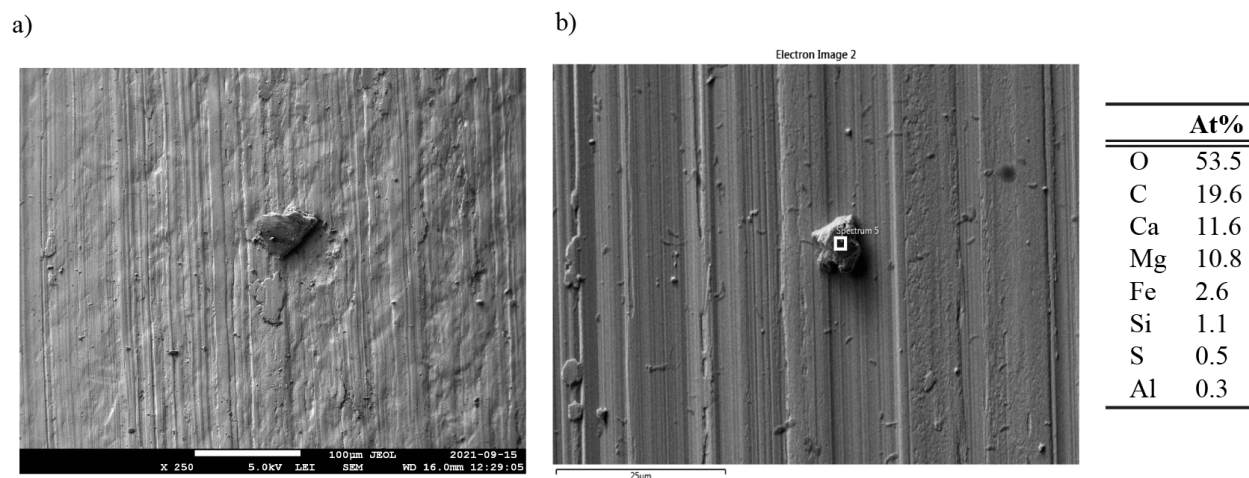


Figure 6.4 Microscope results for stainless steel in Column A. a) large focus at x250, b) close focus at x2500.

clogging. Minor depositions were observed twice using an optical flowmeter during routine verification. The first deposition was composed of calcite and was observed in January 2019 (Cerlet *et al.*, 2020). The second deposition was observed in July 2019. These observations are illustrated in Figure 6.6. The deposits were mainly composed of carbon, sulfur, and iron. In conclusion, the column experiment identified two potential processes of deposition and their locations in the ground source heat pump system. These results, obtained in 52 days, correspond to the observations made at Site B after three years of operation. Thus, this column experiment had the ability to anticipate the scaling of aboveground equipment even though this site and the column did not suffer from any significant clogging.

## 6.4 Conclusion

This study presented a protocol relying on a column experiment and coupons to predict clogging in SCW installations with temperature regulation and groundwater recirculation. The feedback from the operation of the two columns demonstrated that this experiment was appropriately designed to identify the main deposition processes. The small deposits observed in Column B after 52 days corresponds to the observation at Site B after three years of operation. In addition, these experiments highlighted the differences between the two sites under similar operating conditions. Experimental results indicate that Site B is more susceptible to biochemical clogging due to organic carbon and sulfates, whereas Site A is more sensitive to carbonate precipitation. However, the results and analyses indicate that neither site is prone to significant clogging risks. The limitations of our study were the

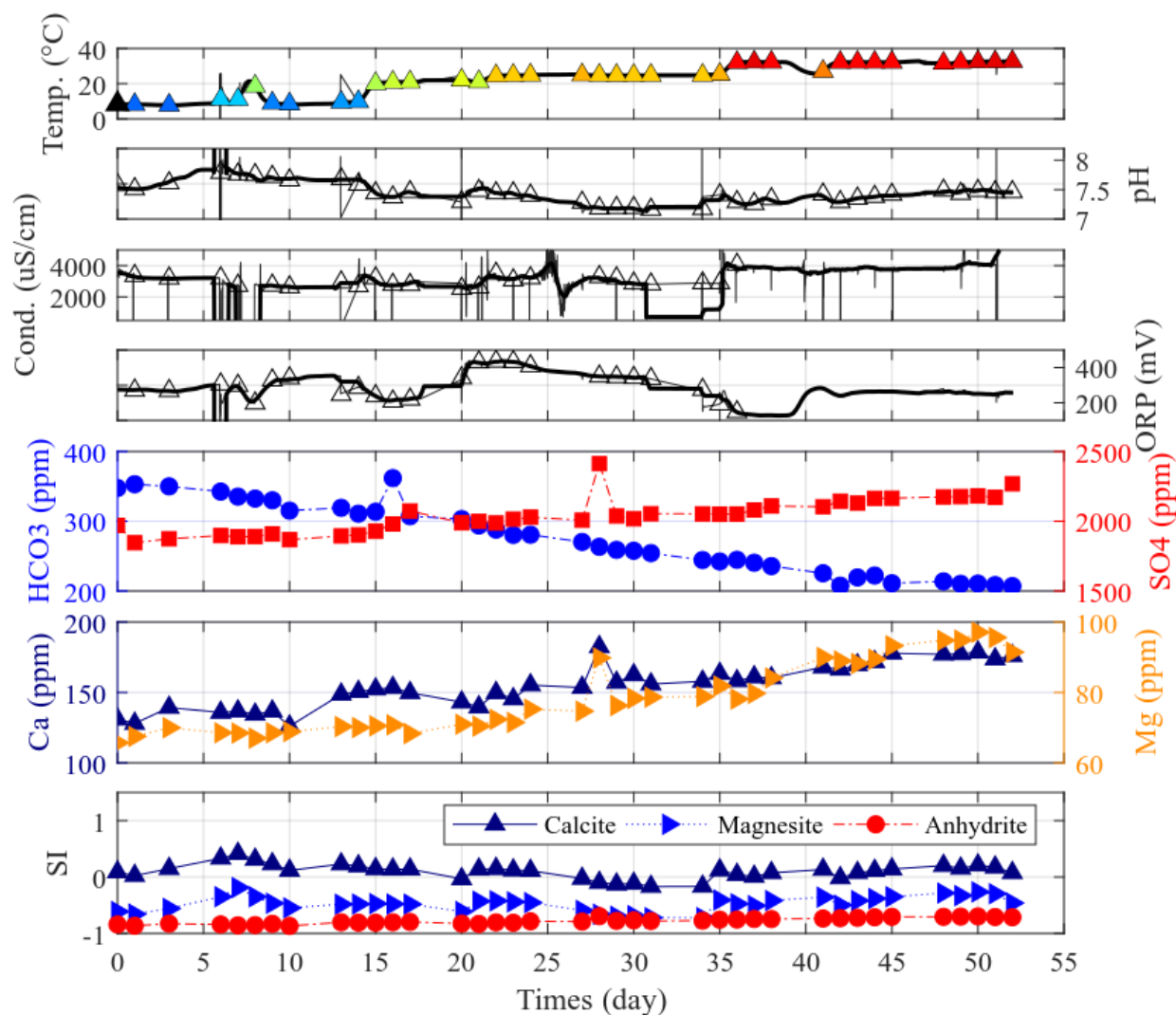


Figure 6.5 Physicochemical parameters and dissolution of anhydrite and diminution in carbonates for Column B as functions of time.

possibility that the dissolved groundwater gases were modified before the column started. Further work is required to analyze a clogging site for evaluating underground equipment.

## 6.5 Acknowledgments

The authors wish to acknowledge the support and funding provided by the Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada (grant number RDCPJ 530945), Hydro-Québec, FTE drilling, Marmott Energies and Richelieu Hydrogeology.

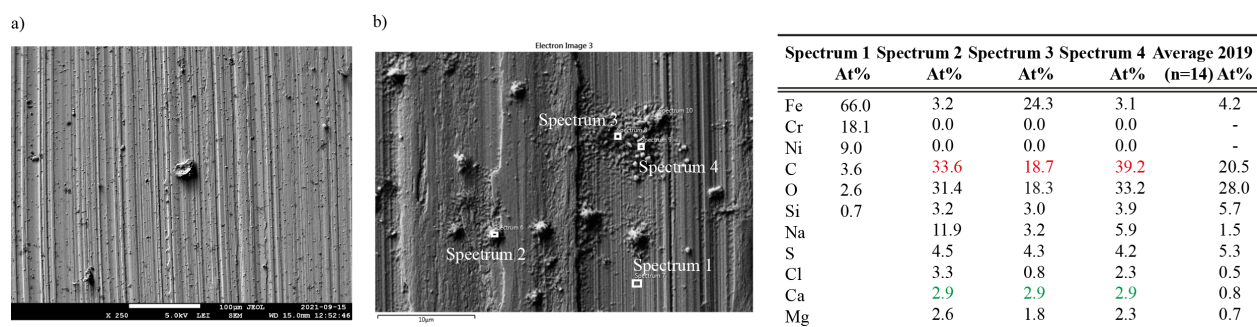


Figure 6.6 Microscope results for the stainless steel in Column B. a) large focus at x250. b) present scanning electron close focus at x2500 (red values are the highest imported concentration, green values are estimated). The column of July 2019 presents the mean results of the analysis performed on a deposit collected from Site A after 3 years of standing column well operation.

## CHAPITRE 7 RÉSULTATS COMPLÉMENTAIRES

Ce chapitre apporte des résultats complémentaires. Il présente en premier lieu des observations de processus mineurs de colmatage recueillies dans des PCP de la région de Montréal. Dans un second temps, il propose un retour d'expérience sur la viabilité d'une unité de traitement des eaux souterraines pour mitiger les risques de colmatage. Cette section, traitée dans un article de conférence placé en Annexe A, repose sur l'exploitation du modèle de transport réactif présenté au Chapitre 5.

### 7.1 Stratégie de surveillance des risques de colmatage sur des puits à colonne permanente de la région de Montréal

Dans la revue de littérature, trois types de colmatage ont été évoqués, les colmatages physique, chimique et microbiologique. Le colmatage chimique a été développé aux Chapitres 4 et 5. Ainsi, ce Chapitre présentera en premier lieu des observations de dépôts physiques. Ces observations seront complétées par un exposé récapitulatif du processus de développement microbiologique, notamment celui des bactéries du fer et des sulfates.

#### 7.1.1 Observation de dépôts physiques

À la suite de la mise en service d'une installation comprenant quatre PCP et deux puits d'injection, dans la région de Montréal, des prélèvements d'eau souterraine ont été effectués pour contrôler la viabilité du système. Plus précisément, deux prélèvements à une semaine d'intervalle ont été opérés à la sortie de l'échangeur de chaleur, en un point bas du système mécanique. Les deux prélèvements sont montrés à la Figure 7.1. Le prélèvement à la Figure 7.1 a) est pris après la mise en service du système géothermique, sans qu'il y ait eu de purge préalable du tuyau. La couleur du prélèvement est trouble et des dépôts sont présents. Le prélèvement à la Figure 7.1 b) a été collecté dans les mêmes conditions. La couleur reste trouble et des dépôts peuvent être observés, cependant, la différence de couleur est notable entre les deux eaux prélevées. Le premier prélèvement à la Figure 7.1 a) montre une couleur plus trouble que le deuxième à la Figure 7.1 b). Au regard de cette observation, le processus physique semble être la principale cause de colmatage. L'accumulation initiale de particules s'explique sur ce site par trois mécanismes. Le premier est un développement probablement insuffisant des puits après le forage. Il y a eu également un effondrement partiel du pied du forage lors de l'équipement des PCP, notamment dû au fait que les PCP ont été forés

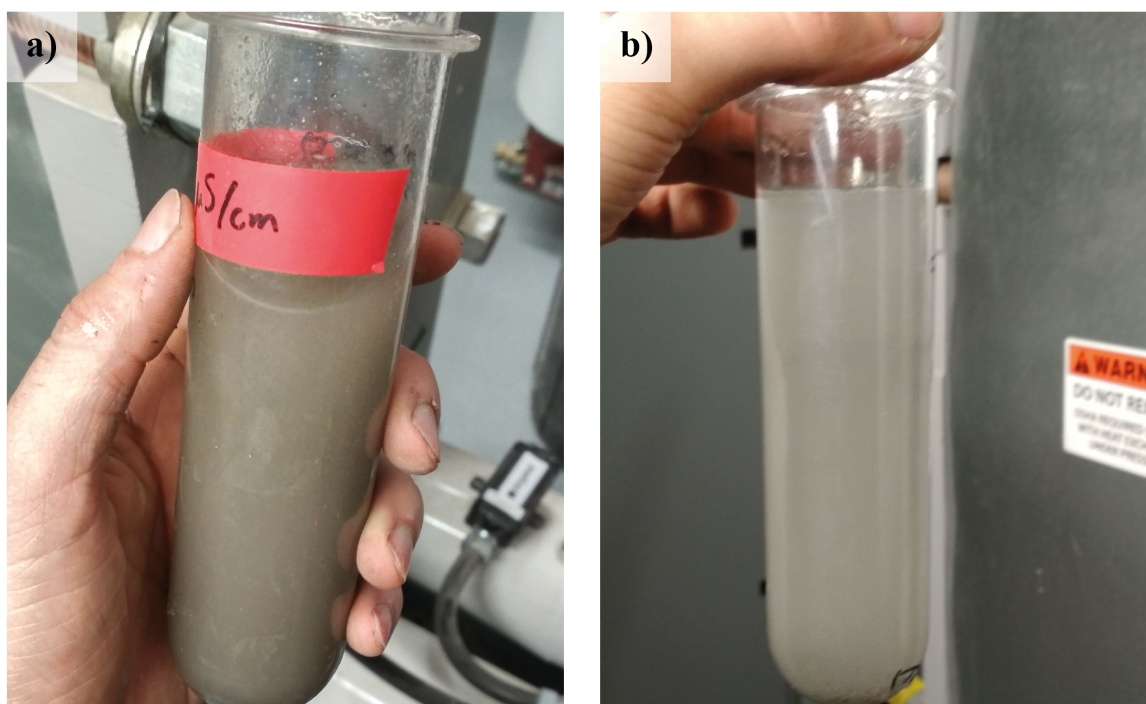


FIGURE 7.1 Prélèvement au niveau d'un point bas, à la sortie de l'échangeur à plaques d'un système de puits à colonne permanente : a) après la mise en service et b) une semaine après le premier prélèvement.

dans un schiste friable. Finalement, aucun système de filtration n'est installé. Le démarrage du système a pu mettre en suspension des particules accumulées dans le fond du puits. Ce résultat est cohérent avec l'étude de Van Beek *et al.* (2009b). Ces particules se sont accumulées au pied de l'échangeur qui correspond au point bas de l'installation mécanique. Le deuxième prélèvement fournit une eau moins chargée en particules. La différence s'explique par le fait que les particules accumulées dans le port d'échantillonnage ont été retirées lors du prélèvement de la semaine précédente et que la pompe n'a pas subi d'arrêt entre les deux prélèvements.

### 7.1.2 Observation du développement des bactéries

Les observations des bactéries sont réalisées grâce à un suivi de l'évolution de biofilms. Elles sont complétées par des tests de culture BART (biological activity reaction test), donnant une valeur quantitative du développement bactérien.

## Bactéries du sulfate

Sur le même site, des analyses chimiques ont été réalisées. Les concentrations de calcium et magnésium sont respectivement de 2,41 mg/L et de 1,90 mg/L, en moyenne, avec un prélèvement mensuel durant cinq mois. Les mêmes prélèvements ont donné une concentration d'ions métalliques de 0,04 mg/L pour le fer et le manganèse. La concentration en sulfates est initialement de 36,45 mg/L puis décroît à 0,27 mg/L. La décroissance s'accompagne d'un changement des conditions redox, initialement faiblement oxydantes avec un ORP de 57,10 mV. L'eau souterraine devient réductrice avec un ORP qui passe à -57,30 mV, une plage favorable à la réduction des sulfates. Entre ces deux prélèvements, la température de l'eau souterraine est passée de 13,70 °C à 21,37 °C. Cet état s'accompagne d'un changement de concentration des bactéries du sulfate quantitativement mesurée par des tests BART. La concentration initiale est de 325 Cfu/mL. Elle évolue jusqu'à une concentration de 6 000 Cfu/mL. Lors de l'entretien d'une pompe submersible, un biofilm de couleur blanche a été observé tel qu'illustré à la Figure 7.2 a).



FIGURE 7.2 Développement probable de bactéries du sulfate : a) photo d'une pompe submersible avec un léger développement de biofilm et b) légères traces de corrosion sur l'échangeur à plaque.

La couleur, les conditions d'oxydoréduction et les tests BART suggèrent la présence d'un biofilm des bactéries réductrices des sulfates. Ces dépôts correspondent aux observations faites par Burté (2018). Leur développement reste mineur sur ce site, ils n'ont pas généré de colmatage. Cela s'explique par le fait que la concentration maximale en sulfates de 36,46 mg/L est restée inférieure à 400 mg/L, seuil critique pour le colmatage selon Burté (2018). Ces bactéries sont généralement associées à des processus de biocorrosion qui expliqueraient les traces mineures de corrosion observées dans l'échangeur à la Figure 7.2 b). Cette corrosion n'a toutefois pas causé de problèmes majeurs d'opération.

## Bactéries du fer

Sur le site expérimental présenté aux Chapitres 4 et 5, la conduite de réinjection en HDPE du PCP a été retirée pour l'installation d'un capteur dédié à la recherche. La conduite était installée depuis quatre ans. À sa surface, des dépôts de couleur ocre ont été observés, voir Figure 7.3 a). Ces dépôts sont visibles sur les quatre premiers mètres de la partie immergée du tuyau. Ils sont de nature gluante, mais d'une épaisseur faible. Le prélèvement d'une extrémité du tuyau a permis l'observation des dépôts au microscope électronique à balayage (MEB) (*scanning electron microscopy* SEM en anglais). L'image de la structure des dépôts est montrée à la Figure 7.3 b). Les éléments chimiques principaux de ce biofilm sont : l'oxygène, la silice, le carbone, le fer et le calcium. De plus, un prélèvement de biofilm dilué dans l'eau souterraine du site a été analysé par cytométrie. La cytométrie de cette eau a donné une concentration de bactéries de  $5,0 \cdot 10^6$  cellules/mL dont  $3,7 \cdot 10^6$  cellules/mL vivantes et  $1,2 \cdot 10^6$  cellules/mL mortes. La concentration initiale en fer du site était située entre 0,19 et 0,34 mg/L pour un pH de 8,1. Dans la section suivante, des résultats de tests BART pour le suivi de la concentration des bactéries du sulfate et du fer sont présentés pour ce site.

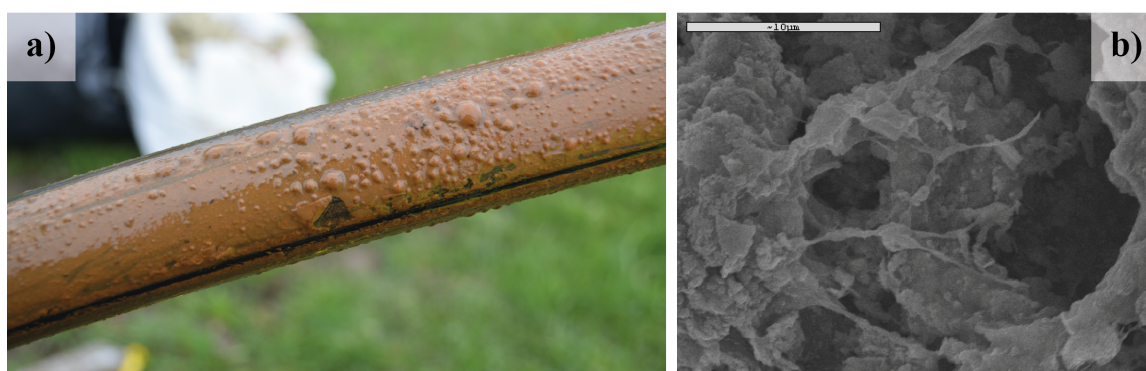


FIGURE 7.3 Prélèvement des biofilms ocre sur une conduite de réinjection à 4 mètres au-dessous du niveau de la nappe : a) image du biofilm sur la conduite et b) analyse au MEB (microscope électronique à balayage) du prélèvement du biofilm.

La couleur, la texture et la localisation du dépôt semblent correspondre à un biofilm de bactéries ferro-oxydantes. Ce dépôt est localisé dans les couches superficielles généralement oxydantes de la nappe. L'analyse du dépôt au microscope à balayage électronique confirme la présence à la fois de fer et d'une structure organique. Toutefois, la présence de ces bactéries ne semble pas créer de processus de colmatage : les débits de saignée et de pompage n'ont pas été affectés.

### 7.1.3 Conclusion sur les stratégies de surveillance

Cette section a permis de rapidement évaluer les risques physique et microbiologique. Les stratégies utilisées ont été regroupées dans le Tableau 7.1. Le risque physique a été observé par la turbidité de l'eau échantillonnée. Un contrôle de la turbidité est un bon indicateur de l'évolution du risque de colmatage physique. Pour le contrôle de la population bactérienne des sulfates et du fer, un test de culture BART a démontré sa viabilité. De plus, l'observation de biofilm a été faite au microscope à balayage électronique.

TABLEAU 7.1 Résumé des stratégies de surveillance des processus de colmatage.

Type de colmatage	Méthode d'analyse
Physique	Observation visuelle (Turbidité)
Micro-biologique	BART Cytométrie SEM

## 7.2 Analyse du traitement

Une hypothèse pour limiter les problèmes de colmatage dans les PCP serait d'installer une unité de traitement des eaux souterraines. En se basant sur le fait que les PCP recyclent une grande partie de l'eau, il serait alors possible de limiter les processus en n'en traitant qu'une portion. Les Chapitres 4 et 5 ont présenté l'unité en détail. L'unité est incluse dans une boucle facultative d'eau souterraine, entre l'entrée et l'échangeur de chaleur. La Figure 1.2 permet de repérer sa localisation dans le système géothermique. La Figure 7.4 détaille la conception de l'unité de traitement installée dans le laboratoire de géothermie. Les caractéristiques des équipements sont données dans le Tableau 4.3 au Chapitre 4.

### 7.2.1 Analyse du traitement physique

Une baisse progressive de la concentration des sédiments et des dépôts est observée avec le temps, au niveau du filtre à sédiment. Il est à signaler que des copeaux de plastique introduits par le tuyau de HDPE ont été retenus par le filtre à sédiments dans les premiers mois de l'opération. Au final, les observations visuelles permettent de déduire que l'opération du filtre à sédiments rotatif semble positive pour éviter les problèmes de colmatage physique dans les PCP. Son opération est simple puisqu'un capteur de pression automatise le nettoyage du filtre. Le site présenté à la Figure 7.1 n'intégrait pas ce type de filtre dans son système.

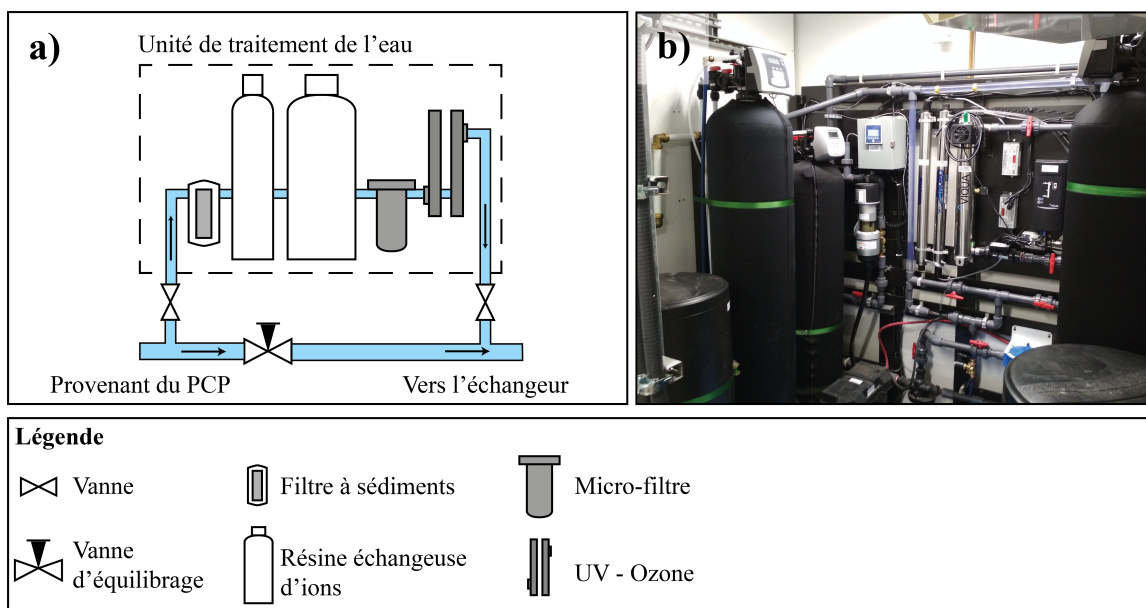


FIGURE 7.4 Présentation de l'unité de traitement des eaux souterraines installée dans les laboratoires mobiles de géothermie, a) schéma explicatif de la séquence de traitement b) photo de l'installation dans le laboratoire.

### 7.2.2 Analyse du traitement chimique

Les résultats présentés dans cette section ont fait l'objet d'un article de conférence, proposé en Annexe A. Ils s'appuient sur l'exploitation du modèle numérique exposé au Chapitre 5. Pour analyser l'impact du traitement, seuls deux cas, rapportés au Chapitre 5, sont utilisés. Le premier est le Cas B. Il correspond aux dégazages du  $\text{CO}_2$  dissous sans traitement. Le deuxième est le Cas D avec dégazage du  $\text{CO}_2$  et le traitement de l'eau souterraine. Leur comparaison permet d'identifier l'impact du traitement. La Figure 7.5 montre la masse de calcite qui peut se déposer dans le système géothermique. Celle-ci est calculée comme étant la différence de concentration totale de calcium entre l'entrée et la sortie. Dans le cas D, l'action de l'unité de traitement n'est pas prise en compte dans la différence. La calibration du Cas D a donné une performance de traitement de 2 %. Donc, dans le Cas D, la masse déposée dans le système est la différence entre 98 % de la concentration totale à l'entrée et la concentration totale à sortie.

La Figure 7.5 a) montre une masse de calcite accumulée plus grande pour le Cas B (sans traitement) que pour le Cas D (avec traitement). La différence entre les deux simulations est de 0,2351 kg. Au regard de la masse précipitée pour le Cas B, le traitement a empêché une précipitation potentielle de 0,1806 kg dans le système mécanique. La simulation montre que la masse totale de calcite accumulée décroît à partir de 25 jours dès lors que le PCP est opéré

sans saignée.

La Figure 7.5 b) illustre, en noir, la quantité de sel consommée par les résines cationiques, laquelle est de 342 kg. Les résines ont été remplies manuellement, leur remplissage n'est donc pas linéaire. La Figure 7.5 b) montre également, en bleu, l'évolution de la concentration en sodium. La concentration de sodium augmente durant la période où le PCP est opéré sans saignée (25 à 50 jours). Au vu de l'impact sur la masse déposée et de l'évolution de la concentration en sodium, le traitement a un plus grand impact quand le PCP est opéré sans saignée.

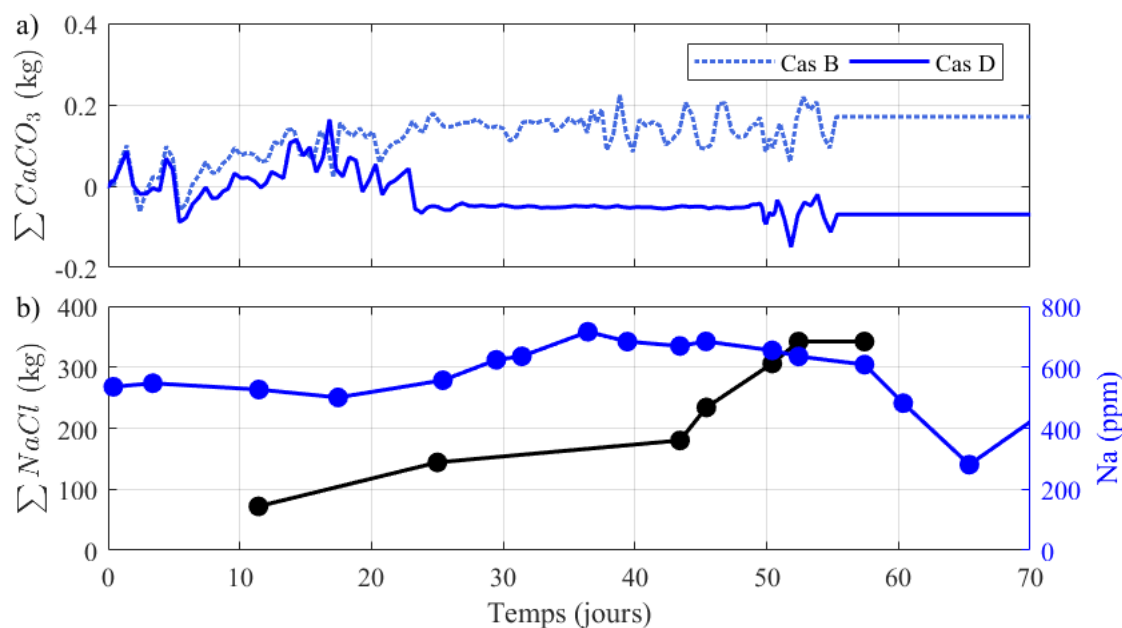


FIGURE 7.5 Analyse de l'efficacité du traitement chimique : a) somme de calcite cumulée et b) évolution de la concentration des ions sodium et de la consommation des sels des résines.

Les coûts d'opération de la résine cationique, ainsi que les frais d'un technicien avec mission de recharger les résines sont détaillés au Tableau 7.2. L'étude prend en compte la rémunération des deux heures de travail du technicien, y compris les frais de transport. Elle ne comprend pas le coût initial de l'unité de traitement, la consommation électrique et les pertes de charge qu'elle génère. Il en résulte des frais d'exploitation s'élevant à 910 dollars canadiens pour une unité opérant pendant 41 jours. Par comparaison, la facture d'électricité du système géothermique est calculée avec un COP de 3,5. La consommation électrique nécessaire pour couvrir les besoins en climatisation tels que montrés à la Figure 5.4 a) a été de 3 625 kWh. Le tarif électrique au Québec est de 0,05095 CAD/kWh. Un tarif de 14,770 CAD/kW est facturé pour la plus forte demande à chaque mois (Hydro-Québec, 2021). La facture d'électricité globale est estimée à 340 CAD. En conclusion, l'opération de l'unité de traitement a augmenté

les frais de 267 %.

TABEAU 7.2 Résumé des coûts d'opération de l'unité de traitement sur une période de 41 jours

	Coût unitaire (CAD)	Quantité	Total (CAD)
Sel	28,68/18 kg	19	545,0
Technicien	30,40/heure	12	364,8
<b>Total</b>			<b>909,8</b>

Il est fort probable que le fonctionnement de l'unité de traitement n'était pas à son optimum, ce qui a engendré des surcoûts d'opération. Cependant, sur la base de ces résultats, l'ajout d'une centrale de traitement aussi complète ne semble pas être économiquement viable en géothermie de basse température.

### 7.2.3 Analyse du traitement microbien

Des tests de contrôle de la population bactérienne ont été réalisés en opérant les équipements de désinfection de façon séquentielle. Les deux équipements testés sont les UV et les deux générateurs d'ozone. Le contrôle de la population bactérienne est réalisé avec des tests BART pour les deux communautés de bactéries problématiques, celle du fer et celle des sulfates. Un suivi de la température est réalisé pour évaluer son impact sur les communautés bactériennes (Briemann *et al.*, 2009; Lemale, 2012). Les résultats sont présentés à la Figure 7.6.

Sans traitement, les tests BART démontrent un accroissement de la concentration des bactéries lorsque la température augmente. Ce résultat est cohérent avec les observations de Lemale (2012). L'opération de l'UV et de l'ozone a permis d'abaisser la concentration en bactéries des deux groupes cibles. En comparaison avec l'ozone, l'UV provoque une baisse de la population lors d'un accroissement des températures. Le sous-produit de l'oxydation de l'ozone est l'oxygène. Or le point clé pour limiter la prolifération des bactéries du fer est de minimiser leur accès à l'oxygène. L'utilisation de l'ozone n'est donc pas recommandée, puisque la désinfection locale augmentera l'oxydation de l'eau réinjectée. Si les UV semblent obtenir des résultats intéressants, cet équipement ne peut être installé sans traitement préliminaire. Étant donné les coûts du traitement chimique et l'impact limité des bactéries sur ce site, une stratégie de chloration annuelle en fin d'été devrait être étudiée.

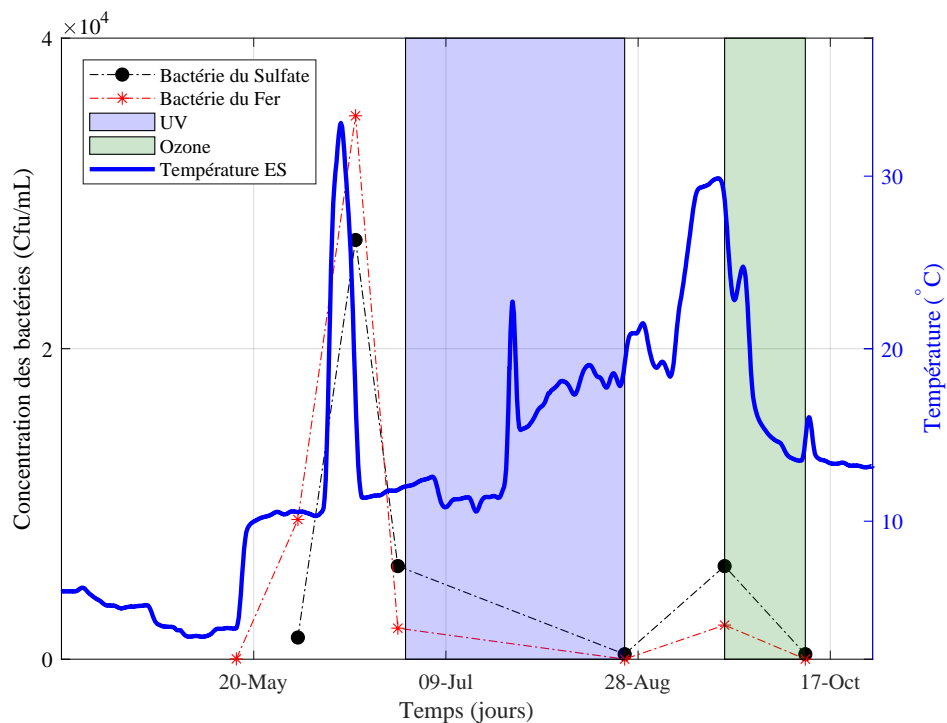


FIGURE 7.6 Analyse de l'efficacité du traitement microbienne sur deux groupes de population bactérienne dans l'eau souterraine.

### 7.3 Conclusion sur le traitement

Le filtre à sédiment rotatif autolavable a démontré son efficacité. Il ne devient un ajout positif que s'il vient remplacer le traditionnel filtre à sédiment, passif, difficilement lavable et peu entretenu. Des études complémentaires sur sa rentabilité et sur son étanchéité à l'air devront être réalisées. L'installation d'une unité de traitement de l'eau aussi complète s'est avérée dispendieuse. Son impact est positif pour les carbonates, uniquement lorsque le PCP est opéré sans saignée. Les UVs ont montré des résultats encourageants, mais à cause de la complexité de mise en œuvre, une comparaison avec une chloration annuelle devra être effectuée.

## CHAPITRE 8 DISCUSSION GÉNÉRALE

Ce chapitre propose une discussion générale qui met en relation les différents travaux effectués au cours de cette thèse. L'objectif de cette thèse était de lever les incertitudes quant à la résilience des puits à colonne permanente vis-à-vis du colmatage, dans le contexte hydrogéologique de la région de Montréal, au Québec. Afin d'atteindre ce but, quatre objectifs spécifiques ont été traités, du Chapitre 4 au Chapitre 7. Le présent chapitre enrichit les résultats et discussions obtenus tout au long de cette thèse. Pour garantir le développement des PCP, il est conçu comme un guide de bonnes pratiques d'ingénieries. La première section résume les processus de colmatage observés et pose le constat de l'état actuel des installations. Au vu de leur diversité et afin d'augmenter le succès des futures installations, ce retour d'expérience se prolonge par des modestes suggestions d'amélioration en ce qui concerne la conception des PCP et les pratiques opératoires.

### 8.1 Viabilité des installations des puits à colonne permanente dans le contexte montréalais

Cette thèse cherche à déterminer la viabilité des PCP dans le contexte hydrogéologique montréalais. Elle repose sur l'investigation approfondie d'un site expérimental, appuyée sur des études de terrain et des études numériques développées aux Chapitres 4 et 5. Ces données ont été complétées par des relevés ponctuels sur le terrain et par des essais en laboratoire menés sur de nouvelles installations de la région, comme vu aux Chapitres 6 et 7. Si, durant les travaux, des processus de colmatage ont été identifiés, aucun PCP de la région de Montréal n'a été confronté à un colmatage durable. Ici, une distinction entre observation de processus et colmatage réel est adoptée puisqu'aucun PCP étudié ne s'est trouvé dans l'incapacité de fonctionner durablement. Ce résumé restitue donc les observations des processus de colmatage actifs, mais pas du colmatage à proprement parler. Le Chapitre 6 présente deux essais en colonnes opérés de façon similaire. Il démontre que les processus de colmatage restent spécifiques à chaque site. Les études faites sur le terrain confirment cette diversité. Ainsi, statuer sur un risque unique pour la région serait une approche incomplète. Un résumé des différents processus est proposé dans cette section.

Le premier processus est le colmatage physique lié à l'accumulation de sédiments, étudié au Chapitre 7. L'accumulation de particules en suspension a été observée dans le système mécanique, rapidement après le démarrage. La concentration de sédiments a été visuellement moins importante une semaine après le premier prélèvement. Cet effet est probablement dû

au fait que le système n'a pas été démarré à vide et qu'il ne possédait pas de filtre à sédiments. La mise en circulation des pompes a mis en suspension des particules accumulées au fond du forage, comme évoqué par Beek (2010). Les particules se sont retrouvées bloquées dans l'échangeur de chaleur. Des travaux d'entretien ont permis de solutionner ce problème.

Le second processus observé est le développement de bactéries dans les PCP. En fonction des conditions redox des sites étudiés, deux groupes bactériens ont été constatés. Dans un premier site, situé dans des conditions réductrices, des bactéries de sulfates sont apparues lors des tests de cultures. Un biofilm blanc a été visualisé sur une pompe submersible. Ce développement bactérien mineur n'a pas généré de problèmes d'opération. Dans le second, site situé dans des conditions oxydantes, il est à relever que des bactéries du fer se sont déposées sur les quatre premiers mètres d'une conduite de réinjection. Cette localisation correspond à la partie superficielle de la nappe en contact avec l'atmosphère. Le suivi quantitatif de la population des bactéries du fer et des bactéries des sulfates font apparaître un développement bactérien saisonnier lié à la hausse de la température. Il est effectivement favorisé dans les périodes de climatisation, d'après les observations faites par Lienen *et al.* (2017). Le risque de développement des bactéries ferro-oxydantes est, au regard de la littérature, le risque majeur de colmatage pour les PCP (Kim *et al.*, 2017; Banks, 2012). Néanmoins, en ce qui nous concerne, leur développement limité n'a pas impacté le fonctionnement de la géothermie pendant six années d'opération séquentielle.

Le dernier facteur de colmatage est de type chimique. Des dépôts mineurs de calcite ont été identifiés sur le site expérimental comme discuté au Chapitre 4. L'occurrence de ce type de dépôt pour les sites de la région a été confirmée par l'étude en colonne, au Chapitre 6. Ce dépôt a été généré selon les résultats du Chapitre 4 durant les phases de climatisation, les arrêts séquentiels du système et les opérations dynamiques. Le Chapitre 5 a démontré la présence de dégazage de CO<sub>2</sub> sur le site et des précipitations de quelques nanogrammes par jour. En effet, le Chapitre 7 et l'étude de Eppner *et al.* (2017a) ont démontré que les précipitations de calcite sont localisées au niveau des équipements mécaniques. Elles s'expliquent par l'impact maximal du changement de température au niveau de l'échangeur de chaleur, mais aussi parce que le modèle a pris en compte un dégazage du CO<sub>2</sub> en surface. Ainsi, dans notre cas, l'observation de la précipitation a été faite en amont de l'échangeur de chaleur sur un débitmètre optique non adapté aux eaux souterraines. Hormis le problème associé à cet équipement, les dépôts n'ont pas causé de problèmes majeurs de fonctionnement.

En résumé, aucun colmatage durable n'a été observé sur des PCP de la région de Montréal. Mais, en fonction des sites, le risque et la localisation du colmatage varient. Les études de terrain et de laboratoire démontrent que, sur un même site, les processus et l'emplacement

précis du point de colmatage ne sont pas identiques. Deux localisations ont été identifiées. La première correspond aux équipements mécaniques, la deuxième aux équipements souterrains. Étant donné la diversité des processus observés, le risque doit être évalué pour chaque site. Une démarche pour évaluer le risque est présentée à la section suivante. D’après nos travaux, le risque principal identifié a été la précipitation de la calcite. Ce risque n’a pas abouti à de colmatage durable. En effet, selon les références de la littérature, il n’est pas exclu que le risque réel pouvant conduire au colmatage soit lié au développement des bactéries du fer.

## 8.2 Démarche pour atténuer les risques de colmatage dans les PCP

Cette section combine les enseignements de cette thèse et de la littérature. Elle n’a pas vocation à remplacer les connaissances acquises par d’autres acteurs de l’industrie, mais cherche plutôt à enrichir les bonnes pratiques et à mettre en lumière les principaux points d’intérêt pendant la durée de vie d’une installation de PCP. La démarche pour atténuer les risques de colmatage des PCP se décline en cinq étapes clés. Le colmatage doit être considéré durant les phases d’exploration, de conception, d’opération, de suivi et, finalement, d’entretien. Étant donné qu’aucun PCP étudié n’a actuellement colmaté, la phase d’entretien reste pauvre en expérience. La phase de réhabilitation n’est pas présentée.

### 8.2.1 Étape 1 : Évaluation initiale

La première phase permet d’évaluer les risques associés à l’installation de PCP en identifiant le type de colmatage. Cette connaissance est importante afin de mettre en œuvre une conception, des opérations et des entretiens adaptés. Elle repose sur deux investigations. La première est une analyse de l’eau souterraine et son interprétation, la seconde consiste à favoriser l’apparition des dépôts pour les caractériser.

La première expérience consiste en un échantillonnage des eaux souterraines sur le puits d’exploration. Les éléments à analyser sont présentés au Tableau 8.1. Ce tableau est décomposé en trois sections correspondant aux risques physiques, chimiques et microbiologiques. Pour les risques physiques, il s’agit de calculer le total de solides en suspension. Pour ce type de problème, le paramètre à prendre en compte est le type d’aquifère rencontré. Ce problème apparaît particulièrement dans des aquifères détritiques non consolidés (Burté, 2018; Timmer *et al.*, 2003; Martin, 2013). Le deuxième groupe de paramètres est lié à la stabilité chimique. Les paramètres énoncés au Tableau 8.1 permettent de calculer les indices de saturation des principaux minéraux impliqués dans des dépôts dans le cas de la géothermie de basse-température. Les minéraux ferreux observés sont dépendants de la phase cristallo-

graphique comme la ferrihydrite, la goethite, parfois la lepidocrocite et enfin, la plus stable, l'hématite (Houben, 2003). Dans les problèmes de colmatage par précipitation de carbonates, il existe un critère de dureté de 80 mg/L de  $CaCO_3$  et un pH de 7,5 évoqué par Rafferty (2004). Le site expérimental exposé aux Chapitres 4 et 5 présente une dureté initiale de 134 mg/L de  $CaCO_3$  et un pH de 8,1. Ainsi, le critère de dureté est un bon indicateur d'identification. Néanmoins, au vu de l'opération du PCP, les précipitations de calcite ne sont pas rédhibitoires pour le développement d'un PCP. Les principaux dépôts carbonatés observés dans les systèmes géothermiques sont la calcite, comme présenté au Chapitre 4. Les calculs des indices de saturation sont accessibles à travers des logiciels géochimiques comme PHREEQC (Parkhurst et Appelo, 2013). Sans logiciel, l'analyse de la stabilité de l'eau peut être facilement évaluée par le calcul des indices de Langelier et de l'indice de stabilité de Ryznar, voir les Équations 2.9 au Chapitre 2. Le dernier risque est lié au développement bactérien. Au regard de la littérature, deux groupes ont été sélectionnés : celui des bactéries du fer et celui des bactéries des sulfates. Rafferty (2004) propose de calculer les conditions propices au développement des bactéries du fer avec la formule de rH, comme énoncé à l'Équation 2.13. Les problèmes de colmatage du fer émergent pour une valeur de rH de  $14,5 \pm 1,0$  et une concentration d'ions ferreux supérieure à 0,2 mg/L (Rafferty, 2004). Cette formule donne une information sur la viabilité de l'environnement. Les tests BART et les tests de culture en laboratoire permettent de détecter leur présence. Selon la littérature, le colmatage par le fer est dominant et la présence des bactéries du fer doit être soigneusement évaluée. D'après les résultats obtenus sur le site expérimental présenté au Chapitre 7, le développement a été limité à une concentration initiale de 0,34 mg/L de fer. Ainsi, en absence de bactéries du fer, une concentration de 0,34 mg/L n'est pas rédhibitoire. Burté (2018) décrit les conditions propices au développement des bactéries sulfato-réductrices par une concentration des sulfates supérieures à 400 mg/L, associées à des conditions réductrices. Ce seuil de concentration semble être cohérent avec les observations faites sur les sites expérimentaux puisque malgré leur présence et des conditions favorables, leur impact a été limité dû à une faible concentration des sulfates de 34,45 mg/L.

Le prélèvement initial est complété par un essai de dépôts sur lame mince. Le Chapitre 6 présente une méthodologie d'anticipation des problèmes de colmatage par une approche en laboratoire. Cette approche en laboratoire a donné des résultats probants en 52 jours. Des dépôts identiques ont été observés après 3 ans d'opération du système. L'expérience a également révélé la disparité des types de dépôts selon les sites. Cependant, elle a ses limites. La première est que cette expérience est susceptible de modifier les gaz dissous à l'échantillonnage et durant l'essai. La deuxième est sa complexité et sa durée. Afin de tirer profit de ces bons résultats, l'essai en colonne peut être simplifié par des tests *in-situ*. Pour chaque nouveau

TABLEAU 8.1 Liste résumée des éléments à analyser.

<b>Élément</b>
Solides en suspension
Température
Oxygène dissous
pH
ORP
Conductivité électrique
Total dissous solide
Fer dissous
Manganèse
Fluorure
Chlorure
Nitrite
Bromure
Nitrate
Sulfate
Phosphate
Lithium
Sodium
Ammonium
Potassium
Calcium
Magnésium
Alcalinité
Bactéries du fer
Bactéries des sulfates

site, un test de réponse thermique est à réaliser pour la conception de l'échangeur de chaleur. Grâce à une injection de chaleur dans le milieu géologique, ce test permet de déterminer les paramètres thermiques (conductivité, capacité spécifique, etc). Comme observé durant les Chapitres 4 et 5, les processus de précipitation des carbonates sont maximaux durant les augmentations de température. L'étude de Lienen *et al.* (2017) et le suivi des concentrations des bactéries au Chapitre 7 concluent également que l'augmentation de température favorise un développement microbien. Cependant, la durée limitée du test ne devrait pas permettre l'observation de colonisation importante de biofilm sur les surfaces. L'examen du dépôt durant l'essai de réponse thermique est proposé. Pour ne pas affecter les résultats thermiques, seule la cellule de matériaux est testée. Une fois le test de réponse thermique effectué, les lames minces de matériaux sont analysées au microscope. Non seulement le test permet de

diminuer la complexité de la mise en œuvre de l'essai en colonne, mais il apparaît également plus représentatif des conditions d'opération.

### 8.2.2 Étape 2 : Conception adaptée

La Figure 8.1 représente la nouvelle conception proposée. Ces ajouts sont discutés ci-après.

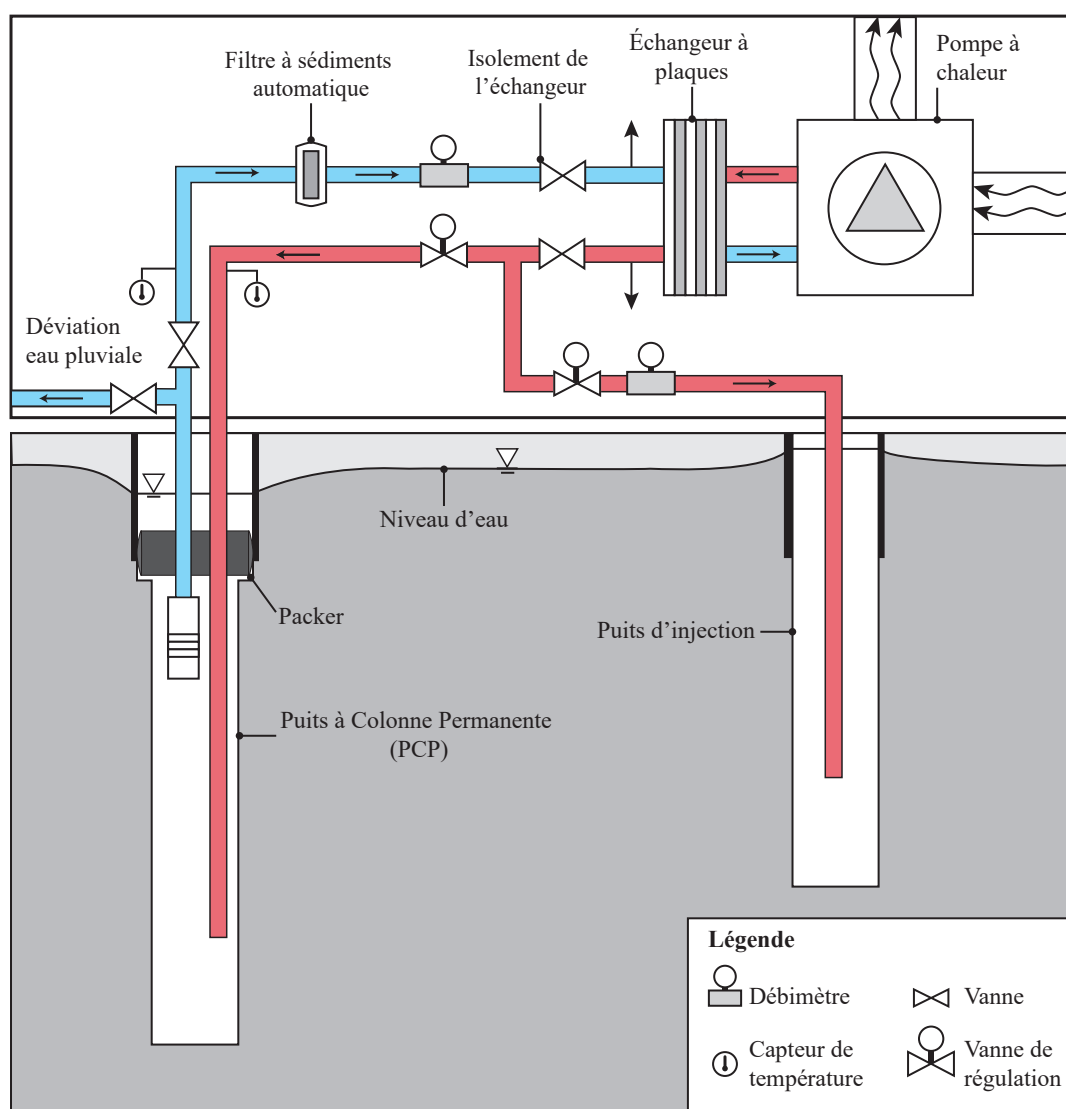


FIGURE 8.1 Proposition d'une conception de puits à colonne permanente adaptée pour atténuer les risques de colmatage.

Pour corriger les problèmes physiques, le Chapitre 7 permet de comprendre l'intérêt de l'ajout d'un filtre auto-nettoyant. Si l'installation d'une centrale complète de traitement des eaux conduit à une augmentation des coûts d'opération de 267 %, le filtre auto-nettoyant a montré

son efficacité sur le site expérimental. L'avantage de ce dispositif est son automatisation. Il se nettoie automatiquement en fonction des pertes de pression et garantit ainsi une perte de pression minimale. Ne nécessitant pas de personnel pour l'actionner, il permet de diminuer d'autant son coût d'opération. Pour mitiger les problèmes physiques, la deuxième suggestion consiste à raccorder le PCP aux réseaux d'eaux pluviales, de le placer en amont de l'échangeur et de le munir d'une valve ou d'une électrovalve. Cette conduite de "déviation" permet d'ajouter une séquence spécifique utile aux démarrages du système et à l'entretien. Ces opérations seront discutées aux Étapes 3 et 5. Les impacts réglementaires seront à étudier.

L'accumulation de particules telle que montrée à la Figure 7.1 est obtenue à la suite de la purge du point bas d'un échangeur de chaleur. Cette observation a démontré la présence de processus d'accumulation de sédiments sur ce site. Elle illustre l'avantage de l'installation d'un point bas à l'entrée de l'échangeur de chaleur pour drainer les particules. Dans l'optique d'anticiper l'entretien annuel de l'échangeur de chaleur sans entraîner son démontage, deux valves et deux points d'échantillonnage devront être installés. Ces éléments permettront d'isoler le système et d'assurer un entretien léger et préventif. Afin de garantir l'évacuation des particules potentiellement accumulées dans l'échangeur, le point d'échantillonnage doit être situé au point bas du système.

Le Chapitre 4 présente le phénomène de dépôt de calcite sur un débitmètre situé en aval de l'échangeur de chaleur. Les Chapitres 4 et 5 ont démontré que l'accroissement de la température favorise les précipitations de calcite. Ce résultat est cohérent avec les résultats du modèle développé par Eppner *et al.* (2017a). Dans ce modèle, les dépôts sont plus importants en surface puisque la modification de la température et le dégazage de  $\text{CO}_2$  s'y produisent. Comme l'équipement qui modifie la température est l'échangeur de chaleur, une nouvelle répartition spatiale des débitmètres est proposée pour limiter l'impact des processus chimiques sur les équipements de mesures sensibles. Une solution serait de l'installer en amont de l'échangeur. Un deuxième débitmètre peut être mis en place sur la conduite du puits de réinjection, après les valves, puisque cette conduite est moins sollicitée. Cette configuration est illustrée à la Figure 8.1. Le Chapitre 4 démontre également que les débitmètres optiques sont trop sensibles à la formation de dépôts pour les exposer à l'eau souterraine. Les débitmètres magnétiques plus résilients aux dépôts sont donc à prioriser. Finalement, dans un souci d'anticipation et d'entretien, un raccordement à brides autour des équipements de mesure est proposé.

Le modèle développé au Chapitre 5 a démontré la présence d'un dégazage du  $\text{CO}_2$  dissous dans l'eau souterraine avec l'atmosphère. Le dégazage du  $\text{CO}_2$  est responsable d'un accroissement des précipitations de calcite de 36 %. Or, la littérature montre également l'impact de l'apport de l'oxygène dans les problématiques de fer (Houben, 2003). La deuxième cause de

colmatage par le fer est le mélange des zones redox (Possemiers *et al.*, 2014). Pour limiter ces problèmes, la stratégie consiste en l'ajout d'un *packer* tel que testé avec succès dans des puits géothermiques de recirculation d'eaux souterraines dans des environnements concentrés en fer (2 mg/L) (Dinkel *et al.*, 2020). Ces résultats permettent de proposer l'installation d'un *packer* au-dessus de la zone redox et au-dessus de la pompe, sous réserve d'une étude complémentaire adaptée au PCP.

Lemale (2012) démontre que 80 % à 90 % du fer disponible dans les puits proviennent du cuvelage des puits en boucle ouverte. Ainsi, un acier inoxydable doit être sélectionné pour minimiser sa corrosion. Les professionnels de la plomberie sont soucieux d'éviter les corrosions galvaniques entre les différents matériels d'un système. C'est une pratique à privilégier également dans l'installation des PCP.

### 8.2.3 Étape 3 : Optimisation des opérations

Deux types d'opérations sont sensibles pour la viabilité du système : les opérations de pompage et les opérations d'échange de chaleur.

Concernant les opérations de pompage, il semble que les arrêts représentent un problème majeur pour les systèmes géothermiques. Ils peuvent, en effet, provoquer un échange gazeux avec l'atmosphère et un apport d'oxygène (Lerm *et al.*, 2013). Le deuxième élément souligné par la littérature est que les séquences de redémarrage entraînent une quantité de particules en suspension (Van Beek *et al.*, 2009b). De plus, les séquences d'arrêt/démarrage génèrent une grande fluctuation dans la zone redox sur les contours du puits. Les précipitations augmentent parce que les séquences d'arrêt/démarrage favorisent le mélange entre les zones oxydante et réductrice (Van Beek *et al.*, 2009b). Afin de limiter ces phénomènes, il n'est pas conseillé d'opérer les pompes de façon séquentielle. Une adaptation proportionnelle du débit en fonction de la demande est recommandée, comme dans l'étude de Stenvik *et al.* (2022). Étant donné que le démarrage du système favorise la mise en suspension des particules dans l'eau pompée, l'ajout d'une déviation exceptionnelle pour la mise en eau du système permettrait de limiter l'envoi de particules dans le puits d'injection et dans le système mécanique au moment du pic de concentration des solides en suspension.

Le Chapitre 4 met en évidence le fait que les arrêts prolongés sont également favorables aux précipitations de calcite. Deux conséquences aux arrêts sont démontrées. La première est que l'eau bloquée dans les tuyaux en surface équilibre sa température avec la salle mécanique chauffée, provoquant ainsi une précipitation de calcite. Les dépôts se forment dans le système mécanique dans des conditions d'eau stagnante. Une seconde conséquence vient du fait que les arrêts permettent aux eaux comprises dans les PCP de s'équilibrer avec l'aquifère. Ainsi, l'eau

pompée après l'arrêt est plus concentrée en ions. D'après la cinétique de dissolution obtenue au Chapitre 4, la concentration retourne à l'équilibre si l'arrêt est prolongé au-delà de 48h. Pour ces arrêts prolongés, une séquence de purge du système mécanique via la conduite de "déviation" est recommandée. Cette purge permet d'éviter l'apparition de dépôts en surface. La température a montré son impact aussi bien du point de vue de la stabilité des gaz dissous que dans la stabilité des minéraux et du développement bactérien. À la lumière de nos différents travaux, l'opération chauffage n'est pas génératrice d'accroissement des dépôts. À l'inverse, l'augmentation de la température de l'eau souterraine engendre des dépôts de calcite selon les Chapitres 4 et 5. Comme énoncé au Chapitre 5, la masse maximale déposée par seconde dans le PCP est de  $6 \cdot 10^{-6}$  mg/L, ce qui représente un risque mitigé pour le PCP. Cependant, l'impact de précipitation de calcite est plus important dans le système mécanique (Eppner *et al.*, 2017a). Il est donc intéressant de limiter l'augmentation de la température par une opération de saignée, comme démontré par les études de Eppner *et al.* (2017b). L'avantage des PCP est qu'ils souffrent moins de débalancements des charges thermiques, comparativement aux PBF. Il n'est donc pas nécessaire d'opérer les PCP en climatisation pour ce besoin.

Si, grâce à un packer, le dégazage est limité par l'isolation du système, l'opération de la saignée peut être utilisée de façon ponctuelle pour répondre aux besoins thermiques et hydrauliques, comme recommandé par Beaudry *et al.* (2022). Dans le cas contraire, des périodes plus constantes sont recommandées. Il est également à noter que la variation de la nappe générée par l'utilisation ponctuelle de la saignée est à surveiller parce qu'elle peut favoriser le mélange de la zone redox.

#### 8.2.4 Étape 4 : Suivi du développement

Comme démontré par Burté (2018), la plupart des processus de colmatage se développe dans la première année du système. Un suivi adapté au calendrier suivant est recommandé. Dans le premier mois, une visite de contrôle devra être réalisée parce que l'opération de mise en service est critique pour les risques physiques, comme démontré dans les Chapitres précédents. Une deuxième visite devra être entreprise dans le premier été puisque les opérations de climatisation représentent la période la plus délétère, comme démontré dans le Chapitre 4. Finalement, un suivi des performances d'opération combiné à une visite annuelle pourra être effectué les années suivantes. Pour suivre le développement des processus chimique et microbien, il est suggéré de contrôler l'évolution des paramètres évoqués à l'Étape 1. Le suivi des capteurs de pression et de température est également une bonne pratique, comme recommandé par l'étude Gjengedal *et al.* (2020). Il est également conseillé d'effectuer un

contrôle par géo-caméra après le premier été. Cette opération permettra de statuer sur l'état du PCP pour un coût limité (Gjengedal *et al.*, 2018).

### 8.2.5 Étape 5 : Entretien

Les Chapitres 4 et 5 démontrent que l'été représente la période la plus défavorable pour les problèmes chimiques. De leur côté, les gains électriques les plus conséquents au Québec sont en hiver. Par conséquent, les travaux d'entretien devront être réalisés à l'automne, en préparation de l'hiver. Au regard des travaux des Chapitres 4 et 5, les dépôts de carbonate se développent majoritairement dans les équipements mécaniques. L'ajout de valves et de points d'échantillonnage permettra de faire circuler une solution nettoyante dans l'échangeur, sans réinjection dans la nappe. L'analyse initiale à l'Étape 1 aura caractérisé le type de dépôt de type chimique. Cette connaissance orientera le choix vers des solutions nettoyantes adaptées. Ce nettoyage pourra être effectué à contrecourant afin de maximiser la récupération de particules dans le point bas préalablement installé à l'Étape 2. Pour les problèmes microbiens, le Chapitre 7 permet également de reconnaître l'été comme la période la plus défavorable. Pour éviter les développements microbiens, une désinfection des PCP est donc recommandée à cette période. À ce titre, le calculateur de chloration des puits résidentiels d'eau potable fourni par le Ministère est une référence. Une fois le temps de contact obtenu, une séquence de pompage à vide est recommandée pour purger le puits des résidus de l'oxydation au chlore. Ces séquences d'entretien pourront faire l'objet d'améliorations scientifiques ultérieures.

## CHAPITRE 9 CONCLUSION

### 9.1 Synthèse des travaux

Trois systèmes géothermiques composés de puits à colonne permanente ont été étudiés à travers cette thèse. Le site principal est un puits à colonne permanente expérimental opéré par le laboratoire de géothermie mobile de Polytechnique Montréal. Cet équipement de recherche unique a permis de tester le puits à colonne permanente et le système mécanique en conditions réelles avec une large palette d'opérations géothermiques. En 267 jours, 50 échantillons d'eau souterraine ont pu être prélevés. La concentration en calcium a été corrélée avec les données d'opération acquises via une régression linéaire multiple. Un coefficient de corrélation de 0,88 a été obtenu. L'utilisation du Z-score a permis de hiérarchiser l'influence des opérations sur la concentration en calcium. L'opération la plus influente est l'augmentation de la température. Comparativement à la phase de chauffage, la période de climatisation génère une diminution à la fois du pH de 0,3 et de la concentration en calcium. Les séquences d'arrêts sont apparues délétères pour le système mécanique. Les conditions stagnantes permettent à la température de l'eau de s'équilibrer avec celles de la salle mécanique. Les phases d'arrêt et l'opération de climatisation ont ainsi généré un dépôt mineur de calcite dans le système mécanique. L'influence des opérations de pompage a également été observée, notamment l'opération de saignée qui favorise l'apport d'une eau régionale concentrée. Enfin, la dernière séquence impactant les concentrations en calcium est la variation journalière des débits de pompage. Il s'avère qu'une diminution globale de la concentration en calcium a été relevée sans pouvoir distinguer si elle a été générée par du dégazage de  $\text{CO}_2$  ou par l'opération du traitement de l'eau souterraine.

Une étude complémentaire de 70 jours sur le site expérimental a été réalisée pendant un test d'injection de chaleur. 16 échantillons d'eau souterraine ont été prélevés durant cette période. Ces données ont permis de calibrer un modèle thermo-hydro-chimique. Ce modèle inclut le transport hydraulique en milieu poreux, les transferts de chaleur et un modèle de transport réactif. Le transport réactif a été décomposé en deux modèles. Le premier modèle est l'équilibre chimique des neuf espèces secondaires aqueuses de la calcite. Cet équilibre est considéré comme immédiat sur l'ensemble du domaine. Le deuxième modèle inclut les réactions temporelles sur trois espèces totales, notamment la cinétique de réaction de la calcite et le transport. Ce modèle thermo-hydro-chimique a été calibré sur les données expérimentales afin de quantifier l'impact des opérations sur la précipitation de calcite. La présence de dégazage du  $\text{CO}_2$  sur le site expérimental a été démontrée avec la calibration du modèle. Le

dégazage est responsable au maximum de 36 % des phénomènes de précipitation. Au final, le paramètre qui s'est avéré avoir le plus d'influence est le débit de la saignée. L'opération génère un flux convergeant d'eaux souterraines régionales vers le puits à colonne permanente. Cet apport stabilise l'indice de saturation de la calcite proche de son état initial. Ainsi, l'impact du dégazage, du traitement et de l'augmentation de la température est minimisé. À l'inverse, lorsque le système est opéré sans saignée, l'indice de saturation converge rapidement vers l'équilibre. Les précipitations sont importantes à court terme, les réserves de  $\text{CO}_2$  de l'eau circulant dans le puits à colonne permanente s'équilibrent avec l'atmosphère. Ainsi, l'impact du dégazage diminue graduellement au fil du temps avec l'installation d'un nouvel équilibre. Le pire scénario pour un système avec dégazage de  $\text{CO}_2$  est lorsque la saignée est opérée de façon séquentielle.

L'impact spécifique du traitement a été étudié à travers ce modèle thermo-hydro-chimique. Il montre que le traitement n'est pas utile lorsque la saignée est active. Inversement, lorsque la saignée n'est pas opérée, un traitement de 2 % est suffisant pour que l'indice de saturation de la calcite devienne inférieur à 0. La comparaison avec un modèle sans traitement permet d'identifier que l'opération a évité une faible précipitation de 0,1806 kg de calcite dans le système. Néanmoins, le coût d'entretien et des consommables pour les équipements de traitement a généré une augmentation de 267 % des frais d'exploitation. Ainsi, l'usage de cet équipement semble restreint à quelques situations très spécifiques.

Pour garantir une implantation large des puits à colonne permanente, une méthodologie en laboratoire a été développée. Elle permet de tester la vulnérabilité de nouveaux sites avant leur installation. Elle se décompose en deux parties, le système mécanique et la partie souterraine qui représente le puits à colonne permanente. La partie souterraine est une colonne de sol remplie des déblais de forage et saturée de l'eau souterraine issue du site. Cet équipement est thermorégulé afin de simuler les opérations de climatisation. Cette expérience a permis d'évaluer la vulnérabilité de deux sites. Des dépôts similaires aux dépôts du site expérimental ont été observés après 52 jours d'expérience. Ainsi, cette expérience permet d'anticiper la formation potentielle de dépôts sur un nouveau site. Elle a aussi démontré que le type de dépôts est spécifique à chaque site et que les processus de colmatage peuvent varier en fonction de leur localisation sur le site.

## 9.2 Contribution originale

Si des études expérimentales de système de géothermie de basse température ont déjà permis d'identifier le dépôt des carbonates comme source potentielle de colmatage, la viabilité des puits à colonne permanente par rapport à ce type de colmatage restait quant à elle inconnue.

L'étude expérimentale d'un puits à colonne permanente a permis de lever cette incertitude en observant un dépôt mineur de calcite. Ainsi, ce risque est présent, mais de faible amplitude. De plus, cette étude a permis d'établir un lien statistique entre les opérations géothermiques et les concentrations en ions calcium. Cette approche innovante a confirmé l'implication de la température et du débit de la saignée, mais elle a également démontré l'impact de deux types d'opérations encore non identifiées comme favorisant l'entartrement par la calcite. Les deux opérations en question sont les séquences d'arrêt et de démarrage et les séquences dynamiques de pompage.

Si des approches de modélisation ont déjà permis de mesurer la contribution de différentes opérations, ces simulations n'étaient pas calibrées sur des données réelles. Ainsi, une approche complète comprenant la calibration d'un modèle thermo-hydro-chimique avec des données thermo-hydro-chimiques acquises sur un site a été réalisée. Cette étude a pu quantifier la contribution au colmatage des opérations et des facteurs environnementaux dans un cas réel. Cela a permis d'une part de confirmer un risque mineur pour les dépôts de carbonate et, d'autre part, d'évaluer la contribution des différents facteurs d'opération en fonction de différentes conditions environnementales. De plus, ce modèle a pu évaluer précisément les bénéfices de l'installation d'une unité de traitement des eaux souterraines.

Afin de garantir le développement croissant des puits à colonne permanente, cette thèse a mis au point un essai en laboratoire permettant d'anticiper les risques de colmatage pour de futurs projets. Cet essai est constitué d'une colonne de sol thermorégulée pour représenter la partie souterraine. L'innovation de cet essai réside en l'ajout d'une cellule remplie de lames minces permettant de représenter la salle mécanique. Cette expérience a ainsi démontré que les types de colmatage sont fonction des conditions hydrogéologiques du site. Cet essai a également montré, grâce à ces lames minces, sa capacité à anticiper les types de dépôt.

Finalement, au cours de cette thèse, les résultats obtenus ont permis de proposer des améliorations dans les cinq étapes du cycle de vie d'un puits à colonne permanente.

### 9.3 Travaux futurs

Des travaux complémentaires peuvent être réalisés pour assurer le développement des puits à colonne permanente. Le risque le moins couvert par nos essais a été le développement des problèmes liés au fer. Pour atténuer ce risque, plusieurs études peuvent-être menées :

- l'impact des séquences de pompage sur les échanges gazeux entre l'atmosphère et l'eau souterraine (dégazage du  $\text{CO}_2$  et solidité du  $\text{O}_2$ ) dans un puits à colonne permanente ;
- l'impact de l'ajout d'un packer dans un puits à colonne permanente pour limiter le

- mélange de zones redox et les échanges gazeux ;
- l'étude de l'efficacité de la chloration annuelle pour le contrôle de la population de bactéries ;
  - le suivi de l'évolution bactérienne par séquençage d'ADN en fonction des opérations (pompage et température).

Le test de colonne a donné de très bons résultats. Il est cependant long à mettre en place. Actuellement, le prélèvement ne garantit pas la modification des concentrations en gaz dissous. Il est donc suggéré d'étudier l'apport d'un test de déposition combiné à un test de réponse thermique sur site permettant d'améliorer le test. Par ailleurs, le suivi de l'état du système est généralement basé sur la thermique. Ce suivi serait bonifié par l'ajout de capteurs de pression et un algorithme utilisant les données des capteurs pourrait détecter les baisses de performance sur le système. Les travaux futurs pourraient donc viser à automatiser la détection du colmatage avec un réseau neuronal qui analyserait les données de capteurs de pression et de température installés au niveau de l'échangeur de chaleur.

Finalement l'installation d'une conduite de dérivation vers les réseaux d'eaux pluviales permettrait d'assurer le démarrage du système en limitant l'impact de solides en suspension. L'étude d'un ajout supplémentaire dans la conception des puits à colonne permanente, consistant en la combinaison d'un capteur de turbidité avec une électrovalence, est donc recommandé. Ainsi, avec les données du capteur de turbidité une déviation automatisée pourrait être réalisée durant les pics de concentration en solides en suspension.

## RÉFÉRENCES

- C. R. ANDERSON et K. PEDERSEN : In situ growth of Gallionella biofilms and partitioning of lanthanides and actinides between biological material and ferric oxyhydroxides. *Geobiology*, 1(2):169–178, octobre 2003. ISSN 1472-4669.
- C. A. J. APPELO et D. POSTMA : *Geochemistry, Groundwater and Pollution*. CRC press, 2nd edition édition, avril 2004. ISBN 978-0-429-15232-0.
- ASTM INTERNATIONAL : D932-85 Standard Test Method for Iron Bacteria in Water and Water-Formed Deposits. Standard, ASTM, décembre 2002.
- ASTM INTERNATIONAL : C128.4032 for relative density (specific gravity) and absorption of fine aggregate. Standard, ASTM, janvier 2015.
- G. BAKEMA : *Well and Borehole Failures and Solutions in Underground Thermal Energy Storage*. novembre 2001.
- D. BANKS : Thermogeological assessment of open-loop well-doublet schemes : a review and synthesis of analytical approaches. *Hydrogeology Journal*, 17(5):1149–1155, juillet 2009. ISSN 1435-0157.
- D. BANKS : *An Introduction to Thermogeology : Ground Source Heating and Cooling*. John Wiley & Sons, août 2012. ISBN 978-0-470-67034-7.
- P. BAVEYE, P. VANDEVIVERE, B. L. HOYLE, P. C. DELEO et D. Sanchez de LOZADA : Environmental impact and mechanisms of the biological clogging of saturated soils and aquifer materials. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 28(2):123–191, juin 1998.
- P. BAYER, D. SANER, S. BOLAY, L. RYBACH et P. BLUM : Greenhouse gas emission savings of ground source heat pump systems in Europe : A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 16(2):1256–1267, février 2012. ISSN 1364-0321.
- G. BEAUDRY, P. PASQUIER et D. MARCOTTE : Hydrogeothermal characterization and modelling of a standing column well experimental installation. *In Proceedings of the IGSHPA Research Track 2018*, pages 1–10. International Ground Source Heat Pump Association, septembre 2018.
- G. BEAUDRY, P. PASQUIER et D. MARCOTTE : The impact of rock fracturing and pump intake location on the thermal recovery of a standing column well : model development, experimental validation, and numerical analysis. *Science and Technology for the Built Environment*, 25(8):1052–1068, septembre 2019. ISSN 2374-4731.

- G. BEAUDRY, P. PASQUIER, D. MARCOTTE et A. ZARRELLA : Flow rate control in standing column wells : A flexible solution for reducing the energy use and peak power demand of the built environment. *Applied Energy*, 313:118774, mai 2022. ISSN 0306-2619.
- C. G. E. M. van BEEK : *Cause and prevention of clogging of wells abstracting groundwater from unconsolidated aquifers*. Vrije Universiteit, Amsterdam, décembre 2010. ISBN 978-90-74741-93-4.
- T. R. BOTT : *Fouling of Heat Exchangers*. Elsevier, 1st edition édition, avril 1995. ISBN 978-0-08-053190-8.
- H. BOUWER : Artificial recharge of groundwater : Hydrogeology and engineering. *Hydrogeology Journal*, février 2002.
- H. BRIELMANN, C. GRIEBLER, S. I. SCHMIDT, R. MICHEL et T. LUEDERS : Effects of thermal energy discharge on shallow groundwater ecosystems. *FEMS Microbiology Ecology*, 68(3):273–286, juin 2009. ISSN 0168-6496.
- H. J. BRONS, J. GRIFFIOEN, C. A. J. APPELO et A. J. B. ZEHNDER : (Bio)geochemical reactions in aquifer material from a thermal energy storage site. *Water Research*, 25(6):729–736, juin 1991. ISSN 0043-1354.
- N. M. BURNSIDE, D. BANKS, A. J. BOYCE et A. ATHRESH : Hydrochemistry and stable isotopes as tools for understanding the sustainability of minewater geothermal energy production from a ‘standing column’ heat pump system : Markham Colliery, Bolsover, Derbyshire, UK. *International Journal of Coal Geology*, 165:223–230, août 2016. ISSN 0166-5162.
- L. BURTÉ : *Etude des risques de colmatage et optimisation des processus de traitement des doublets géothermiques superficiels*. Thèse de doctorat, Université de Rennes 1, juin 2018.
- L. BURTÉ, C. C. BARANGER, L. AQUILINA, T. LE BORGNE, N. FRECHIN et M. GÉRARD : Clogging of shallow geothermal doublets : hydrologic, geochemical and microbiological observations in a pilot site. *In Conference : european geothermal congress 2016*, septembre 2016.
- L. BURTÉ, C. A. CRAVOTTA, L. BETHENCOURT, J. FARASIN, M. PÉDROT, A. DUFRESNE, M. GÉRARD, C. BARANGER, T. LE BORGNE et L. AQUILINA : Kinetic Study on Clogging of a Geothermal Pumping Well Triggered by Mixing-Induced Biogeochemical Reactions. *Environmental Science & Technology*, 53(10):5848–5857, mai 2019. ISSN 0013-936X.
- Natural Resources CANADA : *Energy Fact Book 2019-2020*. Numéro M136-1E. 2019.
- CARRIER : *Handbook of air conditioning system design*, volume 1. McGraw-Hill Companies, juin 1965. ISBN 9780070100909.
- L. CERCLET, B. COURCELLES et P. PASQUIER : Impact of Standing Column Well Operation on Carbonate Scaling. *Water*, 12(8):2222, août 2020.

CGEG : État de l'industrie canadienne de la géothermie 2011 - Analyse du marché et enquête de l'industrie. 2012.

L. CHOU, R. M. GARRELS et R. WOLLAST : Comparative study of the kinetics and mechanisms of dissolution of carbonate minerals. *Chemical Geology*, 78(3):269–282, août 1989. ISSN 0009-2541.

COMSOL MULTIPHYSICS® : COMSOL AB, Stockholm, Sweden, mai 2021. version 5.6.

R. D. P. COSMO, F. D. A. R. PEREIRA, E. J. SOARES et E. G. FERREIRA : Addressing the root cause of calcite precipitation that leads to energy loss in geothermal systems. *Geothermics*, 98:102272, janvier 2022. ISSN 03756505.

D19 COMMITTEE : Practices for Sampling Water from Closed Conduits. Rapport technique, ASTM International. URL <http://www.astm.org/cgi-bin/resolver.cgi?D3370-18>.

E. DINKEL, B. BRAUN, J. SCHRÖDER, M. MUHRBECK, W. REUL, A. MEEDER, U. SZEWZYK et T. SCHEYTT : Groundwater circulation wells for geothermal use and their impact on groundwater quality. *Geothermics*, 86:101812, juillet 2020. ISSN 03756505.

P. M. DOVE et M. F. HOCELLA : Calcite precipitation mechanisms and inhibition by orthophosphate : In situ observations by Scanning Force Microscopy. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 57(3):705–714, février 1993. ISSN 0016-7037.

DUNSKY : The economic value of ground source heat pumps for building sector decarbonization : Review of a recent analysis estimating the costs of electrification in Canada. Rapport technique, 2020.

Industries EDSTROM : Scale forming tendency of water. 1965.

F. EPPNER, P. PASQUIER et P. BAUDRON : Development of a thermo-hydro-geochemical model for low temperature geothermal applications. In *Proceedings of 2015 Comsol Conference. Boston, USA.*, pages 5–7, octobre 2015.

F. EPPNER, P. PASQUIER et P. BAUDRON : A coupled thermo-hydro-geochemical model for standing column well subject to CO<sub>2</sub> degassing and installed in fractured calcareous aquifers. *Geomechanics for Energy and the Environment*, 11:14–27, septembre 2017a. ISSN 2352-3808.

F. EPPNER, P. PASQUIER et P. BAUDRON : Investigation of thermo-hydro-geochemical processes in a standing column well intersected by a fracture. In *Proceedings of the IGSHPA Conference and Expo 2017*, mars 2017b.

C. W. FETTER, Thomas BOVING et David KREAMER : *Contaminant Hydrogeology : Third Edition*. Waveland Press, octobre 2017. ISBN 978-1-4786-3650-2. Google-Books-ID : ZXE8DwAAQBAJ.

- A. GARCÍA-GIL, J. EPTING, C. AYORA, E. GARRIDO, E. VÁZQUEZ-SUÑÉ, P. HUGGENBERGER et A. C. GIMENEZ : A reactive transport model for the quantification of risks induced by groundwater heat pump systems in urban aquifers. *Journal of Hydrology*, 542:719–730, novembre 2016. ISSN 0022-1694.
- E. GARRIDO, A. GARCÍA-GIL, E. VÁZQUEZ-SUÑÉ et J. Á. SÁNCHEZ-NAVARRO : Geochemical impacts of groundwater heat pump systems in an urban alluvial aquifer with evaporitic bedrock. *Science of The Total Environment*, 544:354–368, février 2016. ISSN 00489697.
- S. GJENGEDAL, R. K. RAMSTAD, B. O. HILMO et B. FRENGSTAD : Video inspection of wells in open loop ground source heat pump systems in Norway. *In Proceedings of the IGSHPA Research Track 2018*. International Ground Source Heat Pump Association, septembre 2018.
- S. GJENGEDAL, R. K. RAMSTAD, B. O. HILMO et B. S. FRENGSTAD : Fouling and clogging surveillance in open loop GSHP systems. *Bulletin of Engineering Geology and the Environment*, 79(1):69–82, janvier 2020. ISSN 1435-9537.
- Y. GLOBENSKY : Géologie des Basses-Terres du St-Laurent (Geology of the St. Lawrence Lowlands). *Ministry of Energy and Resources, General Direction for geologic and mineral exploration, Québec, Report MM*, pages 85–02, décembre 1987.
- J. GRIFFIOEN et C. A. J. APPELO : Nature and extent of carbonate precipitation during aquifer thermal energy storage. *Applied Geochemistry*, 8(2):161–176, mars 1993. ISSN 08832927.
- J. GRIFFIOEN, J. KLEIN et P. F. M. VAN GAANS : Reaction capacity characterization of shallow sedimentary deposits in geologically different regions of the Netherlands. *Journal of Contaminant Hydrology*, 127(1):30–46, janvier 2012. ISSN 0169-7722.
- S. HAHNLEIN, P. BAYER, G. FERGUSON et P. BLUM : Sustainability and policy for the thermal use of shallow geothermal energy. *Energy Policy*, 59:914–925, avril 2013.
- V. M. HEILWEIL, D. KIP SOLOMON, K. S. PERKINS et K. M. ELLETT : Gas-Partitioning Tracer Test to Quantify Trapped Gas During Recharge. *Groundwater*, 42(4):589–600, août 2004. ISSN 1745-6584.
- W. A. M. HIJNEN, J. BUNNIK, J. C. SCHIPPERS, R. STRAATMAN et H. C. FOLMER : Determining the clogging potential of water used for artificial recharge in deep sandy aquifers. *In Third Int Symp on Artificial Recharge of Groundwater (TISAR)*, pages 437–440, 1998.
- E. HOLZBECHER : Reactive transport in porous media concepts and numerical approaches. *In D. B. INGHAM et I. POP, éditeurs : Transport Phenomena in Porous Media III*, pages 305–340. Pergamon, Oxford, janvier 2005. ISBN 978-0-08-044490-1.
- G. J. HOUBEN : Iron oxide incrustations in wells. Part 1 : Genesis, mineralogy and geochemistry. *Applied Geochemistry*, 18(6):927–939, janvier 2003. ISSN 0883-2927.

HYDRO-QUÉBEC : 2021 Electricity rates. Rapport technique, 2021.

H. Y. JEONG, S. JUN, J. CHEON et M. PARK : A review on clogging mechanisms and managements in aquifer storage and recovery (ASR) applications. *Geosciences Journal*, 22 (4):667–679, août 2018. ISSN 1226-4806, 1598-7477.

H. KIM, J. MOK, Y. PARK, D. KAOWN et K. LEE : Composition of groundwater bacterial communities before and after air surging in a groundwater heat pump system according to a pyrosequencing assay. *Water*, 9(11):891, novembre 2017. ISSN 2073-4441.

D. LANGMUIR : *Aqueous environmental geochemistry*. 1997. ISBN 0-02-367412-1.

V. LAROCHE, P. PASQUIER et B. COURCELLES : Integration of standing column wells in urban context : A numerical investigation-case in the City of Montreal. *Sustainable Cities and Society*, 78:103513, mars 2022. ISSN 2210-6707.

J. LEE : Current status of ground source heat pumps in Korea. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 13(6):1560–1568, août 2009. ISSN 1364-0321.

J. LEMALE : *La Géothermie-2e Éd.* Dunod, janvier 2012. ISBN 978-2-10-057505-3.

S. LERM, A. WESTPHAL, R. MIETHLING-GRAFF, M. ALAWI, A. SEIBT, M. WOLFGRAMM et H. WÜRDEMANN : Thermal effects on microbial composition and microbiologically induced corrosion and mineral precipitation affecting operation of a geothermal plant in a deep saline aquifer. *Extremophiles*, 17(2):311–327, mars 2013.

T. LIENEN, K. LÜDERS, H. HALM, A. WESTPHAL, R. KÖBER et H. WÜRDEMANN : Effects of thermal energy storage on shallow aerobic aquifer systems : Temporary increase in abundance and activity of sulfate-reducing and sulfur-oxidizing bacteria. *Environmental Earth Sciences*, 76(6):261, mars 2017. ISSN 1866-6280, 1866-6299.

R. MARTIN : *Clogging Issues Associated with Managed Aquifer Recharge Methods*. IAH Commission on Managing Aquifer Recharge. Australia, octobre 2013. ISBN 978-0-646-90852-6.

E. D. MELTON, E. D. SWANNER, S. BEHRENS, C. SCHMIDT et A. KAPPLER : The interplay of microbially mediated and abiotic reactions in the biogeochemical Fe cycle. *Nature Reviews Microbiology*, 12(12):797, décembre 2014.

A. MICHPOULOS, T. ZACHARIADIS et N. KYRIAKIS : Operation characteristics and experience of a ground source heat pump system with a vertical ground heat exchanger. *Energy*, 51:349–357, mars 2013. ISSN 0360-5442.

de la Faune et des Parcs du Québec Ministère du DEVELOPPEMENT DURABLE, de l'Environnement : Ma. 310 – cs 1.0 détermination du carbone et du soufre : méthode par combustion et dosage par spectrophotométrie infrarouge. Standard MA. 310 – CS 1.0, Centre d'expertise en analyse environnemental du Québec, Québec, Ca, novembre 2013.

MINISTÈRE DU TRAVAIL, DE L'EMPLOI ET DE LA SOLIDARITÉ SOCIAL : *Guide des salaires selon les professions au Québec, 2017*. Bibliothèque et Archives nationales du Québec, 2017, 2017. ISBN 978-2-550-79559-9.

P. MOGENSEN : Fluid to duct wall heat transfer in duct system heat storages. *Document-Swedish Council for Building Research*, (16):652–657, 1983.

François MOREL, Janet G. HERING et Janet G. HERING : *Principles and applications of aquatic chemistry*. J. Wiley, New York, ;, 1993. ISBN 978-0-471-54896-6. Section : xv, 588 pages : illustrations.

J. W. MORSE et R. S. ARVIDSON : The dissolution kinetics of major sedimentary carbonate minerals. *Earth-Science Reviews*, 58(1):51–84, juillet 2002. ISSN 0012-8252.

A. NGUYEN, G. BEAUDRY et P. PASQUIER : Experimental assessment of a standing column well performance in cold climates. *Energy and Buildings*, 226:110391, novembre 2020. ISSN 0378-7788.

A. NGUYEN, P. PASQUIER et D. MARCOTTE : Thermal resistance and capacity model for standing column wells operating under a bleed control. *Renewable Energy*, 76:743–756, décembre 2015. ISSN 0960-1481.

Z. D. O'NEILL, J. D. SPITLER et S. J. REES : Performance analysis of standing column well ground heat exchanger systems. *ASHRAE Transactions*, juillet 2006.

C. D. ORIO : Geothermal heat pump applications industrial/commercial. *Energy Engineering*, 96(3):58–79, septembre 1999.

C. D. ORIO, A. CHIASSON, C. N. JOHNSON, Z. DENG *et al.* : A survey of standing column well installations in North America. *ASHRAE Transactions*, 111:109, 2005.

C. D. ORIO, C. N. JOHNSON et K. D. POOR : Geothermal Standing Column Wells : Ten Years in a New England School. *ASHRAE Transactions*, 112:57–64, 2006.

R. K. PACHAURI, M. R. ALLEN, V. R. BARROS, J. BROOME, W. CRAMER, R. CHRIST, J. A. CHURCH, L. CLARKE, Q. DAHE, P. DASGUPTA et OTHERS : *Climate change 2014 : synthesis report. Contribution of Working Groups I, II and III to the fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. IPCC, 2014.

C. D. PALMER et J. A. CHERRY : Geochemical reactions associated with low-temperature thermal energy storage in aquifers. *Canadian Geotechnical Journal*, 21(3):475–488, août 1984. ISSN 0008-3674.

Y. PARK, N. KIM et J. LEE : Geochemical properties of groundwater affected by open loop geothermal heat pump systems in Korea. *Geosciences Journal*, 19(3):515–526, septembre 2015. ISSN 1598-7477.

- D. L. PARKHURST et C. A. J. APPELO : Description of input and examples for PHREEQC version 3 : a computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations. USGS Numbered Series 6-A43, U.S. Geological Survey, Reston, VA, 2013.
- P. PASQUIER : Interpretation of the first hours of a thermal response test using the time derivative of the temperature. *Applied Energy*, 213:56–75, 2018.
- P. PASQUIER, A. NGUYEN, F. EPPNER, D. MARCOTTE et P. BAUDRON : *Standing Column Wells*. Woodhead Publishing, mai 2016. ISBN 978-0-08-100311-4.
- L. N. PLUMMER et E. BUSENBERG : The solubilities of calcite, aragonite and vaterite in CO<sub>2</sub>-H<sub>2</sub>O solutions between 0 and 90 C, and an evaluation of the aqueous model for the system CaCO<sub>3</sub>-CO<sub>2</sub>-H<sub>2</sub>O. *Geochimica et cosmochimica acta*, 46(6):1011–1040, 1982. ISSN 0016-7037.
- L. N. PLUMMER, T. M. L. WIGLEY et D. L. PARKHURST : The kinetics of calcite dissolution in CO<sub>2</sub>-water systems at 5 degrees to 60 degrees C and 0.0 to 1.0 atm CO<sub>2</sub>. *American journal of science*, 278(2):179–216, février 1978.
- M. POSSEMIERS, M. HUYSMANS, C. ANIBAS, O. BATELAAN et J. VAN STEENWINKEL : Reactive transport modeling of redox processes to assess Fe(OH)<sub>3</sub> precipitation around aquifer thermal energy storage wells in phreatic aquifers. *Environmental Earth Sciences*, 75 (8):648, avril 2016. ISSN 1866-6299.
- M. POSSEMIERS, M. HUYSMANS et O. BATELAAN : Influence of Aquifer Thermal Energy Storage on groundwater quality : A review illustrated by seven case studies from Belgium. *Journal of Hydrology : Regional Studies*, 2:20–34, novembre 2014. ISSN 2214-5818.
- K. D. RAFFERTY : Water Chemistry Issues in Geothermal Heat Pump Systems. *ASHRAE Transactions*, page 8, 2004.
- D. E. RALPH et J. M. STEVENSON : The role of bacteria in well clogging. *Water Research*, 29(1):365–369, janvier 1995.
- S. J. REES : An introduction to ground-source heat pump technology. *In Advances in ground-source heat pump systems*, pages 1–25. Elsevier, 2016.
- S. RINCK-PFEIFFER, S. RAGUSA, P. SZTAJNBOK et T. VANDEVELDE : Interrelationships between biological, chemical, and physical processes as an analog to clogging in aquifer storage and recovery (ASR) wells. *Water Research*, 34(7):2110–2118, 2000. ISSN 0043-1354.
- S. ROBERT, P. PASQUIER et A. NGUYEN : Impact of layered heterogeneity on thermal response test interpretation performed on a standing column well operated without bleed. *Geothermics*, 101:102353, mai 2022. ISSN 0375-6505.

- R. ROKA, A. FIGUEIREDO, A. VIEIRA et J. CARDOSO : A systematic review on shallow geothermal energy system : A light into six major barriers. *Soils and Rocks*, 46, décembre 2022.
- J. W. ROY et M. C. RYAN : In-Well Degassing Issues for Measurements of Dissolved Gases in Groundwater. *Groundwater*, 48(6):869–877, décembre 2010. ISSN 1745-6584.
- M.W. SAALTINK, C. AYORA et J. CARRERA : A mathematical formulation for reactive transport that eliminates mineral concentrations. *Water Resources Research*, 34(7):1649–1656, juillet 1998.
- W. SAND : Microbial life in geothermal waters. *Geothermics*, 32(4-6):655–667, août 2003.
- J. D. SPITLER, S. J. REES, Z. DENG, A. CHIASSON, C. D. ORIO et C. JOHNSON : R&d studies applied to standing column well design. *ASHRAE Transactions*, 2002a.
- J. D. SPITLER, S. J. REES, Z. DENG, A. CHIASSON, C. D. ORIO et C. JOHNSON : R&D Studies Applied to Standing Column Well Design. page 122, 2002b.
- C. I. STEEFEL et A. C. LASAGA : A Couple Model For Transport Of Multiple Chemical Species And Kinetics Precipitation/Dissolution Reaction With Application To Reactive Flow In Single Phase hydrothermal Systems. *American Journal of Science*, 294:529–592, mai 1995.
- L. A. STENVIK, R. K. RAMSTAD et B. S. FRENGSTAD : Optimizing submersible pump regulation of a clogging prone groundwater heat pump system in Melhus, Norway. *Science and Technology for the Built Environment*, 0(0):1–10, novembre 2022. ISSN 2374-4731.
- D. C. THORSTENSON et L. N. PLUMMER : Equilibrium criteria for two-component solids reacting with fixed composition in an aqueous phase ; example, the magnesian calcites. *American Journal of Science*, 277(9):1203–1223, 1977. ISBN : 0002-9599 Publisher : American Journal of Science.
- H. TIMMER, J. VERDEL et A. G. JONGMANS : Well clogging by particles in dutch well fields. *Journal AWWA*, 95(8):112–118, 2003. ISSN 1551-8833.
- C. G. E. M. VAN BEEK, R. BREEDVELD et P. STUYFZAND : Preventing two types of well clogging. *Journal AWWA*, 101(4):125–134, avril 2009a. ISSN 1551-8833.
- C. G. E. M. VAN BEEK, R. J. M. BREEDVELD, M. JUHÁSZ-HOLTERMAN, A. OOSTERHOF et P. J. STUYFZAND : Cause and prevention of well bore clogging by particles. *Hydrogeology Journal*, 17(8):1877, octobre 2009b. ISSN 1435-0157.
- C. G. E. M. VAN BEEK, A. H. de ZWART, M. BALEMANS, J. W. KOOIMAN, C. VAN ROSMALEN, H. TIMMER, J. VANDERSLUYS et P. J. STUYFZAND : Concentration and size distribution of particles in abstracted groundwater. *Water Research*, 44(3):868–878, février 2010. ISSN 0043-1354.

A. VETTER, K. MANGELSDORF, M. WOLFGRAMM, K. RAUPPACH, G. SCHETTLER et A. VIETH-HILLEBRAND : Variations in fluid chemistry and membrane phospholipid fatty acid composition of the bacterial community in a cold storage groundwater system during clogging events. *Applied Geochemistry*, 27(6):1278–1290, juin 2012. ISSN 08832927.

Z. WANG, X. DU, Y. YANG et X. YE : Surface clogging process modeling of suspended solids during urban stormwater aquifer recharge. *Journal of Environmental Sciences*, 24(8):1418–1424, août 2012. ISSN 1001-0742.

A. WESTPHAL, S. LERM, R. MIETHLING-GRAFF, A. SEIBT, M. WOLFGRAMM et H. WÜRDEMANN : Effects of plant downtime on the microbial community composition in the highly saline brine of a geothermal plant in the North German Basin. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 100(7):3277–3290, avril 2016. ISSN 1432-0614.

J. WHITMORE et P.-O. PINEAU : état de l'énergie au Québec 2022. février 2022. ISSN 2368-674X.

H. WÜRDEMANN, A. WESTPHAL, S. LERM, A. KLEYBÖCKER, S. TEITZ, M. KASINA, R. MIETHLING-GRAFF, A. SEIBT et M. WOLFGRAMM : Influence of microbial processes on the operational reliability in a geothermal heat store—Results of long-term monitoring at a full scale plant and first studies in a bypass system. *Energy Procedia*, 59:412–417, décembre 2014.

G. K. YUILL et V. MIKLER : Analysis of the effect of induced groundwater flow on heat transfer from a vertical open-hole concentric-tube thermal well. *ASHRAE Transactions*, août 1995.

## ANNEXE A ARTICLE 4 : MODELING THE IMPACT OF A GROUNDWATER TREATMENT UNIT ON STANDING COLUMN WELL

Léo Cercelet<sup>1\*</sup>, Benoît Courcelles<sup>1</sup> and Philippe Pasquier<sup>1</sup>

Proceedings of the European Geothermal Congress, October 17-21, 2022

<sup>1</sup> Department of Civil, Geological and Mining Engineering, Polytechnique Montréal, P.O. Box 6079, Centre-Ville, Montréal, QC H3C 3A7, Canada

### Abstract

Standing column wells are a promising solution to reduce greenhouse gas emissions and energy consumption of buildings. However, since groundwater is directly used as heat carrier fluid, clogging processes can affect the well and the surface equipment. To ensure a long-term performance of the geothermal system, the design must take care of clogging mechanisms.

A full-scale standing column well was operated jointly with a groundwater treatment unit. The operation was 70-day long, and 16 groundwater samples were analyzed. The first objective of this study is to quantify the impact of groundwater treatment unit on the carbonate scaling in comparing the output of two numerical models. The first model is calibrated on the experimental data and includes water treatment. The second one represents a theoretical case without water treatment. The second objective is to evaluate the operation cost of the water treatment unit.

The comparison of real and theoretical models allows estimating that treatment has prevented a mass of 0.1806 kg of calcite to precipitate into the system over 70 days. The operation cost of the groundwater treatment unit is estimated at 910 CAD. Even if the groundwater treatment unit has avoided carbonate precipitation, the operation cost seems prohibited in this particular case.

### Introduction

Ground-coupled heat pump systems have demonstrated their ability to reduce greenhouse gas emissions and energy consumption (Bayer *et al.*, 2012). Among the different ground heat exchangers, standing column wells (SCW) are a promising solution (Pasquier *et al.*, 2016). They are characterized by lower installation costs and higher thermal efficiency than the more classical closed-loop wells (O'Neill *et al.*, 2006) even in cold climates where they have

been successfully operated (Beaudry *et al.*, 2019; Nguyen *et al.*, 2020).

A SCW is a coaxial uncased well drilled in the bedrock as shown in Figure A.1. The groundwater is directly pumped and reinjected in the SCW itself (Orio *et al.*, 2005) and the major part of the groundwater is recirculated. The pressure applied near the injection point in a SCW forces the groundwater into the nearby aquifer. On the contrary, the pumping point induces a convergent groundwater flow towards the SCW. The reversal point is called the balance point Robert *et al.* (2022); Yuill et Mikler (1995). To increase the convergence flow of aquifers towards the SCW, a part of the groundwater can be discharged outside the SCW. This operation, called bleed, increases punctually the advective heat transfer of the SCW (Spitler *et al.*, 2002b).

Nevertheless, the direct use of the groundwater as a heat carrying fluid potentially exposes SCWs to clogging issues. This phenomenon is particularly observed in calcareous rocks where carbonate scaling constitutes the main issue for groundwater heat pump systems (Rafferty, 2004). Palmer et Cherry (1984) studied the main parameters leading to calcite formation with a geochemical model for thermal energy storage. Their conclusion is that groundwater temperature increases leads to calcite formation. In addition, calcite precipitation increases when the groundwater partial pressure of  $\text{CO}_2$  is in equilibrium with the atmospheric partial pressure of  $\text{CO}_2$ . The impact of  $\text{CO}_2$  degassing on precipitation is confirmed by field investigations on groundwater heat pump system in an evaporitic bedrock (Garrido *et al.*, 2016).

A thermo-hydro-geochemical simulation of SCW operated with 10 % of bleed has also demonstrated the influence of temperature and  $\text{CO}_2$  degassing on calcite formation (Eppner *et al.*, 2017a). This model simulated the groundwater motion, the temperature and a reactive transport for calcium ions in a SCW and nearby fractured aquifer. The specific conclusion is that the calcite formation is more important near the heat exchanger. In addition, the degassing of  $\text{CO}_2$  increases during summer. This period can generate 33 % more precipitation by comparison to without degassing. The impact of bleed has also been studied with the same thermo-hydro-geochemical model (Eppner *et al.*, 2017a). When  $\text{CO}_2$  degassing is active in the SCW, calcite scaling is more important with bleed. Indeed, the equilibrium of partial pressure of  $\text{CO}_2$  between groundwater recirculation and the atmosphere does not happen when convergent flux coming from the aquifer brings  $\text{CO}_2$  to the SCW. On the opposite, the equilibrium can be reached without bleed.

These theoretical considerations were observed in a pilot study as minor calcite deposits were identified in above ground equipment connected to a SCW (Cerclet *et al.*, 2020). To prevent calcite scaling in groundwater heat pump system, a cationic resin to remove calcium

ions in groundwater is installed before the heat exchanger. This solution is interesting for SCWs operated without bleed where an equilibrium can be reached. To ensure the long-term performance of SCWs, the modeling of a groundwater treatment unit before the heat exchanger is proposed in this study. The first objective of this study is to quantify the impact of groundwater treatment unit on carbonate scaling. The second objective is to evaluate the operation cost of this unit.

## Study site

The experimentation was performed on a full-scale standing column well and an injection well in the Montreal greater area, Canada. This SCW was operated by Polytechnique Montréal's mobile geothermal laboratory (MGL) also using a groundwater treatment unit (GTU). In fact, this study is part of a large research project on SCWs in cold climates. For this reason, the current section presenting this major research infrastructure are a summary of past studies (Beaudry *et al.*, 2019; Cerclet *et al.*, 2020; Nguyen *et al.*, 2015). The current experience was 70-day long, and 20 groundwater sample had collected.

## Experimental Equipment

### Experimental Standing Column Well

The SCW was drilled in 2016. It was drilled down to 300 m, but it collapsed at a depth of 215 m. It has a mean diameter of 165 mm and is equipped with an injection pipe of 210 m. This installation is shown in Figure A.1 b). Previous studies have identified three main geological layers with different thermo-hydro-chemical characteristics. The first layer is composed of a clayed silt down to 3 m. This layer is followed by a layer of fractured rock down to 8 m. Then a layer of quite unfractured rock is present down to 215 m. Three composite rock samples randomly along the SCW were analysed for determining the geochemistry of the bedrock Cerclet *et al.* (2020). These analysis had shown that the rock is composed of 7.79 % of CaO.

### Mobile Geothermal Laboratory

The MGL is designed to acquire thermo-hydro geochemical parameters while operating a geothermal system. Several apparatuses are available in the MGL depending on the test. The worst period for calcite precipitation being when the groundwater temperature increases, an injection of heat was performed with a water heater. The water heater has a power of 24 kW and the temperature increase is measured with two RTD probes. The first sensor is installed

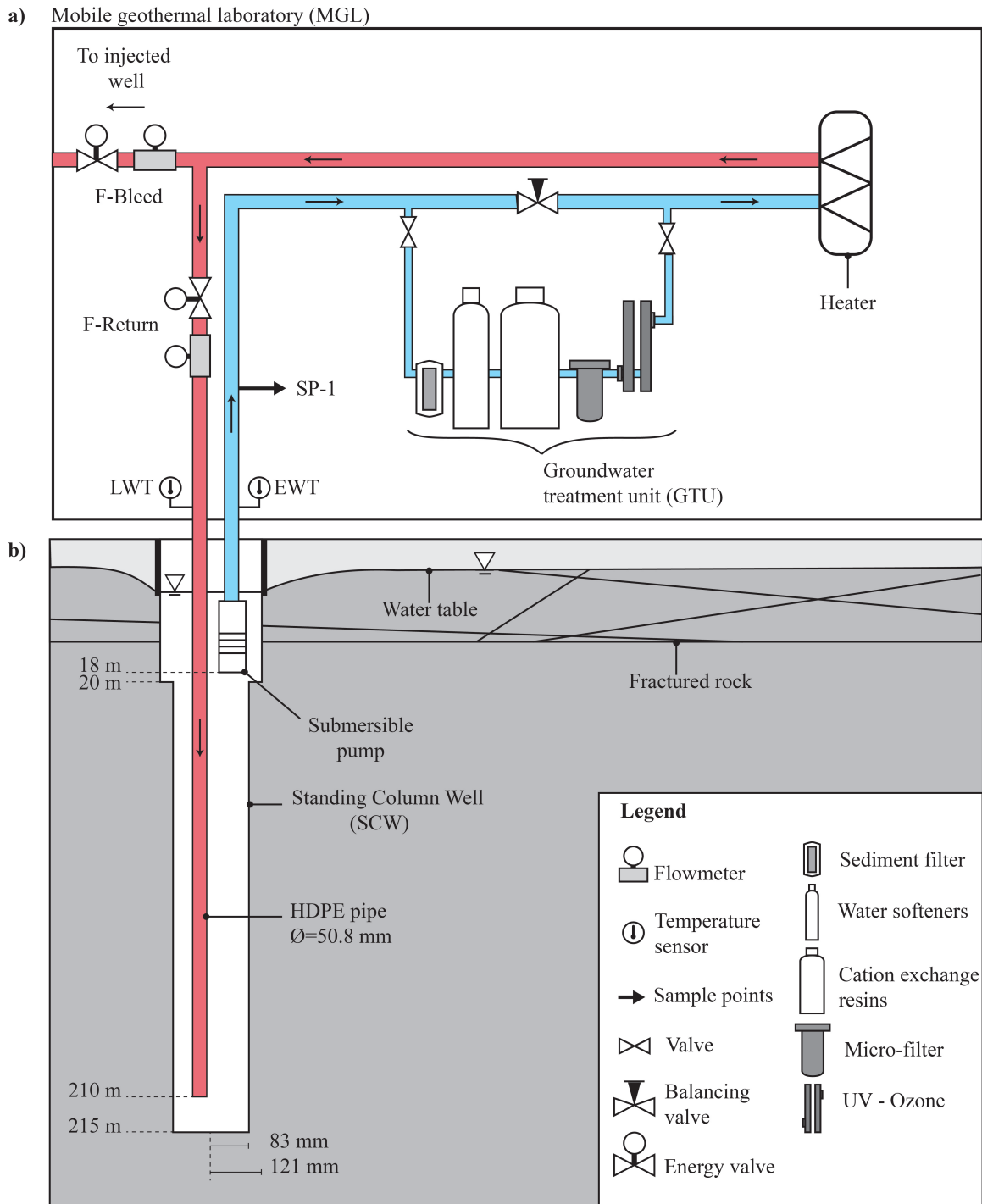


FIGURE A.1 Experimental site composed of a) the mobile geothermal laboratory with equipment, flowmeter, RTD sensor, sample point, and the groundwater treatment unit and b) the standing column well

at the inlet (*EWT*) and the second one is installed at the outlet (*LWT*) of the water heater. Two flowmeters complete the installation. The first is installed on the return pipe of the well. The second is installed on the discharge pipe to measure the bleed percentage ( $\beta$ ). The bleed percentage is calculated with the total flow ( $\dot{V}$ ).

The groundwater treatment unit aims to condition the groundwater to avoid clogging problems. Thus, physical, chemical, and microbiological treatments are possible. The physical treatment is provided by a rotating sediment filter. The chemical treatment, i.e. the removal of calcium ions, is done by a cationic resin regenerated with salts. The microbiological treatment is done by UV and ozone. Nevertheless, due to the objective of the present study, the disinfection tools were not activated during the test. The layout of the equipment in the laboratory is shown in Figure A.1 a).

## Experimental Program

To evaluate the impact of the groundwater treatment unit on clogging, the SCW was operated for 70 days. To generate calcite deposits, a temperature injection was done for 28 days, and several parameters were changed during the test to evaluate their impact (see Section A).

During this period, 16 groundwater samples were taken. The physicochemical parameters were analyzed on the site. The other samples were stored at 4 °C until they were analyzed in the laboratory. The calcium and sodium ions were analyzed by ion chromatography.

## Thermo-hydro-chemical Model

To evaluate the performance of the pilot test on calcite formation, the model aims to simulate the well without any treatment. To achieve this objective, a first model reproducing the test conditions (Case B) was designed to calibrate the model. A second model was then designed to simulate an operation without any treatment (Case A). The two cases were simulated based on a model developed by Eppner *et al.* (2015) for the reactive transport and a model by (Beaudry *et al.*, 2019) for the hydraulic and thermal aspects. The Comsol Multiphysics software (COMSOL Multiphysics®, 2021) was used as it allows modelling in a complex geometry while considering the hydraulic, thermal and geochemical behaviour of SCWs with different materials.

The Darcy law was used to characterize the hydraulic behaviour. The heat transfer in porous media was used for the thermal part. Finally, the reactive transport was composed of two parts. The first part is a reactive transport model for the primary species ( $\Gamma_H, \Gamma_{Ca}, \Gamma_{HCO_3}$ ). The second part is the chemical equilibrium of nine secondary species ( $H^+, HCO_3^-, Ca^{2+}$ ,

$OH^-$ ,  $H_2CO_3$ ,  $CO_3^{2-}$ ,  $CaHCO_3^+$ ,  $CaCO_{3(aq)}$ ,  $CaOH^+$ ). The equilibrium rate was considered instantaneous in comparison to the transport and reaction rate of calcite. Thus, the model considers an instantaneous local equilibrium at all points in the domain (Saaltink *et al.*, 1998; Steefel et Lasaga, 1995).

## Model Geometry and Materiel

The SCW geometry is represented by a coaxial axisymmetric model of 210 m depth. This depth corresponds to half the screened area of the injection pipe. Note that the injection well is not represented for simplification purposes since no thermal interaction has been identified by an experimental thermal injection test (Beaudry *et al.*, 2019). The injection and pumping pipes are separated by an HDPE wall. The sedimentation chamber is replaced by a continuity condition between the bottom of the injection pipe and the bottom of the borehole. The borehole is in direct contact with the three geological layers. The model radius is 30 m as the past studies has determined that this distance avoids boundary interference (Beaudry *et al.*, 2019). All materials are considered as equivalent porous media. A schematic of the model is presented in Figure A.2. The characteristics of each material are presented in Table A.1.

## Groundwater Motion

The groundwater motion is simulated with the continuity equation presented in Equation A.1. The velocity is calculated with the Darcy law presented in Equation A.2.

$$\rho S_s \frac{\partial p}{\partial t} = -\nabla \cdot (\rho \mathbf{v}) \quad (\text{A.1})$$

and

$$\mathbf{v} = \frac{-K}{\rho g} (\nabla p + \rho g \nabla z) \quad (\text{A.2})$$

where  $p$  is pressure,  $z$  is elevation,  $K$  is hydraulic conductivity,  $S_s$  is the specific storage coefficient,  $v$  is the Darcy velocity,  $g$  is the gravitational acceleration and  $\rho$  the density of water. Note that in this model the density and the viscosity of water are fixed for a temperature of 12.8 °C.

## Heat Transfer Model

The temperature evolution is calculated with the heat transfer equation in the equivalent porous medium shown in Equation A.3. In this formula, the Darcy velocity calculated previously

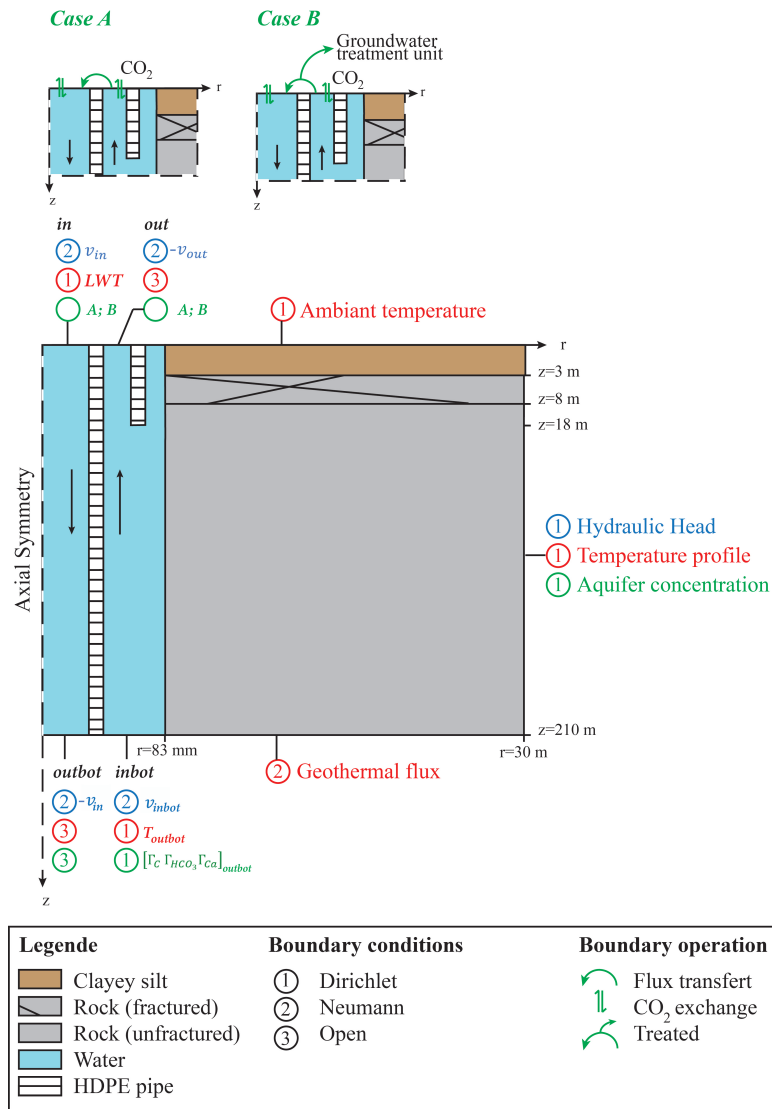


FIGURE A.2 Geometry and materials of the SCW model with boundary conditions for hydraulic (blue), thermic (red) and geochemical (green). The top subfigures present the two geochemical models studied.

is used.

$$(\rho C_p)_{eq} \frac{\partial T}{\partial t} + (\rho C_p)_w \mathbf{v} \cdot \nabla T = \nabla(k_{eq} \nabla T) \quad (\text{A.3})$$

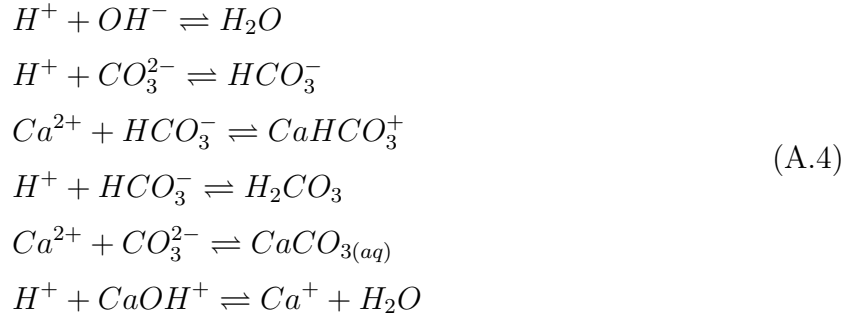
with  $k_{eq}$  and  $\rho C_p$  respectively the equivalent conductivity and volumetric heat capacity.  $T$  is the temperature in Kelvin.

## Reactive Transport Model

This model was developed by Eppner *et al.* (2015, 2017a). The reactive transport model is divided into two sections : fast reactions (equilibrium) and slow reactions (kinetic).

## Equilibrium Reaction

The equilibrium reactions are defined in Equation A.4.



These six equilibrium reactions define the row of equilibrium matrix called  $S_e$ . The nine aqueous species forms the columns of  $S_e$ . Each equilibrium reaction is associated to an equilibrium constant ( $K_{eq}$ ). These constants are temperature dependent (Langmuir, 1997) and represents the relation of activity ( $\alpha$ ) of products on the reactants for each equation. In this model the activity is calculated with the equation of Debye-Hückel, also temperature dependent.

To reduce the number of transport equations, the nine aqueous species presented in Equation 4 are expressed in three total concentrations ( $\Gamma$ ) or primary species. These total concentrations are constructed with the tableau method (Morel *et al.*, 1993). The transform matrix ( $U$ ) gives this repartition, using the same columns of the equilibrium matrix ( $S_e$ ). These three new equations are added into a system with the six equations presented in Equation A.4. The system resolution gives the repartition of these nine aqueous species and ensures

the mass balance and equilibrium, represented in Equation A.5.

$$\begin{cases} Uc - \Gamma = 0 \\ S_e \log \alpha - \log K_{eq} = 0 \end{cases} \quad (\text{A.5})$$

## Reactive Transport

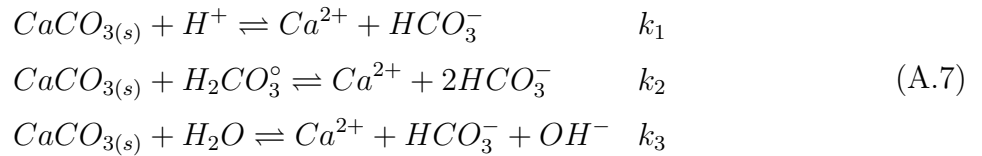
The reactive transport model is calculated as a result of the groundwater motion and the heat transfer model. The general form of the reactive transport is presented in Equation A.6.

$$n \frac{\partial \Gamma}{\partial t} = n(\nabla \cdot (D\nabla \Gamma) - \nabla \cdot (\mathbf{v}\Gamma)) + US'_k r_k \quad (\text{A.6})$$

where  $n$  is the porosity,  $\Gamma$  the vector of three species total concentration,  $D$  the dispersion coefficient,  $U$  a transformation matrix,  $S_k$  the stoichiometric matrix of kinetics reaction and  $r_k$  is the vector of reaction rates for kinetic reactions.

## Kinetic Model

The reaction kinetics are calculated by the empirical formula used in the PHREEQC software (Parkhurst et Appelo, 2013). This reaction rate is broken down into a direct reaction rate and an inverse rate. The direct reaction is calculated with the three kinetics reactions of calcite dissolution. Each reaction defines a pH range. These reactions are presented in Equation A.7.



In the previous equation,  $k_1$  to  $k_3$  are the direct kinetics constants defined by Plummer *et al.* (1978). In this definition, these constants are temperature dependent. The direct rate uses these direct kinetics constants as presented in Equation A.8.

$$r_{fw} = k_1 \cdot \alpha_H + k_2 \cdot \alpha_{H_2CO_2} + k_3 \cdot \alpha_{H_2O} \quad (\text{A.8})$$

The reaction rate of calcite is completed with the solubility product. Thus, it allows to also consider the precipitation when the equilibrium is reached. This global rate is presented in Equation A.9.

$$r_k = \frac{A}{V} \cdot r_{fw} \cdot \left(1 - \frac{IAP}{K_{sp}}\right)^{\frac{2}{3}} \quad (\text{A.9})$$

Note that in the previous equation,  $A/V$  is an experimental parameter expressing the calcite area to volume ratio.

## Initial and Boundary Conditions

The initial conditions are determined with the first 2 days of the test for the thermal aspects and the first two samples for the chemical ones. During this period, the operating conditions are stable which allows them to be considered as steady-state and thus to represent the initial conditions. The hydraulic conditions are the constant load imposed on the model contour at 208 m. This value is determined with the static level of the water table. The initial condition imposed for the aquifer temperature is 12.86 °C. The initial value for the reactive transport is the concentration of the nine species presented in Table A.2.

The boundary conditions for all physical parameters are shown in Figure A.2. The flowrate is calculated as the mean value of the records during 24 h. These values are imposed on the outlet and inlet boundaries as fluid velocity. The temperature imposed at the inlet boundary is a moving average on 24 hours of the LWT recordings. The EWT is an open boundary. The surface temperature and profile temperature are imposed as the initial temperature while the geothermal flux is imposed as 0.063 W/m<sup>2</sup>.

For the reactive transport, the initial condition presents in Table A.2 are imposed on aquifer profile. For the other boundary conditions, two cases are studied to achieve the objective of the paper. Case A considers the degassing of CO<sub>2</sub>. The degassing is calculated as a delta between the atmosphere pressure fixe at 10<sup>-3.5</sup> atm and the groundwater pressure calculated with the Henry.

constant. This delta is weighted with the transfer velocity of CO<sub>2</sub>. The Case B is completed by adding the treatment. The treatment effect is calculated as a percentage of extraction ( $\gamma_{Ca}$ ) imposed on the total concentration of calcium ( $\Gamma_{Ca}$ ). In this study,  $\gamma_{Ca}$  was fixed at 2 %. The boundary conditions are summarized in Table A.3.

TABLEAU A.1 Hydraulic, thermal and geochemical equivalent properties of the materials.

Parameter	Unit	Clayed silt	Fractured rock	Unfractured rock	HDPE	Water
Hydraulic conductivity ( $K$ )	$m \cdot s^{-1}$	$1E-7$	$5.7E-7$	$5.7E-5$	–	–
Specific storage ( $S_s$ )	$Pa^{-1}$	$1E-7$	$2.47E-8$	$2.47E-8$	–	–
Porosity ( $n$ )	–	0.20	0.01	0.01	0	1
Thermal conductivity ( $k$ )	$W \cdot m^{-1} \cdot K^{-1}$	1.80	2.76	2.76	0.42	0.52
Volumetric heat capacity ( $\rho C_p$ )	$kJ \cdot m^3 \cdot K^{-1}$	2320	2000	2000	2174	4176
Molecular diffusion ( $D_f$ )	$m^2 \cdot s^{-1}$	$1E-9$	$1E-4$	$1E-9$	–	$1E-2$
Dynamic dispersivity ( $\alpha$ )	$m$	6.7/0.67	0.1/0	6.7/0.67	–	0/0
Longitudinal/Transverse $A/V$	$m^{-1}$	$1E-4$	$1E-4$	$1E-4$	–	$1E-5$

TABLEAU A.2 Initial concentration of aqueous species.

Species	Concentration (mg.L <sup>-1</sup> )
$c_{H^+}$	$3.8523E-06$
$c_{HCO_3^-}$	461.65
$c_{Ca^{2+}}$	20.1713
$c_{OH}$	$2.04E-02$
$c_{H_2CO_3}$	4.0608
$c_{CO_3}$	5.8821
$c_{CaHCO_3}$	3.8082
$c_{CaCO_3}$	3.3009
$c_{CaOH}$	$4.4321E-04$

## Results and discussion

### Identification of Influencing Parameters

The objective of this study is to measure the impact of the treatment on calcite clogging. To achieve this objective, a thermo-hydro chemical model is developed and calibrated on experimental data. Once calibrated, it is used to simulate a model without treatment. Thus, these two models can be compared and the impact of the treatment of the clogging can be evaluated.

The results of the thermal model are presented in Figure A.3 a). The RMSE of the calibrated model is 0.49°C and corresponds to the difference between the simulated and experimental temperatures shown in Figure A.3a). Note that for the purpose of this study, this RMSE is deemed acceptable as it represents a relative error of about 1.3 % with respect to the maximum temperature change observed. Figure A.3b) show the raw flowrates and the smoothed

TABLEAU A.3 Neumann boundary conditions for the Case A and B.

Case	Boundary	
	<i>in</i>	<i>out</i>
<b>A (no GTU)</b>	$F_{\Gamma_H} = \Gamma_H \cdot v_{in} - F_{CO_2}$	$F_{\Gamma_H} = -\Gamma_H \cdot v_{out} - F_{CO_2}$
	$F_{\Gamma_{HCO_3}} = \Gamma_{HCO_3} \cdot v_{in} - F_{CO_2}$	$F_{\Gamma_{HCO_3}} = -\Gamma_{HCO_3} \cdot v_{out} - F_{CO_2}$
	$F_{\Gamma_{Ca}} = \Gamma_{Ca} \cdot v_{in}$	$F_{\Gamma_{Ca}} = -\Gamma_{Ca} \cdot v_{out}$
<b>B (with GTU)</b>	$F_{\Gamma_H} = \Gamma_H \cdot v_{in} - F_{CO_2}$	$F_{\Gamma_H} = -\Gamma_H \cdot v_{out} - F_{CO_2}$
	$F_{\Gamma_{HCO_3}} = \Gamma_{HCO_3} \cdot v_{in} - F_{CO_2}$	$F_{\Gamma_{HCO_3}} = -\Gamma_{HCO_3} \cdot v_{out} - F_{CO_2}$
	$F_{\Gamma_{Ca}} = \Gamma_{Ca} \cdot (1 - \gamma_{Ca}) \cdot v_{in}$	$F_{\Gamma_{Ca}} = -\Gamma_{Ca} \cdot v_{out}$

one obtained with a moving average of 24 h. The latter was used to define the inlet and outlet boundary conditions.

The evolution of calcium ion concentration is presented in Figure A.3 c). The calibration of  $A/V$  and  $\gamma_{Ca}$  was done by trial and errors. The low value of  $A/V$  retained (see Table A.3) can be explained by the low percentage of calcite minerals in the rock. In addition, some natural factor can decrease the kinetics of reaction (Griffioen and Appelo, 1993). Figure A.3 d) illustrates the pH evolution.

One can see in Figure A.3 that the temperature increase generates a decrease in calcium ion concentration for the Case A and B, especially when no bleed is active. Indeed, the temperature increase causes calcite formation. Moreover, calcium ions tend to be transformed into secondary species such as  $CaCO_{3(aq)}$  when the temperature increases. These formations consume the alkalinity and acidifies the groundwater. This result is also consistent with the results observed in the previous studies (Eppner *et al.*, 2017a).

The difference between the two cases is the treatment. The activation of GTU at 12 days is directly observable on the ion calcium (see Figure A.3). The most visible phenomenon is the impact of the bleed. Immediately after the bleed stops, the calcium concentration in the two cases is more impacted by the temperature increase and the treatment. In addition, the degassing increases this impact. Indeed, bleed activation creates an advective flow towards the SCW. This action stabilizes the groundwater close to the regional concentration. On the opposite, when the bleed is stopped, the groundwater is reinjected in the SCW and re-pumped. This hydraulic circuit explains the increased of influence parameters impact during his period. This result is in agreement with previous studies on SCW (Cerlet *et al.*, 2020; Eppner *et al.*, 2017a).

Figure A.4 presents the concentrations of calcium ions at the top of SCW for 20 and 30 days and the groundwater velocity. Note that Figure A.4 overrepresents the low flow velocities by

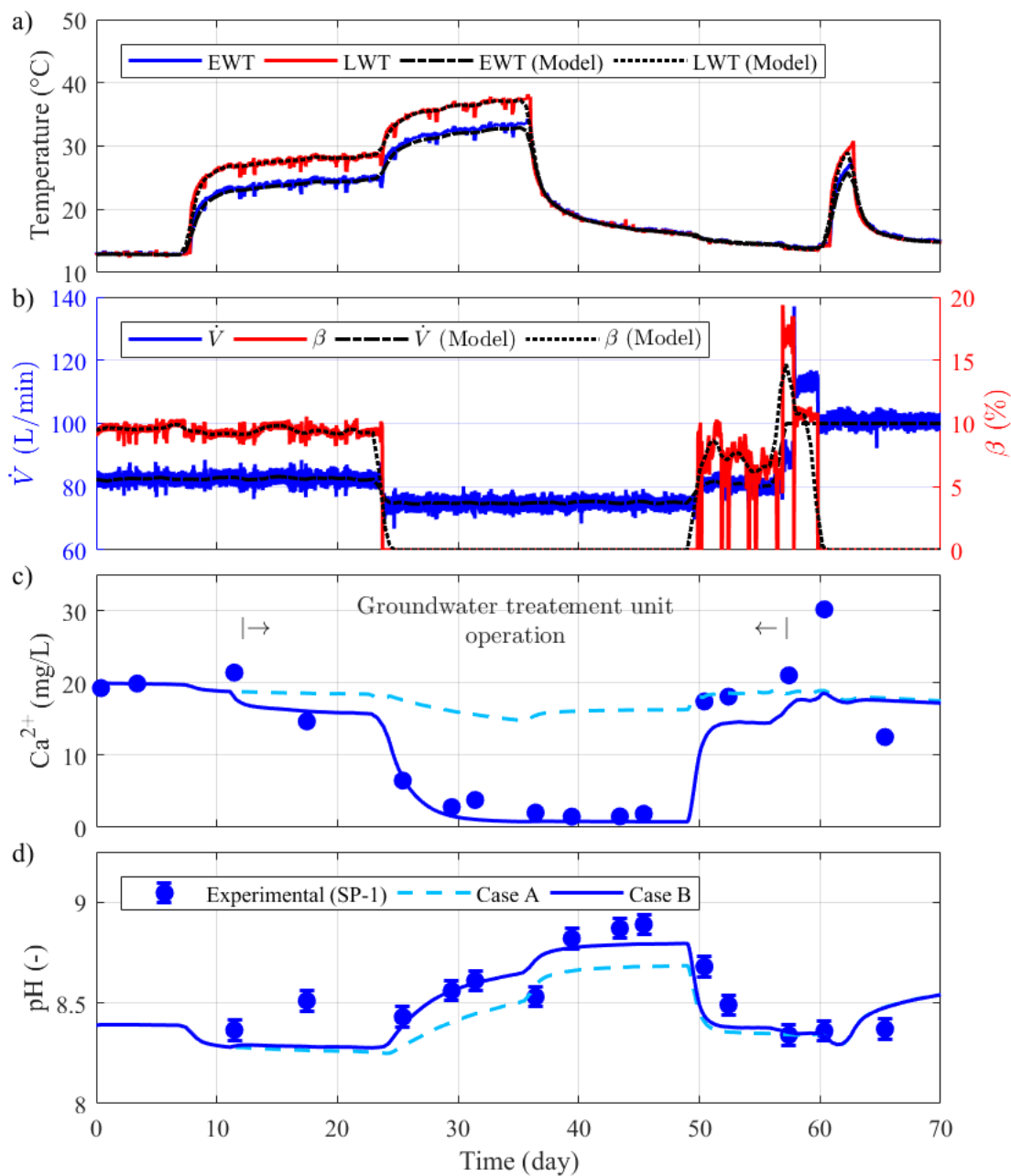


FIGURE A.3 Experimental and simulation of thermal, hydraulic and geochemical results : a) Temperature, b) flowrate, c) evolution of ion calcium concentration for experimental, Case A and Case B, and d) pH evolution.

using a logarithmic scale.

Figure A.4 allows to observe the influence of bleed and to compare the impact of treatment on the spatial distribution of calcium concentration. The difference between Case A and B is the contrast of concentration between the aquifer and the SCW. The 30-day simulation represents the operation without bleed. It is observable that almost all the water pumped comes from the reinjected water. However, a contribution is visible at the level of the fractured rock. The fluid velocities are of the order of  $1E-8$  m/s. During this period, the Péclet number is  $1.92E-7$  in the fracture compared to 3.0794 when bleed is active. The diffusion governs the transport for Péclet number under 0.4 (Fetter *et al.*, 2017). In conclusion, without bleeding the diffusion governs the reactive transport inside the fracture, this explains the calcium concentration gradient observable.

The balance point is observable at 30 days. This phenomenon has already been demonstrated in a SCW operated without bleed (Robert *et al.*, 2022). This point corresponds to the change of direction between the fluid entering and leaving the SCW. This allows to understand that between elevations of -85 and -65 m, the water from the SCW infiltrates into the aquifer. From the surface to elevation -60 m, the direction of the groundwater in the aquifer is towards the SCW. At -20 m the water coming from the fracture is opposed to the water from the bottom of the SCW which explains why there is less calcium concentration at this depth.

### **Analysis of Groundwater Treatment Unit Operation**

Figure A.5 shows the mass of calcite potentially deposited in the geothermal system. The part removed by the groundwater treatment unit is not considered as a deposit. The calcite mass is therefore the difference in total concentration between the inlet and outlet for the Case A (no GTU). The case B (with GTU) is the difference between the outlet and 98 % of the inlet when the treatment is activated.

The results in Figure A.5 a) show a higher cumulative calcite mass for Case A than for Case B. The difference is 0.2351 kg between the two cases. This shows that the treatment avoided a part of calcite precipitation. Its balance is even negative, so the treatment has dissolved a quantity of calcite potentially deposited in the pipes. However, the calcite mass became negative only when the SCW was operating without bleeding.

Figure A.5 b) shows the amount of salt put in the cationic resins and the evolution of the measured sodium concentration. The amount of the consumed salt is 342 kg. The filling of the tanks containing the cationic resin is not linear. However, the evolution of the sodium concentration increases when the bleed is stopped (25 days to 50 days). During this period

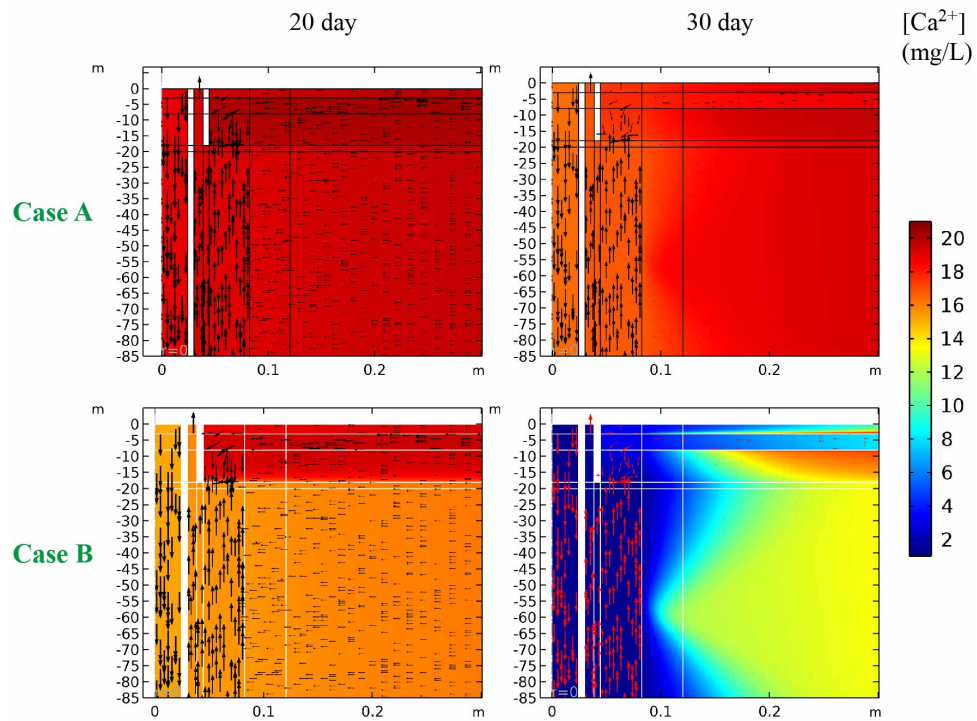


FIGURE A.4 Distribution of calcium ions at the top of the SCW for Case A and B with bleed (20 days) and without bleed (30 days). The black arrows represent the groundwater velocity with a logarithmic scale.

the treatment has a greater impact on the water chemistry as the SCW is mostly operated under a full recirculation regime.

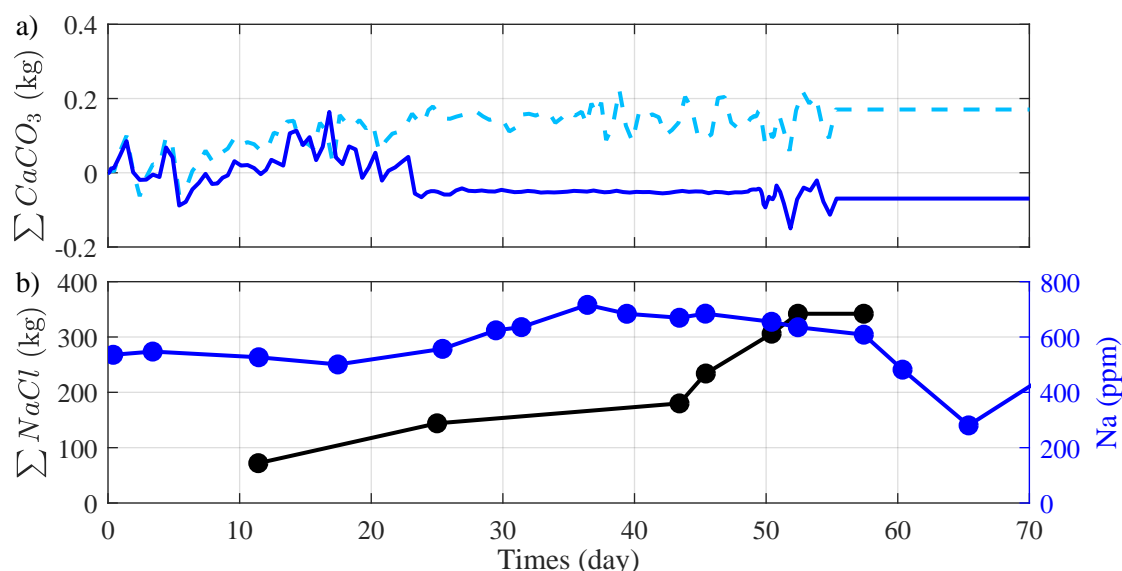


FIGURE A.5 Chemical analysis of groundwater treatment unit operation. a) evolution of calcite mass deposit and b) mass of salt consumed by the cationic resin and sodium concentration evolution.

The operating costs of the cationic resin is presented in Table A.4 and includes the material, shipping and salary of a technician (Ministère du Travail, de l'Emploi et de la Solidarité social, 2017). The initial cost of the GTU is not included in this study. Two hours of technician work is considered for each time the resin is recharged. The total operating cost for 41 days of GTU is 910 CAD. By comparison, the electrical consumption of a geothermal heat pump having a COP of 3.5 would have been 3625 kWh to cover the thermal needs illustrated in Figure A.3 a). The electrical tariff in Quebec is 0.05095 CAD/kWh. In addition, the highest power demand of each month is charged at 14.770 CAD/kW (Hydro-Québec, 2021). The consumption was estimated to 340 CAD. In conclusion, the operation of the GTU generated an operation cost increase of 267 %.

## Conclusions

The numerical results are representative of the experimental pH and calcium concentration. This allowed to compare the effects between a theoretical case without treatment and the real case with treatment. This comparison allows estimating that treatment has prevented a mass of 0.1806 kg of calcite to precipitate into the system.

TABLEAU A.4 Summary of groundwater treatment unit operation costs for a period of 41 days.

	<b>Unit (CAD)</b>	<b>Qty</b>	<b>Total (CAD)</b>
Salt	28.68	19	545.0
Technician	30.40/hour	12	364.8
<b>Total</b>			<b>909.8</b>

The operating cost of groundwater treatment unit is estimated at 910 CAD. The high operating costs without considering the installation costs seem to be prohibitive to counter the clogging phenomenon for open loop wells. In the case of SCWs, the interest is greater when they are operated without bleed.