



HAL
open science

Etude des risques de colmatage et optimisation des procédés de traitement des doublets géothermiques superficiels

Luc Burté

► **To cite this version:**

Luc Burté. Etude des risques de colmatage et optimisation des procédés de traitement des doublets géothermiques superficiels. Sciences de la Terre. Université de Rennes, 2018. Français. NNT : 2018REN1B019 . tel-02165142

HAL Id: tel-02165142

<https://theses.hal.science/tel-02165142>

Submitted on 25 Jun 2019

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

THÈSE / UNIVERSITÉ DE RENNES 1
sous le sceau de l'Université Bretagne Loire

pour le grade de
DOCTEUR DE L'UNIVERSITÉ DE RENNES 1
Mention : Science de la terre et de l'environnement

Ecole Doctorale EGAAL

Luc Burté

Préparée à l'unité de recherche UMR6118 GR
Géosciences Rennes
(UFR Sciences et Propriété de la Matière)

**Etude des risques de
colmatage et optimisation
des processus de
traitement des doublets
géothermiques
superficiels**

**Thèse soutenue à Rennes
le 20 juin 2018**

devant le jury composé de :

Alain DASSARGUES

Professeur à l'Université de Liège (Belgique) / *rapporteur*

Jasmin RAYMOND

Professeur à l'INRS (Québec, Canada) / *rapporteur*

Olivier ATTEIA

Professeur à l'ENSEGID, Bordeaux / *examineur*

Olivier BOUR

Professeur à l'Université de Rennes 1 / *président du jury*

Catherine BARANGER

Directrice de projet à Antea Group France / *examineur*

Tanguy LE BORGNE

Physicien, Université de Rennes 1 / *co-directeur de thèse*

Luc AQUILINA

Professeur, Université de Rennes 1 / *directeur de thèse*

Remerciements

Je tiens à remercier sincèrement toutes les personnes qui ont contribué à l'élaboration de ces travaux de thèse. Un grand merci à mes directeurs Luc Aquilina et Tanguy Le Borgne pour m'avoir guidé jusqu'au terme de ce travail. Je tiens à remercier Catherine pour notre belle collaboration ayant abouti à la réussite de ce projet.

Merci à l'ADEME pour son financement à travers le projet GEOCLOGGING et à l'ensemble du consortium le pilotant (Université de Rennes, Antea Group et l'entreprise Sanfor).

Je tiens à remercier les équipes d'Antea Group que j'ai pu côtoyer et aussi à témoigner ma reconnaissance envers l'équipe Eau d'ICN pour avoir confirmé sa confiance et donné une suite à notre collaboration au sein d'Antea Group.

Un grand merci à Marie Françoise Gerard et Julien Farasin pour avoir fortement contribué à mes pérégrinations à travers l'Île-de-France, la région Centre, la Normandie et l'Alsace, et ce malgré les conditions parfois (souvent) difficiles que l'on rencontre quand on fréquente des installations du privé. Et encore merci à Julien pour avoir soldé ces premières années d'amitié par un des plus beaux cadeaux. Je remercie aussi Lorine Bethencourt et Mathieu Pedrot pour leur très précieuse implication.

Je remercie l'ensemble du personnel de l'OSUR, de Géosciences Rennes et plus particulièrement l'équipe DIMENV@RISCE. Merci à Thierry Labasque, Aurélie Guillou et Virginie Vergnaud de la plateforme CONDATE Eau pour leur contribution scientifique. Merci à Christophe Petton et Nicolas Lavenant pour leur appui. Merci encore à Thierry et à notre coach Aurélie pour notre collaboration sportive qui a entraîné de fiers résultats (Semi-Marathon de Liffré 2018 en 1h39 !).

J'exprime toute ma reconnaissance à Patrice Petitjean (un autre grand coureur) et Martine Bouhnik-le Coz tant pour notre collaboration scientifique que pour nos échanges sympathiques.

Pour l'ensemble des très bons moments que j'ai vécu, merci à l'ensemble des thésards, du bureau 309 (Elliot, Olivier, Régis) ainsi que du bureau 209 (Etienne, Diane, Alexandre et Quentin) et à tous les nombreux autres doctorants (Luca, Claire, Hélène, Charlotte, Marie, Antoine, Justine, Camille, Nataline, Jérôme et Tristan). Je tiens à remercier plus particulièrement Quentin pour son aide indispensable sur Python ainsi que Tristan pour nos discussions enrichissantes.

Merci à mes logeurs parisiens Fabien Constant et Lien N'Guyen pour m'avoir hébergé et nourri à chacune de mes investigations à Paris. Je n'oublie pas non plus de remercier Jean-Renaud Vuathier qui m'a permis de mettre les deux pieds pour la première fois à Antea en 2014 et d'initier cette belle épopée.

Un grand merci à mes parents, grands-parents, à mon frère et à ma sœur, pour leur encouragement tout au long de ce travail. Un autre grand merci à mes beaux-parents pour leur accueil chaleureux et pour m'avoir très souvent supporté durant ces trois ans en Bretagne. Enfin, merci à Fanny pour avoir été à mes côtés lors de cette aventure, pour ses nombreux « T'y arriveras ! » et (surtout) pour sa résilience face à mes nombreuses plaintes.

À mes trois mamies

Table des matières

INTRODUCTION GENERALE	10
CHAPITRE 1 : PROCESSUS DE COLMATAGE DES DOUBLETS GEOTHERMIQUES SUR AQUIFERES	
SUPERFICIELS	19
I. INTRODUCTION.....	19
II. SYNTHÈSE DES CONNAISSANCES SUR LE RISQUE DE COLMATAGE DES DOUBLETS GEOTHERMIQUES SUR NAPPES	
SUPERFICIELLES	19
1. TYPOLOGIES DE PHÉNOMÈNES DE COLMATAGE RECENSES	19
1.1 Colmatage biogéochimique (oxydation du fer et du manganèse)	19
1.2 Colmatage biologique	23
1.3 Colmatage chimique (précipitation de carbonate de calcium CaCO ₃).....	24
1.4 Colmatage physique (ou particulaire).....	25
1.5 Synergie entre processus de colmatage principal et secondaire.....	27
2. IMPACTS DES PROCESSUS DE COLMATAGE SUR LE FONCTIONNEMENT DE LA BOUCLE GEOTHERMALE.....	29
2.1 Impacts du colmatage biogéochimique (Fer/Manganèse)	29
2.2 Impacts du colmatage biologique	31
2.3 Impacts du colmatage chimique par précipitation de carbonate de calcium	31
2.4 Impacts du colmatage physique	32
CHAPITRE 2 : ETATS DES LIEUX DES PROBLÉMATIQUES DE COLMATAGE EN FRANCE	
D'INSTALLATIONS INDUSTRIELLES.....	35
I. INTRODUCTION.....	35
II. ETATS DES LIEUX DES PROBLÉMATIQUES DE COLMATAGE EN FRANCE	35
1. LES PRINCIPAUX AQUIFERES EXPLOITES	35
2. AQUIFERES SEDIMENTAIRES HORS FORMATIONS ALLUVIONNAIRES.....	36
2.1 Présentation des aquifères exploités.....	36
2.2 Présentation des cas de colmatage particulaire recensés :.....	38
2.3 Présentation des cas recensés de colmatage liés à la précipitation de carbonates.....	39
2.4 Présentation des cas recensés de colmatage biogéochimique	41
2.5 Présentation des cas recensés de colmatage lié à la formation de biofilm bactérien	44
2.6 Présentation des cas de colmatage d'origine non identifiée.....	45
3. NAPPES ALLUVIALES EXPLOITÉES EN GEOTHERMIE SUPERFICIELLE.....	48
3.1 Présentation des installations recensées exploitant l'aquifère alluvial du Rhône et de la Saône.....	48
3.2 Présentation des cas de colmatage recensés dans l'aquifère alluvial du Rhin.....	50
3.3 Cas recensés de colmatage d'installations exploitant l'aquifère alluvial de la Seine	56
3.4 Cas recensés de colmatage d'installations exploitant les nappes alluviales de la Moselle et de la Meurthe.....	56
3.5 Cas recensés de colmatage d'installations exploitant l'aquifère alluvial de l'Adour.....	57
III. CONCLUSION	60
CHAPITRE 3 : DEVELOPPEMENT D'UNE APPROCHE MULTIDISCIPLINAIRE POUR LA	
CARACTÉRISATION DES PROCESSUS DE COLMATAGE IN SITU.....	65

I.	INTRODUCTION.....	65
II.	ETUDE DES PHENOMENES DE COLMATAGE DE L'INSTALLATION ARHI12	66
1.	CONTEXTE	66
2.	CARACTERISATION DU PROCESSUS DE COLMATAGE	67
2.1	Inspection vidéo caméra des forages de pompage	67
2.2	Diagraphies physico-chimiques des forages de pompage P1 – P2 et du rejet PR	68
2.3	Analyses des dépôts.....	70
2.4	Modélisation thermodynamique	72
2.5	Analyse microbiologique des eaux de production et caractérisation des impacts de l'exploitation sur la distribution des abondances relatives bactériennes	73
3.	CONCLUSION DE L'ETUDE	75
III.	ETUDE DES PHENOMENES DE COLMATAGE DE L'INSTALLATION AS1.....	77
1.	ARTICLE: CLOGGING OF SHALLOW GEOTHERMAL DOUBLET: HYDROLOGIC, GEOCHEMICAL AND MICROBIOLOGICAL OBSERVATIONS IN A PILOT SITE	77
2.	MODELISATION THERMODYNAMIQUE	84
3.	ANALYSE METAGENOMIQUE DES EAUX DU FORAGE DE REJET	84
4.	CONCLUSION DE L'ETUDE	85
IV.	ETUDE DES PHENOMENES DE COLMATAGE DE L'INSTALLATION SY2.....	88
1.	CONTEXTE	88
2.	CARACTERISATION DU PROCESSUS DE COLMATAGE	89
3.	CONCLUSION DE L'ETUDE	94
V.	CONCLUSION	96

CHAPITRE 4 : MESURE ET MODELISATION DES PROCESSUS DE COLMATAGE BIOGEOCHIMIQUE INDUIT PAR LE MELANGE..... 99

I.	INTRODUCTION.....	99
II.	ARTICLE: RAPID CLOGGING OF GEOTHERMAL LOOPS TRIGGERED BY MIXING-INDUCED BIOGEOCHEMICAL REACTIONS (BURTÉ ET AL, SOUMIS).....	99
III.	SUPPLEMENTARY MATERIAL: RAPID CLOGGING OF GEOTHERMAL LOOPS TRIGGERED BY MIXING-INDUCED BIOGEOCHEMICAL REACTIONS	125
IV.	CONCLUSION	138

CHAPITRE 5 : ELABORATION D'ARCADE, OUTIL D'ANALYSE DES RISQUES D'APPARITION DES PROBLEMATIQUES DE COLMATAGE.....140

I.	INTRODUCTION.....	140
II.	LES FACTEURS DE RISQUE CONTROLANT L'APPARITION DES PHENOMENES DE COLMATAGE	140
1.	COLMATAGE BIOGEOCHIMIQUE (FER - MANGANESE).....	140
1.1	Facteur de risque relatif aux échanges masse d'eau superficielle/aquifère en nappe alluviale	141
1.2	Facteur de risque relatif à la stratification redox initiale de l'aquifère	142
1.3	Facteur de risque relatif à l'existence d'une pollution anthropique de l'aquifère	143
1.4	Facteur de risque relatif aux échanges atmosphère – eau souterraine dans le forage de pompage	144
1.5	Facteur de risque relatif à la conception	145
2.	COLMATAGE BIOLOGIQUE	145

3.	COLMATAGE CHIMIQUE LIE AU CARBONATE DE CALCIUM	145
4.	COLMATAGE PHYSIQUE (OU PARTICULAIRE).....	146
4.1	Facteur de risque relatif à l'hétérogénéité de l'aquifère et à la vitesse de circulation ...	146
4.2	Facteur de risque relatif aux caractéristiques de la charge particulaire.....	146
4.3	Facteur de risque relatif au pompage discontinu	146
III.	METHODOLOGIE DE L'ANALYSE ARCADE	148
1.	METHODOLOGIE DE L'EVALUATION QUALITATIVE	148
2.	METHODOLOGIE DE L'ANALYSE SEMI-QUANTITATIVE.....	149
2.1	Evaluation du risque chimique (CaCO ₃)	151
2.2	Evaluation du risque particulaire	153
2.3	Evaluation du risque biogéochimique (fer et manganèse)	157
2.4	Evaluation du risque biofilm	166
IV.	PRESENTATION DE L'OUTIL EN LIGNE ARCADE	167
CHAPITRE 6 : METHODOLOGIES D'ANALYSE ET DE GESTION PREVENTIVE DES PROCESSUS DE COLMATAGE		
<u>171</u>		
I.	INTRODUCTION.....	171
II.	PRECONISATIONS RELATIVES A L'ACQUISITION DES DONNEES POUR L'EVALUATION DES RISQUES DE COLMATAGE	171
1.	CARACTERISATIONS DES PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES ET CHIMIQUES AINSI QUE DE LA CHARGE PARTICULAIRE DE L'EAU.....	172
1.1	Paramètres à déterminer et méthodologie	172
1.2	Méthodologie de détermination des hétérogénéités géochimiques verticales du forage de pompage	174
2.	CARACTERISATIONS DES PARAMETRES BACTERIOLOGIQUES	177
3.	CARACTERISTIQUES HYDROGEOLOGIQUES A CONSIDERER POUR L'EVALUATION DU RISQUE DE COLMATAGE .	177
4.	CARACTERISTIQUES HYDRODYNAMIQUES DES OUVRAGES A CONSIDERER POUR L'EVALUATION DU RISQUE DE COLMATAGE.....	178
III.	PREVENTION DES RISQUES DE COLMATAGE DES DOUBLETS GEOTHERMIQUES SUR NAPPES SUPERFICIELLES ..	178
1.	PREVENTION DES RISQUES DE COLMATAGE AU STADE DES ETUDES DE FAISABILITE	179
2.	PREVENTION DES PHENOMENES DE COLMATAGE AU STADE DE LA CONCEPTION	179
3.	PREVENTION DES PHENOMENES DE COLMATAGE LORS DES TRAVAUX, DES ESSAIS ET EN PHASE D'EXPLOITATION	183
IV.	LES RECOMMANDATIONS POUR LE SUIVI DU DOUBLET GEOTHERMIQUE EN PHASE D'EXPLOITATION	186
1.	SUIVI DES PARAMETRES HYDRODYNAMIQUES.....	186
2.	SUIVI CHIMIQUE ET BACTERIOLOGIQUE DE L'EAU DU CIRCUIT PRIMAIRE DE LA BOUCLE GEOTHERMALE	188
V.	RECAPITULATIF DES BONNES PRATIQUES POUR CHACUNE DES TYPOLOGIES DE COLMATAGE	189
<u>CONCLUSION GENERALE.....</u>		
<u>192</u>		
<u>REFERENCES.....</u>		
<u>198</u>		
ANNEXE 1 : DESCRIPTIF DU PROJET GEOLOGGING		
210		
ANNEXE 2 : PROFILS VERTICAUX DES ELEMENTS DISSOUS DES FORAGES DE POMPAGE (P1, P2) ET DU FORAGE DE REJET (PR).....		
212		
ANNEXE 3 : LES PRINCIPALES TECHNIQUES PREVENTIVES (GUIDE D'AIDE A LA DECISION)		
214		

ANNEXE 4 : ANALYSE DE DEPOTS PRELEVES DANS LA COLONNE DE LA POMPE D'UN FORAGE DE POMPAGE EXPLOITANT UNE NAPPE ALLUVIALE DE LA SAONE	228
ANNEXE 5 : DEPOTS PRELEVES DANS LA COLONNE DE LA POMPE D'UN FORAGE DE POMPAGE EXPLOITANT LA NAPPE ALLUVIALE DE LA MOSELLE	231

Introduction générale

La géothermie (du grec géo, la terre, et thermos, la chaleur) est une énergie exploitée de longue date. Les premières traces d'utilisation de la géothermie par l'homme remontent à près de 20 000 ans. Les régions volcaniques ont constitué, très tôt, des centres d'intérêt du fait de l'existence de fumerolles et de sources chaudes valorisées pour se chauffer ou pour les bains. Parmi ces régions, on peut citer des îles du Japon, l'Islande (grotte de Grjótagjá) ou l'Italie où s'observent encore les vestiges des thermes romains (Lemale, 2012). Plus récemment, les crises de l'énergie durant les années 1970 ont mis en évidence la nécessité d'établir un mix dans l'approvisionnement énergétique (Universalis, 2016). Cette prise de conscience a entraîné le développement significatif de la filière géothermique à travers le Monde. Aujourd'hui, les impacts sensibles du réchauffement climatique liés aux activités humaines imposent une décarbonation massive du mode de fonctionnement de nos sociétés. Cette volonté est aujourd'hui portée par des politiques incitatives visant à atteindre un mix énergétique maximisant la part des énergies renouvelables (EnR) et minimisant l'empreinte carbone et la part du nucléaire. La géothermie est une des EnR qui permet de lutter contre le réchauffement climatique et de respecter les objectifs des accords de Paris sur le climat de 2015 (Framework Convention on Climate Change, United Nations, 2016). Exemple français de cette volonté, le Fonds Chaleur Renouvelable, lancé en 2009 et géré par l'ADEME, soutient le développement de la production par EnR de chaleur issue de la géothermie, de la biomasse, du solaire thermique, du biogaz ainsi que les réseaux de chaleur liés à ces installations.

Le secteur de la géothermie, est défini en plusieurs sous-ensembles, classés en fonction de la température prélevée dans le sous-sol. La géothermie moyenne à haute température exploite des réservoirs profonds (> 1500 m) où la température exploitée dépasse les 90°C afin de produire de l'électricité ou alimenter en chaleur des processus industriels à haute température. Ces technologies ont comme atouts d'être respectueuses de l'environnement en étant renouvelables (pas de consommation d'eau en phase d'exploitation) et décarbonées (pas d'émissions atmosphériques) et valorisent localement la ressource avec une faible empreinte foncière. Elles permettent de produire de l'électricité en base et sans intermittence, indépendamment des conditions climatiques. En France, la centrale de Bouillante produit de l'électricité depuis 1984 grâce à l'exploitation d'un réservoir à 250 °C. Le potentiel de la géothermie haute énergie en métropole est démontré grâce à la réalisation d'une première centrale expérimentale en Alsace de type EGS (Enhanced Geothermal System) à Soultz-Sous-Forêts (Figure 1). Ce projet européen, démarré en 1985, est entré en phase industrielle en 2016. La démonstration de la viabilité des EGS en Alsace, où la température du réservoir exploité atteint les 200°C à 5000 mètres, a permis l'émergence de nouveaux projets tels que celui de la centrale ECOGI de Rittershoffen, inaugurée en 2016 ou ceux, futurs, d'Illkirch-Graffenstaden et Wissembourg (ÉS, 2016).

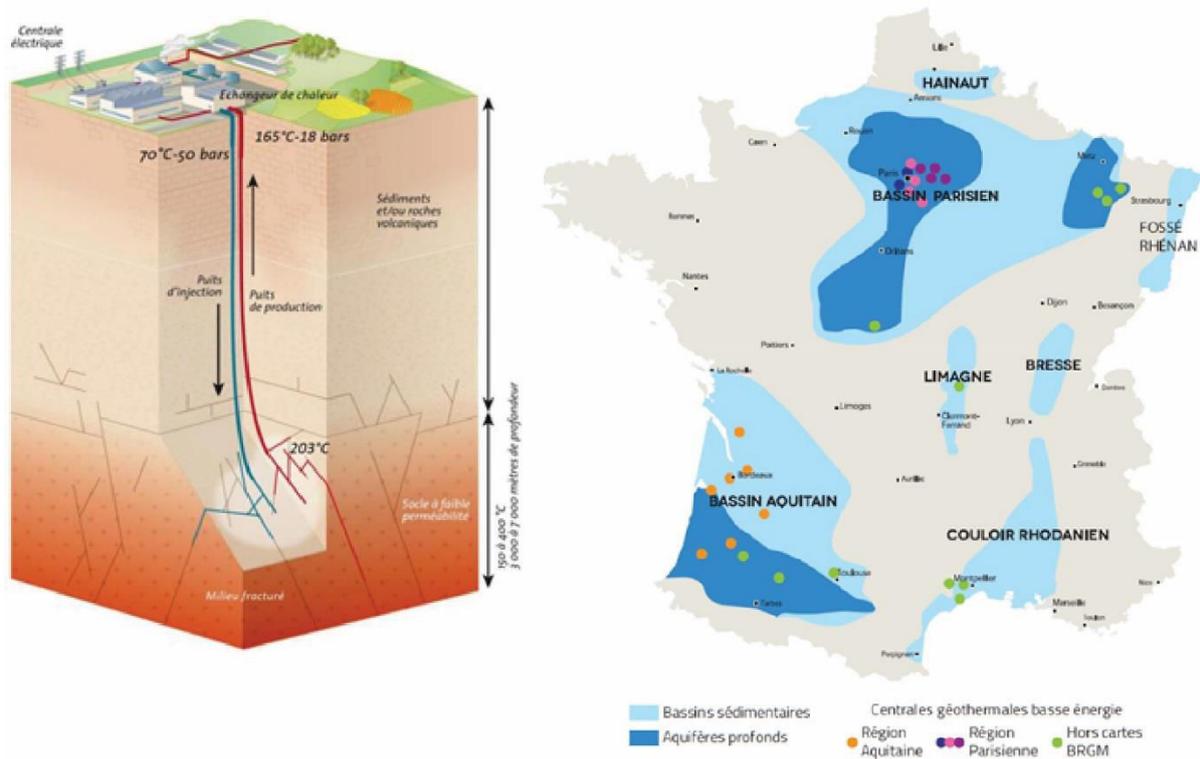


Figure 1 : A gauche, Centrale de Soultz-Sous-Forêts, principe de fonctionnement © BRGM (<http://www.geothermie-perspectives.fr>). A droite, cartographie des bassins sédimentaires français avec position des installations de géothermie basse énergie (d'après le BRGM, AFGP, 2015)

La géothermie basse énergie exploite des eaux comprises entre 30 et 90°C et issues d'aquifères de profondeur comprise entre 400 et 2500 mètres. Cette exploitation s'effectue par doublet de forages et permet de produire de la chaleur par usage direct (sans assistance de pompe à chaleur). Ce marché français de géothermie basse énergie est le premier d'Europe pour alimenter des réseaux urbains de chaleur ou pour des applications agricoles et industrielles (AFPG, 2015). 280 réseaux de chaleurs alimentés par géothermie sont actuellement en fonctionnement en Europe (Luca Angelino (EGEC) et al., 2017). En France, l'aquifère le plus exploité est celui du Dogger du Bassin parisien, situé entre 1600 et 2300 mètres de profondeur et alimentant actuellement 40 réseaux de chaleur urbains sur les 57 en opérations sur le territoire en 2016 (Luca Angelino (EGEC) et al., 2017).

La géothermie très basse énergie correspond à l'utilisation des ressources thermiques de température inférieure à 30°C (profondeur inférieure à 100 m). L'exploitation de ce type de géothermie nécessite la mise en place d'une pompe à chaleur (PAC) permettant de faire varier la température d'un fluide secondaire jusqu'à la température visée pour l'usage (chauffage ou climatisation). La géothermie très basse énergie joue un rôle important pour le chauffage, le rafraîchissement et la production d'eau chaude sanitaire des maisons individuelles, de l'habitat collectif et du tertiaire. Plusieurs technologies sont envisageables parmi lesquelles celle sur nappes superficielles avec pompes à chaleur qui peut être mise en œuvre sur tout le territoire français lorsque la ressource en eau est disponible (Figure 2). En puissance installée, cette forme de géothermie représente en 2015 24 % du marché de la géothermie très basse énergie tandis que 76% de ce marché est assurée par des forages sur sondes géothermiques verticales (AFPG, 2015).

La technologie des doublets géothermiques se base donc sur l'exploitation par forage des eaux souterraines contenues dans les aquifères superficiels (température naturelle généralement comprise entre 12 et 16°C). L'accès à cette ressource naturelle ainsi que la fourniture d'énergie électrique à la PAC permet, si celle-ci est dite « réversible » (inversion de la circulation entre l'évaporateur de la PAC et le condenseur), d'assurer à la fois la production de froid et la production de chaud.

L'échange thermique des calories (mode chauffage, période hivernale) ou des « frigories » (mode climatisation, période estivale) s'effectue au niveau des échangeurs à plaques entre l'eau géothermale et le liquide caloporteur, sans contact entre les deux fluides (Figure 2). L'eau géothermale est ensuite réinjectée via des forages d'injection dans les mêmes niveaux de l'aquifère ciblé. Suivant le mode de production, l'eau géothermale sera réinjectée plus chaude en climatisation ou plus froide en chauffage (ΔT spécifique). Par ailleurs, la législation française impose une température maximale de rejet à l'aquifère de 32°C (Arrêté du 25 juin 2015 relatif aux prescriptions générales applicables aux activités géothermiques très basse énergie). Le rejet des eaux peut s'effectuer, sous autorisation et taxes connexes, dans le milieu naturel. Cet ensemble forage(s) de pompage – circuit eau géothermale de l'échangeur – forage(s) d'injection constitue la boucle primaire du doublet géothermique. La boucle secondaire est, elle, constituée par le circuit liquide caloporteur de l'échangeur – PAC.

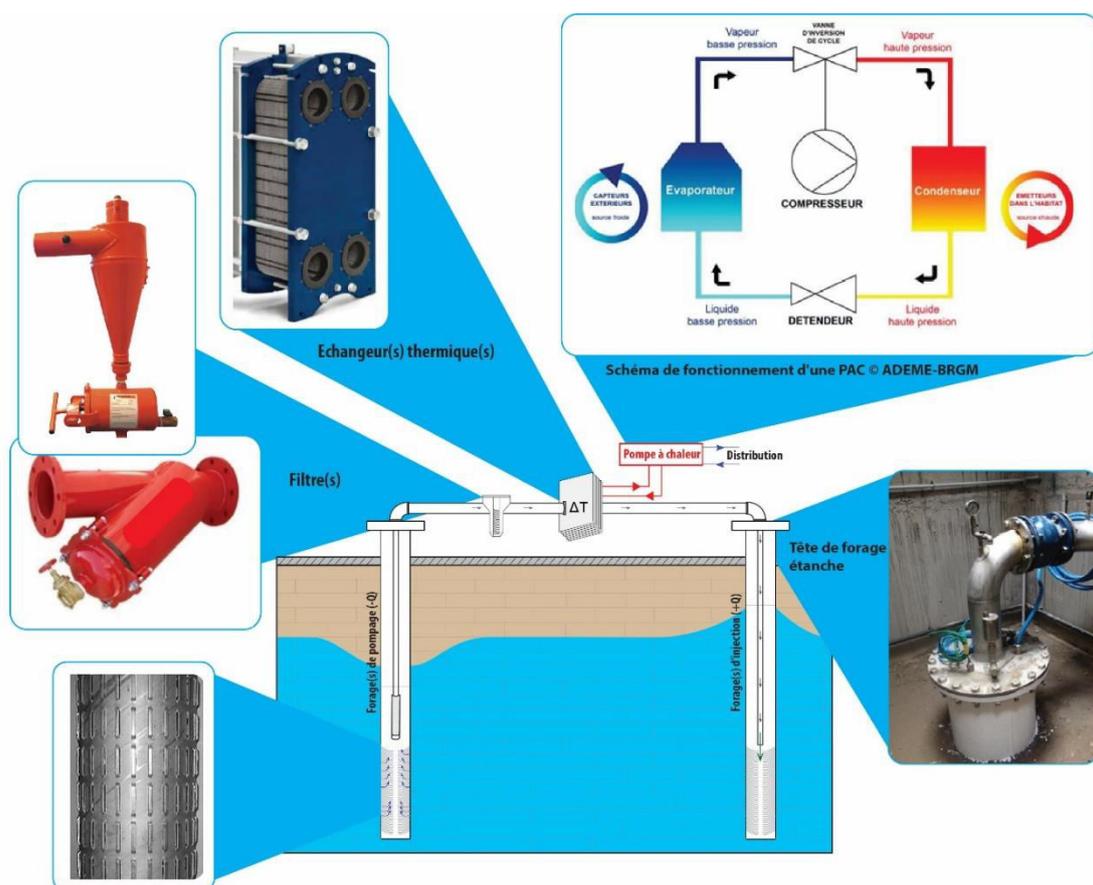


Figure 2 : Schéma conceptuel d'un doublet géothermique sur nappe superficielle. Le rejet peut également être effectué en surface (rivière ou lac)

Cette technologie peut être adoptée lorsque les caractéristiques de l'aquifère ciblé au droit du projet permettent de répondre aux besoins et aux contraintes spécifiques à cet usage :

- Accessibilité de l'aquifère compatible avec les contraintes budgétaires du projet ;
- Aquifère capable de fournir de façon pérenne le débit (dimensionné en fonction des besoins thermiques du bâtiment) et d'assurer sa réinjection en totalité ;
- Absence de recyclage thermique entre les ouvrages de production et d'injection ;
- Qualité de l'eau géothermale compatible avec son exploitation.

Ces systèmes présentent comme avantages des performances énergétiques élevées, un bilan énergétique plus favorable que les solutions de référence (chaudière gaz et groupe froid), une stabilité annuelle de leur rendement (faible variation de température de l'aquifère), des atouts écologiques liés aux natures décarbonée et renouvelable de cette énergie (bilan hydrogéologique nul lorsque l'eau est réinjectée dans l'aquifère). Contrairement aux doublets géothermiques fonctionnant sans réversibilité de la circulation entre les forages de pompage et d'injection, des systèmes alternatifs utilisent les capacités physiques de stockage des aquifères pour créer un réservoir d'eau « chaude » et un réservoir d'eau « froide ». Le sens de circulation de la boucle primaire entre ces différents réservoirs s'inverse en fonction des besoins thermiques saisonniers (climatisation ou chauffage). Ces systèmes dits « Aquifer thermal energy storage (ATES) » sont rarement rencontrés en France et sont courant aux Pays-Bas (Bloemendal et al., 2018) et en Belgique (Possemiers et al., 2014).

Les plus fortes concentrations de doublets géothermiques sur nappes superficielles s'observent aux niveaux des grandes agglomérations françaises (Paris, Lyon ou Strasbourg). L'accès à plusieurs couches aquifères aux caractéristiques hydrauliques favorables en Ile-de-France explique le développement important de ces systèmes dans ce secteur géographique. Les plaines alluviales du Rhin et du Rhône, d'importance régionale, assurent une ressource quasi-illimitée facilement accessible par forages d'eau pouvant assurer des débits de production importants (supérieurs à 100 m³/h). Des recensements annuels attestent de l'existence de plus de 600 ouvrages de captage ou de rejet en nappes exploitées pour les besoins thermique dans l'Eurométropole de Strasbourg (Baierer et al., 2016).

Outre la concurrence des énergies fossiles dont les prix de vente ralentissent son développement, la géothermie très basse énergie sur aquifères superficiels doit surmonter plusieurs challenges techniques et scientifiques. En effet, face à la densité grandissante du nombre d'installations, l'impact thermique des doublets géothermiques sur les aquifères exploités pour la production d'eau potable (AEP) est source de préoccupations au regard des risques de dégradation des qualités chimique et biologique des eaux souterraines (Bonte et al., 2013; Frédéric Garnier, 2012; Lienen et al., 2017). L'enrichissement des eaux en éléments traces (i.e. arsenic) et la modification des équilibres rédox induits par les métabolismes biologiques a été démontré par Bonte et al., 2013 lors de la montée en température au-delà de 25°C d'une colonne de sédiments provenant d'un aquifère alluvial au Pays-Bas. Ces impacts interrogent la compatibilité entre l'exploitation des eaux à des fins géothermiques et leur usage pour l'AEP.

Autre challenge majeur, la pérennité des installations de pompes à chaleur sur aquifères superficiels est conditionnée entre autres par la possibilité de pouvoir garantir dans le temps la production puis la réinjection de l'eau souterraine. Cette pérennité est remise en question par les processus de colmatage de la boucle géothermale, en particulier des échangeurs et des forages, notamment d'injection (García-Gil et al., 2016; Possemiers et al., 2014; Schneider et al., 2016; Vetter et al., 2012). Ce problème

majeur affecte de nombreuses installations sur l'ensemble du territoire français et remet en cause leur viabilité technico-économique. Les retours d'expériences des acteurs de ce secteur témoignent :

- de la difficulté d'anticiper l'apparition de ces désordres aux premiers stades du projet ;
- de la rapidité d'apparition des impacts (souvent dès les premières années de fonctionnement) ;
- de la difficulté de traiter efficacement et de prévenir ces processus ;
- des impacts économiques importants pouvant affecter les différents acteurs du projet (maître d'ouvrage, maîtrise d'œuvre, entreprise de travaux, ...).

Par définition, le colmatage se caractérise par l'agglomération progressive de dépôts de nature diverse sur des parties sensibles d'un réseau de transport de fluides (tuyaux, filtres, système de pompage, échangeurs thermiques, vannes, ...). Dans le cas des milieux poreux, le colmatage se traduit par l'obturation progressive de la porosité (surfaces d'infiltration des bassins d'infiltration ou des forages). Cette accumulation engendre alors des difficultés à faire transiter le fluide et d'assurer le débit nécessaire à l'activité. Cela se traduit également par une réduction importante des transferts thermiques au niveau des échangeurs. La problématique de colmatage est étendue à l'ensemble des secteurs industriels (production pétrolière, système de refroidissement, usine de désalinisation, production d'eau potable, etc...) et fait l'objet d'une recherche active tant ses impacts peuvent être dommageable pour la durabilité et l'équilibre financier des installations.

Les phénomènes de colmatage sont liés à des processus de natures chimiques, physiques ou biologiques entraînant des difficultés dans l'exploitation des forages d'eau. N'étant pas spécifique à la géothermie très basse énergie sur aquifère superficiels, ces problèmes s'observent aussi bien :

- lors de l'exploitation de l'eau souterraine dans le cadre de l'alimentation en eau potable (Bustos Medina et al., 2013; Menz, 2016; van Beek et al., 2017). Le terme de vieillissement de puits est plus communément adopté ;
- lors de l'usage de forage de rabattement de nappe dans le cadre de grand travaux d'infrastructures ou d'exploitation minière (Larroque and Franceschi, 2011; Weidner, 2016) ;
- lors de l'exploitation de forages d'injection pour la recharge artificielle d'aquifères (Bouwer, 2002; Martin R., 2013).

Les exploitations géothermales haute et moyenne énergie ne sont pas épargnées par les problèmes de formation de dépôts en raison de la nature géochimique des fluides (ions et gaz dissous) et de leurs conditions d'exploitation (variations de température et de pression). Les dépôts sont usuellement des carbonates (calcite, aragonite), de la silice amorphe et de silicates, des sulfures (Fe, Zn, Cu, Pb), des sulfates (Ca, Ba, Sr) et des oxydes (Fe, Mn). Les moyens de prévention utilisés sur ces systèmes font intervenir un ensemble de techniques parmi lesquelles l'usage de produits chimiques, tels que des inhibiteurs de corrosion et de croissance cristalline, d'agents chélatants ou de dispersants. L'usage de ces traitements chimiques n'est cependant pas transposable à la géothermie très basse énergie pour traiter les problématiques qui lui sont spécifiques. La première raison est d'ordre économique, ces produits étant relativement coûteux, leur usage pourrait remettre en question la faisabilité économique des projets. La seconde est d'ordre réglementaire. En effet, l'arrêté du 25 juin 2015 relatif aux prescriptions générales applicables aux activités géothermiques très basse énergie stipule :

- 4.1.6 « Pour les échangeurs géothermiques ouverts, aucune substance chimique n'est additionnée à l'eau de la nappe prélevée ou rejetée dans les ouvrages de production et de réinjection lors de l'exploitation du gîte géothermique. »
- 4.2 « Aucune substance chimique n'est additionnée, dans les ouvrages de production et de réinjection, à l'eau de la nappe prélevée ou rejetée. »
- « Les opérations visant au nettoyage et développement du forage de production ou de réinjection se font de manière à ne pas introduire de produits chimiques induisant un risque pour la ressource en eau et ses usages potentiels. Les substances utilisées sont exclusivement des acides et des polyphosphates. »

Seuls des moyens préventifs basés sur des procédés physiques sont donc envisageables pour prévenir les phénomènes de colmatage et pérenniser les doublets géothermiques sur aquifères superficiels.

Un autre levier, plus porteur, est d'anticiper ces désordres au stade de la conception par la mise en œuvre d'un ensemble de bonnes pratiques. Ces dernières reposent cependant sur la compréhension des phénomènes en jeu, tant sur le plan de leurs interactions, que de leurs mécanismes réactionnels permettant, in fine, d'identifier les paramètres influents. Ces processus considérés isolément sont assez bien connus et documentés dans la littérature. En revanche, le couplage de ces processus et leur interaction avec les écoulements d'eau souterraine est particulièrement complexe et reste un domaine d'étude à mener.

Dans ce contexte à fort enjeu économique et sociétal que représente la géothermie sur aquifères superficiels, les travaux menés au cours de ces trois ans ont consisté à répondre aux questions suivantes :

- Quels sont les mécanismes biogéochimiques et/ou physiques qui contrôlent les différents processus de colmatage impactant les doublets géothermiques ? Comment les différents processus, hydrologiques en particulier chimiques et biologiques, interagissent-ils ?
- Quelles conditions générées par l'exploitation d'un doublet géothermique peuvent-elles induire l'apparition des processus de colmatage et expliquer l'impact rapide de ces processus sur les installations ?

Ces deux axes d'études conduisent à un questionnement plus général : dans quelle mesure ces phénomènes de colmatage sont-ils prévisibles et leurs impacts anticipables ? Cette question est au cœur des principaux enjeux et attentes de ce projet :

- définir les méthodes et les outils permettant de développer une méthodologie fiable d'analyse des risques ;
- définir les bonnes pratiques et les moyens préventifs permettant d'anticiper et/ou de limiter ces risques ;

Pour ce faire, nous avons mené des études de terrain sur des installations colmatées ainsi que des inventaires régionaux et locaux (Ile de France, agglomérations de Lyon et de Strasbourg) recensant pour chacune des exploitations la typologie des problèmes rencontrés en regard de conditions hydrogéologiques et chimiques. De la synthèse de ces résultats scientifiques et à partir de la modélisation des phénomènes, notre objectif a été de mettre en place un outil d'analyse des risques et un guide d'aide à la décision afin de répondre aux besoins de la profession et sécuriser les projets au regard des problématiques de colmatage. A partir de l'évaluation des risques de colmatage encourus et des bonnes pratiques et mesures préventives envisageables, l'objectif général de ce guide

est en effet de juger de la faisabilité d'un projet sur les plans techniques ou économiques en respectant les contraintes environnementales. L'outil d'analyse des risques et le guide d'aide à la décision ont également pour objectif d'appuyer les opérateurs et exploitants d'installations pour une gestion optimale de la ressource géothermale.

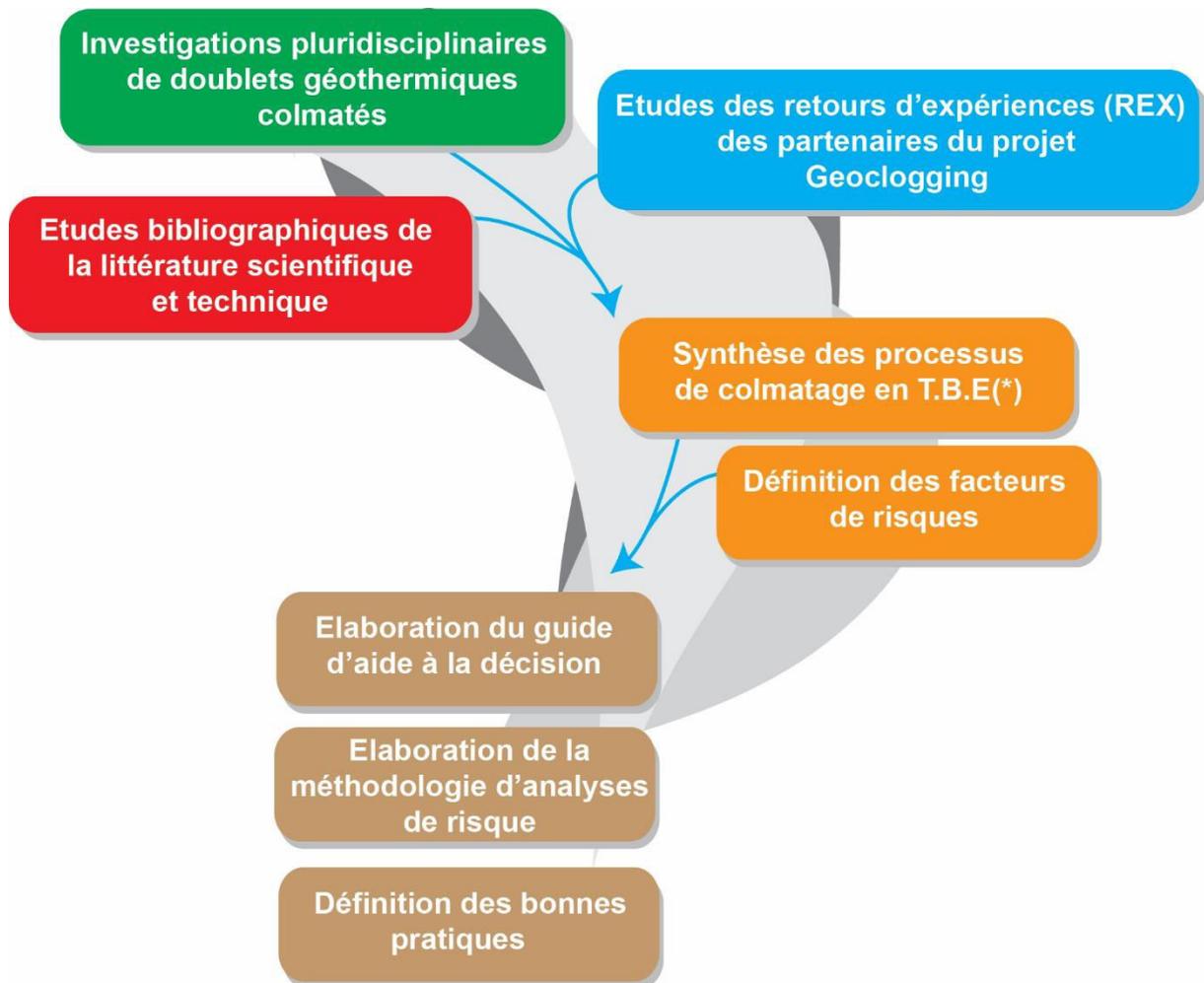


Figure 3 : Schéma récapitulant l'approche de la thèse (* T.B.E : Très Basse Energie)

Cette thèse, financée par le dispositif CIFRE (Conventions Industrielles de Formation par la Recherche) de l'ANRT, a été effectuée au sein d'Antea Group France et du laboratoire Géosciences Rennes. Elle s'inscrit dans le cadre du projet Geoclogging « Etude des risques de colmatage et optimisation des processus de traitement des doublets géothermiques superficiels » financé par l'Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie (ADEME) et mené par le consortium Géosciences Rennes (Université de Rennes 1 – CNRS), Antea Group France et l'entreprise de forage SANFOR.

Cette thèse de doctorat comporte 6 chapitres :

- Le premier chapitre expose la synthèse des connaissances sur le risque de colmatage des doublets géothermiques sur nappes superficielles ;
- Le second chapitre présente un état des lieux des problématiques rencontrées et leurs impacts sur les installations. Cet état des lieux a été réalisé à partir des données en possession des

partenaires du projet Geoclogging. Les exploitations géothermiques recensées se situent dans trois secteurs géographiques où la densité d'installations est la plus importante (Ile-de-France, Plaine alluviale du Rhône, Plaine alluviale du Rhin) ;

- Le troisième chapitre présente l'étude des processus de colmatage à travers le développement de méthodologies d'investigations plus poussées menées sur trois doublets géothermiques confrontés à des problèmes d'exploitation. Ces sites d'études sélectionnés exploitent 1- les alluvions du Rhin (Alsace) 2- les alluvions de la Seine (Normandie) et 3- les Sables de l'Yprésien (Ile-de-France) ;
- Le quatrième chapitre explore les composantes clés des processus de colmatage biogéochimiques induits par un mélange réactif à travers une étude pluridisciplinaire au doublet géothermique CP1 et une modélisation géochimique à l'aide du code de calcul PHREEQC ;
- Le cinquième chapitre présente (1) les potentiels facteurs de risques contrôlant l'apparition des processus de colmatage identifiés dans les chapitres précédent et (2) expose la démarche de l'outil d'analyse des risques de colmatage spécifiquement développé dans le cadre de ce projet ;
- Le sixième chapitre expose les préconisations et bonnes pratiques développées au cours de ce projet visant à réduire les risques de colmatage des doublets géothermiques sur nappes superficielles.

Chapitre 1 : Processus de colmatage des doublets géothermiques sur aquifères superficiels

- I. INTRODUCTION..... 19
- II. SYNTHÈSE DES CONNAISSANCES SUR LE RISQUE DE COLMATAGE DES DOUBLETS GÉOTHERMIQUES SUR NAPPES SUPERFICIELLES 19
 - 1. TYPOLOGIES DE PHÉNOMÈNES DE COLMATAGE RECENSÉS 19
 - 2. IMPACTS DES PROCESSUS DE COLMATAGE SUR LE FONCTIONNEMENT DE LA BOUCLE GÉOTHERMALE..... 29



Chapitre 1 : Processus de colmatage des doublets géothermiques sur aquifères superficiels

I. Introduction

Ce premier chapitre, vise à présenter une synthèse des connaissances sur le risque de colmatage des doublets géothermiques sur nappe superficielle. Elle s'est construite à partir (1) d'une étude de la littérature sur la problématique de colmatage des forages d'eau (production d'eau potable, recharge artificielle de nappe, géothermie sur nappe, ...) et (2) des retours d'expérience concernant les doublets géothermiques recensés et étudiés durant cette thèse (présentés en chapitre II, III et IV). Cette synthèse expose dans un premier temps les différentes typologies recensées et dans un second temps leurs impacts sur le fonctionnement des installations géothermiques très basse énergie. Ce chapitre constitue la partie introductive du guide d'aide à destination des exploitants rédigé durant ce projet.

II. Synthèse des connaissances sur le risque de colmatage des doublets géothermiques sur nappes superficielles

1. Typologies de phénomènes de colmatage recensés

Les problèmes de colmatage affectant le fonctionnement des doublets géothermiques sur nappes superficielles font appel à différents processus physiques ou biogéochimiques variables suivant la typologie de l'aquifère rencontré :

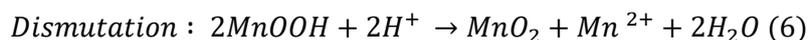
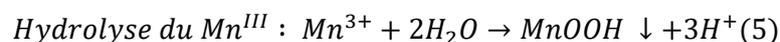
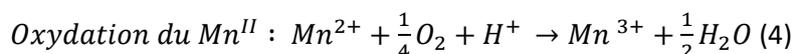
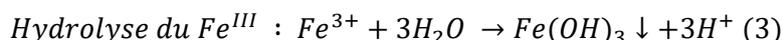
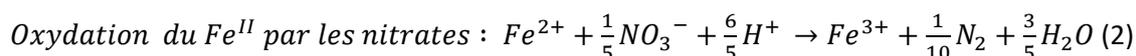
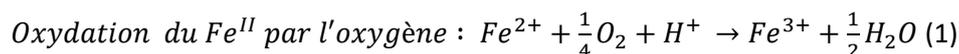
- Chimique (précipitation chimique de carbonate de calcium) ;
- Biogéochimique (précipitation chimique du fer et/ou du manganèse pouvant être activée par des processus bactériens) ;
- Biologique (formation de biofilms lié à l'activité des bactéries) ;
- Physique (colmatage particulaire).

Les colmatages d'installations liés à la formation d'autres phases minérales telles que la halite (Hesshaus et al., 2013), la barite (Bozau et al., 2015; Regensburg et al., 2015) ou l'anhydrite (Wagner et al., 2005), ne sont pas traités dans ce guide car non rencontrés dans le contexte de la géothermie très basse énergie sur nappes superficielles.

1.1 Colmatage biogéochimique (oxydation du fer et du manganèse)

L'accumulation de dépôts induit par les processus biogéochimiques de précipitation d'oxydes de fer et de manganèse est le type de colmatage le plus observé en forage d'eau (Bustos Medina et al., 2013; Houben, 2004, 2003; Menz, 2016; van Beek et al., 2017; Weidner, 2016) et en particulier pour les doublets géothermiques (Possemiers et al., 2016; Vetter et al., 2012).

Les phénomènes d'oxydation font appel très généralement à des processus chimiques qui surviennent lorsque les ions fer et/ou manganèse, existant naturellement à l'état réduit (Fe^{2+} et Mn^{2+}) dans l'eau souterraine, sont mis en contact avec des espèces oxydantes (oxygène O_2 , nitrates NO_3^-).



Les oxyhydroxydes générés par ces réactions sont insolubles et présentent un pouvoir colmatant important. En milieu neutrophile et microaéroophile, et en présence d'ions fer (Fe^{2+}) et manganèse (Mn^{2+}), des bactéries (FeOB = Bactéries ferro-oxydantes, MnOB = Bactéries mangano-oxydantes) peuvent activer les processus d'oxydation du fer et du manganèse et participer à la production de dépôts colmatants riches en exopolysaccharides (EPS) qu'elles sécrètent conférant aux dépôts un aspect mucilagineux. Parmi les nombreuses espèces de bactéries capables d'oxyder le fer, les bactéries FeOB de type *Gallionella sp.*, reconnaissables par les structures en forme de gaine torsadée d'oxydes de fer ainsi que les bactéries de type *Leptothrix sp.* reconnaissables par les structures en forme de tube allongé (Figure 4) sont les plus rencontrées et étudiées (Kappler et al., 2016). En consommant l'oxygène qu'elles utilisent comme accepteur d'électrons, ces deux types de bactéries tirent leur énergie en oxydant le fer réduit (Fe^{2+}) en fer ferrique (Fe^{3+}) conduisant à la formation d'hydroxydes de fer $Fe(OH)_3$ amorphes et forment un biofilm constitué de ces gaines d'hydroxydes de fer et d'EPS (Figure 5). La formation de ce biofilm induit alors un colmatage significatif des composantes de la boucle (Figure 6). Les récentes études démontrent que certaines bactéries sont capables d'oxyder le fer par réduction des nitrates (Klueglein and Kappler, 2013; Wang et al., 2017). Ces bactéries se retrouvent principalement dans les dépôts et sont souvent non décelées dans les échantillons d'eau car elles sont sessiles et se fixent préférentiellement sur les surfaces.

Les études de différents cas confrontés à la problématique d'oxydation du fer montrent :

- à divers degrés d'implication, une présence systématique des FeOB quel que soit le contexte hydrogéologique étudié (Sables de Cuise de l'Yprésien, Calcaire grossier du Lutétien, Alluvions du Rhin, du Rhône, etc.) ;
- que les FeOB sont systématiquement détectées dans les dépôts s'accumulant au niveau des différents points clés de la boucle primaire (surfaces pleines et crépinées des forages de pompage et d'injection, pompes, surface interne des canalisations, filtres et échangeurs). Les conditions sont ainsi propices à leur développement le long de la boucle primaire. Leur présence en aval des forages de pompage est aussi le résultat de la mobilisation des dépôts par la circulation de l'eau géothermale.

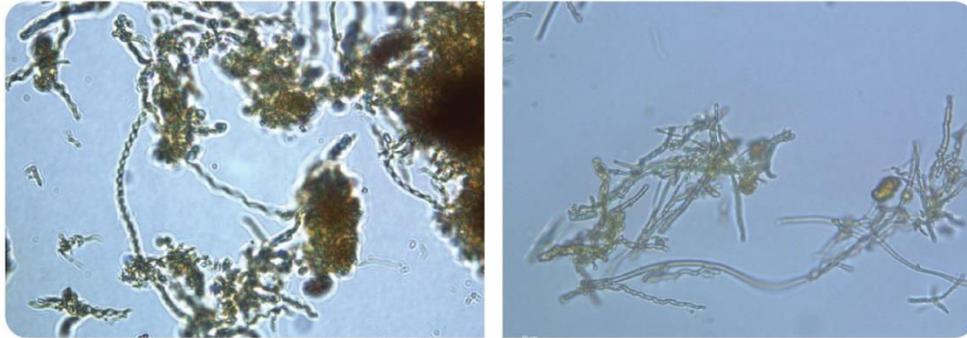


Figure 4 : A gauche, bactéries ferro-oxydantes présentes dans un dépôt colmatant un échangeur à plaques d'une installation exploitant l'aquifère de la Craie du Montien (x600). A droite, bactéries ferro-oxydantes présentes dans un dépôt colmatant une colonne captante d'un forage de pompage exploitant les alluvions du Rhône (x600) (Burté, 2018)

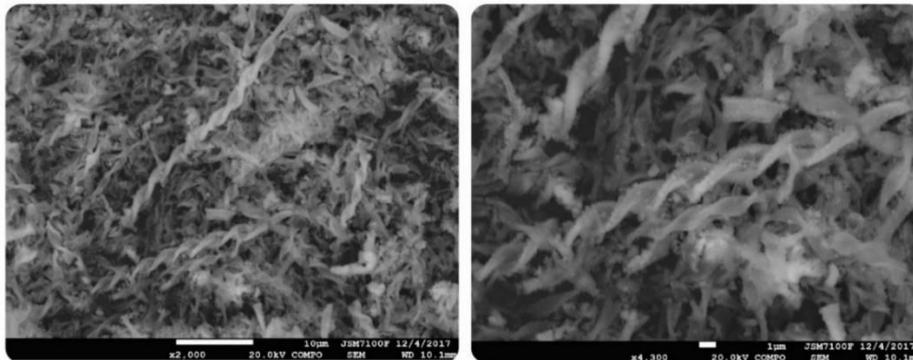


Figure 5 : Observations au microscope électronique à balayage d'un dépôt exclusivement formé par des gaines d'oxydes de fer formées par les bactéries ferro-oxydantes de type Gallionella sp (Burté, 2018).

La réaction d'oxydation du fer et du manganèse est autocatalytique (catalyse hétérogène). En effet, la formation des oxydes métalliques catalyse les réactions de précipitation par adsorption des ions Fe^{2+} et Mn^{2+} sur les nouvelles surfaces d'oxydes générées et par processus de précipitation de « surface » (Stumm and Lee, 1961; Tamura et al., 1976). L'adsorption rapide de ces ions permet une meilleure biodisponibilité de ces éléments pour les FeOB et MnOB, stimulant l'impact de leur activité. En d'autres termes, lorsque les conditions nécessaires à l'oxydation des ions métalliques sont présentes, l'accumulation progressive de dépôts (sur les tubages pleins et crépinés, autour des grains du massif de graviers et sur les surfaces des canalisations) augmente le taux de précipitation des dépôts et ainsi, la vitesse de colmatage. Les dépôts générés impactent rapidement les composantes de la boucle primaire nécessitant dès les premières années d'exploitation des nettoyages des filtres, des échangeurs et des forages. Les clichés des vidéos inspection des forages montrent quasi-systématiquement la présence de dépôts dès le forage de pompage confirmant que les conditions nécessaires à la précipitation de dépôts d'oxydes et d'hydroxydes de fer et/ou de manganèse sont réunies en amont des échanges thermiques.

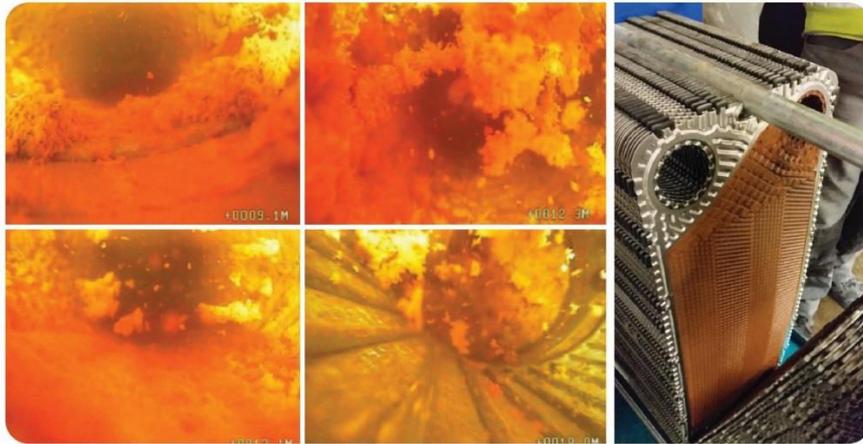


Figure 6 : Forage d'injection et échangeur colmatés par des oxydes de fer d'origine biologique (Sables de l'Yprésien, Ile-de-France) (Burté, 2016)

Les installations sont rarement confrontées à un colmatage conjoint des oxydes de manganèse et des oxydes de fer. Cela s'explique par le fait que le colmatage par oxydation du manganèse est visible uniquement quand les ions ferreux Fe^{2+} sont en très faible concentration ou absents de l'eau géothermale, les ions Fe^{2+} ayant la capacité de réduire les oxydes de manganèse sous forme d'ions Mn^{2+} dissous (Burdige et al., 1992; Johnson et al., 2016; Postma and Appelo, 2000). Malgré des concentrations notables en manganèse dissous dans les eaux, le processus d'oxydation du fer est la composante principale du colmatage tant que les ions Fe^{2+} sont disponibles pour les réactions d'oxydation. La formation de dépôts d'oxydes de manganèse est le processus déterminant en absence de concentration notable en ions Fe^{2+} ou lorsque les ions Fe^{2+} ont été entièrement oxydés.

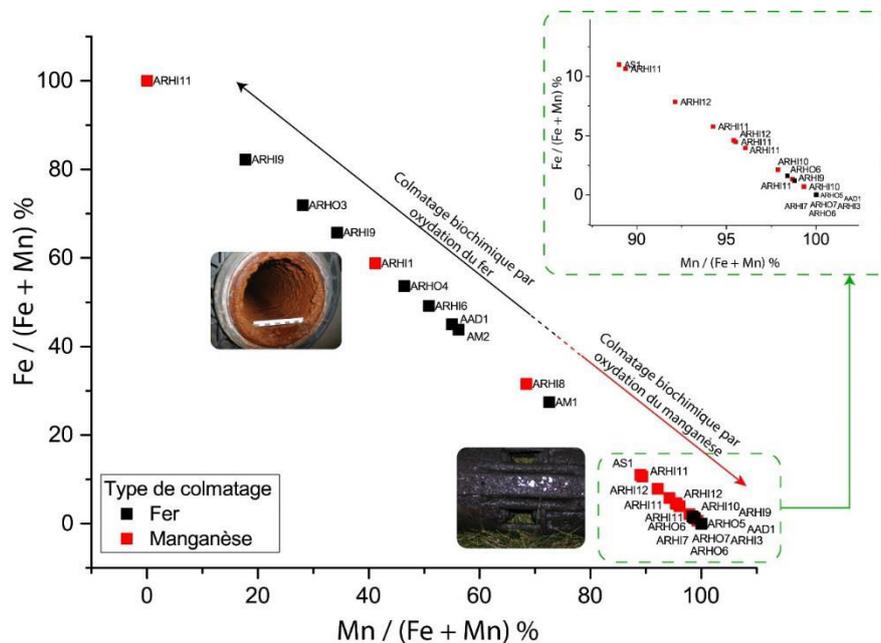


Figure 7 : Ratios Fer/Manganèse dissous calculés pour les doublets géothermiques impactés par un processus d'oxydation (bio)chimique du fer et/ou du manganèse en nappe alluviale. Le graphique a été généré à partir des analyses chimiques fournies par Antea Group concernant des doublets exploitant les alluvions du Rhin, du Rhône, de la Seine, de la Moselle et de l'Adour. Les anomalies observées sur le graphique résultent probablement d'un mauvais conditionnement au moment du prélèvement, invalidant l'analyse des phases non conservatrices tels que le fer et le manganèse dissous. Le classement du type de colmatage se base sur les analyses effectuées dans le cadre des missions d'Antea Group, les incohérences peuvent provenir d'interprétations imprécises.

La représentation graphique du rapport $[Fe^{2+}] / ([Mn^{2+}] + [Fe^{2+}])$ en fonction du rapport $[Mn^{2+}] / ([Mn^{2+}] + [Fe^{2+}])$ pour les eaux produites par les doublets géothermiques en nappe alluviale référencés dans cette étude (Figure 7) confirme que la majorité des doublets concernés par des problématiques de colmatage liées au manganèse présente un faible ratio $[Fe^{2+}] / ([Mn^{2+}] + [Fe^{2+}])$ (inférieur à 20%). Au-delà, le processus d'oxydation du fer devient la composante principale du processus de colmatage.

1.2 Colmatage biologique

Le type « colmatage biologique » est provoqué par l'activité de la biomasse présente dans les eaux de production (croissance d'algues et accumulation de floccs, production de polysaccharides par les bactéries, ...). Plus spécifiquement à l'exploitation des eaux souterraines, la formation de biofilm liée au métabolisme de bactéries se rencontre dans des environnements variés en termes de conditions d'oxydo-réduction. Cette formation est souvent associée à la précipitation minérale (essentiellement oxydes et hydroxydes de fer et de manganèse) induite par des mécanismes réactionnels chimiques pouvant être activés par ces bactéries (FeOB, MnOB). Ces processus sont traités dans la partie précédente « Colmatage biogéochimique ». Le colmatage biologique considéré dans cette partie est le résultat de la formation de biofilm liée à l'action conjointe de différentes communautés de bactéries du cycle du soufre de type bactéries sulfurogènes (sulfato-réductrices BSR et thiosulfato-réductrices BTR) et de bactéries filamenteuses oxydant l' H_2S (BOS) telles que *Thiothrix sp.* (Brigmon et al., 1997), *Beggiatoa sp.*

Les études des doublets concernés par cette problématique indiquent que les milieux anoxiques et présentant une forte concentration en sulfates (400 - 1000 mg/L) sont favorables aux BSR et BTR qui réduisent les sulfates en hydrogène sulfuré (H_2S) (détectable aisément grâce à l'odeur caractéristique d'œuf pourri) et sont activatrices des processus de corrosion des aciers (Kleyböcker et al., 2017). L'exploitation de la nappe peut entraîner l'apport d'oxygène nécessaire au développement des bactéries filamenteuses BOS qui oxyde l'hydrogène sulfuré produit par les bactéries sulfurogènes et forment des biofilms denses sur les surfaces des tubages et équipements (Kumar et al., 2018; Lerm et al., 2011; Vetter et al., 2012; Würdemann et al., 2016) où les conditions physico-chimiques et de flux sont propices à leur développement (Figure 8). Ce processus de colmatage résulte donc de l'interaction des communautés de bactéries sulfato-réductrices et des communautés de bactéries oxydant l' H_2S . Il a été démontré que l'augmentation de la température initiale du fluide impacte l'abondance des communautés bactériennes et stimule leur métabolisme (Bonte et al., 2013; Vetter et al., 2012). La coexistence des bactéries sulfato-réductrices et oxydant l' H_2S et leur interaction sont observées sur une large gamme de températures. Ainsi, les variations de température à l'échelle du fonctionnement d'un doublet géothermique ne semblent pas impacter la viabilité de ce consortium bactérien (Lienen et al., 2017). L'observation de ces biofilms bactériens formés des communautés de BSR/BOS en amont des échangeurs thermiques (forage de pompage, sur le corps et crépines de la pompe, filtres) confirme cette affirmation.

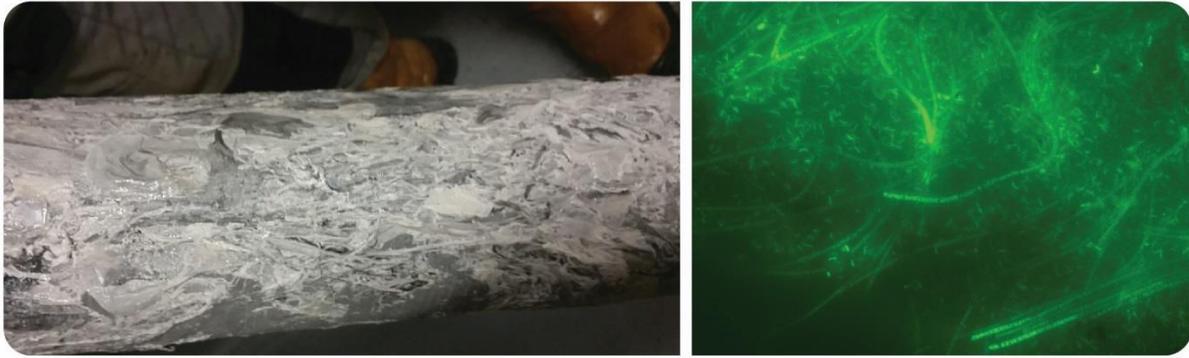
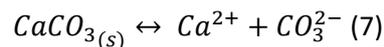


Figure 8 : A gauche, filtre colmaté par un biofilm constitué en majorité de bactéries filamenteuses du cycle du soufre (Beggiatoa, Thiothrix). A droite, observation du biofilm au microscope à fluorescence (Sables de l'Yprésien, Ile-de-France) (Burté, 2016)

1.3 Colmatage chimique (précipitation de carbonate de calcium CaCO_3)

Le colmatage chimique induit par la précipitation de carbonate de calcium est le résultat de la déstabilisation de l'équilibre calco-carbonique. L'équilibre calco-carbonique d'une eau relie le système acide carbonique-bicarbonate avec la précipitation/dissolution du carbonate de calcium. Les ions Ca^{2+} et carbonates CO_3^{2-} sont à l'équilibre avec le carbonate de calcium.



$$\text{Avec } [\text{Ca}^{2+}][\text{CO}_3^{2-}] = K_s \quad (8)$$

Cet équilibre régit le potentiel de solubilisation ou de précipitation des carbonates. La contribution des carbonates et des hydrogénocarbonates dans l'eau est fonction des conditions d'équilibre, où la pression partielle en CO_2 et la température jouent un rôle important (Palmer and Cherry, 1984; Plummer et al., 1978). Les eaux souterraines, lorsqu'elles sont extraites, sont susceptibles de conduire à la formation de précipités de carbonate de calcium CaCO_3 soit par élévation de la température ou diminution de la concentration en CO_2 (pouvant être provoqué par une baisse de pression ou un échange gazeux avec l'atmosphère). La précipitation de la calcite intervient alors lorsque le produit des activités des ions calcium et carbonates IAP est plus important que le produit de solubilité K_s .

$$\Omega = \frac{IAP}{K_s} = \frac{[\text{Ca}^{2+}][\text{CO}_3^{2-}]}{K_s} = e^{\frac{\Delta G}{RT}} \quad (9)$$

$$IS = \log_{10} \Omega \quad (10)$$

Où ΔG est l'énergie libre de Gibbs de la réaction, R la constante des gaz parfait, T la température et IS l'indice de saturation.

Plusieurs références (Massmann and Sültenfuß, 2008; Roy and Ryan, 2010; Wang et al., 2014) attestent que les fluctuations du niveau piézométrique durant le pompage de l'eau souterraine peuvent provoquer des variations dans la teneur en gaz dissous (O_2 , CO_2) et que la circulation de l'eau géothermale dans la boucle primaire peut contribuer au dégazage des gaz dissous tels que le CO_2 (Banks, 2012). Ce dégazage provoque une augmentation du pH de l'eau et modifie l'équilibre calco-carbonique induisant la formation de dépôts carbonatés (Eppner et al., 2017). Il est souvent fait référence dans la littérature au dégazage induit par les flux turbulents dans l'environnement locale du forage de pompage (Georg Houben and Christoph Treskatis, 2007a). Cependant, van Beek (2010)

conclut dans son étude que les flux turbulents ne sont généralement pas initiateurs de dégazage du CO_2 et donc responsables de la précipitation de carbonate de calcium induite.

La sursaturation de l'eau vis-à-vis des espèces carbonatées peut également être induite par le mélange d'eau ayant des pressions partielles en CO_2 différentes (i.e entre l'eau issue du forage de pompage et l'eau du forage d'injection, Possemiers et al., 2014).

Le fonctionnement de la pompe à chaleur en mode climatisation entraîne l'augmentation de la température de l'eau au sein de la boucle primaire (réinjection de l'eau géothermale à une température supérieure à la température naturelle de l'aquifère) et favorise la précipitation de carbonate de calcium. L'augmentation de la température entraîne par ailleurs une augmentation des vitesses de réaction et donc du taux de formation de dépôts carbonatés. La présence de particules minérales ou d'impuretés organiques dans l'eau géothermale peut également influencer la germination-croissance des phases carbonatées (MacAdam and Jarvis, 2015).

Les particules minérales formées par ces processus colmatent progressivement les plaques des échangeurs thermiques et s'agglomèrent in fine au sein des forages d'injection (Figure 9), diminuant ainsi les capacités d'absorption du débit de production. Les retours d'expérience et la littérature scientifique montrent que le colmatage chimique lié à la précipitation des carbonates de calcium est toutefois moins rencontré au regard des autres typologies de phénomènes de colmatage recensés.

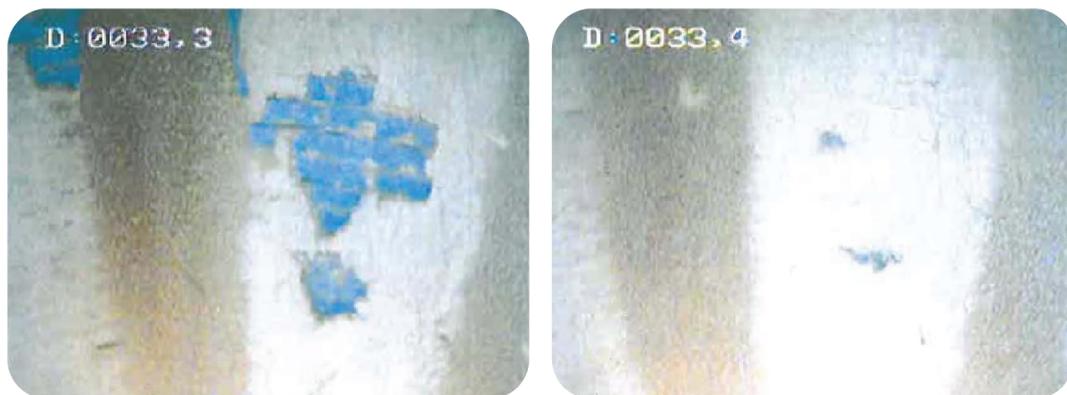


Figure 9 : Crépines PVC d'un forage d'injection (doublet géothermique au Calcaire Grossier du Lutétien, Ile-de-France) colmatées par des dépôts de carbonate de calcium CaCO_3 (Martin, 2013)

Ce risque de précipitation et son incidence peut être ainsi appréhendé par le calcul de la solubilité de la calcite CaCO_3 . La solubilité des minéraux est régie par les lois de la thermodynamique et l'application de ces lois à l'aide de codes géochimiques permet de déterminer les conditions d'équilibre chimique des eaux considérées et ainsi, d'évaluer le risque de colmatage.

1.4 Colmatage physique (ou particulaire)

L'exploitation d'un aquifère composé de matériau détritique non consolidé se traduit potentiellement par une mobilisation et la mise en suspension de particules minérales fines (caractéristiques de la matrice minérale de l'aquifère) au sein de l'eau géothermale (Timmer et al., 2003; van Beek et al., 2009). Ryan and Elimelech, 1996 attestent que les particules mobiles ayant un potentiel de colmatage du milieu poreux naturel sont de diamètre compris entre 0.11 et 100 μm . Ces particules sont généralement de diamètre inférieur au seuil de filtration des filtres installés sur la boucle géothermale (en général entre 150 et 200 μm).

La charge particulaire mobilisable est fonction de la lithologie traversée par le forage (cohésion du milieu poreux, distribution granulométrique du matériau de l'aquifère) et du débit de pompage dont dépendent les vitesses de circulation porales et les forces d'érosion mobilisant les particules. Par analogie avec les processus d'érosion interne des sols, Tang et al. (2017) indiquent que la mobilisation de particules est favorisée dans les milieux où la distribution en taille des éléments qui composent le matériau est étalée (coefficient d'uniformité $d_{60}/d_{10} > 10$). Ils postulent que l'érosion interne est plus facilement observable dans un milieu hétérogène présentant différentes interfaces aux perméabilités variables.

Au cours de l'injection d'un fluide, le milieu poreux est capable de faire transiter la charge particulaire sans rétention sous un seuil défini par le ratio du diamètre de la particule sur le diamètre de l'entrée du pores (De Zwart, 2007; van Leerdam and Appelman, 2014). La réponse des forages d'injection en termes de baisse de performance dépend donc de la charge particulaire réceptionnée (concentration et distribution granulométrique), des caractéristiques hydrodynamiques du milieu poreux de l'aquifère (distribution des zones perméables, porosité du milieu) et des caractéristiques techniques des ouvrages (diamètre des tubages crépinés et du forage, volume et granulométrie du massif de gravier, ...), cet ensemble de paramètres contrôlant les vitesses d'infiltration. Dans le cadre de ces expérimentations, Agbangla et al. (2012) a démontré que la vitesse d'infiltration de la charge particulaire à l'entrée du milieu poreux contrôle sa capacité de filtration, les particules s'agrégeant à l'entrée des pores lorsque la vitesse de filtration dépasse des valeurs critiques.

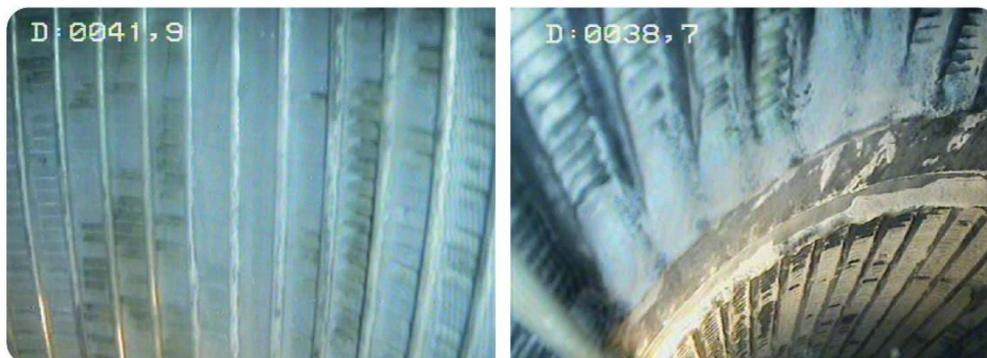


Figure 10 : Crépines d'un forage d'injection colmatées par des particules issues de l'aquifère des Sables de l'Yprésien (Ile-de-France) (source : Antea Group France)

Le colmatage physique se rencontre principalement dans les aquifères détritiques de type sable et grès (Aquifère des sables de Cuise de l'Yprésien, des sables de Fontainebleau, des sables de l'Albien et du Grès du Portlandien) et dans une moindre mesure en aquifères alluviaux. Le processus de colmatage particulaire engendre une perte rapide des performances à l'injection en lien avec l'obstruction de l'entrée des crépines (Figure 10) et du colmatage du milieu poreux proche puits. Cette baisse de performance est généralement décelable dès les premiers mois après le lancement de l'installation. En revanche, aucune perte de productivité des forages de pompage n'est observée lorsque cette problématique est identifiée. En production, Van Beek (2010) a identifié que le pic de concentration de la charge particulaire mobilisée par l'écoulement s'effectue lors du redémarrage des pompes d'exploitation. Il démontra que les forages de pompage étudiés fonctionnant en régime continu subissaient une chute de performance liée à l'accumulation des particules dans l'environnement du puits alors qu'au contraire, ceux fonctionnant en régime discontinu (nombreux cycles

d'arrêts/marches) montraient une résilience importante au processus de colmatage physique. Les observations réalisées tendent à démontrer que le démarrage de la pompe permet une accélération suffisante pour mobiliser le stock de particules accumulées dans le massif de gravier durant le précédent cycle de fonctionnement empêchant ainsi le colmatage du forage de pompage (Figure 11).

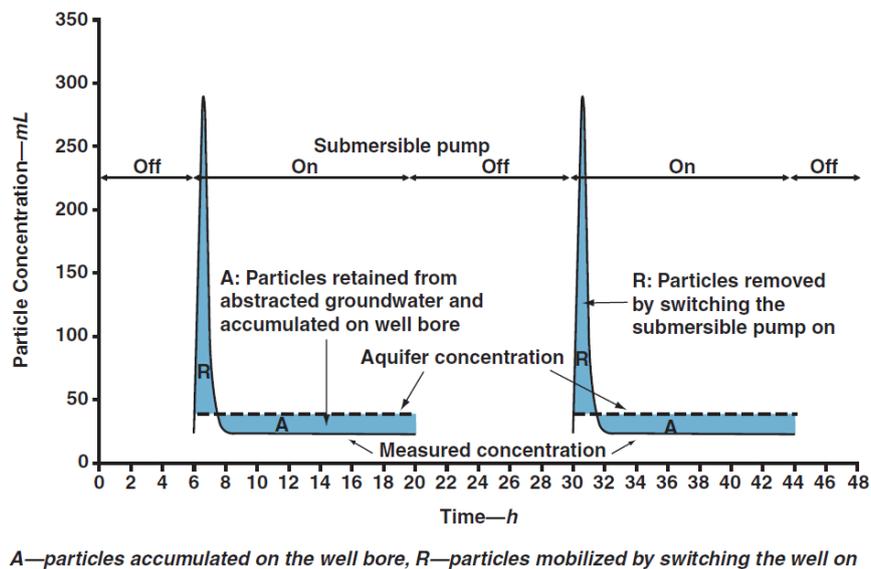


Figure 11 : Schéma conceptuel de la variabilité de la concentration en particules au cours du cycle de pompage (Beek et al., 2009)

L'effet bénéfique d'un fonctionnement en intermittence pour le forage de pompage est par contre néfaste pour les forages d'injection, réceptionnant ces eaux chargées en particules. D'autres sources de particules solides ne provenant pas du réservoir aquifère (par exemple endommagement des équipements du puits et de surface par corrosion des matériaux) peuvent entraîner une charge particulaire impactant la pérennité de l'exploitation.

1.5 Synergie entre processus de colmatage principal et secondaire

Le colmatage des doublets géothermiques peut résulter de l'implication de plusieurs des processus précédemment décrits (Vetter et al., 2012). Cette synergie de processus rend parfois difficile la détermination de la cause principale à la problématique de colmatage. La Figure 12 présentant les résultats d'analyses des dépôts solides colmatant différentes installations géothermiques illustre la diversité de la composition chimique des dépôts et atteste que la cause du colmatage d'une installation n'est la plupart du temps pas unique. En ce qui concerne les doublets géothermiques exploitant les aquifères non consolidés confrontés à un processus d'oxydation du fer ou du manganèse (notamment ARHI12, AS1), la présence de particules minérales provenant du réservoir est fréquemment mise en évidence par les observations visuelles du dépôt et par la détection de quantité notable de silice dans les analyses (Figure 13). Il est toutefois délicat d'établir si le processus de mobilisation des particules, seul, aurait un impact sur la pérennité de l'installation sans l'action des dépôts d'oxydes et des biofilms. De la même manière, des cristaux de calcite peuvent former une partie des dépôts (AS1) constitué en majorité d'oxydes biogéniques (matrice formée conjointement d'oxydes et d'EPS) et inversement. De ce constat, les notions de processus de colmatage dit « principaux » et de processus annexes dit « secondaires » peuvent être établies.

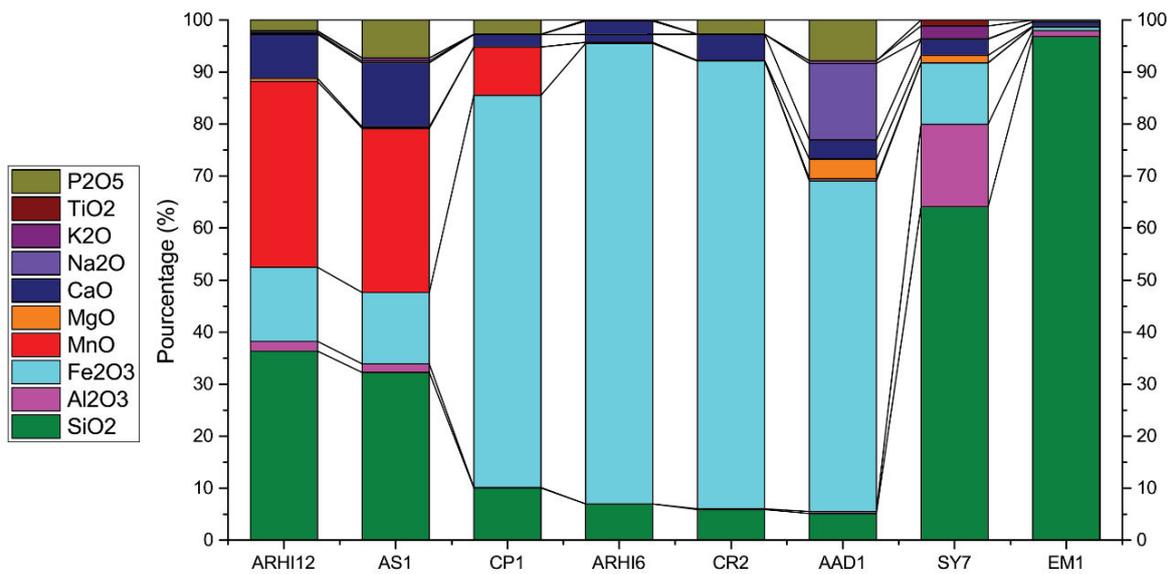


Figure 12 : Analyses élémentaires des dépôts colmatant différents composants de la boucle primaire (filtre, échangeur, forage d'injection...) d'installations géothermiques en France (Burté, 2018)

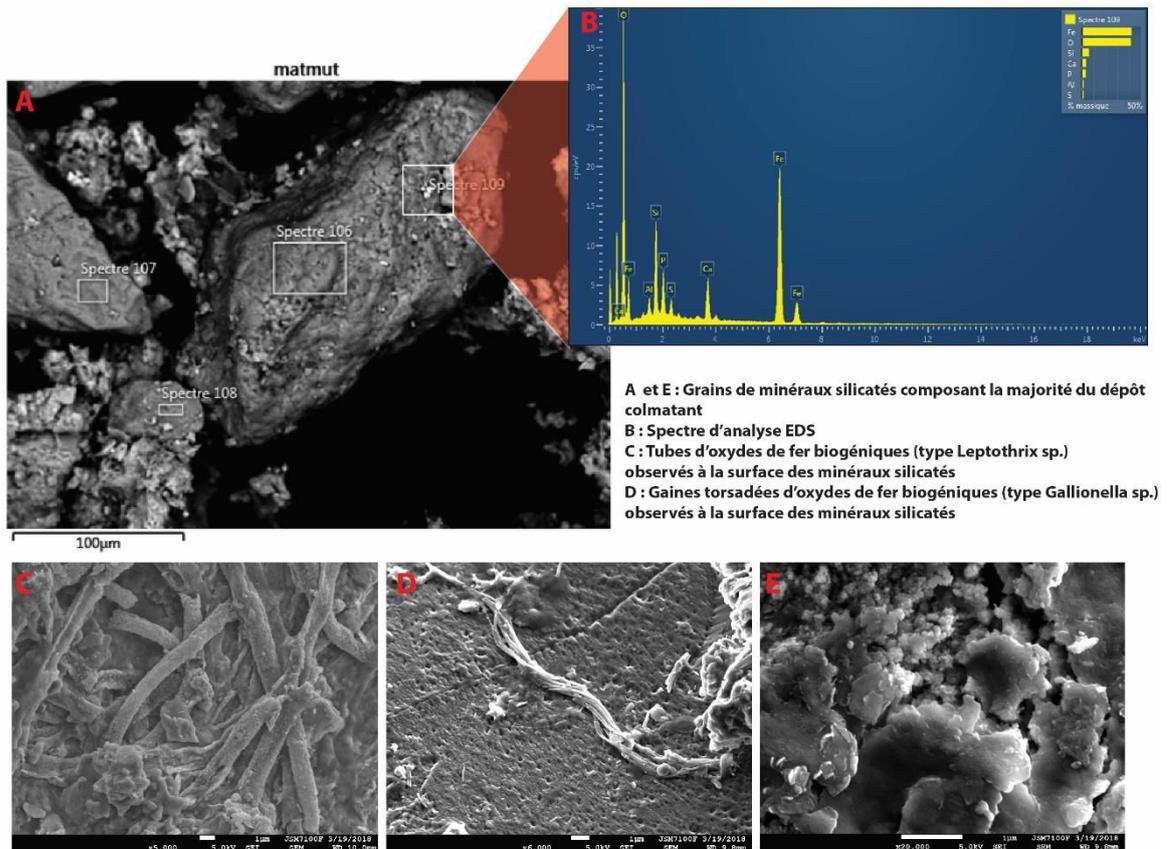


Figure 13 : Analyse MEB/EDS d'un dépôt colmatant les filtres d'un doublet géothermique au Grès du Portlandien. Des biofilms composés par des bactéries du cycles de fer sont visibles et recouvrent les grains de minéraux silicatés (Burté, 2018)

2. Impacts des processus de colmatage sur le fonctionnement de la boucle géothermale

Les processus de colmatage présentés dans la précédente partie peuvent induire des problèmes opérationnels sévères nécessitant, si les mesures préventives ne sont pas engagées, une maintenance importante et coûteuse. En fonction du type de colmatage, les différentes composantes de la boucle ne sont pas touchées de façon équivalente. La Figure 20 résume la sensibilité au colmatage des différentes composantes de la boucle primaire en fonction du type de colmatage.

2.1 Impacts du colmatage biogéochimique (Fer/Manganèse)

Le colmatage (bio)chimique (Fer/Manganèse) impacte la boucle primaire à différents niveaux. Son action se traduit de façon générale par l'accumulation de dépôts sur les parois pleines, au sommet des crépines du forage de pompage, à l'aspiration de la pompe d'exhaure (Figure 14), ainsi que sur les surfaces internes (réduction progressive du diamètre interne des canalisations) et externes de la colonne d'exhaure en contact avec l'eau géothermale. Ces dépôts, mélanges d'hydroxydes et d'EPS colmatent ensuite rapidement les filtres, échangeurs et forages d'injection (Figure 14, Figure 15, Figure 16).



Figure 14 : Pompe d'exhaure recouverte d'hydroxydes amorphes de fer (Burté, 2016)

Le redémarrage de l'installation après une phase d'arrêt induit la mise en suspension de dépôts présents sur les surfaces en amont du système de filtration et peut conduire au colmatage rapide (quelques minutes) des filtres en amont de l'échangeur. Les échangeurs et les forages de réinjection sont également très exposés à ce type de colmatage. Les forages de pompage sont quant à eux généralement moins sensibles au colmatage biogéochimique à l'exception de la partie sommitale des crépines pouvant se traduire à terme à une baisse des performances des forages de pompage. La prévention du processus de colmatage biogéochimique des forages est d'autant plus importante que les retours d'expérience rendent compte de la difficulté de retrouver les performances initiales des forages à la suite des travaux de réhabilitation.



Figure 15 : Filtre à manchon colmaté par des oxydes métalliques (Burté, 2017)

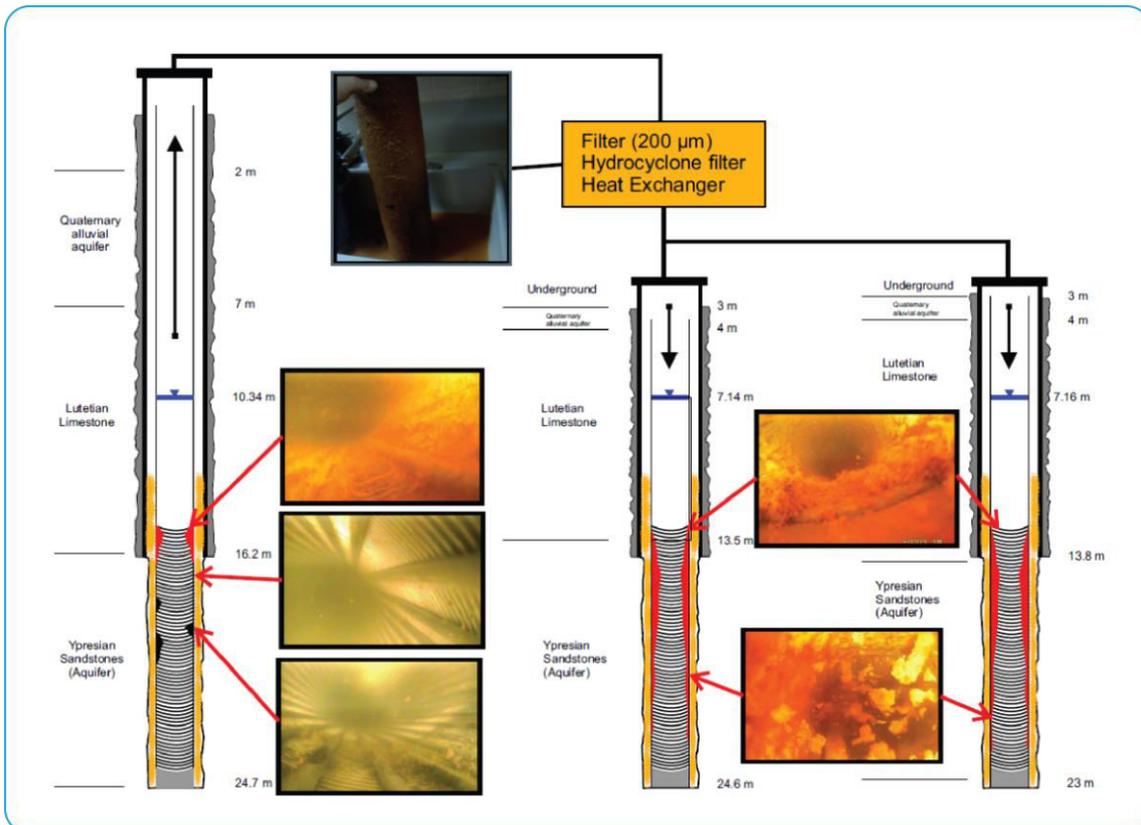


Figure 16 : Doublet géothermique affecté par un processus de colmatage lié à l'oxydation du fer (Burté, 2016)

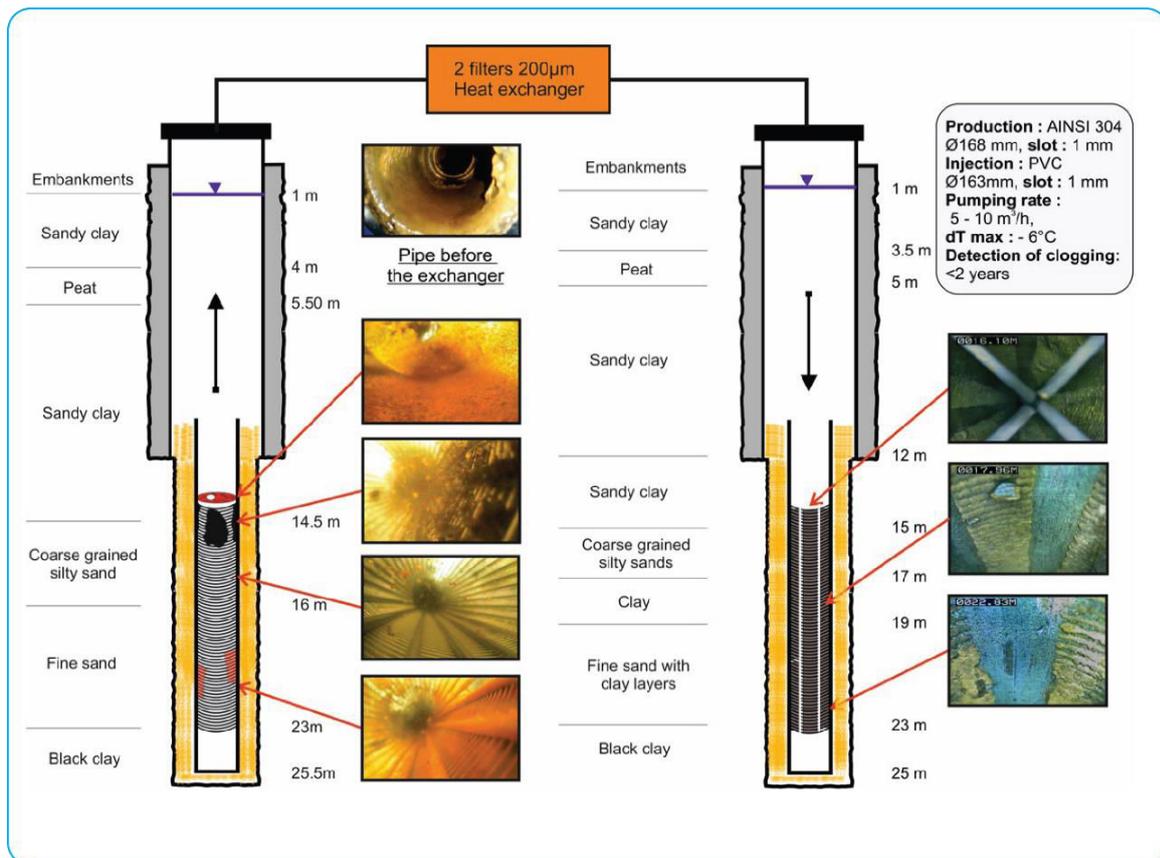


Figure 17 : Doublet géothermique affecté par un processus de colmatage lié à l'oxydation du manganèse (Burté, 2016)

2.2 Impacts du colmatage biologique

Le colmatage biologique lié à l'activité des bactéries du cycle du soufre impacte les forages de pompage et d'injection ainsi que le système de filtration et potentiellement l'échangeur thermique. L'action mécanique induite par la circulation de l'eau géothermale à partir du forage de pompage entraîne la mobilisation d'amas de biofilm qui s'agglomèrent par la suite sur les filtres (Figure 8). Une maintenance quasi-journalière de ces derniers peut être nécessaire pour assurer leur fonctionnement optimal en amont des échangeurs thermiques.

2.3 Impacts du colmatage chimique par précipitation de carbonate de calcium

Le colmatage chimique par précipitation de carbonate de calcium affecte essentiellement les parties de la boucle géothermale en contact avec l'eau réchauffée (échangeur, conduite de transport en aval de l'échangeur et forage de réinjection) dans le cas d'un fonctionnement en mode climatisation. Ce processus peut entraîner une chute rapide des performances des forages conduisant à une augmentation de la pression de réinjection (Figure 18). Une maintenance fréquente des injecteurs devient nécessaire si aucun dispositif préventif n'est mis en place.

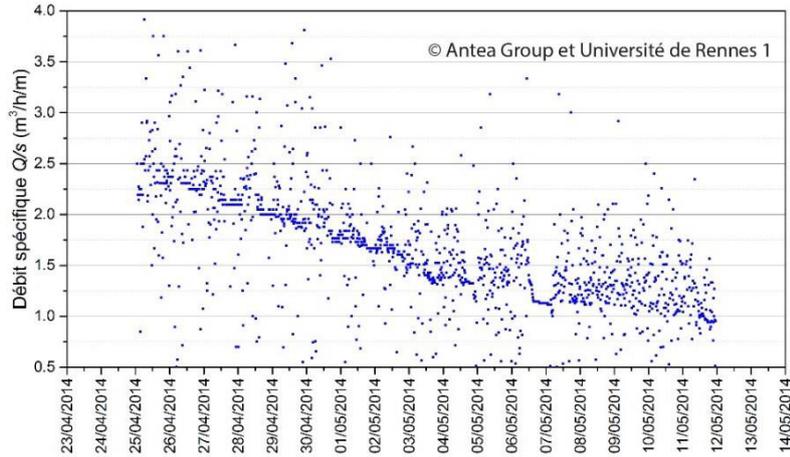


Figure 18 : Illustration de la décroissance du débit spécifique (Q/s) d'un forage d'injection (Calcaire grossier du Lutétien, Ile-de-France) provoquée par un colmatage chimique lié à la précipitation des carbonates de calcium

2.4 Impacts du colmatage physique

Le colmatage physique ou particulaire entraîne des difficultés d'exploitation des filtres et des forages d'injection. Si le seuil de filtration est dimensionné au regard de la distribution granulométrique de la charge particulaire, le filtre peut être rapidement colmaté par rétention de ces fines, entraînant alors une maintenance fréquente si aucun dispositif de rétrolavage n'est employé. Les particules non retenues par le filtre sont mobilisées jusqu'à l'exutoire final que sont les forages d'injection. L'accumulation progressive de ces particules à l'entrée des crépines (Figure 10) dans la porosité du massif de gravier et de l'aquifère proche puits entraîne une perte de performance progressive des forages d'injection (Figure 19).

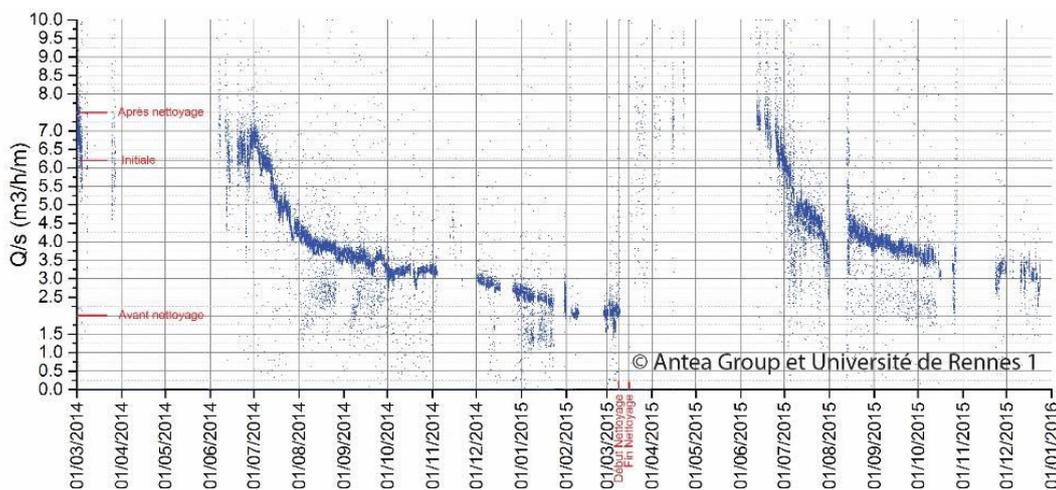


Figure 19 : Illustration de la baisse de performances (Q/s) d'un forage d'injection provoquée par un colmatage particulaire (Sables de l'Yprésien, Ile-de-France)

Les travaux de réhabilitation des forages d'injection permettent de revenir à des performances proches de l'état initial. Cependant, comme cela est visible en Figure 19, ces maintenances ponctuelles ne permettent pas de pérenniser les performances des forages d'injection.

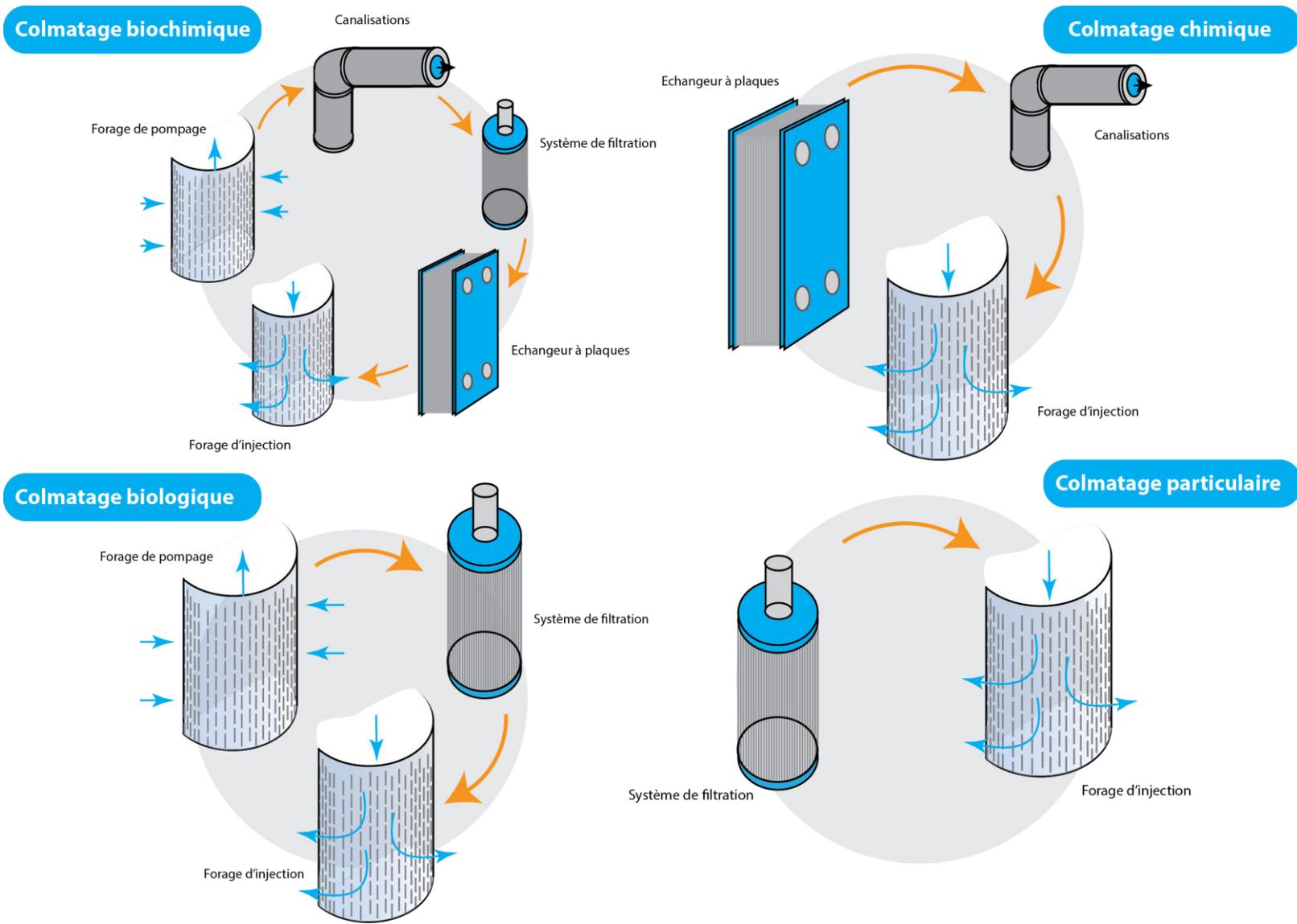


Figure 20 : Composantes de la boucle primaire impactés par les processus de colmatage

Chapitre 2 : Etats des lieux des problématiques de colmatage des doublets géothermiques sur nappes superficielles en France

- I. INTRODUCTION..... 35
- II. ETATS DES LIEUX DES PROBLEMATIQUES DE COLMATAGE EN FRANCE 35
 - 1. LES PRINCIPAUX AQUIFERES EXPLOITES 35
 - 2. AQUIFERES SEDIMENTAIRES HORS FORMATIONS ALLUVIONNAIRES..... 36
 - 3. NAPPES ALLUVIALES EXPLOITEES EN GEOTHERMIE SUPERFICIELLE..... 48
- III. CONCLUSION 60



(Burté, 2016)

Chapitre 2 : Etats des lieux des problématiques de colmatage en France d'installations industrielles

I. Introduction

Les retours d'expérience des différents acteurs de la géothermie très basse énergie informent que les désordres liés aux problématiques de colmatage sont généralisés à l'ensemble du territoire français. Dans le contexte de la géothermie très basse énergie, la représentativité et la distribution des différents types de colmatage à l'échelle régionale n'ont cependant été que très peu étudiées (Martin, 2013; Schneider et al., 2016). En France, des variations importantes de cette distribution peuvent être attendues en raison de la diversité des contextes hydrogéologiques rencontrés sur le territoire.

Ainsi, la démarche présentée dans ce chapitre consiste en la réalisation d'inventaires régionaux des problématiques de colmatage recensées dans différents contextes hydrogéologiques. Ces inventaires ont été réalisés à partir des données en possession des partenaires du projet Geoclogging. Bien que non exhaustifs, ces inventaires permettent tout de même de délivrer un état des lieux à grande échelle de la problématique de colmatage et d'étudier les contextes associés à chaque type de colmatage.

De plus, cet état des lieux permet de replacer les études menées sur les sites d'études (présentées en chapitres III et IV) dans un contexte global. Cette approche d'inventaire des problématiques rencontrées en France et d'investigations ciblées sur les installations a pour but, in fine, d'identifier les différentes typologies majeures de colmatage (présentées en chapitre I) et leurs paramètres influents (présentés en chapitre V). Enfin, ces inventaires régionaux constituent la base de l'évaluation qualitative développée de l'outil d'analyse de risque présentée en chapitre V.

Pour des raisons de confidentialité, la position géographique des sites et les identités des maîtres d'ouvrage et des maîtres d'œuvre ne sont pas communiquées.

II. Etats des lieux des problématiques de colmatage en France

1. Les principaux aquifères exploités

Le bilan est présenté en 2 parties représentant les deux grands ensembles de nappes communément exploitées en géothermie sur aquifères superficiels.

- 1^{ère} partie - Aquifères sédimentaires hors nappes alluviales (aquifères consolidés et non consolidés)
- 2^{ème} partie - Nappes alluviales quaternaires

Les exploitations géothermiques recensées se situent dans trois secteurs géographiques où la densité de doublets géothermiques est la plus importante.

- Ile-de-France
- Plaine alluviale du Rhône
- Plaine alluviale du Rhin

Par ailleurs, des cas de doublets colmatés exploitant des nappes sollicitées que très ponctuellement pour la géothermie sont référencés dans cette étude. Les problématiques de colmatage touchent l'ensemble du secteur de la géothermie très basse énergie sur nappes superficielles et l'information concernant l'état de colmatage des installations est difficilement accessible compte tenu de la sensibilité du sujet, certaines installations fonctionnant par ailleurs avec rejet non déclaré à l'égout. En conséquence, les informations contenues dans ce chapitre ne sont pas exhaustives mais le nombre de cas examinés et leur dispersion géographique dans des contextes hydrogéologiques représentatifs de ce qui est rencontré en France métropolitaine, permettent une compréhension globale des processus de colmatage.

2. Aquifères sédimentaires hors formations alluvionnaires

2.1 Présentation des aquifères exploités

Les opérations recensées de géothermie très basse énergie sur nappes en contexte sédimentaire hors formations alluviales quaternaires exploitent les aquifères suivants :

- **Ile-de-France :**

Calcaire Grossier du Lutétien (aquifère multicouche de l'Eocène moyen et inférieur)

La formation du Calcaire Grossier du Lutétien inférieur est un sous-ensemble de l'aquifère multicouche de l'Eocène moyen et inférieur avec les Sables de Cuise et les Sables du Soissonnais. Cet aquifère, pouvant atteindre une épaisseur de 35 mètres, s'étend quasiment à l'ensemble du sous-sol parisien (Lamé, 2013). Cet aquifère est riche en passées gypseuses et la nappe contenue peut être localement fortement minéralisées (Schomburgk and Goyénèche, 2004). L'extension et la productivité de cette formation rendent particulièrement intéressant son exploitation à des fins géothermiques.

Sables de l'Yprésien (aquifère multicouche de l'Eocène moyen et inférieur)

L'aquifère des Sables de l'Yprésien est un sous ensemble de l'aquifère multicouche de l'Eocène moyen et inférieur. La nappe est principalement contenue par les formations perméables des Sables de Cuise et des Sables du Soissonnais (Nappe de l'Yprésien supérieur). Cet aquifère, constitué de sables fins à moyens avec des intercalations de lentilles argileuses/ligniteuses, est connu pour avoir localement une bonne perméabilité et être fortement minéralisé (Schomburgk and Goyénèche, 2004). Cette nappe possède un fort intérêt pour l'exploitation géothermique (Lamé, 2013), intérêt avéré par le nombre important d'installations l'exploitant en Ile-de-France.

Craie de Meudon (Crétacé supérieur)

L'aquifère de la Craie de Meudon est composé d'un calcaire tendre, présentant des lits de silex noirs (Lamé, 2013). Cet aquifère présente une productivité importante dans sa partie sommitale, altérée et fissurée (zone d'affleurements ou sous alluvions). La perméabilité devient très faible à des profondeurs plus importantes (Schomburgk and Goyénèche, 2004).

Sables et grès de Fontainebleau

La formation des Sables de Fontainebleau fait partie de l'aquifère multicouches de l'Oligocène composé des calcaires de Beauce, des Sables de Fontainebleau et du Calcaire de Brie (Schomburgk and Goyénèche, 2004). Cette formation est constituée de sables quartzeux fins à très fins, hétérogènes. Sous couverture, l'épaisseur de ce niveau est d'environ 50 m avec des maximums locaux à 70 m (Lamé, 2013; Le Nir et al., 2009).

- **Région Centre**

Calcaire de Pithiviers (Aquitainien supérieur)

La formation des Calcaires de Pithiviers est un sous ensemble de l'aquifère Multicouche des calcaires de la Beauce composé également des calcaires d'Etampes et des calcaires de Brie). Cet aquifère calcaire peut être localement très karstifié (Frédéric Garnier, 2012) et ainsi présenter une productivité importante.

- **Région Normandie**

Grès du Portlandien

L'aquifère des grès du Portlandien est constitué d'alternances de bancs de marnes, de bancs de grès et de calcaires.

2.2 Présentation des cas de colmatage particulaire recensés :

2.2.1 Exploitation de la nappe des « Sables de Fontainebleau »

Un seul doublet géothermique (SF1) exploitant les Sables de Fontainebleau est référencé dans la base de données. Le colmatage rapide (quelques jours) du forage d'injection et du filtre a été constaté après la mise en service de l'installation entraînant son arrêt (Figure 21). Le processus de colmatage a été identifié comme étant d'origine particulaire par mobilisation de particules inférieures à 100 microns (cf. Tableau 1) et non retenues par une filtration usuelle (entre 100 et 200 μm). Les particules proviennent de l'aquifère dans la proche périphérie du forage de pompage et sont mobilisées par son exploitation. Ce processus est à différencier d'un ensablement classique résultant d'une conception non adaptée à la granulométrie des niveaux producteurs.

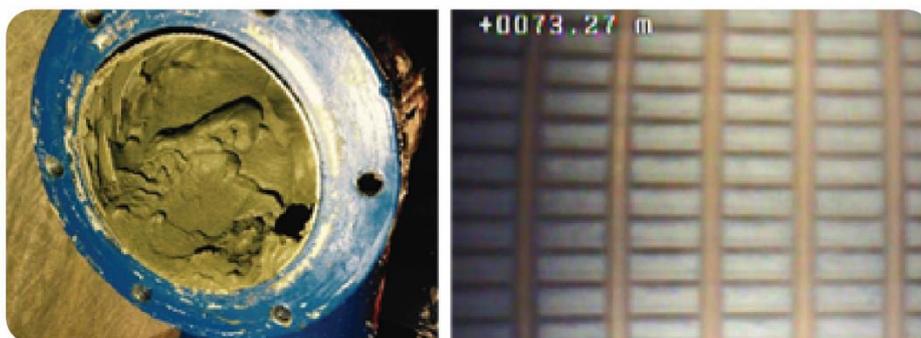


Figure 21 : Observations du filtre (gauche) et des crépines impactées (droite) par le colmatage particulaire (source : Antea Group France)

Classes granulométriques	2-5 μm	5-10 μm	10-25 μm	25-50 μm	50-100 μm	>100 μm
Nombres de particules	71 500	35 000	14 000	1 000	80	2
Pourcentage de la classe granulométrique	58.8	28.8	11.5	0.8	0.1	0.0

Tableau 1 : Analyse particulaire de l'eau géothermale produite par le forage de l'exploitation colmaté

2.2.2 Exploitation de la nappe des « Sables de l'Yprésien »

Un cas de colmatage particulière d'une installation exploitant les Sables de l'Yprésien est recensé à Alfortville **SY1** (Figure 22). Durant la première saison de chauffe (durée de quelques mois), les services techniques ont fait part de problèmes d'exploitation du doublet géothermique en raison de la remontée excessive du niveau d'eau dans le forage de rejet. La réduction du débit d'exploitation de 75 m³/h à 35 m³/h a permis de résoudre le problème. Un doublet géothermique voisin exploitant le même aquifère à un débit de 15 m³/h n'a par ailleurs pas été confronté à la même problématique de colmatage physique.



Figure 22 : Observations des crépines colmatées par des particules fines issues du forage de pompage d'un doublet exploitant la nappe des sables de l'Yprésien (source : Antea Group France)

L'installation **SY7**, située dans le nord de l'Ile-de-France, présente un colmatage important des forages d'injection, en relation avec un processus de colmatage particulière tandis que les forages de pompage n'ont subi aucune perte de productivité depuis le lancement de l'installation. Cette problématique de colmatage particulière n'a pas été démontrée sur d'autres doublets exploitant l'Yprésien en Ile-de-France qui sont plutôt confrontés à des phénomènes de colmatage d'origine biogéochimique ou biologique. La variabilité spatiale de la granulométrie des sables de l'Yprésien à l'échelle de l'Ile-de-France pourrait en être la raison.

2.3 Présentation des cas recensés de colmatage liés à la précipitation de carbonates

2.3.1 Exploitation de la nappe des « Calcaires grossiers du Lutétien »

Deux installations ont été identifiées comme soumises à des problématiques de colmatage par la formation de carbonates de type carbonate de calcium. Ces installations exploitent la nappe des Calcaires grossiers du Lutétien. L'installation CG2 est confrontée à une double problématique de colmatage lié au fer et à la précipitation de carbonate de calcium qui a entraîné la chute des performances du forage d'injection par obstruction des crépines (Figure 23).



Figure 23 : Vidéo inspection des crépines des forages de CG2 (source : Sanfor)

La rapidité de la cinétique de précipitation et l'importance de la masse de dépôts de carbonate de calcium générée dépendent des conditions chimiques de l'eau géothermale et des perturbations qu'engendrent l'exploitation du doublet. La précipitation du carbonate de calcium est engendrée par les changements de température (augmentation de la température en mode climatisation), de pH (perte de CO₂ de l'eau géothermale) et des variations de pression. Dans le cas de CG2, l'impact sur les performances en injection est visible au quotidien (Figure 24).

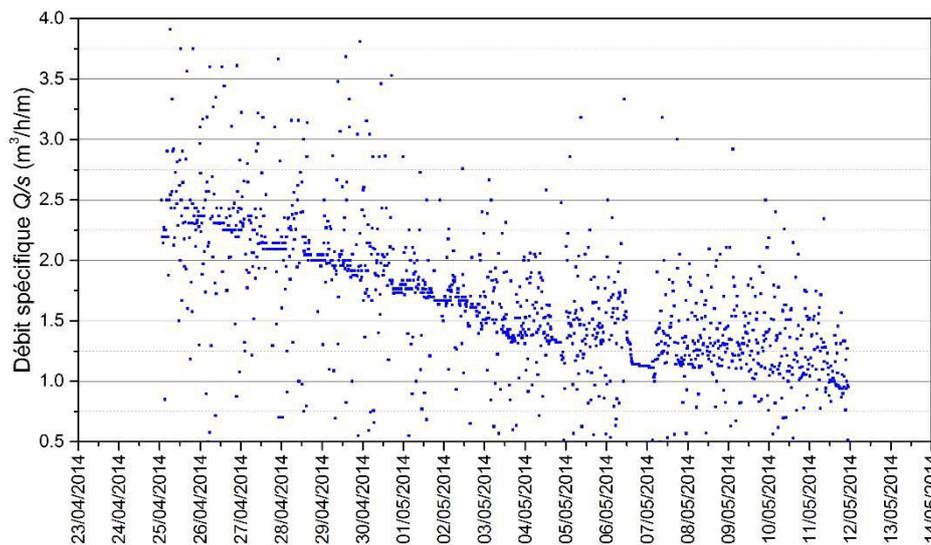


Figure 24 : Diminution du débit spécifique du forage d'injection de CG2 témoignant de la décroissance des performances en injection

2.3.1 Exploitation de la nappe de la « Craie de Meudon »

De par la nature bicarbonatée calcique de l'eau, le risque de colmatage par précipitation de dépôts de carbonate de calcium est également à prendre en compte pour les installations géothermiques exploitant l'aquifère de la Craie. Un cas de colmatage est d'ailleurs observé à Saint-Cloud à proximité de la Seine. L'inspection caméra semble indiquer que le phénomène le plus impactant est la précipitation des phases carbonatées (Figure 25), l'accumulation de ces précipités nécessitant le nettoyage du forage de réinjection afin de restaurer ses performances en injection.



Figure 25 : Vidéo inspection des crépines des forages de CR3 (source : Antea Group France)

2.4 Présentation des cas recensés de colmatage biogéochimique

2.4.1 Colmatage biogéochimique lié à l'oxydation du fer et du manganèse

Il s'agit de cas de colmatage liés à la formation de précipités insolubles d'oxydes de fer $\text{Fe}(\text{OH})_3$ induite par l'apport d'oxygène réagissant avec l'ion Fe^{2+} dissous. Aucun cas de colmatage lié à la précipitation de manganèse n'a été porté à notre connaissance en Ile-de-France.

2.4.2 Exploitation de la nappe du « Calcaire grossier du Lutétien »

Parmi les références disponibles, deux installations exploitant l'aquifère du « Calcaire grossier du Lutétien » présentent des colmatages liés en partie à l'oxydation biogéochimique du fer, ces dépôts pouvant comporter d'autres phases minéralogiques tel que la calcite.

L'exploitation **CG1**, située en bordure de la Seine dans le centre de Paris exploite deux forages de production (situés à moins de 75 mètres de la Seine) et deux forages d'injection. L'aquifère du Calcaire Grossier se trouve à une profondeur de 12 et 18 m sous une couverture constituée d'alluvions (7 – 11 m d'épaisseur) et de calcaires marneux (Marnes et Caillasses, 5 et 7 m d'épaisseur). Une perte de performances des forages d'injection a été constatée dès la première année d'exploitation. Les travaux de nettoyage des forages d'injection ont permis de rétablir leur fonctionnalité sans pour autant pérenniser leurs performances. L'échangeur à plaques a lui aussi été atteint par le phénomène de dépôt-colmatage (Figure 26).

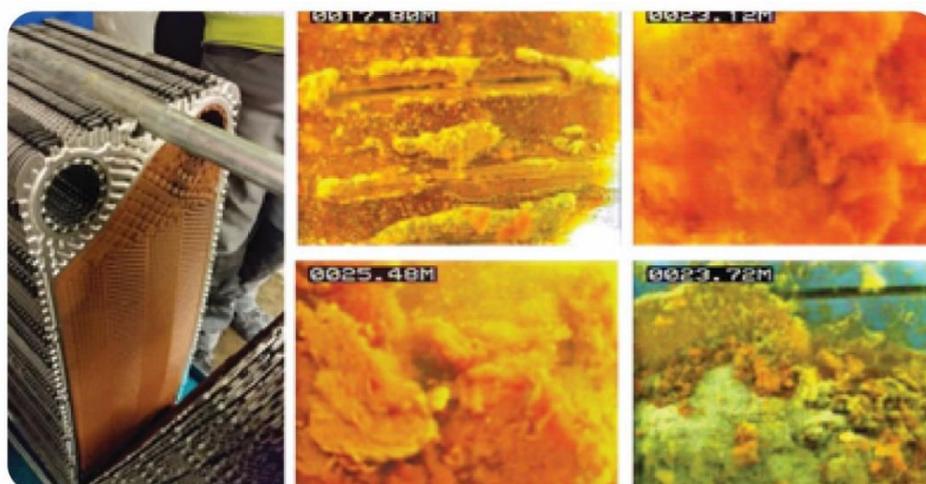


Figure 26 : Observations de l'échangeur (gauche) et des crépines impactées (droite) par le colmatage biogéochimique (source : Antea Group France)

Les analyses d'eau disponibles indiquent que des concentrations importantes en Fe^{2+} (entre 0.9 et 1 mg/L) sont présentes. Les modalités d'apport d'oxygène n'ont pas été déterminées. Parmi les hypothèses possibles, les relations nappe-rivière liées au pompage pourraient favoriser le contact d'une eau oxydante (celle de la Seine) avec une eau réductrice (celle du Calcaire grossier du Lutétien) et générer le processus de colmatage.

L'installation **CG2** exploite le même aquifère mais le contexte hydrogéologique diffère. En effet, ce doublet est à plusieurs kilomètres de la Seine et l'aquifère cible est situé sous une couverture de 30 mètres d'épaisseur (6 m d'alluvions et de remblais divers, 4 m de Calcaires de Saint-Ouen, 8 m de la formation de Beauchamps, et 12 m de Marnes et Caillasses). Après quelques mois d'exploitation en mode chauffage, ce doublet a cessé de fonctionner en raison du colmatage du forage d'injection qui serait lié majoritairement à la précipitation de carbonates. Toutefois, la vidéo inspection du forage de pompage (Figure 27) laisse penser que la précipitation d'hydroxydes ferriques semble responsable de la baisse des performances de ce forage et du colmatage de l'échangeur.



Figure 27 : Vidéo inspection des crépines du forage de pompage de CG2 (source : Antea Group France)

2.4.3 Exploitation de la nappe des « Sables de l'Yprésien »

Deux cas avérés de colmatage liés à la précipitation des oxydes de fer d'installations situées en Ile-de-France et exploitant les niveaux aquifères des sables de l'Yprésien ont été répertoriés. Le doublet **SY2**, situé dans le 7^{ème} arrondissement de Paris, a fait l'objet d'investigations qui sont présentées en Chapitre III de cette thèse. Le doublet **SY3**, situé à la Défense, aurait également été confronté à des problématiques de colmatage de l'échangeur et des forages de production et d'injection (Figure 28). Aucune information sur la chimie de l'eau n'est disponible.



Figure 28 : Vidéo inspection des crépines des forages de SY2 (<http://www.boresaver.com/>)

Cette installation exploite les deux niveaux producteurs des Sables de l'Yprésien (sables de Cuise et sables d'Auteuil). L'aquifère est sous 24 m de couverture constitué des Marnes et Caillasses et des calcaires grossiers du Lutétien.

2.4.4 Exploitation de la nappe de la « Craie »

Les installations de la nappe de la Craie exploitent généralement les parties affleurantes ou sous alluvions anciennes (parties altérées ou fissurées productives). L'installation **CR1**, située dans la ville du Kremlin Bicêtre, a été confrontée à un encrassement important des crépines du forage de pompage quelques mois seulement après la complétion des deux forages et les essais de productivité. Le forage d'injection était, quant à lui, propre. La vidéo inspection des crépines du forage de pompage (Figure 29) montre la présence de dépôts dont la couleur orangée est vraisemblablement liée à la présence d'oxydes ferriques. Toutefois, aucune donnée d'analyses chimiques n'est disponible concernant ces dépôts. Les concentrations en fer total mesurées sur les deux forages dépassaient 1 mg/L. Aucune information concernant l'exploitation de ces installations et les éventuels problèmes de colmatage n'est disponible.

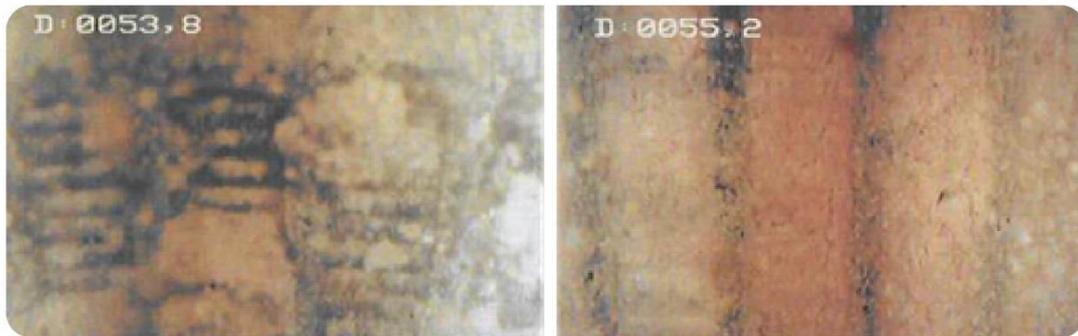


Figure 29 : Vidéo inspection des crépines des forages de CR1 (avant mise en exploitation du doublet géothermique)
(source : Antea Group France)

L'installation **CR2** située à proximité de la Seine et exploitant la Craie sous alluvions présente une variabilité chimique importante entre les différents forages. Des dépôts d'oxydes de fer dans l'échangeur à plaques et sur les parois des filtres et des canalisations ont été observés. Les performances des forages d'injection ont diminué progressivement après leur mise en service sans que la cause soit connue. L'exploitation en mode climatisation pourrait avoir favorisé la précipitation de carbonate de calcium mais cela reste une hypothèse.

2.4.5 Exploitation de la nappe du Portlandien à Rouen

L'exploitation **AP1** est composée de deux forages de pompage (F1 et F3) et deux forages d'injection (F2 et F4). La boucle a été mise en exploitation (pompage et réinjection) sans échange thermique jusqu'à la fin des travaux de construction du bâtiment. Lors des inspections vidéo de contrôle avant la mise en place des équipements définitifs (3 ans après la réalisation des forages), il a été détecté un colmatage important des crépines en acier inoxydable de F2 et F4 et de la base des crépines de F3. Des biofilms rougeâtres ont pu être observés sur les parois de la caméra après sa remontée. Les essais hydrauliques réalisés montrent une baisse importante des performances des deux forages d'injection F2 et de F4.

2.4.6 Exploitation de la nappe du Calcaire de Pithiviers à Orléans

L'installation **CP1** exploite un doublet captant la nappe présente dans l'ensemble du Calcaire de Pithiviers. Dès la première saison de chauffe, le filtre à tamis et l'échangeur à plaques se sont colmatés par des dépôts ocres à bruns. Ce site a fait l'objet d'investigations dans le cadre de cette thèse. Les résultats sont présentés dans le chapitre IV de cette thèse. D'autres installations captant la même nappe et situées dans un secteur proche sont impactées par des processus de colmatage lié au fer.

2.5 Présentation des cas recensés de colmatage lié à la formation de biofilm bactérien

Dans cette partie, seuls les cas de colmatage liés à l'activité de bactéries sulfurogènes sont recensés. Les aquifères du Lutétien et de l'Yprésien possèdent des teneurs en sulfates (SO_4^{2-}) comprises entre 10 et 1 650 mg/l (Lamé, 2013) et peuvent présenter des conditions réductrices, offrant ainsi des conditions propices au développement des bactéries sulfurogènes naturellement présentes dans la formation et à la formation de biofilm impactant la pérennité des installations géothermiques.

Deux installations exploitant les niveaux aquifères des Sables de l'Yprésien présentent cette problématique. L'installation **SY4**, située dans le 7^{ème} arrondissement de Paris, est impactée par la formation de biofilm qui est apparu dès la réception des ouvrages (Figure 30). Cette problématique nécessite un nettoyage journalier du système de filtration (filtration sur tamis) et conduit à une perte de performance des ouvrages imposant régulièrement leur régénération.

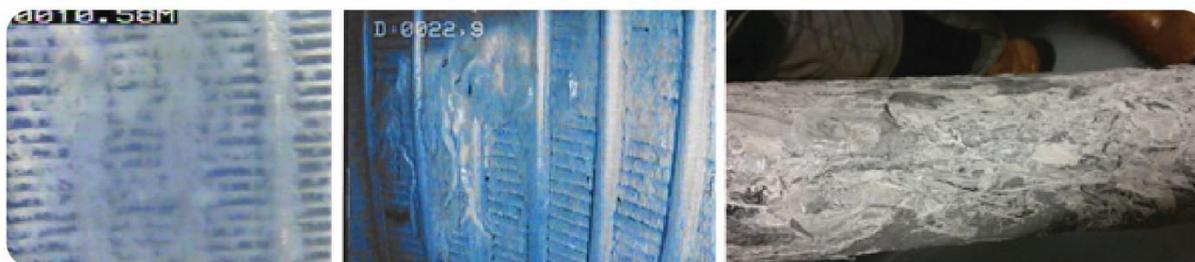


Figure 30 : Vidéo inspection à la réception des ouvrages de SY4 (gauche et centre) et tamis de filtration colmaté par des biofilms liés à des bactéries du cycle du soufre ((source : Antea Group France et Burté, 2016)

Une exploitation récente voisine de SY4 captant les mêmes niveaux productifs semble présenter les premiers stades de ce type de colmatage dès la réception des ouvrages. En effet, des floccs bactériens blanchâtres ont été observés sur les crépines des forages lors de la vidéo inspection effectuée à la réception des ouvrages.

Le phénomène de colmatage par biofilm bactérien peut également se produire lorsque la nappe présente une pollution anthropique aux hydrocarbures, ceux-ci servant de substrat disponible pour la croissance des bactéries. Cette problématique liée à une contamination anthropique n'a pas été observée en Ile-de-France mais est potentiellement en cause pour un cas en Alsace (ARH11) en nappe alluviale du Rhin ou pour un autre cas exploitant l'aquifère du Calcaire de Pithiviers (CP1).

2.6 Présentation des cas de colmatage d'origine non identifiée

2.6.1 Exploitation de la nappe de la « Craie »

Parmi 15 installations recensées à la Craie, 6 cas ne présentent pas de colmatage d'après les informations portées à notre connaissance. 4 installations situées à Croissy sur Seine (**CR4**), à Longueville (**CR5**) et à Moisson (**CR6**) sont référencées comme présentant des problèmes d'exploitation liés à des processus de colmatage non identifiés. Pour ces 4 installations, les forages d'injection ont fait l'objet de travaux de nettoyage dès les premières années d'utilisation.

2.6.2 Exploitation de la nappe des « Sables de l'Yprésien »

Parmi 10 installations recensées aux Sables de l'Yprésien, 3 cas ne présentent pas de colmatage d'après les informations portées à notre connaissance. Deux installations situées à Paris dans le 8^{ème} arrondissement (**SY5**) et à Pantin (**SY6**) sont référencées comme présentant des problèmes d'exploitation liés à des processus de colmatage non identifiés.

2.6.3 Exploitation de la nappe au « Calcaire grossier du Lutétien »

Parmi les 20 installations recensées au Calcaire grossier du Lutétien, 14 cas ne présentent pas de colmatage d'après les informations portées à notre connaissance. 3 installations situées à Limeil-Brévannes (CG3), à Baillet en France (CG4) et Levallois Perret (CG5) sont référencées comme présentant des problèmes d'exploitation liés à des processus de colmatage non identifiés.

Nappe concerné	CODE	Problématique principale identifiée	Problématique secondaire identifiée	Durée d'exploitation avant détection du colmatage	Localisation des dépôts	Maintenance
Sables de Fontainebleau	SF1	Particulaire	-	≈ 1 an	Filtres, forage(s) d'injection	Travaux de décolmatage
Craie	CR1	Biogéochimique Fer	-	≈ 3 ans	Forage(s) d'injection	Travaux de décolmatage t+3 ans
Craie	CR2	Biogéochimique Fer	-	≈ 1 an	Echangeur(s), filtre(s), forage(s) d'injection	Inconnue
Craie	CR3	Chimique (Carbonates)	-	≈ 1 an	Forage(s) d'injection	Travaux de décolmatage t+1 an et 2 ans
Craie	CR4	Inconnue	-	≈ 2 ans	Forage(s) d'injection	Travaux de décolmatage t+2ans
Craie	CR5	Inconnue	-	≈ 2 ans	Forage(s) d'injection	Travaux de décolmatage t+2ans
Craie	CR6	Inconnue	-	≈ 3 ans	Forage(s) d'injection	Travaux de décolmatage t+3ans
Craie	CR7	Inconnue	-	≈ 4 ans	Forage(s) d'injection	Travaux de décolmatage t+4ans
Calcaire grossier du Lutétien	CG1	Biogéochimique Fer	Chimique (Carbonates)	≈ 1 an	Echangeur(s), filtre(s), forage(s) d'injection	Travaux de décolmatage t+1an
Calcaire grossier du Lutétien	CG2	Chimique (Carbonates)	Biogéochimique Fer	≈ 1 an	Echangeur(s), forage(s) d'injection	Travaux de décolmatage t+1an
Calcaire grossier du Lutétien	CG3	Inconnu	-	≈ 1 an	Forage(s) d'injection	Travaux de décolmatage t+1an
Calcaire grossier du Lutétien	CG4	Inconnu	-	≈ 3 ans	Forage(s) d'injection	Travaux de décolmatage t+3ans
Calcaire grossier du Lutétien	CG5	Inconnu	-	≈ 2 ans	Forage(s) d'injection	Travaux de décolmatage t+2ans
Sables de l'Yprésien	SY1	Particulaire	-	≈1 an	Forage(s) d'injection	Travaux de décolmatage t+1an
Sables de l'Yprésien	SY2	Biogéochimique Fer	-	≈ 1 an	Echangeur(s), filtre(s), forage(s) d'injection	Travaux de décolmatage t+1an et chaque année
Sables de l'Yprésien	SY3	Biogéochimique Fer	-	Inconnu	Echangeur(s), forage(s) d'injection	Travaux de décolmatage
Sables de l'Yprésien	SY4	Biofilm	-	≈ 2 ans	Filtre(s), forage(s) d'injection	Nettoyage journalier des filtres et travaux de décolmatage t+3 ans
Sables de l'Yprésien	SY5	Inconnu	-	mise en fonctionnement	Forage(s) d'injection	Travaux de décolmatage t+1an
Sables de l'Yprésien	SY6	Inconnu	-	-	Forage(s) d'injection	Inconnue
Sables de l'Yprésien	SY7	Particulaire	-	≈ 1 an	Forage(s) d'injection	Travaux de décolmatage t+1an
Aquifère des Grès du Portlandien	AP1	Oxydation biogéochimique du fer et formation importante de biofilm	-	Avant mise en route du doublet	Forage de pompage, forage d'injection	-
Aquifère des Calcaires de Pithiviers	CP1	Oxydation biogéochimique du fer et du manganèse	-	< 1 ans	Forage de pompage, filtre, échangeur, forage d'injection	Nettoyage quasi-journalier des filtres, Nettoyage régulier des échangeurs

Tableau 2 : Recensement des installations impactées par des processus de colmatage en aquifère sédimentaire hors formations alluvionnaires

Nappe concerné	CODE	Débit total (m ³ /h)	Caractéristiques du fonctionnement	Profondeur aquifère (m) / sol	Distance (min) forage de pompage – forage d'injection	Distance (min) forage de pompage – Masse d'eau superficielle (m)	Profondeur haut-bas crépine (m) de FP	Niveau statique de FP (m)	Rabatement du forage de pompage (FP) (m)	Distribution des zones productrices de FP	Débit spécifique initial en pompage (m ³ /h/m)	Paramètres hydrodynamiques
Sables de Fontainebleau	SF1	≈ 30 à 50	Chaud/froid,	11.80	≈ 160	-	46.15 à 82.37	41 – 45 m	14.12	En tête sur 19m (53% EC)	≈ 2.76	Nappe libre T = 1.8 x 10 ⁻³ m ² /s
Craie	CR1	≈ 14	Chaud/froid	≈ 52	≈ 150	> 2500	55 à 75 m	34.7	3.09 à 21 m ³ /h	En tête sur 2 m (10% EC)	≈ 6.8	Nappe captive T = 9.97 x 10 ⁻⁴ m ² /s
Craie (sous alluvions.)	CR2	-	Chaud/froid	Entre 10.5 à 18.5 m	≈ 300	< 10	Haut : entre 14.6 et 16.14 Bas : entre 36.16 et 37.8	5.4	Entre 1.45 et 2.68 à 305 m ³ /h	En tête ou plusieurs zones productrices (entre 43% et 60% EC)	Entre 95 et 210	Nappe libre T = 1 x 10 ⁻¹ à 3 x 10 ⁻¹ m ² /s
Craie	CR3	-	Chaud	-	-	≈ 150	-	-	-	-	-	-
Craie	CR4	≈ 40	Chaud/froid	≈ 56	-	-	53.5 – 79.2	29.5	15.02 à 43.1 m ³ /h	En tête (70% du débit total sur 2m)	≈ 2.86 à 43 m ³ /h	Nappe captive T = 8.2 x 10 ⁻⁴ m ² /s
Craie (sous alluvions.)	CR5	≈ 82	Chaud/froid	≈ 15	-	Entre 150 et 300 m	-	-	-	-	20.5	-
Craie (sous alluvions.)	CR6	≈ 17 - 30	Chaud/froid	≈ 7	-	< 200 m	10 à 30 m	5.22	2.88 à 32 m ³ /h	-	11 à 32 m ³ /h	Nappe libre T = 1.16 x 10 ⁻² m ² /s
Craie	CR7	-	Chaud/froid	-	-	≈ 70 m	-	-	-	-	-	-
Calcaires grossiers du Lutétien	CG1	≈ 30 - 38	Chaud/froid	10 -14	≈ 50	≈ 11	11 à 24.8 12 à 24.8	≈ 7 - 6.6	2.3 à 36 m ³ /h 3.78 à 46.6 m ³ /h	-	7.51 et 12.32	Nappe captive T = 1.2 x 10 ⁻³ m/s à 9.8 x 10 ⁻³ m ² /s
Calcaires grossiers du Lutétien	CG2	≈ 30	Chaud/froid	30	≈ 110	> 3 km	30 – 54	18.03	28.8 à 34 m ³ /h	En tête sur 9.5 m (40% EC)	Entre 3.42 et 6.62	Nappe captive T = 1.17 x 10 ⁻³
Calcaires grossiers du Lutétien	CG3	≈ 20	Chaud	53	-	> 3 km	46.8 – 64.4	7.7	6.6 à 23.4 m ³ /h	-	-	-
Calcaires grossiers du Lutétien	CG4	-	Chaud/froid	≈ 46	-	-	-	≈ 40	-	-	-	-
Calcaires grossiers du Lutétien (sous alluvions.)	CG5	≈ 20 et 37	Chaud/froid	16	≈ 75	≈ 600	17.2 à 38.2	8.13	2.54 à 38.1 m ³ /h	29 % EC	15 à 38.1 m ³ /h	Nappe captive T = 5.9 x 10 ⁻³ m ² /s
Sables de l'Yprésien	SY1	≈ 75	Chaud	30	-	≈ 20	23.5 à 51.5	7.35	9.3m à 110 m ³ /h	-	Entre 12 et 15	Nappe captive T = 2.5 x 10 ⁻² m ² /s
Sables de l'Yprésien	SY2	≈ 30	Froid	17	≈ 75	≈ 470	15.2 à 24.2	10.14	4.5 m à 30 m ³ /h	En tête, 80% de 15.2 à 18.2, 20% de 18.2 à 20.30 (56% EC)	6.77 à 30 m ³ /h	Nappe captive T = 8.7 x 10 ⁻³ m ² /s
Sables de l'Yprésien	SY3	≈ 80	-	24	-	≈ 900	26 à 46 26 à 50	16.7	19.7 – 20.3	-	-	-
Sables de l'Yprésien	SY4	≈ 40	Froid	16.5 - 17	≈ 60	≈ 500	Haut : entre 14.55 et 17.6 Bas : entre 23.55 et 34	≈ entre 10.2 et 10.6	2.79 à 15.5 m ³ /h 9.14 à 13 m ³ /h 6.82 à 25 m ³ /h	Entre 31 % et 57.8 % EC	*5.6 à 15.5 m ³ /h **1.42 à 13 m ³ /h *** 3.66 à 25 m ³ /h	Nappe captive T = 5.3 - 6.5 x 10 ⁻³ m ² /s
Sables de l'Yprésien	SY5	≈ 150	-	67	-	≈ 350	73 à 111	28	-	-	-	Nappe captive
Sables de l'Yprésien	SY6	≈ 40	Chaud/Froid	32	32	≈ 900	32 à 60	14.86	5.64 à 44 m ³ /h	-	7 à 9.5	Nappe captive T = 2.41 x 10 ⁻³
Sables de l'Yprésien	SY7	≈ 60 - 110	Chaud/Froid	55 – 57	≈ 390	-	Haut : entre 56.5 et 58 Bas : entre 98 et 98.5	≈ 30	14.9 à 139 m ³ /h 16.94 à 79.6 m ³ /h	Quasi continues (entre 68 et 94% EC)	9.3 à 139 m ³ /h 4.7 à 79.6 m ³ /h	Nappe captive T = 2 x 10 ⁻⁴ à 4.2 x 10 ⁻⁴
Aquifère des Grès du Portlandien	AP1	≈ 60	Chaud/Froid	18	≈ 115	≈ 950	19 à 37 m	≈ 6.5	3.47 à 30.1 m ³ /h 10.75 à 32.1 m ³ /h	Productivité hétérogène entre les forages. F1 : En tête (85% sur le premier mètre puis 15 % sur les 8 mètres suivant, soit 50 % EC) F3 : En tête (46% sur les deux premiers mètres, 23 % sur les 2.4m suivant puis 3.4 m improductifs suivi d'une zone produisant 30% du débit sur 2.6 m (37% EC)	F1 : 8.6 à 30 m ³ /h F3 : 2.98 à 32.10 m ³ /h	Nappe captive
Aquifère des Calcaires de Pithiviers	CP1	≈ 20 – 22	Chaud	19	120	-	26.1 à 37.4	19.6	1 à 20m ³ /h	Productivité hétérogène	20 à 20m ³ /h	Nappe captive

Tableau 3 : Récapitulatif des caractéristiques de fonctionnement et des paramètres hydrogéologiques des cas recensés (EC = Epaisseur crépinée productive)

3. Nappes alluviales exploitées en géothermie superficielle

Dans le cadre de cette étude ont été recensées des installations présentant des difficultés d'exploitation dans les nappes superficielles alluviales quaternaires d'accompagnement du Rhin, de la Saône, du Rhône, de l'Adour de la Meurthe, de la Moselle et de la Seine. Les nappes alluviales Rhône/Saône et du Rhin sont d'importances régionales et, compte tenu de leur forte productivité, exploitées par un grand nombre de doublets géothermiques. Différents recensements relevaient 150 doublets géothermiques exploitant l'aquifère des alluvions du Rhône dans l'agglomération Lyonnaise en 2012 (Frédéric Garnier, 2012) ainsi qu'environ 617 ouvrages (captages et rejets) exploités pour les besoins thermiques dans l'Eurométropole de Strasbourg (Baierer et al., 2016) en 2014. L'utilisation à des fins énergétiques des aquifères des alluvions de la Meurthe, de la Moselle et de la Seine est plus anecdotique. La présence des cours d'eau à proximité des projets de géothermie offre la solution d'un rejet en rivière plutôt qu'en aquifère, permettant de s'affranchir des problèmes liés à l'exploitation des forages d'injection.

3.1 Présentation des installations recensées exploitant l'aquifère alluvial du Rhône et de la Saône

L'exploitation géothermique **ARHO1**, assurant le chauffage et la climatisation des installations, est située en rive gauche du Rhône et exploite les alluvions modernes du Rhône. Cette installation, composée de plusieurs doublets de forages, est confrontée à des problématiques de colmatage liées à la présence de dépôts d'aspects visqueux présents dans les forages sur les pompes immergées, les canalisations, l'échangeur (nettoyage annuel requis pour éliminer des dépôts de teinte brune à noirâtre) ainsi que les filtres (une maintenance journalière des filtres tamis est nécessaire en raison de l'agglomération de floccs de couleur brun à rouille). La régénération des forages de pompage a été indispensable pour assurer le maintien de leur exploitation. Les inspections vidéo des forages de pompage ont révélé la présence d'un biofilm d'aspect rougeâtre étendu à l'ensemble de la crépine. Les analyses chimiques effectuées en amont des filtres et échangeurs indiquent cependant l'absence de fer (<0.010 mg/L) et une concentration faible en manganèse (0.021 mg/L).

L'exploitation **ARHO2** est voisine de l'installation **ARHO1** et ses forages se situent à distance équivalente du Rhône. Cette installation présenterait des problèmes de colmatage liés à la présence de biofilm bactérien mais aucune information précise n'est disponible. Les analyses chimiques effectuées pendant les essais hydrauliques indiquent que le fer et le manganèse sont sous le seuil de détection (cohérents avec les analyses effectuées à **ARHO1**). Aucune analyse de l'eau géothermale en phase d'exploitation des forages n'est disponible.

L'exploitation **ARHO3** (2 forages de pompage et un forage d'injection) assure le chauffage et la climatisation de plusieurs bâtiments. Elle est située en bordure est de la Saône dans le 1^{er} arrondissement de Lyon (les forages se situent à environ 35 m de la Saône). Ces ouvrages captent la nappe d'accompagnement de la Saône. Lors des inspections caméra menées sur les deux forages de pompage en fin de travaux, il a été détecté un colmatage de la crépine. Ces dépôts sont décrits comme étant des boues de teinte rouille à ocre. La formation et l'accumulation de ces dépôts a entraîné des travaux de régénération régulier du forage de rejet suite à son débordement (avant le démarrage effectif de l'installation t₀, puis à t+10 mois, à t+16 mois et à t+26 mois). Les échangeurs et filtres équipant la boucle primaire sont aussi impactés par l'accumulation de dépôts ferrugineux imposant une maintenance régulière (Figure 31).



Figure 31 : Photographie d'une canalisation de l'installation ARHO3 reliée à l'échangeur (gauche) et des plaques de l'échangeur recouvert d'un dépôts d'oxydes ferriques (droite) (source : Antea Group France)

L'exploitation **ARHO4** assure la climatisation et le chauffage de bâtiments situés sur la rive droite de la Saône. Depuis le début de l'exploitation, des dysfonctionnements liés au colmatage des installations (filtres en amont des échangeurs et forage de rejet) sont rencontrés. Un an après les travaux, le forage de rejet a été confronté à un débordement suite au colmatage des crépines par voie biologique. Malgré sa régénération, un nouveau débordement du forage est survenu 8 mois seulement après le nettoyage.

L'exploitation **ARHO5** est utilisée pour la climatisation et le chauffage de locaux. Elle exploite la nappe alluviale du Rhône et comprend un doublet de forage (un forage de captage et un forage de rejet situé à environ 160 m du Rhône). Cette opération rencontre des problèmes de colmatage de l'échangeur à plaques et des forages (Figure 32). La nécessité d'un nettoyage pluriannuel de l'échangeur (entre 2 et 3 nettoyages/an) a débuté à t0+2 ans tandis que les forages ont dû être nettoyés à t0+4 ans et à t0+5 ans. La réduction du diamètre intérieur du réseau de surface par l'accumulation de dépôts d'oxydes ferriques est également observée (Figure 32).



Figure 32 : Photographie d'une canalisation de l'installation ARHO5 reliée à l'échangeur (gauche) et extrait de l'inspection caméra du forage d'injection (droite) (source : Antea Group France)

L'exploitation **ARHO6** dans le 2ème arrondissement de Lyon est alimentée par la nappe des alluvions du Rhône et de la Saône. Les deux forages de pompage se situent en rive droite de la Saône à moins de 50 mètres du fleuve. Le rejet de l'eau géothermale s'effectue en rivière. Il a été constaté un encrassement régulier des filtres à panier (Figure 33) nécessitant un nettoyage quasi-hebdomadaire (1 fois par mois au début de l'exploitation évoluant à une fois par semaine), un encrassement des échangeurs nécessitant leur nettoyage et la présence de dépôts sur la surface interne des forages. Les

inspections vidéo des forages (Figure 33) ont révélé la présence d'un dépôt amorphe, probablement constitué de biofilm lié à l'action de ferro-bactéries. Ce dépôt est présent à la surface des équipements et obstrue de façon plus ou moins prononcée les crépines. L'inspection vidéo montre que ce biofilm est facilement mobilisable par le pompage de l'eau.



Figure 33 : Photographie du filtre équipant l'installation ARHO6 (gauche), Extrait de l'inspection vidéo du forage de pompage (centre et droite) (source : Antea Group France)

L'exploitation **ARHO7** exploite la nappe alluviale de la Saône (distance forage-rivière de 524 m) par un forage de pompage (le rejet se faisant au réseau d'assainissement). Cette installation rencontre des problèmes d'encrassement de l'échangeur à plaques (Figure 34) induisant des maintenances fréquentes (tous les 2 à 3 mois). Ce phénomène est constaté depuis le démarrage de l'installation. Les dépôts, difficilement mobilisables, sont constitués d'oxydes de fer (présence d'une phase carbonatée probable).



Figure 34 : Photographies de l'échangeur d'ARHO7 (source : Antea Group France)

3.2 Présentation des cas de colmatage recensés dans l'aquifère alluvial du Rhin

L'exploitation **ARHI1** alimente en chauffage plusieurs bâtiments au sud de Strasbourg. Après 1 an de fonctionnement, l'injection d'eau dans le forage de rejet a entraîné son débordement. L'inspection vidéo du forage de rejet a montré que les crépines sont colmatées par des concrétions brunâtres à noirâtres plus ou moins importantes sur toute la hauteur des crépines (Figure 35). Le colmatage semble trouver son origine dans la formation d'oxydes de manganèse et de fer. Des essais hydrauliques avant nettoyage ont permis de montrer que le forage de pompage avait subi une baisse de productivité durant cette première année de fonctionnement.

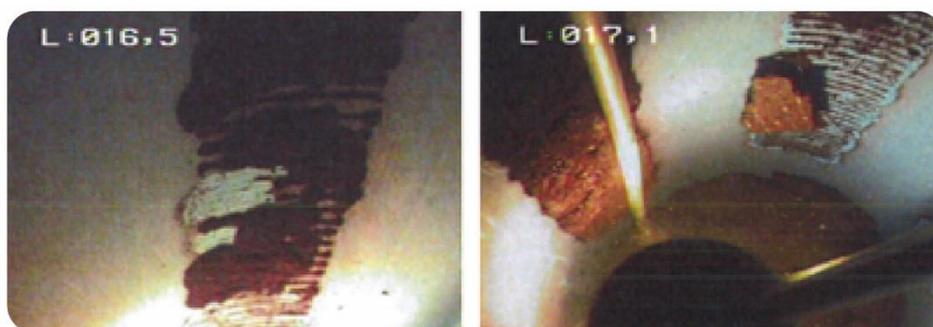


Figure 35 : Extrait de l'inspection caméra du forage d'injection de l'installation ARHI1 (source : Antea Group France)

L'exploitation **ARHI2** est constituée de deux doublets de forages. Un des forages de rejet a débordé à l'issue de 2 ans d'exploitation. L'état du second forage d'injection n'est pas mentionné dans les études disponibles. Les inspections vidéo du forage de pompage et du forage de rejet montrent la présence de dépôts brunâtres à noirâtres sur les parois de la pompe, des tubages PVC des deux forages et sur les crépines du forage d'injection (Figure 36). La présence de dépôts dès le forage de pompage indique que les processus s'initient dès l'extraction de l'eau géothermale.



Figure 36 : Extrait de l'inspection caméra du forage de pompage (gauche et centre) et du forage de rejet (droite) de l'installation ARHI2 (source : Antea Group France)

L'exploitation **ARHI3** assure le chauffage et la climatisation de logements à Strasbourg (1 doublet de forages). Environ 3 ans après la réalisation des forages, le colmatage des filtres et le débordement du forage de rejet ont été constatés. L'inspection du forage de rejet a montré que l'ensemble des nervures repoussées était colmaté par des dépôts apparaissant brunâtres à l'enregistrement (Figure 36). L'inspection du forage de pompage a révélé que les parois du tubage plein et de la pompe étaient également recouvertes par un dépôt noirâtre (Figure 36). L'observation des parois des tubes de l'échangeur a montré la présence de dépôts noirâtres qui n'ont pas été caractérisés.



Figure 37 : Extrait de l'inspection caméra du forage de pompage (gauche et centre) et du forage de rejet (droite) de l'installation ARHI3 (source : Antea Group France)

L'exploitation **ARHI4** est constituée d'un doublet de forages à Hindisheim. Deux ans après la réalisation des travaux de forages, le débordement du forage de rejet a été constaté. Les inspections caméras du forage de pompage ont révélé la présence de dépôts noirâtres sur les parois pleines du tubage et à la surface de la pompe (Figure 38). Contrairement au forage de pompage, les crépines du forage de rejet présentent un fort colmatage alors que les surfaces pleines restent propres (Figure 38).

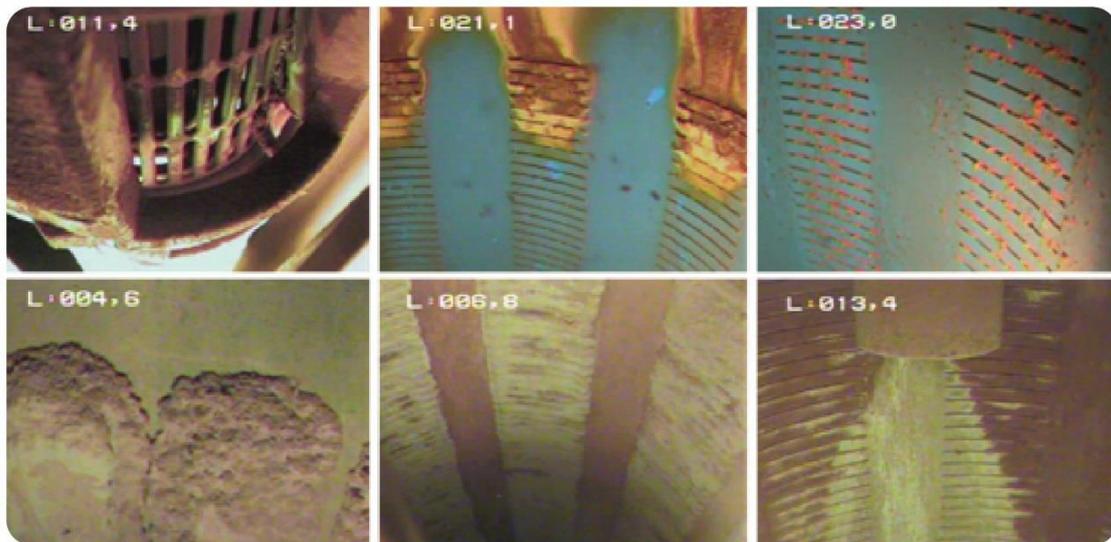


Figure 38 : Extrait de l'inspection du forage de pompage (haut) et du forage d'injection (bas) d'ARHI4 (source : Antea Group France)

L'exploitation **ARHI5** exploite l'aquifère des alluvions du Rhin par deux doublets de forages. Trois ans après la mise en exploitation, les deux forages d'injection ont débordé. L'inspection vidéo des forages d'injection révèle la présence d'un dépôt colmatant entièrement les crépines (Figure 39). L'inspection vidéo du forage de pompage révèle la présence de dépôts noirâtres sur les tubages et le colmatage des crépines après 7m de profondeur. Des dépôts noirâtres recouvrent la pompe installée dans le forage de pompage (Figure 39) ainsi que la colonne d'exhaure en polyéthylène souple.

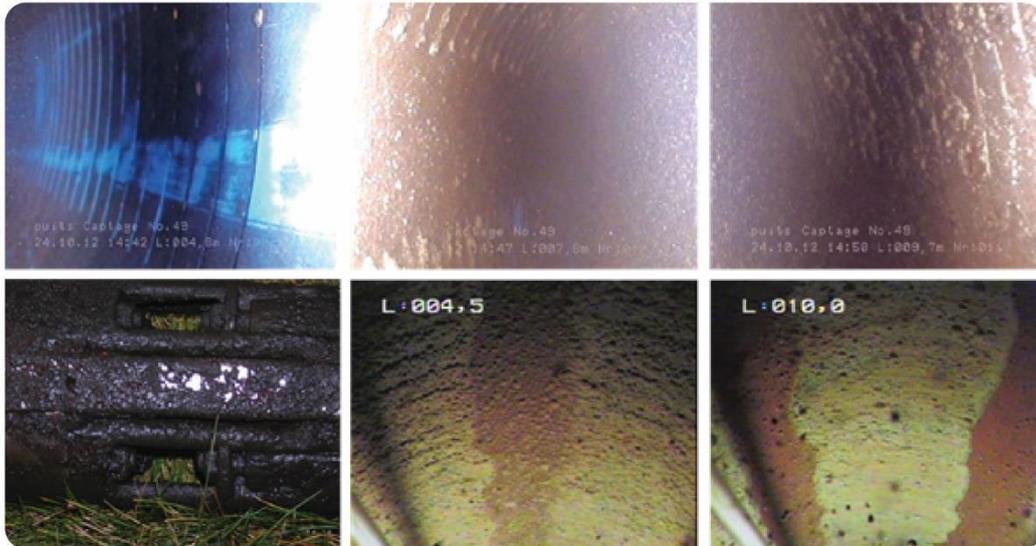


Figure 39 : Photographie des dépôts recouvrant la pompe équipant le forage de pompage et extrait de l'inspection vidéo du forage d'injection d'ARHI5 (source : Antea Group France)

L'exploitation **ARHI6**, alimentant une PAC pour le rafraîchissement et le chauffage d'un bâtiment à proximité du Rhin, est composée d'un doublet de forages permettant un pompage à un débit de pointe de 75 m³/h. Les équipes en charge de la maintenance de l'installation ont constaté la formation de dépôts au niveau des filtres positionnés en amont des échangeurs à plaque. L'inspection vidéo réalisée dans le forage de pompage a montré la présence de dépôts dans la zone de battement de la nappe. Des traces d'oxydation étaient également présentes au sommet des crépines (Figure 40). Dans le forage d'injection, l'inspection caméra réalisée montre la présence d'oxydes métalliques sur la paroi du tubage plein. Les crépines sont à peine visibles car recouvertes par des dépôts d'oxydes métalliques et de biofilm (Figure 40). Les tests hydrauliques réalisés sur le forage de pompage n'ont pas montré de perte de performance après environ 3 années d'exploitation. Sur le forage d'injection, les travaux de nettoyage mécanique (brossage, pistonnage, pompage) n'ont pas permis de récupérer la totalité de ses performances initiales, témoignant d'une invasion des dépôts au sein de la porosité de l'aquifère.

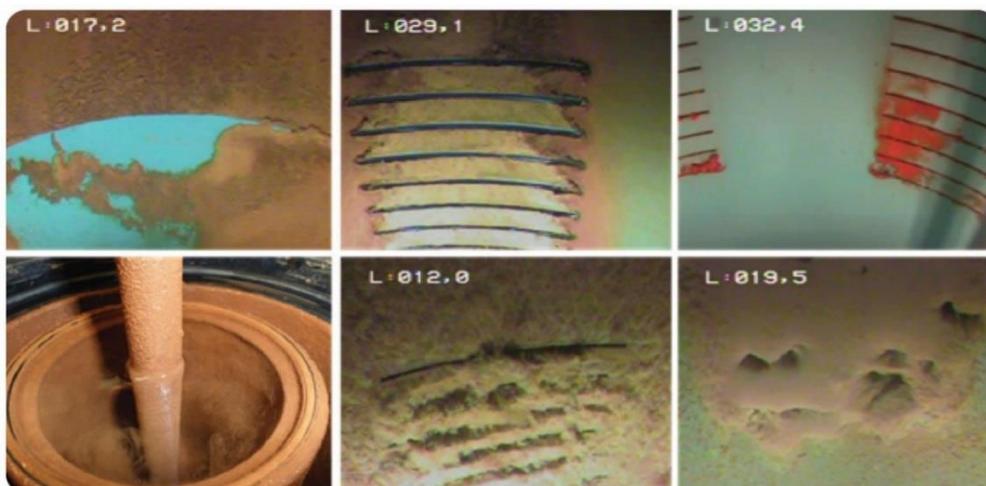


Figure 40 : Extraits de l'inspection vidéo du forage de pompage (haut), du forage d'injection (bas, milieu et droite) et photographie du filtre de l'exploitation recouvert par des dépôts d'oxydes (bas, gauche) du doublet ARHI6 (source : Antea Group France)

L'exploitation **ARHI7** est composée d'un doublet de forages captant la nappe phréatique des alluvions du Rhin. Les phénomènes de colmatage ont provoqué le débordement du forage de rejet après environ 4 ans d'exploitation. L'inspection des crépines du forage de rejet a montré la présence d'un dépôt noirâtre obstruant totalement les ouvertures (Figure 41). L'inspection vidéo du forage de pompage a montré la présence de quelques dépôts noirâtres que l'on rencontre aussi sur les parois du filtre en surface.

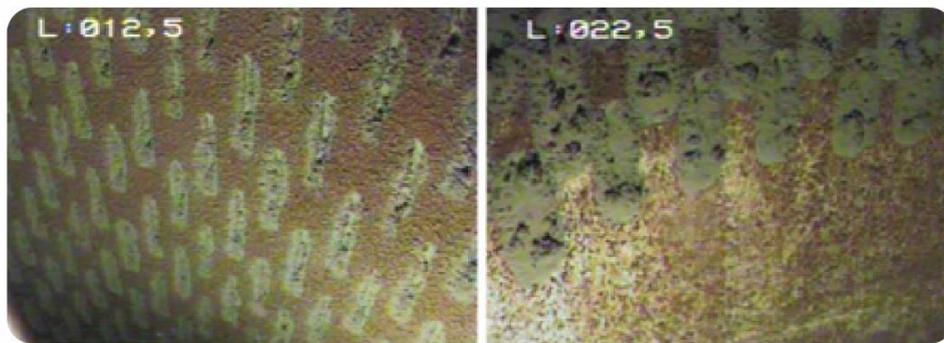


Figure 41 : Extrait de l'inspection vidéo du forage d'injection d'ARHI7 (source : Antea Group France)

L'exploitation **ARHI8** est composée d'un forage de pompage et d'un forage d'injection. Une inspection caméra du forage de pompage, réalisée environ 5 ans après la réalisation des forages, révèle la présence d'un dépôt brunâtre sur le sommet des crépines s'atténuant rapidement avec la profondeur (Figure 42). Sur le forage de rejet, l'inspection caméra montre un colmatage des fentes sur toute la hauteur de la colonne crépinée.

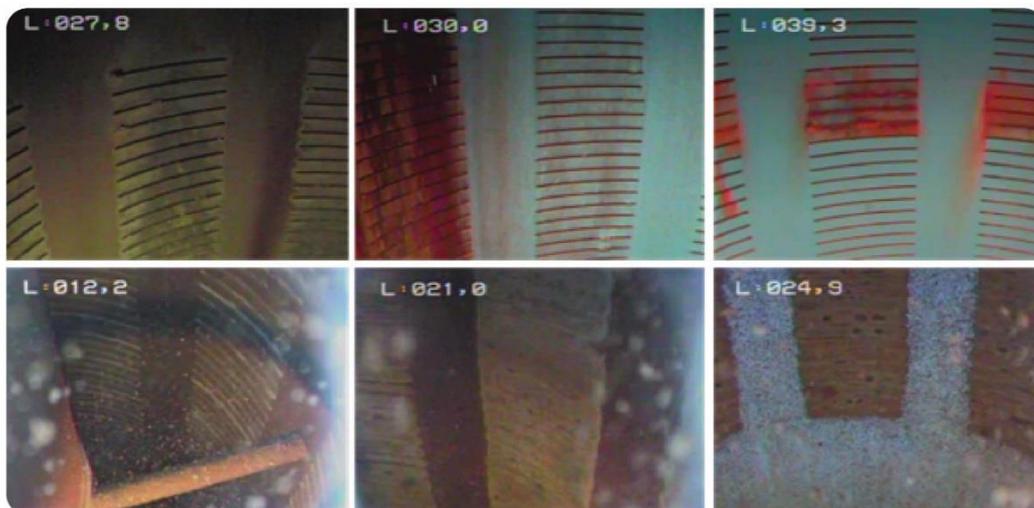


Figure 42 : Extraits de l'inspection vidéo du forage de pompage (haut) et du forage d'injection (bas) du doublet ARHI8 (source : Antea Group France)

L'exploitation **ARHI9** utilise un doublet de forages captant la nappe des alluvions rhénanes. Depuis la mise en service des installations, le filtre en amont de l'échangeur nécessite une maintenance fréquente (un dépôt brunâtre à tendance à obstruer le filtre). L'inspection vidéo du forage de captage révèle la présence d'un dépôt noirâtre sur la paroi de la colonne d'exhaure. Les pompes de production

sont recouvertes d'un dépôt brunâtre probablement d'origine bactérienne. Ce même dépôt bactérien recouvre le sommet des crépines avant de disparaître plus en profondeur (Figure 43). L'inspection vidéo du forage d'injection montre que le tubage plein ainsi que le tubage crépiné est recouvert d'un dépôt amorphe, probablement d'origine bactérienne (Figure 43). A la date de la première inspection (t0+1 an), l'injection se réalisait toujours en gravitaire sans débordement malgré le colmatage des crépines. Le forage de rejet a toutefois été nettoyé à deux reprises à t0+3 ans et à t0+4 ans après constat d'un débordement.

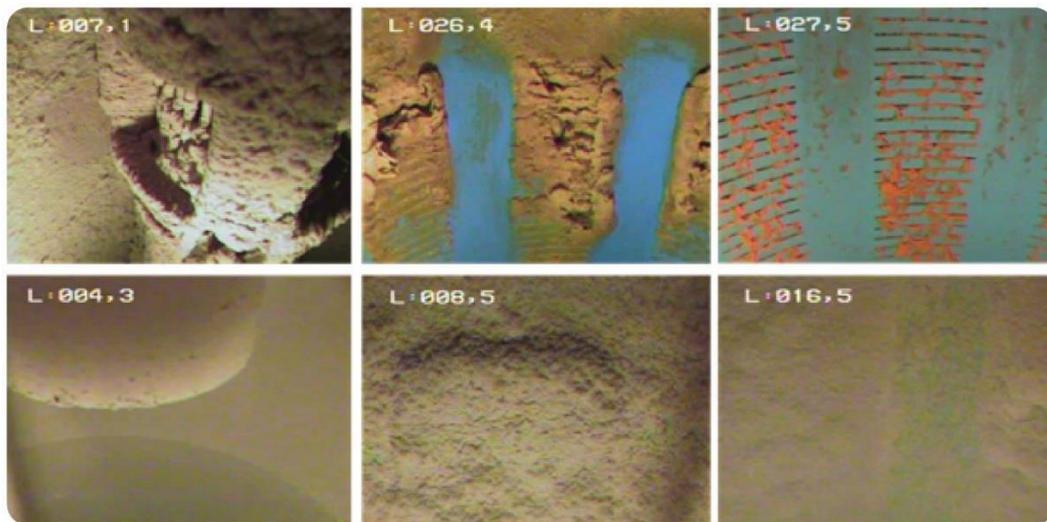


Figure 43 : Extraits de l'inspection vidéo du forage de pompage (haut) et du forage d'injection (bas) du doublet ARHI9 (source : Antea Group France)

L'exploitation **ARHI10** est composée d'un forage de pompage réalisé dans les années 80 et d'un forage d'injection réalisé après 2010. Deux ans après la réalisation du forage, l'inspection vidéo du forage d'injection a révélé un colmatage important des crépines à nervures repoussées sur l'ensemble de la partie captante (Figure 44). Les tests de productivité du forage d'injection ont révélé une perte de performance importante. Le forage de pompage ne présente pas quant à lui de dépôts significatifs ni de perte de productivité.



Figure 44 : Extraits de l'inspection vidéo du forage d'injection (bas) du doublet ARHI10 (source : Antea Group France)

L'installation **ARHI11** exploite un doublet de forages alimenté par les alluvions quaternaires du Rhin. Après environ 1 an d'exploitation, l'encrassement de l'échangeur ainsi que le débordement du forage de rejet ont été constatés. L'inspection vidéo du forage de pompage révèle la présence de biofilm

bactérien sur les parois du tube plein et sur le sommet des crépines. Le biofilm ne colmate pas les crépines du forage. Plus en profondeur dans le forage, le biofilm bactérien disparaît et un dépôt noirâtre avec des traces de biofilm rougeâtre apparaît sur les parois de la partie crépinée sans colmater les crépines (Figure 45). Malgré cela, le forage de pompage n'a pas perdu en productivité depuis le début de l'opération. L'inspection du forage d'injection montre que les crépines de celui-ci sont totalement colmatées par un épais dépôt bactérien entraînant une très nette dégradation des performances du forage d'injection (Figure 45).

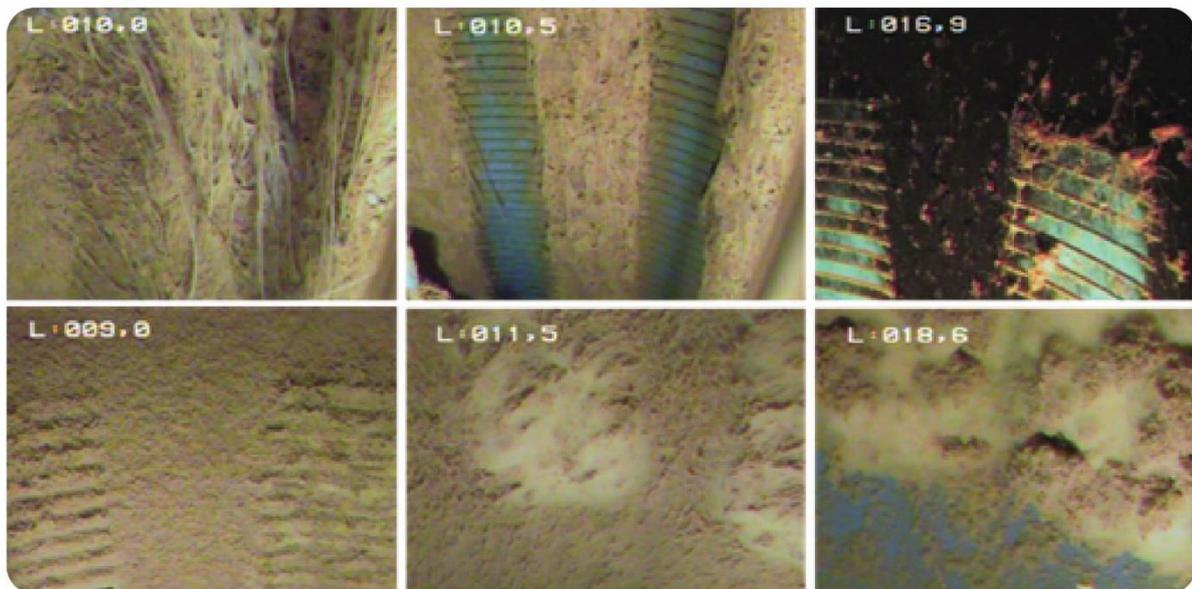


Figure 45 : Extraits de l'inspection vidéo du forage de pompage (haut) et du forage d'injection (bas) du doublet ARHI11 (source : Antea Group France)

L'installation **ARHI12** exploite un doublet de forages (deux puits de pompage et un puits de rejet) en banlieue nord de Strasbourg pour assurer les besoins en refroidissement. Cette installation connaît des problèmes de colmatage des filtres et du forage de rejet en raison de la précipitation d'oxydes de manganèse. L'étude de ce site est présentée dans le chapitre III de cette thèse.

3.3 Cas recensés de colmatage d'installations exploitant l'aquifère alluvial de la Seine

Seul un retour d'expérience de doublet géothermique exploitant la nappe alluviale de la Seine en Normandie est recensé. Cette installation a fait l'objet d'une étude approfondie présentée en chapitre III de ce document.

3.4 Cas recensés de colmatage d'installations exploitant les nappes alluviales de la Moselle et de la Meurthe

L'exploitation **AM1** consiste en 1 forage de pompage exploitant la nappe alluviale de la Moselle avec rejet en réseau. Un an après la réalisation des forages, des problèmes de colmatage du filtre et de l'échangeur liés à des dépôts brunâtres sont constatés.

L'exploitation **AM2** utilise un unique forage de pompage captant la nappe alluviale de la Meurthe. Après environ un an d'exploitation, les filtres et les échangeurs ont subi des problèmes de colmatage et la pompe de production s'est encrassée conduisant à une réduction du débit de production.

L'inspection vidéo a révélé la présence de dépôts de couleur ocre et de biofilm sur le tubage plein et dans les fentes du tubage crépiné (Figure 46).

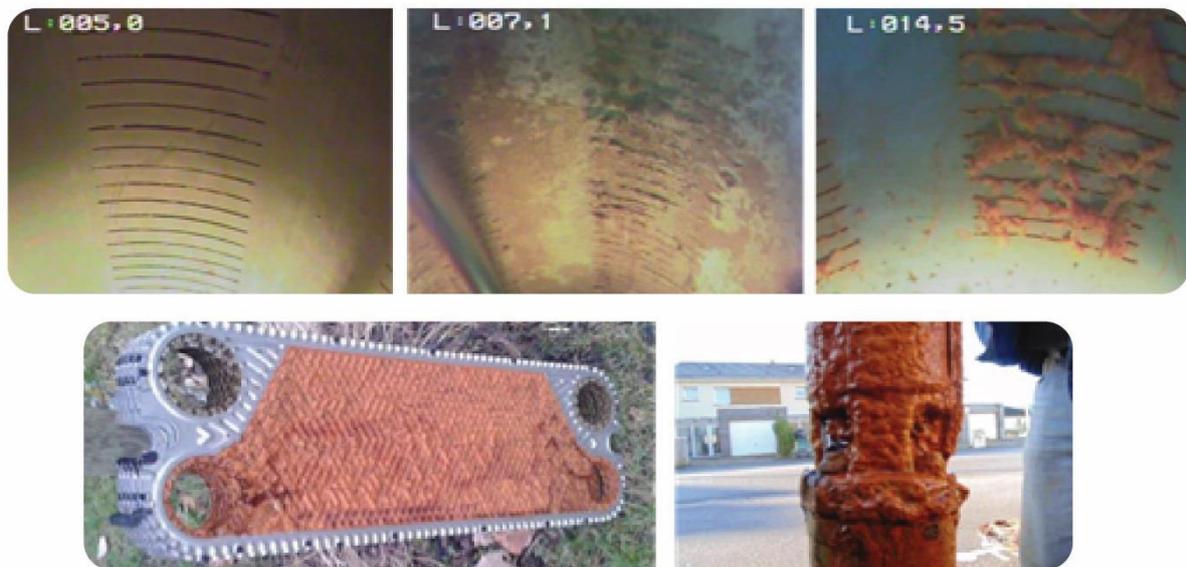


Figure 46 : Extrait de l'inspection caméra du forage de pompage de l'installation AM2 (haut), photographie des plaques de l'échangeur thermique (bas, gauche) et de la crépine d'aspiration de la pompe (bas, droite) (source : Antea Group France)

3.5 Cas recensés de colmatage d'installations exploitant l'aquifère alluvial de l'Adour

L'exploitation **AAD1** est alimentée par deux forages de pompage captant la nappe d'accompagnement de l'Adour. L'injection s'effectue en surface et non en nappe. Les investigations menées à la suite du constat de la perte de performance des forages de production ont révélé la présence d'oxydes de fer sur le corps de la pompe des forages, sur le tube plein au niveau de la zone de marnage des deux puits et sur les parois internes du réseau de surface (Figure 47).



Figure 47 : Photographie du filtre à tamis (haut, gauche), de la pompe du forage de pompage (haut, milieu), de la canalisation en amont de l'échangeur thermique (haut, droite) et extrait de l'inspection caméra du forage de pompage (bas) de l'installation AAD1 (source : Antea Group France)

Nappe concerné	CODE	Problématique principale identifiée	Problématique secondaire identifiée	Durée avant détection du colmatage	Localisation des dépôts	Maintenance
Alluvions du Rhône	ARHO1	Biofilm bactérien / Oxydation du fer	-	≈ 4 ans	Filtres, échangeurs et forages de pompage/injection	Nettoyage filtres à tamis quasi quotidien. Nettoyage des échangeurs régénération des forages
Alluvions du Rhône	ARHO2	Biofilm bactérien	-	-	-	-
Alluvions du Rhône	ARHO3	Oxydation biogéochimique du fer	-	≈ 1 an	Filtres, échangeurs et forages de pompage/injection	Travaux de décolmatage t0+0, t0+10 mois, t0+16 mois et t0+26 mois. Maintenance importante des filtres (8 jours) et échangeurs (3 mois)
Alluvions du Rhône	ARHO4	Oxydation biogéochimique du fer	-	≈ 1 ans	Filtres, échangeur, et forage de rejet	Forage de rejet régénéré à t0+13 mois et à t0+20 mois Nettoyage des filtres et de l'échangeur
Alluvions du Rhône	ARHO5	Oxydation biogéochimique du fer	-	≈ 4 ans	Forage de pompage, forage de rejet, pompe, filtres et échangeurs	Nettoyage échangeur régulier à partir de t0+48 mois Nettoyage du forage de rejet à t0+58 mois Nettoyage du forage de pompage et de rejet à t0+55 mois
Alluvions du Rhône	ARHO6	Oxydation biogéochimique du fer et formation de biofilm bactérien	-	Depuis le démarrage	Filtres, échangeurs, forages de pompage	Nettoyage des forages avant démarrage de l'installation Nettoyages réguliers des filtres à panier (1 fois par semaine)
Alluvions du Rhône	ARHO7	Oxydation biogéochimique du fer	-	< 1 an	Echangeur, forage de rejet	Nettoyage de l'échangeur tous les 2 à 3 mois
Alluvions du Rhin	ARHI1	Oxydation biogéochimique du manganèse	-	≈ 1 an	Forage de pompage, forage de rejet	Nettoyage du forage de rejet à t0+1 an
Alluvions du Rhin	ARHI2	Oxydation biogéochimique du manganèse	-	≈ 2 ans	Forage de pompage, forage de rejet	-
Alluvions du Rhin	ARHI3	Oxydation biogéochimique du manganèse	-	≈ 3 ans	Forage de pompage, forage de rejet, échangeur, filtres	Nettoyage du forage de rejet à t0+3 ans Maintenance nécessaire sur les filtres à t+3 ans
Alluvions du Rhin	ARHI4	Oxydation biogéochimique du manganèse	-	≈ 1 an	Forage de rejet	-
Alluvions du Rhin	ARHI5	Oxydation biogéochimique du manganèse	-	≈ 3 ans	Forage de pompage, pompe d'exhaure, forage de rejet	Nettoyage du forage de rejet
Alluvions du Rhin	ARHI6	Oxydation biogéochimique du fer	-	≈ 2 ans	Filtres, forage de rejet	Nettoyage du forage à t0+3 ans
Alluvions du Rhin	ARHI7	Oxydation biogéochimique du manganèse	-	≈ 3 à 4 ans	Forage de rejet, filtres	Nettoyage du forage d'injection à t0+ 5 ans et à t0+8 ans
Alluvions du Rhin	ARHI8	Inconnue	-	≈ 5 ans	Forage de rejet	-
Alluvions du Rhin	ARHI9	Développement de biofilm	-	< 1 an	Filtre, forage injection	Nettoyage des forages à t0+3 ans puis à t0+4 ans Maintenance quotidienne des filtres
Alluvions du Rhin	ARHI10	Inconnue	-	< 2 ans	Forage d'injection	Nettoyage du forage de rejet à t+30 mois
Alluvions du Rhin	ARHI11	Développement de biofilm et d'oxydes métalliques	-	< 1 an	Forage de pompage, échangeur et forage d'injection	Nettoyage du forage de rejet à t0+1 an, t0+2 ans, t0+3 ans
Alluvions du Rhin	ARHI12	Oxydation biogéochimique du manganèse	Concrétions carbonatées	< 12 ans	Filtres, forage d'injection	Nettoyage du forage de rejet à t+12 ans et t+24 ans Nettoyage des filtres plusieurs fois par ans
Alluvions de la Seine	AS1	Oxydation biogéochimique du manganèse et du fer	Présence de calcite	≈ 2 ans	Forage d'injection	Nettoyage du forage d'injection à t0+3 ans
Alluvions de la Moselle	AM1	Oxydation biogéochimique du fer	-	≈ 1 an	Filtre et échangeur	-
Alluvions de la Meurthe	AM2	Oxydation biogéochimique du fer	-	≈ 3 ans	Forage de pompage, filtre, échangeur	Nettoyage des équipements (pompe, filtre, échangeur) à t0+3 ans Nettoyage quotidien des filtres Nettoyage du forage de pompage à t0+4 ans
Alluvions de l'Adour	AAD1	Oxydation biogéochimique du fer	-	≈ 2 ans	Forage de pompage	Nettoyage préventif des forages à t0+3 ans Nettoyage des forages à t0+8 ans

Tableau 4 : Recensement des installations impactées par des processus de colmatage en nappes alluviales

Nappe concerné	CODE	Débit total (m ³ /h)	Caractéristiques du fonctionnement	Profondeur aquifère (m) / sol	Distance (min) forage de pompage – forage d'injection	Distance (min) forage de pompage – Masse d'eau superficielle (m)	Profondeur haut-bas crépine (m) de FP	Niveau statique de FP (m) / sol	Rabattement du forage de pompage FP (m)	Distribution des zones productrices de FP	Débit spécifique initial en pompage (m ³ /h/m)	Paramètres hydrodynamiques
Alluvions du Rhône	ARHO1	≈ 160	Chaud/froid	7.5	150 à 208 m	≈ 60 – 70 m	19.2 – 25.2	7	-	-	-	Nappe libre
Alluvions du Rhône	ARHO2	≈ 140	Chaud/froid	-	11 à 14 m	< 60 m	-	8	6.93 à 180 m ³ /h	-	26 à 180 m ³ /h	Nappe libre
Alluvions du Rhône	ARHO3	≈ 35	Froid	7	56 m	≈ 30 m	10 – 15	5.4	0.8 à 14.6 m ³ /h et 0.4 à 14.5 m ³ /h	-	19 à 14.6 m ³ /h 30.8 à 14.5 m ³ /h	Nappe libre
Alluvions du Rhône	ARHO4	≈ 120	Chaud/froid	3.5	≈ 60 m	≈ 80 m	4 à 9 puis de 12 à 15	3.5	1.5 à 133 m ³ /h	-	88 m ³ /h/m à 133 m ³ /h	Nappe libre T = 4.5 x 10 ⁻² m ² /s
Alluvions du Rhône	ARHO5	≈ 80	Chaud/froid	0	≈ 50 m	≈ 442 m	8 à 10 m	1.4	0.44 à 81.4 m ³ /h	-	185 à 81.4 m ³ /h	Nappe libre T = 4 x 10 ⁻² m ² /s
Alluvions du Rhône	ARHO6	≈ 180	Chaud/froid	2		≈ 30	7.5 à 14.5 puis 17.5 à 20.5 *7.5 à 12.5 puis 15.5 à 20.5	3.05	0.21 à 180 m ³ /h *1.15 à 180 m ³ /h	-	190 à 90 m ³ /h *280 à 90 m ³ /h	Nappe libre
Alluvions du Rhône	ARHO7	≈ 28	Chaud/froid	11.75	≈ 17 m	≈ 524	11.75 à 12.5 puis 15.25 à 16.85	3.5	2.8 à 25 m ³ /h	-	9 m ³ /h/m	Nappe captive
Alluvions du Rhin	ARHI1	≈ 27	Chaud	-	≈ 12 m	≈ 630	13 à ≈16.5 m	5.7	0.15 à 20 m ³ /h	-	133 à 20 m ³ /h	Nappe libre
Alluvions du Rhin	ARHI2	-	-	0	≈ 25 m	≈ 600	25 à 35 m	2	-	-	-	Nappe libre
Alluvions du Rhin	ARHI3	≈ 40	Chaud/froid	7	≈ 20 m	≈ 280	25 à 35 m	5.6	0.43 à 80 m ³ /h	-	186 à 80 m ³ /h	Nappe libre
Alluvions du Rhin	ARHI4	≈ 20 - 37	Chaud/froid	2	≈ 76 m	≈ 480	20.8 à 26.8	3.19	0.9 à 30 m ³ /h	-	33 à 30 m ³ /h	Nappe libre
Alluvions du Rhin	ARHI5	≈ 14	Chaud	0	-	≈ 70	4.80 à 10.5 puis 12.4 - comblement	2.96	0.03 à 20 m ³ /h	-	666 à 20 m ³ /h	Nappe libre
Alluvions du Rhin	ARHI6	≈ 75	Chaud/froid	13.5	≈ 79	≈ 170	31.35 à 37.35	4.6	1.03 à 75 m ³ /h	-	72.8 à 75 m ³ /h	-
Alluvions du Rhin	ARHI7	≈ 260	-	2.3	≈ 250	≈ 280	22 à 42.2	2.5	2.4 à 253 m ³ /h	-	103.92 à 253 m ³ /h	Nappe libre
Alluvions du Rhin	ARHI8	≈ 80	Chaud	9	≈ 120	≈ 1 400	27.4 à 40.4	7.22	0.31 à 93 m ³ /h	-	305.46 à 93 m ³ /h	Nappe libre
Alluvions du Rhin	ARHI9	-	Chaud	1	≈ 45 m	≈ 280	26.4 à 34	2.77	0.63 à 50 m ³ /h	-	79 à 50 m ³ /h	Nappe libre
Alluvions du Rhin	ARHI10	≈ 78	Chaud	9	≈ 114	> 3 000	30.3 à 36.3	8.22	0.31 à 78 m ³ /h	-	251 à 78 m ³ /h	Nappe libre
Alluvions du Rhin	ARHI11	≈ 70	?	2	≈ 47 m	≈ 150	9.6 à 12.6 puis 16.6 à 19.6	6.61	0.79 à 77.4 m ³ /h	-	97 à 77.4 m ³ /h	Nappe libre
Alluvions du Rhin	ARHI12	≈ 60	Froid	8.5	≈ 150 et ≈ 530 m	2 km	18 à 34 m 22 à 49 m	≈ 8.49	-	-	-	-
Alluvions de la Seine	AS1	5 à 10	Chaud	15	≈ 84	≈ 1 000	14 à 23	0.9	4.42 à 11.9 m ³ /h	En Tête (75 % sur 2.5m puis 25% sur 4.5 m)	2.69 à 11.9 m ³ /h	Nappe captive
Alluvions de la Moselle	AM1	≈ 15	Chaud/froid	1	-	≈ 450	3 à 7	3.73	2.4 à 15 m ³ /h	-	6.25 à 15 m ³ /h	Nappe libre T = 4.3 à 7.6 x 10 ⁻³ m ² /s
Alluvions de la Meurthe	AM2	≈ 18	Chaud	1.8	-	≈ 110 à 150	8 - 15	3.05	3.53 à 21 m ³ /h	-	5.95 à 21 m ³ /h	Nappe libre T = 5 x 10 ⁻³ m ² /s
Alluvions de l'Adour	AAD1	≈ 70	Chaud/froid	11	-	≈ 11	14 à 30	2.42	2.07 à 70 m ³ /h 1.80 à 70 m ³ /h	-	33.8 à 70 m ³ /h 38.8 à 70 m ³ /h	-

Tableau 5 : Récapitulatif des caractéristiques de fonctionnement et des paramètres hydrogéologiques des cas recensés en nappes alluviales

III. Conclusion

En France, un grand nombre de doublets géothermiques est régulièrement atteint par des processus de colmatage impactant les équipements en contact avec l'eau souterraine. Pour les différents cas recensés lors de cette étude, ces désordres surviennent dès les premières années d'exploitation voir s'observent dès la réalisation des forages (Figure 48).

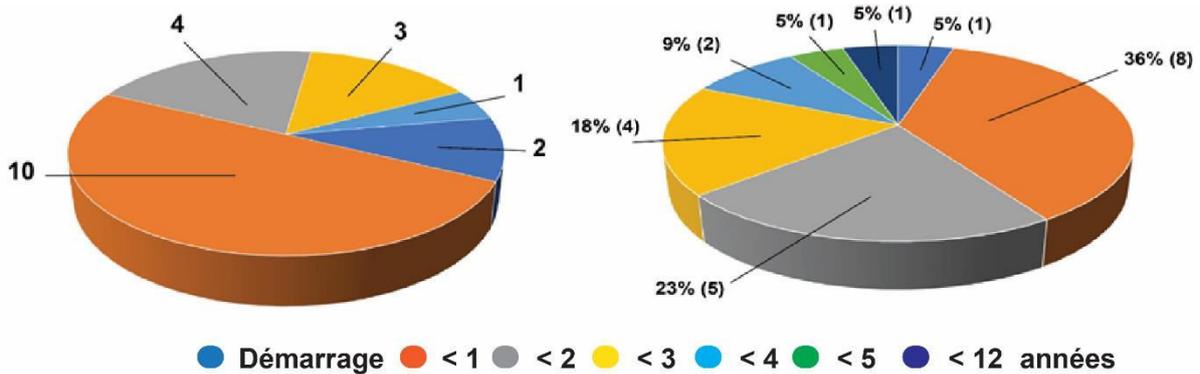


Figure 48 : Durée avant constat des troubles d'exploitations liés aux phénomènes de colmatage (gauche : hors aquifère alluviales, droite : en nappes alluviales) (Source : Partenaires du projet Geoclogging)

Le travail de recensement effectué a permis de dénombrer un total de 12 aquifères où le risque de colmatage est identifié. Les doublets exploitant ces aquifères peuvent être impactés par différents processus de colmatage que l'on peut relier à des typologies d'aquifères (Figure 50). Les phénomènes de colmatage font appel à un processus unique ou à une synergie de plusieurs processus.

A partir des bilans régionaux, les principales conclusions qui peuvent être tirées sont les suivantes :

- La prévisibilité des problématiques de colmatage est complexe car les phénomènes rencontrés semblent avoir la plupart du temps des causes multiples ;
- Les processus de colmatage biogéochimique sont ubiquistes dans les différents contextes géologiques étudiés.
- Les problématiques liées à l'oxydation du manganèse seule n'ont pas été identifiées dans les aquifères non consolidés hors formations quaternaires. Cela s'explique par les faibles concentrations en manganèse (inférieure à 0.05 mg/l) recensées pour les doublets géothermiques aux « Sables de l'Yprésien » et aux « Sables de Fontainebleau ». Cette problématique se rencontre particulièrement au niveau des doublets exploitant la nappe alluviale du Rhin mais ne s'observe pas pour ceux exploitant la nappe alluviale du Rhône. Il est visible en Figure 49 que le colmatage par oxydation du manganèse s'observe lorsque le fer dissous Fe^{II} est en faible concentration dans l'eau géothermale (généralement observé pour l'aquifère alluvial du Rhin).

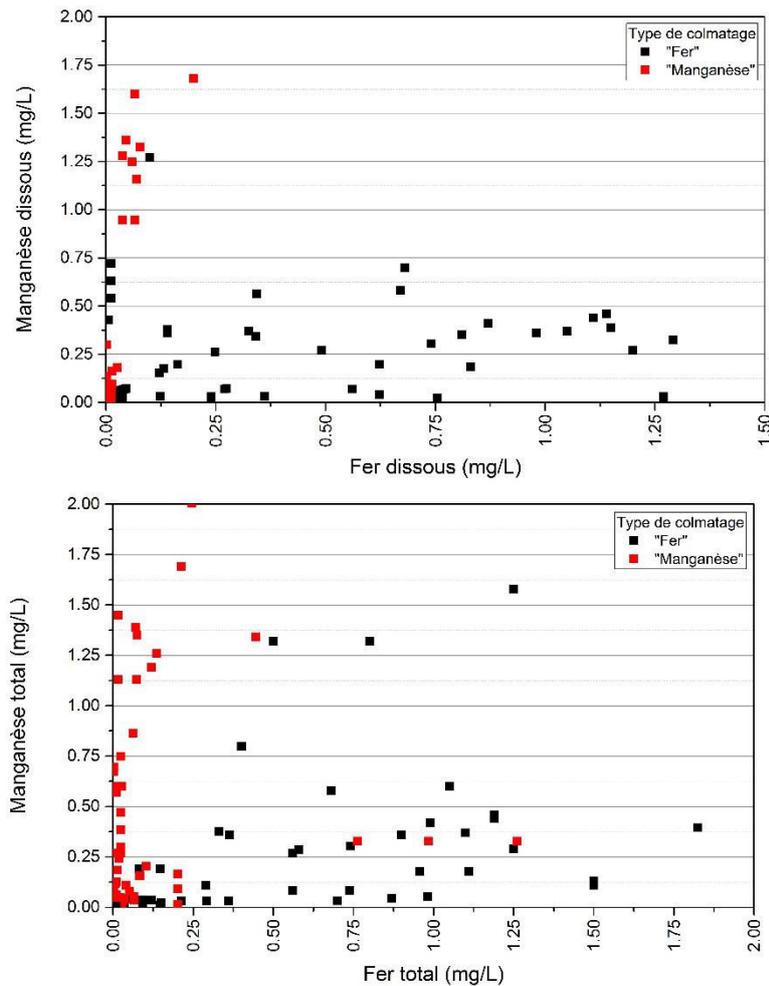


Figure 49 Représentation graphique des concentrations en manganèse de l'eau géothermale en fonction des concentrations en fer. Les graphiques ont été générés à partir des analyses chimiques fournies par Antea Group. Les anomalies observées sur le graphique résultent probablement d'un mauvais conditionnement au moment du prélèvement, invalidant l'analyse des phases non conservatrices tels que le fer et le manganèse dissous. Le classement du type de colmatage se base sur les analyses effectuées dans le cadre des missions d'Antea Group, les incohérences peuvent provenir aussi d'interprétations imprécises.

Les ions Fe^{2+} réduisent les oxydes de manganèse précipités sous forme d'ions Mn^{2+} dissous (Farnsworth et al., 2012; Tekin and Bayramoğlu, 1993).



Malgré des concentrations notables en manganèse dissous dans les eaux, la Figure 49 illustre que le processus d'oxydation du fer est la composante principale du colmatage tant que les ions Fe^{2+} sont disponibles pour les réactions d'oxydation. La formation de dépôts d'oxydes de manganèse sera alors le processus déterminant en absence de concentration notable en ions Fe^{2+} .

- Pour les cas recensés, le processus de colmatage particulière est la composante majoritaire de la problématique de colmatage uniquement pour les aquifères non ou peu consolidés notamment sableux ou gréseux (Sables de Fontainebleau et Sables de l'Yprésien). Le colmatage particulière n'a été observé que pour une installation à l'aquifère des Sables de

Fontainebleau et deux installations aux Sables de l'Yprésien où les particules forment des « cake » obstruant les crépines. Aucun cas où le colmatage particulaire est le processus principal n'a été clairement identifié en nappe alluviale. Les particules endogènes (produites par l'érosion interne du milieu poreux) peuvent toutefois être présentes dans les dépôts colmatants constitués des oxydes de fer ou de manganèse mais le processus de colmatage d'origine particulaire n'est pas prédominant.

- D'après notre recensement, le colmatage chimique par précipitation de dépôts carbonatés induisant rapidement des problèmes d'exploitation est plutôt rare. La précipitation du carbonate de calcium a été identifiée comme le processus de colmatage majoritaire uniquement dans les réservoirs carbonatés (Craie de Meudon, Calcaire grossier du Lutétien) et peut se conjuguer avec d'autres processus de colmatage (oxydation du fer). Des dépôts de carbonate de calcium peuvent également s'observer en nappe alluviale et provoquer des désordres s'observant au-delà de la dizaine d'années.

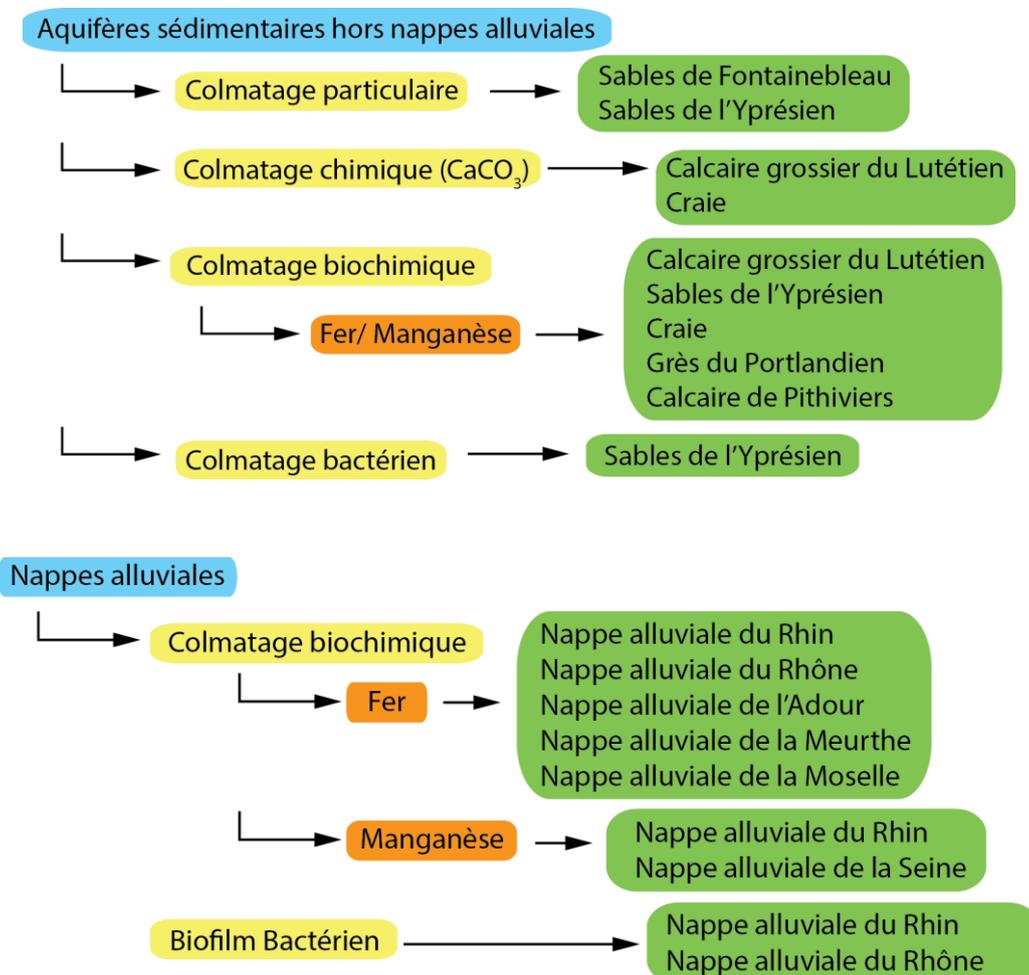


Figure 50 : Types de processus de colmatage rencontrés au niveau des installations de géothermie très basse énergie en fonction du contexte hydrogéologique

Les problématiques de colmatage rencontrées font ainsi appel à différents processus que l'on peut relier à des typologies d'aquifères (Figure 51) :

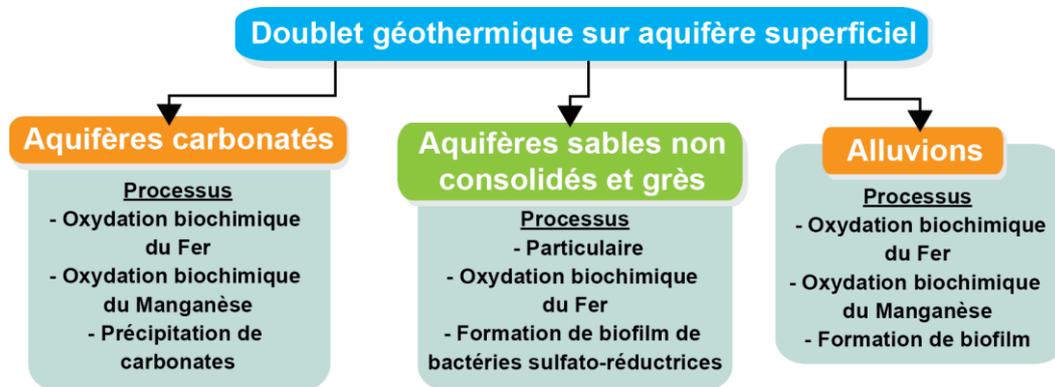


Figure 51 : Schéma résumant les principales problématiques de colmatage en relation avec le contexte hydrogéologique

Chapitre 3 : Développement d’une approche multidisciplinaire pour la caractérisation des processus de colmatage in situ

- I. INTRODUCTION..... 65**
- II. ETUDE DES PHENOMENES DE COLMATAGE DE L’INSTALLATION ARHI12 66**
 - 1. CONTEXTE 66
 - 2. CARACTERISATION DU PROCESSUS DE COLMATAGE 67
 - 3. CONCLUSION 75
- III. ETUDE DES PHENOMENES DE COLMATAGE DE L’INSTALLATION AS1..... 77**
 - 1. ARTICLE: CLOGGING OF SHALLOW GEOTHERMAL DOUBLETS : HYDROLOGIC, GEOCHEMICAL AND MICROBIOLOGICAL OBSERVATIONS IN A PILOT SITE 77
 - 2. MODELISATION THERMODYNAMIQUE 84
 - 3. ANALYSE METAGENOMIQUE DES EAUX DU FORAGE DE REJET 84
 - 4. CONCLUSION DE L’ETUDE 85
- IV. ETUDE DES PHENOMENES DE COLMATAGE DE L’INSTALLATION SY2 88**
 - 1. CONTEXTE 88
 - 2. CARACTERISATION DU PROCESSUS DE COLMATAGE 89
 - 3. CONCLUSION DE L’ETUDE 94
- V. CONCLUSION 96**



(Burté, 2017)

Chapitre 3 : Développement d'une approche multidisciplinaire pour la caractérisation des processus de colmatage in situ

I. Introduction

Les inventaires régionaux présentés en chapitre II témoignent de la difficulté d'anticiper l'apparition de ces désordres aux premiers stades des projets de doublet géothermique. Ce constat s'explique en partie par l'absence de méthodologie d'évaluation spécifique à l'analyse des risques de colmatage. Afin de bâtir les prémices de cette méthodologie, différents sites confrontés à des problèmes d'exploitation induits par des processus de colmatage ont fait l'objet d'investigations sur de courtes durées. Ces investigations ont été dimensionnées afin d'identifier, par la réalisation d'études pluridisciplinaires, la problématique impactant le fonctionnement de l'installation et d'en définir in fine les causes. Les différents sites qui ont pu faire l'objet d'investigations ont permis d'avoir une représentativité partielle mais diversifiée des différentes problématiques de colmatage en différents contextes hydrogéologiques.

- Doublet ARH12 exploitant l'aquifère des alluvions du Rhin (Alsace)
- Doublet AS1 exploitant l'aquifère des alluvions de la Seine (Normandie)
- Doublet SY2 exploitant l'aquifère des Sables de l'Yprésien (Ile-de-France)

Ce chapitre décrit les investigations des problématiques de colmatage menées sur les sites ARH12, AS1 et SY2. Elles ont permis d'établir à des degrés divers de précision l'origine des désordres. La description détaillée des outils et moyens analytiques utilisées pour définir les processus impactant les installations sont présentés en partie III du chapitre VI. Ces méthodologies, lorsqu'elles sont appliquées, sont communes aux sites d'études ARH12, AS1 et SY2. La variabilité des protocoles appliqués s'explique par les particularités spécifiques à chacun des sites (temps d'accès alloué pour nos recherches, accessibilité des différentes composantes de la boucle primaire, fonctionnement ou arrêt de l'exploitation, coactivité avec les équipes de maintenance).

La première partie présente les résultats des investigations pluridisciplinaires réalisées en novembre 2016 sur les trois forages de la boucle géothermale de l'installation ARH12 en Alsace. La seconde partie de ce chapitre présente les résultats obtenus courant 2016 sur le doublet géothermique AS1 captant les alluvions de la Seine en Normandie. Ces travaux font l'objet d'un article de congrès présenté à l'European Geothermal Congress (Strasbourg, 2016). La dernière partie de ce chapitre présente les résultats obtenus en mars 2016 sur le doublet géothermique SY2 captant l'aquifère des Sables de l'Yprésien en Ile-de-France.

Des investigations plus ponctuelles ont été réalisées en lien avec des actions des équipes d'Antea Group (audits, suivi d'exploitation). Ces résultats, présentés en exemple en annexe 4 et 5 ont alimentés les conclusions exposées en dernière partie de ce chapitre.

II. Etude des phénomènes de colmatage de l'installation ARH12

Les inventaires régionaux présentés en chapitre II ont montré la récurrence des phénomènes de colmatage biogéochimique en contexte d'aquifère alluvial. L'installation ARH12, exploitant l'aquifère alluvial du Rhin est représentatif de ce contexte sensible. Son accès complet nous a permis d'explorer un ensemble de méthodes permettant d'étudier la réactivité observée lors du fonctionnement prolongé du doublet géothermique. En sus, l'important diamètre des forages de pompage et d'injection a offert l'opportunité rare de mettre en place des techniques de caractérisation verticales (diagraphies) tout en maintenant les conditions dynamiques générées par l'exploitation du doublet géothermique. La nécessité de remplacement des filtres colmatés au moment de nos études a démontré que le processus de colmatage s'exerçait durant nos travaux, cela attestant de l'importance de mener nos investigations scientifiques en condition de fonctionnement de la boucle primaire.

1. Contexte

L'installation ARH12 exploite deux forages de captage et un forage de rejet captant la nappe phréatique des alluvions rhénanes. Le puits de captage P1 a été réalisé en 1971 et réhabilité en 1994. L'ouvrage, d'une profondeur de 35 m, est équipé d'une chambre de pompage en acier Ø 1200 mm et d'une colonne de captage en PVC Ø 376/400 mm, crépinée de 18 à 34 m de profondeur. Le puits de captage P2 a été réalisé en 1968. Il est constitué d'une chambre de pompage en béton Ø 1500 mm et d'une colonne de captage en bois lamellé-collé Ø 400 mm, crépinée de 22 à 49 m de profondeur. Le puits de rejet, a été réalisé en 1986. Il est équipé d'une colonne en acier APS20A Ø 1000 mm, crépinée de 9,7 à 21,7 m de profondeur. L'aquifère, au droit de P1 et P2, débute à 8,5 m de profondeur. La formation est composée en majorité de graviers et de sables. La distance entre P1 et P2 est d'environ 340m. La distance entre le forage de rejet et P1 est de 147 m tandis qu'elle est de 448 mètres avec P2

La longueur du réseau de canalisation de surface acheminant l'eau de l'aquifère à l'ensemble des échangeurs des différents bâtiments est importante (> 2km au total). Le volume d'eau réinjecté dans l'aquifère via le forage de rejet est proche des 285 000 m³/an. La réinjection s'effectue par colonne d'injection (exhaure à 7m/sol, à 8m/sol et à 12.1m/sol) sous le niveau d'eau localisé à 4m/sol.



Figure 52 : Extrait des inspections vidéo du forage de rejet (12 ans après les premiers travaux de réhabilitation)
(source : Antea Group France)

Les équipes en charge de la maintenance et de l'exploitation des installations, constatent des problèmes de formation de dépôts au niveau des filtres. Le forage de rejet (Figure 52) a, pour sa part, été régénéré en 1998 (t₀+12 ans) et en 2010 (t₀+24 ans). L'absence de chronique de suivi du niveau piézométrique du forage de rejet ne permet pas d'évaluer la cinétique de colmatage du forage et de prévoir à minima l'évolution de ses performances. Hors cadre du projet Geoclogging, des premières investigations visant à l'identification des désordres ont conclu à une possible origine multiple :

- Activité biogéochimique lié à la forte teneur en manganèse dans l'eau et aux conditions de pH et de Eh de l'eau propices aux développements des manganobactéries ;
- Précipitation chimique du carbonate de calcium lié à la sursaturation de la calcite ;
- Entraînement de fines issues de l'aquifère (minéraux du réservoir) ;

L'intérêt des travaux de recherche réalisés dans le cadre de cette thèse est d'identifier les facteurs induits par l'exploitation géothermique contrôlant l'oxydation du manganèse. Le site d'étude a fait l'objet d'une caractérisation durant trois jours en novembre 2016, le doublet géothermique étant en fonctionnement continu (P1 : 39.4 m³/h, P2 : 22,5 m³/h). Les investigations ont consisté en la réalisation :

- De prélèvements d'eau à différentes profondeurs dans les puits de pompage P1, P2 et de rejet (détermination des éléments majeurs et traces, du carbone organique et inorganique total, des gaz dissous et caractérisation métagénomique destinée à évaluer la diversité et l'abondance relative des bactéries) ;
- De diagraphies des paramètres physico-chimiques (O₂ dissous, pH, potentiel Redox, température et conductivité) ;
- D'inspections caméra-vidéos des trois forages ;
- De prélèvements de dépôts dans les filtres des installations (analyses MEB/EDS et analyses des éléments majeurs et traces).

2. Caractérisation du processus de colmatage

2.1 Inspection vidéo caméra des forages de pompage

L'inspection caméra de P1 (Figure 53) a révélé que le tubage PVC crépiné était légèrement coloré en tête avec quelques dépôts obstruant par endroit les fentes. Dans l'ensemble, les crépines PVC sont propres sur la hauteur crépinée. Pour le forage de pompage P2, l'inspection a montré un colmatage des crépines en tête de colonne. Ces incrustations sont absentes plus en profondeur où les crépines sont en majorité propres. Les dépôts observés n'entraînent pas de baisse significative des performances des ouvrages en pompage.

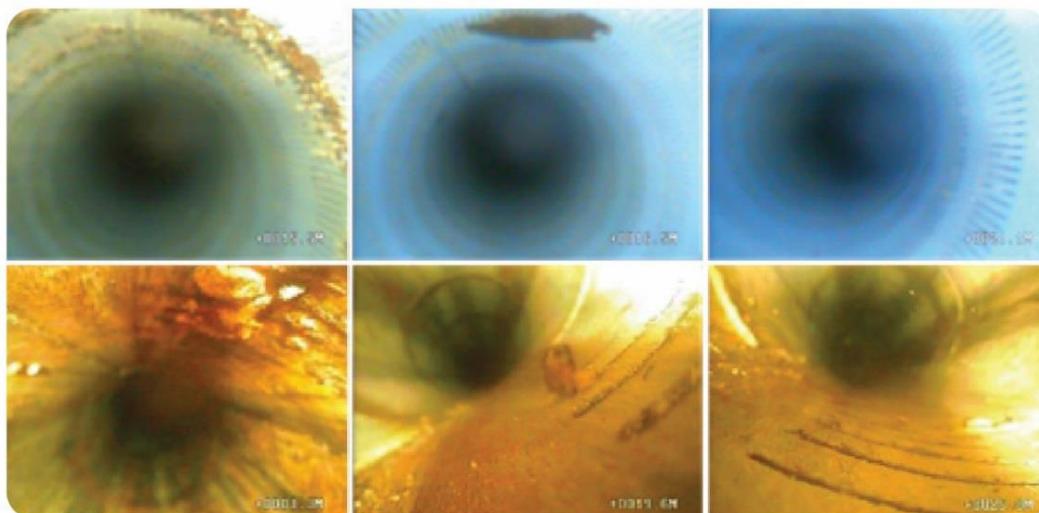


Figure 53 : Extraits des inspections vidéo des forages de pompage P1 (haut) et P2 (bas) (Burté, 2016)

2.2 Diagraphies physico-chimiques des forages de pompage P1 – P2 et du rejet PR

Les diagraphies physico-chimiques (Figure 54) ont été effectuées à l'aide d'une sonde multi-paramètres Ocean SEVEN303plus d'Itronaut (capteurs : pH, Eh, O₂ dissous, température et conductivité) en condition dynamique (forages de pompage P1 et P2 en fonctionnement avec rejet dans le forage d'injection). Des prélèvements ont été effectués dans l'ensemble des puits à différentes profondeurs pendant le fonctionnement de la boucle géothermale. Les différentes mesures étant uniquement opérées en conditions dynamiques, les profils de P1 et de P2 illustrent verticalement le mélange progressif des différentes contributions des zones productrices, les différentes composantes du mélange s'additionnant de la base du forage jusqu'au sommet des crépines (flux ascendant engendré par les pompes d'exhaure).

Concernant les forages P1 et P2 (Figure 54, Figure 55 et Annexe 2), les profils verticaux des paramètres chimiques mesurés en dynamique révèlent une hétérogénéité **verticale** (variation des paramètres en fonction de la profondeur) et **horizontale** (variation des paramètres entre les forages de pompage P1 et P2, distant de 448 mètres). Cette hétérogénéité verticale est particulièrement marquée sur le profil de conductivité en lien avec les importantes variations de la concentration des espèces majeures dissoutes telles que les ions Cl, Na, Mg, K, Ca (Annexe 2).

L'eau du puits P1 présente une concentration inférieure à 40 µg/L en manganèse dissous tandis que celle du puits P2 a une concentration supérieure à 140 µg/L. Cette concentration n'est cependant pas homogène verticalement le long de la colonne crépinée de P2. Entre 22 et 30 m, la concentration en manganèse dépasse les 100 µg/L puis diminue autour de 10 µg/L entre 30 et 49m. La concentration en manganèse dissous au sein du forage de rejet est inférieure à 10 µg/L indiquant que le stock de manganèse dissous provenant des forages de pompage précipite dans l'important réseau de surface avant d'atteindre le forage de rejet. Les concentrations en fer dissous des prélèvements d'eau de P1, P2 et du forage de rejet sont pour leur part relativement faibles (<10 µg/L).

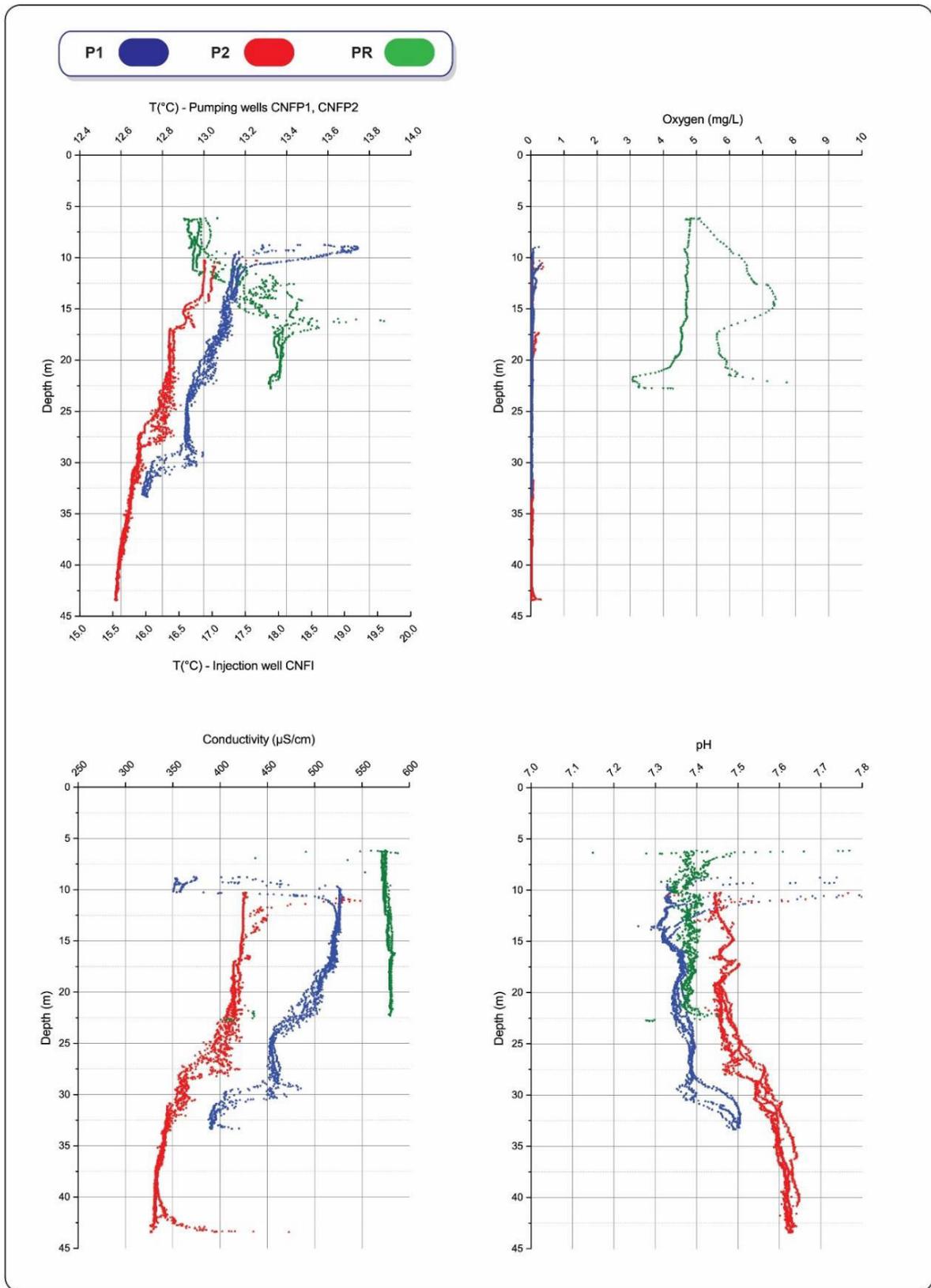


Figure 54 : Profil verticaux de température, conductivité, de pH et d'oxygène au sein de P1 (crépine à 18m/sol), P2 (crépine à 22m/ sol) et du forage de rejet PR (crépine à 10m/sol)

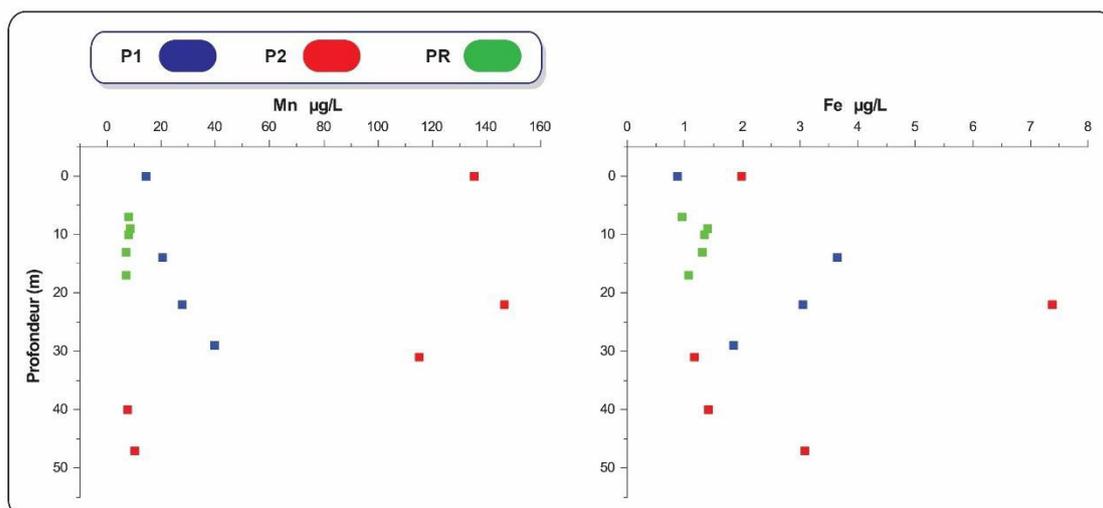


Figure 55 Profil verticaux du manganèse, du fer, de pH et d'oxygène au sein de P1 (crépine à 18m), P2 (crépine à 22m) et du forage de rejet PR (crépine à 10m)

Les concentrations mesurées en oxygène aux forages de pompage P1 et P2 inférieures à 0.1 mg/L indique un milieu hypoxique. Aucune variation de cette concentration n'est par ailleurs notée sur la hauteur du tubage crépiné. Concernant le forage de rejet, des concentrations en oxygène dissous variant entre 3,0 et 7,5 mg/L s'observent. La fluctuation entre les différents profils d'oxygène dissous effectués au sein du forage de rejet est dépendante de la variation des cycles d'injection. Cette observation démontre que l'environnement oxique identifié au forage PR est généré en amont de l'injection en lien avec le fonctionnement de la boucle géothermale qui induit un processus d'oxygénation durant le transport de l'eau géothermale au sein du réseau de surface. Ce processus d'oxygénation est probablement corrélé au fait que certaines parties du réseau de surface ne sont pas en charge et à une pression identique à la pression atmosphérique favorisant les entrées d'air. Cela se confirme d'ailleurs par l'observation au forage d'injection de l'injection continue de bulles d'air.

La distribution des zones productrices des forages de pompage P1 et P2 est inconnue d'un point de vue hydrodynamique (absence de diagraphie micromoulinet des forages de pompage). A partir des profils physico-chimiques de P1 et P2, la contribution des différentes zones productrices au mélange global est donc difficilement évaluable. Les mesures des différents paramètres réalisées en tête des crépines de P1 et P2 ainsi qu'au niveau des prélèvements en tête des puits (profondeur 0 m) indiquent que les zones productrices de l'aquifère captées par la partie sommitale des crépines de P1 et P2 participent majoritairement au mélange global.

2.3 Analyses des dépôts

Les dépôts prélevés sur les filtres du réseau ont été analysés par microscopie électronique à balayage couplée à un module d'analyse élémentaire (MEB/EDS). Les dépôts ont été préparés afin de conserver les structures biologiques (conditionnement en solution de glutaraldéhyde au prélèvement puis passage de l'échantillon dans des bains successifs de solution eau/acétone suivant le protocole décrit par Rodier et al., 2016) et permettre leur observation au MEB. L'analyse montre l'absence de structures biologiques. L'analyse élémentaire (module EDS) des grains montrent qu'ils sont constitués de manganèse en proportion élevée et secondairement de fer. Des grains de silicates sont aussi présents (sables). L'observation MEB/EDS n'a pas mis en évidence de grains de calcite ou de dolomite contrairement à l'analyse par diffraction X réalisée lors d'une précédente expertise. Cette analyse DRX

avait aussi identifié les phases cristallines de la Lizardite, du Quartz, probablement de plagioclase ainsi que des phyllosilicates (Illite, micas, smectite)

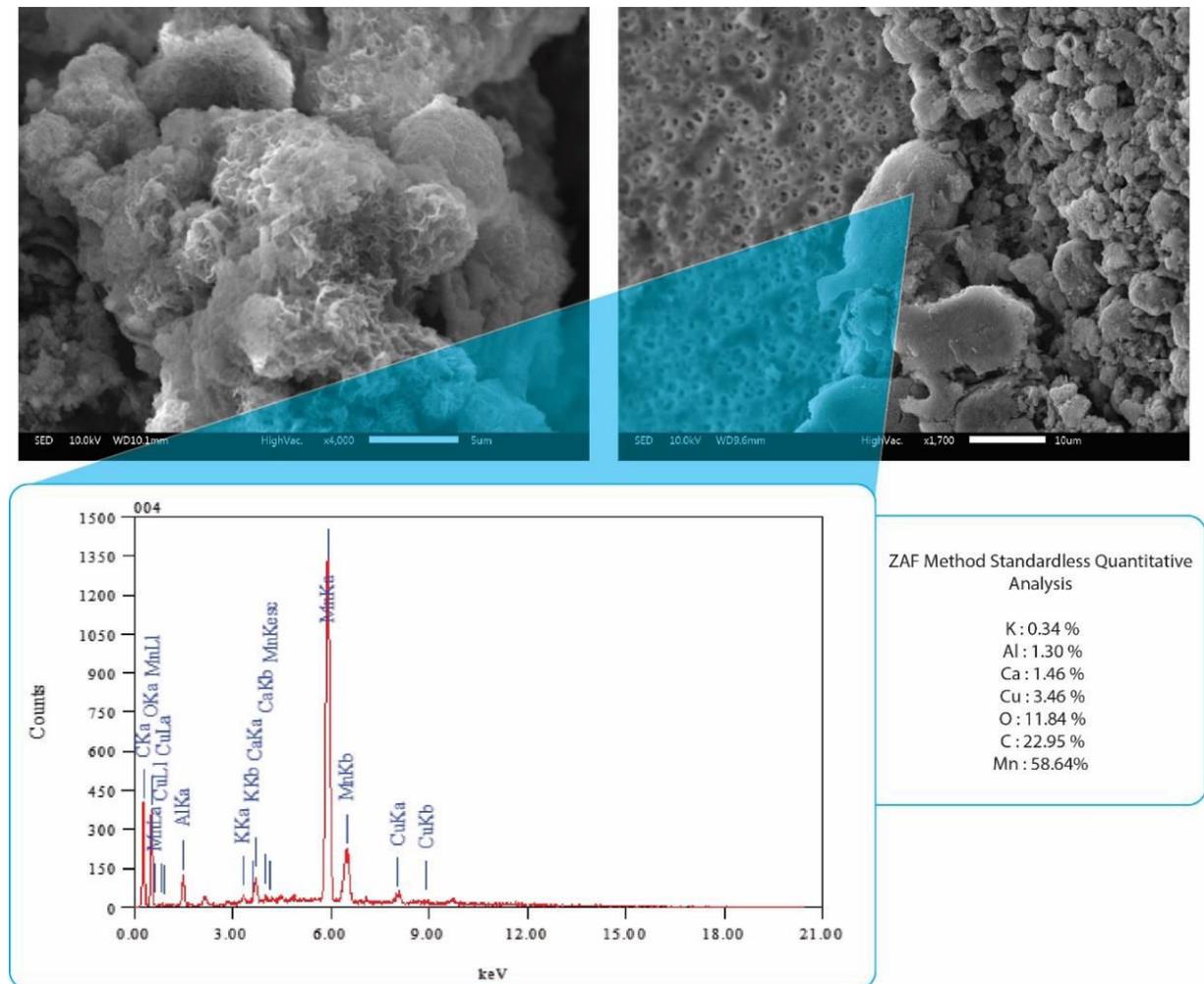


Figure 56 : Observations réalisées au MEB des dépôts recueillis dans les filtres (JEOL IT300 LA EDS) et exemple d'analyse élémentaire SEM (Burté, 2016)

L'analyse multi-élémentaire (Figure 57) indique que le dépôt contenu dans les filtres est en majorité constitué de silice à 27.4% (présent dans les minéraux provenant de l'aquifère) et de manganèse à 26.9%. Le fer est aussi présent à hauteur de 10.7%. La présence de calcium (6.4%) pourrait témoigner de la présence de carbonate de calcium ou être corrélée à une phase silicatée.

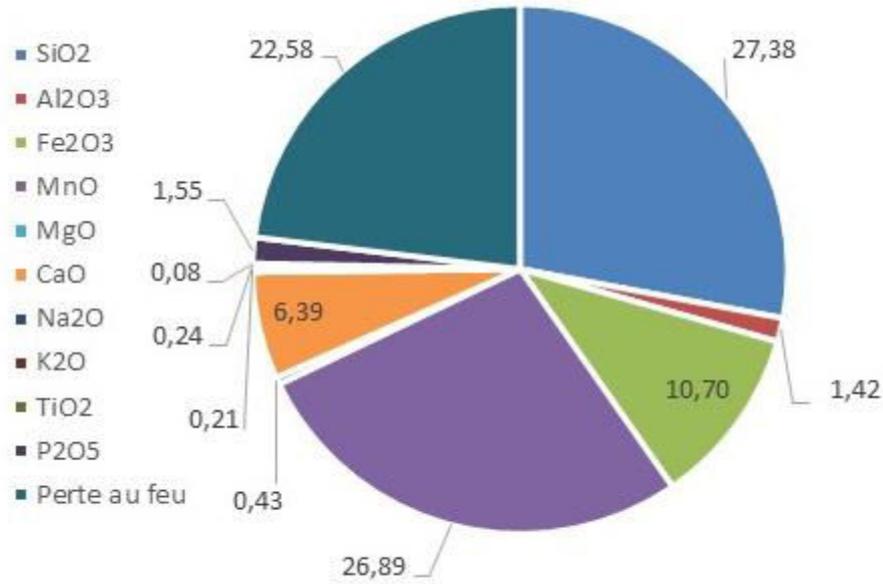
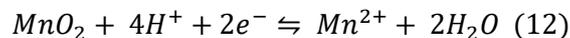


Figure 57 : Analyse élémentaire du dépôt prélevé dans les filtres du réseau de surface

Les forages de pompage entraînent donc la mobilisation de particules minérales de l'aquifère (silice et autres minéraux silicatés identifiés par l'analyse DRX) qui contribuent pour environ 1/3 de la composition du dépôt. Les oxydes de manganèse et de fer représentent quant à eux 40% en poids du dépôt. Le fer dissous étant en concentration anecdotique (< 4 µg/L) dans les eaux produites par les forages P1 et P2, la corrosion des conduites de transport de la boucle primaire est vraisemblablement à l'origine de la présence de fer dans le dépôt. L'analyse élémentaire du solide révèle la trace d'autres métaux dont du plomb. Il est possible que ces métaux proviennent de l'altération des conduites du réseau de surface.

2.4 Modélisation thermodynamique

L'approche adoptée ici consiste à modéliser la phase dissoute du manganèse (Mn^{II}) dans les conditions mesurées à P1 et P2 (prélèvements en tête des puits) en fonction du potentiel rédox Eh (mV). Cette modélisation est effectuée à partir des équations présentées ci-dessous.



$$Eh = E^0 - \frac{0.059}{2} \log(Mn^{2+}) - 2 \times 0.0059 pH \quad (13)$$

La Figure 58 présente les résultats obtenus sous Phreeqc (database : phreeqc.dat). Les valeurs de potentiel rédox Eh_{exp} mesurées in situ en tête de puits de P1 et P2 sont cohérentes avec l'absence d'oxygène et la présence en concentration notable de manganèse dissous à l'état réduit Mn^(II) (< 600 mV/ENH).

La valeur d'oxygène mesurée en tête du forage PR conduit à un potentiel rédox calculé Eh_{calc} de 770 mV/ENH (modélisé sous Phreeqc), incohérent avec la mesure Eh_{exp} effectuée in-situ. Cette incohérence est due à (1) la disparition des espèces de manganèse dissous et du fer dissous et l'absence d'autres

espèces sensibles au couple Pt/PtO et enfin (2) la présence d'oxygène qui invalident la mesure Eh_{exp} réalisée in-situ (Schüring et al., 2000, p. 20).

Au potentiel rédox Eh_{exp} calculé, le calcul thermodynamique d'équilibre indique l'absence de manganèse à l'état dissous au rejet. La concentration de manganèse ($8 \mu\text{g/L}$) mesurée à la réinjection indique probablement que le système n'a pas atteint entièrement cet état d'équilibre thermodynamique avant la réinjection en raison de la cinétique de précipitation. L'apport d'oxygène dans le circuit de la boucle primaire en aval des forages de pompage entraîne ainsi le déséquilibre de l'eau géothermale et la formation des oxydes de manganèse.

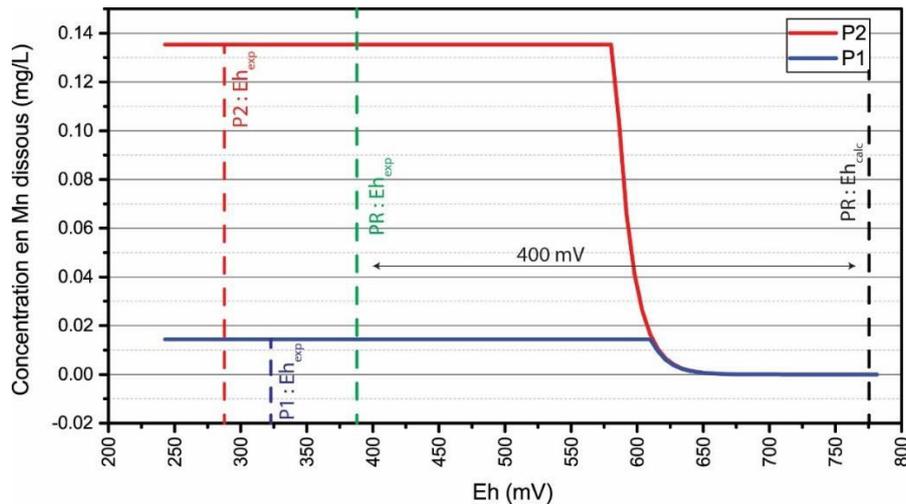


Figure 58 Fraction de Mn dissous dépendant du potentiel rédox (pH à 7.4) calculé à partir des équations (1) et (2). Eh_{exp} correspond au potentiel rédox mesuré in situ (mV/EHM). Eh_{calc} correspond au potentiel rédox (mV/EHM) calculé à partir de la concentration en oxygène mesurée au forage de rejet PR

2.5 Analyse microbiologique des eaux de production et caractérisation des impacts de l'exploitation sur la distribution des abondances relatives bactériennes

Les prélèvements d'eau réalisés au niveau des différents forages et des filtres ont servi à inoculer des milieux de culture de type "gradient Fe/O₂" (Lueder et al., 2018) afin de mettre en évidence la présence des ferro-bactéries cultivables. Ainsi, dans les prélèvements d'eau réalisés au niveau des filtres, la présence de bactéries ferro-oxydantes a été mise en évidence. Les résultats des analyses qualitatives des bactéries ferro-oxydantes se sont par contre révélés négatifs pour les prélèvements effectués au niveau des forages de pompage et d'injection. Aucune oxydation du manganèse par voie biologique n'a par ailleurs pu être mise en évidence que ce soit via des milieux de culture enrichis en manganèse ou via les batch (échantillons d'eau prélevés et isolés des contaminations extérieures afin d'y observer la croissance de biofilm et de dépôts).

Afin d'évaluer la diversité et l'abondance relative des bactéries des différents forages, des échantillons d'eau ont été prélevés au niveau de piquages en tête de puits de P1 et P2 et à la sortie de la colonne d'injection du forage de rejet. Les résultats de l'analyse métagénomique sont présentés en Figure 59. Ces résultats révèlent une différence très marquée entre les deux forages de pompage captant la même nappe. En effet, P1 est dominé à 88% par le genre *Pseudomonas* (*Pseudomonas fluorescens*, *Pseudomonas veronii*) tandis que P2 témoigne d'une répartition plus diversifiée et une dominance du genre *Sphingomonas* (25%). De plus, les résultats révèlent que, contrairement à P1, l'eau du puits P2 contient des champignons filamenteux représentant 4,89% des organismes présents. Il s'agit d'un cas

de figure très rarement rencontré dans les eaux souterraines jusqu'à présent, où l'abondance relative de ces organismes représente généralement moins de 1%. Les Bactéries et les Archées représentant respectivement entre 98-99% et 1-2% des organismes retrouvés. Le puits P2 étant équipé d'une colonne de captage en bois lamellé-collé, une dégradation de ce matériau organique pourrait représenter une source de carbone assez importante pour assurer la survie de ces micro-organismes. La présence de cette source de carbone ainsi que celle des champignons filamenteux pourraient aussi être une des causes de la différence entre les communautés bactériennes présentes dans P1 et P2.

Par ailleurs, les résultats de l'analyse métagénomique révèlent également un contraste très marqué entre les forages de pompage et le forage de rejet. La distribution des abondances relatives au forage de rejet ne conserve pas les proportions du mélange issu de l'exploitation simultanée de P1 et P2. Le genre *Nitrospira* (33%) est le plus important, suivi des genres *Pseudomonas* (19%, *Pseudomonas fluorescens*, *Pseudomonas veronii*) et *Sphingopyxis* (9%). De nombreux genres, non détectés à P1 et P2, s'observent au forage de rejet (*Hydrogenophaga*, *Azospira*, *Rhodococcus*, etc...). Le prélèvement ayant été effectué à la sortie de la colonne d'injection, cette distribution traduit vraisemblablement l'impact de l'exploitation géothermique (circulation dans le réseau de surface, aération de l'eau et échange thermique avant réinjection) sur les communautés bactériennes. Concernant les genres bactériens capables de tirer leur énergie de l'oxydation du manganèse, les genres les plus fréquemment rencontrés dans la littérature (*Bacillus sp.*, *Leptothrix discophora sp.*, *Pseudomonas putida sp.*) n'ont pas été identifiés. Cependant, la littérature fait état de l'oxydation biologique du manganèse par les genres détectés dans l'eau du forage P2 et présenté Tableau 6.

Genres et espèces	Détecté aux forages P1, P2 (pompages) et PR (rejet)
<i>Hydrogenophaga</i> (Marcus Daniel N. et al., 2017)	PR (0.5%)
<i>Acinetobacter</i> genus ()	P2 (1.3%), PR (0.6%)
<i>Variovorax</i> genus (Poole, 2017)	P2 (1.2%), PR (0.9%)
<i>Mycobacterium</i> (Marcus Daniel N. et al., 2017)	P2 (1.11%), PR (0.94%)
<i>Bradyrhizobium</i> genus (Marcus Daniel N. et al., 2017)	P2 (2.1%), PR (1.6%)
<i>Flavobacterium</i> genus (Akob et al., 2014; Carmichael et al., 2013; Poole, 2017)	P1 (3%), P2 (1.1%), PR (1.4%)
<i>Pseudoalteromonas</i> (Poole, 2017)	P1 (0.2%), PR (0.2%)
<i>Hyphomicrobium</i> genus (Francis et al., 2001)	P2 (0.2%)
<i>Burkholderia</i> (Marcus Daniel N. et al., 2017)	P2 (0.7%)
<i>Caulobacter</i> (Francis et al., 2001)	P2 (0.3%)
<i>Mesorhizobium</i> (Bohu et al., 2015)	P2 (0.2%)

Tableau 6 : Bactéries potentiellement mangano-oxydantes détectées dans les forages

L'analyse génomique a permis d'identifier dans l'eau du forage de pompage P2 la majorité des genres potentiellement liés à l'oxydation du manganèse cités précédemment. Les analyses chimiques ont montré que l'eau du forage P2 présentait une concentration en manganèse importante (environ 135 µg/L dans l'eau prélevée en tête de puits) tandis que la concentration mesurée dans l'eau en tête de puits de P1 était de 14 µg/L. Il est probable que cet environnement riche en manganèse favorise la prolifération de ces bactéries spécifiques de l'oxydation du manganèse.

3. Conclusion de l'étude

L'installation géothermique ARHI12 est impactée par un processus de formation de dépôts constitués en majorité d'oxydes de manganèse et de minéraux silicatés issus du réservoir. Ces processus de dépôt conduisent à un colmatage des filtres nécessitant des opérations régulières de maintenance des filtres et du forage d'injection.

Lors du transit de l'eau dans l'important réseau de surface, le manganèse dissous (Mn+II) est quasiment entièrement consommé (adsorption puis oxydation sous forme d'oxydes amorphes). Le manganèse dissous se retrouve alors dans des concentrations très faibles au niveau du forage de rejet. Les analyses et la modélisation thermodynamique tendent à suggérer que le simple mélange des eaux de P1 et P2 n'induit pas de processus d'oxydation mais que le facteur clé expliquant la formation des oxydes est la forte oxygénation de l'eau durant sa circulation.

L'exploitation du doublet géothermique ne semble pas favoriser les bactéries mangano-oxydantes MnOB au sein de la boucle géothermale, pour autant on ne peut pas exclure que des processus biogéochimiques d'oxydation du manganèse aient lieu car nous n'avons pas la certitude que toutes les MnOB aient été identifiées dans les bases de données métagénomiques. Une des hypothèses est que le processus de colmatage ait pu être initié par l'action des MnOB dans la boucle primaire. L'oxydation du manganèse étant autocatalytique (Vries et al., 2017), le processus chimique d'adsorption et d'oxydation chimique des ions Mn^{2+} sur les surfaces des oxydes de manganèse biogéniques suivie du processus d'hydrolyse et de dismutation (formation de MnO_2) peuvent se produire. La forte oxygénation de l'eau anoxique entre le pompage et le rejet est un facteur qui accroît par ailleurs la cinétique d'oxydation chimique du manganèse. Compte tenu de l'absence de fer dissous dans les eaux produites par les forages, la présence de fer (à hauteur de 10,7% en poids) dans le dépôt récupéré dans le filtre est pour partie de nature exogène (liée à la corrosion des conduites du réseau de surface) et pour l'autre partie liée à la présence de minéraux silicatés contenant du fer (Lizardite).

En considérant un volume total annuel moyen de 285 000 m³/an assuré à 64% par P1 (à débit moyen de 40 m³/h) et à 36% par P2 (à débit moyen de 22.5 m³/h), l'oxydation complète du manganèse dissous issu de P1 et de P2 (à une concentration respective de 0.020 mg/L et 0.135 mg/L mesurée en tête des crépines) représenterait un total de 17 kg. P2 contribuant à 80% de cette masse, l'arrêt de ce forage et une sollicitation plus importante de P1 permettrait de réduire notablement l'impact du processus d'oxydation biogéochimique.

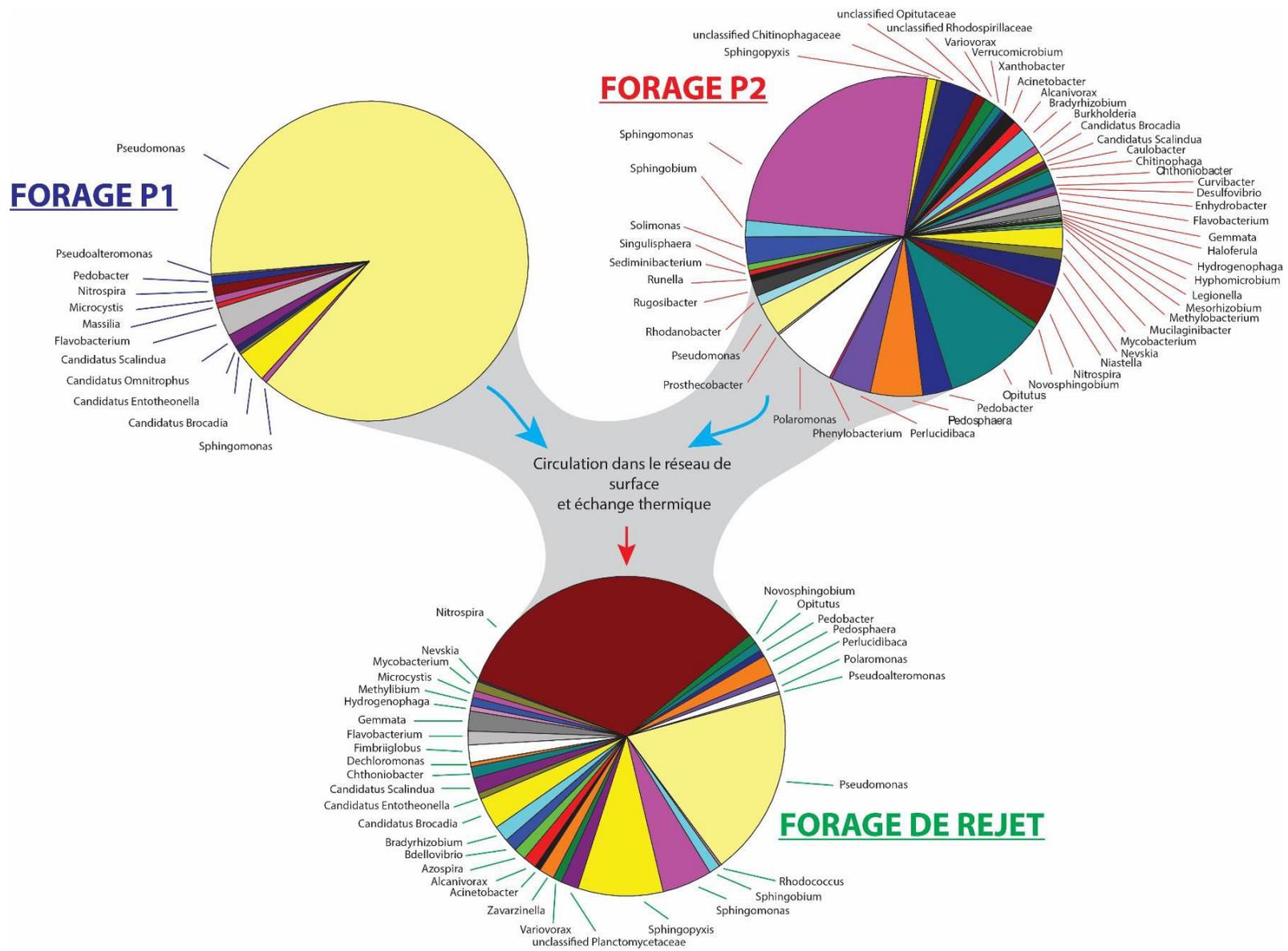


Figure 59 : Abondances relatives des genres bactériens présents dans les forages de production P1 et P2 et au forage de rejet

III. Etude des phénomènes de colmatage de l'installation AS1

Notre seconde étude se positionne dans un contexte proche de celle précédemment décrit. En effet, le doublet géothermique AS1 faisant l'objet de cette partie exploite un aquifère alluvial et est confrontée à un processus de colmatage biogéochimique impactant son fonctionnement. Cette sélection nous permet ainsi d'explorer plus en détails les variables de ce processus, récurrent dans ce contexte.

Le doublet géothermique AS1, exploite depuis 2011 un forage de pompage et un forage d'injection captant l'aquifère alluvial de la Seine en Normandie. Les investigations menées sur le doublet AS1 (HA) ont été effectuées en mars 2016. Elles sont intervenues la veille de la réalisation des travaux de réhabilitation du forage d'injection colmaté après seulement deux ans de fonctionnement. La remontée de la colonne d'injection du forage d'injection nous a permis de mettre en place un dispositif permettant de prélever les dépôts obstruant les crépines.

Le forage de pompage étant toujours équipé de la pompe et de la colonne d'exhaure, aucune des techniques d'investigations par diagraphie n'a pu être mise en œuvre à l'intérieur de celui-ci. Par ailleurs, la boucle primaire étant à l'arrêt depuis la déclaration du sinistre en 2013, les conditions générées par l'exploitation du doublet géothermique n'ont pu être reproduites et analysées dans son ensemble. Pour les besoins de notre étude, la pompe d'exhaure a été mise en fonctionnement prolongé avec rejet en surface, cela nous permettant d'analyser les paramètres de la nappe prélevée au droit du forage de pompage. En se faisant, cela nous a permis d'appréhender les processus entraînant la formation du dépôt prélevé dans le forage d'injection.

Les caractéristiques du doublet géothermique et les résultats partiels sont exposés dans la communication papier présentée à l'European Geothermal Congress (2016) et exposée ci-après. Suite à ce congrès, des résultats complémentaires ont été obtenus et ont alimenté la conclusion de cette étude.

1. Article: Clogging of shallow geothermal doublets: hydrologic, geochemical and microbiological observations in a pilot site

Clogging of shallow geothermal doublets: hydrologic, geochemical and microbiological observations in a pilot site

Luc Burté^{1,2}, Catherine Cotiche Baranger¹, Luc Aquilina², Tanguy le Borgne², Marie-Françoise Gerard²

¹ Antea Group, Innovation and Development Division

² OSUR-Géosciences Rennes, University of Rennes 1 - CNRS

Luc.burte@anteagroup.com

Keywords: Clogging, shallow geothermal doublet, groundwater, heat pump, injection wells, iron-oxidizing bacteria, geochemistry

ABSTRACT

Well and surface equipments (exchangers, filters) clogging is a major issue that affects many geothermal doublets in shallow aquifers (open-loop groundwater heat pump). In the case of wells, injection wells in particular, clogging of screens, porosity of gravel pack filters, and more widely the pores of the aquifer lead to severe losses in hydraulic performance in a long run. These clogging processes involve complex interactions between abiotic chemical processes (precipitation of carbonate minerals; iron and manganese oxides), physical processes (mobilisation and precipitation of particles) and biological processes (mineral precipitation linked to bacterial metabolism or biofouling). Each of these processes is well known and documented individually. However, prediction of clogging phenomena using a global approach that could integrate parameters related to operating conditions (temperature, pressure, flow rate...) as well as water chemical, physical, and biological characteristics is a scientific challenge. Except for carbonates species, the small temperature variation (<15°C) induced by geothermal doublet operation seems to have a limited effect on the concentration of the major chemical components of groundwater but does impact redox equilibria. The main impact on hydrochemical characteristics and equilibrium states of the groundwater induced by geothermal doublets operating at injection temperatures below 30°C is related to mixing of waters with different chemical facies (Bonte et al, 2013; Possemiers et al, 2016). From a biological point of view, the microbial communities responsible for clogging are highly sensitive to temperature variations, redox variations, and operating conditions (Vetter et al, 2012). Redox equilibria and their influence on biochemical reactivity are very sensitive to very small changes in physico-chemical parameters. Such variations might occur on surface or in-depth installations due to the impact of pumping and/or injection. The impact of mixing of waters with different chemical compositions on biochemical reactions in a context of heterogeneous geological environments is a research question debated over recent years.

We present the initial results of a research project carried out jointly by Antea Group and the Geosciences Rennes laboratory, launched in April 2015 aiming at studying the origin of clogging problems and analyzing the effects of preventive and curative treatments. In this framework, field investigations of geothermal doublets are performed to evaluate and identify the possible origins of clogging phenomena. For selected doublets, a real-time monitoring of operating conditions and water physico-chemical characteristics is performed. In addition, chemical and bacteriological analyzes are carried out on deposits and water samples. The first challenge is linked to the selection of the most relevant geochemical and hydrogeological tools to characterise clogging of geothermal doublets under operation. The second issue is related to the characterisation and simulation of biogeochemical reactions induced by the operation of a geothermal doublet. In this context, the evaluation of reaction mechanisms and controlling parameters is critical to assess the clogging risk of an installation and to select the appropriate preventive or curative solutions.

1. INTRODUCTION

In France, the number of shallow geothermal doublets on aquifers (Very low geothermal energy, $T^{\circ} < 30^{\circ}C$) has been growing steadily since 2004 (AFPG, 2011). This development is explained by stable energy yield, economic attractiveness (public support) and the availability of large amounts of groundwater resources in the largest populated areas in France. The technology uses groundwater to supply a reversible heat pump for heating or cooling. In France, groundwater is circulated exclusively from pumping wells to injection wells without seasonal reversibility (Figure 1). In comparison, ATEs system (Aquifer Thermal Energy Storage) uses each well for both production and injection, depending on the season. The groundwater temperature generally ranges between 9 and 15°C and remains stable most of the year. The injected water temperature, after passing through the heat-exchanger, ranges between 5°C and 28°C. In France, regulations require that water be pumped and injected into the same aquifer.

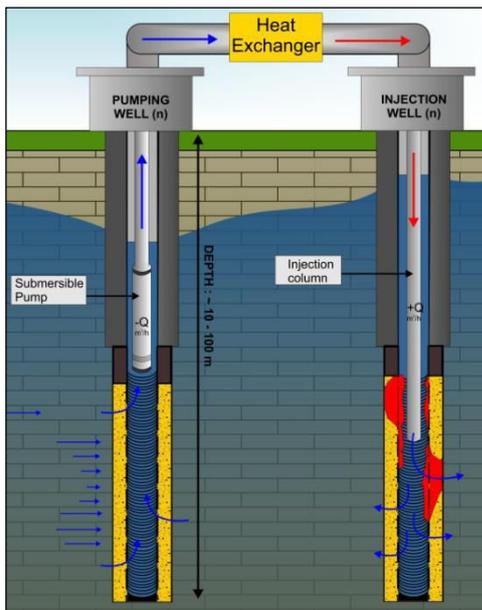


Figure 1 Simplified view of a shallow geothermal doublet with clogging in the injection well

Wells and surface equipment (exchangers, filters) clogging is a major issue that affects many geothermal doublets in shallow aquifers. Clogging problems are not limited to shallow geothermal doublets. They also arise in drinking water production or in managed aquifer recharge using wells. In the case of wells, mainly injection wells, clogging of screens, porosity of gravel pack filters, but also the pores of the aquifer lead to severe losses in hydraulic performance and an increase of injection pressure in the primary loop. In practice, pumping wells are less sensitive to rapid clogging than injection wells. The rapid occurrence of clogging problems may affect the long-term sustainability of the operations (The clogging problems occur in majority between 1 and 3 years). In the long run, the geothermal doublets will fail and costly rehabilitation operations will be needed. For example, in the Ile-de-France area, a preliminary study based on 51 shallow geothermal doublets showed that more than 35% of the operations were clogged.

2. CLOGGING OF SHALLOW GEOTHERMAL DOUBLETS

In case of shallow geothermal doublets, injection well clogging can have different causes. The type of process is strongly dependant on the initial geochemistry of groundwater and the aquifer material (sandstone, carbonates or alluvial aquifers). Several clogging types can be encountered in shallow geothermal doublets (Figure 2):

- Physical: injection well clogging by particles coming from the pumping wells (Figure 2, A), gas bubbles or swelling of clay minerals.

- (Bio)chemical : injection well clogging by carbonates precipitation (caused mainly by the temperature variation and, to a lesser extent, by CO₂ degassing , Figure 2, B), iron/manganese oxides precipitation due to mixing of different chemical type of groundwater induced by the operation or associated with Fe/Mn oxidizing bacteria, (Figure 2, D & E).
- Biological : injection well clogging due to bacterial activity (Figure 2, C)

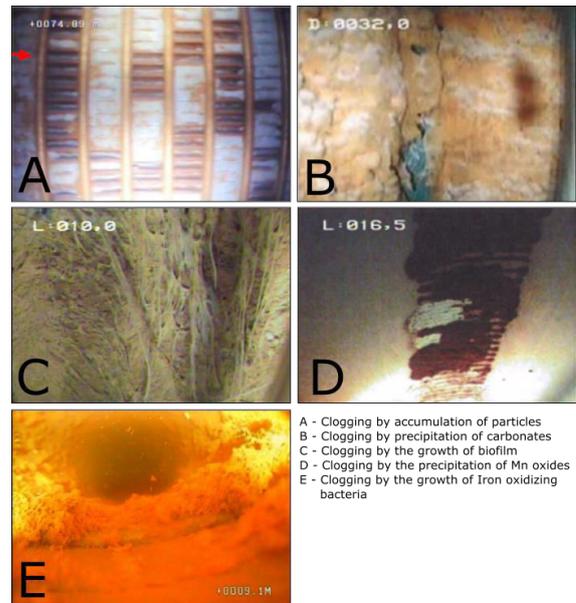


Figure 2 Pictures of well screens from shallow geothermal injection wells

Generally, clogging materials are located in different parts of the wells and are not limited to the screen filters (Houben, 2005). This observation is illustrated by the difficulty of recovering the initial performance despite a clean well screen obtained by rehabilitation procedure and revealed by video inspection. The loss of injection performance occurring during clogging process can be monitored during the operation of the shallow geothermal doublet. Pumping and injection wells are generally equipped with dataloggers allowing the monitoring of operating parameters such as temperature, production and injection water levels. This data allows observing some trends during the clogging process. For example, regarding the injection well of a shallow geothermal doublet, figure 3 shows a decrease of 71% of the specific rate (injection rate, m³/h, divided by the difference between dynamic water level and static level, m) during a 9-month period.

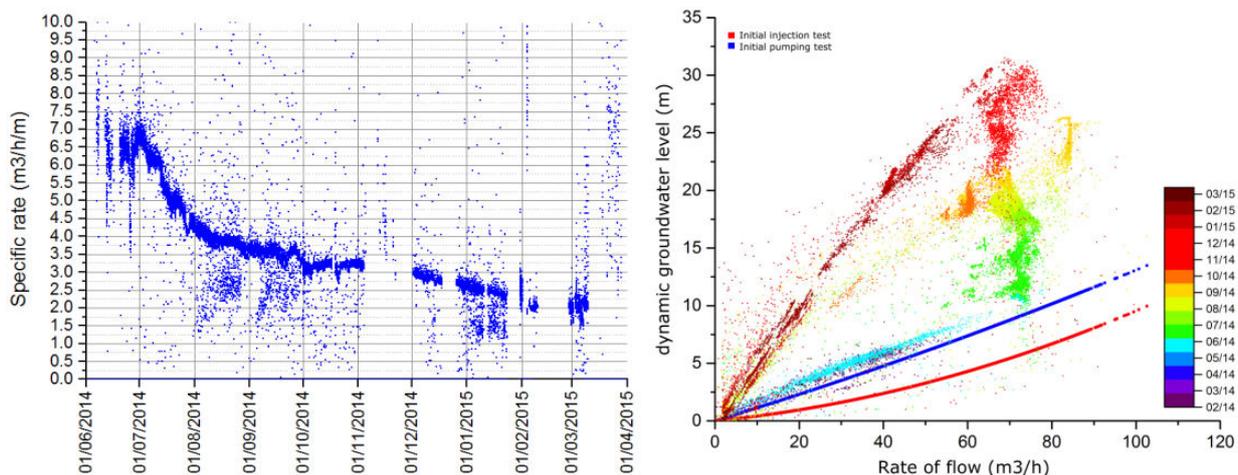


Figure 3 Example of specific rate (Q/s , $m^3/h/m$) monitoring of a shallow geothermal injection well exposed to clogging

3. STUDY AREA

At this stage of the project, investigations have begun in three pilot sites. Results of the investigations made in the pilot site “HA” are presented in this paper. The shallow geothermal doublet “HA” has two wells, one for the production and the other for the water reinjection into the quaternary alluvial aquifer of the Seine in Normandy region (France). After completion of the two wells in 2010, operation started in April 2011. The installed capacity is 83 kW and ensures heating.

Table 1: Characteristics of the “HA” shallow geothermal doublet

	Production Well	Injection well
Depth (m)	25 (well screen : 14 – 23)	25.3 (well screen : 15 – 23)
Water level (m)	~1.30	
Casing	Stainless steel (AISI-304)	PVC
Diameter	168 mm	163 mm
Screen slot	1 mm	1 mm
Gravel pack	Siliceous (2-4 mm)	Siliceous (2-4 mm)
Transmissivity	$1.3 \times 10^{-3} m^2/s$	$1 \times 10^{-3} m^2/s$
Aquifer material with well screens	14 – 15 m : Sandy clays 15 – 17 m : Coarse Sands 15 – 17 m : Clay layer 19 – 23 m : Fine sands with clay layers	15 – 17 m : Coarse sands 17 – 19 m : Clay layer 19 – 23 m : Fine sands with clay layers
Distance between wells	75 m	
Production rate	5 – 10 m^3/h	
Mode	Heating (ΔT : 6°C)	

After 2 years of operation, the injection well was clogged and a video inspection was performed in 2013 (Figure 4). Video revealed the total obstruction of the well screens by a blackish and yellowish deposit. Furthermore, the surface pipes were encrusted by ochreous and blackish deposits. Pumping well is still functional and no evidence of performance loss is observed but this well produces continuously fine sands, retained by surface filters.



Figure 4 Video inspection of the injection wells of HA doublet (Left: Clogged well screens, Right: Initial)

In March 2016, video inspections of the two wells were performed and a characterization of groundwater hydrochemistry was carried out. Water samples were taken after 2 hours of pumping in the injection and pumping wells. The concentrations of major ions and physicochemical parameters (pH, DO, Conductivity, Eh, Temperature) were measured on-site in a continuous flow cell. Clogging deposits were sampled in the injection well with a deposit sampler made of polypropylene filter bags. SEM/EDS analyses were performed with a JEOL JSM 7100 F and XRD analyses were performed with a Bruker D8 Advance. A chemical analysis of the deposit was done by the SARM-CRPG (Nancy, France).

In order to assess the geochemical equilibrium of the groundwater, a geochemical model (code PHREEQC 3.2.0 (Parkhurst and Appelo, 1999)) was used to interpret the collected chemical data.

4. RESULTS AND DISCUSSION

4.1 Video inspection

The video inspection of the pumping well (after more than three years of stand-by) shows the presence of reddish deposits on the inner parts of the surface casing. A horizontal crust (1 – 2 cm) formed just above the well screens was perforated by the camera (Figure 5, A). Black and ochreous deposits are present on the surface of the well screens but the slots seem clean and the most of them are open. The water turbidity appears

moderate. The video inspection of the injection well (more than three years after the first video inspection (Figure 5, D, E, F)) shows that deposits are still present and cover the entire well screens; however, compared to the previous video inspection they seem less dense.

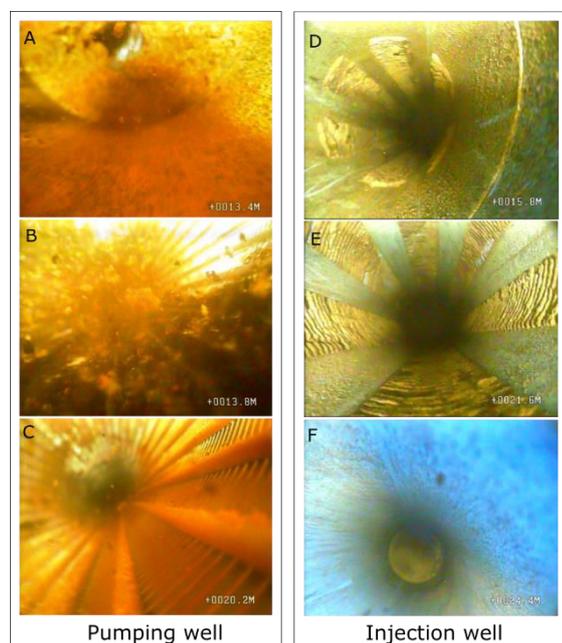


Figure 5 Video inspections of the pumping and injection wells

4.2 Chemical analysis of water samples

The chemical data interpretation is based on data acquired: i) at the commissioning of the shallow geothermal doublet (Table 2, A), ii) after the clogging event and at the stopping of the doublet (Table 2, B) and iii) during this research project (Table 2, C). After the rehabilitation and 96 hours of pumping of the injection well, a sample was taken to determine major ions (Table 2, D).

Results show that pH is almost neutral in the two wells. Dissolved O₂ concentration varies between analyses. The aquifer is probably subject to seasonal variations of the recharge rate that can explain variations in the O₂ concentration. The measurements made during the research project shows mildly-oxic conditions with a low concentration of dissolved O₂ (1.06 – 2.27 mg/L) and a redox potential of 271 – 393 mV/SHE. Redox potential and nitrate measurements show more oxidizing conditions for the production well. The hydrochemical facies of the water is chlorinated and sulphated calcic. Groundwater presents a high total hardness of 52-to 60 °F. The results of analysis show the absence of dissolved manganese in the water of the clogged well after three years of inactivity. Dissolved manganese is present in the water sample of the production well. Total manganese is initially present in the groundwater and is detected in each previous analysis. Total and dissolved iron remains low (<85 µg/L). The water analysis done in August 2013 indicates the presence of iron-oxidizing bacteria and thiosulphate-reducing bacteria in each well. Their presence was not detected after the commissioning of the wells.

Table 2: Chemical composition of the water at different time for the injection well and the pumping well

Parameters	Date	Injection well				Pumping well		
		Dec - 09 (A)	Aug - 13 (B)	Mar -16 (C)	Apr - 16 (D)	Sept - 10 (A)	Aug - 13 (B)	Mar - 16 (C)
pH		7.05	7.3	7.01	7.1	7.4	7.2	7.2
T°C	°C	14.6	15.6	15	14.2	15.2	15.6	13.9
O ₂ (g)	mg/L	3.38	5.2	1.06	4.02	7.82	4.6	2.27
Redox	mV/SHE	361.9	588	271.3	455		642	393
Conductivity	µS/cm	1213	1261	1198	1177		1252	1337
Total organic Carbon	mg/L NPOC			1.14	0.7			1.2
Total Inorganic Carbon	mg/L C			67.8				72.2
Total Hardness	°F	55		54	54	52		60
Ca ²⁺	mg/L	201		200	189	194.1		219.4
Mg ²⁺	mg/L	11.3		10.7	10.4	9.8		12.2
Na ⁺	mg/L	39.1		49.4	46.9	56.3		55.4
K ⁺	mg/L	11.3		6.7	8.6	5.9		8
Total Fe	µg/L	82.5		85	18.5	21.7		
Dissolved Fe	µg/L			0	0			11
Total Mn	µg/L	158.6	85		11.9	49.4	95	
Dissolved Mn	µg/L			0	11.8			89
HCO ₃ ⁻	mg/L	348.6		366	344	325.6	350.14	350
NH ₄ ⁺	mg/L	0.05			0.0	<0.03		
NO ₂ ⁻	mg/L	0.04		<0.07		0.05		<0.07
NO ₃ ⁻	mg/L	37		37.6	41	70		74.2
Cl ⁻	mg/L	52		66.93	63.8	55		58.99
SO ₄ ²⁻	mg/L	275		219.1	246	264		273.6
Sulphate Reducing bacteria	Germ/100mL	absence	absence		absence		absence	
Thiosulphate Reducing bacteria	Germ/100mL		2.3				2.3	
Iron oxidizing bacteria	Germ/500mL	absence	0.9		absence		0.4	

4.3 Analysis of clogging deposits in the injection well

The sampler was sent down along well screens to collect a maximum amount of deposits. As video inspection showed that the clogging deposits are homogeneous along the well screens, therefore, no depth-oriented sampling was performed. Deposits are made up of a blackish matrix with quartz grains and yellowish masses. The SEM/EDS analyses reveal the presence of hollow tubes and twisted fibers (Figure 6). These structures seem to be biological products, potentially produced by iron-oxidizing bacteria (Leptothrix and Gallionellaceae).

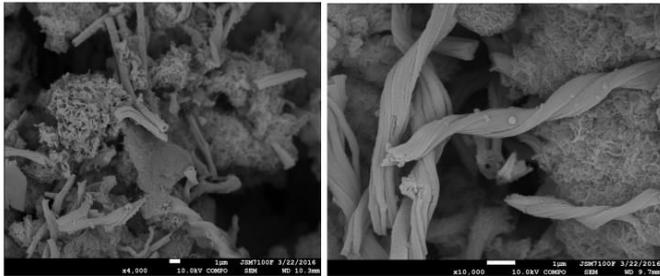


Figure 6 SEM Analysis of deposits sampled on the surface of injection well screens

SEM/EDS revealed that deposits are mostly made up of manganese and iron with calcium, phosphorus, carbon and oxygen as well as silicon (quartz grain). The major constituent of tubes and fibers is iron. This differs from the matrix which shows a higher percentage of manganese.

XRD analysis (Figure 7) shows calcite and quartz grains (aquifer material). The background noise can be explained by the presence of amorphous materials, potentially composed by solid iron and manganese oxides.

The chemical analysis (Figure 8) done on the dissolved solids indicates that deposits are mostly made up of silica, manganese, iron and calcium in accordance with EDS results. Silica is present in quartz grains mobilized from the aquifer (unconsolidated sandy sediments) by the pumping well. Manganese and iron (probably as Mn and Fe oxides) represent a large fraction of the total composition of the clogging material. Calcium is probably present as calcite mineral (revealed by XRD analysis). Organic carbon (0.14%) and total sulphur concentrations (0.04%) in the deposit show that organic matter do not significantly contributes to the loss of ignition.

Table 3: PHREEQC Saturation index (SI)

	SI (Production Well)
Calcite	0.32

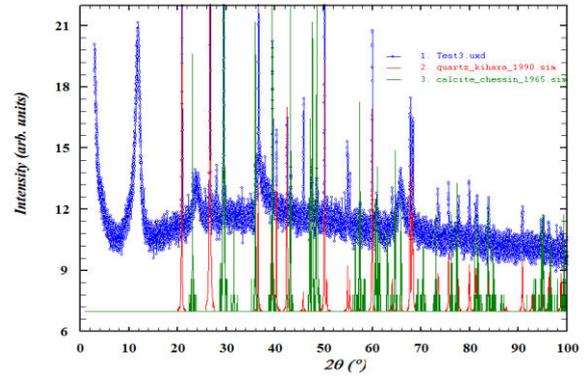


Figure 7 XRD results of the deposits sampled into the injection well screens

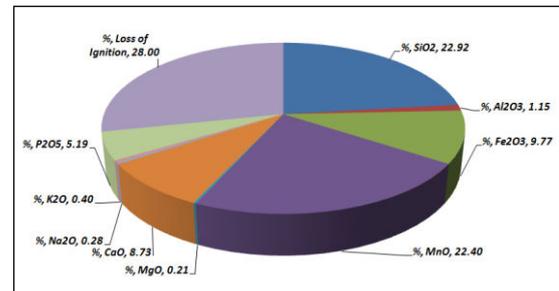


Figure 8 Chemical analysis of the deposit

4.4 PHREEQC results

PHREEQC simulations (Table 3) showed that the water produced by the pumping well and injection well is oversaturated with respect to calcite (Saturation Index = 0.32). As expected, a slight increase in temperature of the groundwater (cooling mode) leads to an increase in saturation index of the calcite and may increase the potential calcite precipitation. The shallow geothermal doublet produces only cold water (Heating mode). This operation mode (the temperature of the reinjected water is cooler) doesn't promote calcite precipitation. However, the increase of the temperature induced by the pump motor may promote calcite precipitation.

	SI (Injection well)
Calcite	0.16

CONCLUSION

The studied open-loop geothermal doublet was operated for about 2 years before clogging occurred and water reinjection became impossible. The video inspections of the two wells showed the presence of deposits on the inner surface of pipes and well screens. The geochemical analysis of groundwater indicates the presence of dissolved manganese and iron in the water produced by the production well. The results of the chemical analysis performed on the solid show that the deposits are mostly made up of manganese and iron oxides, calcite and quartz grains. The quartz comes from the aquifer (alluvial aquifer with fine sands) and is pushed throughout the geothermal loop. The SEM results show the presence of biological structures (hollow tubes and twisted fibers). It is well known that specialized bacteria (e.g. *Leptothrix*) are able to oxidize Mn(II) to Mn(III, IV) in neutral pH environments (Tuhela et al, 1993, Tebo et al, 2004). The role of bacteria in manganese precipitation seems to be determinant. Results of this study tend to suggest that clogging problem results from the interactions between biological (biochemical iron and manganese oxidation), chemical (calcite precipitation) and physical processes (due to particulate flow). A long term monitoring will be done at the restart of the operation of the shallow geothermal doublet (stopped since the clogging of the injection well) in order to follow the geochemical and operation parameters and assess the clogging processes. Parameters that control the kinetics of clogging will be determinate in order to implement treatment, to adjust operation scheme and keep the operation sustainable.

REFERENCES

- Bonte, M., Röling, W. F. M., Zaura, E., van der Wielen, P. W. J. J., Stuyfzand P. J., van Breukelen B. M.: Impacts of Shallow Geothermal Energy Production on Redox Processes and Microbial Communities, *Environ. Sci. Technol.*, no 47, (2013), 14476-14484.
- Houben, G. J.: The Influence of Well Hydraulics on the Spatial Distribution of Well Incrustations, *Ground Water* 44, no 5, (2005), 668 - 675
- Possemiers, M., Huysmans, M., Anibas, C., Batelaan, O., Van Steenwinkel, J.: Reactive transport modelling of redox processes to assess Fe(OH)₃ precipitation around aquifer thermal energy storage wells in phreatic aquifers, *Environ. Earth. Sci.*, (2016), 75:648
- Tebo, B. M., Bargar, J. R., Clement, B. G., Dick, G. J., Murray, K. J., Parker, R. V., Webb, S. M. : Biogenic Manganese Oxides : Properties and

Mechanisms of Formation, *Annu. Rev. Earth Planet. Sci*, no 32, (2004), 287-328

- Tuhela, L., Carlson, L., Tuovinen, O. H., : Biogeochemical transformations of Fe and Mn in oxic groundwater and well water environments, *Journal of Environmental Science and Health PART A : Environmental Science and Engineering and Toxicology*, no 32:2, (1997), 407-426
- Vetter, A., Mangelsdorf, K., Schettler, G., Seibt, A., Wolfram, M., Rauppach, K., Vieth-Hillebrand, A. : Fluid chemistry and impact of different operating modes on microbial community at Neubrandenburg heat storage (Northeast German Basin), *Organic Geochemistry*, no 53, (2012), 8-15

ACKNOWLEDGEMENTS

The researches presented were obtained within the research program GEOCLOGGING. This program was initiated by Antea Group, Géosciences Rennes (Université de Rennes1 – CNRS) and SANFOR company and runs from 2015 until 2018. This program is funded by ADEME, the French Environment and Energy Management Agency.

2. Modélisation thermodynamique

L'approche adoptée est équivalente à celle présentée lors de l'étude de l'installation ARH12. Elle consiste à modéliser la phase dissoute du manganèse (Mn^{II}) dans les conditions mesurées au forage de pompage (prélèvement en tête des puits lors du fonctionnement de la pompe d'exhaure) en fonction du potentiel redox Eh (mV). La valeur d'oxygène mesurée dans l'eau du forage (2.2 mg/L) conduit à un potentiel redox calculé supérieur à 750 mV/EHM (modélisé sous Phreeqc), incohérent avec la mesure effectuée in-situ. Au potentiel redox Eh calculé, le calcul thermodynamique d'équilibre indique l'absence de manganèse à l'état dissous. La concentration de manganèse (89 $\mu\text{g/L}$) mesurée au forage de production indique probablement que l'eau extraite n'est pas dans un état d'équilibre thermodynamique lors de nos investigations mais plutôt dans un état déséquilibré où la précipitation d'oxydes de manganèse et, de fer se produit (non simulée ici).

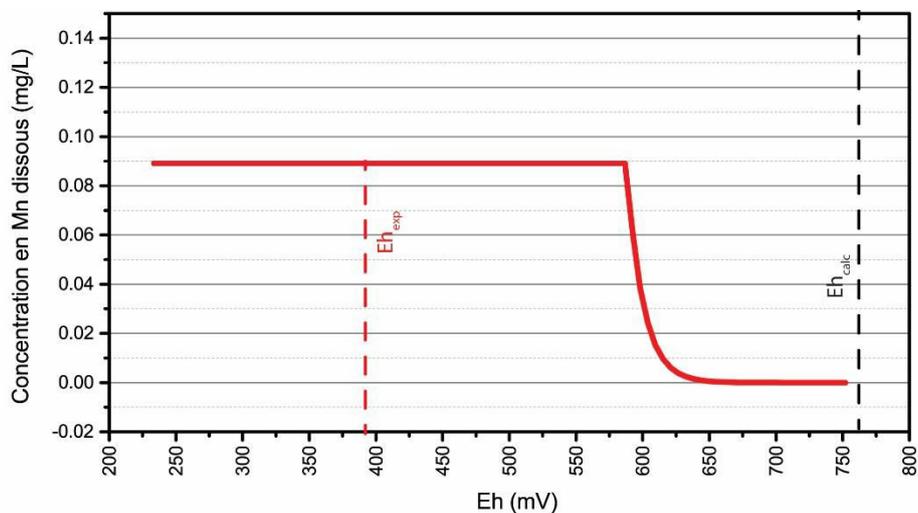


Figure 60 Fraction de Mn dissous dépendant du potentiel redox (pH à 7.2) Eh_{exp} correspond au potentiel redox mesuré in situ au forage de pompage. Eh_{calc} correspond au potentiel redox calculé à partir de la concentration en oxygène mesurée au forage de pompage (2.2 mg/L)

3. Analyse métagénomique des eaux du forage de rejet

Globalement, les genres bactériens identifiés (Figure 61) sont dominés par le genre *Nitrospira*, bactéries particulièrement connues pour leur rôle dans la nitrification (Daims et al., 2015), par le genre *Opitutus* (*Opitutus terrea*) et enfin par le genre *Pseudomonas*. Malgré la détection au MEB de structures en forme de tubes et de gaines torsadées formées principalement d'oxydes de fer et souvent associés à certaines espèces des genres *Leptothrix* (i.e. *Leptothrix ochracea* et *Leptothrix discophora*), *Gallionella* (i.e. *Gallionella ferruginea*) et *Ferriphaselus*, aucun des genres connus de ces bactéries ferro-oxydantes n'est détecté par l'analyse métagénomique. Parallèlement, les bactéries manganéo-oxydantes les plus fréquemment rencontrées dans la littérature (*Bacillus sp.*, *Leptothrix discophora sp.*, *Pseudomonas putida sp.*) n'ont pas été identifiées dans les eaux du forage d'injection. Seuls les genres *Hydrogenophaga* et *Bradyrhizobium* (Marcus Daniel N. et al., 2017), suspectés d'intervenir dans l'oxydation du manganèse ont été détectés. Ces résultats semblent indiquer, à l'image des résultats présentés pour CP1, que les structures biologiques observées sont liées à différentes bactéries (1) connues mais non identifiées comme ferro-oxydantes ou (2) dont les génomes ne sont pas encore référencés.

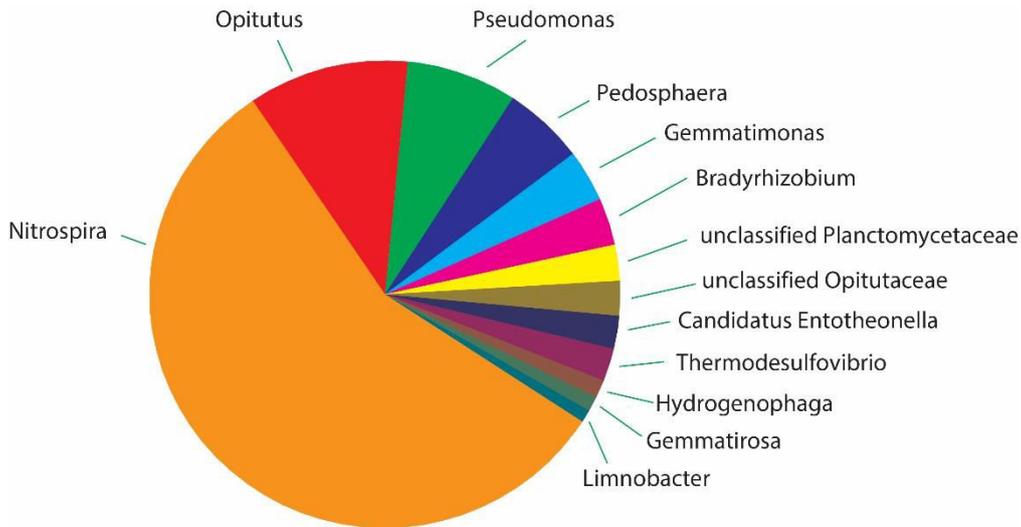


Figure 61 : Diversité et abondance relative des genres bactériens présents dans le forage de rejet

Cependant, lors d'un audit externe au projet effectué peu de temps après l'arrêt total de l'exploitation (Tableau 2 du papier présenté précédemment) en mars 2013, les bactéries oxydantes du fer avaient été détectées (selon un protocole qui n'est pas précisé dans le rapport d'analyse). La représentativité des résultats de l'analyse métagénomique obtenus pendant notre étude en 2016 peut être ainsi questionable. En effet, ces résultats ne sont pas représentatifs des conditions induites progressivement par le fonctionnement de la boucle géothermale où les processus de colmatage sont générés. L'absence ou la non détection des genres de ferro-bactéries et de mangano-bactéries pourrait ainsi s'expliquer par l'arrêt de la circulation de la boucle géothermale induisant une modification de ces conditions hydrauliques (flux générés par la mise en circulation) et chimiques propices à leur foisonnement.

4. Conclusion de l'étude

La pérennité du doublet géothermique AS1 a été remise en question au bout de 2 ans d'exploitation en raison de l'existence du couplage des processus de colmatage suivants (Figure 17) :

- formation d'oxydes de manganèse et formation d'oxydes de fer ;
- formation de carbonate de calcium ;
- entrainement particulaire de la matrice du réservoir aquifère.

La présence de dépôts observés sur les différentes composantes de la boucle primaire (forage de pompage, Figure 5 de l'article et canalisation amont échangeur, Figure 62) indique que les processus d'oxydation surviennent dès le forage de pompage, bien en amont de la déstabilisation thermique induite par le fonctionnement de la pompe à chaleur. Cette observation laisse penser que les conditions chimiques pourraient induire une réactivité chimique voire biologique induisant la formation de dépôts. La modélisation thermodynamique indique que, du fait de la présence simultanée d'oxygène et des espèces dissoutes du manganèse et du fer, le système est dans un état hors équilibre. Cet état peut signifier soit (1) que la nappe alluviale, du fait des variations de la recharge et des cinétiques de précipitation lentes, n'a pas atteint un état d'équilibre locale au moment du

prélèvement ou soit (2) qu'une hétérogénéité chimique existe au sein du forage de pompage. L'étude du doublet CP1, présentée au chapitre précédent, a démontré l'existence d'hétérogénéité chimique à faible échelle en milieu carbonaté. En milieu alluvial, où des couches argileuses continues peuvent isolées hydrauliquement l'aquifère en plusieurs sous-réservoirs, des variations mineures de la chimie entre ces différents compartiments pourraient s'observer et expliquer cette hétérogénéité.



Figure 62 Dépôts recouvrant les canalisations amont et aval échangeur de l'installation AS1 (Burté, 2016)

Concernant la composante biologique de l'oxydation du manganèse, l'analyse métagénomique réalisée sur un échantillon d'eau provenant du forage d'injection (Figure 61) ne révèle aucun des genres bactériens communément responsable de l'oxydation biologique du manganèse. De plus, les bactéries ferro-oxydantes du genre *Gallionella*, *Ferriphaselus* ou *Leptothrix* n'ont également pas été détectées malgré l'observation des structures biologiques attestant généralement de leur présence. Ces résultats peuvent ainsi démontrer que les communautés bactériennes à l'origine des processus d'oxydation biologique du fer et du manganèse se développent de manière importante uniquement lors de l'exploitation de l'aquifère par le doublet géothermique. En effet, l'analyse de la diversité et des abondances relatives suggère la perte du signal de ces communautés au sein du forage d'injection plusieurs années après l'arrêt prolongé (depuis 2013) de l'installation. L'hypothèse selon laquelle des bactéries oxydantes du fer ou du manganèse seraient présentes mais encore inconnues à ce jour, et donc non révélés par l'analyse métagénomique, ne peut cependant pas être écarté.

Suite à la réhabilitation du forage d'injection, l'installation a été remise en fonctionnement sans nettoyage des conduites de surface et du forage de pompage. Le forage d'injection a fait l'objet d'un suivi métrologique du niveau piézométrique et du débit d'injection. La chronique du débit spécifique, calculé sur la base des données fournies par les équipes de maintenance, est présentée Figure 63. L'analyse de cette chronique montre que, faute d'actions préventives pour pérenniser l'installation, le forage de rejet continuait de perdre progressivement en performance depuis sa réhabilitation, probablement sous l'effet de l'action des processus de colmatage présentés précédemment. En sus, il a été décrit dans le chapitre précédent l'impact des oxydes de fer et de manganèse présents sur les surfaces sur la cinétique biogéochimique de précipitation d'oxydes. La présence sur les parois de la boucle primaire en amont du forage d'injection d'oxydes de manganèse et de fer développés lors des deux précédentes années d'exploitation accroît ainsi la cinétique de formation de nouveaux dépôts, dépôts mobilisés par l'action érosive de la circulation de l'eau géothermale dont l'exutoire final est le forage d'injection.

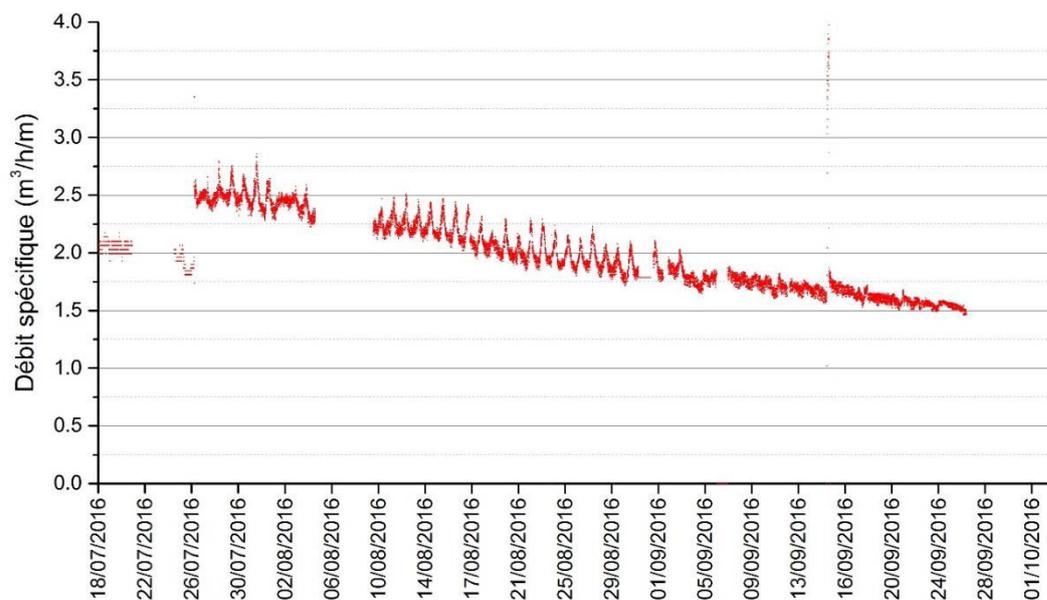


Figure 63 : Chronique du débit spécifique en injection du forage de rejet de AS1 (Burté, 2016)

Une analyse verticale des paramètres hydrodynamiques et chimiques du forage de pompage, suivant un protocole similaire à celui présenté en chapitre 3 permettrait de caractériser une éventuelle hétérogénéité géochimique et de définir des orientations visant à en minimiser les effets. La mise en place d'un système de rétrolavage au forage d'injection ou d'une filtration adaptée en amont de celui-ci permettrait par ailleurs le maintien de ses performances. Ces méthodes sont présentées en annexe 3. Enfin, un nettoyage récurrent des conduites réduirait la charge de dépôts sollicitée ainsi que la vitesse de formation, des oxydes de manganèse et de fer par voie autocatalytique.

IV. Etude des phénomènes de colmatage de l'installation SY2

En raison de son extension régionale et de ses caractéristiques hydrogéologiques, l'aquifère des sables de l'Yprésien présente un intérêt stratégique pour le développement de la géothermie très basse énergie en Ile-de-France. Les retours d'expériences concernant l'exploitation de cette nappe (présentée en chapitre II) ont montré la sensibilité des installations au regard des problématiques de colmatage physique, biogéochimique et biologique. La sélection de ce doublet géothermique a permis, pour sa part, d'explorer le processus de colmatage biogéochimique relatif à l'oxydation du fer. Ce site d'étude est voisin direct d'une seconde installation géothermique exploitant les mêmes niveaux producteurs que SY2. Cette seconde installation présente cependant une problématique de colmatage biologique, distincte de celle de SY2. Ce site d'étude est donc particulièrement intéressant pour explorer la variabilité des processus de colmatage à faible échelle.

Les échanges avec la société Sanfor partenaire du projet Geoclogging, informent de la nécessité fréquente de travaux de nettoyage et donc de la rapidité des processus de colmatage impactant cette installation. Nos investigations ont été réalisées en parallèle d'une des phases de réhabilitation des forages par l'entreprise de maintenance, cette coactivité limitant les possibilités d'investigations. L'accès à ces forages a toutefois permis de mettre en place des méthodes permettant d'étudier l'origine des processus biogéochimiques affectant le doublet géothermique.

1. Contexte

SY2 dispose de 2 forages de pompage (F1 et F4) et 2 forages d'injection (F2 et F3). Ce doublet géothermique capte la nappe captive des Sables de Cuise (Yprésien). Le forage de pompage F1, peu productif est à l'arrêt, F4 assurant l'ensemble des besoins en eau géothermale. Cette installation fonctionne depuis 2013 et a fait depuis l'objet de plusieurs nettoyages du forage de production, du filtre à tamis et, à une fréquence annuelle, des forages d'injection.

Les Sables de l'Yprésien (ou Sables de Cuise) au droit du site sont sous minimum 13 m de couverture (Tableau 7). L'épaisseur du « Calcaire grossier du Lutétien » varie entre 9 et 13 m sur les quatre forages. Il est représenté par une alternance de bancs calcaires tendres et durs, jaunâtres en tête puis gris-vert glauconie à la base. Cette formation argileuse à la base, d'un à deux mètres d'épaisseur est présentée comme isolant l'aquifère du Calcaire grossier de la formation aquifère sous-jacente des « Sables de l'Yprésien ». Cette dernière, d'une épaisseur de 6 à 9 m sur les quatre forages est constituée de sables gris à noir de granulométrie moyenne. Enfin, ces sables reposent sur les « Fausses glaises du Sparnacien », argiles faiblement sableuses de couleur marron à gris, identifiées sur une épaisseur de 12 m au droit du forage F1.

Profondeur (Épaisseur)	Formation et description
0 – 2 m (2 m)	Remblais anthropiques et/ou terre végétale (F4), Sables argileux
2 – 4 à 7 m (2 à 5 m)	Alluvions anciennes Sables et graviers ocre siliceux moyen, contenant de nombreux morceaux de silex
4 à 7 – 13,8 à 17m (9 à 13 m)	Calcaire grossier (Lutétien) Alternance de bancs calcaires tendres et durs, jaunâtres en tête puis gris-vert glauconieux à la base. Présence de passées sableuses de 1 à 2m
13,8 à 17 – 22 à 24,5 m (6 à 9 m)	Sables de Cuise (Yprésien) Sable gris à noir moyen
22 à 24,5 - ? (> 1.5 à 12 m)	Fausses glaises du Sparnacien (Yprésien) Argile faiblement sableuse marron à grise

Tableau 7 : Coupe géologique théorique des forages de l'installation SY2

La longueur de la colonne d'exhaure est de 16 m, positionnant le haut de la pompe à 16.8 m/sol, en face des crépines.

Paramètres	Valeurs
Niveau statique (m/sol)	10.14
Débit de pompage (m ³ /h)	30
Niveau dynamique en fin de pompage (m/sol)	14.57
Rabattement en fin de pompage (m)	4.43
Débit spécifique (m ³ /h/m)	6.77

Tableau 8 : Paramètres hydrauliques du forage de pompage F4

2. Caractérisation du processus de colmatage

Le caractère sensible de l'installation au regard des problématiques de colmatage s'est rapidement dévoilé. En effet, lors des inspections caméra réalisées en fin de travaux (1 an après la réalisation des forages), un développement de biofilm et de dépôts noirâtres était déjà visible au sein des forages (Figure 64). De ces observations, deux faciès de dépôts se distinguent :

- Des dépôts noirâtres obstruant l'ouverture des crépines ;
- Des floccs bactériens de couleur ocre (biofilms liés à des bactéries ferro-oxydantes).

Des travaux de décolmatage des forages d'injection ont été effectués peu de temps après la mise en service puis à une fréquence annuelle. D'après les renseignements des équipes de maintenance, les performances initiales du forage de pompage F4 n'ont pu être atteintes malgré plusieurs opérations de nettoyage de la crépine. Cela atteste d'un colmatage du massif de gravier et probablement de la porosité de l'aquifère dans l'environnement du proche puits.



Figure 64 : Extrait des inspections vidéo à la réception des ouvrages de pompage (gauche) et de rejet (droite) de SY2 (Source : Antea Group France)

Lors de l'exploitation de la boucle géothermale, les phénomènes de colmatage ont également impacté les équipements de la boucle géothermale notamment les filtres à tamis, positionnés en amont de l'échangeur à plaques, qui présentent de nombreux dépôts d'oxydes de fer. L'odeur d'hydrogène sulfuré décelable lors des opérations de maintenance des filtres témoigne d'un processus biologique de réduction des sulfates par des bactéries sulfurogènes. Ce processus est caractéristique des eaux riches en sulfates et d'un milieu réducteur à semi-réducteur. Lors de la remontée de la pompe, des biofilms de couleurs orangée et noirâtre ont d'ailleurs été observés à sa surface et ont fait l'objet d'une observation au microscope optique qui témoigne de la présence de structures filamenteuses (Figure 65).

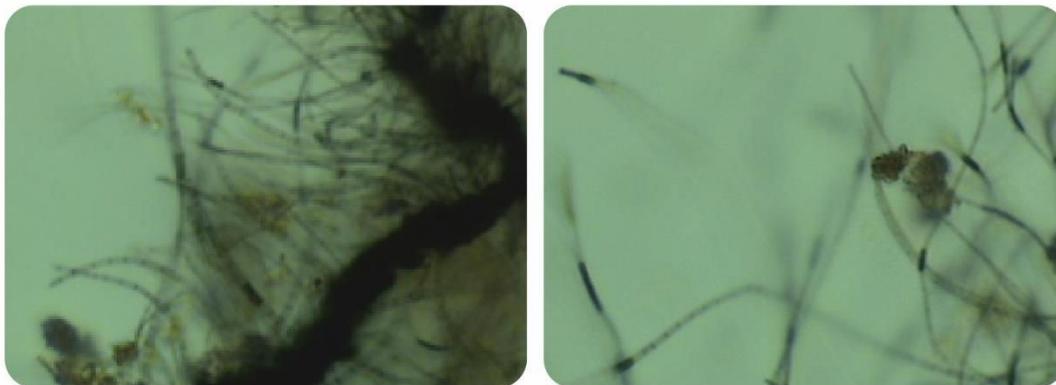


Figure 65 Observation en microscopie du biofilm recouvrant la pompe du forage de pompage F4 (100x) (Burté, 2016)

Les inspections par vidéo caméra effectuées dans les deux forages d'injection (Figure 66) révèlent également la présence d'une couche de dépôts sur le tubage plein ainsi qu'un colmatage total des crépines à fils enroulés. Les bases des crépines (50 cm pour F2, 1m pour F3) sont dépourvues de dépôts, ces zones correspondant à des parties non productives des forages. Les dépôts sont peu incrustants et donc facilement mobilisables. Les dépôts récupérés par pompage n'ont pas pu faire l'objet d'une analyse élémentaire mais des observations au microscope (Figure 66) ont toutefois montré qu'ils étaient en partie composés de biofilms lié à des ferrobactéries (du genre *Gallionella* ou *Ferriphaselus*).

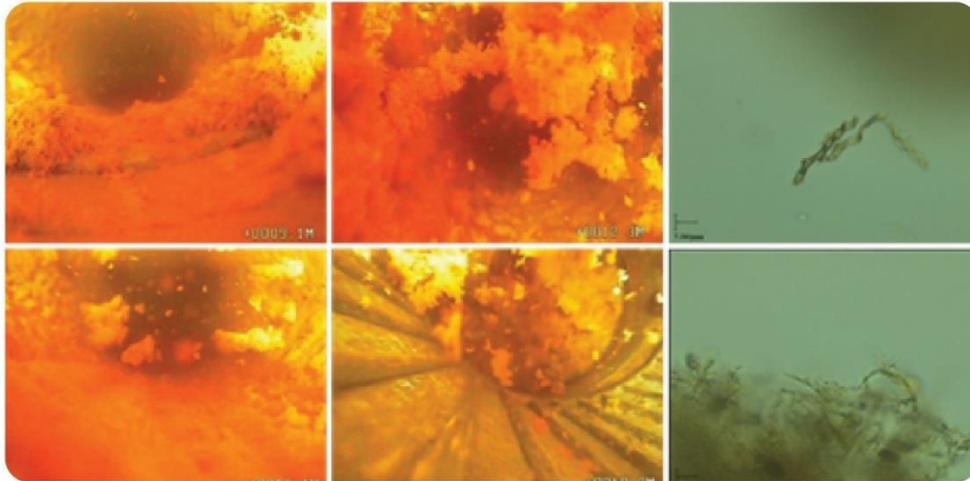


Figure 66 : Extrait des inspections vidéo du forage d'injection F2 et observations au microscope de ferro-bactéries présentes au sein des dépôts recueillis dans le forage d'injection F2 (Burté, 2016)

L'inspection caméra du forage de pompage a été effectuée après quelques mois de fonctionnement et après une première phase de nettoyage. Elle révèle la présence de dépôts d'oxydes de fer en tête des crépines sur le premier mètre (Figure 68). Le premier mètre de tubage crépiné en acier inoxydable se situe en face du tubage plein acier et n'est donc pas une zone productrice. Le tubage crépiné apparaît ensuite globalement à l'exception de plaquages de dépôts noirs (probablement des sulfures métalliques) présents à différentes profondeurs. La présence des oxydes de fer en tête des crépines peut indiquer que :

- le précédent nettoyage effectué durant les travaux de réhabilitation de l'ouvrage n'a pas été efficace sur cette zone ;
- Le processus d'oxydation du fer est à cinétique rapide, permettant la formation de dépôts quelques semaines après le nettoyage du forage.

Cette deuxième hypothèse indiquerait que le processus d'oxydation du fer s'effectuerait en tête de la zone crépinée. Environ 1.6 m de tubage crépiné sont théoriquement situés au-dessus du sommet de la pompe d'exploitation de F4 (le sommet de la pompe se situe à 16.80 m/sol) et la côte piézométrique est à 8.6m. En considérant les niveaux dynamiques de F4 obtenus lors des essais hydrauliques (Tableau 8), le niveau dynamique se situerait entre 13 et 14 m pour un débit compris entre 25 et 30 m³/h, laissant environ 2 m de colonne d'eau au-dessus de la pompe et moins d'un mètre au-dessus des tubages crépinés.

Lors de la réalisation des forages, un prélèvement pour analyse avait été effectué au forage d'injection F3. Les résultats ont révélé une concentration en fer total de 0.95 mg/L dans l'eau souterraine. Des prélèvements à l'aide d'une pompe immergée (Grundfos MP1) ont de nouveau été réalisés en 2016 au niveau du forage de pompage F4 et des deux forages d'injection. Ces prélèvements indiquent :

- Que l'eau issue du forage de pompage est caractéristique d'un milieu réducteur (~120 mV/ENH) permettant l'existence du fer sous sa forme soluble ;
- Une forte concentration en Fe²⁺ (>1 mg/L) en partie basse de la colonne crépinée à 22m de profondeur par rapport au sol. Elle est six fois plus faible en partie sommitale des crépines, face au dépôt d'oxydes de fer ;
- une forte concentration en sulfates (> 600 mg/L) ;

- La présence de bactéries sulfato-réductrices et thiosulfato-réductrices (détection réalisée via des milieux de culture de type Kit Labège) ;
- La présence de bactéries de type Thiobacillus ou Beggiatoa (Figure 67)

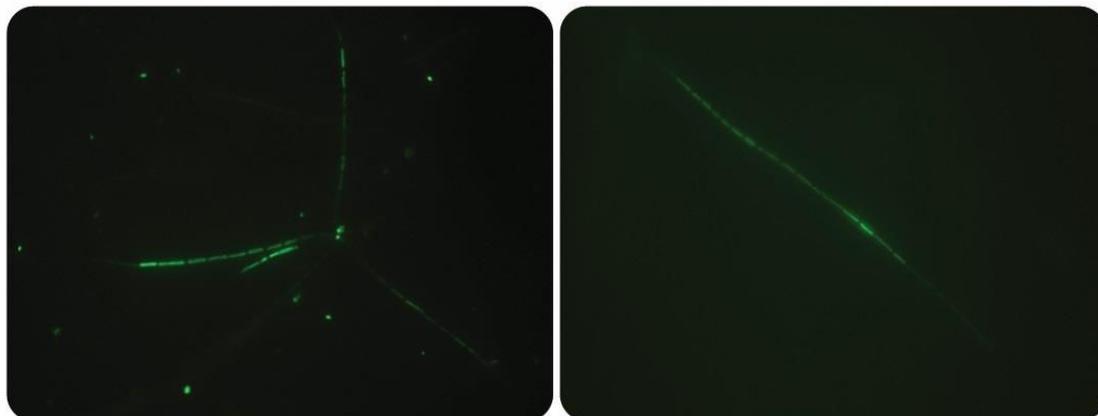


Figure 67 Bactéries de type Thiobacillus ou Beggiatoa présentes dans le forage de pompage F4 (X600) (Burté, 2016)

Paramètres	F3 (initiale)	F3 (colmaté)	F2 (colmaté)	F4 (sommet crépines)	F4 (22 m/sol)
Fer total (mg/L)	0.95	-	-	-	-
Fer II (mg/L)	-	0.03	0.04	0.24	1.27
Mn II (mg/L)	-	0.03	0.06	0.03	0.02
O ₂ (mg/L)	-	-	-	< LQ	< LQ
Eh (mV) (mg/L)	-	196	190	117	105
pH	7.5	7.2	7.1	6.9	6.9
SO ₄ ²⁻ (mg/L)	580	682	676	695	760

Tableau 9 : Résumé des paramètres physico-chimiques

Les résultats d'analyse des prélèvements d'eau effectués au sein des deux forages d'injection avant leur régénération (installation à l'arrêt) indiquent :

- Que l'eau des deux forages d'injection a un potentiel rédox légèrement plus élevé que le forage de pompage (190 – 200 mV/ENH)
- Que les concentrations en fer dissous sont très faibles (0.03 à 0.04 mg/L)

Les faibles concentrations en Fe²⁺ mesurées dans les forages d'injection et la présence de ferrobactéries témoignent de la consommation du fer dissous par des processus d'oxydation biogéochimiques, les oxydes de fer entraînant l'adsorption des ions solubles Fe²⁺ puis leur oxydation et la précipitation d'hydroxydes de fer.

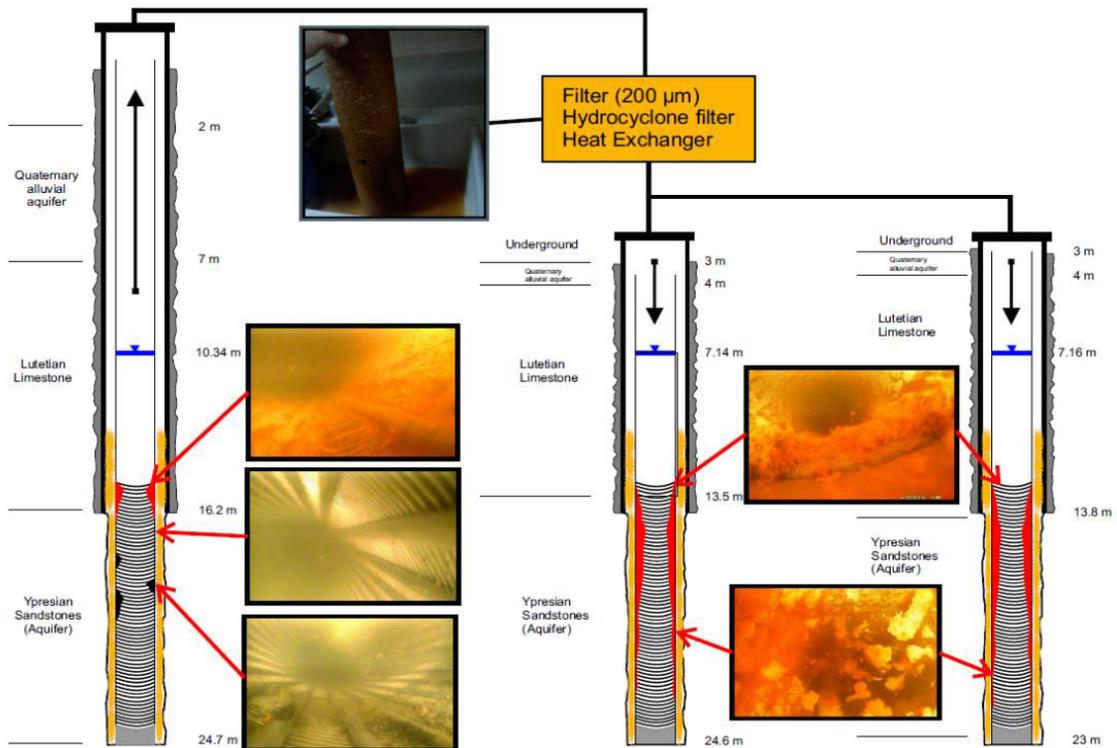


Figure 68 : Schéma résumant l'étendu des phénomènes de formation de dépôt d'oxydes de fer au sein de l'installation SY2 (Burté, 2016)

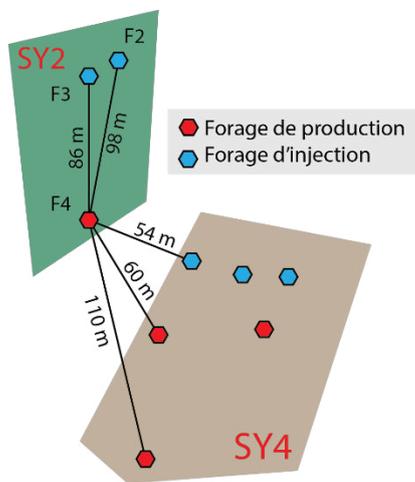


Figure 69 : Localisation des forages de SY2 et SY4

L'installation **SY2** est située dans un contexte particulier car sous influence directe des forages d'injection du doublet **SY4** (Figure 69), sollicitant les niveaux de l'aquifère exploités par SY2. Les impacts hydrauliques et thermiques de SY4 n'ont pas été clairement évalués sur F4. Une augmentation de 0.6°C de l'aquifère au droit du forage F4 est toutefois mesurée (sur la base de la température mesurée à F3 au stade travaux). L'exploitation SY4 ne présente pas à notre connaissance de problèmes d'exploitation liés à l'oxydation du fer mais est confrontée à une croissance importante de biofilm constitué d'un consortium de bactéries sulfato-réductrices et de bactéries oxydants l' H_2S (Figure 70) colmatant les forages ainsi que les filtres.

Les données disponibles pour ce doublet montrent que l'eau géothermale extraite par les forages de **SY4** est plus riche en sulfates (950 mg/L en moyenne) et présente des concentrations en fer total proche des concentrations en fer dissous mesurées à **SY2** (0.9 mg/L en moyenne).

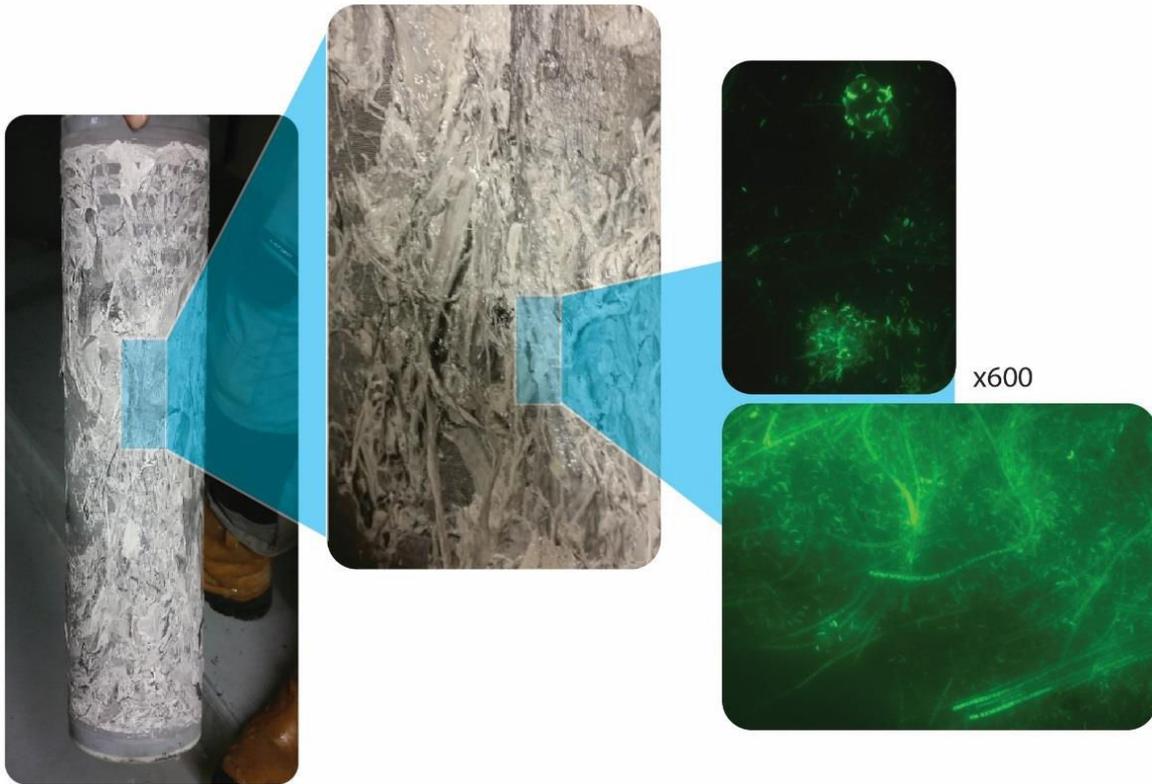


Figure 70 Photo du biofilm (BOS/SRB) colmatant le filtre de l'installation SY4 échantillonné et observé par microscopie par fluorescence (Burté, 2016)

Une autre installation se situant à 500 mètres de **SY2** et de **SY4** capte l'aquifère sus-jacent du Calcaire Grossier du Lutétien. L'analyse de l'eau spécifique à ce site révèle une concentration en nitrate de 64 mg/L, absent de l'aquifère des Sables de l'Yprésien. Le nitrate est une espèce témoin de conditions plus oxydantes dans l'aquifère. Des flux entre l'aquifère du Calcaire Grossier du Lutétien et l'aquifère des Sables de l'Yprésien peuvent exister localement (recharge par drainance descendante). Les nitrates n'ont pas été détectés lors des prélèvements à **SY2** mais l'hypothèse de flux provenant des niveaux aquifères du lutétien induits par le pompage de SY4 vers les niveaux de l'Yprésien captés peut se concevoir.

3. Conclusion de l'étude

L'oxydation du fer par des processus biogéochimiques conduisant à la formation d'hydroxydes ferriques est le processus de colmatage principal rencontrés à **SY2**. L'aquifère des Sables de l'Yprésien présente une eau réduite riche en ion Fe^{2+} . Son passage sous forme insoluble d'oxy-hydroxydes de fer $Fe(OH)_3$, nécessite l'apport d'un oxydant tel que l'oxygène ou les nitrates, absent du forage de pompage en condition statique. Les modalités précises de ces apports n'ont pas été déterminées sur ce site en raison de l'impossibilité de mettre en place des conditions équivalentes à celles exercées par le fonctionnement du doublet géothermique mais plusieurs hypothèses plausibles peuvent être formulées pour expliquer l'existence du processus d'oxydation parmi lesquelles :

- Un phénomène de drainance entre l'aquifère du Lutétien et l'aquifère de l'Yprésien, exacerbé par la mise en pompage de F4. Ce phénomène entraîne un mélange réactif dont la résultante

est l'oxydation progressive du fer dissous par voie biogéochimique dans la périphérie proche du forage.

- Une surexploitation du forage F4 : les formations de sulfures et de biofilm liées à l'activité de bactéries sulfurogènes et des bactéries oxydantes de sulfures (à l'image de SY4, Figure 70) au sein du forage de pompage peut entraîner la diminution des performances de ce dernier (constituant une première phase de colmatage). Le rabattement augmente ainsi progressivement à débit équivalent entraînant le dénoyage du sommet des crépines et l'oxygénation de la colonne d'eau. Les nombreux marches/arrêts entraînent des cycles de saturation/désaturation favorisant cette oxygénation, les forces mécaniques engendrées par ces cycles pouvant mobiliser les oxydes précipités dans ces zones.
- L'eau réduite est en contact constant avec l'atmosphère à la surface de la colonne d'eau de F4, entraînant l'apport d'oxygène par diffusion sur les premiers mètres. La proximité du niveau dynamique par rapport au sommet de la pompe peut favoriser l'existence d'un mélange entre l'eau réduite (caractéristique de l'aquifère) et l'eau influencée par cette interface avec l'atmosphère.

Si son influence est confirmée, l'élimination de l'interface entre l'eau souterraine et l'atmosphère à l'aide de la mise en place d'un système de pompage sous packer ou d'inertage à l'azote permettrait probablement de s'affranchir de la problématique d'oxydation biogéochimique du fer.

V. Conclusion

Les problématiques de colmatage étudiées dans ce chapitre ont pour cause première un processus biogéochimique d'oxydation du manganèse et/ou du fer. Les investigations n'ont pas concerné de doublets présentant comme problématique principale la formation de carbonate de calcium (colmatage de type chimique) ni de colmatage physique. L'état des lieux présentés en chapitre 2 avait cependant révélé que la majorité des sites recensés présentait des désordres liés à un processus biogéochimique d'oxydation du fer et du manganèse. Les sites sélectionnés illustrent donc la dominance de ce type de colmatage en nappe alluviale ou en nappe sédimentaire hors formation alluviale.

Concernant l'installation ARHI12, il a été montré que l'oxydation du manganèse était le processus dominant responsable des désordres observés. L'accès des forages de pompage et du forage de rejet aux outils de diagraphie et de prélèvement permet de suivre l'évolution de l'eau géothermale, depuis son extraction jusqu'à sa réinjection. Cela a permis de déterminer le lien entre ce processus d'oxydation et la forte oxygénation s'effectuant dans le réseau de surface, en amont de la réinjection de l'eau géothermale. Il a d'ailleurs été démontré l'existence d'hétérogénéités chimie et biologique, au sein de l'aquifère exploité, particulièrement concernant la concentration en manganèse dissous. Cette variabilité notable de la concentration en manganèse dissous Mn^{+II} que présente l'aquifère de la nappe alluviale du Rhin rend difficile l'évaluation du risque de colmatage au stade de la faisabilité du projet.

Concernant l'installation AS1, la problématique de colmatage est liée à une synergie de processus (processus biogéochimique d'oxydation du manganèse et du fer, processus physique d'entraînement particulaire et processus chimique de formation du carbonate de calcium). Les analyses de dépôts ont montré que les processus d'oxydation du manganèse et du fer expliquaient la majorité du dépôt colmatant les crépines du forage d'injection. La distribution des dépôts au sein du forage de pompage et dans les canalisations semble indiquer que le pompage de la nappe induit une réactivité responsable de la formation de ces oxydes. Les caractéristiques chimiques de l'eau extraite (présence d'oxygène, de manganèse et de fer réduit), indiquant l'existence d'une hétérogénéité chimie verticale ou d'une nappe hors équilibre thermodynamique, valident cette précédente affirmation. L'application d'un protocole similaire à celui employé lors de l'étude de CP1 présentée chapitre 3, intégrant l'usage de la diagraphie physico-chimie et les mesures au micromoulinet, aurait permis de valider cette hypothèse. Le fait de réaliser ces investigations dans des conditions différentes de celles rencontrées en conditions d'exploitation ne donne toutefois qu'une information partielle sur les conditions qui ont généré le processus de colmatage.

Cette dernière affirmation est d'autant plus vraie concernant l'installation SY2. La problématique de colmatage identifiée est de nature biogéochimie et semble concerner uniquement l'oxydation du fer réduit présent en concentration importante dans les eaux extraites par le forage de pompage. L'apport d'oxygène dans cette eau anoxique favorise la prolifération et l'activité des bactéries ferro-oxydantes, formant le dépôt colmatant les forages d'injection. Les modalités d'apport d'oxygène au forage de pompage ne peuvent être clairement identifiées en raison de l'absence de mesures effectuées dans les conditions d'exploitation du doublet géothermique. La mise en place d'un suivi métrologique (hydrologique et chimie) de long terme sur cette installation aurait de plus permis de déterminer l'influence du fonctionnement du doublet voisin SY4. Une investigation poussée de cette

installation voisine permettrait de déterminer les modalités du processus du colmatage biologique observé (Figure 70) et de déterminer l'origine de la pluralité en matière de processus de colmatage entre SY4 et SY2.

Sur l'ensemble des sites où cette technique a été utilisée, l'analyse métagénomique n'a pas révélé les genres bactériens les plus connus spécialisés dans l'oxydation du fer et du manganèse notamment à AS1 où nous avons observé dans les dépôts des structures caractéristiques du genre *Gallionella*, *Ferriphaselus* ou *Leptothrix*, usuellement rencontrées dans les processus biochimiques d'oxydation du fer. Les résultats de l'approche métagénomique d'AS1 (exploitation à l'arrêt depuis une durée prolongée) peuvent ainsi suggérer que les genres bactériens à l'origine des processus d'oxydation biologique du fer et du manganèse (non détectés lors de l'analyse génomique car étant potentiellement sous le seuil de détection) se développent uniquement de manière significative dans les nouvelles conditions générées par le fonctionnement du doublet géothermique. Les structures biologiques composées d'oxydes de fer visibles dans les dépôts d'AS1 peuvent n'être plus que des traces « sans vie » de l'activité passée de ces communautés. Cette hypothèse peut être appuyée par l'observation du renouvellement systématique de ces structures biologiques composant les dépôts prélevés sur des installations en cours de fonctionnement (par exemple à SY2 ou présentées en Annexe 4, Annexe 5, et Figure 13). Enfin, des bactéries oxydantes du fer ou du manganèse sont potentiellement présentes mais encore inconnues à ce jour, et donc non identifiables par l'analyse métagénomique. Dans l'état actuel des connaissances, cette approche, employée seule, permet difficilement d'attester de l'impact de l'activité bactérienne sur l'oxydation du manganèse.

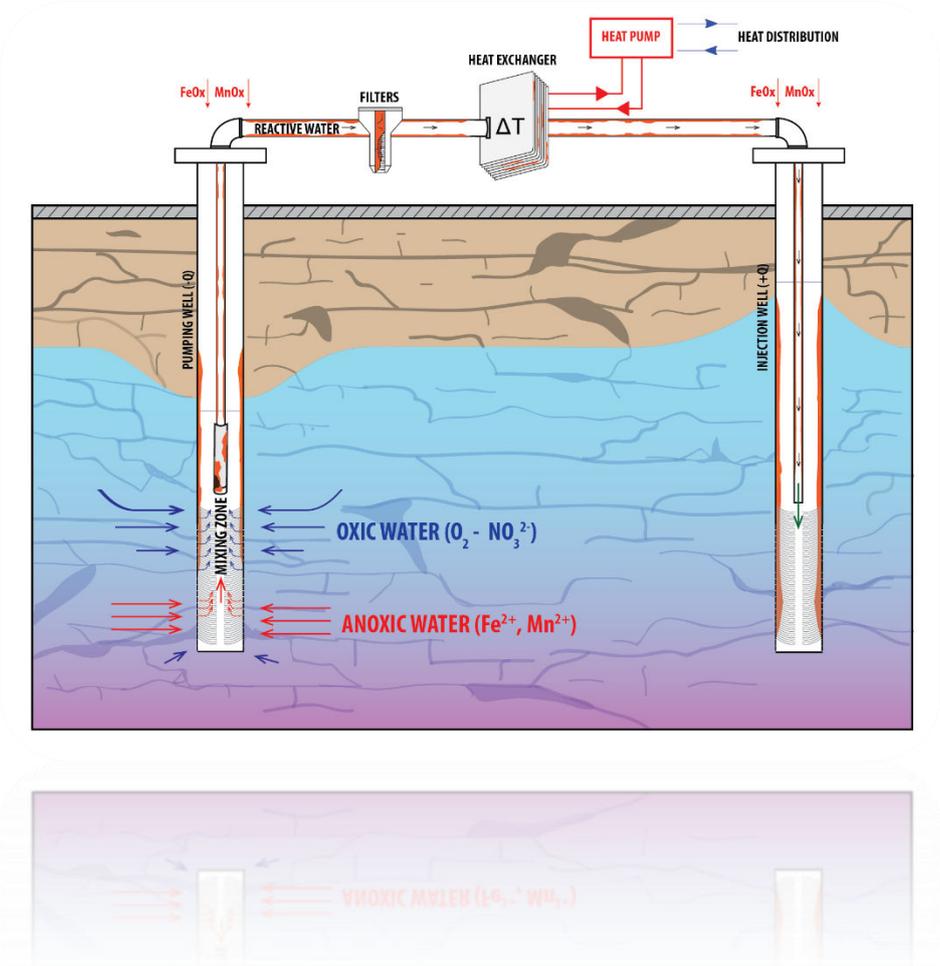
Ainsi, plusieurs conclusions générales relatives aux résultats obtenus à ARHI12, AS1 et SY2 ainsi que des études ponctuelles (exemples donnés en ANNEXE 4 et 5) peuvent être formulées :

- L'exploitation du doublet géothermique peut engendrer la déstabilisation chimique de l'eau géothermale contenant les espèces réduites (Fe^{II} et Mn^{II}) par apport d'oxygène dans le réseau de surface et entraîner le processus de colmatage ;
- Le doublet géothermique peut (1) exploiter une eau chimiquement hétérogène (hétérogénéité spatiale), dont le mélange induit entraîne le processus de colmatage biogéochimique, ou (2) dans un état de déséquilibre chimique, son évolution à travers la boucle primaire entraînant la formation de dépôts ;
- Lorsque le processus de colmatage biogéochimique concerne la précipitation d'oxydes de fer, la présence des bactéries oxydantes du fer est systématiquement attestée par observation au microscope optique ou au microscope électronique à balayage ;
- L'origine des processus ne peut être déterminé avec certitude si les conditions testées ne sont pas représentatives du fonctionnement du doublet géothermique (phases d'arrêt et de fonctionnement).

Enfin, ces études ont démontré l'importance de mettre en place les protocoles exhaustifs permettant de caractériser les causes initiatrices (mélange réactif lié à des hétérogénéité, oxygénation dans le réseau de surface, ...) du processus biogéochimique, et ce afin d'identifier les moyens efficaces de pérenniser les installations.

Chapitre 4 : Mesure et modélisation des processus de colmatage induit par le mélange

- I. INTRODUCTION..... 99
- II. ARTICLE : RAPID CLOGGING OF GEOTHERMAL LOOPS TRIGGERED BY MIXING-INDUCED BIOGEOCHEMICAL REACTIONS..... 99
- III. SUPPLEMENTARY MATERIAL : RAPID CLOGGING OF GEOTHERMAL LOOPS TRIGGERED BY MIXING-INDUCED BIOGEOCHEMICAL REACTIONS125
- IV. CONCLUSION138



Chapitre 4 : Mesure et modélisation des processus de colmatage biogéochimique induit par le mélange

I. Introduction

Le recensement présenté en chapitre II a montré que la cause la plus fréquente de colmatage rencontrée par les doublets géothermiques sur aquifère superficiel est liée à la (bio)minéralisation d'oxydes de fer et de manganèse. Comme explicité en chapitre I, ces dépôts se forment lorsque l'eau souterraine anoxique, contenant du fer et/ou du manganèse réduit, est mise en contact avec de l'eau oxydante contenant de l'oxygène ou éventuellement des nitrates (Equation 1-6), induisant un mélange réactif. L'état des lieux présenté en chapitre II et les observations présentées en chapitre III révèlent la présence quasi-systématique des dépôts d'oxydes de fer et de manganèse au niveau des forages de pompage. Cela permet de conclure que le mélange « réactif » peut s'effectuer dans l'environnement souterrain constitué par ces forages et pas uniquement au niveau des installations de surface. Cependant, malgré le rôle attesté du mélange dans l'apparition du colmatage (Possemiers et al., 2016), les observations directes de son existence sur le terrain et la démonstration de son implication dans la mise en place des processus de colmatage sont rares. Il en résulte d'ailleurs l'absence complète d'anticipation des conséquences liées à ces processus de mélange lors de la réalisation des projets de géothermie superficielle.

Dans les conditions où le mélange réactif s'exerce, la rapidité de son incidence sur le fonctionnement des installations est liée à des mécanismes biogéochimiques encore mal compris. Afin d'explorer en détails cette problématique, une campagne de terrain interdisciplinaire a été effectuée sur un doublet géothermique impacté par un processus de colmatage biogéochimique avéré afin de documenter les composantes clés de la réactivité biochimique impliquée dans le colmatage : distribution du flux, hétérogénéité chimique et diversité microbologique. A l'aide du code de calcul PHREEQC, un modèle géochimique simulant les cinétiques de précipitation observées a été développé afin d'explorer quantitativement les mécanismes biogéochimiques favorisant l'apparition rapide du colmatage.

Ce chapitre présente les résultats de mesures de terrain réalisées sur l'installation CP1 (DGSY) exploitant l'aquifère des Calcaires de Pithiviers en région Centre. L'intérêt de ce site est que (1) nous avons pu avoir accès avec nos instruments à l'intégralité du forage de pompage au sein duquel ont lieu les phénomènes de mélange et (2) avons eu la possibilité d'y générer différentes conditions de fonctionnement. Ces résultats font l'objet d'un article soumis à Environmental Science and Technology. La description des outils et des moyens analytiques utilisés pour caractériser les processus impactant les installations sont présentés en Supplementary Materials de cet article.

II. Article: Rapid clogging of geothermal loops triggered by mixing-induced biogeochemical reactions (Burté et al, soumis)

Rapid clogging of geothermal loops triggered by mixing-induced biogeochemical reactions

*Luc Burté^{†‡}, Charles A. Cravotta III[§], Lorine Bethencourt^{†||}, Julien Farasin[†], Mathieu
Pedrot[†], Alexis Dufresne^{||}, Marie-Françoise Gerard[†], Catherine Baranger[‡], Tanguy Le
Borgne[†], Luc Aquilina[†]*

[†] OSUR-UMR6118 Géosciences Rennes, Université de Rennes 1 and Centre National de la
Recherche Scientifique, Rennes, France

[§] U.S. Geological Survey, 215 Limekiln Rd., New Cumberland, PA 17070, United States

^{||} Ecobio-UMR 6553, Université de Rennes 1 and Centre National de la Recherche
Scientifique, Rennes, France

[‡] Antea Group, ZAC du Moulin 803 boulevard Duhamel du Monceau, Olivet, France

ABSTRACT

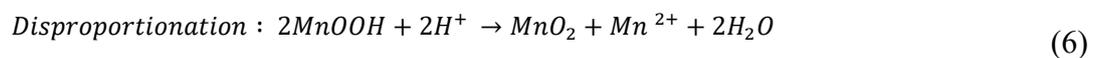
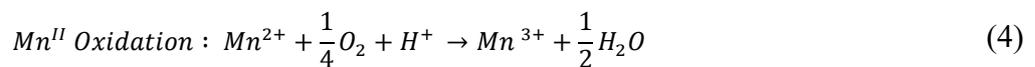
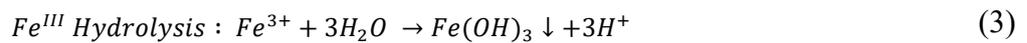
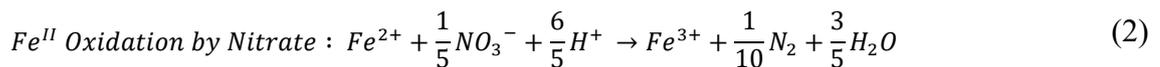
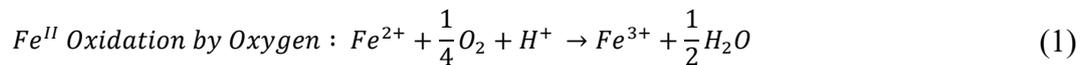
The sustainability of ground-source geothermal systems can be severely impacted by microbially mediated clogging processes. Although biofouling of water wells by hydrous ferric oxide (HFO) is a widespread problem, the mechanisms, critical environmental factors, and time scales for clogging processes remain unknown. Here we report insights from a joint hydrological, geochemical and metagenomics characterization of a geothermal doublet where HFO and hydrous manganese oxide (HMO) deposits had formed as a consequence of mixing shallow groundwater containing dissolved oxygen and nitrate with deeper, anoxic groundwater containing dissolved iron (Fe^{II}) and manganese (Mn^{II}). Metagenomics identify distinct bacteria consortia in the pumping well oxic and anoxic zones, including autotrophic iron-oxidizing bacteria (FeOB). Batch mixing experiments and geochemical kinetics modeling of the associated reactions indicate that Fe^{II} and Mn^{II} oxidation are slow compared the residence time of water in the pumping well; however, adsorption of Fe^{II} and Mn^{II} by accumulated HFO and HMO in the well bore and pump riser provides “infinite” time for oxidation and a convenient source of energy for FeOB, which colonize the surfaces and catalyze oxidation. Thus, rapid clogging is caused by mixing-induced redox reactions and is exacerbated by microbial activity on accumulated HFO and HMO surfaces.

INTRODUCTION

Ground-source geothermal heating and cooling technologies (GSHP) can alleviate the use of fossil carbon energy and reduce greenhouse gas emissions to the atmosphere¹. The technology of open-loop systems with direct use transfer of energy from groundwater through a heat exchanger between pumping and injection wells (doublets) can be particularly cost-effective for heating and cooling buildings. Yet, the major issue associated with shallow geothermal doublets is the clogging of wells, exchangers, filters and other surface equipment by

“biofouling” deposits that consist of mineral²⁻⁴ and microbial encrustations⁵⁻⁸. Guaranteeing the sustainability of groundwater heat pump is challenging because of the rapidity at which such biofouling may appear, during the first year of exploitation in some cases. Clogging issues are also common in other groundwater sectors such as drinking water production⁹⁻¹¹, managed aquifer storage and recovery^{12,13}, and dewatering systems^{14,15}. Nevertheless, the critical variables affecting hydrogeological and biogeochemical processes driving well biofouling are poorly understood¹⁶, particularly in the context of geothermal systems where neighboring geothermal doublets may exhibit very distinct sensitivities to clogging, as illustrated in the present study.

Physical, chemical and microbiological processes contribute to clogging. Iron and manganese oxide (bio)mineralization is the most common cause of clogging encountered in water systems supplied by groundwater^{17,18}. These clogging deposits form when anoxic groundwater containing dissolved iron (Fe^{II}) and manganese (Mn^{II}) mixes with water containing oxygen² or, possibly, nitrate¹⁹ (Equations 1-6).



Mixing of oxic and anoxic groundwater can occur through different pathways: (1) oxygen-rich recharge water can infiltrate the aquifer due to pumping and mix with reduced groundwater near the well bore^{11,20,21}, (2) intermittent pumping can cause fluctuation of the water table and oxygenation of anoxic groundwater by air entrapment²²⁻²⁶, (3) mixing of chemically

heterogeneous water bodies in aquifers characterized by localized oxidizing condition (i.e. rich in O_2 , NO_3^-) and reducing condition (i.e. rich in Fe^{2+} , Mn^{2+}) at different depths or spatially². Despite its suspected role in clogging phenomena, field evidence demonstrating the impact of fluid mixing on biogeochemical clogging is sparse²⁷⁻²⁹. The role of microbiological communities in controlling where and when clogging can occur remains unclear^{30,31}. In the context of geothermal doublets, where fluid residence times in the geothermal loop are brief (typically few minutes), the mechanisms leading to observed rapid clogging of the system are not known.

Here we present the results of an interdisciplinary field campaign documenting the key components involved in mixing induced clogging of a geothermal well: flow distribution, chemical heterogeneity and microbiological diversity. We develop a geochemical kinetics model that simulates observed precipitation rates and provides a quantitative framework for predicting clogging. We use these field observations and modelling results to discuss how chemical heterogeneity can lead to rapid clogging of geothermal loops.

MATERIALS AND METHODS

Study area. The field site is a shallow geothermal doublet, DGSY, northeast of the city of Orléans (France) that began operation in October 2011, but eventually failed due to clogging. Technical information on well construction is summarized in **table SI.1** (supplementary information). Doublet DGSY extracts groundwater from the limestone aquifer “Calcaire de Pithivier”, which exhibits local karstification. The aquifer is unconfined and vulnerable to contamination as indicated by locally elevated concentrations of volatile organic compounds (1,2-dichloroethene, chloroform, trichloroethylene and methyl *tertiary*-butyl ether) and other unidentified organics. Operators report that during the first heating season (winter 2011-2012), the heat exchanger was clogged by reddish-brown deposits. Operators tried to maintain the

geothermal doublet, however, in October 2015, after multiple rehabilitation efforts, the well pump was removed in May 2016. The pump and the riser pipe were coated by slimy reddish-brown encrustations on the outer surface and underlying hard black deposits on the inner surface (**Figure SI.1**). The deposits caused a reduction of 20 - 30% of the inner diameter of the riser pipe. Such biofouling was also likely to have accumulated in the well bore and, possibly, in the screen and gravel pack outside the well bore. The same layer of the targeted aquifer is used by another geothermal doublet BT located 750 m from DGSY. BT has been operated since 2008 without clogging issues.

In an attempt to understand the striking difference in sensitivity to clogging over a small distance, a series of interdisciplinary field campaigns was conducted during the spring and summer of 2017. In-situ measurements were performed during static conditions and with a submersible pump (pumping rate of 16 m³/h) placed above the top of the well screen of the extraction well P1 of DGSY to simulate the normal pumping condition.

Well logging. Video camera inspections were performed in each well of DGSY (pumping well P1 and injection well P2), allowing a direct in-situ visualization of clogging deposits. Vertical flowmeter logging was performed during pumping conditions in P1³². Flowmeter probes measure vertical movement of water in boreholes and allow estimating the permeability distribution along the well³³. To characterize the groundwater physico-chemical parameters in static and pumping conditions, multiparameter logs (pH, conductivity, dissolved O₂ (DO), Eh and temperature) were performed with a borehole probe in the pumping well P1. Finally, a heat-pulse flowmeter probe was used to detect presence of vertical flows within P1 in static condition³⁴.

Chemical and metagenomic analysis. Water was sampled in P1 using a submerged well-pump and between the filter and the exchanger during the operation of the unclogged geothermal doublet BT. Physico-chemical properties were obtained by using in-situ multiparameter probes placed in a continuous flow cell supplied by the well pump. Concentrations of major cations and anions, trace-element concentrations, dissolved organic carbon (DOC) and dissolved inorganic carbon (DIC) concentrations were analyzed following protocols described in Pedrot et al.³⁵. An estimate of the relative abundances of all microorganisms was performed in the pumping well P1, by sampling of three replicates of 5 L of groundwater in the top and in the bottom of the well and sequencing of the total DNA by MiSeq run (Illumina INC). Analytical methods are detailed in **supplementary information**.

Moist encrustations were sampled in April 2017 from the P1 pump riser that had been stored in a warehouse since May 2016. We also sampled a small quantity of deposits from the injection well P2. To characterize sampled deposits, Scanning Electron Microscope coupled with Energy Dispersive X-Ray and major and trace-element analyses were performed.

Estimation of reactivity induced by mixing through batch experiments. During downhole logging, two productive zones of chemically heterogeneous (oxic and anoxic) water were identified in the pumping well P1. To quantify chemical reactions induced by mixing of the two types of produced water, we monitored changes in chemical concentrations over 9 days for three sets of a series of water samples: (1) oxic water, (2) anoxic water, and (3) mixture of oxic and anoxic water. The water samples for these batch experiments were collected in autoclaved glass bottles and incubated at 20 °C. One bottle of each series (1 oxic, 1 anoxic and 1 mix) was sacrificed daily to measure pH, DO, and concentrations of major ions and trace-elements.

Geochemical model. To evaluate potential influences on clogging from various abiotic and biotic kinetic factors, as well as the role of adsorption on the attenuation of Fe^{II} and Mn^{II}, a geochemical model using PHREEQC²⁷ was employed. Details of the model construction are given by Cravotta³⁷ and summarized in the **supplemental information**. The model developed for this study mixes the oxic water and anoxic water of specified compositions in proportions pumped and then considers kinetics of gas exchange and the oxidation of Fe^{II}, Mn^{II}, and organic carbon for three parallel or sequential steps. For the well clogging application, sequential steps simulate the generalized flow sequence at the extraction well of DGSY: (1) gravel pack in annulus; (2) water column inside the well and screen; and (3) water within the pump and riser pipe to the injection head. For the batch oxidation experiment, parallel reactions are considered for three different water samples: (1) mixed; (2) anoxic; and (3) oxic. Heterogeneous oxidation kinetics are computed for adsorbed Fe^{II} and Mn^{II}. The model computes the neutrophilic FeOB contribution to Fe^{II} oxidation as a function of the pH, DO, and HFO-adsorbed Fe^{II}.

RESULTS & DISCUSSION

Characteristics of the clogging deposits. Video revealed clogging deposits covering the inside surface of the production well P1 from the top down to 33.4 m (6.54 m below the top of the well screen). The deposit is reddish brown becoming darker brown upward to the top of the well screen, possibly indicating variations in composition. Below 33.4 m, encrustations were not visible. Pumping tests at P1 showed no significant decrease of the well productivity since the first commissioning (initial and actual values of specific capacity are 25 m³/h/m at 20 m³/h and 48 m³/h/m at 16 m³/h, respectively). The injection well P2 also exhibited extensive deposits on the inner surface of the casing and well screen (Figure 1) and strong turbidity in the water column. The video of the injection well showed reddish flocs were easily mobilized from the well surfaces to the water column.

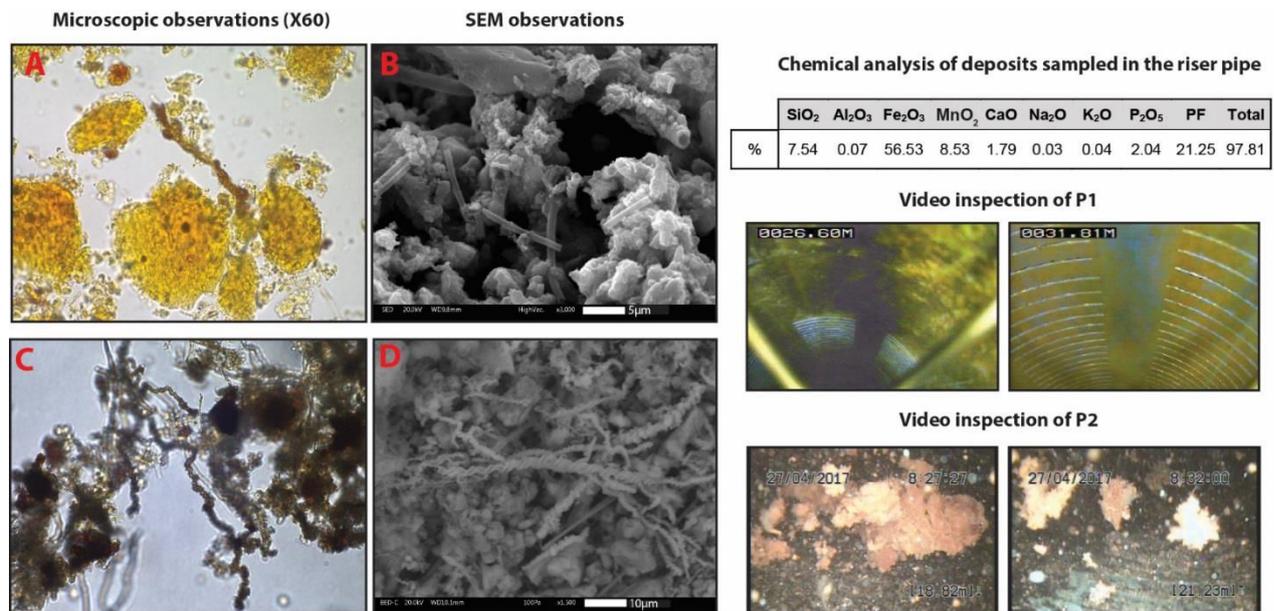


Figure 1. Results of microscopic and SEM observations (**A - B**: deposits from the riser pipe, **C - D** : deposits from the injection well), chemical analysis of the deposit of the riser pipe and pictures from the in situ video inspection of geothermal doublet DGSY, April 2017.

The deposits in the riser pipe consist mainly of iron and, to lesser extent, silica and manganese (Figure 1). SEM and microscopic observations indicated the presence of structures characteristic of FeOB growth (Figure 1): Hollow tubes may indicate *Leptothrix sp.*³⁸; twisted stalks may indicate *Gallionella sp.*³⁸.

Physico-chemical characterization of the groundwater at pumping well P1. The flowmeter profile indicated nine productive zones along the well (Figure 2). Two major productive zones, between 26.1 to 27.4 m (zone **A**) and between 34.2 and 35.5 m (zone **H**) depth below the top of the well screen, represented approximately 27.2 % and 41.1 % of the total flux, respectively, during pumping. In static conditions (no pumping), heat-pulse flowmeter logs showed a downward flow (between 0.08 and 0.15 m/min) from the top of the well screen to the bottom of the well, indicating that the upper permeable zone has a higher hydraulic head than the lower permeable zone³⁴.

Dissolved oxygen profiles indicated significant redox heterogeneity (Figure 2). In static conditions, oxic characteristics (DO 1.6 - 3.3 mg/L) predominated above 34.3 m depth, while anoxic characteristics were detected between 34.3 and 34.5 m depth, corresponding to the upper part of zone **H**. The anoxic conditions coincided with the absence of nitrate (< 0.5 mg/L) between 33 and 35 m (Figure 2). Hypoxic conditions (DO < 1.2 mg/L) appeared below zone **H**. During pumping conditions, major inflows of oxygenated water were identified between 26.5 and 27.5 m (zone **A**) and between 28.5 and 29 m (zone **C**); however, at greater depths, DO concentrations remained less than 0.2 mg/L.

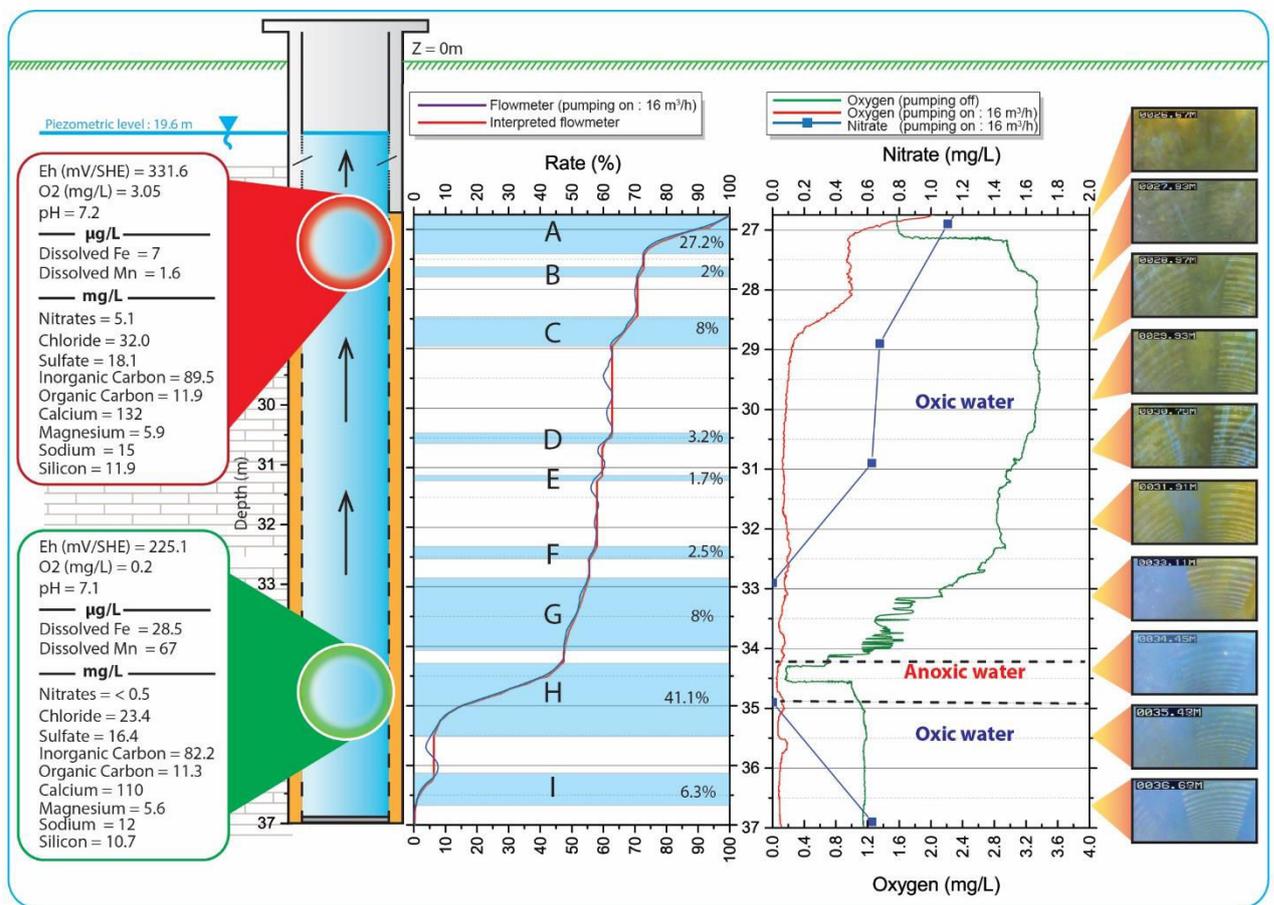


Figure 2. Vertical profile of nitrate (mg/L, pumping condition), oxygen (mg/L, ambient and pumping condition), flowrate (%), video image of the pumping well, and summary of chemical characteristics of the groundwater sampled from productive zones A (oxic) and H (anoxic) in pumping well P1 of doublet DGSY during static conditions, April 2017.

The profiles of measured concentrations of iron and manganese (pumping condition) showed a maximum near the anoxic zone. Measured concentration of dissolved iron is low compared to previous analysis of total iron performed by the operator at the beginning of the operation (0.1 mg/L in 2011 and 1.1 mg/L in 2014). Measured concentrations of other constituents (dynamic conditions) showed similar vertical heterogeneity along the well screen. Thus, two chemically distinctive waters were identified along the well screens of the pumping well P1 (Figure 2).

Metagenomic analyses. The bacteria taxa diversity along the well screen varied vertically (Figure 3). Dominant bacteria of the oxic zone are of the *Pseudomonas* genus (e.g. *Pseudomonas fluorescens*, *Pseudomonas veronii*) (70.75% of sequences). Globally, the identified bacterial genera in the oxic zone could be involved in manganese oxidation (*Pseudomonas fluorescens*³⁹, *Acinetobacter*⁴⁰, *Janthinobacterium*⁴¹, *Variovorax*⁴², *Caulobacter*⁴³, *Flavobacterium*^{41,44,45}, *Bradyrhizobium*⁴⁶) and nitrification (*Nitrospira*, *Nitrospina*). Communities of the anoxic zone (Figure 3) are dominated by *Sphingomonadaceae*⁴⁷ (*Novosphingobium*, *Sphingobium*, *Shingopyxis* and *Sphingomonas* genera), especially known for degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons^{48,49}. Iron reducing bacteria (FeRB) (*Rhodoferrax*, *Geothrix*) are also detected in this zone, as well as *Nitrospira* and *Nitrospina* genera. Moreover, despite the observation by electron microscopy of characteristic structures of the best known FeOB, belonging to the *Gallionellaceae* family (e.g. *Gallionella ferruginea*) and the *Leptothrix* genus (e.g. *Leptothrix ochracea*, *Leptothrix discophora*) in the biofilm, sequences of these bacteria were not found at the two water sampling points in the well.

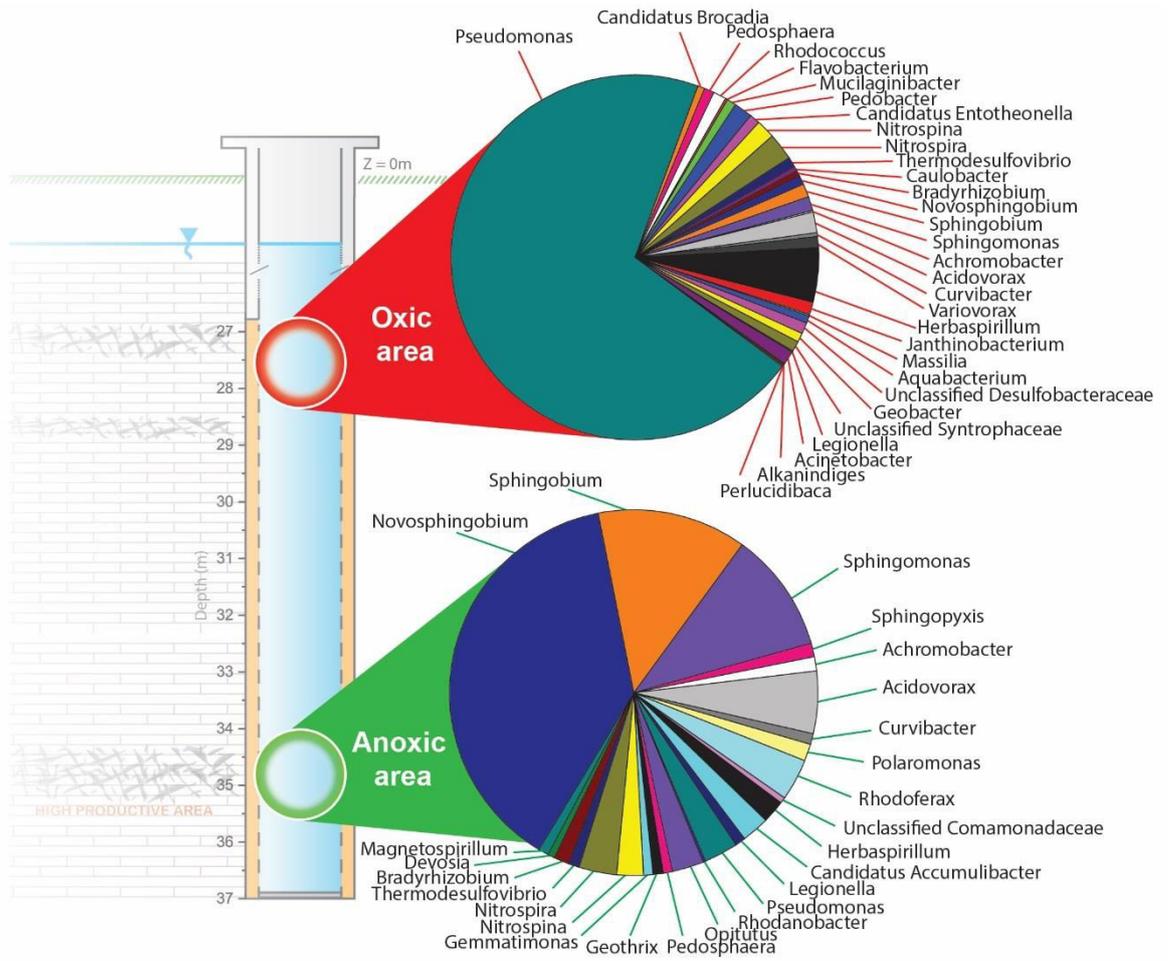


Figure 3. Relative abundances of bacterial genera present in the groundwater along the well screens of P1, April 2017.

Experimental monitoring of reactive mixing process. Figures 4 and SI.4 (supplementary information) show the observed changes in chemical concentrations of the oxic water, the anoxic water, and the mixed water extracted from well P1 into sealed glass bottles and then monitored daily for 9 days in July 2017. Dissolved manganese concentrations were relatively stable within each series. In contrast, dissolved iron decreased to concentrations below detection and, therefore, is assumed to have been completely oxidized for the mixed water and oxic water. Concentrations of oxygen, nitrate, and dissolved organic carbon decreased in all three samples as shown in the supplemental information (Figure SI.4).

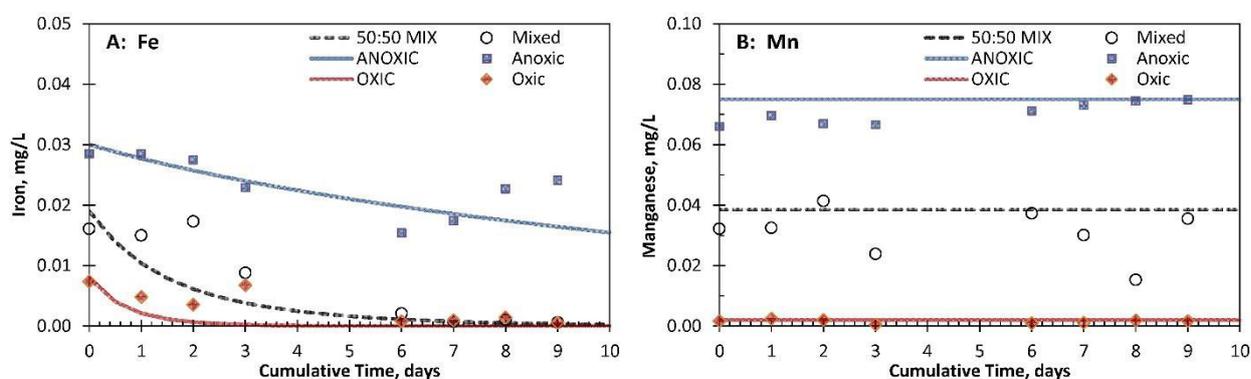


Figure 4. Time series of measured data (points) and PHREEQC simulation (lines) of chemical changes to anoxic water, oxic water, and a 50:50 mixture for batch experiment.

Geochemical modeling of reactive mixing process. Figure 4 shows the model results (curves) compared to the empirical, batch mixing data (points). To simulate the batch experiment, the oxic and anoxic waters were mixed in equal proportions (50:50), and the only sorbent considered was that produced by the oxidation and precipitation of initially aqueous Fe^{II} and Mn^{II} (autocatalytic oxidation). The model for the batch experiments demonstrates that the homogeneous Fe^{II} oxidation rate law⁵⁰ can account for the observed Fe^{II} oxidation. However, to match the observed data, we included organic complexation of Fe^{II} and Fe^{III} by 1 mg/L EDTA (ethylene diamine tetra acetic acid), as the reaction rate was otherwise too fast.

Organic complexation slows down the reaction rate by a factor 0.01. Such organic complexation is consistent with locally elevated concentrations of volatile organic compounds at the site.

Figure 5 shows the results for simulations of sequential kinetic reactions within the pumping well system of the geothermal loop that could explain the rapid accumulation of clogging deposits. For these simulations, the proportion of oxic water and anoxic water was taken from flowmeter measurements (respectively 59% and 41%). In contrast to the batch mixing experiment, where the only sorbent considered is that produced by abiotic plus biotic kinetic oxidation of dissolved Fe^{II} and Mn^{II} ; the in-situ simulations consider added sorbent and show potential effects on attenuation of Fe^{II} and Mn^{II} by accumulated HFO and HMO, plus catalytic activity by FeOB. For both scenarios shown in Figure 5, a small amount of sorbent in the gravel pack was computed for a thickness of 0.01 μm , whereas that on well and pump was assumed to be 1.0 μm . Furthermore, the coating on the gravel pack and well was assumed to be 100% HFO (Fe), whereas that on the pump was 95% HFO and 5% HMO. Simulation results for the default FeOB oxidation rate (Figs. 5A-5B) produce the observed “biofouling” with iron-rich solids; increasing the FeOB oxidation rate by a factor of 5 (5X) practically doubles the accumulation (Figs. 5C-5D). Additional simulation results shown as Figure SI.5A-5J of supplemental information demonstrate the effects of different initial coatings (distribution and composition) as well as microbial catalysis (0X, 1X, and 5X) on Fe^{II} and Mn^{II} attenuation.

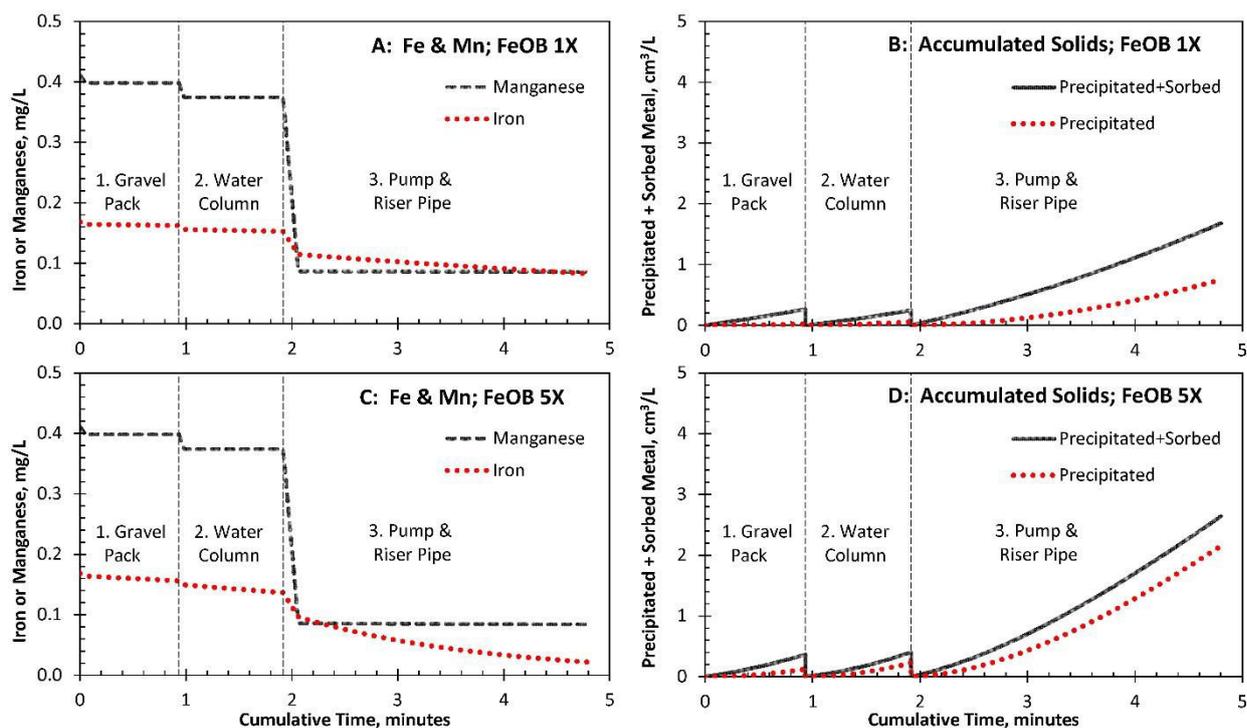


Figure 5. PHREEQC simulation of changes in dissolved Fe^{II} and Mn^{II} concentrations in mixed oxic (59%) and anoxic (41%) water and the consequent volume of precipitated+adsorbed metals produced by sequential kinetic and equilibrium speciation reactions in gravel pack, water column, and pump+riser pipe of geothermal loop extraction well. Results shown consider previously accumulated sorbent of varied mass (thickness $0.01 \mu\text{m}$ in gravel pack and $1.0 \mu\text{m}$ in well and pump+riser) and composition (100% HFO in gravel pack and well, and 95% HFO and 5% HMO in pump+riser) plus autocatalytic sorbent: A-B, default (1X) FeOB rate; C-D, enhanced (5X) FeOB rate.

Characterization of the geothermal doublet BT. Despite its vicinity to DGSY (750 m), the neighboring BT doublet has been operated without clogging for 8 years (through 2017). Wells of this doublet are drilled in the same aquifer and are hydraulically downstream of the wells of DGSY. The sampled water from BT during pumping showed completely oxic conditions (both oxygen and nitrate). Dissolved iron concentrations were below the detection limit of $0.06 \mu\text{g/L}$ and manganese concentrations were very low ($<2 \mu\text{g/L}$). These measurements, particularly the

absence of dissolved iron, suggest that the pumping well of BT does not intersect the anoxic zone, and thus mixing and redox reactions that result in clogging deposits do not occur.

Biogeochemical processes at the origin of clogging. Our investigations show that the DGSY doublet operates within a chemically heterogeneous aquifer (Figure 2) with distinct microbial communities in the oxic and anoxic groundwater (Figure 3). Communities involved in the degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) predominate in the anoxic zone. Thus, the anoxic conditions could result from oxygen consumption during PAHs bio-oxidation that causes the release of dissolved metals from aquifer materials by reductive dissolution^{19,51,52}. The oxic water of P1 could be supplied by a different hydrogeological source unpolluted by PAHs. SEM analysis and microscopic observations of the deposits from the well pump indicate structures associated with FeOB (iron twisted stalks and iron hollow tubes). However, *Gallionella*, *Ferriphaselus* and *Leptothrix* genera were not identified in water samples collected along the well. This implies that biological structures in the clogging deposits may result from the activity of different FeOB (i.e other *Comamonadaceae*⁵³ than the known *Leptothrix* bacteria, nitrate-dependent FeOB, or unidentified genera whose genome is not yet referenced), or the water samples may not represent the entire microbial community within biofilms on the well surfaces. Regardless, the positive identification of genera related to iron and manganese oxidation confirms that biological processes are probably involved in clogging processes. Further, once oxidized, Fe^{III} (as HFO) and Mn^{III-IV} (as HMO) may then serve as terminal electron acceptors for FeRB that decompose organic contaminants.

Mass balance of clogging deposits. The rapid impact of clogging on the geothermal operation (clogging of filter and exchanger) observed during 2011 operations suggests a massive and rapid precipitation of the oxide deposit. We estimated a hypothetical concentration

of dissolved iron that could explain the rapid clogging based on the deposit distribution in the water system and the total recorded volume of water pumped since the beginning of operation. Observations of the pump column show a thickness of deposit of about 0.01 m. Assuming a constant thickness along the water system between the pump and the injection well, the estimated volume of clogging deposits is about 0.245 m³. Note that this assumption does not consider the amount of deposits that may have precipitated within the well bore and gravel pack, nor the mobilized deposits that clogged the filter or that had been transported into the injection well P2. Chemical analysis (Figure 1) indicates that the dry deposit is composed of 75.7% of Fe(OH)₃. Taking a bulk density of hydrous ferrous oxide⁵⁴ of 1.25 g/cm³, the computed Fe²⁺ concentrations are approximately 0.37 mg/L, which is 12 times higher than measured concentrations in 2017 (Figure 2), but comparable to the concentrations reported by the operator at the beginning of operations in 2011. This result suggests that the chemical conditions in the aquifer could have evolved since 2011. In unconfined aquifers, concentrations of chemical species, including redox active species, have seasonal variations linked to recharge or discharge. Evidence of ambient downward vertical flow (infiltration of oxic groundwater from oxic zone to the underlying anoxic levels) was found within the pumping well during static conditions. Since the shutdown of the installation (May 2016), the invasion of oxic water may have caused a progressive oxidation of dissolved iron in the aquifer near the well. Hence, the chemical characteristics of the groundwater extracted from the anoxic zone during our study may differ from the initial conditions of the thermal pump operation in 2011.

Location of clogging processes. Video inspection of the pumping well shows extensive reddish-brown deposits in the upper part of the well and a lack of visible deposits in the anoxic zone. The visible deposits occurred from the piezometric surface at 19.6 m depth (Table 2) to the top of the anoxic zone at 33.4 m depth (Figure 2). Thus, clogging deposits appear to develop

from the beginning of the geothermal loop where the aqueous Fe^{II} and Mn^{II} in the anoxic water mix with the oxic water during pumping. Presence of this clogging material along the geothermal loop (piping, filter, exchanger and injection well) can be explained by the transport of aqueous and solid forms of Fe and Mn along the flow path, with consequent interactions, explained below.

Geochemical modeling of the development of clogging deposits. The batch mixing experiment demonstrated that gradual oxidation of Fe^{II} results by mixing the anoxic and oxic waters, but little if any Mn^{II} is attenuated (Figure 4). For the simulation of the batch experiment, the only sorbent was that formed by the in-situ oxidation of the initial Fe^{II} (0.03 mg/L and 0.008 mg/L) and Mn^{II} (0.075 and 0.002 mg/L) in the anoxic and oxic water, respectively. Complexing by 1 mg/L EDTA was considered to explain the slow rates of Fe^{II} oxidation. Although we lack data on EDTA concentrations in the pumped water samples or its use during well rehabilitation efforts, (1) the groundwater contains 11-12 mg/L of uncharacterized organic carbon compounds (Table 2); (2) EDTA, which is used primarily in detergents, is a widespread contaminant in European waters⁵⁵; and (3) EDTA injection into wells has been used to remove scaling deposits.⁵⁶ Without EDTA, the model predicted complete Fe^{II} attenuation from the mixed water within 24 hours.

The model simulating the mixing and sequential reactions in the pumping well (1) uses an initial concentration of 0.4 mg/L Fe^{II} in the anoxic water, consistent with the mass-balance computations, and (2) indicates that a rapid rate of chemical change, consistent with clogging observations, can take place primarily where previously accumulated HFO and HMO are available for reaction (Figure 5). Initial simulations indicate that simple mixing combined with Fe^{II} oxidation, including microbial catalysis, has a negligible effect on Fe^{II} and Mn^{II} attenuation during the few minutes that water is retained in the well and pumping system (Figure SI.5A-

5B). In this case, the reaction time for kinetic oxidation of Fe^{II} and Mn^{II} increases with distance from the mixing zone, favoring the accumulation of the precipitate further along the flow path between the production and injection wells. Such a simulation may mimic the early conditions in the DGSY doublet. However, as the clogging deposit accumulated over time, the material began to function as an effective sorbent, catalyst for heterogeneous Fe^{II} and Mn^{II} oxidation, and substrate for microbial growth, all of which facilitated faster and more extensive accumulation of the oxide deposits (Figures SI.5C-5J).

The simulations show that if a uniform mass of HFO per liter of water is present throughout the gravel pack, well bore, and pump, most of the Fe^{II} and Mn^{II} removal takes place by adsorption processes within the gravel pack, which has a large surface area (Figures SI.5C-5D). However, based on our observations, the deposits were more extensive within the upper part of the well, pump, and riser pipe, and the observed materials contained a mixture of HFO and HMO. The simulation results shown in Figures 5A-5D (also shown as Figures SI.5G-5J) considered a 0.01X smaller mass of sorbent in the gravel pack (0.01 μm thick) compared to that within the well and pump (1.0 μm thick), plus variable composition of sorbent (100% HFO in gravel pack and well; 95% HFO and 5% HMO inside pump) combined with FeOB activity. Results for the simulations with this sorbent distribution and composition and considering the default (1X) or enhanced (5X) FeOB rate (Figures 5A-5D or SI.5G-5J) are consistent with the observed biofouling of the pump and riser pipe and indicate that accumulated deposits within the upper part of the well system combined with microbial catalysis can have a dramatic effect on attenuation of Fe^{II} and Mn^{II} in that zone.

Increasing the percentage of HMO in the sorbent increases the attenuation of Mn^{II} . Because the clogging material was heterogeneous, with the black (HMO) deposits overlain by reddish (HFO) deposits, the simulations shown in Figures 5A-5D (and Figures SI.5E-5J) considered a lesser amount of HMO in the surface layer (95% Fe and 5% Mn) compared to the content

reported for the pump (87.93% Fe, 11.99% Mn, and 0.08% Al) (Figure 1). Although not shown in figures, a sorbent with the observed total HFO+HMO+HAO content resulted in complete removal of dissolved Mn^{II} , which is inconsistent with observations.

Prevention of clogging risks. Our results demonstrate chemical heterogeneities in aquifers can increase the risk of well clogging; however, such conditions would not be readily identified using conventional sampling methods. In conventional geothermal system design, the feasibility of a geothermal operation is based on the chemical analysis of one water sample obtained at the end of a pumping test. Instead, a depth-oriented sampling strategy, including in-situ water-quality logging, is warranted for identification of potentially oxidizing and reducing conditions along the well screen. In-situ characterization during ambient and dynamic conditions (coupled with flowmeter measurement) is necessary as the chemical signature of the water column inside the well is controlled by natural and induced fluxes. Results from the geochemical modeling indicate that the accumulation of clogging deposits exacerbates additional accumulations, which implies a need for frequent rehabilitation procedures that can mobilize accumulated HFO and HMO from the pumping well. In addition to restricting flow through the zone of accumulation, scour and transport of precipitated solids may explain rapid clogging of the filter at the heat exchanger within a few hours after a restarting of pumping. The intentional removal of clogging deposits could involve a combination of physical and chemical applications.

In summary, the field observations, batch experiments, and modeling presented in this study provide insights on the coupled hydrological and biogeochemical processes that control clogging processes and explain the short time at which they may occur. The in-situ hydrochemical logging and metagenomics data for oxic and anoxic inflows show that chemical heterogeneity in the subsurface promotes mixing-induced oxidation processes mediated by

microbiological activity along the well column and surface installations. The geochemical kinetic model indicates that the rates of homogeneous and heterogeneous Fe^{II} oxidation are relatively slow and inefficient at observed near-neutral pH compared to the short residence time of water in the well bore and gravel pack, even considering microbial catalysis. However, the modelling suggests that accumulated HFO and biofilm on surfaces within the pump and riser pipe, well bore, and surrounding gravel pack effectively adsorbs Fe^{II} and, to a lesser extent, Mn^{II} . The adsorbed metals may thus be oxidized and added to the accumulated precipitate within the well and pump, perpetuating the clogging. The adsorbed metals have infinite time for oxidation and provide a convenient source of energy for FeOB that attach to the HFO surfaces. The coupled adsorption and oxidation processes can thus trigger rapid biological clogging of wells, even in the presence of mild chemical heterogeneity.

The physical and biogeochemical reaction mechanisms described in this study may have a broad relevance for groundwater extraction systems where pumping induces mixing of oxic (O_2/NO_3 rich) and anoxic ($\text{Fe}^{2+}/\text{Mn}^{2+}$ rich) groundwaters or introduces oxygenated air into the pumped water. Clogging results from the abiotic and biologically mediated oxidation of reduced species and the consequent accumulation of insoluble deposits on inner surfaces of the well, pump, and distribution system. The reactive surfaces of the deposits can adsorb Fe^{II} and Mn^{II} and be colonized by diverse microbial communities that can catalyze Fe^{II} and Mn^{II} oxidation. To identify the risk and predict the appearance of clogging processes linked to iron and manganese bio-oxidation, it appears necessary to characterize the hydraulic and chemical heterogeneity of the subsurface along wells in static and pumping conditions at the start of shallow geothermal projects. By doing this, adapted preventive methods (automatic back-washing filter, injection well equipped with back-washing pump) could be selected to avoid clogging instead of costly rehabilitation. In situations where clogging risk is significant, closed loop geothermal systems may be considered as an alternative to the open loop doublets.

ACKNOWLEDGMENTS

The authors thank managers of the studied geothermal doublet for granting permission to investigate the clogging phenomena and publish our results. This work was conducted as part of the research project “GEOCLOGGING” which has been funded by the French Environment and Energy Management Agency (ADEME). We are grateful to Biogenouest Genomics and the HumanEnvironmental Genomics core facility of Rennes (Biosit/OSUR), especially Marine Biget and Sophie Michon-Coudouel, for the technical support concerning the metagenome sequencing. Any use of trade, firm, or product names is for descriptive purposes only and does not imply endorsement by the U.S. Government.

SUPPORTING INFORMATION

More details on the characteristics of geothermal doublets DGSY, materials & methods (chemical and metagenomic analyses) and geochemical model development and application. Figures depicting geochemical simulations

REFERENCES CITED

- (1) Framework Convention on Climate Change, United Nations. *Report of the Conference of the Parties on Its Twenty-First Session, Held in Paris from 30 November to 13 December 2015, Addendum Part Two: Action Taken by the Conference of the Parties at Its Twenty-First Session*; FCCC/CP/2015/10/Add.1; 2016.
- (2) Possemiers, M.; Huysmans, M.; Anibas, C.; Batelaan, O.; Van Steenwinkel, J. Reactive Transport Modeling of Redox Processes to Assess Fe(OH)₃ Precipitation around Aquifer Thermal Energy Storage Wells in Phreatic Aquifers. *Environ. Earth Sci.* **2016**, 75 (8), 648.
- (3) García-Gil, A.; Epting, J.; Ayora, C.; Garrido, E.; Vázquez-Suñé, E.; Huggenberger, P.; Gimenez, A. C. A Reactive Transport Model for the Quantification of Risks Induced by Groundwater Heat Pump Systems in Urban Aquifers. *J. Hydrol.* **2016**, 542, 719–730.
- (4) Schneider, E. A. G.; García-Gil, A.; Vázquez-Suñé, E.; Sánchez-Navarro, J. Á. Geochemical Impacts of Groundwater Heat Pump Systems in an Urban Alluvial Aquifer with Evaporitic Bedrock. *Sci. Total Environ.* **2016**, 544, 354–368.
- (5) Gino, E.; Starosvetsky, J.; Kurzbaum, E.; Armon, R. Combined Chemical-Biological Treatment for Prevention/Rehabilitation of Clogged Wells by an Iron-Oxidizing Bacterium. *Environ. Sci. Technol.* **2010**, 44 (8), 3123–3129.

- (6) Saripalli, K. P.; Meyer, P. D.; Bacon, D. H.; Freedman, V. L. Changes in Hydrologic Properties of Aquifer Media Due to Chemical Reactions: A Review. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* **2001**, *31* (4), 311–349.
- (7) Hand, V. L.; Lloyd, J. R.; Vaughan, D. J.; Wilkins, M. J.; Boulton, S. Experimental Studies of the Influence of Grain Size, Oxygen Availability and Organic Carbon Availability on Bioclogging in Porous Media. *Environ. Sci. Technol.* **2008**, *42* (5), 1485–1491.
- (8) Bonte, M.; Röling, W. F. M.; Zaura, E.; van der Wielen, P. W. J. J.; Stuyfzand, P. J.; van Breukelen, B. M. Impacts of Shallow Geothermal Energy Production on Redox Processes and Microbial Communities. *Environ. Sci. Technol.* **2013**, *47* (24), 14476–14484.
- (9) Bustos Medina, D. A.; van den Berg, G. A.; van Breukelen, B. M.; Juhasz-Holterman, M.; Stuyfzand, P. J. Iron-Hydroxide Clogging of Public Supply Wells Receiving Artificial Recharge: Near-Well and in-Well Hydrological and Hydrochemical Observations. *Hydrogeol. J.* **2013**, *21* (7), 1393–1412.
- (10) Houben, G. J. Iron Oxide Incrustations in Wells. Part 1: Genesis, Mineralogy and Geochemistry. *Appl. Geochem.* **2003**, *18* (6), 927–939.
- (11) van Beek, C. G. E. M.; Hubeek, A. A.; de la Loma Gonzalez, B.; Stuyfzand, P. J. Chemical and Mechanical Clogging of Groundwater Abstraction Wells at Well Field Heel, the Netherlands. *Hydrogeol. J.* **2017**, *25* (1), 67–78.
- (12) Martin R. Clogging Issues Associated with Managed Aquifer Recharge Methods. Russel Martin (ed.) 2013.
- (13) Brown, C. J.; Misut, P. E. Aquifer Geochemistry at Potential Aquifer Storage and Recovery Sites in Coastal Plain Aquifers in the New York City Area, USA. *Appl. Geochem.* **2010**, *25* (9), 1431–1452.
- (14) Wang, J.; Sickinger, M.; Ciobota, V.; Herrmann, M.; Rasch, H.; Rösch, P.; Popp, J.; Küsel, K. Revealing the Microbial Community Structure of Clogging Materials in Dewatering Wells Differing in Physico-Chemical Parameters in an Open-Cast Mining Area. *Water Res.* **2014**, *63*, 222–233.
- (15) Weidner, C.; Henkel, S.; Lorke, S.; Rüdiger, T. R.; Schüttrumpf, H.; Klauder, W. Experimental Modelling of Chemical Clogging Processes in Dewatering Wells. *Mine Water Environ.* **2012**, *31* (4), 242–251.
- (16) Bonte, M.; Wols, B.; Maas, K.; Stuyfzand, P. Sources of Dissolved Oxygen in Monitoring and Pumping Wells. *Hydrogeol. J.* **2017**, *25* (1), 55–66.
- (17) Schnieders, J. Well Blockage and Rehabilitation. In *Sterret, RJ (ed) Groundwater and wells*; Johnson Screens: New Brighton MN, 2007; pp 597–628.
- (18) Driscoll, F. . Well and Pump Maintenance and Rehabilitation. In *Groundwater and wells*; Johnson Screens: St. Paul MN, 1986; pp 630–669.
- (19) Appelo C. A. J.; Postma D. *Geochemistry, Groundwater and Pollution (2nd)*; A.A. Balkema Publishers: Leiden, The Netherlands, 2005.
- (20) Menz, C. Oxygen Delivering Processes in Groundwater and Their Relevance for Iron-Related Well Clogging Processes—a Case Study on the Quaternary Aquifers of Berlin, Freie Universität Berlin, 2016.
- (21) Farnsworth, C. E.; Voegelin, A.; Hering, J. G. Manganese Oxidation Induced by Water Table Fluctuations in a Sand Column. *Environ. Sci. Technol.* **2012**, *46* (1), 277–284.

- (22) Kohfahl, C.; Massmann, G.; Pekdeger, A. Sources of Oxygen Flux in Groundwater during Induced Bank Filtration at a Site in Berlin, Germany. *Hydrogeol. J.* **2008**, *17* (3), 571.
- (23) Williams, M. D.; Oostrom, M. Oxygenation of Anoxic Water in a Fluctuating Water Table System: An Experimental and Numerical Study. *J. Hydrol.* **2000**, *230* (1), 70–85.
- (24) Jia, M.; Bian, X.; Yuan, S. Production of Hydroxyl Radicals from Fe(II) Oxygenation Induced by Groundwater Table Fluctuations in a Sand Column. *Sci. Total Environ.* **2017**, *584*, 41–47.
- (25) Holocher, J.; Peeters, F.; Aeschbach-Hertig, W.; Kinzelbach, W.; Kipfer, R. Kinetic Model of Gas Bubble Dissolution in Groundwater and Its Implications for the Dissolved Gas Composition. *Environ. Sci. Technol.* **2003**, *37* (7), 1337–1343.
- (26) McLeod, H. C.; Roy, J. W.; Smith, J. E. Patterns of Entrapped Air Dissolution in a Two-Dimensional Pilot-Scale Synthetic Aquifer. *Groundwater* **2015**, *53* (2), 271–281.
- (27) Englert, A.; Hubbard, S. S.; Williams, K. H.; Li, L.; Steefel, C. I. Feedbacks Between Hydrological Heterogeneity and Bioremediation Induced Biogeochemical Transformations. *Environ. Sci. Technol.* **2009**, *43* (14), 5197–5204.
- (28) Li, L.; Steefel, C. I.; Williams, K. H.; Wilkins, M. J.; Hubbard, S. S. Mineral Transformation and Biomass Accumulation Associated With Uranium Bioremediation at Rifle, Colorado. *Environ. Sci. Technol.* **2009**, *43* (14), 5429–5435.
- (29) Surasani, V. K.; Li, L.; Ajo-Franklin, J. B.; Hubbard, C.; Hubbard, S. S.; Wu, Y. Bioclogging and Permeability Alteration by *L. Mesenteroides* in a Sandstone Reservoir: A Reactive Transport Modeling Study. *Energy Fuels* **2013**, *27* (11), 6538–6551.
- (30) Drescher, K.; Shen, Y.; Bassler, B. L.; Stone, H. A. Biofilm Streamers Cause Catastrophic Disruption of Flow with Consequences for Environmental and Medical Systems. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* **2013**, *110* (11), 4345–4350.
- (31) Coyte, K. Z.; Tabuteau, H.; Gaffney, E. A.; Foster, K. R.; Durham, W. M. Microbial Competition in Porous Environments Can Select against Rapid Biofilm Growth. *Proc. Natl. Acad. Sci.* **2017**, *114* (2), E161.
- (32) Le Borgne, T.; Bour, O.; Paillet, F. L.; Caudal, J.-P. Assessment of Preferential Flow Path Connectivity and Hydraulic Properties at Single-Borehole and Cross-Borehole Scales in a Fractured Aquifer. *Meas. Parameterization Rainfall Microstruct.* **2006**, *328* (1), 347–359.
- (33) Paillet, F. L. Borehole Flowmeter Applications in Irregular and Large-Diameter Boreholes. *Non-Pet. Appl. Boreh. Geophys.* **2004**, *55* (1), 39–59.
- (34) Le Borgne, T.; Paillet, F.; Bour, O.; Caudal, J. Cross-Borehole Flowmeter Tests for Transient Heads in Heterogeneous Aquifers. *Groundwater* **2006**, *44* (3), 444–452.
- (35) Pédrot, M.; Dia, A.; Davranche, M.; Gruau, G. Upper Soil Horizons Control the Rare Earth Element Patterns in Shallow Groundwater. *Geoderma* **2015**, *239–240*, 84–96.
- (36) Parkhurst, D. L.; Appelo, C. A. J. *Description of Input and Examples for PHREEQC Version 3—A Computer Program for Speciation, Batch-Reaction, One-Dimensional Transport, and Inverse Geochemical Calculations*; U.S. Geological Survey Techniques and Methods; book 6, chap. A43, 497 p; 2013; p 497.
- (37) Cravotta, C. A. User-Friendly Geochemical Modeling to Evaluate Passive and Active Treatment for Coal-Mine Discharges. 2018.

- (38) Kappler, A.; Emerson, D.; Gralnick, J. A.; Roden, E. E.; Muehe, E. M. Geomicrobiology of Iron. In *Ehrlich's geomicrobiology*; CRC press: 6000 Broken Sound Parkway NW, Suite 300, 2016; pp 343–399.
- (39) Okazaki, M.; Sugita, T.; Shimizu, M.; Ohode, Y.; Iwamoto, K.; de Vrind-de Jong, E. W.; de Vrind, J. P.; Corstjens, P. L. Partial Purification and Characterization of Manganese-Oxidizing Factors of *Pseudomonas Fluorescens* GB-1. *Appl. Environ. Microbiol.* **1997**, *63* (12), 4793–4799.
- (40) Hosseinkhani, B.; Emtiazi, G. Synthesis and Characterization of a Novel Extracellular Biogenic Manganese Oxide (Bixbyite-like Mn₂O₃) Nanoparticle by Isolated *Acinetobacter* Sp. *Curr. Microbiol.* **2011**, *63* (3), 300.
- (41) Akob, D. M.; Bohu, T.; Beyer, A.; Schäffner, F.; Händel, M.; Johnson, C. A.; Merten, D.; Büchel, G.; Totsche, K. U.; Küsel, K. Identification of Mn(II)-Oxidizing Bacteria from a Low-PH Contaminated Former Uranium Mine. *Appl. Environ. Microbiol.* **2014**, *80* (16), 5086–5097.
- (42) Yang, W.; Zhang, Z.; Zhang, Z.; Chen, H.; Liu, J.; Ali, M.; Liu, F.; Li, L. Population Structure of Manganese-Oxidizing Bacteria in Stratified Soils and Properties of Manganese Oxide Aggregates under Manganese–Complex Medium Enrichment. *PLOS ONE* **2013**, *8* (9), e73778.
- (43) Francis, C. A.; Co, E.-M.; Tebo, B. M. Enzymatic Manganese(II) Oxidation by a Marine α -Proteobacterium. *Appl. Environ. Microbiol.* **2001**, *67* (9), 4024–4029.
- (44) Carmichael, M. J.; Carmichael, S. K.; Santelli, C. M.; Strom, A.; Bräuer, S. L. Mn(II)-Oxidizing Bacteria Are Abundant and Environmentally Relevant Members of Ferromanganese Deposits in Caves of the Upper Tennessee River Basin. *Geomicrobiol. J.* **2013**, *30* (9), 779–800.
- (45) Poole, R. K. *Microbiology of Metal Ions*; Advances in Microbial Physiology; Elsevier Science, 2017.
- (46) Marcus Daniel N.; Pinto Ameet; Anantharaman Karthik; Ruberg Steven A.; Kramer Eva L.; Raskin Lutgarde; Dick Gregory J. Diverse Manganese(II)-oxidizing Bacteria Are Prevalent in Drinking Water Systems. *Environ. Microbiol. Rep.* **2017**, *9* (2), 120–128.
- (47) Takeuchi, M.; Hamana, K.; Hiraishi, A. Proposal of the Genus *Sphingomonas* Sensu Stricto and Three New Genera, *Sphingobium*, *Novosphingobium* and *Sphingopyxis*, on the Basis of Phylogenetic and Chemotaxonomic Analyses. *Int. J. Syst. Evol. Microbiol.* **2001**, *51* (4), 1405–1417.
- (48) Tauler, M.; Vila, J.; Nieto, J. M.; Grifoll, M. Key High Molecular Weight PAH-Degrading Bacteria in a Soil Consortium Enriched Using a Sand-in-Liquid Microcosm System. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* **2016**, *100* (7), 3321–3336.
- (49) Kertesz*, M. A.; Kawasaki, A. Hydrocarbon-Degrading Sphingomonads: *Sphingomonas*, *Sphingobium*, *Novosphingobium*, and *Sphingopyxis*. In *Handbook of Hydrocarbon and Lipid Microbiology*; Timmis, K. N., Ed.; Springer Berlin Heidelberg: Berlin, Heidelberg, 2010; pp 1693–1705.
- (50) Stumm, W.; Lee, G. F. Oxygenation of Ferrous Iron. *Ind. Eng. Chem.* **1961**, *53* (2), 143–146.

- (51) Martirani-Von Abercron, S.-M.; Pacheco, D.; Benito-Santano, P.; Marín, P.; Marqués, S. Polycyclic Aromatic Hydrocarbon-Induced Changes in Bacterial Community Structure under Anoxic Nitrate Reducing Conditions. *Front. Microbiol.* **2016**, *7*, 1775.
- (52) Eckert, P.; Appelo, C. A. J. Hydrogeochemical Modeling of Enhanced Benzene, Toluene, Ethylbenzene, Xylene (BTEX) Remediation with Nitrate. *Water Resour. Res.* **2002**, *38* (8), 5–1–5–11.
- (53) Emerson, D.; Scott, J. J.; Benes, J.; Bowden, W. B. Microbial Iron Oxidation in the Arctic Tundra and Its Implications for Biogeochemical Cycling. *Appl. Environ. Microbiol.* **2015**, *81* (23), 8066–8075.
- (54) Larroque, F.; Franceschi, M. Impact of Chemical Clogging on De-Watering Well Productivity: Numerical Assessment. *Environ. Earth Sci.* **2011**, *64* (1), 119–131.
- (55) Oviedo, C.; Rodriguez, J. EDTA: The Chelating Agent under Environmental Scrutiny. *Quã-Mica Nova* **2003**, *26*, 901–905.
- (56) Moghadasi, J.; Müller-Steinhagen, H.; Jamialahmadi, M.; Sharif, A. Scale Deposits in Porous Media and Their Removal by EDTA Injection. In *Proceedings of 7th International Conference on Heat Exchanger Fouling and Cleaning — Challenges and opportunities*; Tomar, Portugal, 2007.
- (57) Babraham Bioinformatics. *FastQC. A Quality Control Tool for High Throughput Sequence Data.*
- (58) Martin, M. Cutadapt Removes Adapter Sequences from High-Throughput Sequencing Reads. *EMBnetjournal Vol 17 No 1 Gener. Seq. Data Anal.* **2011**.
- (59) Buchfink, B.; Xie, C.; Huson, D. H. Fast and Sensitive Protein Alignment Using DIAMOND. *Nat. Methods* **2014**, *12*, 59.
- (60) Huson, D. H.; Mitra, S.; Ruscheweyh, H.-J.; Weber, N.; Schuster, S. C. Integrative Analysis of Environmental Sequences Using MEGAN4. *Genome Res.* **2011**, *21* (9), 1552–1560.

III. Supplementary material: Rapid clogging of geothermal loops triggered by mixing-induced biogeochemical reactions

Characteristics of geothermal doublets DGSY

Technical information on well construction for the geothermal doublet DGSY is summarized in table SI.1.

Table SI.1 Characteristics of the shallow geothermal doublet "DGSY"

	Pumping well P1	Injection well P2
Depth	37.4 m (well screens: 26.1 to 37.4 m)	37.4 m (well screens: 17.9 – 37.4 m)
Water level / ground level	19.6 m	17.51 m
Casing	PVC	PVC
Pump intake depth	30 m	-
Borehole diameter	311 mm	311 mm
Casing diameter	178/195 mm	178/195 mm
Screen slot	2 mm	2 mm
Aquifer	Calcaire de Pithiviers	Calcaire de Pithiviers
Aquifer material with well screens	26 – 34 m: Marly Limestone 34 – 37 m: Total loss circulation	17 – 18 m: Marly Limestone 18 – 37 m: Total loss circulation
Minerals	Calcite with minor amounts of clay minerals including montmorillonite, illite and kaolinite	
Distance between wells	120 m	
Average production rate (m ³ /h)	20-22	
Specific rate at 20 m ³ /h	25 m ³ /h/m	33.90 m ³ /h/m
Usage	Heating	
Volume recorded before the end of operation	327,194	
Filter media	6/10 mm	

The pump and the riser pipe were coated by slimy reddish-brown encrustations on the outer surface and underlying hard black deposits on the inner surface (Figure SI.1). The deposits clogged the inside of the riser pipe causing a reduction of 20 - 30% of the inner diameter, which could explain the loss in pumping efficiency.



Figure SI.1. Deposits on the well pump and on the inner surface of the pumping-well column

Further Details on Materials & Methods

Chemical analysis. In pumping condition (16 m³/h), water was sampled in P1 using a submerged well-pump (Grundfos MP1) and was filtered through 0.2µm. Physico-chemical properties were obtained by using in-situ multiparameter probes placed in a continuous flow cell supplied by the well pump. Concentrations of major anions (F⁻, Cl⁻, SO₄²⁻, NO₂⁻ and NO₃⁻) were measured by ion chromatography (Dionex DX-120) with an uncertainty below 4%. Major- and trace-element concentrations were determined by ICP-MS(Agilent 7700x), using rhenium and rhodium as the internal standard. The international geostandard SLRS-5 was used to check the validity and reproducibility of the results . Total Organic Carbon Analyzer (Shimadzu TOC-V CSH) was used to determine the dissolved organic carbon (DOC) and dissolved inorganic carbon (DIC) concentrations. The accuracy of the measurement was estimated at ±3% (by using a standard potassium hydrogen phthalate solution). Total alkalinity was determined by analyzing acidimetric-titration data with the Gran function plot method. Water was also sampled between the filter and the exchanger during the operation of the of the unclogged geothermal doublet **BT** and was subjected to similar chemical analyses.

Moist encrusting deposits were sampled from the pump riser in April 2017 that had been removed from P1 and stored in a warehouse since May 2016. We also sampled a small quantity of deposits present in the injection well P2. To characterize sampled deposits, a Scanning Electron Microscope coupled with a module of Energy Dispersive X-Ray (JEOL JSM 7100 F)

was used. The major (including Fe and Mn) and trace element compositions of the deposit sampled from the pump column were determined at the SARM laboratory in Nancy (France) by ICP-OES (Thermo Elemental IRIS radial) and ICP-MS (Thermo Elemental X7), respectively, using a combination of fusion techniques with LiBO₂ and acid digestion with HNO₃.

Metagenomic analyses: An estimate of the relative abundances of all microorganisms was performed in the pumping well P1, by sampling of three replicates of 5 L of groundwater in the top and in the bottom of the well. The samples were filtered through 0.22- μ m Durapore Membrane Filters. DNA on each filter was then extracted with a lysis buffer, containing cetyltrimethylammonium bromide (CTAB 10%) and polyvinylpyrrolidone (PVP 5%) for capture polymers like humic acids, and incubated at 65°C for 30 min (vortexing every 5 min during 20s). One volume of chloroform-isoamylalcohol (24:1) was added, vortexed, incubated at room temperature for 10 minutes, and centrifuged at 4000rpm for 30 minutes at 15°C. The aqueous phases were removed, and the NucleoSpin[®] gDNA Clean-up kit (Macherey-Nagel) was finally used for the last steps of the extraction, following the instructions of the manufacturer. The DNA was purified with Illustra MicroSpin S-400 HR columns (GE Healthcare) and fragmented with the M220 Focused-ultrasonicatorTM (Covaris, Inc). All libraries of metagenomics DNA were prepared with NEBNext[®] UltraTM II DNA Library Prep Kit for Illumina and NEBNext[®] Multiplex Oligos for Illumina (Index Primers Set 3 and 4) (New England Biolabs, Inc) and pooled after DNA quantification with Quantifluor (Promega). The pool was sequenced with one 250 bp paired-end MiSeq run (Illumina INC) reads at the Human and Environmental Genomics facility of the university of Rennes 1. The quality of sequencing was estimated with FastQC-v0.11.5⁵⁷ and the trimming of reads was realized with CutAdapt v1.14⁵⁸. Finally, the trimmed reads were compared against the NCBI nr database with

Diamond-0.9.14⁵⁹ and the results were analyzed with MEGAN-v6.10.6⁶⁰ to display taxonomic profiles in the top and in the bottom of the well.

Table SI.2. Chemical analysis of the groundwater sample at the pumping well of the geothermal doublet “BT”

	Value		Value
Oxygen (mg/L)	1.12	Nitrate (mg/L)	5.97
Redox potential (mV/SHE)	370	Dissolved Iron ($\mu\text{g/L}$)	< dl
Conductivity ($\mu\text{S/cm}$)	751	Dissolved Manganese ($\mu\text{g/L}$)	1.96
pH	7		

Geochemical model development and application

The geochemical model developed for this study was expanded from another PHREEQC model reported by Burrows et al. (2017), which computed equilibrium aqueous and surface speciation plus mineral precipitation coupled with the kinetics of gas exchange (O_2 and CO_2) and homogeneous and heterogeneous Fe^{II} oxidation (Stumm and Lee, 1961; Tamura et al., 1976). The expanded calculations include: mixing of two input water-quality solutions; homogeneous kinetics of Fe^{II} oxidation by nitrate (Eckert and Appelo, 2002; Appelo and Postma, 2005); microbial catalysis of homogeneous Fe^{II} oxidation at acidic pH (Kirby et al., 1999); microbial catalysis of heterogeneous Fe^{II} oxidation at near-neutral pH and low DO (Eggerichs et al., 2014); homogeneous and heterogeneous kinetics of manganese oxidation (Davies and Morgan, 1989; Vries et al., 2017); and kinetics of organic carbon oxidation combined with reduction of nitrate and sulfate (Eckert and Appelo, 2002). Microbial oxidation of manganese and organic carbon under environmental conditions is implied, with potential to adjust the rate constants in the model, as described below.

Adsorption, or surface complexation, equilibria for hydrous manganese oxide (HMO) (Tonkin et al., 2004) were added to the model to augment those for hydrous ferric oxide (HFO)

(Dzombak and Morel, 1990) and hydrous aluminum oxide (HAO) (Karamalidis and Dzombak, 2010) that had been included in the model by Burrows et al. (2017). Heterogeneous kinetics for oxidation of Fe^{II} and Mn^{II} consider the concentrations of dissolved O_2 plus those of adsorbed Fe^{II} on HFO and of Mn^{II} on HFO and HMO. The adsorption models employed the diffuse double-layer concept, which considers strong and weak binding sites and the effects of pH and complexing ligands on the equilibrium distribution of surface and aqueous species. The specific surface area, unit mass, and densities of strong and weak sites for HFO (600 m^2/g ; 89 g/mol ; 0.005 mol/mol ; 0.2 mol/mol) were adopted from Dzombak and Morel (1990) and those for HMO (746 m^2/g ; 105 g/mol ; 0.0141 mol/mol ; 0.0794 mol/mol) from Tonkin et al. (2004); HAO, with only a single site type (32 m^2/g ; 78 g/mol ; 0.033 mol/mol), was included as a potential sorbent of Fe^{II} , Mn^{II} , and other cations (Karamalidis and Dzombak, 2010). Total sorbent in the model includes contributions from (1) an optional specified fixed mass of previously accumulated HFO, HMO, and HAO, plus (2) kinetic oxidation of dissolved Fe^{II} and Mn^{II} and the consequent precipitate of amorphous $\text{Fe}(\text{OH})_3$ and manganite (MnOOH) that forms upon reaching saturation.

The model considers kinetic reactions for as many as three sequential steps, where water chemistry from the prior step is passed to the next step. For the well clogging application, sequential steps simulate the generalized flow sequence at the extraction well: (1) water-saturated gravel pack in annulus; (2) water column inside the well and screen; and (3) water within the pump and riser pipe to the heat exchanger. The same model was adapted to evaluate kinetic reactions for the batch oxidation experiment involving the three water samples, (1) mixed, (2) anoxic, and (3) oxic, which react simultaneously (in parallel), instead of sequentially. The model was set up to run using IPhreeqcCOM (Charlton and Parkhurst, 2011) with a user interface (UI) (Windows form) generated by Visual Studio 2015 that facilitates adjustment of input water-quality parameters plus key kinetic variables for the three sequential or independent

reaction steps (Figures SI.2-SI.3). Each step can have a different specified reaction time, aeration rate, temperature, and sorbent mass and concentration. Input values for the sorbent mass and chemistry in the UI are used with the specific surface area and site densities to compute the moles of strong and weak sites on HFO, HMO, and HAO for adsorption equilibrium computations.

	Soln#A	Soln#B	Kinetics Constants, Adjustment Factors										
Design flow (gpm)	0.5	0.5	factr.kCO2	1	factr.kO2	2.2							
Temp (C)	20.0	20.0	factr.kFeHOM	1	factr.kFeHFO	1							
SC (uS/cm)	0	0	bact.MPN/100ml	5.3E+11	factr.kbact	1	factr.kFeNO3	0.25					
DO (mg/L)	0.2	3.0	factr.kMnHOM	1	factr.kMnHFO	1	factr.kMnHMO	0.5					
pH	7.12	7.15	factr.kSHFO	1	factr.kCorg	100	factr.kDOCorg	1					
Acidity (mg/L)	0	0	EXPcc	0.67	Sicc.lg(IAP/K)	0.3							
<input type="checkbox"/> Estimate NetAcidity	0	0											
Alk (mg/L)	306	306											
TIC (mg/L as C)	0	0											
<input checked="" type="checkbox"/> Estimate TIC	0	0											
Fe (mg/L)	0.03	0.008											
Fe2 (mg/L)	0.03	0.008											
<input type="checkbox"/> Estimate Fe2	0	0											
Al (mg/L)	0.00265	0.00285											
Mn (mg/L)	0.075	0.002											
SO4 (mg/L)	16.38	18.11											
Cl (mg/L)	23.37	32.0											
Ca (mg/L)	109.3	131.2											
Mg (mg/L)	5.61	5.93											
Na (mg/L)	12.08	15.0											
K (mg/L)	2.91	2.97											
Si (mg/L)	10.74	11.5											
NO3N (mg/L)	0.5	5.05											
DOC (mg/L as C)	11.28	11.91											
EDTA (mg/L as C)	1.0	1.0											

Step	Time.sec	Temp2.C	kLaCO2.1/s	SAcc.cm2/mol	M/M0cc	Mcc	SSolid.mg/L	Fe%	Mn%	Al%
1:	864000	20.0	0.00000001	0	1.00	0	0.00	100.0	0.0	0.0
2:	864000	20.0	0.00000001	0	1.00	0	0.00	100.0	0.0	0.0
3:	864000	20.0	0.00000001	0	1.00	0	0.00	100.0	0.0	0.0

Plot Dis. Metals
 Plot Sorbed Fe+Mn
 Plot Sat Index
 Plot DOC NO3 O2
 Plot MeOx ppt+sor
 Plot Fe
 Plot Mn
 Plot Al

Figure SI.2. Screen shot of UI showing default values used for mixing and parallel reaction model of batch experiment. Steps apply to (1) mixed water; (2) anoxic water; and (3) oxic water.

	Soln#A	Soln#B	Kinetics Constants, Adjustment Factors							
Design flow (gpm)	0.41	0.59	factr.kCO2	1	factr.kO2	2.2				
Fe (mg/L)	0.4	0.007	factr.kFeHOM	1	factr.kFeHFO	1				
Fe2 (mg/L)	0.4	0.007	bact.MPN/100ml	5.3E+11	factr.kbact	1	factr.kFeNO3	0.25		
<input type="checkbox"/> Estimate Fe2	0	0	factr.kMnHOM	1	factr.kMnHFO	1	factr.kMnHMO	0.5		
Al (mg/L)	0.00265	0.00285	factr.kSHFO	1	factr.kCorg	100	factr.kDOCorg	1		
Mn (mg/L)	1.0	0.0016	EXPcc	0.67	Sloc.Ig(IAP/K)	0.3				
pH	7.12	7.15								
Alk (mg/L)	306	306								
TIC (mg/L as C)	0	0								
<input checked="" type="checkbox"/> Estimate TIC	88.8	87.8								
SO4 (mg/L)	16.38	18.11								
Cl (mg/L)	23.37	32.0								
Ca (mg/L)	109.3	131.2								
Mg (mg/L)	5.61	5.93								
Na (mg/L)	12.08	15.0								
Temp (C)	12.6	12.6								
SC (uS/cm)	0	0								
TDS (mg/L)	0	0								
DO (mg/L)	0.2	2.0								
NO3N (mg/L)	0.5	5.05								
Si (mg/L)	10.74	11.5								
K (mg/L)	2.91	2.97								
DOC (mg/L as C)	11.28	11.91								
EDTA (mg/L as C)	0.0	0.0								

Step	Time.sec	Temp.2.C	kLaCO2.1/s	SAcc.cm2/mol	M/M0cc	Mcorg	SSolid.mg/L	Fe%	Mn%	Al%
1:	56	12.6	0.00000001	0	1.00	0	820.00	100.0	0.0	0.0
2:	59	12.6	0.00000001	0	1.00	0	13.00	100.0	0.0	0.0
3:	173	12.6	0.0000001	0	1.00	0	65.00	100.0	0.0	0.0

Plot Dis. Metals
 Plot Sorbed Fe+Mn
 Plot Sat Index
 Plot DOC NO3 O2
 Plot MeOx ppt+sor
 Plot Fe
 Plot Mn
 Plot Al

Figure SI.3. Screen shot of UI showing default values used for in-situ mixing and sequential reaction model of pumping well. Steps apply to (1) gravel pack in annulus; (2) well inner casing and screen; and (3) pump+riser pipe to heat exchanger.

Changes to rate parameters are implemented by changing multiplication factors in the UI, not the actual rate constants. For example, microbial contributions to the Fe^{II} oxidation rate may be changed from 1 (default) to 0 to yield solely abiotic contributions, or the fixed sorbent mass and composition can be specified as 0 to simulate solely autocatalytic oxidation, or to other positive values to reflect measured chemistry (percentage Fe, Mn, Al) of the sorbent.

For the default setup that simulates reactions within the pumping well system (Figure SI.3), the water volumes and the associated retention times (volume/pumping rate) for each sequential step were computed on the basis of the well construction dimensions and water depth plus the specified pumping rate (20 m³/hr) (Table SI.1). For the computation of the volume and specified

total mass of sorbent, a “reactive” surface thickness of 1 μm (or 0.1 μm) and a density of 1.25 g/cm^3 were assumed for coatings within each of the three zones (steps). Likewise, the volume of accumulated metals expressed as $\text{Fe}(\text{OH})_3$, MnOOH , and $\text{Al}(\text{OH})_3$ was computed assuming a density of 1.25 cm^3/g for both precipitated and adsorbed metals.

Figure SI.4 shows the observed empirical data (points) for the batch mixing experiments and corresponding simulation results (curves) based on the parallel model (Figure SI.2), with EDTA of 1 mg/L . The results for Fe and Mn, only, are given in the main text as Figure 4.

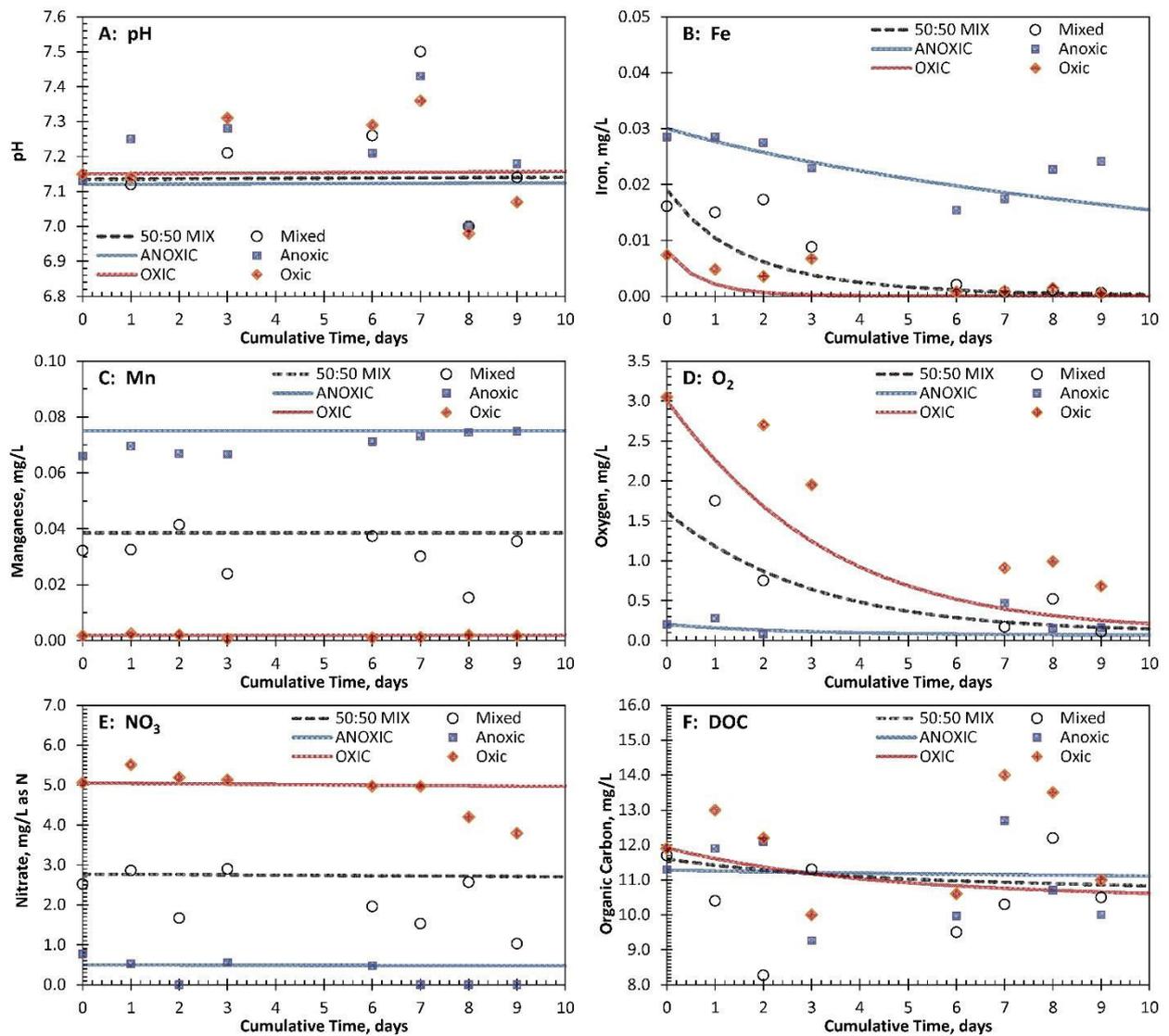


Figure SI.4. Time series of measured data (points) and PHREEQC simulation (lines) of chemical changes to anoxic water, oxic water, and a 50:50 mixture for batch experiment.

Figure SI.5 shows the simulation results for mixing and sequential reactions within the gravel pack, well bore, and pump within the pumping well, P1 of the DGSY geothermal doublet, based on the sequential model (Figure SI.3). The results for the last scenario 5, only, are given in the main text as Figure 5.

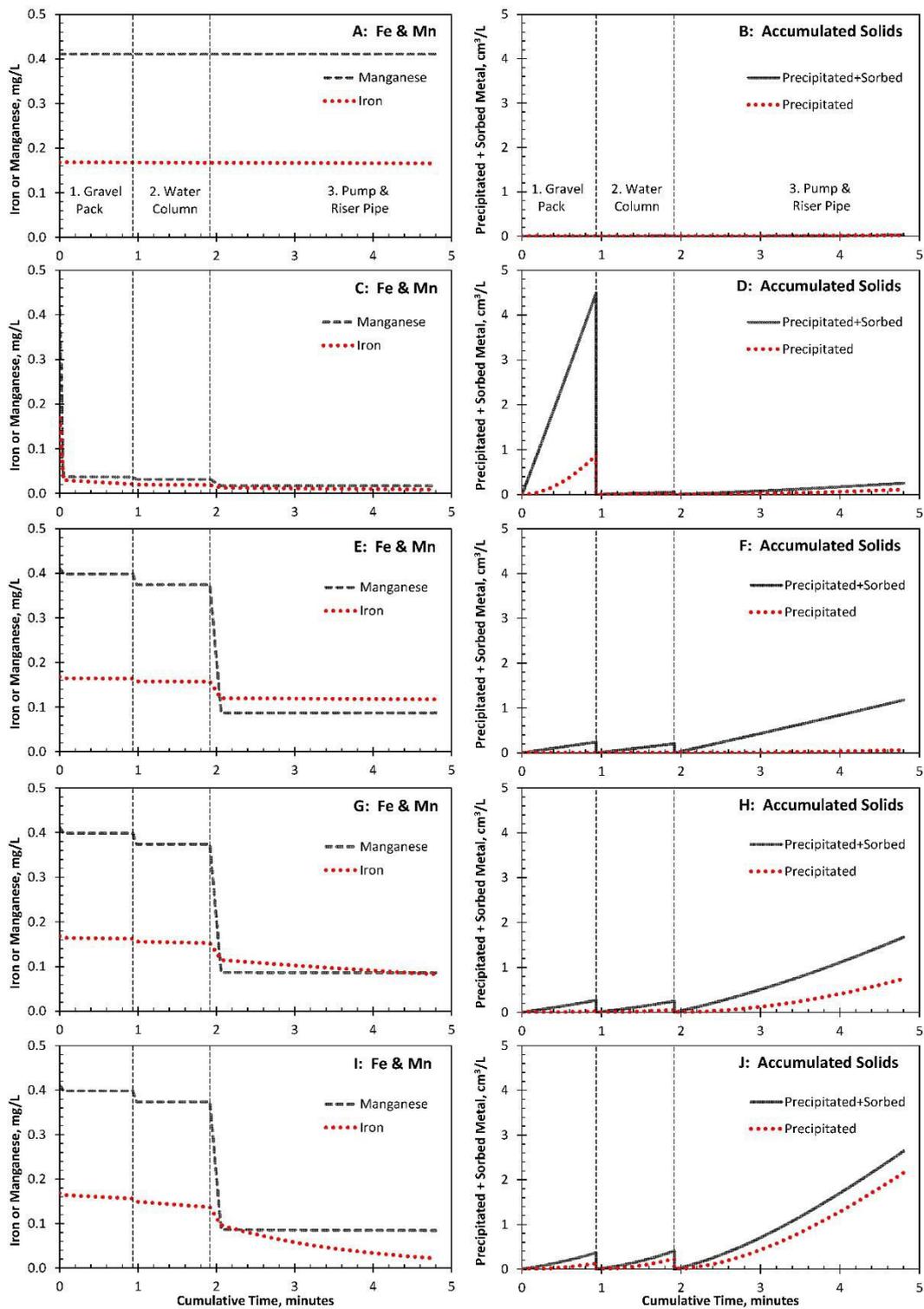


Figure SI.5. PHREEQC simulation of changes in dissolved Fe^{II} and Mn^{II} concentrations in mixed anoxic (41%) and oxic (59%) water and the consequent volume of precipitated+adsorbed metals produced by sequential kinetic and equilibrium speciation reactions in gravel pack, water

column, and pump+riser pipe of geothermal loop extraction well. Different model scenarios consider (A, B) autocatalytic sorbent, only; (C, D) equally distributed sorbent coating of 1.0 μm thickness (100% HFO) plus autocatalytic sorbent; (E, F) previously accumulated sorbent of varied mass (thickness 0.01 μm in gravel pack and 1.0 μm in well and pump+riser) and composition (100% HFO in gravel pack and well, and 95% HFO and 5% HMO in pump+riser) plus autocatalytic sorbent without microbial catalysis; (G, H) same coating as E and F, with default microbial catalysis rate of 1X; and (I, J) same initial sorbent as G and H with 5X enhanced microbial rate.

For all five scenarios displayed in Figure SI.5, the chemistries and mixing ratios for the two starting solutions and the rates of gas exchange are unchanged. For these simulations, a greater proportion of oxic water was mixed with the anoxic water (59:41), consistent with flowmeter measurements, compared to the batch experiment, and the initial concentration of Fe^{II} is 0.4 mg/L in the anoxic water, consistent with the mass-balance computations for the clogging deposit. The model results for scenario 1 (Figures SI.5A-SI.5B) replicate the conditions of the batch mixing experiment, where the only sorbent considered is that produced by abiotic plus biotic kinetic oxidation of dissolved Fe^{II} and Mn^{II} ; little if any attenuation of Fe^{II} and Mn^{II} is indicated for such conditions. Additional simulations consider added sorbent and show potential effects on attenuation of Fe^{II} and Mn^{II} by accumulated HFO and HMO, plus catalytic activity by FeOB (Figures SI.5C-SI.5J). For scenario 2 (Fig. SI.5C-SI.5D), additional sorbent is included, computed as a 1- μm thick coating over all the surfaces. For scenarios 3, 4, and 5 (Fig. SI.5E-SI.5J), the amount of sorbent in the gravel pack is reduced, assuming a thickness of 0.01 μm , whereas that on well and pump remains 1.0 μm , plus the coating on the gravel pack and well is 100% HFO, whereas that on the pump is 95% HFO and 5% HMO, and the FeOB rate is adjusted from 0X (abiotic), 1X (default), to 5X (enhanced). The enhanced (5X) FeOB

oxidation rate shown in Figure SI.5I-5J yielded a 2.9X increase in the adsorbed metal concentrations and 1.6X increase in the amount of Fe^{II} oxidized and precipitated as HFO compared to the simulation with same initial sorbent and default (1X) FeOB rate (Figure SI.5G-5H, also shown as Figure 5); however, for the same initial coating without microbial catalysis (0X FeOB rate), Fe^{II} attenuation results almost entirely from adsorption by HFO (Figure SI.5E-5F).

Supplemental Information—References Cited

- Appelo CAJ, Postma D (2005) *Geochemistry, groundwater and pollution* (2nd). Amsterdam, A.A. Balkema Publishers, 649 p.
- Bricker O (1965) Some stability relations in the system Mn-O₂-H₂O at 25 °C and one atmosphere total pressure: *American Mineralogist* 50, 1296-1354.
- Burrows JE, Cravotta CA III, Peters SC (2017) Enhanced Al and Zn removal from coal-mine drainage during rapid oxidation and precipitation of Fe oxides at near-neutral pH: *Applied Geochemistry* 78, 194-210.
- Charlton SR, Parkhurst DL (2011) Modules based on the geochemical model PHREEQC for use in scripting and programming languages. *Computers & Geosciences* 37, 1653-1663.
- Davies SHR, Morgan JJ (1989) Manganese(II) oxidation kinetics on metal oxide surfaces. *Journal of Colloid Interface Science* 129, 63-77.
- Dzombak, DA, Morel, FMM (1990) *Surface complexation modeling: Hydrous ferric oxide*. John Wiley and Sons, New York, NY, USA.
- Eckert P, Appelo CAJ (2002) Hydrogeochemical modeling of enhanced benzene, toluene, ethylbenzene, xylene (BTEX) remediation with nitrate. *Water Resources Research* 38,1130, 5.1-5.11.
- Eggerichs T, Opel O, Otte T, Ruck W (2014) Interdependencies between biotic and abiotic ferrous iron oxidation and influence of pH, oxygen and ferric iron deposits. *Geomicrobiology Journal* 31, 461-472.
- Kirby, CS, Thomas, HM, Southam, G, Donald, R (1999) Relative contributions of abiotic and biological factors in Fe(II) oxidation in mine drainage. *Applied Geochemistry* 14, 511-530.
- Oviedo C, Rodríguez J (2003) EDTA The chelating agent under environmental scrutiny. *Quimica Nova* 26, 901-905.
- Parkhurst, DL, Appelo, CAJ (2013) Description of input and examples for PHREEQC version 3—A computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations. *USGS Techniques Methods* 6-A43, 497 p.
- Stumm W, Lee GF (1961) Oxygenation of ferrous iron. *Industrial and Engineering Chemistry* 53, 143-146.
- Tamura H, Goto K, Nagayama M (1976) The effect of ferric hydroxide on the oxygenation of ferrous iron in neutral solutions. *Corrosion Science* 16, 197-207.
- Tonkin, JW, Balistrieri LS, Murray JW (2004) Modeling sorption of divalent metal cations on hydrous manganese oxide using the diffuse double layer model. *Applied Geochemistry* 19, 29-53.

Vries, D, Bertelkamp, C, Schoonenberg Kegel, F, Hofs, B, Dusseldorp, J, Bruins, JH, de Vet, W, van den Akker, B (2017) Iron and manganese removal: Recent advances in modelling treatment efficiency by rapid sand filtration. *Water Research* 109, 35-45.

IV. Conclusion

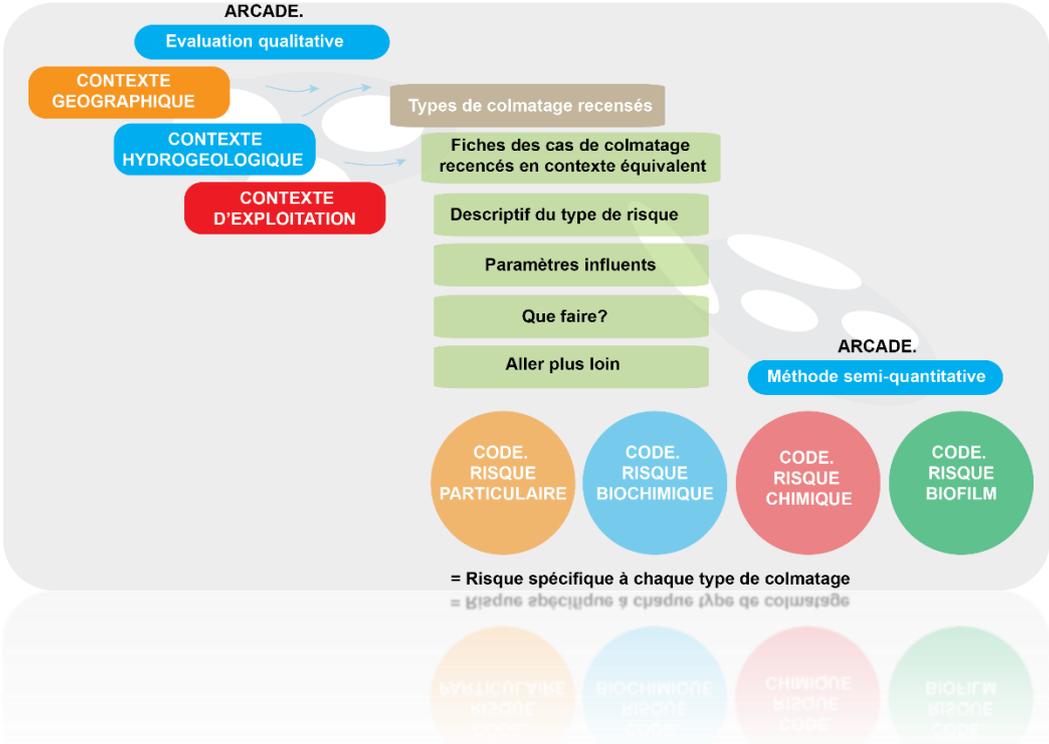
L'approche pluridisciplinaire développée dans ce chapitre montre que le mélange des eaux chimiquement différentes, induit par le fonctionnement d'un pompage, initie et entretient le processus de colmatage lié à la précipitation des oxydes. Les mesures de terrain confirment que la variabilité des paramètres chimiques et biologiques (venues d'eau oxygènes et anoxiques porteuses de phases réduites) à petite échelle est à l'origine de ce phénomène.

Le modèle cinétique géochimique employé lors de cette étude indique que les cinétiques d'oxydation homogène et hétérogène du Fe^{II} et du Mn^{II} sont relativement lentes dans les conditions caractéristiques des nappes superficielles par rapport au temps de résidence du mélange réactif dans la boucle primaire, et cela même en tenant compte de la catalyse microbienne. La modélisation montre cependant que les oxydes de fer amorphes et les biofilms accumulés sur les surfaces de la boucle primaire adsorbent efficacement les ions Fe^{II} et, dans une moindre mesure, les ions Mn^{II} . Les ions réduits adsorbés ont alors un temps d'oxydation « infini » et constituent une source d'énergie mobilisable pour les bactéries ferro-oxydantes et manganoso-oxydantes qui colonisent les surfaces de ces oxydes précipités. Cette modélisation démontre ainsi que les processus couplés d'adsorption et d'oxydation peuvent engendrer un colmatage biogéochimique rapide des installations, même en présence de faibles concentrations en fer et manganèse. Ces mécanismes décrits sont pertinents pour expliquer les désordres observés sur les systèmes exploitant les eaux souterraines anoxiques (Fe^{II} , Mn^{II}) et où l'intrusion d'une phase oxydante est générée par le fonctionnement du doublet géothermique. Il est important de noter que ces mécanismes permettent de développer rapidement un colmatage, même en présence de faibles concentrations de fer et de manganèse qui pourraient ne pas sembler constituer un risque de prime abord.

Pour identifier aux premiers stades d'un projet de géothermie superficielle le risque et prédire l'apparition de processus de colmatage liés à l'existence de mélanges réactifs, il a été démontré ici la nécessité de caractériser les hétérogénéités hydrauliques et biogéochimiques au sein des forages, en conditions statique et dynamique. En effectuant cette caractérisation, des méthodes préventives adaptées pourraient être sélectionnées afin d'éviter le colmatage et la mise en œuvre de travaux de décolmatage coûteux.

Chapitre 5 : Elaboration d'ARCADE, Outil d'analyse des risques d'apparition des problématiques de colmatage

- I. INTRODUCTION.....140
- II. LES FACTEURS DE RISQUE CONTROLANT L'APPARITION DES PHENOMENES DE COLMATAGE140
 - 1. COLMATAGE BIOGEOCHIMIQUE (FER - MANGANESE)..... 140
 - 2. COLMATAGE BIOLOGIQUE 145
 - 3. COLMATAGE CHIMIQUE LIE AU CARBONATE DE CALCIUM 145
 - 4. COLMATAGE PHYSIQUE (OU PARTICULAIRE)..... 146
- III. METHODOLOGIE DE L'ANALYSE ARCADE148
 - 1. METHODOLOGIE DE L'EVALUATION QUALITATIVE 148
 - 2. METHODOLOGIE DE L'ANALYSE SEMI-QUANTITATIVE..... 149
- IV. PRESENTATION DE L'OUTIL EN LIGNE ARCADE167



(Burté, 2017)

Chapitre 5 : Elaboration d'ARCADE, Outil d'analyse des risques d'apparition des problématiques de colmatage

I. Introduction

Comme discuté plus tôt, les retours d'expériences de l'exploitation des doublets sur nappes superficielles démontrent le besoin d'une méthodologie fiable d'analyse des risques, permettant d'anticiper l'apparition des processus de colmatage à chaque étape de la vie du projet. La synthèse de la littérature scientifique & technique et les conclusions des études présentées Chapitre II, III et IV permettent d'identifier les facteurs de risques d'apparition des phénomènes de colmatage. L'étude des caractéristiques intrinsèques à chacun des doublets recensés a permis de confirmer l'importance de ces facteurs de risques propres à chacun des types de processus de colmatage. La partie II de ce chapitre expose ces différents facteurs de risque, récapitulés Figure 77.

L'analyse des risques de colmatage intégrant ces différents facteurs a été implémentée à travers l'élaboration de routines développées sous Python 3 et intégrant, (1) les contraintes liées à leur déploiement sur un outil en ligne et (2) le type de données usuellement acquises lors des essais des forages. La seconde partie de ce chapitre présente ainsi la méthodologie de l'outil ARCADE (Analyse des Risques de Colmatage et Aide à la Décision). Cet outil qui sera mis en ligne sur la plateforme géothermie perspectives (www.geothermie-perspectives.fr) a été conçu d'une part pour évaluer le risque et d'autre part pour informer l'utilisateur averti des bonnes pratiques et moyens préventifs.

II. Les facteurs de risque contrôlant l'apparition des phénomènes de colmatage

1. Colmatage biogéochimique (fer - manganèse)

L'enjeu principal lors de l'exploitation d'un forage de pompage alimenté par des flux d'eau anoxique et contenant des espèces réduites telles que Fe^{2+} et Mn^{2+} est de garantir l'absence d'intrusion d'oxygène ou d'apport d'une eau oxydante pouvant induire une réactivité chimique. Comme indiqué précédemment, les clichés des vidéos inspection des forages montrent généralement l'incrustation de dépôts sur les surfaces du forage de pompage démontrant l'existence des conditions nécessaires à la précipitation de dépôts d'oxydes et d'hydroxydes de fer et/ou de manganèse. Menz, 2016 a identifié deux principales sources d'oxygène dans les eaux souterraines en lien avec l'exploitation des forages d'eau.

- Flux d'eau oxygène provenant d'une masse d'eau superficielle et captée par le forage de pompage (aquifère libre ou semi-captif) ;
- Flux d'oxygène provenant du piégeage des gaz (« air entrapment ») lors des oscillations de la nappe d'eau souterraine (aquifère libre).

Outre ces processus d'oxygénation liés à des conditions hydrogéologiques, l'installation peut, de par sa configuration et son dimensionnement, favoriser des entrées d'air dans la boucle primaire. C'est notamment ce qui se produit en cas d'arrêt d'exploitation si le circuit n'est pas doté d'un dispositif de maintien de pression, alors la vidange d'une partie du réseau primaire se produit et induit l'entrée d'air

dans la boucle primaire. En fonctionnement, dans le cas où le réseau de surface n'est pas en charge, l'oxygénation de l'eau géothermale peut se produire au cours de son transport entre le forage de production et celui de réinjection et conduire à l'injection de bulles d'air dans le forage d'injection (Figure 71).



Figure 71 : Oxygénation de l'eau géothermale en raison d'une boucle primaire non en charge. L'injection de bulles d'air est visible sur les extraits des inspections vidéo (Gauche : Base de la colonne d'injection, Droite : surface de l'eau en tête du forage d'injection) (Burté, 2016)

Les facteurs de risque pouvant conduire à un processus de colmatage de type biogéochimique sont récapitulés ci-après.

1.1 Facteur de risque relatif aux échanges masse d'eau superficielle/aquifère en nappe alluviale

Le positionnement d'un doublet géothermique en nappe alluviale à proximité de l'interface aquifère/masse d'eau superficielle peut constituer un risque pour la pérennité de l'installation. En fonctionnant à cette interface, le doublet géothermique est susceptible d'induire des flux provenant des masses d'eau superficielles (rivière, lac) et ainsi d'être alimenté en partie par ces dernières et par l'aquifère. Cette distribution des flux a été décrite comme vectrice de la modification de la biogéochimie locale (Griseck and Paufler, 2017; Medihala et al., 2012) et de processus de colmatage pour les forages d'eau alimentés par « filtration sur berge » (Bustos Medina et al., 2013; Majkic-Dursun et al., 2015; Menz, 2016; van Beek et al., 2017). Ces zones particulières sont aussi soumises aux variations saisonnières de la température induisant des fluctuations dans la consommation microbienne de l'oxygène et de la matière organique provenant de l'infiltration de la masse d'eau superficielle (Kohfahl et al., 2008). Cela peut se traduire par une variation de la distribution des conditions redox. En effet, lors des températures basses (hiver), les processus biologiques sont ralentis, entraînant un front de propagation de l'eau oxygène plus étendu qu'en été où les métabolismes bactériens sont stimulés par les plus fortes températures (Henzler et al., 2016).

Ainsi, l'exploitation du forage de pompage d'un doublet géothermique superficiel est susceptible de générer un mélange entre (Figure 72) :

- des eaux récentes provenant de l'infiltration des masses d'eaux superficielles dans la nappe alluviale et chargées en oxygène ;

- des eaux provenant de l'aquifère, plus anciennes, plus réductrices et porteuses d'espèces réduites du fer/manganèse.

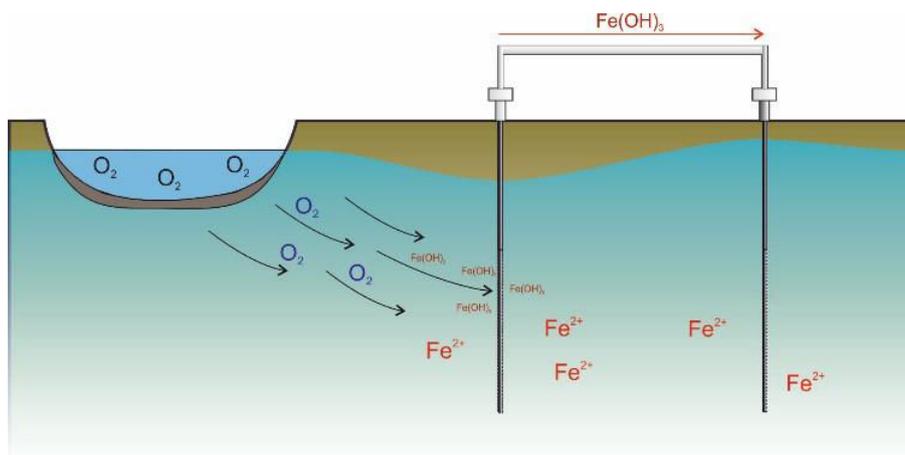


Figure 72 : Interactions d'un doublet géothermique avec une masse d'eau superficielle

Ce mélange « réactif » entraîne, in fine, la précipitation biogéochimique d'oxydes de fer et de manganèse. Toutefois, des exploitations à proximité directe (< 200 m) du Rhin ou de Rhône ne connaissent aucun désordre lié à des phénomènes de colmatage. Les données chimiques concernant ces doublets indiquent des concentrations en fer et manganèse en dessous des seuils de quantification ou de quelques $\mu\text{g/L}$. L'absence de colmatage atteste de l'absence de mélange réactif et probablement de l'absence de variation temporelle des concentrations du fer et du manganèse au niveau de ces zones exploitées. Des connexions hydrauliques entre aquifère sédimentaire et aquifère alluvial quaternaire sus-jacente peuvent exister lorsqu'aucune couche imperméable n'isole ces deux niveaux. Les caractéristiques physico-chimiques respectives des deux nappes peuvent être hétérogènes (McMahon et al., 2011, p. 589) en raison des interactions de la nappe alluviale avec la masse d'eau superficielle. Le pompage peut avoir comme effet de mettre en communication des flux provenant de ces deux masses d'eau souterraines et de générer un mélange réactif.

1.2 Facteur de risque relatif à la stratification redox initiale de l'aquifère

Plusieurs paramètres contrôlent la géochimie des nappes comme la nature des matériaux de l'aquifère, les conditions de recharge ou encore les différents processus biologiques. Du fait de la variabilité spatiale de ces paramètres, des conditions redox hétérogènes peuvent être présentes dans l'environnement direct des forages d'eau (Beek et al., 2009; Possemiers et al., 2016). Comme illustré Figure 73 et Figure 74, le forage de pompage peut être amené à capter des eaux ayant des conditions redox assez éloignées dans la séquence redox présentée par Stumm and Morgan, 1996. (Réduction de l'oxygène \rightarrow dénitrification \rightarrow réduction du manganèse^{IV} \rightarrow réduction des nitrates \rightarrow réduction du fer^{III}...).

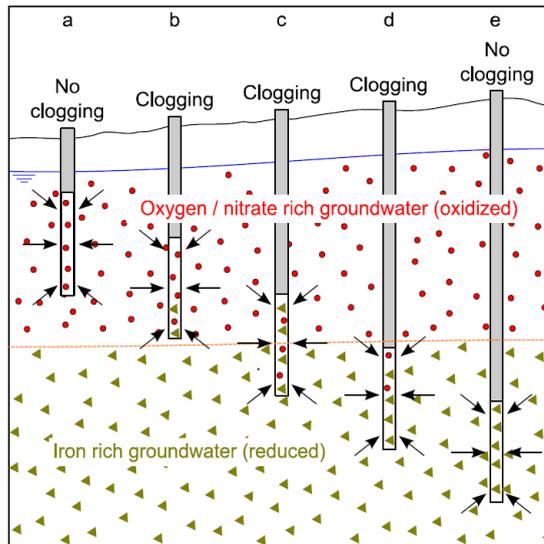


Figure 73 : Vue schématique d'un forage exploitant un aquifère dans différentes conditions redox (a = forage alimenté par des venues d'eau oxygène. b, c et d = forage alimenté par un mélange d'eau oxygène et anoxique. e = forage alimenté uniquement par des venues d'eau anoxique riche en Fe^{2+}) extrait de Possemiers et al., 2016

1.3 Facteur de risque relatif à l'existence d'une pollution anthropique de l'aquifère

La contamination anthropique d'un aquifère par une pollution organique (notamment hydrocarbures aromatiques polycycliques) conduit à des processus biogéochimiques modifiant durablement les conditions rédox de la nappe. En nappe oxygène, l'oxygène est consommé lors du processus de dégradation bactérienne de ces polluants organiques, induisant localement des conditions anoxiques pouvant favoriser l'apparition de processus de respiration anaérobies tels que la réduction du fer^{III} et du manganèse^{IV} (Martirani-Von Abercron et al., 2016), conduisant à la mise en solution de ces éléments. La distribution des écoulements au sein d'un aquifère hétérogène introduit une variabilité de l'extension du panache de pollution. Un forage peut donc être amené à capter conjointement des venues d'eau contaminées par la pollution anthropique (anoxique) ainsi que des venues d'eau non contaminées et oxygènes (Figure 74). Le mélange de ces eaux peut alors conduire à une réactivité chimique et induire un risque de colmatage pour l'installation.

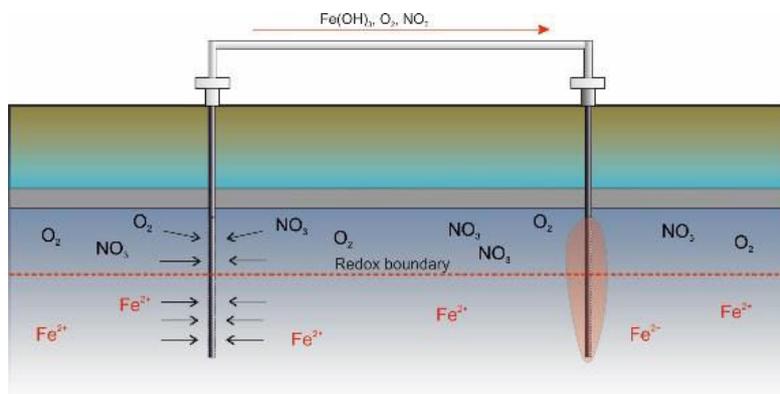


Figure 74 : Stratification chimique initiale de l'aquifère. Le mélange réactif généré au forage de pompage circulaire à travers la boucle primaire, résultant à la déposition d'oxydes. La réaction n'étant pas instantanée, celle-ci peut continuer à se produire lors de la réinjection du mélange réactif dans l'aquifère

1.4 Facteur de risque relatif aux échanges atmosphère – eau souterraine dans le forage de pompage

L'impact des oscillations sur l'oxygénation des aquifères libres a été étudié à plusieurs reprises (Farnsworth et al., 2012; Kohfahl et al., 2008; Massmann and Sültenfuß, 2008; Williams and Oostrom, 2000). Les oscillations de la nappe induisent des cycles de saturation/désaturation du milieu poreux ayant pour conséquence la dissolution de l'oxygène lors de la remise en eau (Figure 75). Ce phénomène est naturel lorsqu'il est induit par les battements de nappe relatifs aux variations de la recharge de l'aquifère ou anthropique lorsqu'il est induit par les oscillations de la nappe en raison des cycles marches-arrêts du forage de pompage.

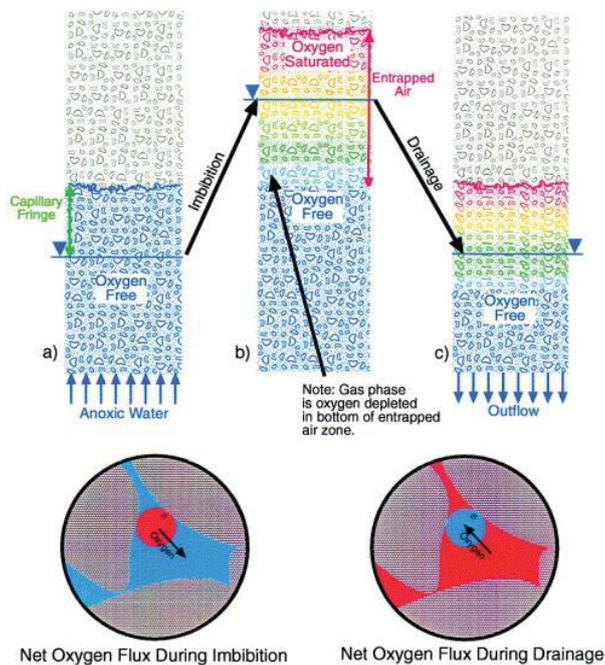


Figure 75 : Dynamique du niveau d'eau et échange d'oxygène entre phases aqueuse et gazeuse. Le schéma de couleurs représente les saturations relatives en oxygène dissous lors des oscillations de la nappe (le schéma « a » représente la situation après le premier cycle de désaturation. Lors de la remontée de nappe, l'eau se déplace vers le haut et le piégeage de l'air se produit « b ». Le transfert de l'oxygène de la phase gazeuse piégée vers à la phase aqueuse se produit alors à chaque cycle de saturation/désaturation « b, c ». (Williams and Oostrom, 2000)

En exploitation, plus le niveau de rabattement est proche des niveaux producteurs ou du sommet des crépines, plus le forage de pompage est susceptible de capter cette eau présentant cet excès d'air (Massmann and Sültenfuß, 2008; Menz, 2016) et de générer un mélange avec une eau porteuse des phases réduites du fer et du manganèse (Figure 76). Dans le forage, le contact entre l'eau et l'atmosphère constitue une interface où des échanges gazeux se produisent (Roy and Ryan, 2010), échanges probablement favorisés par le dénoyage des surfaces internes (casing, massif de gravier). Bonte et al., 2017, atteste du risque lié au positionnement de la pompe à une profondeur trop faible par rapport à cette interface et notamment inférieure à la profondeur maximale d'intrusion de l'oxygène dans la colonne d'eau. Celle-ci a été évaluée dans leur étude à 12 mètres de profondeur sous le niveau d'eau. Le positionnement de la pompe doit aussi prendre en compte le rabattement de la nappe en fonction du débit maximal d'exploitation envisagé.

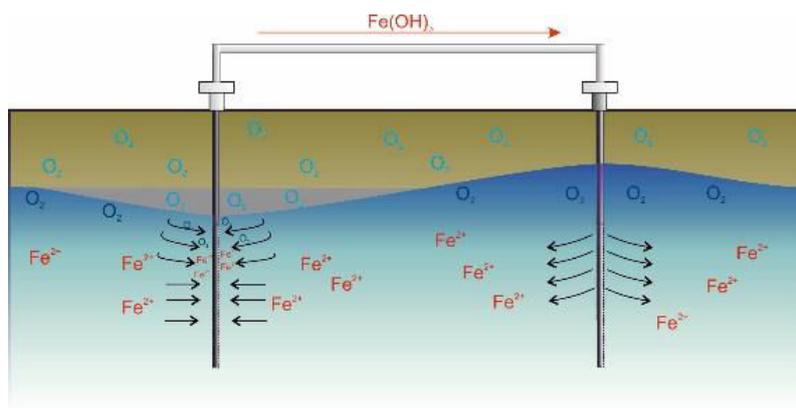


Figure 76 : Schéma de l'oxygénation liée aux fluctuations à l'échelle de la nappe induites par le fonctionnement des doublets géothermiques. Les cycles de saturation/désaturation engendrent l'oxygénation progressive des niveaux supérieurs de la nappe

1.5 Facteur de risque relatif à la conception

Comme indiqué précédemment, l'installation peut, de par sa configuration et son dimensionnement, favoriser des entrées d'air dans la boucle primaire. Deux causes principales sont identifiées :

- Absence de dispositif de maintien de pression permettant la vidange de la boucle primaire ;
- Réseau primaire non en charge entraînant le contact de l'eau avec l'air.

2. Colmatage biologique

La formation de biofilm lié à l'action de différentes communautés de bactéries du cycle du soufre est une problématique caractéristique d'un milieu réducteur, anaérobie et présentant une forte concentration en sulfates (400 - 1000 mg/L). Ces conditions se rencontrent particulièrement dans l'aquifère des Sables de Cuise (Yprésien) en Ile-de-France. L'apport d'une faible quantité d'oxygène au milieu anoxique (Lerm et al., 2011 délivre un seuil inférieure à 10% en saturation en O₂ dissous) permet d'initier l'oxydation bactérienne de l'H₂S (Pokorna and Zabranska, 2015) issue de l'activité des bactéries sulfato-réductrices BSR/BTR. Les modalités d'apport en oxygène peuvent être comparables à celles induisant le colmatage par bio-oxydation du fer/manganèse (formation de biofilm lié à l'activité de ferro-bactéries et de dépôts d'oxydes de fer) explicitées précédemment. Un fonctionnement par intermittence des forages semble également favoriser le détachement du biofilm des surfaces et accélérer le colmatage des filtres. La croissance bactérienne est directement dépendante de la présence d'une source de carbone inorganique ou organique et de nutriments dans l'eau souterraine. La présence d'une forte concentration en matière organique (naturelle ou induit par une pollution anthropique) assimilable par la biomasse peut induire aux niveaux des installations un risque accru de colmatage de nature « biologique ».

3. Colmatage chimique lié au carbonate de calcium

Le type de formation exploitée est déterminant pour cette typologie de colmatage. En effet, lors de notre étude, cette dernière n'a été rencontrée que dans un aquifère constitué d'un matériau carbonaté (matériau principal ou ciment d'une matrice détritique) où l'eau souterraine, suite à sa lente circulation à travers le milieu poreux, présente un excès en pression partielle de CO₂ par rapport à l'atmosphère et est devenue saturée au regard du carbonate de calcium.

Comme explicité précédemment, la déstabilisation de cette eau sursaturée est liée à trois facteurs :

- L'augmentation de température de l'eau géothermale en raison d'un fonctionnement de l'installation en mode « climatisation » (Eppner et al., 2017) ;
- Le dégazage du CO₂ entraîné par la circulation (variations pressiométriques) dans la boucle primaire (Eppner et al., 2017; García-Gil et al., 2016) ;
- L'hétérogénéité chimique de l'aquifère (Possemiers et al., 2016).

Tandis que l'impact sur l'équilibre chimique de l'eau, de l'élévation de sa température ou du mélange d'eaux hétérogènes peut être facilement quantifié via la modélisation géochimique, celui lié à l'impact des variations hydrodynamiques (variation de la pression du fluide, écoulements localement turbulents) dans la boucle géothermale est plus difficile à appréhender. Ces variations de conditions hydrodynamiques pouvant induire le dégazage du CO₂ se traduisent en effet par une évolution de plusieurs paramètres chimiques clés (pression partielle de CO₂, pH, concentration en calcium, ...) complexifiant l'étude de l'équilibre chimique de l'eau par la modélisation géochimique.

4. Colmatage physique (ou particulaire)

Comme pour le colmatage chimique, le type de formation exploitée est déterminant pour cette typologie de colmatage. En effet, cette dernière n'a été rencontrée lors de notre étude que dans un aquifère constitué d'un matériau détritique. Les facteurs principaux contrôlant la mobilisation d'une charge particulaire dommageable à l'exploitation (De Zwart, 2007) sont explicités ci-dessous.

4.1 Facteur de risque relatif à l'hétérogénéité de l'aquifère et à la vitesse de circulation

La mobilisation de particules est favorisée dans les milieux où la distribution en taille des éléments qui composent le matériau de l'aquifère est dispersée (Tang et al., 2017). L'érosion interne s'effectue donc plus généralement dans un milieu hétérogène. A l'approche de l'interface aquifère/massif de gravier, la vitesse de circulation peut être plus importante (Houben, 2015). Les hétérogénéités lithologiques verticales (alternances de niveaux à sables fins et de niveaux argileux imperméables, ...) conduisent à une segmentation importante des zones productives et des zones imperméables. Cette segmentation entraîne une concentration des flux sur quelques portions de l'aquifère face à l'équipement crépiné et en conséquence, des vitesses de circulation localement élevées peuvent générer l'érosion du milieu poreux et la mobilisation de particules fines. Un raisonnement similaire peut être réalisé pour le forage d'injection. En effet, de fortes vitesses d'infiltration peuvent être rencontrées localement, réduisant la capacité du milieu poreux à faire transiter la charge particulaire (Agbangla et al., 2012).

4.2 Facteur de risque relatif aux caractéristiques de la charge particulaire

Plus la concentration de la charge particulaire et le volume injecté seront importants, plus le milieu poreux dans l'environnement proche du forage d'injection est confronté à des risques de colmatage interne. Concernant la distribution granulométrique de la charge particulaire, plus le ratio du diamètre de la particule sur le diamètre de l'entrée des pores est élevé, plus le milieu poreux est sensible au colmatage entraînant une diminution de perméabilité (De Zwart, 2007; van Leerdam and Appelman, 2014).

4.3 Facteur de risque relatif au pompage discontinu

Dans le cas d'un fonctionnement discontinu, chaque démarrage de la pompe, induit la mobilisation des particules accumulées dans l'environnement proche du forage de pompage (Beek et al., 2009). Cette charge particulaire est réinjectée dans la formation via les forages d'injection alors exposés au colmatage physique.

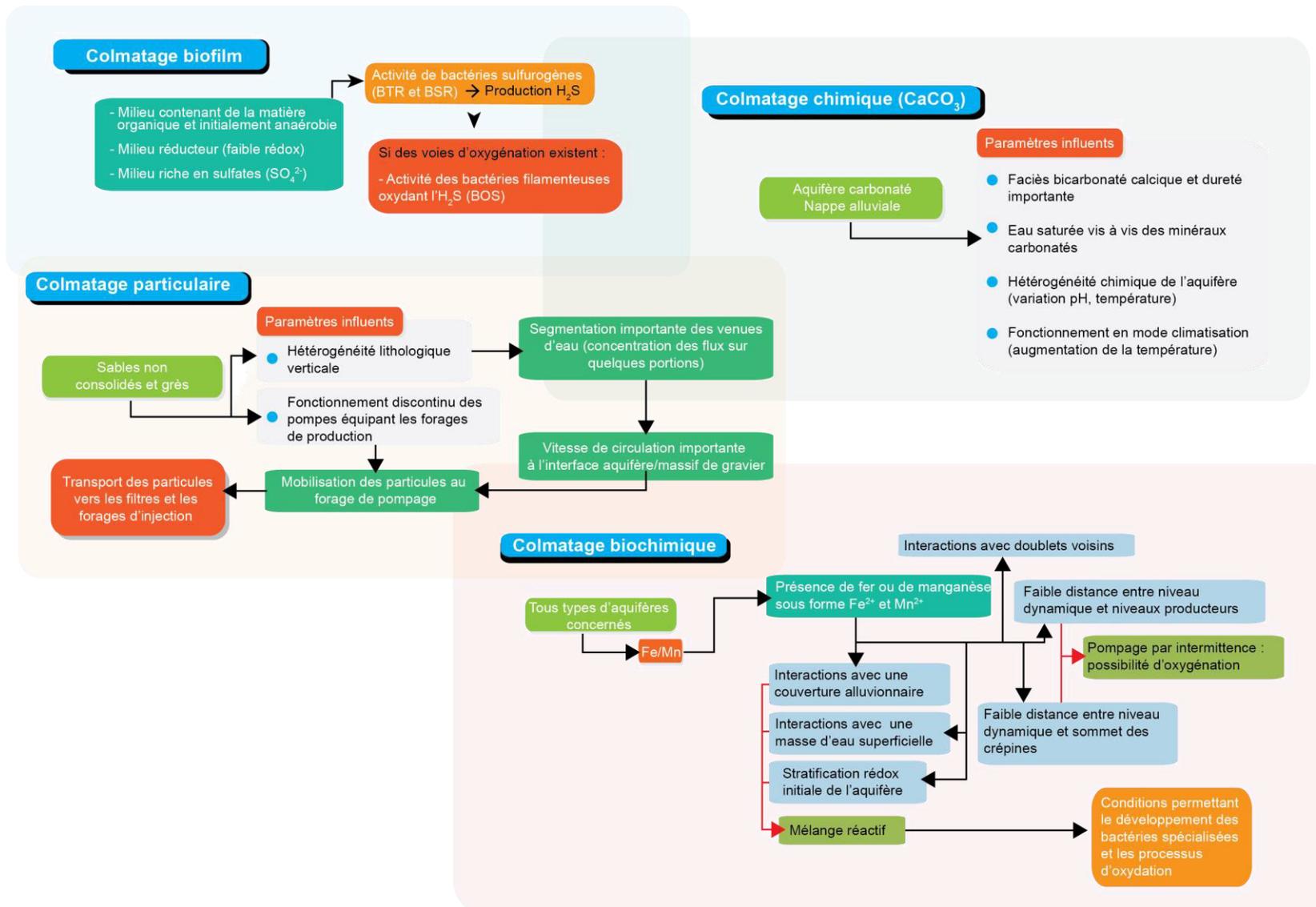


Figure 77 : Recensement des facteurs de risque contrôlant l'apparition des quatre types de colmatage impactant les doublets géothermiques superficiels.

III. Méthodologie de l'analyse ARCADE

Dans le cadre du risque de colmatage des doublets géothermiques sur nappes superficielles, l'outil d'évaluation et de gestion du risque : ARCADE (Analyse des Risques de Colmatage et Aide à la Décision) a été conçu d'une part pour évaluer le risque et d'autre part pour informer l'utilisateur averti des bonnes pratiques et moyens préventifs. Il n'est pas adapté aux projets de géothermie exploitant des aquifères plus profonds (> 100m de profondeur) et des eaux à des températures plus élevées que 28°C. L'outil informe aussi de l'état des connaissances actuelles sur les phénomènes de colmatage rencontrés en géothermie très basse énergie sur aquifères superficiels. ARCADE constitue le premier outil disponible d'analyse et d'aide à la gestion des risques de colmatage des doublets géothermiques sur aquifères superficiels. Cet outil n'a toutefois pas vocation à se supplanter à l'expertise des bureaux d'études spécialisés dans le domaine.

L'outil s'articule autour de deux phases présentées ci-dessous :

- Méthodologie de l'évaluation qualitative (Figure 78)
- Méthodologie de l'analyse semi-quantitative (Figure 79)

1. Méthodologie de l'évaluation qualitative

Au stade des études faisabilité et de l'ingénierie de conception du projet, il est difficile d'évaluer précisément le risque de colmatage d'une installation en raison de la variabilité locale des paramètres physico-chimiques et hydrogéologiques. Le référencement des cas de colmatage existants (secteur géographique, typologie, caractéristiques techniques) permet de construire une première approche d'analyse guidant vers les bonnes pratiques et moyens préventifs permettant d'anticiper les risques connus.



Figure 78 : Logigramme résumé de la méthode d'évaluation qualitative intégrée en première phase de l'outil ARCADE

Cette première phase permet à l'utilisateur d'avoir connaissance des bonnes pratiques et des moyens préventifs à mettre en œuvre au regard des risques de colmatage référencés dans le contexte qu'il renseigne (géographique et hydrogéologique). Si l'aquifère ciblé par l'utilisateur n'est pas référencé (absence de cas de colmatage connus), celui-ci pourra se référer aux cas de colmatage référencés dans

des contextes géologiques similaires. Pour chaque type de colmatage recensé (Physique, Chimique, Biogéochimique et biologique) et dans le contexte hydrogéologique renseigné, l'outil fournit les informations suivantes :

- Les recommandations ainsi que les moyens préventifs pouvant être mis en œuvre
- La description du type de colmatage
- Les fiches descriptives des cas recensés
- Les paramètres influents contrôlant le phénomène de colmatage
- Des références bibliographiques permettant d'approfondir le sujet

Afin de faire évaluer l'état des connaissances sur la problématique de colmatage des doublets géothermiques, l'outil ARCADE permet à un utilisateur confronté à cette problématique d'enrichir la base de données sur laquelle s'articule cette première phase. L'animation réalisée autour de cet outil incitera les professionnels du secteur de la géothermie à participer à cette base de données en renseignant leurs cas de colmatage recensés, l'intérêt étant d'établir un outil évolutif et collaboratif.

2. Méthodologie de l'analyse semi-quantitative

L'approche semi-quantitative permet à l'utilisateur d'évaluer les risques de colmatage dans le contexte de son projet. Celle-ci s'effectue soit :

- Après la réalisation d'un forage de reconnaissance et obtention des résultats des différentes investigations (essais de puits, analyses d'eau, diagraphies)
- À l'aide de données de forages d'eau dans la zone géographique d'étude et l'aquifère ciblé et par le projet.

L'analyse semi-quantitative peut également être utilisée dans le cadre du diagnostic d'une installation présentant déjà des problèmes de colmatage et pour identifier les bonnes pratiques et mesures préventives à mettre en œuvre.

L'analyse semi-quantitative est une approche multicritère se basant sur des fonctions, codées en Python 3, indépendantes et spécifiques à chacune des typologies de colmatage. Le choix d'adopter ce langage de programmation fut guidé par les nombreux avantages de son utilisation :

- Langage open-source et animé par une communauté importante ;
- Interfaçable avec la plupart des langages existants et notamment avec les codes historiques (Fortran, C) ;
- Disponibilité de la librairie PhreeqPy permettant d'implémenter la modélisation géochimique effectué par Phreeqc dans des routines.
- Disponibilité de la librairie NumPy permettant d'effectuer des calculs numériques avec Python
- Déployable sur des plateformes et outils en ligne

Ainsi, l'outil ARCADE est composé de 4 modules Python :

- Module Risque biogéochimique (évaluation du risque lié à la précipitation biogéochimique du fer et du manganèse) ;
- Module Risque chimique (évaluation du risque lié à la précipitation du carbonate de calcium) ;
- Module Risque particulaire (évaluation du risque lié à l'entraînement particulaire) ;
- Module Risque biofilm (évaluation du risque engendré par la formation de biofilm lié à l'activité des bactéries du cycle du soufre).

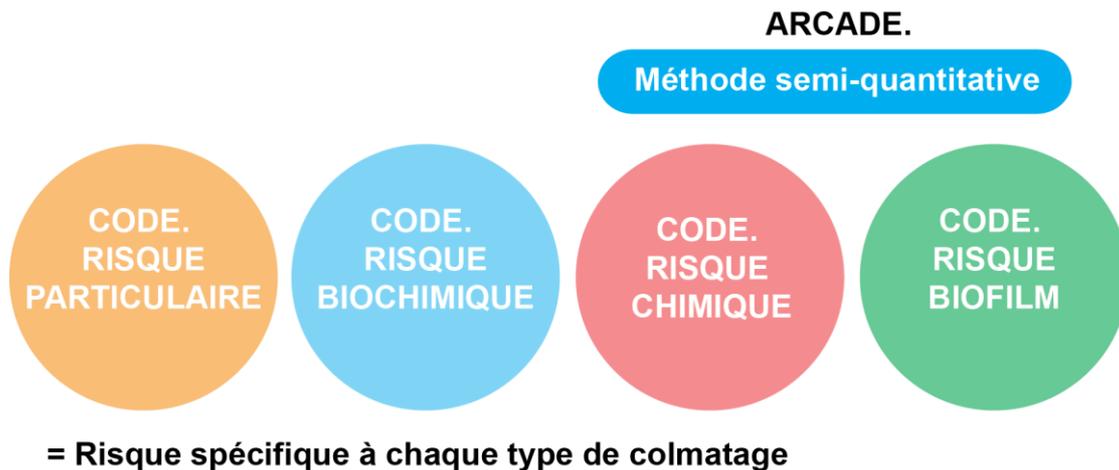


Figure 79 : Logigramme de la méthode d'évaluation semi-qualitative

Les différents modules calculent un indice échelonnant le degré de risque (Tableau 10). Un commentaire présentant les résultats de l'évaluation pour chaque type de risque est généré et délivré à l'utilisateur.

Echelle du risque	Sortie module Python
Risque non évaluable	-1
Risque absent (SI < 0	0
Risque moyen (SI > 0 mais...)	1
Risque fort (SI > 0 et...)	2

Tableau 10 : Echelle utilisée par l'outil ARCADE

L'évaluation semi-quantitative déclenche les différents modules uniquement si les paramètres « obligatoires » spécifiques à chacune des évaluations sont renseignés par l'utilisateur. Si un des paramètres obligatoires est manquant, le risque n'est pas évaluable (-1). Les risques sont évalués à partir de méthodes décrites en Annexe. Une simplification des approches de modélisation est nécessaire pour permettre leur déploiement sur un outil en ligne mais aussi pour assurer une analyse rapide permettant à l'utilisateur d'avoir une première évaluation des risques. L'identification d'un risque à l'aide d'ARCADE ne signifie pas un « no go » mais traduit la nécessité d'établir une démarche complète permettant de valider le risque et d'envisager les méthodes préventives correspondantes. Les sous-parties suivantes présentent la méthodologie d'évaluation implémentée pour chacun des risques précédemment décrit.

2.1 Evaluation du risque chimique (CaCO₃)

L'évaluation du risque chimique lié à la précipitation du carbonate de calcium se base sur une modélisation géochimique de l'impact de l'augmentation de la température (mode climatisation) de l'eau géothermale sur son équilibre chimique à partir des données utilisateurs. Pour modéliser le comportement chimique de l'eau géothermale, l'outil de modélisation géochimique IPhreeqc 3.1.7 (Parkhurst and Appelo, 1999, database: phreeqc.dat) et la librairie PhreeqPy (<http://www.phreeqpy.com/>) sont utilisés par le module Python.

Le modèle géochimique calcule le potentiel de précipitation-dissolution de la calcite (principal carbonate de calcium associé au problème de colmatage chimique). Ce potentiel est évalué à travers la détermination de l'indice de saturation « SI » (Appelo C. A. J. and Postma D., 2005) décrivant l'état de saturation d'une eau souterraine vis-à-vis des phases minérales :

$$SI = \log (IAP / K(T)) \quad (14)$$

où IAP est le produit d'activité ionique des ions libres en solution, K(T) est la constante d'équilibre pour la réaction chimique considérée, dépendante de la température T. Ainsi, pour la calcite, l'équation devient :

$$SI = \log \left(\frac{\{Ca^{2+}\}\{CO_3^{2-}\}}{K_S} \right) \quad (15)$$

Lorsque SI est supérieure à 0, l'eau est dite sursaturée vis-à-vis du minéral considéré et celui-ci peut précipiter (pour SI = 0, l'eau est à l'équilibre ; pour SI < 0, la dissolution du minéral en contact avec l'eau géothermale est possible thermodynamiquement). Il est à noter qu'en amont de cette modélisation, une vérification de la qualité de l'analyse chimique renseignée par l'utilisateur est réalisée par le calcul automatique de la balance ionique. Si la valeur absolue de celle-ci est supérieur à 5%, l'analyse est rejetée pour l'évaluation du risque lié à la précipitation des carbonates.

Dans un premier temps, le module python calcule l'état d'équilibre lors d'une montée en température de l'eau géothermale depuis la température initiale et jusqu'à 35°C à un pas d'augmentation de la température de 1°C. Si l'indice de saturation calculé est supérieur au critère d'indice de saturation critique SI_{cr} (fixé à 0.05), le risque de précipitation de carbonate de calcium est présent. Le code renverra alors à l'utilisateur la température critique T_{cr} correspondant à l'apparition de ce risque. La masse de calcite pouvant théoriquement précipiter à cette température (CCPP, Calcium Carbonate Precipitation Potential) est calculé dans un second temps. Le code renverra alors à l'utilisateur le CCPP à la température T_{cr} et à la température de 28°C (température maximale de rejet autorisée).

En plus des effets de l'augmentation de la température, le dégazage du CO₂ dissous pouvant se produire dans la boucle géothermale conduit au déséquilibre de l'équilibre calco-carbonique et à la précipitation de la calcite. Le risque de précipitation du carbonate de calcium lié au dégazage du CO₂ dissous est difficilement évaluable du fait que les quantités de CO₂ dégazées lors de la circulation de l'eau géothermale entre le forage de pompage et d'injection dans un réseau fermé n'ont pas été quantifiées. Par contre, le calcul géochimique effectué par le module compare la pression partielle en CO₂ du fluide réservoir à celle de l'atmosphère et alerte sur un risque possible de dégazage.

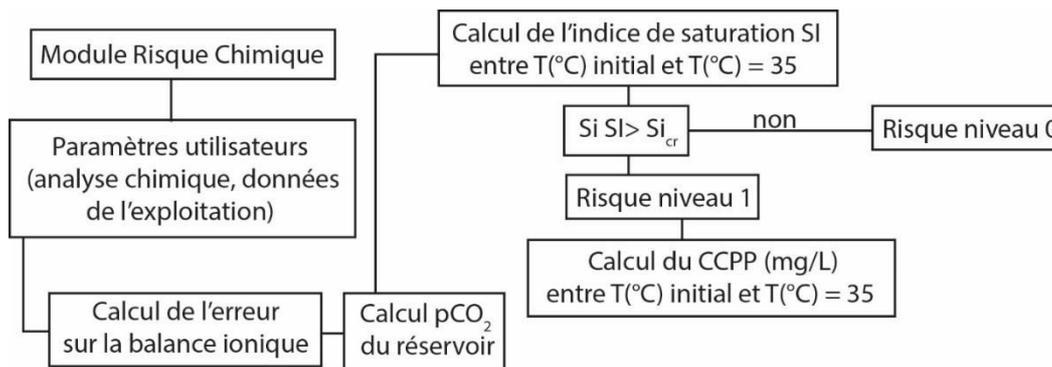


Figure 80 : Logigramme module Risque chimique (précipitation carbonate)

Paramètres de l'évaluation Risque Chimique	Unité
<i>Caractéristiques de l'installation :</i>	
Nature géologique de l'aquifère cible*	Détritique/Carbonatée/détritique quaternaire
Type de fonctionnement*	Chauffage/Climatisation
Débit moyen de fonctionnement*	m ³ /h
Longueur de la crépine du forage d'injection**	m
Diamètre du forage d'injection**	m
Diamètre extérieur du tubage crépiné**	m
<i>Données physico-chimiques :</i>	
Température de l'eau en tête du forage de production (mesure in-situ)*	°C
pH de l'eau en tête du forage de production (mesure in-situ)*	/
Potentiel redox Eh (mesure in-situ)*	mV/ENH
Hydrogénocarbonates(HCO ₃)*	mg/L
Calcium (Ca)*	mg/L
Magnésium (Mg)*	mg/L
Potassium (K)*	mg/L
Sodium (Na)*	mg/L
Chlorures (Cl)*	mg/L
Sulfates (SO ₄)*	mg/L
Nitrates (NO ₃)**	mg/L
Nitrites (NO ₂)**	mg/L
Ammonium (NH ₄)**	mg/L
Phosphate (PO ₄)**	mg/L
Fluorures (F)**	mg/L
Aluminium (Al)**	mg/L
Silicates (SiO ₂)**	mg/L
Bromure (Br)**	mg/L
Arsenic (As)*	mg/L
Strontium (Sr)**	mg/L
Baryum (Ba)**	mg/L
Cuivre (Cu)**	mg/L
Iodure (I)**	mg/L
Nickel (Ni)**	mg/L
Fer dissous (Fe)**	mg/L
Manganèse dissous (Mn)**	mg/L

Tableau 11 : Paramètres nécessaires à l'évaluation semi-quantitative (Module Risque Chimique) (*) paramètres obligatoires, (**) paramètres optionnels

2.2 Evaluation du risque particulaire

Lorsqu'un doublet géothermique exploite un aquifère constitué d'un matériau détritique peu ou non consolidé (alluvions, autres réservoirs sableux non consolidés et grès), le transport de particules (colmatage physique) peut rapidement impacter les installations. L'outil ARCADE évalue le potentiel de colmatage à partir des données « utilisateurs » suivantes :

- (1) Régime d'exploitation du forage de pompage (intermittence/continu, débit de pompage)
- (2) Résultat interprété de la diagraphie micromoulinet du forage de pompage (% débit en fonction de la profondeur en m)
- (3) Géométrie du forage de pompage et paramètres hydrogéologiques de l'aquifère cible (diamètre du forage de pompage, porosité)

A partir de ces données, le code modélise les vitesses de circulation générées par le pompage à la zone d'interface aquifère/massif de gravier (Figure 81). Les hypothèses sont que cette zone constitue un stock de particules mobilisables et que la vitesse de circulation à cette interface est le principal facteur de contrôle de la mobilisation de ces particules.

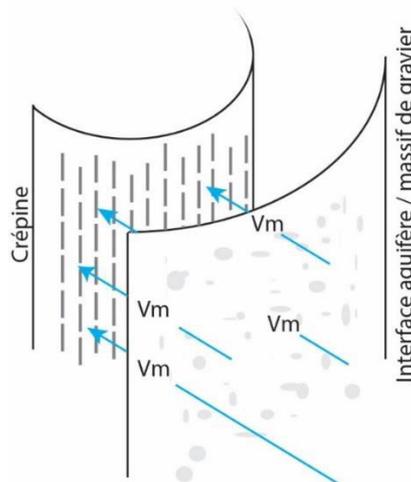


Figure 81 : Schéma conceptuel de l'évaluation du risque particulaire

Le calcul de la vitesse v de circulation est décrit par Houben, 2015 et consiste à considérer un écoulement radial symétrique engendré par un débit Q (m^3/h). L'aire est exprimée comme la surface d'un cylindre de hauteur dz , pondéré par la porosité effective A_p du milieu poreux granulaire.

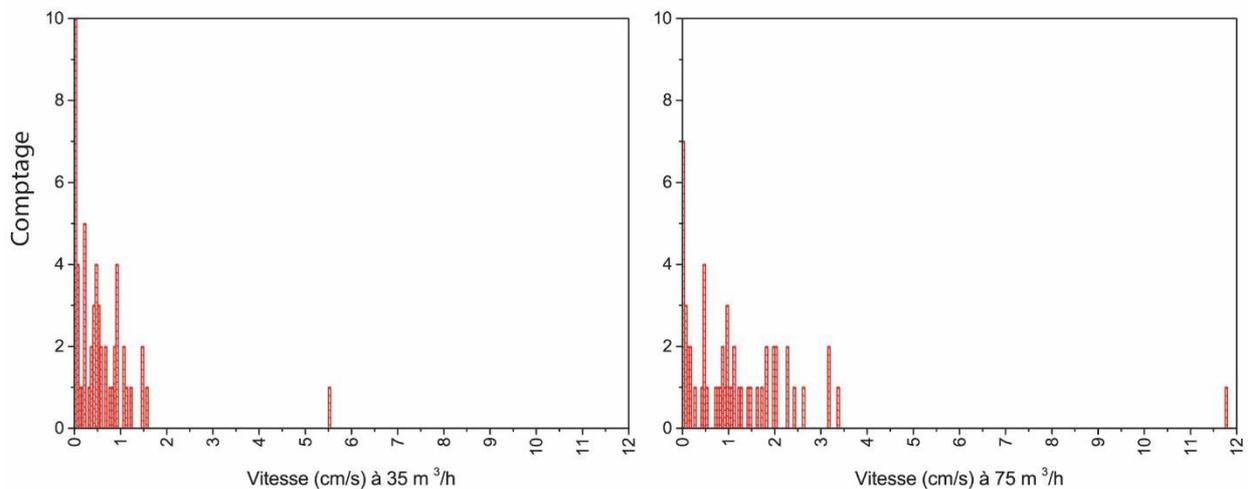
$$v = \frac{Q}{2 \times \pi \times dz \times A_p} \quad (16)$$

La distribution granulométrique de ces particules est contrôlée par les forces de mobilisation engendrées par ces écoulements (van Beek et al., 2009) et la sensibilité du forage d'injection à l'apport de ces particules dépend des caractéristiques géométriques et hydrogéologiques de l'aquifère au droit du forage d'injection. La notion de critère de vitesse critique à l'entrée de la crépine se retrouve fréquemment dans la littérature, notamment dans le cadre du dimensionnement des crépines des forages d'eau potable (Driscoll, 1986; Schnieders, 2007). Plusieurs études fournissent des valeurs de vitesse d'entrée maximale admissible à l'entrée des crépines (Tableau 11), déterminées empiriquement. Le critère empirique le plus couramment admis dans la littérature est de 0.03 m/s (Schnieders, 2007).

Source	Vitesse critique
Sichardt (1928)	$V_{cr} = \frac{\sqrt{K}}{15}$
Huisman (1972)	$V_{cr} = \frac{\sqrt{K}}{30}$
Driscoll (1986), Sterret (2007)	0.03 m/s
Ahrens (1957, 1970)	0.03 – 0.076 m/s
Wendling et al (1997)	0.03 – 0.06 m/s
Williams (1985), Roscoe Moss (1990), Parsons (1994)	0.6 – 1.2 m/s
AWWA (1998)	0.46 m/s

Tableau 12 : Vitesse critique d'entrée aux crépines (Houben, 2015)

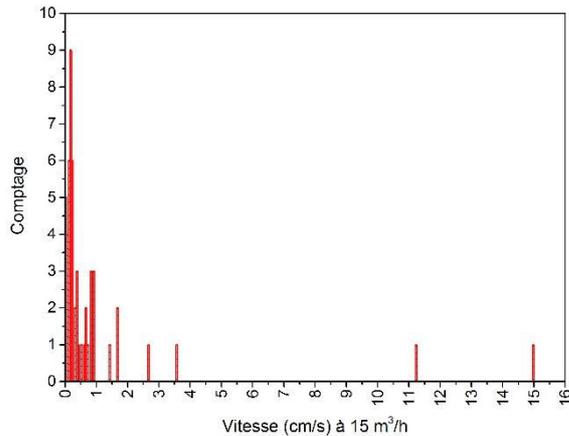
A l'interface massif de gravier/aquifère, l'application du critère de Sichardt ou de Huisman devient très vite restrictif en matière de débit d'exploitation pour les aquifères sableux rencontrés en France. En ce qui concerne les autres critères, explicités Tableau 11, les retours d'expériences aux « Sables de l'Yprésien » et aux « Sables et Grès de Fontainebleau » en Ile-de-France semblent démontrer que la valeur de vitesse critique est inférieure. Le doublet géothermique SY1 exploitant l'aquifère des « Sables de l'Yprésien » a effet présenté un colmatage rapide du forage d'injection après la mise en service de l'installation Alors que le forage de pompage était exploité à un débit de 75 m³/h (soit une vitesse de circulation sur l'épaisseur productive principalement inférieure à 3 cm/s) (Figure 82). Pour ce cas de colmatage physique, la réduction du débit maximal toléré à une valeur de 35 m³/h a permis de pérenniser l'installation. Cette réduction du débit a conduit à contraindre les vitesses de circulation à une valeur inférieure à 1 cm/s.



Vitesse (cm/s)	Cumul des épaisseurs (m) à 35 m ³ /h	Cumul des épaisseurs (m) à 75 m ³ /h
0 et 0.5	7.7	5.9
0.5 et 1	2.0	1.7
Supérieure à 1	0.5	2.6

Figure 82 : Distribution des vitesses de circulation (cm/s, porosité : 20%) à l'interface massif de gravier/aquifère d'une exploitation aux Sables de l'Yprésien confrontée à une problématique de colmatage particulière.

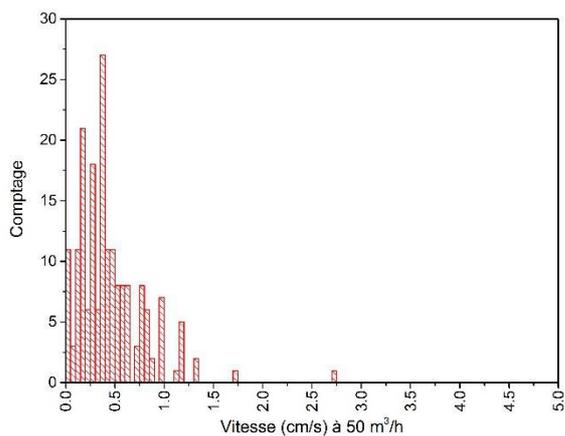
Cette installation est voisine géographiquement d'un second doublet géothermique exploitant le même niveau aquifère. Ce doublet n'est pas confronté à des problématiques de colmatage depuis sa mise en service. Les vitesses de circulation à l'interface massif de gravier/aquifère à un débit de production de 15 m³/h (Figure 83) sont inférieures à 1 cm/s et n'ont pas induit de mobilisation de particules dommageables pour l'exploitation.



Vitesse (cm/s)	Cumul de l'épaisseur (m) à 15 m ³ /h
0 et 0.5	2.8
0.5 et 1	0.8
Supérieure à 1	0.6

Figure 83 : Distribution des vitesses de circulation (cm/s, porosité : 20%) à l'interface massif de gravier/aquifère d'une exploitation aux Sables de l'Yprésien pérenne.

Ces observations permettent de retenir un critère de vitesse critique de 1 cm/s. Cette valeur est d'ailleurs considérée dans le rapport Guidoclast présentant les retours d'expériences des opérations de géothermie profonde ciblant des réservoirs détritiques (Bugarel and Bouchot, 2016). Elle s'approche de celle recommandée (1.5 cm/s) à l'injection par (Kavanaugh et al., 2014) . La valeur de vitesse critique est toutefois dépendante des paramètres lithologiques et est donc logiquement spécifique à l'aquifère ciblé. En effet, l'étude d'un cas de doublet colmaté exploitant l'aquifère « Sables de Fontainebleau » semble indiquer une vitesse critique inférieure à 1 cm/s (Figure 84).



Vitesse (cm/s)	Cumul de l'épaisseur (m) à 50 m ³ /h
0 et 0.5	13
0.5 et 1	2.5
Supérieure à 1	0.4

Figure 84 : Distribution des vitesses de circulation (cm/s, porosité : 20%) à l'interface massif de gravier/aquifère d'une exploitation aux Sables et grès de fontainebleau confrontée à une problématique de colmatage particulière.

Dans le code risque particulière d'ARCADE un seuil de vitesse critique de 1 cm/s est considéré. Le logigramme d'évaluation semi-quantitative du risque particulière est présenté Figure 85 pour un aquifère sableux non consolidé (alluvions ou sables non consolidés).

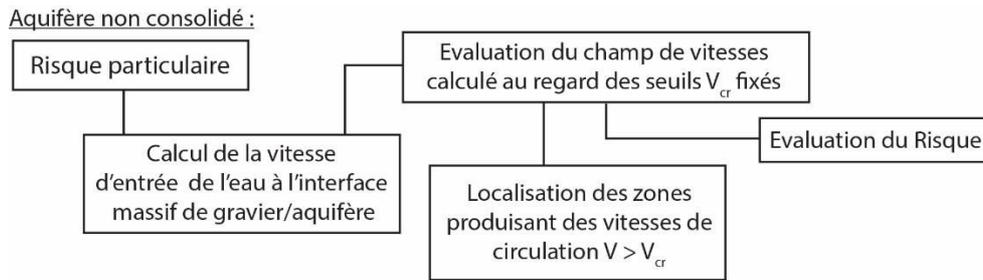


Figure 85 : Logigramme de l'évaluation du risque particulaire

Cette évaluation ne peut s'effectuer qu'en possession des résultats de la diagraphie micromoulinet effectuée au forage de reconnaissance et des paramètres listés Tableau 13. Les résultats du micromoulinet doivent être préalablement interprétés pour éviter d'introduire des erreurs liées à des anomalies non représentatives de la distribution des flux (oscillations du profil face à des zones non productives par exemple).

Format des données d'entrée à renseigner :

Profondeur (m)	Débit cumulé (%)
<i>Ordre croissant</i>	
26.75	100
26.8	98.899
26.85	97.107
26.9	94.863
26.95	92.278
27	89.049
....
..	..
.	0
40	0

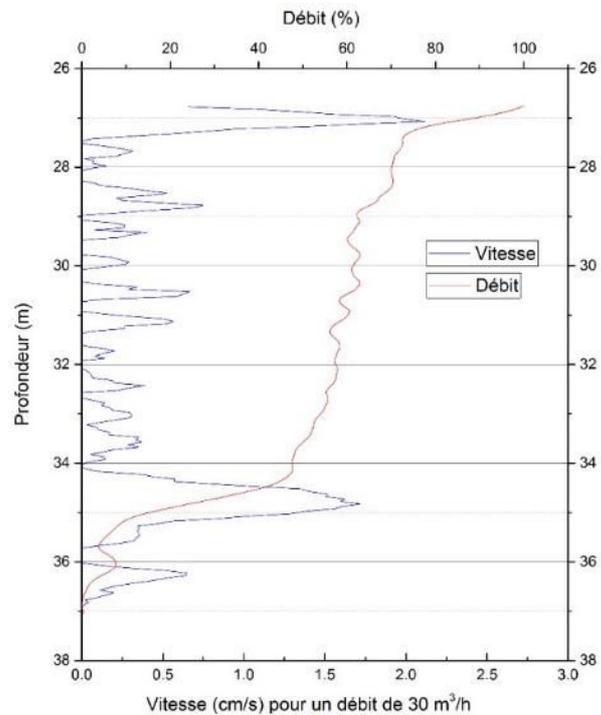


Figure 86 : Exemple du traitement réalisé par le code arcade relatif à l'évaluation du risque particulaire

Paramètres de l'évaluation Risque physique particulaire	Unité
<u>Caractéristiques de l'installation :</u>	
Nature géologique de l'aquifère cible*	Alluvions/carbonatée/détritique hors alluvions
Type de fonctionnement**	Continu/par intermittence
Débit moyen de fonctionnement*	m ³ /h
Diamètre du forage de pompage*	mm
Diamètre extérieur du tubage crépiné du forage de pompage**	mm
Longueur du tubage crépiné du forage de pompage**	m
Diamètre du forage d'injection **	
Diamètre extérieur du tubage crépiné du forage d'injection**	mm
Longueur du tubage crépiné du forage d'injection**	mm
	m
<u>Données hydrodynamiques :</u>	
Profil vertical de débit (micromoulinet)*	% en fonction de la profondeur (m)
Porosité**	%
Perméabilité**	m/s

Tableau 13 : Paramètres nécessaires à l'évaluation semi-quantitative (Module Risque Particulaire) (*) paramètres obligatoires, (**) paramètres optionnels

2.3 Evaluation du risque biogéochimique (fer et manganèse)

Le module Arcade relatif au risque biogéochimique (fer et manganèse) évalue les facteurs de risque d'oxygénation de l'eau réductrice contenant les espèces réduites Fe²⁺ et Mn²⁺ dans les cas suivants :

- Stratification redox initiale de l'aquifère
- Faible distance entre niveau dynamique et niveaux producteurs ou faible distance entre niveau dynamique et sommet des crépines
- Interactions avec une masse d'eau superficielle

L'outil n'évalue pas le risque inhérent à des contextes hydrogéologiques plus complexes, nécessitant une modélisation 3D plus poussée ainsi qu'une connaissance des caractéristiques hydrogéologiques du milieu non déterminées lors des essais hydrauliques (cas des phénomènes de drainance, Figure 87).

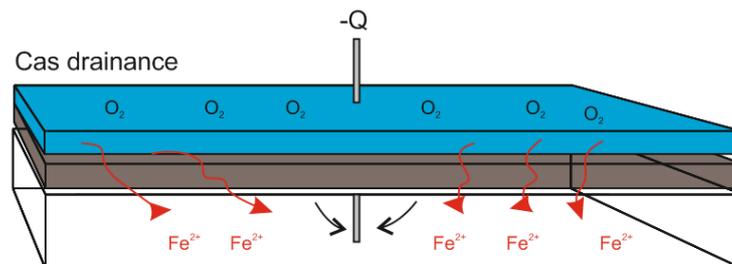


Figure 87 : Risque lié à l'oxygénation par les phénomènes de drainance

Le premier niveau consiste à la détermination du risque lié à des concentrations notables de fer réduit et de manganèse réduit dans l'eau géothermale supérieures aux seuils critiques fixés $[Fe^{2+}] > [Fe^{2+}]_{cr}$ et $[Mn^{2+}] > [Mn^{2+}]_{cr}$. Le risque est identifié à 0 (risque absent) lorsque les concentrations en fer et manganèse sont inférieures à ces seuils. Si les concentrations en fer/manganèse sont supérieures aux valeurs seuils, le code évalue le niveau d'hétérogénéité chimique lié à la présence d'oxygène et de nitrates (concentrations renseignées par l'utilisateur). Si la valeur d'oxygène renseignée par l'utilisateur est supérieure au seuil critique $[O_2]_{cr}$, l'analyse de l'incidence de cette stratification rédox initiale de l'aquifère (présence conjointe de fer réduit, de manganèse et d'oxygène) est réalisée. Si l'oxygène n'a pas été détecté lors de l'analyse, le module python analyse les risques d'oxygénation liés à l'exploitation du forage de pompage. Le logigramme général d'évaluation semi-quantitative du risque biogéochimique est présenté Figure 88.

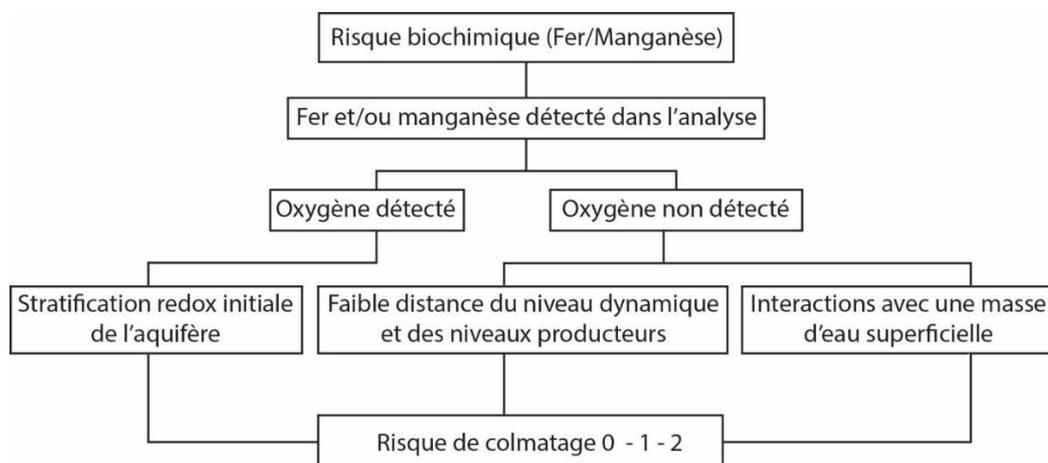


Figure 88 : Logigramme général du code « risque biogéochimique »

2.3.1 Cas n°1 : Interactions avec une masse d'eau superficielle

En cas d'exploitation d'une nappe anoxique et présentant des concentrations en fer et manganèse notables, le risque réside dans la possibilité d'intrusion d'une eau oxique conduisant à un mélange réactif. Le code Arcade évalue la possibilité d'interaction entre l'aquifère exploité et une masse d'eau superficielle considérée comme vecteur d'oxygène. Trois configurations différentes sont à considérer :

- (1) Pompage en nappe alluviale à proximité d'une masse d'eau superficielle
- (2) Pompage d'un aquifère libre surmonté d'une couverture alluvionnaire (exemple de la nappe de la Craie sous alluvions de la Seine) à proximité d'une masse d'eau superficielle
- (3) Pompage d'un aquifère captif à proximité d'une masse d'eau superficielle

Le risque inhérent à l'exploitation d'un doublet géothermique caractéristique du cas (3) n'est pas évalué. Ce cas nécessite une modélisation hydrogéologique couplée à un transport spécifique en ayant connaissance des paramètres contrôlant les phénomènes de drainance. Même si le cas (2) est différent du cas (1) en matière de distribution des écoulements, ces deux cas sont considérés comme équivalents dans l'évaluation du risque.

Le code ARCADE considère un système constitué d'un unique forage de pompage positionné à une distance connue d'une limite à potentiel imposée. Le gradient hydraulique naturel de la nappe est

considéré uniforme en direction de la masse d'eau superficielle (Figure 89). L'impact hydraulique de l'injecteur n'est actuellement pas considéré par ARCADE. On considère ici le cas défavorable où

- le forage de pompage fonctionne de manière continue à débit constant ;
- aucune consommation de l'oxygène par voies bactérienne ou chimique n'advient durant le transfert de l'eau oxygène entre la masse d'eau superficielle et le forage de pompage.

Le premier niveau du module Python calcule le temps de percée du front oxygène provenant de la masse d'eau superficielle :

$$t_p = \frac{2 \times b \times \pi \times \varepsilon \times d^2}{3 \times Q} \quad (17)$$

où b est l'épaisseur de l'aquifère, ε la porosité, d la distance entre le puits - masse d'eau superficielle et Q le débit de pompage. Le temps de percée t_p est comparé à une valeur seuil tp_{cr} fixée au regard des valeurs observées pour des cas de doublets colmatés présentant ce facteur de risque.

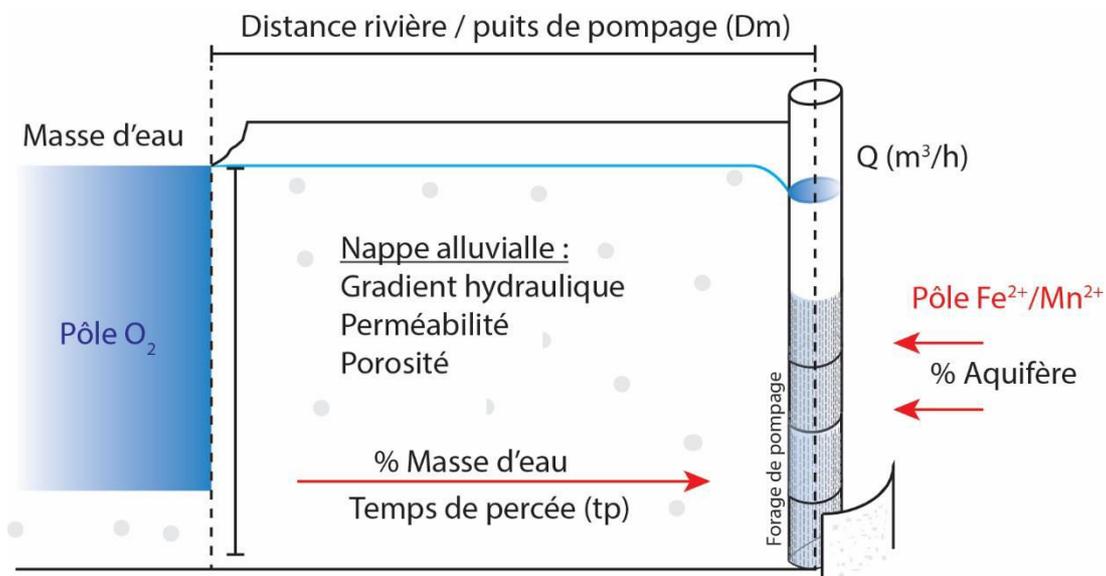


Figure 89 : Schéma conceptuel pour l'évaluation du risque lié à la présence d'une masse d'eau à proximité du doublet géothermique

Le dépassement du critère tp_{cr} entraîne l'atteinte d'un premier échelon de risque et le calcul du ratio de mélange α entre l'eau provenant de la masse d'eau superficielle (O_2) et de l'aquifère (Fe^{2+} , Mn^{2+}). Le module ARCADE calcule ce ratio de mélange en résolvant la solution analytique décrite par Holzbecher (2013).

$$\alpha = \frac{Q_{bf}}{Q} \quad (18), \quad Q_{x0} = BU \quad (19)$$

$$\beta = \frac{1}{\pi d} \frac{Q}{Q_{x0}} - 1 \quad (20)$$

$$f(\beta) := -\arctan(\sqrt{\beta}) + \frac{\sqrt{\beta}}{\beta + 1} + \pi \frac{\alpha}{2} \quad (21)$$

Où α correspond au ratio de mélange, Q_{bf} au débit du forage provenant de la masse d'eau superficielle, Q au débit total du forage, B à l'épaisseur de l'aquifère, U à la vitesse de flux uniforme de l'aquifère et d à la distance du puits à la masse d'eau superficielle. Pour chaque valeur de α , une valeur de β peut être déterminée à l'aide de l'équation (20).

Cette formulation est destinée initialement au dimensionnement des systèmes de filtration sur berge mais est ici utilisée pour caractériser le mélange généré par le pompage à proximité d'une masse d'eau superficielle.

Le Tableau 14, récapitule les valeurs des paramètres retenus pour l'évaluation semi-quantitative du risque biogéochimique dans le cas n°1 « Interactions avec une masse d'eau superficielle ».

Perméabilité moyenne K_m observée en nappe alluviale (m/s)	0.005
Gradient moyen considéré (‰)	0.4
Porosité ε	0.07
Concentration en oxygène $[O_2]_{\text{dissous}}$ de la masse d'eau superficielle (mg/l)	10

Tableau 14 : Paramètres sélectionnés pour l'analyse du cas n°1

Le code approche ensuite les quantités d'oxydes de fer amorphe pouvant précipiter dans ces conditions par modélisation géochimiques (IPhreeqc 3.1.7 et la librairie PhreeqPy). Pour ce faire, le module ARCADE intègre un calcul cinétique d'oxydation abiotique homogène du fer (Stumm and Morgan, 1996) et présenté par Cravotta (2015).

$$\frac{-d[Fe(II)]}{dt} = k_1 \cdot [O_2] \cdot \{H^+\}^{-2} \cdot [Fe(II)] \quad (22)$$

Où, à pH 5-8 et 20°C, $k_1 = 3 (+ - 0.87) \times 10^{-12}$ mol/L/min (Stumm and Morgan, 1996). La constante de cinétique est corrigée en fonction de la température de l'eau géothermale (Cravotta, 2015). Ce calcul a toutefois tendance à sous-estimer les concentrations d'oxydes de fer produit car il ignore actuellement les cinétiques bactériennes d'oxydation du fer ainsi que le caractère autocatalytique de la réaction d'oxydation (adsorption puis oxydation des ions Fe^{2+} sur la surface des oxy-hydroxydes de fer).

Le code ARCADE ne calcule pas actuellement les masses d'oxydes de manganèse pouvant précipiter. Aux conditions physico-chimiques rencontrées dans les aquifères superficiels, la réaction d'oxydation du manganèse est généralement contrôlée par l'activité des bactéries mangano-oxydantes. Ces cinétiques d'oxydation sont mal contraintes et difficilement applicables. La modularité du code ARCADE permettra d'intégrer par la suite les avancés en matière de modélisation des réactions d'oxydation (cinétique bactérienne des ferro-oxydantes, réaction d'oxydation autocatalytique) du fer et du manganèse.

Le volume d'oxydes de fer amorphes précipités peut être approché à partir de la densité volumique (1.25 g/cm^3 , Houben, 2004). Ce volume se distribue sur l'ensemble de la boucle (pompe, canalisations,

filtres, échangeur, forage d'injection). Le logigramme d'évaluation semi-quantitative du risque biogéochimique du cas n°1 est présenté Figure 90.

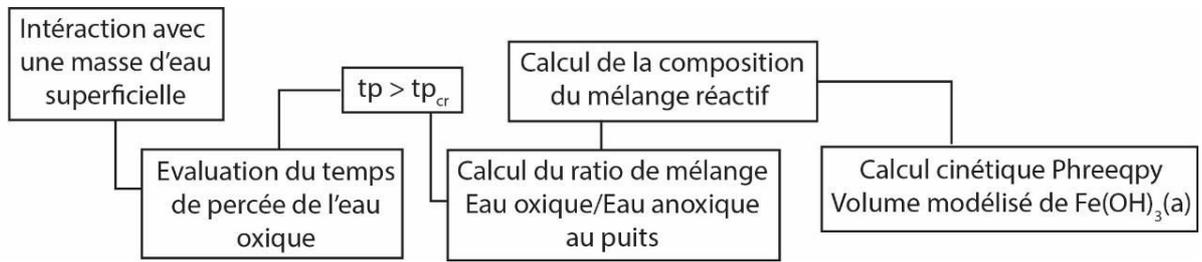


Figure 90 : Logigramme du cas n°1 : Interactions avec une masse d'eau superficielle

2.3.2 Cas n°2 : Stratification redox initiale de l'aquifère

L'évaluation se base sur l'hypothèse qu'une analyse utilisateur présentant des espèces réduites conjointement à des espèces oxydantes (à pH proche de la neutralité) indiquent une nappe hétérogène chimiquement. Les conditions de précipitation des oxydes métalliques sont donc présentes dès le pompage. Cette configuration, très défavorable, indique un risque important de colmatage du doublet géothermique (Risque de 2) par voies biogéochimiques. Il est donc important que la mesure d'oxygène dissous soit réalisée dans des conditions optimales (mesure in-situ, en pompage, absence de contact de l'eau avec l'atmosphère) afin d'être représentative des conditions de l'aquifère.

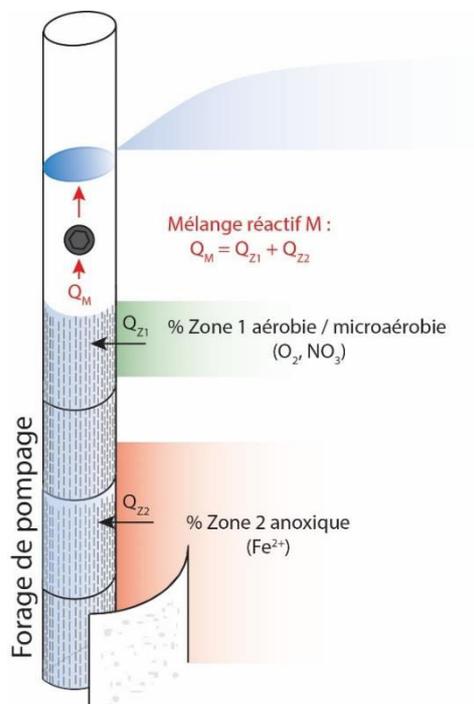


Figure 91 : Schéma conceptuel pour l'évaluation du risque lié à la présence d'une masse d'eau à proximité du doublet géothermique

Le code permet ensuite d'estimer les quantités d'oxydes de fer amorphe pouvant précipiter dans ces conditions par modélisation géochimique présentée précédemment. La connaissance de la répartition des flux (diagraphie micromoulinet) et de la localisation des arrivées d'eaux oxygène et anoxique (diagraphie physico-chimique) permet d'évaluer la contribution de chaque composante au mélange réactif et d'établir avec une meilleure précision les risques réels de colmatage liés à cette configuration.

Le logigramme d'évaluation semi-quantitative du risque biogéochimique du cas n°2 est présenté Figure 92.

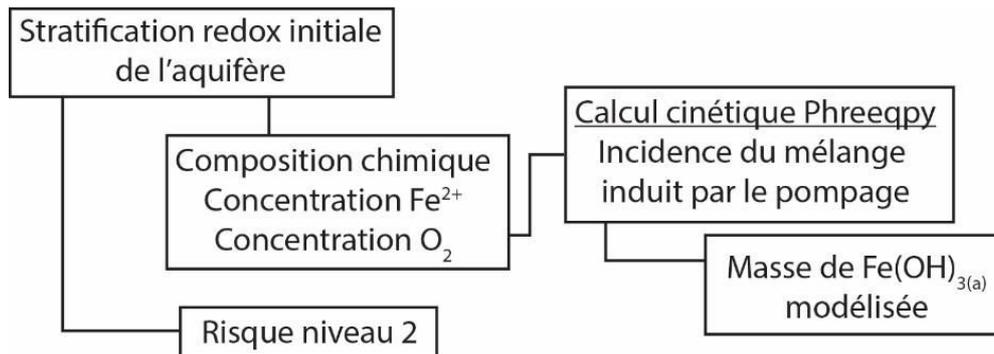


Figure 92 : Logigramme du cas n°2 : Stratification redox initiale

2.3.3 Cas n° 3 : Faible distance entre niveau dynamique et niveaux producteurs ou faible distance entre niveau dynamique et pompe d'exhaure

La démarche consiste ici à définir le risque d'apport d'oxygène lié :

- à la proximité entre le niveau dynamique **nD** et le niveau de la pompe d'exhaure
- à la proximité entre le niveau dynamique **nD** et des zones productrices (sommets des crépines)

Le niveau dynamique renseigné est issu des essais de puits du forage de reconnaissance, testé à un débit représentatif du débit d'exploitation ciblé pour le fonctionnement de l'installation géothermique. L'étude réalisée par Menz, 2016 sur les processus d'oxygénation des aquifères liés à l'exploitation des forages d'eau indique l'existence d'un risque dès lors que la distance séparant les zones productrices et le niveau dynamique approche une valeur basse de 10 mètres. Bonte et al., 2017 atteste également du risque lié au positionnement de la pompe à une profondeur trop faible, inférieure à la profondeur maximale d'intrusion de l'oxygène, évaluée dans leur étude à 12 mètres de profondeur sous le niveau d'eau. Ces études démontrent ainsi la nécessité de maximiser la distance entre le niveau nD et les parties captantes (zones productrices captées par la crépine, pompe d'exhaure) du forage de pompage. Ces deux précédentes études témoignent de l'accentuation du risque biogéochimique lié à une exploitation par intermittence du forage de pompage exploitant un aquifère anoxique.

Le module ARCADE correspondant considère ainsi la présence d'un risque lorsque la trop forte proximité (inférieure à 10 mètres) entre le niveau **nD** et les parties captantes est avérée (Figure 93). Les paramètres requis pour l'évaluation semi-quantitative du risque biogéochimique sont récapitulés Figure 93.

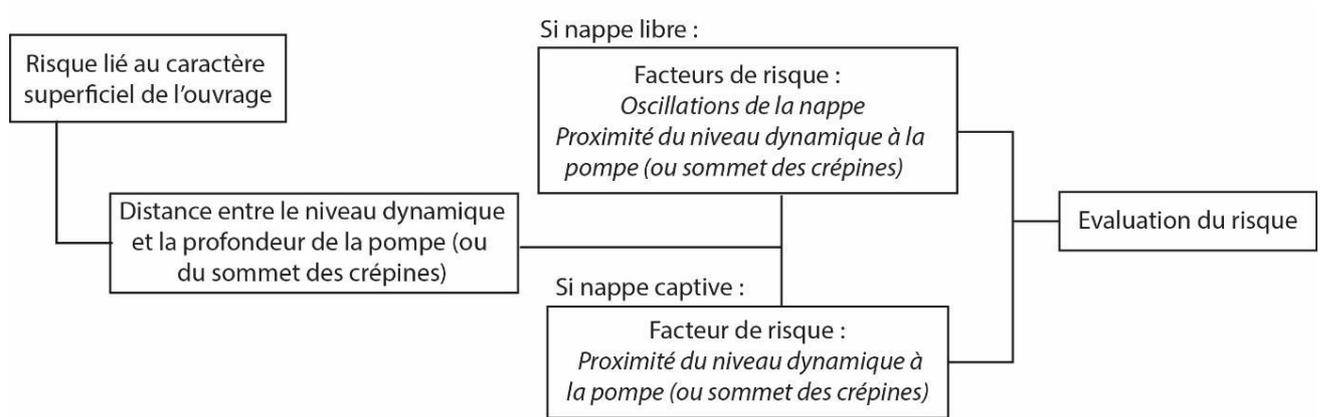


Figure 93 : Logigramme du cas n°3 : Risque lié au caractère superficiel de l'ouvrage

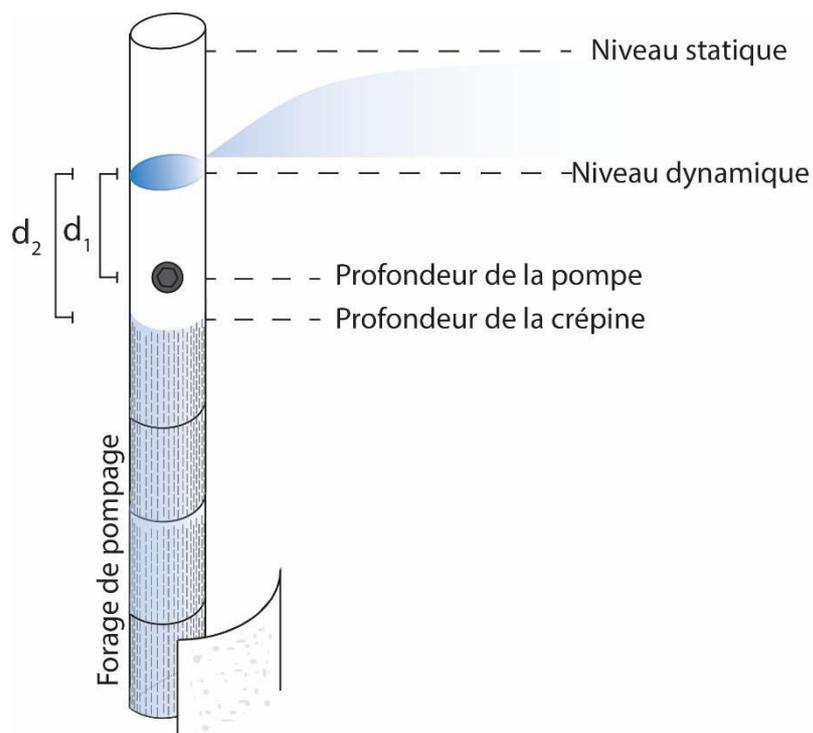


Figure 94 : Schéma conceptuel pour l'évaluation du risque lié au caractère superficiel de l'ouvrage

Paramètres de l'évaluation du Risque biogéochimique	Unité
<i>Caractéristiques de l'installation :</i>	
Nature géologique de l'aquifère cible*	Détritique/Carbonatée/détritique quaternaire
Profondeur du toit de l'aquifère*	m
Profondeur du mur de l'aquifère*	m
Type de la formation sus-jacente*	Aucune/Sous couverture non quaternaire/Sous alluvions quaternaires
Profondeur du niveau piézométrique statique*	m
Rabattement au débit cible*	m
Perméabilité**	m/s
Porosité**	%
Type de fonctionnement**	Intermittence/Continu
Débit moyen de fonctionnement*	m ³ /h
Longueur de la crépine du forage de pompage**	m
Diamètre du forage de pompage**	mm
Diamètre extérieur du tubage crépinée du forage de pompage**	mm
Longueur de la crépine du forage d'injection**	m
Diamètre du forage d'injection**	mm
Diamètre extérieur du tubage crépinée du forage d'injection**	mm
Distance entre le forage de pompage et la masse d'eau superficielle*	m
Profondeur de l'aspiration de la pompe*	m
Profondeur du sommet des crépines du forage de pompage	m
<i>Données physico-chimiques :</i>	
Température en tête du forage de production (mesure in-situ) *	°C
pH en tête du forage de production (mesure in-situ)*	/
potentiel redox Eh (mesure in-situ)*	mV/ENH
Oxygène dissous(O ₂)*	mg/L
Hydrogénocarbonates(HCO ₃)**	mg/L
Calcium (Ca)**	mg/L
Magnésium (Mg)**	mg/L
Potassium (K)**	mg/L
Sodium (Na)**	mg/L
Chlorures (Cl)**	mg/L
Sulfates (SO ₄)**	mg/L
Nitrates (NO ₃)*	mg/L
Nitrites (NO ₂)**	mg/L
Ammonium (NH ₄)**	mg/L
Phosphate (PO ₄)**	mg/L
Fluorures (F)**	mg/L
Aluminium (Al)**	mg/L
Silicates (SiO ₂)**	mg/L
Bromure (Br)**	mg/L
Arsenic (As)**	mg/L
Strontium (Sr)**	mg/L
Baryum (Ba)**	mg/L
Cuivre (Cu)**	mg/L
Zinc (Zn)**	mg/L

Paramètres de l'évaluation du Risque biogéochimique	Unité
Plomb (Pb)**	mg/L
Iodure (I)**	mg/L
Nickel (Ni)**	mg/L
Fer dissous (Fe)*	mg/L
Fer total (Fe)*	mg/L
Manganèse dissous (Mn)*	mg/L
Manganèse total (Mn)*	mg/L
Carbone organique total**	mg/L
Pollution organique**	Présence/absence
<i><u>Données bactériologiques :</u></i>	
Détection des bactéries FeOB**	Présence/absence

Tableau 15 : Paramètres nécessaires à l'évaluation semi-quantitative (Module Risque Biogéochimique) (*) paramètres obligatoires, () paramètres optionnels**

2.4 Evaluation du risque biofilm

Le module ARCADE destiné à l'évaluation du risque biofilm confronte les données utilisateurs à des seuils identifiés par l'étude des retours d'expérience confrontés à ce type de colmatage. Les conditions d'apparition identifiées sont :

Conditions initiales :

- Milieu anaérobie à sub-oxique
- Milieu réducteur (< 100 mV/ENH)
- Forte concentration en sulfates (400 - 1000 mg/L)
- Présence d'une flore bactérienne **BSR/BTR** active engendrant la production d'hydrogène sulfuré (H₂S)

Conditions secondaires :

- Intrusion d'oxygène liée au fonctionnement du doublet
- Activation de la flore bactérienne **BOS** (oxydation de l'H₂S en présence d'oxygène) et formation de biofilms denses.

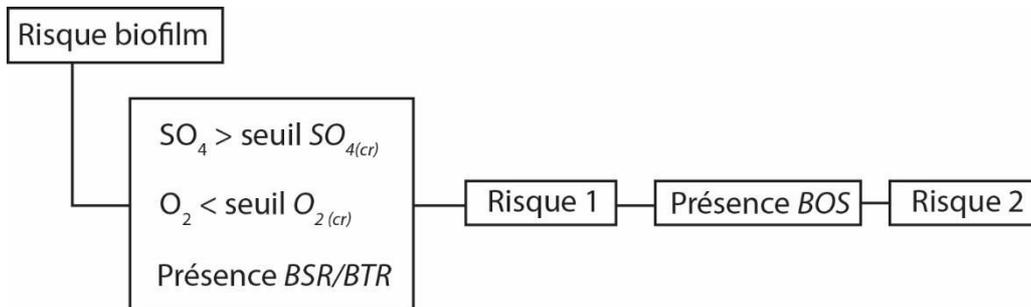


Figure 95 Logigramme d'analyse du risque biofilm

Les modalités d'intrusion d'oxygène peuvent être appréhendées à l'aide des méthodes présentées pour le risque biogéochimique. Les paramètres requis pour l'évaluation semi-quantitative du risque biofilm sont récapitulés Tableau 16.

Paramètres de l'évaluation Risque biofilm	Unité
<i>Données physico-chimiques :</i>	
Oxygène dissous (mesure in-situ)*	mg/L
potentiel redox Eh (mesure in-situ)*	mV/ENH
Sulfates (SO ₄)*	mg/L
Carbone organique totale**	mg/L
Pollution organique**	mg/L
<i>Données bactériologiques :</i>	
Détection des bactéries BSR/BTR*	Présence/absence
Détection des bactéries BOS**	Présence/absence
Détection des bactéries FeOB**	Présence/absence

Tableau 16 : Paramètres nécessaires à l'évaluation semi-quantitative (Module Risque Biofilm) (*) paramètre obligatoire, (**) paramètres optionnels

IV. Présentation de l'outil en ligne ARCADE

L'outil ARCADE est dédié aux professionnels du secteur de la géothermie très basse énergie. L'interface graphique, développé par Geohyd (www.geo-hyd.com), filiale d'Antea Group, sera accessible sur la plateforme Géothermie-Perspective (www.geothermie-perspectives.fr), site de référence exclusivement dédié à la géothermie. Cette plateforme est co-animée par l'ADEME et le BRGM. Cet outil s'intègre dans l'environnement de la plateforme DRUPAL (système de gestion de contenu libre libre et open source) de Géothermie-Perspective suivant le schéma présenté (Figure 96).

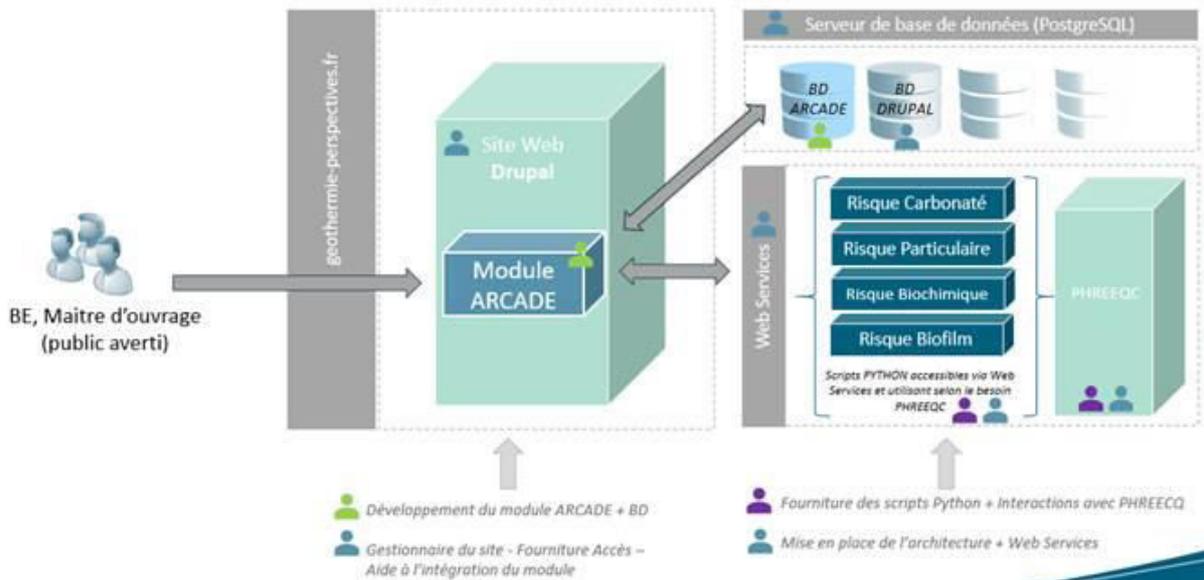
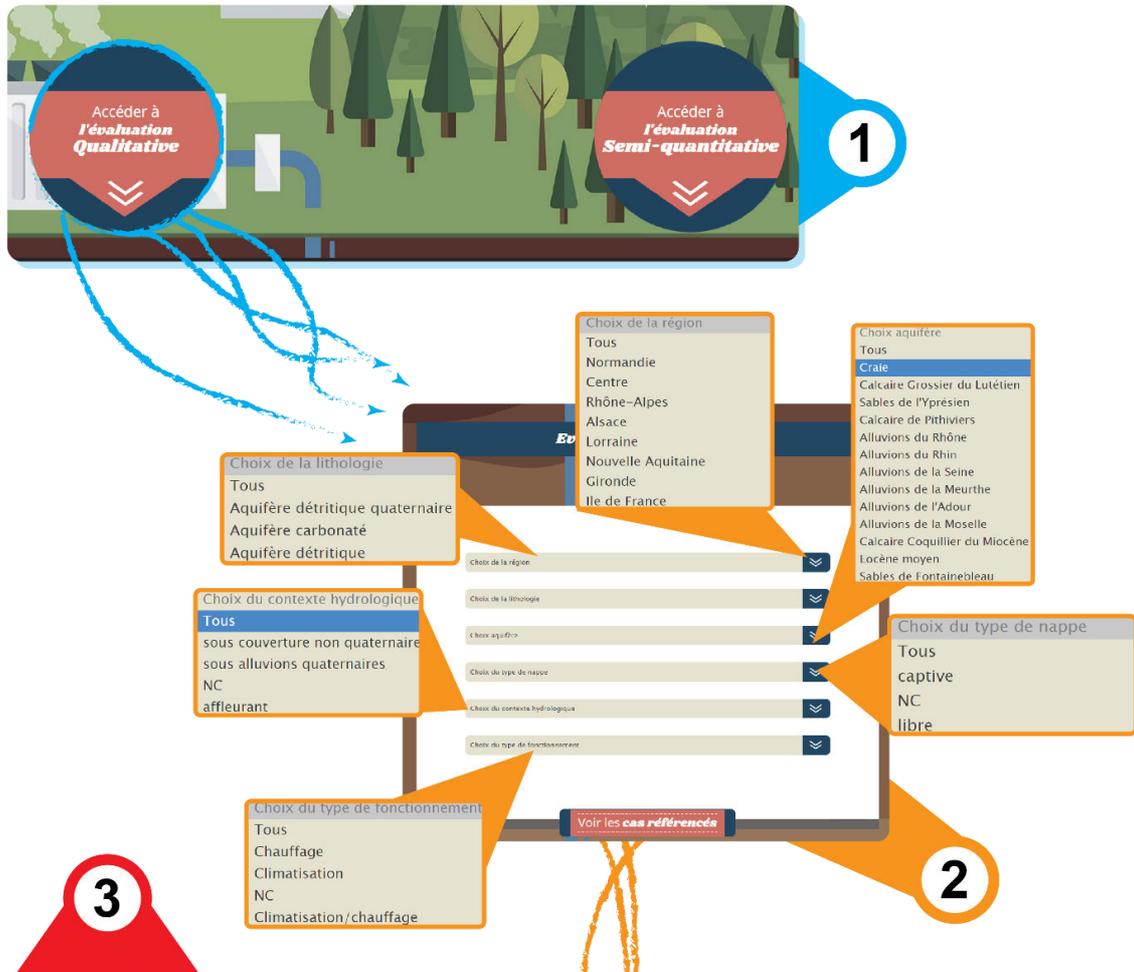


Figure 96 : Architecture de l'outil ARCADE

La Figure 97 présente l'interface correspondante à l'évaluation qualitative d'ARCADE. En possession des éléments de contexte de son projet (localisation géographique, choix de l'aquifère, etc.), l'utilisateur sélectionne l'évaluation qualitative (1). Le renseignement des différents items demandés par l'analyse (2) permet de connaître les types de colmatage spécifiques au contexte sélectionné par l'utilisateur (3) et renseignés dans la database ARCADE (Figure 96). Le but est d'informer l'utilisateur sur les bonnes pratiques, les méthodes de caractérisation du risque et les moyens préventifs pour pérenniser l'installation.

La Figure 98 présente l'interface correspondante à l'évaluation semi-quantitative d'ARCADE. En possession des éléments requis et définis précédemment, l'utilisateur sélectionne l'évaluation semi-quantitative (1). Chaque fonction codée sous Python est appelée par le web service (Figure 96) lorsque les données obligatoires sont entièrement renseignées (2). Après avoir rentré les données à sa disposition, l'utilisateur est informé des modules d'analyse exécutables (3). Il est ensuite capable d'enregistrer son formulaire de données et d'y accéder à tout moment sur son espace personnel. L'analyse indique ensuite, pour chacun des processus, le niveau de risque évalué (4) : faible, probable, fort. Un commentaire spécifique à chaque risque et informant l'utilisateur des résultats de l'analyse est automatiquement généré. Pour chacun des risques évalués, l'utilisateur est informé des démarches complémentaires pour valider l'analyse de risque ainsi que les moyens préventifs et les bonnes pratiques à mettre en œuvre.



Risque carbonaté Risque existant	Risque microbiologique Pas de cas référencés	Risque biochimique Risque existant	Risque particulaire Pas de cas référencés
<p>En image Cas référencés</p> <p>COMMENTAIRES</p> <p>L'équilibre calco-carbonique d'une eau relie le système acide carbonique-bicarbonate avec la précipitation/dissolution des carbonates de calcium. En d'autres termes, cet équilibre régit le potentiel de solubilisation ou de précipitation des carbonates. La contribution des carbonates et des hydrogencarbonates dans l'eau est fonction des conditions d'équilibre, où la concentration en CO₂ et la température jouent un rôle important.</p> <p>Les eaux souterraines, lorsqu'elles sont extraites, sont susceptibles de conduire à la formation de précipités de carbonates de calcium CaCO₃ soit par élévation de la température ou diminution de la concentration en CO₂ pouvant être provoqué par une baisse de pression ou un échange gazeux avec l'atmosphère.</p> <p>Plusieurs références attestent que les fluctuations du niveau piézométrique durant le pompage peuvent provoquer des variations dans la teneur en gaz dissous et que le pompage en lui-même peut contribuer au dégagement des gaz dissous tel que le CO₂ en raison de fluon non laminaire. Ce dégagement provoque une augmentation du pH de l'eau et modifie l'équilibre calco-carbonique induisant la formation de dépôts carbonatés nuisant au fonctionnement de l'installation. La présence de particules minérales ou d'impuretés organiques dans l'eau géothermale peut influencer la germination/croissance des phases carbonatées. La sursaturation de l'eau vis-à-vis des espèces carbonatées peut également être induite par l'augmentation de la température de l'eau au sein de la boucle géothermique dans le cas d'un fonctionnement en mode climatisation (l'injection de l'eau à une température supérieure à la température naturelle de l'aquifère).</p> <p>D'après notre recensement, le colmatage chimique par précipitation de carbonates se rencontre en contexte d'aquifères carbonatés. Il affecte essentiellement les parties de la boucle géothermique en contact avec l'eau réchauffée (échangeur, conduite de transport et forage d'injection) dans le cas d'un fonctionnement en mode climatisation.</p> <p>Aquifères référencés :</p> <ul style="list-style-type: none"> - Craie du Montien (Ile-de-France) 	<p>En image</p> <p>- Connaissance des conditions redev in-situ de l'aquifère</p> <p>- Analyse des paramètres chimiques (majeurs et traces)</p> <p>- Analyse des paramètres bactériologiques (Carbone organique total, bactéries du cycle du fer et bactéries sulfurogènes)</p> <p>Prévention du risque :</p> <ul style="list-style-type: none"> - Mise en place d'un système de pompage sous pacier pour éviter les fluctuations du niveau d'eau dans le tubage. - Maximiser la distance entre le niveau dynamique et l'aspiration de la pompe d'exhaure - Installation d'un système de rétrolavage des forages d'injection - Eviter les entrées d'air dans la boucle géothermique (vanne de maintien de pression, clapet anti-retour sur pompe de production) - Eviter les arrêts prolongés ; - Dimensionner les conduites de sorte à ce que la vitesse de circulation de l'eau ne soit pas inférieure à 1cm/s; - Eviter l'usage de polymères dans les boues de forage. - Veiller à la désinfection des tubages, conduites et équipements lors de la réalisation des ouvrages et de toutes opérations de maintenance. <p>Suivi :</p> <ul style="list-style-type: none"> - Suivi des paramètres d'exploitation de la boucle primaire (pression de injection, température, débit, niveau hydrostatique en pompage, pertes de charges des filtres et échangeurs) - Suivi de la qualité chimique et physico-chimique de l'eau produite et réinjectée (éléments majeurs, sulfures totaux, pH, Eh, température et conductivité mesurés in-situ) ; - Suivi des teneurs en fer et manganèse total et dissous en différents points de l'installation (pompage, amont filtre, aval filtre, amont échangeur, aval 	<p>En image Cas référencés</p> <p>PARAMÈTRES INFLUENTS</p> <p>QUE FAIRE</p> <p>Anticipation du risque :</p> <ul style="list-style-type: none"> - Campagne d'analyses chimiques (paramètres in-situ, majeure et traces) afin d'établir si les conditions in-situ sont propices à la formation de dépôts liés à l'oxydation du fer et du manganèse - Echantillonnage à multiples profondeurs pour identifier les hétérogénéités chimiques verticales - Etude du contexte hydrogéologique et identification des risques d'oxydation de la nappe <p>Prévention du risque :</p> <ul style="list-style-type: none"> - Eviter l'usage de l'airlift dans des nappes contenant des concentrations notables en fer sous forme red-ox (Fe²⁺) - Maximiser la distance entre le niveau dynamique et la pompe d'exhaure - Mise en place d'un système de prélèvement sous pacier au niveau du forage de production. - Installation d'un système de filtration autonettoyant exploitant une technologie adaptée à ce type de problématique - Installation d'un système de rétrolavage des forages d'injection <p>- Point à l'attention des intervenants : les dépôts de fer et de manganèse</p>	<p>En image</p> <p>COMMENTAIRES</p> <p>Le processus de colmatage particulaire engendre généralement une perte rapide des performances des forages d'injection, décelable dès le lancement de l'installation. Aucune perte de productivité des forages de pompage n'est généralement notée lorsque cette problématique est identifiée. Pour les cas référencés, le pompage de la nappe se traduit par une mobilisation de particules fines de taille comprise entre 2 et 100 µm. Ces particules sont généralement de diamètre inférieur au seuil de filtration des filtres installés sur le circuit géothermique (en général entre 120 et 200 µm). La charge particulaire est fonction de la lithologie traversée par le forage et du débit de pompage dont dépendent les vitesses de circulation portées et les forces d'inertie modifiant les particules. Cela se rencontre principalement dans les aquifères peu à non consolidés (alluvions, sables, grès...)</p> <p>Aquifères référencés :</p> <ul style="list-style-type: none"> - Sables de Fontainebleau (Ile-de-France) - Sables de l'Yprésien (Ile-de-France) <p>PARAMÈTRES INFLUENTS</p> <p>QUE FAIRE</p> <p>Anticipation du risque :</p> <ul style="list-style-type: none"> - diagraphe micromoléculaire du forage de pompage et évaluation des vitesses de circulation à l'interface aquifère/gravier - vérification de la distribution granulométrique de la roche au sein du forage

+ Accès aux fiches de cas référencés

Figure 97 : Interface de l'analyse qualitative ARCADE

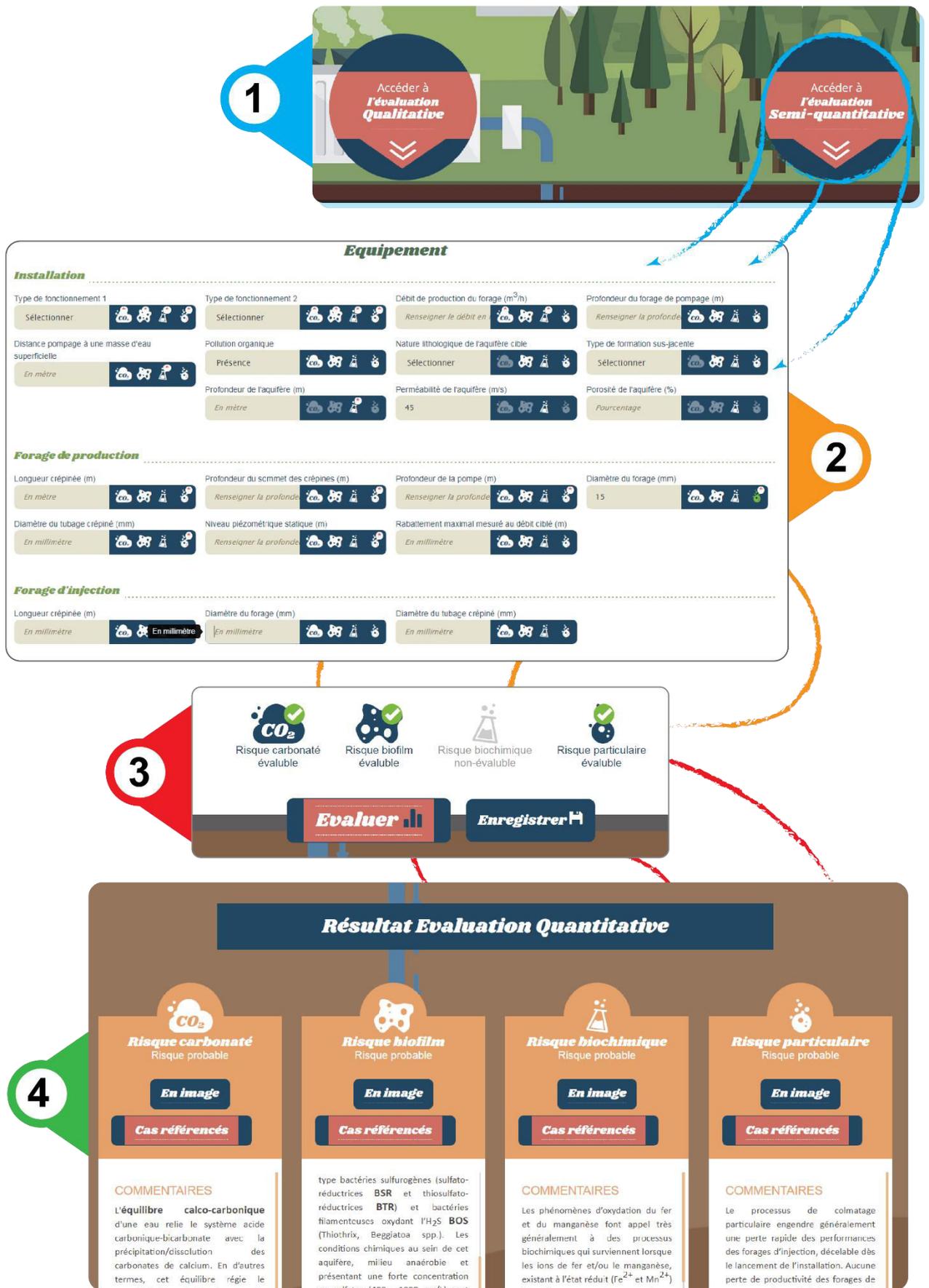
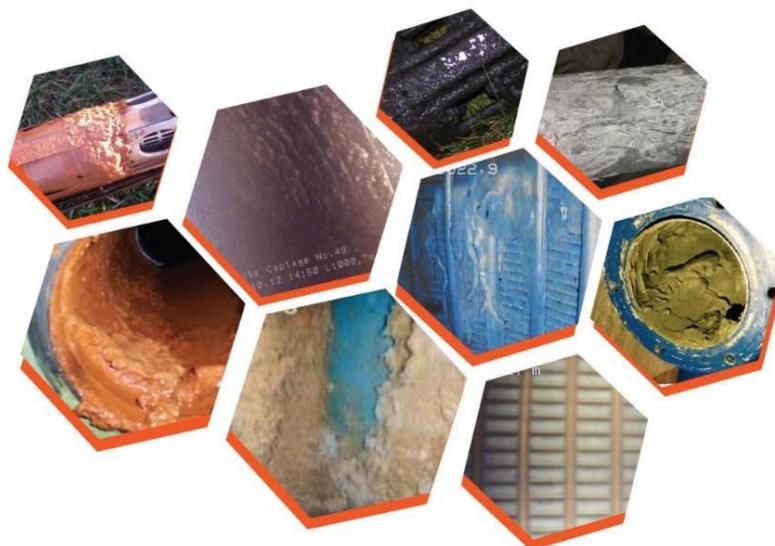


Figure 98 : Interface de l'analyse semi-quantitative ARCADE

CHAPITRE 6 : Méthodologies d'analyse et de gestion préventive des processus de colmatage

I.	INTRODUCTION.....	171
II.	PRECONISATIONS RELATIVES A L'ACQUISITION DES DONNEES POUR L'EVALUATION DES RISQUES DE COLMATAGE.....	171
1.	CARACTERISATIONS DES PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES ET CHIMIQUES AINSI QUE DE LA CHARGE PARTICULAIRE DE L'EAU.....	172
2.	CARACTERISATIONS DES PARAMETRES BACTERIOLOGIQUES.....	177
3.	CARACTERISTIQUES HYDROGEOLOGIQUES A CONSIDERER POUR L'EVALUATION DU RISQUE DE COLMATAGE.....	177
4.	CARACTERISTIQUES HYDRODYNAMIQUES DES OUVRAGES A CONSIDERER POUR L'EVALUATION DU RISQUE DE COLMATAGE.....	178
III.	PREVENTION DES RISQUES DE COLMATAGE DES DOUBLETS GEOTHERMIQUES SUR NAPPES SUPERFICIELLES.....	178
1.	PREVENTION DES RISQUES DE COLMATAGE AU STADE DES ETUDES DE FAISABILITE.....	179
2.	PREVENTION DES PHENOMENES DE COLMATAGE AU STADE DE LA CONCEPTION.....	179
3.	PREVENTION DES PHENOMENES DE COLMATAGE LORS DES TRAVAUX, DES ESSAIS ET EN PHASE D'EXPLOITATION.....	183
IV.	LES RECOMMANDATIONS POUR LE SUIVI DU DOUBLET GEOTHERMIQUE EN PHASE D'EXPLOITATION.....	186
1.	SUIVI DES PARAMETRES HYDRODYNAMIQUES.....	186
2.	SUIVI CHIMIQUE ET BACTERIOLOGIQUE DE L'EAU DU CIRCUIT PRIMAIRE DE LA BOUCLE GEOTHERMALE.....	188
V.	RECAPITULATIF DES BONNES PRATIQUES POUR CHACUNE DES TYPOLOGIES DE COLMATAGE.....	189



(Burté, 2018)

Chapitre 6 : Méthodologies d'analyse et de gestion préventive des processus de colmatage

I. Introduction

Ce chapitre constitue le dernier volet du guide d'aide à la décision découlant de la synthèse des résultats scientifiques et techniques du projet, le premier volet de ce guide étant la synthèse des connaissances sur les processus de colmatage (Chapitre I). Ce volet est destiné à présenter les méthodologies et préconisations techniques permettant d'aider les opérateurs à tirer le meilleur parti de la ressource tout en minimisant les risques d'apparition des problèmes de colmatage. Lorsque ceux-ci sont avérés, ce volet présente des bonnes pratiques à mettre en œuvre ainsi que des solutions visant à pérenniser les installations.

En première partie, l'importance de l'acquisition de données hydrogéologiques, géochimiques et biologiques au stade de la faisabilité du projet puis lors des essais de puits est développée. En effet, les cas étudiés durant cette thèse ont montré la nécessité d'une part de définir un programme d'investigations à réaliser pour être en mesure de faire une évaluation fiable du risque de colmatage permettant notamment d'appréhender la stratification des aquifères ainsi que les mélanges d'eaux et d'autre part de fiabiliser l'acquisition des données.

La seconde partie synthétise les préconisations à mettre en œuvre lors des travaux, des essais de puits et en phase d'exploitation du doublet géothermique afin de réduire les risques de colmatage. Elles découlent des résultats des études sur les sites pilotes, de la littérature, des pratiques dans le domaine du forage d'eau et du stockage de chaleur en aquifères ainsi que des retours d'expérience des partenaires du projet.

Enfin, les recommandations pour les suivis hydrodynamiques, chimiques et biologiques du doublet géothermique en phase d'exploitation sont exposées en dernière partie de ce chapitre.

En Annexe 3, les principales techniques préventives identifiées lors de la première phase du projet Geoclogging sont exposées. Certaines sont illustrées par les retours d'expériences des partenaires du projet Geoclogging pour lesquels elles ont démontré leur efficacité pour contrer les effets néfastes des processus de colmatage.

II. Préconisations relatives à l'acquisition des données pour l'évaluation des risques de colmatage

L'acquisition des paramètres chimiques (y compris charge particulaire), physico-chimiques et bactériologiques de l'eau, des caractéristiques hydrogéologiques de la formation ainsi que des paramètres hydrodynamiques des ouvrages au stade de la réalisation des forages (de reconnaissance ou d'exploitation) est fondamentale pour l'analyse du risque de colmatage. Ce chapitre a pour objectif de récapituler les paramètres les plus importants à acquérir en vue de l'évaluation d'un risque de colmatage et de définir des méthodologies et des recommandations visant à assurer la représentativité et la fiabilité des données qui sont requises pour l'utilisation du code ARCADE.

1. Caractérisations des paramètres physico-chimiques et chimiques ainsi que de la charge particulaire de l'eau

1.1 Paramètres à déterminer et méthodologie

Les paramètres à déterminer sont les suivants :

- Paramètres physico-chimiques à mesurer sur site : Température, pH, Eh (potentiel redox), Oxygène dissous, Conductivité ;
- Analyses des anions et cations majeurs dissous : Ca, Mg, K, Na Cl, SO₄, HCO₃, CO₃, NO₃ ;
- Analyses des éléments traces dissous : CO₂ dissous, NO₂, NH₄, PO₄, SiO₂, F, Al, Br, As, Sr, Ba, Cu, Zn, Pb, I, Ni, Fe dissous (Fe²⁺), Fe total, Mn dissous (Mn²⁺), Mn total, H₂S ;
- Analyse des paramètres organiques : Carbone organique dissous et total, hydrocarbures totaux, COHV ;
- Analyse de la charge particulaire de l'eau : MES, distribution granulométrique des particules (comptages optiques de particules suivant ISO 21501-3).

Une bonne connaissance des paramètres chimiques du milieu aquifère cible et de leur variabilité est indispensable lors de la réalisation d'un projet de doublet géothermique sur nappe. Les investigations concernant la caractérisation physico-chimique de l'eau souterraine doivent être effectuées sans qu'il n'y ait de doutes sur la représentativité des échantillons prélevés. Par exemple, les phases de développement chimique (stimulation à l'acide ou autre composé) des forages peuvent perturber le fond géochimique dans l'environnement proche puits, malgré un renouvellement conséquent. Il est donc nécessaire de s'assurer du renouvellement suffisant de l'eau pour atteindre le fond géochimique représentatif de l'aquifère. Les prélèvements et mesures doivent être réalisés idéalement au plus proche du forage de production pour minimiser les altérations de la qualité liées à la circulation de l'eau dans un réseau de surface. Un piquage à la sortie de la colonne d'exhaure en tête du puits est donc idéal. Les mesures et les prélèvements doivent être réalisés en pompage après avoir renouvelé 2 à 3 fois le volume du puits. Si des essais par paliers de débit sont réalisés, les mesures et prélèvements doivent être réalisés au cours du dernier palier. Ce prélèvement est représentatif d'un mélange d'eau issues des différentes zones productrices du forage sollicitées au débit de l'essai du pompage longue durée. Les mesures et prélèvements doivent être réalisés sur chacun des forages de sorte à identifier une potentielle hétérogénéité chimique au sein de l'aquifère.

Les échantillons d'eau doivent être prélevés dans des récipients propres, rincés plusieurs fois avec l'eau à analyser (s'il ne contient pas d'acide), et fermés hermétiquement. Pour l'analyse des majeurs, les flacons peuvent être en plastique (PE). Ils sont conservés à l'abri de la lumière et entre 2 à 4°C jusqu'au moment de l'analyse. Pour les cations, anions et traces dissous, l'échantillon est filtré sur un filtre à usage unique à 0,45 µm ou inférieur (à l'aide d'une seringue propre et un filtre préalablement rincé par le passage de quelques dizaines de millilitre) et acidifié avec HNO₃. Pour l'analyse des métaux totaux (dissous + précipités), comme le fer total et le manganèse total, le prélèvement ne doit pas être filtré mais uniquement acidifié avec HNO₃ pour atteindre un pH < 2.

L'enregistrement des paramètres physico-chimiques (Eh, O₂, pH, conductivité, température) pendant la durée de l'essai longue durée permet d'obtenir des renseignements sur les variations temporelles à faible échelle pouvant être induites par la mise en pompage et permet de s'assurer aussi de la qualité de la mesure. L'enregistrement des paramètres in-situ peut être effectué de deux manières :

- Utilisation d'un boîtier enregistreur et sondes de mesures multi-paramètres (capteurs pH, Eh, O₂, conductivité, température calibrées et vérifiées) positionnées dans une cellule étanche à flux continu (Figure 99) empêchant toute contamination avec l'atmosphère. L'alternative à la cellule à flux continu est d'utiliser un seau alimenté en continu par l'eau provenant du forage (tuyau d'alimentation et sondes positionnées en fond du seau). Les prélèvements destinés aux analyses chimiques doivent être effectués en amont de cette cellule.



Figure 99 : Exemple de cellule à flux continu destinée à la mesure des paramètres physico-chimiques des eaux de forage

- Utilisation d'une sonde multi-paramètres datalogger in situ (capteurs pH, Eh, O₂, conductivité, température calibrées et vérifiées) équipée d'un capteur pression et permettant la mesure des paramètres à une profondeur déterminée dans le forage (Figure 100 et Figure 101).



Figure 100 : Sonde Hydrolab HL4 (OTT Hydromet) –
Diamètre 4.44 cm, longueur 5.33 cm



Figure 101 : Sonde Ocean SEVEN303plus (IDRONAUT)
Diamètre 4.3 cm, longueur 7 cm

Garantir une analyse fiable de l'oxygène dissous et du Eh est primordiale pour l'évaluation du risque de colmatage notamment de type biogéochimique et biologique. Cette mesure doit être effectuée sur site avec une sonde parfaitement calibrée et peut être réalisée à différents débits de pompage de sorte à pouvoir appréhender une éventuelle hétérogénéité verticale de ces paramètres (notamment ceux

liés aux conditions d'oxydo-réduction : O_2 et Eh) liée à différentes venues d'eau. Toutefois la caractérisation de cette hétérogénéité verticale passe par la mise en œuvre d'une méthodologie spécifique présentée à la suite de cette partie.

Une fois les résultats obtenus, le calcul de la balance ionique permettra de juger de la qualité de l'analyse des échantillons. Elle est calculée sur les 8 éléments majeurs à savoir pour les eaux superficielles :

4 cations Na, K, Ca, Mg, 4 anions Cl, SO_4 , NO_3 , HCO_3

La balance ionique est calculée à partir de la somme des anions et cations majeurs (concentrations exprimées en meq/l) suivant la formule :

$$BI (\%) = ((\Sigma \text{cations} - \Sigma \text{anions}) / (\Sigma \text{cations} + \Sigma \text{anions})) \times 100 \quad (23)$$

$$\Sigma \text{cations} = [Ca^{2+}] + [Mg^{2+}] + [Na^+] + [K^+] \quad (24), \quad \Sigma \text{anions} = [Cl^-] + [SO_4^{2-}] + [NO_3^-] + [HCO_3^-] \quad (25)$$

Pour respecter l'électroneutralité de l'eau, la balance ionique doit être équilibrée c'est à-dire égale à zéro. Les résultats d'analyses chimiques sont considérés comme excellents lorsque $BI < 5\%$, acceptables lorsque $5\% \leq BI < 10\%$, douteux lorsque $BI \geq 10\%$. Le code « risque biogéochimique » dans l'évaluation semi-quantitative de l'outil ARCADE permet le calcul de la balance ionique. Une erreur sur la balance ionique peut provenir d'une erreur analytique (résultats des analyses non valides) ou d'une minéralisation particulière (ions présents dans l'eau qui n'ont pas été analysés).

En ce qui concerne la caractérisation de la charge particulaire, la littérature fait souvent référence à l'indice de colmatage MFI (Modified Fouling Index). Cet indice se rencontre communément pour déterminer le potentiel de colmatage d'un système de filtration membranaire (Schippers and Verdouw, 1980; Sim et al., 2018) ou dans le contexte de recharge d'aquifère (Page et al., 2011). La méthode se base sur la mesure de la vitesse à laquelle une membrane ($0.45\mu m$) se colmate durant la filtration à pression constante du liquide à tester. Cette méthode d'évaluation du potentiel de colmatage semble toutefois inappropriée en l'état pour l'évaluation du risque de colmatage des doublets géothermiques sur nappe. En effet, dans le cadre de ce projet, plusieurs essais ont été réalisés sur des doublets présentant des désordres liés à des processus biogéochimiques et chimiques sans colmatage décelable de la membrane au cours de l'essai et cela malgré une durée de test supérieure à celle recommandée.

L'analyse de la charge particulaire (MES) et de sa distribution granulométrique à différents débits stabilisés durant un test de pompage permet d'évaluer l'incidence du débit de production sur le nombre de particules produites et leur granulométrie. Dans des réservoirs peu ou mal consolidés cette information sera utile pour dimensionner les systèmes de filtration et éventuellement adapter le débit d'exploitation.

1.2 Méthodologie de détermination des hétérogénéités géochimiques verticales du forage de pompage

La détection d'oxygène et de fer dissous et/ou particulaire dans l'eau prélevée en tête d'un forage doit particulièrement alerter le bureau d'étude en charge du suivi des travaux. Sauf erreur (prélèvement mal réalisé, sonde mal calibrée, erreur analytique), cette combinaison peut en effet attester d'une hétérogénéité géochimique au sein de la colonne d'eau captée par le forage. Les hétérogénéités géochimiques des aquifères sont difficilement prévisibles au stade de l'étude de faisabilité. Seules les mesures au sein d'un forage de reconnaissance dans la zone d'intérêt du projet permettent de les

identifier. Par ailleurs, les analyses des prélèvements réalisés en tête de puits ne permettent pas de caractériser une hétérogénéité chimique verticale.

Les tests hydrauliques (essais par paliers et longue durée) sont l'occasion de mettre en place une méthodologie spécifique qui a été mise au point et testée dans le cadre de cette thèse (Chapitre IV). Cette méthodologie décrite ci-après a pour objectif d'identifier et de localiser des zones productrices oxydantes (O_2 , NO_3) et des zones productrices réductrices (Fe^{2+}) afin de définir les mesures correctives qui permettront une exploitation pérenne du doublet.

Les équipements nécessaires à la mise en œuvre de cette méthodologie sont les suivants (Figure 102):

- Une pompe immergée permettant d'atteindre le débit de pointe recherché par l'exploitant, le but étant d'approcher les conditions d'exploitation ;
- Micromoulinet pour la caractérisation des différents niveaux producteurs ;
- Sondes de diagrapie in-situ (Oxygène dissous, pH, Température, Potentiel redox, Conductivité) ;
- Pompe immergée destinée au prélèvement in situ (type MP1 2" Grundfos) en vue de réaliser des analyses chimiques des éléments majeurs et traces.

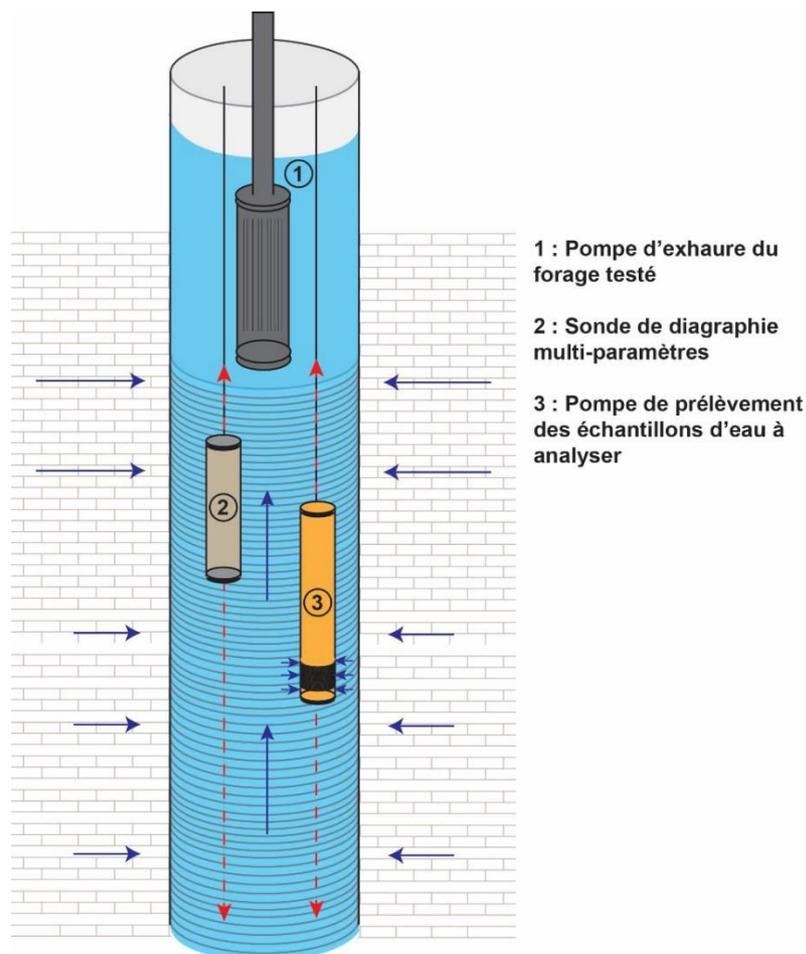


Figure 102 : Schéma du dispositif de prélèvement et de mesures

1.2.1 Etape 1 : Mesures en condition dynamique (en pompage)

Le débit de pompage durant l'essai doit être suffisant pour entraîner la sollicitation des différentes zones productrices du forage. En condition dynamique, les flux sont ascendants en direction de la pompe immergée (positionnée au-dessus du tube crépiné). Un mélange est alors généré progressivement de bas en haut de la zone crépinée. La part de contribution des zones productrices à ce mélange est évaluée à l'aide des résultats du micromoulinet.

Un profil vertical des paramètres physico-chimiques (O_2 , pH, Conductivité, Température, potentiel rédox) est à réaliser à l'aide de la sonde multi-paramètres de diagraphie in-situ. Avant la mesure, une attention particulière doit être portée sur la calibration des différents capteurs, spécialement pour l'oxygène dissous qui est un des paramètres critiques de cette évaluation. La descente et la remontée de la sonde doivent être suffisamment lentes pour permettre la stabilisation des paramètres mesurés.

Une pompe d'échantillonnage à faible débit (type MP1 2" Grundfos) est à utiliser pour réaliser des prélèvements à différentes profondeurs (la stratégie de prélèvement est à adapter en fonction des résultats des diagraphies physico-chimiques). Ces prélèvements doivent permettre à minima l'identification des espèces réduites du fer et du manganèse ainsi que des nitrates, sulfates et la concentration en carbone organique total et dissous. En fonction de la hauteur à laquelle sont effectués le prélèvement et les mesures physico-chimiques, les zones productrices pourront être caractérisées dans leur globalité ou individuellement. Ainsi, le prélèvement et les mesures réalisés en tête des crépines seront représentatifs de la somme des contributions de chacune des zones productrices (mélange global de la colonne d'eau). Par contre, à chaque augmentation de la profondeur (descente de la pompe), le prélèvement et les mesures seront représentatifs de chacune des zones productrices face à la pompe et sous-jacentes à celle-ci. La comparaison avec le profil de débit (micromoulinet) permet de vérifier que l'hétérogénéité mesurée est bien reliée au flux provenant d'une nouvelle zone productrice et permet de quantifier l'apport de chaque zone productrice.

1.2.2 Etape 2 : Mesures en condition statique (après période de repos de quelques heures)

Les diagraphies in-situ sont à réaliser en condition statique après une période de repos de quelques heures. Les signaux obtenus en condition dynamique peuvent varier fortement de ceux obtenus en condition statique. En effet, des flux naturels verticaux peuvent exister entre les différentes zones productrices du forage en l'absence de pompage. Ces flux verticaux au sein de la colonne d'eau contrôlent la distribution des espèces chimiques et conditionnent le signal obtenu lors des diagraphies physico-chimiques réalisées en statique. Ces flux verticaux peuvent être détectés et leur vitesse analysée à l'aide d'une sonde « Heat-pulse ». Cette sonde est en quelque sorte un débitmètre thermique permettant d'identifier le sens et les vitesses d'écoulements verticaux de façon discrète au sein du forage (Le Borgne et al., 2006).

Les mesures réalisées en dynamique et en statique sont complémentaires car elles permettent d'établir l'hétérogénéité chimique de l'eau et de localiser les zones contribuant à cette hétérogénéité (Figure 103).

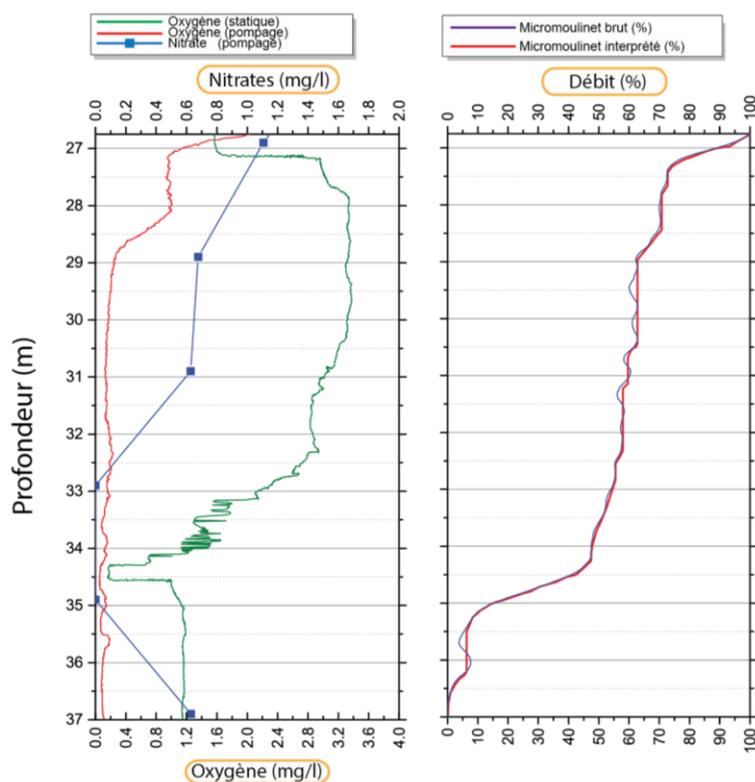


Figure 103 : Exemple d'hétérogénéité chimique détectée au forage de pompage provoquant le colmatage du doublet géothermique

2. Caractérisations des paramètres bactériologiques

Seules les bactéries mises en jeu dans les processus de colmatage biogéochimique et biologique doivent faire l'objet d'une analyse qualitative ou quantitative (FeOB, BTR, BSR ou BOS). Compte tenu que ces bactéries se fixent préférentiellement sur les surfaces, il faut privilégier une analyse des dépôts ou des matières en suspension récupérées après filtration à 0,2 m. Si la matière solide n'est pas présente en quantité suffisante, alors les analyses peuvent être pratiquées sur des prélèvements d'eau, mais il faut garder à l'esprit qu'un résultat négatif ne signifie pas pour autant que les bactéries sont absentes du milieu. De plus, les bactéries peuvent se développer suite à la mise en exploitation des forages et être absentes dans les prélèvements réalisés lors des essais de puits à la réception des ouvrages.

La détection des FeOB s'effectue qualitativement par observation microscopique ou sur un milieu de culture (milieu à gradient O_2/Fe). Les bactéries sulfurogènes BSR et BTR sont quantifiées par ensemencement sur des milieux de culture spécifiques suivant la méthode du Nombre le Plus Probable basée sur la norme NF T90-413 (par ex. ensemencement in-situ de milieux de culture type kits Labège BSR et BTR). Les bactéries oxydant le sulfure d'hydrogène BOS (Beggiatoa, Thiobrix) sont détectées qualitativement par observation microscopique.

3. Caractéristiques hydrogéologiques à considérer pour l'évaluation du risque de colmatage

Les données hydrogéologiques propres à la formation à considérer pour l'évaluation du risque de colmatage sont les suivantes :

- Pour les aquifères peu ou mal consolidés, les données des analyses granulométriques réalisées sur les cuttings récupérés lors des opérations de forage qui permettent d’appréhender l’hétérogénéité lithologique de l’aquifère capté et d’approcher une porosité à partir de formules empiriques ;
- Le type d’aquifère (libre, semi-captif, captif) ainsi que sa nature géologique (Alluvions/carbonatée/détritique hors alluvions) ;
- Les caractéristiques géométriques de l’aquifère (profondeur du toit et du mur de l’aquifère, caractère superficiel et vulnérabilité, distance d’une masse d’eau superficielle) ;
- Le gradient naturel de la nappe ;
- L’existence d’exploitations voisines pouvant impacter le projet.

4. Caractéristiques hydrodynamiques des ouvrages à considérer pour l’évaluation du risque de colmatage

Définir les caractéristiques hydrodynamiques initiales des ouvrages permet d’établir un T0 pour le suivi de l’évolution dans le temps des capacités hydrodynamiques des forages (partie 7). Ces paramètres constituant ce T0 sont issus des essais de puits et mesures effectués avant réception (longue durée, par palier, test d’injection, essai en boucle, diagraphies). Il s’agit :

- Débits spécifiques en pompage des ouvrages (Q/s, m³/h/m, débit/rabattement) ;
- Débits spécifiques en injection des forages d’injection (Q/s, m³/h/m, débit/remontée) ;
- Pertes de charges des ouvrages ;
- Distribution des niveaux d’eau (statiques et dynamiques) des ouvrages soumis à exploitation ;
- La quantification des venues d’eau et leur vitesse de circulation (données acquises via la réalisation d’un micromoulinet) ;
- Perméabilité (K, m/s) et transmissivité (T, m²/s) initiales des ouvrages

III. Prévention des risques de colmatage des doublets géothermiques sur nappes superficielles

La prévention des risques de colmatage des doublets géothermiques sur nappe passe par la mise en œuvre de mesures préventives et de bonnes pratiques aux différentes étapes du projet depuis la phase étude jusqu’à la phase d’exploitation en passant par les phases de conception et de travaux. Plus les risques sont anticipés en amont au stade des études et de l’ingénierie de conception et plus leur prévention sera aisée.

Cette partie vise à dresser un inventaire des mesures préventives qui sont viables d’un point de vue technico-économique et intègrent les contraintes réglementaires d’un projet de géothermie très basse énergie (Arrêté du 25 juin 2015). Au-delà de ces mesures, des recommandations sont formulées pour limiter les risques de colmatage. Elles sont basées sur le retour d’expérience et l’expertise des partenaires du projet ainsi que sur un état de l’art dans le domaine du forage d’eau.

1. Prévention des risques de colmatage au stade des études de faisabilité

Dès les études de faisabilité d'un doublet géothermique sur nappes superficielles, il est important d'anticiper sur les mesures préventives qui devront être mises en œuvre pour limiter les risques de colmatage. Pour cela, une première évaluation des risques doit être mise en œuvre. Elle passe par un état des lieux des retours d'expérience de l'exploitation de forages d'eau (forages AEP ou dédiés à l'irrigation ou la production d'eau industrielle, doublets géothermiques) dans la zone géographique et dans le contexte hydrogéologique du projet. La base de données de l'outil ARCADE récapitule un certain nombre de cas de colmatage de doublets géothermiques sur nappe dans différentes zones géographiques et différents contextes hydrogéologiques. Elle n'est pas exhaustive et pourra être enrichie.

Dans un second temps, il faut effectuer une analyse de l'ensemble des facteurs de risques récapitulés Figure 77 et pouvant être considérés au stade de l'étude de faisabilité. A ce stade, pourront notamment être pris en compte :

- Le contexte hydrogéologique au droit du projet notamment : présence d'une masse d'eau superficielle, aquifère libre peu productif, aquifères détritiques (sables, grès) ;
- Les données disponibles sur les qualités chimique et bactériologique de l'eau (base de données interne, bases de données BSS Infoterre, ADES, BASIAS/BASOL, ARCADE et autres sources de données) qui permettent d'évaluer le risque de colmatage biogéochimique (par exemple, si absence de fer et de manganèse dissous, les facteurs de risques concernant le colmatage biogéochimique deviennent neutres) ;
- Le mode de fonctionnement de la PAC : si production de froid, il faut alors considérer via le module « risque carbonate » de l'outil ARCADE l'état d'équilibre de l'eau vis-à-vis du carbonate de calcium et prendre en compte dans le dimensionnement de l'installation la température maximale de réinjection garantissant l'absence de saturation de l'eau vis-à-vis de cet espèce. Si cette température, est trop limitante pour l'économie du projet, une mesure préventive vis-à-vis de la précipitation des carbonates devra être envisagée pour le forage de réinjection (cf. mesures préventives).

Sur la base de cette analyse au stade de l'étude de faisabilité du projet, des recommandations et des mesures préventives doivent être considérées puis intégrées dans les études d'ingénierie de conception. Toutefois, les risques de colmatage réellement encourus ne peuvent être précisés qu'à l'issue de la réalisation d'un forage de reconnaissance qui permet de caractériser les conditions chimiques et hydrogéologiques de la ressource. Pour des raisons économiques, ce forage n'est pas souvent réalisé et ce sont les forages d'exploitation (production et réinjection) qui servent à cette caractérisation.

2. Prévention des phénomènes de colmatage au stade de la conception

Au stade de la conception des ouvrages, des dispositions doivent être considérées pour d'une part maximiser la pérennité des doublets géothermiques en regard du risque de colmatage et d'autre part pouvoir en assurer le suivi. Ces recommandations visent à sensibiliser les professionnels aux bonnes pratiques à mettre en œuvre dans le dimensionnement des installations pour réduire les risques de colmatage des doublets géothermiques sur nappe et en assurer le suivi. Elles sont complémentaires, aux prescriptions générales et spécifiques que les professionnels doivent mettre en œuvre lors de la réalisation d'un projet de géothermie sur aquifères superficiels. Ces dispositions sont notamment

formulées dans les normes notamment NF X10- 999 (Forage d'eau et de géothermie. Réalisation, suivi et abandon d'ouvrages de captage ou de surveillance des eaux souterraines réalisés par forage) et DTU 65.9 (Installation de transport de chaleur ou de froid et d'eau chaude sanitaire entre productions de chaleur ou de froid et bâtiments) ainsi que dans l'arrêté du 25 juin 2015 relatif aux prescriptions générales applicables aux activités géothermiques très basse énergie.

Le Tableau 17 récapitule les bonnes pratiques à mettre en œuvre au stade de la conception des installations.



Figure 104 : Cave d'avant puits inondée lors d'événements pluvieux. Par débordement, les eaux s'infiltrent dans le massif de gravier et s'introduisent dans le forage de réinjection générant des dépôts carbonatés sur la surface interne du tubage plein (Burté, 2017).

Recommandations	Objectifs	Types de colmatage concerné
Privilégier l'usage de matériaux inertes en regard des risques de corrosion : acier inoxydable type 316L, 304L ou PVC pour les tubes pleins et crépinés et la colonne d'exhaure	Limiter l'apport en fer dissous dans l'eau de production par processus de corrosion	Biogéochimique Biologique
Dimensionner les forages de pompage et le débit d'exploitation pour minimiser les vitesses de circulation à l'approche du forage de pompage (de sorte à ce que la vitesse de circulation de l'eau soit proche de 1 cm/s à l'interface massif de gravier/crépines)	Minimiser les forces d'érosion et la mobilisation de particules dans l'environnement proche du puits de production de sorte à éviter leur entraînement dans le forage de réinjection	Physique
En cas d'exploitation d'aquifère captif (eau anoxique potentiellement chargée en fer dissous), et en l'absence d'obturateur ou d'inertage à l'azote, maximiser la distance entre le niveau dynamique et l'aspiration de la pompe d'exhaure	Minimiser l'apport d'oxygène dans la colonne d'eau.	Biogéochimique Biologique
Installation d'une pompe immergée de production avec clapet anti-retour	Eviter l'entrée d'air dans le forage de production en cas d'arrêt d'exploitation	Biogéochimique Chimique Biologique
En cas d'aquifère captif (eau anoxique potentiellement chargée en fer dissous), s'affranchir des entrées d'air via l'annulaire entre le casing et le tubage dans la zone de rabattement par mise en place d'une cimentation de l'annulaire et d'un joint d'étanchéité surplombant le massif de gravier)	Limiter les risques d'oxygénation de l'eau géothermale et donc de précipitation des oxydes et hydroxydes de fer et de manganèse via des processus chimiques et biogéochimiques liés à des entrées d'air au niveau de l'annulaire dans la zone de rabattement.	Biogéochimique Biologique
Surdimensionner les forages d'injection (en diamètre et nombre)	Maximiser l'aire d'infiltration et minimiser les forces d'érosion et la mobilisation des particules à l'entrée de l'aquifère	Tous types
Positionner la sortie de la colonne d'injection sous le niveau statique afin d'empêcher toute chute libre de l'eau	Eviter le dégazage et l'aération de l'eau	Chimique Biogéochimique Biologique
Installer une vanne de maintien de pression en amont du forage de réinjection ou à la base de la colonne de réinjection	Maintenir en pression le circuit primaire et le tube de réinjection (si vanne positionnée en pied de colonne de réinjection) de sorte à éviter les entrées d'air et le dégazage en cas d'arrêt	Chimique Biogéochimique Biologique
Garantir l'étanchéité de la cave d'avant-puits : tubage cimenté ou anneau en béton avec hydrofuge de masse, dalle en béton équipée d'un capot regard en fonte avec cheminée d'aération, placé à l'aplomb de la colonne d'équipement pour de futures travaux de maintenance et d'un second regard de visite, fond des avant-puits constitué par un radier en béton ancrée dans la cimentation de l'ouvrage Garantir l'étanchéité des puits par la mise en place de têtes étanches	Eviter toute pollution du puits par des eaux d'infiltration, ou de nappe perchée superficielle dans les remblais	Chimique (Figure 104) Biogéochimique Biologique
Dimensionner le circuit primaire de sorte à ce qu'il soit en pression (minimum 0,5 bar) dans les conditions d'exploitation prévues notamment pour les débits les plus faibles. En cas de linéaires importants, prévoir une pompe de réinjection pour assurer le maintien en pression dans le circuit et jusqu'au forage de réinjection.	Eviter le dégazage et l'aération dans le circuit primaire	Chimique Biogéochimique Biologique

Recommandations	Objectifs	Types de colmatage concerné
Dans la mesure du possible, minimiser la longueur de la conduite de transport entre le forage de production et celui de réinjection	Minimiser le temps de résidence de l'eau géothermale dans la boucle primaire et minimiser les surfaces sur lesquelles les oxydes et hydroxydes peuvent précipiter puis s'adsorber	Chimique Biogéochimique Biologique
Prévoir la possibilité de rajouter un système de microfiltration en amont de l'échangeur et/ou en amont du forage de réinjection	Pouvoir assurer la filtration de particules d'oxydes et hydroxydes de fer et de manganèse précipitant par voie chimique et biologique	Chimique Biogéochimique Biologique
Mettre en place un dispositif de rétrolavage du forage de réinjection	Pouvoir assurer le décolmatage des crépines et du massif filtrant par circulation inverse de l'eau dans le forage de réinjection	Tous types
Prévoir un rejet à l'égout	Etre en mesure d'évacuer les eaux de rétrolavage (quelques m3/semaine)	Tous types
Prévoir de doubler le système de filtration de premier niveau en amont des échangeurs (filtres à tamis ou cycloniques)	Etre en mesure de procéder aux opérations de maintenance sans arrêter l'exploitation (via un by-pass).	Tous types
Si un risque de précipitation chimique des carbonates a été identifié au stade des études de faisabilité, limiter la température de réinjection et/ou prévoir la mise en place d'un dispositif électromagnétique à minima au niveau du puits de réinjection (nécessité dans ce cas d'avoir des tubages pleins et crépinés en acier inoxydable).	Prévenir la précipitation de carbonate de calcium	Chimique
Prévoir des piquages en différents points de la boucle (tête de puits de production, amont et aval filtre, amont et aval échangeur, tête de puits réinjection)	Réaliser les prélèvements d'eau au cours du suivi d'exploitation	Tous types
Prévoir l'installation de capteurs pour le suivi métrologique	Enregistrement continu des niveaux d'eau (forages de production et d'injection), de la température au prélèvement et à la réinjection, du débit de production, des pressions à l'exhaure et à la réinjection.	Tous types

Tableau 17 Bonnes pratiques à mettre en œuvre au stade de la conception des installations

3. Prévention des phénomènes de colmatage lors des travaux, des essais et en phase d'exploitation

Les recommandations formulées dans le Tableau 18 ci-dessous s'appliquent aux phases de développement et d'essais de puits lors de la réception des ouvrages, à la mise en service de la boucle géothermale puis en phase d'exploitation. Elles visent à limiter les risques d'apparition de phénomènes de colmatage et sont complémentaires des bonnes pratiques à mettre en œuvre au stade de la conception de la boucle géothermale (Tableau 17).

Recommandations	Objectifs	Types de colmatage concerné
Privilégier l'usage de boues sans additifs organiques	Les polymères et autres substances organiques constituent un substrat nutritif pour certaines bactéries. Même s'il n'a pas été possible d'établir un lien direct entre l'usage de ces additifs dans les boues de forage et les processus de colmatage d'origines biogéochimiques et biologiques, il est préférable dans la mesure du possible d'en limiter l'usage	Biogéochimique Biologique
Eviter l'usage de l'air lift pour le développement des forages et leur nettoyage dans des nappes réductrices	La technique de l'airlift (injection d'air comprimé) est quasi-systématiquement mise en œuvre lors du développement et du nettoyage des forages en vue de leur réhabilitation. Cependant, cet apport massif d'oxygène au sein d'une nappe réductrice pouvant contenir des concentrations notables en ions Fe ²⁺ induit l'oxydation biogéochimique du fer et peut favoriser la précipitation de carbonates par dégazage du CO ₂ . Par ailleurs, l'air lift peut également conduire au piégeage de bulles d'air dans la porosité de l'aquifère augmentant le potentiel de précipitation des hydroxydes de fer (Martin R., 2013) et activant les processus biologiques d'oxydation du fer. Il est d'ailleurs fréquent d'observer par vidéo inspection la présence de dépôts et de biofilm sur les surfaces des tubes crépinés dès la réception des ouvrages.	Chimique Biogéochimique Biologique
Augmenter la durée de la phase de développement des forages en aquifères détritiques peu ou mal consolidés	La mobilisation des particules étant accentuée par l'augmentation du débit d'exploitation et les variations brutales de débit, il est conseillé pour les aquifères détritiques de développer les forages sur de plus longues durées en favorisant une montée en débit progressive et en augmentant la durée de chacun des paliers de débit. A chaque palier de débit, la charge particulaire sera contrôlée (MES et distribution granulométrique).	Physique
Rejet de l'eau pompée vers un exutoire externe à la boucle primaire lors du développement des forages, de la mise en service de la boucle géothermale et lors des opérations de réhabilitation des forages.	Les premiers m ³ d'eau pompés lors de la mise en service d'une boucle géothermale étant souvent très chargés en particules (issues du réservoir ou liées aux dépôts présents sur les surfaces des tubages et conduite de liaison), il est conseillé de ne pas les réinjecter dans le forage de réinjection. Il en est de même lors du développement des forages et lors des opérations de réhabilitation.	Physique
Veiller à la désinfection des tubages et équipements (pompe et colonne d'exhaure) lors de la réalisation des ouvrages et de toutes opérations de maintenance. Veiller à la désinfection de la conduite de surface lors de sa mise en service et de toute opération de maintenance	L'objectif de la désinfection des tubages et des équipements (pompe, colonne d'exhaure) lors de leur mise en place puis de la conduite de surface et des ouvrages lors de sa mise en service ou de toute opération de maintenance est d'éviter une contamination bactérienne exogène de l'aquifère et de l'ensemble de la boucle géothermale.	Biogéochimique Biologique
A la mise en service de la boucle géothermale, nettoyage de la conduite de liaison par circulation de l'eau géothermale puis rejet vers un exutoire externe à l'installation	Des dépôts pouvant être présents sur la surface interne de la conduite de liaison avant sa mise en exploitation, il est conseillé de procéder à son nettoyage par circulation d'eau (considérer 2 à trois fois le volume de la conduite) et rejet de l'eau vers un exutoire externe de sorte à ne pas réinjecter une eau chargée en particules dans le forage de réinjection.	Physique

Recommandations	Objectifs	Types de colmatage concerné
Respect du débit maximal d'exploitation (rabattement maximal, vitesse de circulation)	<p>Un débit excessif et supérieur à celui préconisé à l'issue de l'étude de faisabilité puis des essais hydrauliques aurait une double conséquence :</p> <p>Augmenter les forces d'érosion et la mobilisation des particules dans l'environnement proche puits induisant un risque de colmatage physique du forage d'injection.</p> <p>Augmenter le rabattement dans le forage de production et induire un risque d'oxygénation de l'eau pompée</p>	Tous types
Respecter la température maximale de réinjection notamment en contexte d'aquifères carbonatés et/ou prévoir la mise en place d'un dispositif électromagnétique à minima au niveau du puits de réinjection (nécessité dans ce cas d'avoir des tubages pleins et crépinés en acier inoxydable).	Prévenir la précipitation de carbonate de calcium	Chimique
Respecter les conditions d'utilisation du système de filtration primaire en amont de l'échangeur	Le non-respect du débit et de la pression maximaux opératoires des filtres primaires en amont échangeur peut induire leur endommagement et leur colmatage physique par des fines issues du réservoir (souvent des minéraux silicatés) qui viennent obstruer les mailles du tamis suite à une vitesse de circulation excessive. Le rétrolavage des filtres est par ailleurs souvent inefficace pour nettoyer les filtres colmatés par ce processus.	Colmatage physique des filtres primaires en amont échangeur

Tableau 18 Bonnes pratiques à mettre en œuvre au stade des travaux, des essais et en phase d'exploitation

IV. Les recommandations pour le suivi du doublet géothermique en phase d'exploitation

1. Suivi des paramètres hydrodynamiques

Le suivi métrologique minimum vise à suivre les données relatives à l'exploitation des forages du doublet géothermique (niveaux d'eau des forages producteurs et injecteurs, débit de pompage et d'injection, pression, température au pompage et à l'injection, volume d'eau prélevée et réinjectée). Les données doivent être enregistrées de manière continue à un pas de temps suffisamment court (quelques minutes) pour permettre l'observation des variations de ces paramètres en cours d'exploitation et lors des phases d'arrêt.

Liste des capteurs recommandés :

- Pour chaque forage : Débitmètre et compteur volumétrique ;
- Capteur enregistreur pression/niveau d'eau des forages de pompage et d'injection ;
- Capteur enregistreur température entrée/sortie de la boucle géothermale ;
- Capteur enregistreur pression entrée/sortie filtre ;
- Capteur enregistreur pression entrée/sortie échangeur

L'interprétation des données issues du monitoring permet de détecter les anomalies dans le fonctionnement de la boucle géothermale pouvant être néfastes pour sa pérennité et d'évaluer les ajustements nécessaires après le démarrage de l'installation géothermale. Ces ajustements peuvent concerner la régulation des pompes dans le cas où des marches/arrêts trop fréquents sur des courtes périodes sont détectés (extension des plages de fonctionnement). Des ajustements de la régulation de la PAC peuvent également être requis si les enregistrements indiquent que la température de rejet dépasse celle autorisée.

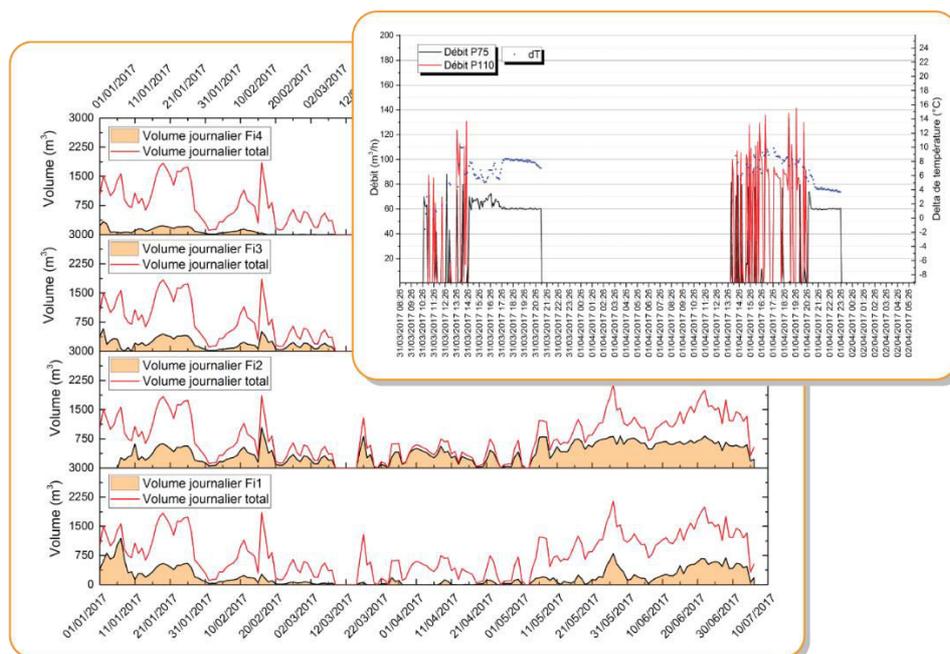


Figure 105 : Exemple de chroniques de répartition des volumes injectés par forage d'injection et de chronique de fonctionnement des forages de pompage (Burté, 2017).

Par ailleurs, lors de l'exploitation de plus d'un forage d'injection, il est d'ordinaire conseillé d'avoir une répartition équilibrée des volumes injectés entre les différents injecteurs. Le suivi individuel des paramètres des forages d'injection permet de contrôler cette équirépartition (Figure 105).

Enfin, un des intérêts majeurs de ce monitoring individuel réside dans l'observation instantanée des performances hydrauliques des forages. La surveillance continue des paramètres hydrauliques des ouvrages permet d'anticiper la baisse des performances et d'instaurer des stratégies permettant de garantir une meilleure pérennité des ouvrages. Grâce aux données de niveau piézométrique et de débit, le débit spécifique (Q/s , $m^3/h/m$, Q : débit, s : rabattement associé) est calculé pour chaque forage. Ce paramètre permet de juger de l'évolution des performances des forages (Figure 106).

$$\text{Débit spécifique } Qs = \frac{\text{Débit } Q (m^3 \cdot h^{-1})}{\text{Rabattement ou remontée } (m)}$$

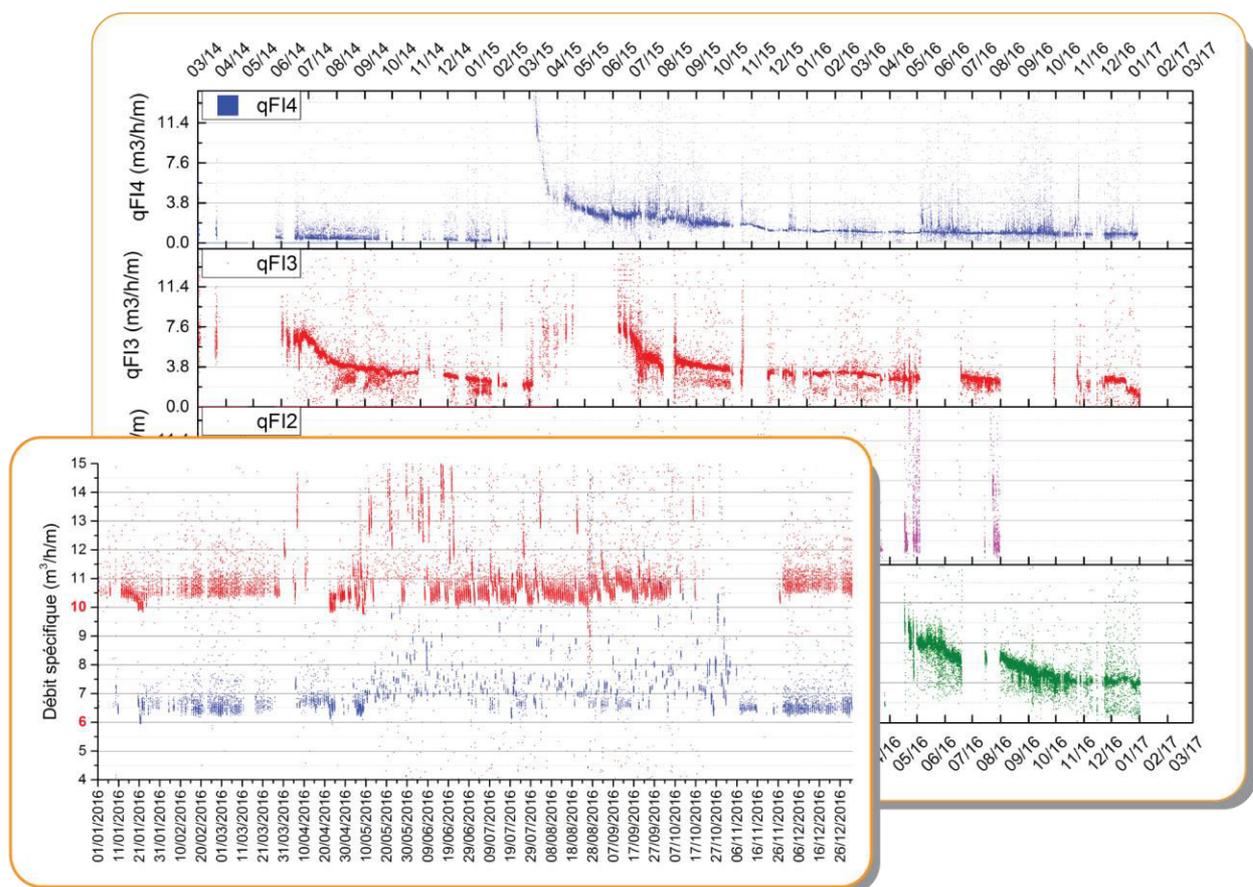


Figure 106 : Exemple de chroniques des valeurs de débit spécifique des forages d'injection et des forages de pompage (Burté, 2017)

Le suivi et l'interprétation de ces paramètres permettent plus aisément de diagnostiquer l'origine des problèmes (processus de colmatage s'observant uniquement en mode climatisation ou en mode chauffage, processus ne s'observant qu'à certain débit), d'anticiper le débordement des injecteurs ou la mise en pression du rejet et donc de planifier les opérations de maintenance préventive. Dans certains cas, après chaque réhabilitation de forages d'injection, la cinétique de décroissance des performances en injection du forage est conservée, permettant d'anticiper l'opération de réhabilitation. Il est cependant difficile de transposer ces observations à chacun des forages d'injection

d'une installation car la réponse hydraulique au colmatage dépend des hétérogénéités du milieu aquifère. Ceci s'observe par exemple sur la Figure 107 qui présente les chroniques de débit spécifique Q_s normalisées (Q_s/Q_{s_0}) de trois forages d'injection au sein d'une même aquifère. Il est visible que F11 et F13 ont un comportement similaire face au processus de colmatage tandis que F14 se distingue.

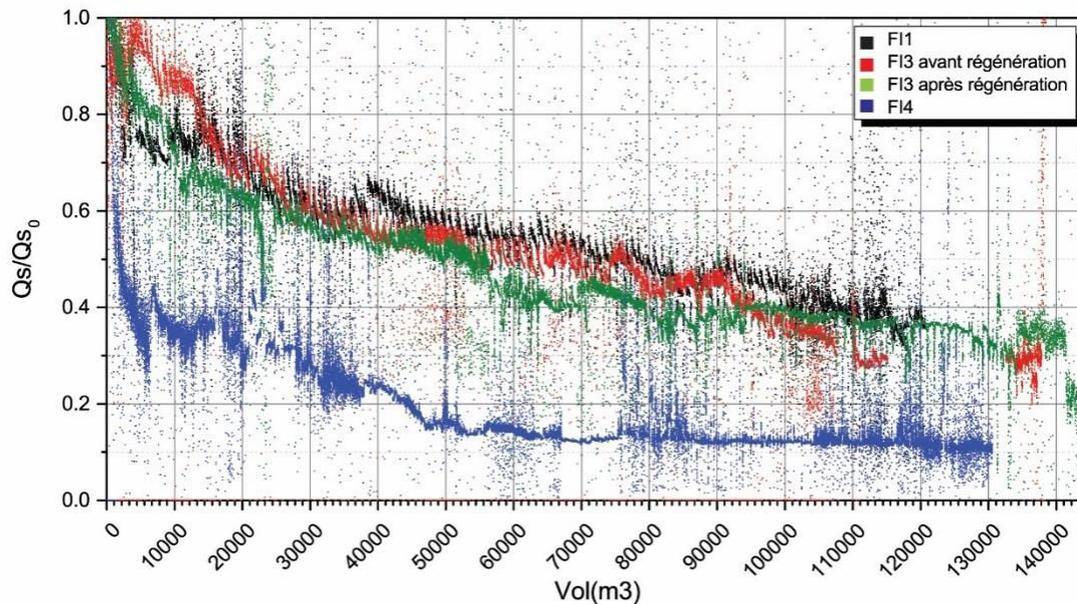


Figure 107 : Débits spécifiques en fonction du volume d'eau injectée au sein des forages d'injection d'une même exploitation (Burté, 2017)

2. Suivi chimique et bactériologique de l'eau du circuit primaire de la boucle géothermale

L'élaboration de la stratégie de suivi chimique de l'installation est conditionnée par l'évaluation du risque de colmatage. Si ce dernier est très faible voire nul, le suivi doit permettre d'évaluer la stabilité des paramètres chimiques au cours du fonctionnement du doublet géothermique et permettre de vérifier qu'aucun des processus de colmatage soit en cours.

A minima, ce suivi doit comprendre :

- Le suivi de la qualité chimique et physico-chimique de l'eau produite et réinjectée (éléments majeurs, oxygène dissous, sulfures totaux, pH, Eh, température et conductivité mesurés in-situ) ;
- Le suivi des teneurs en fer et manganèse total et dissous en différents points de l'installation (pompage, amont filtre, aval filtre, amont échangeur, aval échangeur, réinjection).

Il doit être mis en œuvre à minima deux fois/an. En cas de problématique de colmatage avérée (perte de productivité des ouvrages, colmatage récurrent des filtres ou des échangeurs), le suivi chimique est dimensionné dans un premier temps pour déterminer l'origine des désordres et dans un second temps pour suivre l'efficacité des mesures correctives engagées à la suite du diagnostic.

En cas de phénomènes de colmatage, les analyses chimiques et bactériologiques minimales à mettre en œuvre sur les dépôts sont :

- Analyse chimique élémentaire et analyse des phases minérales cristallisées de dépôts récupérés en différents points de l'installation (filtres, échangeurs, forages si possible). (MEB/EDS, analyse par voie chimique et DRX). Ces analyses requièrent un échantillon de dépôts préalablement séché (étuve entre 45 et 50°C) ou lyophilisé.
- Analyse bactériologique des dépôts par ensemencement de milieu de culture (détection des bactéries du cycle du fer et bactéries sulfurogènes) et observation au microscope optique des dépôts pour analyse qualitative des bactéries du cycle du fer et des bactéries oxydant l'H₂S. Ces analyses requièrent un prélèvement de dépôts frais et stockés à 4°C dans un flacon propre rempli de l'eau du circuit. Elles doivent être effectuées rapidement après le prélèvement.
- En cas de problématique de colmatage d'ordre physique, analyse de la variation de la charge particulaire (MES) et de sa distribution granulométrique (comptage particulaire par technique d'absorption de la lumière) durant un cycle de pompage à un régime de pompage représentatif.

Concernant le suivi chimique de l'eau, il est du même type que celui présenté précédemment mais doit être effectué à une fréquence plus importante qui est à adapter en fonction de la situation.

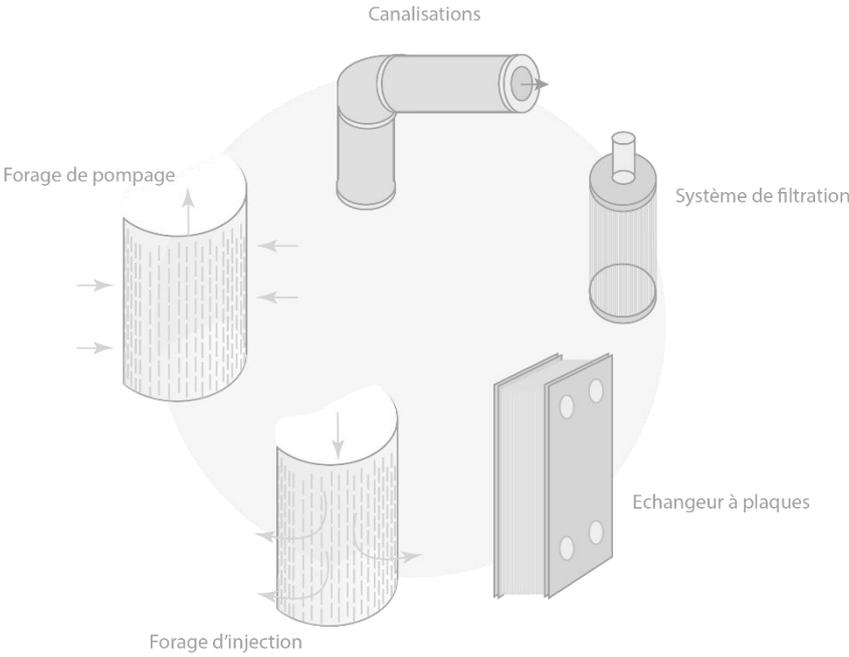
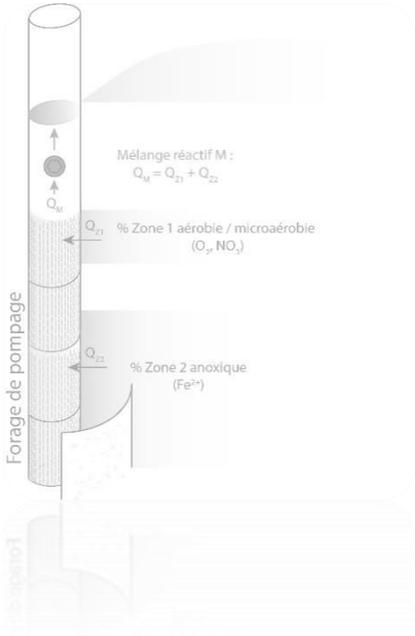
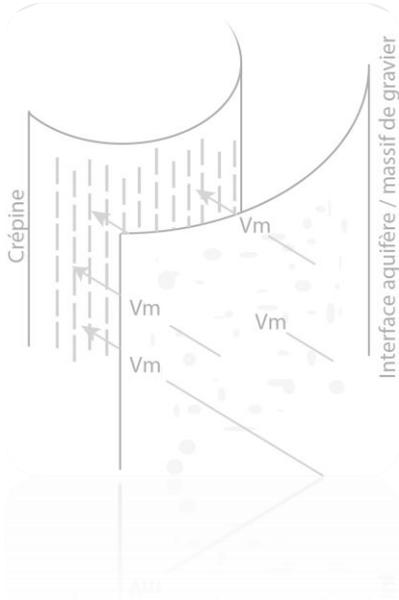
V. Récapitulatif des bonnes pratiques pour chacune des typologies de colmatage

La Figure 108 récapitule l'ensemble des recommandations et mesures préventives préconisées pour chacune des typologies de colmatage.



Figure 108 : Récapitulatif des bonnes pratiques à mettre en œuvre pour chacune des typologies de colmatage (Burté, 2018)

Conclusion générale



Conclusion générale

La pérennisation des installations de géothermie sur aquifères superficiels est un enjeu important, tant sur le plan économique qu'environnemental. Ainsi, lever les verrous scientifiques et techniques que constituent la prédiction et la gestion du colmatage est fondamental pour le développement de cette filière. A travers la volonté d'établir une passerelle entre les résultats fondamentaux et leurs implications à l'échelle du fonctionnement des doublets géothermiques, cette thèse a permis de définir un ensemble de leviers permettant d'anticiper et de prévenir les problématiques de colmatage.

L'état des lieux détaillé des problématiques rencontrées au niveau des doublets géothermiques sur nappes superficielles et les investigations approfondies menées sur les sites pilotes ont permis de caractériser les différentes typologies de colmatage et leurs impacts sur le fonctionnement de la boucle primaire. Ces processus de colmatage ont été classés à l'issue de ce recensement en quatre familles, leur observation se faisant en fonction du type de lithologie de l'aquifère, de la chimie de eaux souterraines et du contexte hydrogéologique.

- Colmatage lié au processus biogéochimique d'oxydation du fer et du manganèse ;
- Colmatage lié au processus biologique de formation de biofilm ;
- Colmatage lié au processus chimique de précipitation de carbonate de calcium ;
- Colmatage lié au processus physique d'entraînement particulaire.

Les conséquences de ces processus sur le fonctionnement des doublets géothermiques sont particulièrement pénalisantes pour leur exploitation et se traduisent par (1) l'augmentation des pertes de charge induites à l'entrée des différents composants de la boucle primaire (filtres, échangeurs), (2) la dégradation des performances des forages d'injection qui impacte la continuité du fonctionnement hydraulique (concernant les forages de production, notre étude révèle leur plus forte résilience face à ces processus) et enfin, (3) la diminution de la capacité d'échange thermique générée par l'encrassement des échangeurs. Cette vulnérabilité, documentée durant cette thèse, se manifestent généralement avec des cinétiques rapides qui affectent la viabilité des installations dès les premières années d'exploitation.

Les problématiques de colmatage étudiées lors de nos investigations sur site (présentées en chapitre III et IV) avaient pour origine majeures des processus biogéochimiques d'oxydation du manganèse et du fer. Cet ensemble de cas nous a permis ainsi d'analyser plus précisément ce type de processus qui impacte la majorité des doublets géothermiques colmatés recensés en France. Nos travaux sur ces sites ont par ailleurs montré la difficulté de déterminer l'origine des processus lorsque que les investigations sont réalisées (1) dans des conditions différentes de celles générées par le fonctionnement du doublet géothermique, et (2) de façon incomplète en raison de l'accès partiel aux ouvrages ce qui ne permet pas d'obtenir les données nécessaires à l'identification des facteurs engendrant la réactivité observée.

Les méthodes de caractérisations pluridisciplinaires développées et déployées sur ces sites d'études ont révélé la diversité des origines des processus de colmatage biogéochimique. Le rôle important des hétérogénéités chimiques existant à petite échelle dans les aquifères superficiels a été démontré en chapitre IV, permettant ainsi d'expliquer les processus réactifs générant la formation des oxydes (présence conjointe des espèces oxydantes et des espèces réduites).

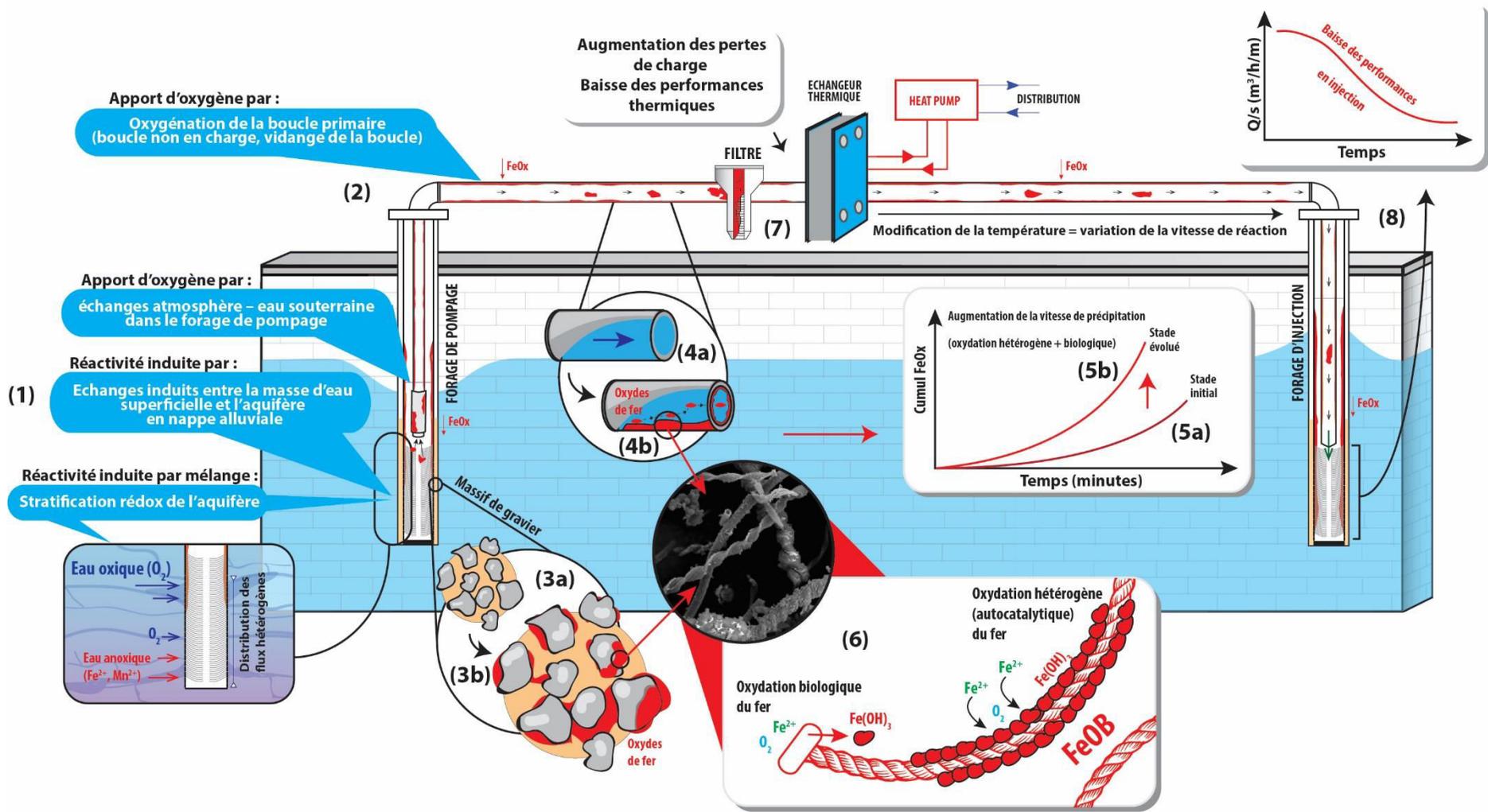


Figure 109 Schéma résumant la mise en place de la problématique de colmatage par précipitation des oxydes de fer d'un doublet géothermique sur aquifère superficiel

Enfin, il a aussi été montré en chapitre III que l'exploitation par le doublet de l'eau géothermale présentant un état initial métastable, c'est à dire contenant les ions Fe^{+II} et Mn^{+II} , sans présence d'oxygène, peut engendrer sa déstabilisation par apport d'oxygène à travers la mise en contact de l'eau géothermale avec l'atmosphère dans le réseau de conduite, et entraîner le processus de colmatage biogéochimique.

Ainsi, plusieurs voies possibles de développement de la réactivité induisant la formation des oxydes de fer et de manganèse ont été identifiées grâce à l'étude de la littérature scientifique, aux études réalisées sur le terrain et au recensement des doublets colmatés. Cette réactivité, décrite grâce au modèle géochimique développé en collaboration avec Charles A. Cravotta (USGS), s'inscrit dans un schéma global de colmatage applicable à l'ensemble des doublets géothermiques superficiels confrontés à cette problématique. Ce schéma est résumé spécifiquement pour l'oxydation du fer en Figure 109, les mécanismes décrits étant comparables pour le processus de colmatage lié à l'oxydation du manganèse. Le premier stade consiste en la réunion par les voies présentées en point **1** de la Figure 108 des conditions suffisantes permettant d'initier la réactivité au droit du forage de pompage ou au droit du réseau de surface (point **2**). Les travaux de modélisation ont montré qu'initialement (point **3a**, **4a**), les taux d'oxydation homogène et hétérogène de Fe^{+II} et Mn^{+II} sont en principe lents dans les conditions mesurées par rapport au temps de résidence de l'eau géothermale dans la boucle primaire (point **5a**). Or, les oxydes de fer amorphes et les biofilms accumulés sur les surfaces (point **3b**, **4b**) en contact avec l'eau géothermale jouent un rôle important en adsorbant les ions Fe^{+II} et Mn^{+II} . Les métaux adsorbés peuvent ainsi être oxydés, la réaction étant catalysée par l'activité des bactéries se développant sur ces surfaces (point **6**), et s'ajouter au volume de minéraux déjà précipités (point **5b**). Ainsi, en présence des espèces réactives, les processus couplés d'adsorption, d'oxydation biochimique et de mobilisation des dépôts précipités peuvent engendrer un colmatage rapide des filtres et des échangeurs (point **7**) et, in fine, entraîner une diminution radicale des performances des forages d'injection (point **8**).

La présence des bactéries oxydantes du fer étant systématiquement attestée quelle que soit l'origine de l'eau souterraine (aquifère alluvial quaternaire ou aquifère sédimentaire plus ancien), leur implication dans le schéma global précédemment décrit se révèle fondamentale. Pour les sites étudiés, les résultats des techniques d'analyse métagénomique n'attestent cependant pas la présence des genres de FeOB (*Gallionella*, *Ferriphaselus* ou *Leptothrix*) ou de MnOB (*Bacillus sp.*, *Leptothrix discophora sp.*, *Pseudomonas putida sp.*) communément impliqués dans ces milieux neutrophiles souterrains. L'importante diversité observée parmi les genres identifiés ne délivre toutefois qu'une représentation tronquée de l'ensemble des genres présents. Nos résultats suggèrent ainsi l'implication lors des processus biogéochimiques de genres inconnus ou encore non reconnus comme spécialisés dans l'oxydation du fer ou du manganèse.

Les interprétations des investigations de sites couplées à l'étude des données des doublets recensés lors de l'état des lieux ont permis d'identifier et de confirmer l'importance des facteurs de risques pouvant induire l'apparition des processus de colmatage. L'élaboration d'une démarche complète intégrant l'analyse de ces différents facteurs de risques a permis de répondre à un des enjeux principaux de cette thèse : guider vers une prédiction globale des risques de colmatage. Ainsi, une des innovations a consisté à construire un outil d'analyse du risque, l'outil ARCADE, réservé à l'usage des professionnels du domaine. ARCADE intègre deux niveaux de risque, l'un qualitatif et l'autre semi-quantitatif. Le premier, qualitatif, se base sur l'analyse de retours d'expériences en France dans différents contextes hydrogéologiques. Le second, semi-qualitatif, évalue, via des codes de calcul

spécifiquement élaborés dans le cadre de ce projet, le risque de colmatage au regard des paramètres chimiques, bactériologiques, hydrogéologiques et des conditions d'exploitation propres à chaque projet. Cet outil est pensé pour s'intégrer entièrement dans une nouvelle démarche globale d'étude de faisabilité d'un projet géothermique. Cette démarche est résumée en Figure 110.

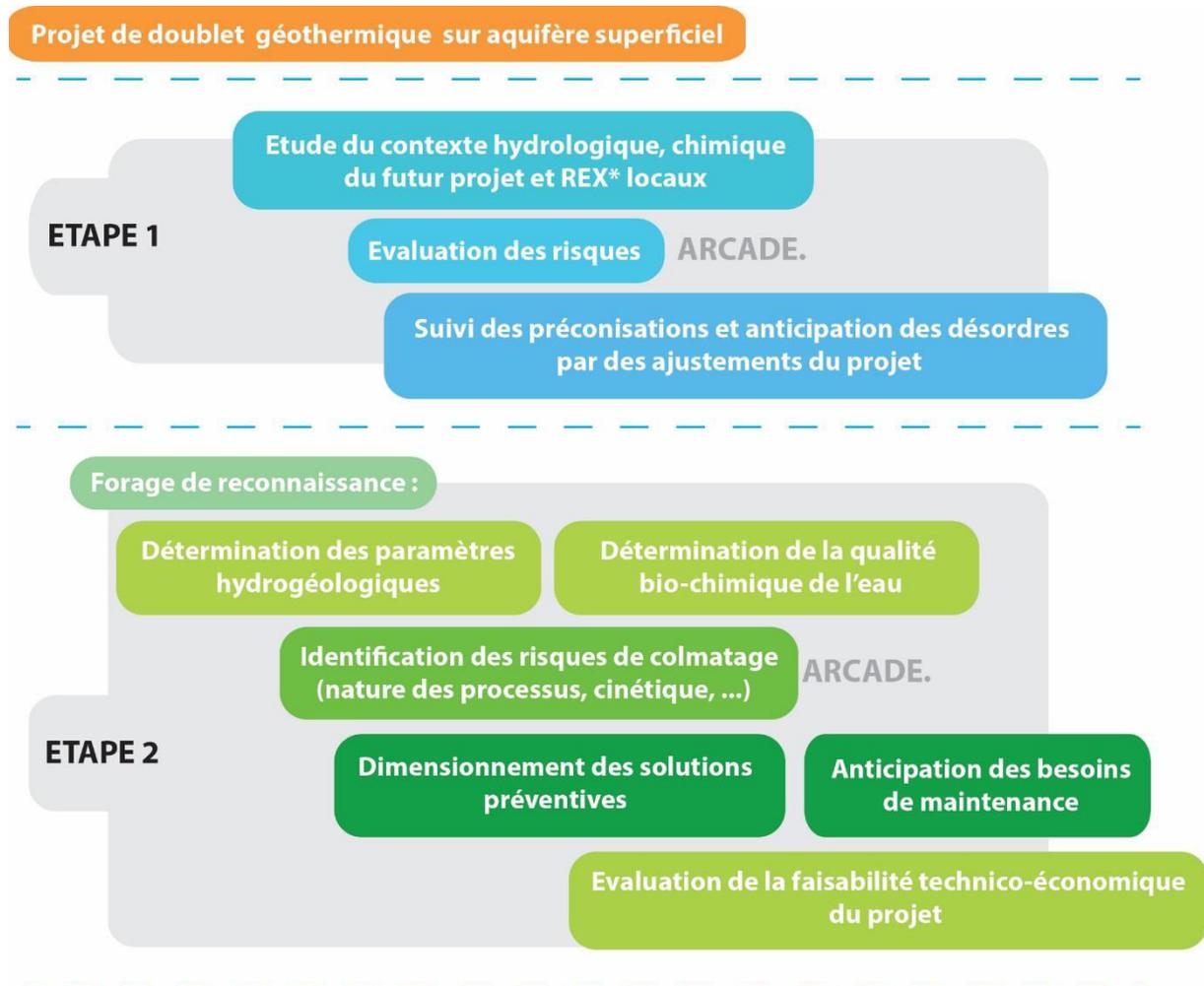


Figure 110 Résumé de la démarche d'étude de faisabilité actualisée d'un projet de doublet géothermique

En complément, cette thèse a permis d'aboutir à la définition de recommandations et l'identification des mesures préventives compatibles avec les contraintes des doublets géothermiques superficiels (pompage sous packer, rétrolavage des forages d'injection, ...). L'ensemble des résultats du projet est valorisé dans le guide d'aide à la décision fourni à l'ADEME. Ce premier guide complet qui comprend à la fois l'outil d'analyse des risques ainsi que des recommandations et méthodes préventives intégrant les contraintes technico-économiques et environnementales des projets de géothermie sur aquifères superficiels est un véritable outil d'aide à la décision qui donne aux professionnels les clés pour juger de la viabilité technico-économique d'un projet à tous les stades de sa vie. Enfin, en plus d'accompagner vers l'anticipation des risques inhérent à l'exploitation des eaux souterraines des futurs projets, la démarche exposée dans cette thèse et ce guide permet la détermination des origines

des désordres affectant des doublets existants et présente des recommandations et mesures préventives afin de les pérenniser.

Perspectives

Ces travaux de thèse, effectués dans le cadre de la première thèse CIFRE co-encadrée par Geosciences Rennes et ANTEA, ouvrent de nombreuses perspectives tant sur le plan scientifique qu'opérationnel.

La première perspective concerne le développement du modèle biogéochimique pour la prédiction des risques de colmatage. Le modèle proposé durant la thèse permet d'expliquer l'apparition rapide des phénomènes de colmatage mais ne prédit pas en tant que tel l'évolution de la perméabilité de l'ouvrage. Dans le cadre de travaux futurs, il conviendra de coupler ce modèle avec un modèle d'évolution de perméabilité en fonction de la porosité (par exemple à partir de la relation de Kozeny-Carman). Il sera ainsi possible de contraindre, à partir des chroniques de débit spécifique mesurées sur le terrain, un modèle réactif de colmatage intégrant les cinétiques de précipitation (définies durant cette thèse). Cela permettrait d'obtenir un modèle simulant l'ensemble des processus et de préciser aux mieux les paramètres sur lesquels il est possible d'interférer pour limiter les désordres. De plus, les chroniques de débit spécifique (Q/s) des forages d'injection concernés par un processus de colmatage illustrent la résultante du colmatage conjugués des crépines, du massif de gravier et de la porosité de l'aquifère. L'étude de ce signal, comparé aux modèles mathématiques de colmatage, permettrait de comprendre comment la baisse de perméabilité de ces différentes interfaces influe individuellement sur la baisse des performances en injection observée à l'échelle du forage et de déterminer laquelle de ces interfaces contrôle majoritairement cette baisse de performances.

Dans une deuxième perspective il me paraîtrait intéressant d'élargir l'approche de caractérisation in situ et de modélisation à une plus large gamme de phénomènes de colmatage. Les contraintes de sélection des sites d'études n'ont pas permis l'investigation des doublets géothermiques confrontés à des processus physiques (colmatage particulaire) et chimiques (formation de carbonate de calcium). Concernant la formation de carbonate de calcium, des questionnements subsistent ainsi sur les modalités du dégazage potentiel du CO₂ induit par les turbulences liées à la circulation des fluides et les variations de pression. En effet, même si le déséquilibre chimique généré par ce dégazage peut être facilement évalué à l'aide des modèles géochimiques, la quantification de la concentration en CO₂ dégazé générant le passage d'un état métastable à instable est cependant complexe. Concernant la problématique de colmatage physique, celle-ci constitue un des freins actuels au développement du nombre d'installations en Ile-de-France exploitant les aquifères profonds non consolidés de l'Albien et du Trias (sables et grès) en raison de la vulnérabilité au colmatage des forages de réinjection. L'enjeu important du maintien des performances en injection lors de l'exploitation de ces aquifères nécessite ainsi une étude spécifique.

La troisième perspective de cette thèse concerne le transfert des méthodologies de caractérisation in situ développées durant la thèse vers les pratiques de conception des projets de géothermie. Les pratiques actuelles, où l'évaluation de la qualité chimique de l'eau du forage est généralement basée sur l'analyse d'un seul échantillon d'eau prélevé en tête de puits, ne permettent pas d'identifier les conditions d'hétérogénéité au sein des aquifères. Ces travaux ont ainsi démontré la nécessité d'intégrer une nouvelle stratégie de mesures et d'échantillonnage axée sur la caractérisation chimique de l'eau à différentes profondeurs au sein du forage dans des conditions statiques et dynamiques afin

d'identifier des venues d'eau potentiellement oxydantes et réductrices. Cette stratégie est d'autant plus nécessaire lorsqu'une pollution organique de la nappe est suspectée. D'autre part, l'implication des phénomènes d'adsorption sur les cinétiques de colmatage démontre la nécessité de réfléchir à des procédures optimisées de nettoyage afin de mobiliser les dépôts accumulés sur les surfaces des ouvrages et du réseau de surface, permettant ainsi de minimiser efficacement les vitesses de réaction.

Enfin la quatrième perspective de cette thèse concerne l'implémentation et l'évolution de l'outil d'aide à la décision ARCADE sur la plateforme Géothermie Perspectives (www.geothermie-perspectives.fr), site de référence exclusivement dédié à la géothermie. Une importante phase d'essai devra être effectuée afin de tester la stabilité du programme et la cohérence entre les résultats affichés et les observations des retours d'expériences. L'outil ARCADE a vocation à être évolutif. Il pourra s'enrichir des retours d'expérience des utilisateurs qui pourront s'ils le souhaitent mutualiser leurs données. Des travaux supplémentaires pourront mener à une amélioration des prédictions élaborées par les méthodes semi-quantitatives d'ARCADE. Par exemple, l'implémentation du module de cinétique développé en collaboration avec l'USGS permettra de rendre plus précise la modélisation géochimique PHREEQC grâce à la prise en compte des caractéristiques techniques de l'installation. Autre exemple, le rôle des masses d'eau superficielles dans l'origine des processus de colmatage Fer/Manganèse est attesté dans la littérature et explique l'existence des désordres d'une partie des exploitations recensées en aquifère alluvial. Une modélisation 3D prenant en compte (1) les conditions hydrodynamiques générées par le doublet géothermique (pompage et injection) et (2) le transport réactif de l'oxygène à travers l'aquifère qu'il sollicite permettra de valider la démarche simplifiée présentée dans ARCADE.

Enfin, mes futures expériences au sein Antea Group sur les sujets de colmatage et de suivi de doublets géothermiques me permettront de mettre en place les méthodes présentées dans cette thèse et d'améliorer les démarches de prévention des problèmes de colmatage.

Références

- AFPG, 2015. La Géothermie en France, Etude du marché en 2015. Paris.
- Agbangla, G.C., Climent, É., Bacchin, P., 2012. Experimental investigation of pore clogging by microparticles: Evidence for a critical flux density of particle yielding arches and deposits. *Sep. Purif. Technol.* 101, 42–48. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2012.09.011>
- Akob, D.M., Bohu, T., Beyer, A., Schäffner, F., Händel, M., Johnson, C.A., Merten, D., Büchel, G., Totsche, K.U., Küsel, K., 2014. Identification of Mn(II)-Oxidizing Bacteria from a Low-pH Contaminated Former Uranium Mine. *Appl. Environ. Microbiol.* 80, 5086–5097. <https://doi.org/10.1128/AEM.01296-14>
- Appelo C. A. J., Postma D., 2005. *Geochemistry, Groundwater and Pollution* (2nd). A.A. Balkema Publishers, Leiden, The Netherlands.
- Baierer, C., Tridon, E., Bourguine, B., 2016. Cartographie de la température de la nappe d'Alsace en partie supérieure au droit de l'Eurométropole de Strasbourg. Rapport final (No. BRGM/RP-65094-FR).
- Banks, D., 2012. *An introduction to thermogeology: ground source heating and cooling*, 2nd ed. ed. John Wiley & Sons, Ltd, Hoboken, NJ.
- Beek, K.V., Breedveld, R., Stuyfzand, P., 2009. Preventing two types of well clogging. *J. - Am. Water Works Assoc.* 101, 125–134. <https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.2009.tb09880.x>
- Bloemendal, M., Jaxa-Rozen, M., Olsthoorn, T., 2018. Methods for planning of ATEs systems. *Appl. Energy* 216, 534–557. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2018.02.068>
- Bohu, T., Santelli, C.M., Akob, D.M., Neu, T.R., Ciobota, V., Rösch, P., Popp, J., Nietzsche, S., Küsel, K., 2015. Characterization of pH dependent Mn(II) oxidation strategies and formation of a bixbyite-like phase by *Mesorhizobium australicum* T-G1. *Front. Microbiol.* 6, 734. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2015.00734>
- Bonte, M., Röling, W.F.M., Zaura, E., van der Wielen, P.W.J.J., Stuyfzand, P.J., van Breukelen, B.M., 2013. Impacts of Shallow Geothermal Energy Production on Redox Processes and Microbial Communities. *Environ. Sci. Technol.* 47, 14476–14484. <https://doi.org/10.1021/es4030244>
- Bonte, M., Wols, B., Maas, K., Stuyfzand, P., 2017. Sources of dissolved oxygen in monitoring and pumping wells. *Hydrogeol. J.* 25, 55–66. <https://doi.org/10.1007/s10040-016-1477-9>
- Bouwer, H., 2002. Artificial recharge of groundwater: hydrogeology and engineering. *Hydrogeol. J.* 10, 121–142. <https://doi.org/10.1007/s10040-001-0182-4>
- Bozau, E., Häußler, S., van Berk, W., 2015. Hydrogeochemical modelling of corrosion effects and barite scaling in deep geothermal wells of the North German Basin using PHREEQC and PHAST. *Geothermics* 53, 540–547. <https://doi.org/10.1016/j.geothermics.2014.10.002>
- Brigmon, R.L., Martin, H.W., Aldrich, H.C., 1997. Biofouling of Groundwater Systems by *Thiothrix* spp. *Curr. Microbiol.* 35, 169–174. <https://doi.org/10.1007/s002849900233>

- Bugarel, F., Bouchot, V., 2016. *Projet GUIDOCLAST - Tâche 1 : retours d'expériences des opérations de géothermie profonde ciblant des réservoirs clastiques en Europe. Rapport intermédiaire (No. RP-66040-FR.pdf). BRGM.*
- Burdige, D.J., Dhakar, S.P., Nealson, K.H., 1992. Effects of manganese oxide mineralogy on microbial and chemical manganese reduction. *Geomicrobiol. J.* 10, 27–48. <https://doi.org/10.1080/01490459209377902>
- Bustos Medina, D.A., van den Berg, G.A., van Breukelen, B.M., Juhasz-Holterman, M., Stuyfzand, P.J., 2013. Iron-hydroxide clogging of public supply wells receiving artificial recharge: near-well and in-well hydrological and hydrochemical observations. *Hydrogeol. J.* 21, 1393–1412. <https://doi.org/10.1007/s10040-013-1005-0>
- Carmichael, M.J., Carmichael, S.K., Santelli, C.M., Strom, A., Bräuer, S.L., 2013. Mn(II)-oxidizing Bacteria are Abundant and Environmentally Relevant Members of Ferromanganese Deposits in Caves of the Upper Tennessee River Basin. *Geomicrobiol. J.* 30, 779–800. <https://doi.org/10.1080/01490451.2013.769651>
- Cravotta, C.A., 2015. Monitoring, field experiments, and geochemical modeling of Fe(II) oxidation kinetics in a stream dominated by net-alkaline coal-mine drainage, Pennsylvania, USA. *Appl. Geochem.* 62, 96–107. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2015.02.009>
- Daims, H., Lebedeva, E.V., Pjevac, P., Han, P., Herbold, C., Albertsen, M., Jehmlich, N., Palatinszky, M., Vierheilig, J., Bulaev, A., Kirkegaard, R.H., von Bergen, M., Rattei, T., Bendinger, B., Nielsen, P.H., Wagner, M., 2015. Complete nitrification by *Nitrospira* bacteria. *Nature* 528, 504.
- De Zwart, A.H., 2007. Investigation of clogging processes in unconsolidated aquifers near water supply wells. Delft University of Technology, Delft, The Netherlands.
- Driscoll, F., 1986. Well and pump maintenance and rehabilitation, in: *Groundwater and Wells*. Johnson Screens, St. Paul MN, pp. 630–669.
- Eppner, F., Pasquier, P., Baudron, P., 2017. A coupled thermo-hydro-geochemical model for standing column well subject to CO₂ degassing and installed in fractured calcareous aquifers. *Geomech. Energy Environ.* 11, 14–27. <https://doi.org/10.1016/j.gete.2017.05.003>
- ÉS, 2016. *La géothermie profonde en Alsace.*
- Framework Convention on Climate Change, United Nations, 2016. Report of the Conference of the Parties on its twenty-first session, held in Paris from 30 November to 13 December 2015, Addendum Part two: Action taken by the Conference of the Parties at its twenty-first session (No. FCCC/CP/2015/10/Add.1).
- Farnsworth, C.E., Voegelin, A., Hering, J.G., 2012. Manganese Oxidation Induced by Water Table Fluctuations in a Sand Column. *Environ. Sci. Technol.* 46, 277–284. <https://doi.org/10.1021/es2027828>
- Francis, C.A., Co, E.-M., Tebo, B.M., 2001. Enzymatic Manganese(II) Oxidation by a Marine α -Proteobacterium. *Appl. Environ. Microbiol.* 67, 4024–4029. <https://doi.org/10.1128/AEM.67.9.4024-4029.2001>
- Frédéric Garnier, 2012. Contribution à l'évaluation biogéochimique des impacts liés à l'exploitation géothermique des aquifères superficiels : Expérimentations et simulations à l'échelle d'un pilote et d'installations réelles. Université d'Orléans, Orléans.

- García-Gil, A., Epting, J., Ayora, C., Garrido, E., Vázquez-Suñé, E., Huggenberger, P., Gimenez, A.C., 2016. A reactive transport model for the quantification of risks induced by groundwater heat pump systems in urban aquifers. *J. Hydrol.* 542, 719–730. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.09.042>
- Houben Georg, Treskatis Christoph, 2007a. Chemical Ageing Processes, in: *Water Well Rehabilitation and Reconstruction*. McGraw Hill Professional, Access Engineering.
- Houben Georg, Treskatis Christoph, 2007b. Chemical Rehabilitation Techniques, in: *Water Well Rehabilitation and Reconstruction*. McGraw Hill Professional, Access Engineering.
- Houben Georg, Treskatis Christoph, 2007c. Prevention, in: *Water Well Rehabilitation and Reconstruction*. McGraw Hill Professional, Access Engineering.
- Grischek, T., Paufler, S., 2017. Prediction of Iron Release during Riverbank Filtration. *Water* 9. <https://doi.org/10.3390/w9050317>
- Henzler, A.F., Greskowiak, J., Massmann, G., 2016. Seasonality of temperatures and redox zonation during bank filtration – A modeling approach. *J. Hydrol.* 535, 282–292. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.01.044>
- Hesshaus, A., Houben, G., Kringel, R., 2013. Halite clogging in a deep geothermal well – Geochemical and isotopic characterisation of salt origin. *Coupled Phys. Chem. Transform. Affect. Perform. GeoSystems* 64, 127–139. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2013.06.002>
- Holzbecher, E., 2013. Analytical Solution for Well Design with Respect to Discharge Ratio. *Ground Water* 51, 128–134. <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.2012.00927.x>
- Houben, G.J., 2015. Review: Hydraulics of water wells—head losses of individual components. *Hydrogeol. J.* 23, 1659–1675. <https://doi.org/10.1007/s10040-015-1313-7>
- Houben, G.J., 2004. Modeling the Buildup of Iron Oxide Encrustations in Wells. *Groundwater* 42, 78–82. <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.2004.tb02452.x>
- Houben, G.J., 2003. Iron oxide incrustations in wells. Part 1: genesis, mineralogy and geochemistry. *Appl. Geochem.* 18, 927–939. [https://doi.org/10.1016/S0883-2927\(02\)00242-1](https://doi.org/10.1016/S0883-2927(02)00242-1)
- Ityel, D., 2011. Ground water: Dealing with iron contamination. *Filtr. Sep.* 48, 26–28. [https://doi.org/10.1016/S0015-1882\(11\)70043-X](https://doi.org/10.1016/S0015-1882(11)70043-X)
- Johnson, J.E., Savalia, P., Davis, R., Kocar, B.D., Webb, S.M., Nealson, K.H., Fischer, W.W., 2016. Real-Time Manganese Phase Dynamics during Biological and Abiotic Manganese Oxide Reduction. *Environ. Sci. Technol.* 50, 4248–4258. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b04834>
- Kappler, A., Emerson, D., Gralnick, J.A., Roden, E.E., Muehe, E.M., 2016. Geomicrobiology of Iron, in: *Ehrlich's Geomicrobiology*. CRC press, 6000 Broken Sound Parkway NW, Suite 300, pp. 343–399.
- Kavanaugh, S.P., Rafferty, K.D., American Society of Heating, R., Engineers, A.-C., 2014. *Geothermal Heating and Cooling: Design of Ground-source Heat Pump Systems*. ASHRAE.
- Kleyböcker, A., Lienen, T., Kasina, M., Westphal, A., Teitz, S., Eichinger, F., Seibt, A., Wolfgramm, M., Würdemann, H., 2017. Effects of heat shocks on biofilm formation and the influence on corrosion and scaling in a geothermal plant in the North German

- Basin. Eur. Geosci. Union Gen. Assem. 2017 EGU Div. Energy Resour. Environ. ERE 125, 268–272. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2017.08.173>
- Klueglein, N., Kappler, A., 2013. Abiotic oxidation of Fe(II) by reactive nitrogen species in cultures of the nitrate-reducing Fe(II) oxidizer *Acidovorax* sp. BoFeN1 – questioning the existence of enzymatic Fe(II) oxidation. *Geobiology* 11, 180–190. <https://doi.org/10.1111/gbi.12019>
- Kohfahl, C., Massmann, G., Pekdeger, A., 2008. Sources of oxygen flux in groundwater during induced bank filtration at a site in Berlin, Germany. *Hydrogeol. J.* 17, 571. <https://doi.org/10.1007/s10040-008-0389-8>
- Kumar, U., Panneerselvam, P., Gupta, V.V.S.R., Manjunath, M., Priyadarshinee, P., Sahoo, A., Dash, S.R., Kaviraj, M., Annapurna, K., 2018. Diversity of Sulfur-Oxidizing and Sulfur-Reducing Microbes in Diverse Ecosystems, in: Adhya, T.K., Lal, B., Mohapatra, B., Paul, D., Das, S. (Eds.), *Advances in Soil Microbiology: Recent Trends and Future Prospects: Volume 1: Soil-Microbe Interaction*. Springer Singapore, Singapore, pp. 65–89. https://doi.org/10.1007/978-981-10-6178-3_4
- Lakretz, A., Elifantz, H., Kviatkovski, I., Eshel, G., Mamane, H., 2014. Automatic microfiber filtration (AMF) of surface water: Impact on water quality and biofouling evolution. *Water Res.* 48, 592–604. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.10.018>
- Lamé, A., 2013. Modélisation hydrogéologique des aquifères de Paris et impacts des aménagements du sous-sol sur les écoulements souterrains.
- Larroque, F., Franceschi, M., 2011. Impact of chemical clogging on de-watering well productivity: numerical assessment. *Environ. Earth Sci.* 64, 119–131. <https://doi.org/10.1007/s12665-010-0823-9>
- Le Borgne, T., Paillet, F., Bour, O., Caudal, J., 2006. Cross-Borehole Flowmeter Tests for Transient Heads in Heterogeneous Aquifers. *Groundwater* 44, 444–452. <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.2005.00150.x>
- Le Nir, M., Bézégues, S., Ranquet, C., Szymanski, A., Darricau, G., Lemale, J., 2009. Ressources géothermiques du département de l'Essonne (91) (No. BRGM/RP-56966-FR).
- Lemale, J., 2012. *La géothermie - 2e éd., Environnement et sécurité*. Dunod.
- Lerm, S., Alawi, M., Miethling-Graff, R., Wolfgramm, M., Rauppach, K., Seibt, A., Würdemann, H., 2011. Influence of microbial processes on the operation of a cold store in a shallow aquifer: impact on well injectivity and filter lifetime. *Grundwasser* 16, 93–104. <https://doi.org/10.1007/s00767-011-0165-x>
- Lienen, T., Lüders, K., Halm, H., Westphal, A., Köber, R., Würdemann, H., 2017. Effects of thermal energy storage on shallow aerobic aquifer systems: temporary increase in abundance and activity of sulfate-reducing and sulfur-oxidizing bacteria. *Environ. Earth Sci.* 76, 261. <https://doi.org/10.1007/s12665-017-6575-z>
- Luca Angelino (EGEC), Philippe Dumas (EGEC), Thomas Garabetian (EGEC), Valentina Pinzuti (EGEC), 2017. EGEC GEOTHERMAL MARKET REPORT 2016. Luca Angelino (EGEC); Philippe Dumas (EGEC); Thomas Garabetian (EGEC); Valentina Pinzuti (EGEC).
- Lueder, U., Druschel, G., Emerson, D., Kappler, A., Schmidt, C., 2018. Quantitative analysis of O₂ and Fe²⁺ profiles in gradient tubes for cultivation of microaerophilic Iron(II)-

- oxidizing bacteria. *FEMS Microbiol. Ecol.* 94, fix177–fix177.
<https://doi.org/10.1093/femsec/fix177>
- MacAdam, J., Jarvis, P., 2015. Chapter 1 - Water-Formed Scales and Deposits: Types, Characteristics, and Relevant Industries A2 - Amjad, Zahid, in: Demadis, K.D. (Ed.), *Mineral Scales and Deposits*. Elsevier, Amsterdam, pp. 3–23.
<https://doi.org/10.1016/B978-0-444-63228-9.00001-2>
- Majkic-Dursun, B., Petkovic, A., Dimkic, M., 2015. The effect of iron oxidation in the groundwater of the alluvial aquifer of the Velika Morava River, Serbia, on the clogging of water supply wells. *J. Serbian Chem. Soc.* 80, 947–957.
<https://doi.org/10.2298/JSC140204089M>
- Marcus Daniel N., Pinto Ameet, Anantharaman Karthik, Ruberg Steven A., Kramer Eva L., Raskin Lutgarde, Dick Gregory J., 2017. Diverse manganese(II)-oxidizing bacteria are prevalent in drinking water systems. *Environ. Microbiol. Rep.* 9, 120–128.
<https://doi.org/10.1111/1758-2229.12508>
- Martin, J.C., 2013. Analyse des risques de dépôt-colmatage dans les forages géothermiques T.B.E. Etat de l'art. Rapport final. BRGM/RP-62909-FR.
- Martin R., 2013. Clogging issues associated with managed aquifer recharge methods.
- Martirani-Von Abercron, S.-M., Pacheco, D., Benito-Santano, P., Marín, P., Marqués, S., 2016. Polycyclic Aromatic Hydrocarbon-Induced Changes in Bacterial Community Structure under Anoxic Nitrate Reducing Conditions. *Front. Microbiol.* 7, 1775.
<https://doi.org/10.3389/fmicb.2016.01775>
- Massmann, G., Sültenfuß, J., 2008. Identification of processes affecting excess air formation during natural bank filtration and managed aquifer recharge. *J. Hydrol.* 359, 235–246.
<https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2008.07.004>
- McMahon, P.B., Chapelle, F.H., Bradley, P.M., 2011. Evolution of Redox Processes in Groundwater, in: *Aquatic Redox Chemistry, ACS Symposium Series*. American Chemical Society, pp. 581–597. <https://doi.org/10.1021/bk-2011-1071.ch026>
- Medihala, P.G., Lawrence, J.R., Swerhone, G.D.W., Korber, D.R., 2012. Effect of pumping on the spatio-temporal distribution of microbial communities in a water well field. *Water Res.* 46, 1286–1300. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.12.036>
- Menz, C., 2016. Oxygen delivering processes in groundwater and their relevance for iron-related well clogging processes—a case study on the quaternary aquifers of Berlin. *Freie Universität Berlin*.
- Mercier, A., Bertaux, J., Lesobre, J., Gravouil, K., Verdon, J., Imbert, C., Valette, E., Héchard, Y., 2016. Characterization of biofilm formation in natural water subjected to low-frequency electromagnetic fields. *Biofouling* 32, 287–299.
<https://doi.org/10.1080/08927014.2015.1137896>
- Ministère de l'économie, de l'industrie et du numérique, 2015. Arrêté du 25 juin 2015 relatif aux prescriptions générales applicables aux activités géothermiques de minime importance, *Journal officiel* n°0156 du 8 juillet 2015.
- Page, D., Miotliński, K., Dillon, P., Taylor, R., Wakelin, S., Levett, K., Barry, K., Pavelic, P., 2011. Water quality requirements for sustaining aquifer storage and recovery operations in a low permeability fractured rock aquifer. *J. Environ. Manage.* 92, 2410–2418.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.04.005>

- Palmer, C.D., Cherry, J.A., 1984. Geochemical reactions associated with low-temperature thermal energy storage in aquifers. *Can. Geotech. J.* 21, 475–488. <https://doi.org/10.1139/t84-051>
- Parkhurst, D.L., Appelo, C.A.J., 1999. User's guide to PHREEQC (Version 2): a computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations (Report No. 99–4259), Water-Resources Investigations Report.
- Plummer, L.N., Wigley, T.M.L., Parkhurst, D.L., 1978. The kinetics of calcite dissolution in CO₂-water systems at 5 degrees to 60 degrees C and 0.0 to 1.0 atm CO₂. *Am. J. Sci.* 278, 179–216. <https://doi.org/10.2475/ajs.278.2.179>
- Pokorna, D., Zabranska, J., 2015. Sulfur-oxidizing bacteria in environmental technology. *BioTech 2014 6th Czech-Swiss Biotechnol. Symp.* 33, 1246–1259. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2015.02.007>
- Poole, R.K., 2017. *Microbiology of Metal Ions, Advances in Microbial Physiology.* Elsevier Science.
- Possemiers, M., Huysmans, M., Anibas, C., Batelaan, O., Van Steenwinkel, J., 2016. Reactive transport modeling of redox processes to assess Fe(OH)₃ precipitation around aquifer thermal energy storage wells in phreatic aquifers. *Environ. Earth Sci.* 75, 648. <https://doi.org/10.1007/s12665-016-5398-7>
- Possemiers, M., Huysmans, M., Batelaan, O., 2014. Influence of Aquifer Thermal Energy Storage on groundwater quality: A review illustrated by seven case studies from Belgium. *J. Hydrol. Reg. Stud.* 2, 20–34. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2014.08.001>
- Postma, D., Appelo, C.A.J., 2000. Reduction of Mn-oxides by ferrous iron in a flow system: column experiment and reactive transport modeling. *Geochim. Cosmochim. Acta* 64, 1237–1247. [https://doi.org/10.1016/S0016-7037\(99\)00356-7](https://doi.org/10.1016/S0016-7037(99)00356-7)
- Regenspurg, S., Feldbusch, E., Byrne, J., Deon, F., Driba, D.L., Henninges, J., Kappler, A., Naumann, R., Reinsch, T., Schubert, C., 2015. Mineral precipitation during production of geothermal fluid from a Permian Rotliegend reservoir. *Geothermics* 54, 122–135. <https://doi.org/10.1016/j.geothermics.2015.01.003>
- Rodier, J., Legube, B., Merlet, N., 2016. *L'analyse de l'eau - 10e éd.* Dunod.
- Roy, J.W., Ryan, M.C., 2010. In-Well Degassing Issues for Measurements of Dissolved Gases in Groundwater. *Groundwater* 48, 869–877. <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.2010.00703.x>
- Ryan, J.N., Elimelech, M., 1996. Colloid mobilization and transport in groundwater. *Collect. Pap. Present. Symp. Colloidal Interfacial Phenom. Aquat. Environ.* 107, 1–56. [https://doi.org/10.1016/0927-7757\(95\)03384-X](https://doi.org/10.1016/0927-7757(95)03384-X)
- Schippers, J.C., Verdouw, J., 1980. The modified fouling index, a method of determining the fouling characteristics of water. *Desalination* 32, 137–148. [https://doi.org/10.1016/S0011-9164\(00\)86014-2](https://doi.org/10.1016/S0011-9164(00)86014-2)
- Schneider, E.A.G., García-Gil, A., Vázquez-Suñè, E., Sánchez-Navarro, J.Á., 2016. Geochemical impacts of groundwater heat pump systems in an urban alluvial aquifer with evaporitic bedrock. *Sci. Total Environ.* 544, 354–368. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.11.096>

- Schnieders, J., 2007. Well blockage and rehabilitation, in: Sterret, RJ (Ed) *Groundwater and Wells*. Johnson Screens, New Brighton MN, pp. 597–628.
- Schomburgk, S., Goyénèche, O., 2004. Guide d'aide à la décision pour l'installation de pompes à chaleur sur nappe aquifère en région Ile-de-France - Partie 1 - Atlas hydrogéologique (No. BRGM/RP-53306-FR).
- Schüring, J., Schulz, H.D., Fischer, W.R., Böttcher, J., Duijnsveld, W.H.M., 2000. *Redox: Fundamentals, Processes and Applications*. Springer Berlin Heidelberg.
- Schwarz Müller, H., 2012. OVERVIEW OF COMMON WELL REGENERATION METHODS, WellMa 2 (No. D 4.1.2). Kompetenzzentrum Wasser Berlin.
- Sim, L.N., Chong, T.H., Taheri, A.H., Sim, S.T.V., Lai, L., Krantz, W.B., Fane, A.G., 2018. A review of fouling indices and monitoring techniques for reverse osmosis. *Rev. Res. Dev. Desalination* 434, 169–188. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2017.12.009>
- Snijders, A.L., Drijver, B.C., 2016. 9 - Open-loop heat pump and thermal energy storage systems A2 - Rees, Simon J., in: *Advances in Ground-Source Heat Pump Systems*. Woodhead Publishing, pp. 247–268. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-100311-4.00009-1>
- Sparks, T., Chase, G., 2013. *Filters and Filtration Handbook*. Elsevier Science.
- Stumm, W., Lee, G.F., 1961. Oxygenation of Ferrous Iron. *Ind. Eng. Chem.* 53, 143–146. <https://doi.org/10.1021/ie50614a030>
- Stumm, W., Morgan, J.J., 1996. *Aquatic chemistry: chemical equilibria and rates in natural waters*, 3rd ed. ed, Environmental science and technology. Wiley, New York.
- Tamura, H., Goto, K., Nagayama, M., 1976. The effect of ferric hydroxide on the oxygenation of ferrous ions in neutral solutions. *Corros. Sci.* 16, 197–207. [https://doi.org/10.1016/0010-938X\(76\)90046-9](https://doi.org/10.1016/0010-938X(76)90046-9)
- Tang, Y., Zhou, J., Yang, P., Yan, J., Zhou, N., 2017. Groundwater Engineering Problem and Prevention, in: Tang, Y., Zhou, J., Yang, P., Yan, J., Zhou, N. (Eds.), *Groundwater Engineering*. Springer Singapore, Singapore, pp. 113–164. https://doi.org/10.1007/978-981-10-0669-2_3
- Tekin, T., Bayramoğlu, M., 1993. Kinetics of the reduction of MnO₂ with Fe²⁺ ions in acidic solutions. *Hydrometallurgy* 32, 9–20. [https://doi.org/10.1016/0304-386X\(93\)90053-G](https://doi.org/10.1016/0304-386X(93)90053-G)
- Timmer, H., Verdel, J., Jongmans, A.G., 2003. Well clogging by particles in Dutch well fields. *J. Am. Water Works Assoc.* 95, 112–118.
- Trueba, A., García, S., Otero, F.M., 2014. Mitigation of biofouling using electromagnetic fields in tubular heat exchangers–condensers cooled by seawater. *Biofouling* 30, 95–103. <https://doi.org/10.1080/08927014.2013.847926>
- Universalis, E., 2016. Géothermie: Les Grands Articles d'Universalis. Encyclopaedia Universalis.
- van Beek, C.G.E.M., 2010. Cause and prevention of clogging of wells abstracting groundwater from unconsolidated aquifers [Dissertation/ Thesis].
- van Beek, C.G.E.M., Breedveld, R.J.M., Juhász-Holterman, M., Oosterhof, A., Stuyfzand, P.J., 2009. Cause and prevention of well bore clogging by particles. *Hydrogeol. J.* 17, 1877. <https://doi.org/10.1007/s10040-009-0537-9>

- van Beek, C.G.E.M., Hubeek, A.A., de la Loma Gonzalez, B., Stuyfzand, P.J., 2017. Chemical and mechanical clogging of groundwater abstraction wells at well field Heel, the Netherlands. *Hydrogeol. J.* 25, 67–78. <https://doi.org/10.1007/s10040-016-1469-9>
- van Leerdam, R., Appelman, W., 2014. Filtration in the surface installation of a geothermal doublet from practice to better practice to best practice. TNO, The Netherlands.
- Vetter, A., Mangelsdorf, K., Wolfgramm, M., Rauppach, K., Schettler, G., Vieth-Hillebrand, A., 2012. Variations in fluid chemistry and membrane phospholipid fatty acid composition of the bacterial community in a cold storage groundwater system during clogging events. *Appl. Geochem.* 27, 1278–1290. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2012.02.022>
- Wagner, R., Kühn, M., Meyn, V., Pape, H., Vath, U., Clauser, C., 2005. Numerical simulation of pore space clogging in geothermal reservoirs by precipitation of anhydrite. *Rock Phys. Geomech.* 42, 1070–1081. <https://doi.org/10.1016/j.ijrmms.2005.05.008>
- Wang, J., Sickinger, M., Ciobota, V., Herrmann, M., Rasch, H., Rösch, P., Popp, J., Küsel, K., 2014. Revealing the microbial community structure of clogging materials in dewatering wells differing in physico-chemical parameters in an open-cast mining area. *Water Res.* 63, 222–233. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.06.021>
- Wang, R., Yang, C., Zhang, M., Xu, S.-Y., Dai, C.-L., Liang, L.-Y., Zhao, H.-P., Zheng, P., 2017. Chemoautotrophic denitrification based on ferrous iron oxidation: Reactor performance and sludge characteristics. *Chem. Eng. J.* 313, 693–701. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.12.052>
- Weidner, C., 2016. Experimental modelling and prevention of chemical Fe-clogging in deep vertical wells for open-pit dewatering (Dr.). Publikationsserver der RWTH Aachen University, Aachen.
- Williams, M.D., Oostrom, M., 2000. Oxygenation of anoxic water in a fluctuating water table system: an experimental and numerical study. *J. Hydrol.* 230, 70–85.
- Würdemann, H., Westphal, A., Kleyböcker, A., Miethling-Graff, R., Teitz, S., Kasina, M., Seibt, A., Wolfgramm, M., Eichinger, F., Lerm, S., 2016. Störungen des Betriebs geothermischer Anlagen durch mikrobielle Stoffwechselprozesse und Erfolg von Gegenmaßnahmen. *Grundwasser* 21, 93–106. <https://doi.org/10.1007/s00767-016-0324-1>

Figure 1 : A gauche, Centrale de Soultz-Sous-Forêts, principe de fonctionnement © BRGM (<http://www.geothermie-perspectives.fr>). A droite, cartographie des bassins sédimentaires français avec position des installations de géothermie basse énergie (d'après le BRGM, AFGP, 2015)..... 11

Figure 2 : Schéma conceptuel d'un doublet géothermique sur nappe superficielle. Le rejet peut également être effectué en surface (rivière ou lac)..... 12

Figure 3 : Schéma récapitulatif de l'approche de la thèse (* T.B.E : Très Basse Energie) 16

Figure 4 : A gauche, bactéries ferro-oxydantes présentes dans un dépôt colmatant un échangeur à plaques d'une installation exploitant l'aquifère de la Craie du Montien (x600). A droite, bactéries ferro-oxydantes présentes dans un dépôt colmatant une colonne captante d'un forage de pompage exploitant les alluvions du Rhône (x600) (Burté, 2018) 21

Figure 5 : Observations au microscope électronique à balayage d'un dépôt exclusivement formé par des gaines d'oxydes de fer formées par les bactéries ferro-oxydantes de type *Gallionella* sp (Burté, 2018)..... 21

Figure 6 : Forage d'injection et échangeur colmatés par des oxydes de fer d'origine biologique (Sables de l'Yprésien, Ile-de-France) (Burté, 2016) 22

Figure 7 : Ratios Fer/Manganèse dissous calculés pour les doublets géothermiques impactés par un processus d'oxydation (bio)chimique du fer et/ou du manganèse en nappe alluviale. Le graphique a été

généralisé à partir des analyses chimiques fournies par Antea Group concernant des doublets exploitant les alluvions du Rhin, du Rhône, de la Seine, de la Moselle et de l'Adour. Les anomalies observées sur le graphique résultent probablement d'un mauvais conditionnement au moment du prélèvement, invalidant l'analyse des phases non conservatrices tels que le fer et le manganèse dissous. Le classement du type de colmatage se base sur les analyses effectuées dans le cadre des missions d'Antea Group, les incohérences peuvent provenir d'interprétations imprécises. 22

Figure 8 : A gauche, filtre colmaté par un biofilm constitué en majorité de bactéries filamenteuses du cycle du soufre (Beggiatoa, Thiobacillus). A droite, observation du biofilm au microscope à fluorescence (Sables de l'Yprésien, Ile-de-France) (Burté, 2016)..... 24

Figure 9 : Crépines PVC d'un forage d'injection (doublet géothermique au Calcaire Grossier du Lutétien, Ile-de-France) colmatées par des dépôts de carbonate de calcium CaCO₃ (Martin, 2013) 25

Figure 10 : Crépines d'un forage d'injection colmatées par des particules issues de l'aquifère des Sables de l'Yprésien (Ile-de-France) (source : Antea Group France)..... 26

Figure 11 : Schéma conceptuel de la variabilité de la concentration en particules au cours du cycle de pompage (Beek et al., 2009) 27

Figure 12 : Analyses élémentaires des dépôts colmatant différents composants de la boucle primaire (filtre, échangeur, forage d'injection...) d'installations géothermiques en France (Burté, 2018) 28

Figure 13 : Analyse MEB/EDS d'un dépôt colmatant les filtres d'un doublet géothermique au Grès du Portlandien. Des biofilms composés par des bactéries du cycles de fer sont visibles et recouvrent les grains de minéraux silicatés (Burté, 2018) 28

Figure 14 : Pompe d'exhaure recouverte d'hydroxydes amorphes de fer (Burté, 2016) 29

Figure 15 : Filtre à manchon colmaté par des oxydes métalliques (Burté, 2017) 30

Figure 16 : Doublet géothermique affecté par un processus de colmatage lié à l'oxydation du fer (Burté, 2016)..... 30

Figure 17 : Doublet géothermique affecté par un processus de colmatage lié à l'oxydation du manganèse (Burté, 2016)..... 31

Figure 18 : Illustration de la décroissance du débit spécifique (Q/s) d'un forage d'injection (Calcaire grossier du Lutétien, Ile-de-France) provoquée par un colmatage chimique lié à la précipitation des carbonates de calcium..... 32

Figure 19 : Illustration de la baisse de performances (Q/s) d'un forage d'injection provoquée par un colmatage particulaire (Sables de l'Yprésien, Ile-de-France) 32

Figure 20 : Composantes de la boucle primaire impactés par les processus de colmatage 33

Figure 21 : Observations du filtre (gauche) et des crépines impactées (droite) par le colmatage particulaire (source : Antea Group France) 38

Figure 22 : Observations des crépines colmatées par des particules fines issues du forage de pompage d'un doublet exploitant la nappe des sables de l'Yprésien (source : Antea Group France) 39

Figure 23 : Vidéo inspection des crépines des forages de CG2 (source : Sanfor) 40

Figure 24 : Diminution du débit spécifique du forage d'injection de CG2 témoignant de la décroissance des performances en injection..... 40

Figure 25 : Vidéo inspection des crépines des forages de CR3 (source : Antea Group France) 41

Figure 26 : Observations de l'échangeur (gauche) et des crépines impactées 41

Figure 27 : Vidéo inspection des crépines du forage de pompage de CG2 (source : Antea Group France) 42

Figure 28 : Vidéo inspection des crépines des forages de SY2 (<http://www.boresaver.com/>) 42

Figure 29 : Vidéo inspection des crépines des forages de CR1 (avant mise en exploitation du doublet géothermique) (source : Antea Group France) 43

Figure 30 : Vidéo inspection à la réception des ouvrages de SY4 (gauche et centre) et tamis de filtration colmaté par des biofilms liés à des bactéries du cycle du soufre ((source : Antea Group France et Burté, 2016)..... 44

Figure 31 : Photographie d'une canalisation de l'installation ARHO3 reliée à l'échangeur (gauche) et des plaques de l'échangeur recouvert d'un dépôts d'oxydes ferriques (droite) (source : Antea Group France) 49

Figure 32 : Photographie d'une canalisation de l'installation ARHO5 reliée à l'échangeur (gauche) et extrait de l'inspection caméra du forage d'injection (droite) (source : Antea Group France) 49

Figure 33 : Photographie du filtre équipant l'installation ARHO6 (gauche), Extrait de l'inspection vidéo du forage de pompage (centre et droite) (source : Antea Group France)..... 50

Figure 34 : Photographies de l'échangeur d'ARHO7 (source : Antea Group France)..... 50

Figure 35 : Extrait de l'inspection caméra du forage d'injection de l'installation ARHI1 (source : Antea Group France) 51

Figure 36 : Extrait de l'inspection caméra du forage de pompage (gauche et centre) et du forage de rejet (droite) de l'installation ARHI2 (source : Antea Group France).....	51
Figure 37 : Extrait de l'inspection caméra du forage de pompage (gauche et centre) et du forage de rejet (droite) de l'installation ARHI3 (source : Antea Group France).....	52
Figure 38 : Extrait de l'inspection du forage de pompage (haut) et du forage d'injection (bas) d'ARHI4 (source : Antea Group France).....	52
Figure 39 : Photographie des dépôts recouvrant la pompe équipant le forage de pompage et extrait de l'inspection vidéo du forage d'injection d'ARHI5 (source : Antea Group France)	53
Figure 40 : Extraits de l'inspection vidéo du forage de pompage (haut), du forage d'injection (bas, milieu et droite) et photographie du filtre de l'exploitation recouvert par des dépôts d'oxydes (bas, gauche) du doublet ARHI6 (source : Antea Group France)	53
Figure 41 : Extrait de l'inspection vidéo du forage d'injection d'ARHI7 (source : Antea Group France).....	54
Figure 42 : Extraits de l'inspection vidéo du forage de pompage (haut) et du forage d'injection (bas) du doublet ARHI8 (source : Antea Group France)	54
Figure 43 : Extraits de l'inspection vidéo du forage de pompage (haut) et du forage d'injection (bas) du doublet ARHI9 (source : Antea Group France)	55
Figure 44 : Extraits de l'inspection vidéo du forage d'injection (bas) du doublet ARHI10 (source : Antea Group France)	55
Figure 45 : Extraits de l'inspection vidéo du forage de pompage (haut) et du forage d'injection (bas) du doublet ARHI11 (source : Antea Group France)	56
Figure 46 : Extrait de l'inspection caméra du forage de pompage de l'installation AM2 (haut), photographie des plaques de l'échangeur thermique (bas, gauche) et de la crépine d'aspiration de la pompe (bas, droite) (source : Antea Group France)	57
Figure 47 : Photographie du filtre à tamis (haut, gauche), de la pompe du forage de pompage (haut, milieu), de la canalisation en amont de l'échangeur thermique (haut, droite) et extrait de l'inspection caméra du forage de pompage (bas) de l'installation AAD1 (source : Antea Group France).....	57
Figure 48 : Durée avant constat des troubles d'exploitations liés aux phénomènes de colmatage (gauche : hors aquifère alluviales, droite : en nappes alluviales) (Source : Partenaires du projet Geoclogging)	60
Figure 49 Représentation graphique des concentrations en manganèse de l'eau géothermale en fonction des concentrations en fer. Les graphiques ont été générés à partir des analyses chimiques fournies par Antea Group. Les anomalies observées sur le graphique résultent probablement d'un mauvais conditionnement au moment du prélèvement, invalidant l'analyse des phases non conservatrices tels que le fer et le manganèse dissous. Le classement du type de colmatage se base sur les analyses effectuées dans le cadre des missions d'Antea Group, les incohérences peuvent provenir aussi d'interprétations imprécises.	61
Figure 50 : Types de processus de colmatage rencontrés au niveau des installations de géothermie très basse énergie en fonction du contexte hydrogéologique	62
Figure 51 : Schéma résumant les principales problématiques de colmatage en relation avec le contexte hydrogéologique	63
Figure 52 : Extrait des inspections vidéo du forage de rejet (12 ans après les premiers travaux de réhabilitation) (source : Antea Group France)	66
Figure 53 : Extraits des inspections vidéo des forages de pompage P1 (haut) et P2 (bas) (Burté, 2016)	68
Figure 54 : Profil verticaux de température, conductivité, de pH et d'oxygène au sein de P1 (crépine à 18m/sol), P2 (crépine à 22m/ sol) et du forage de rejet PR (crépine à 10m/sol)	69
Figure 55 Profil verticaux du manganèse, du fer, de pH et d'oxygène au sein de P1 (crépine à 18m), P2 (crépine à 22m) et du forage de rejet PR (crépine à 10m).....	70
Figure 56 : Observations réalisées au MEB des dépôts recueillis dans les filtres (JEOL IT300 LA EDS) et exemple d'analyse élémentaire SEM (Burté, 2016).....	71
Figure 57 : Analyse élémentaire du dépôt prélevé dans les filtres du réseau de surface	72
Figure 58 Fraction de Mn dissous dépendant du potentiel rédox (pH à 7.4) calculé à partir des équations (1) et (2). E_{exp} correspond au potentiel rédox mesuré in situ (mV/EHM). E_{calc} correspond au potentiel rédox (mV/EHM) calculé à partir de la concentration en oxygène mesurée au forage de rejet PR	73
Figure 59 : Abondances relatives des genres bactériens présents dans les forages	76
Figure 60 Fraction de Mn dissous dépendant du potentiel redox (pH à 7.2) E_{exp} correspond au potentiel rédox mesuré in situ au forage de pompage. E_{calc} correspond au potentiel redox calculé à partir de la concentration en oxygène mesurée au forage de pompage (2.2 mg/L)	84
Figure 61 : Diversité et abondance relative des genres bactériens présents dans le forage	85

Figure 62 Dépôts recouvrant les canalisations amont et aval échangeur de l'installation AS1 (Burté, 2016).....	86
Figure 63 : Chronique du débit spécifique en injection du forage de rejet de AS1 (Burté, 2016).....	87
Figure 64 : Extrait des inspections vidéo à la réception des ouvrages de pompage (gauche) et de rejet (droite) de SY2 (Source : Antea Group France).....	90
Figure 65 Observation en microscopie du biofilm recouvrant la pompe du forage de pompage F4 (100x) (Burté, 2016).....	90
Figure 66 : Extrait des inspections vidéo du forage d'injection F2 et observations au microscope de ferro-bactéries présentes au sein des dépôts recueillis dans le forage d'injection F2 (Burté, 2016)....	91
Figure 67 Bactéries de type Thiothrix ou Beggiatoa présentes dans le forage de pompage F4 (X600) (Burté, 2016).....	92
Figure 68 : Schéma résumant l'étendu des phénomènes de formation de dépôt d'oxydes de fer au sein de l'installation SY2 (Burté, 2016).....	93
Figure 69 : Localisation des forages	93
Figure 70 Photo du biofilm (BOS/SRB) colmatant le filtre de l'installation SY4 échantillonné et observé par microscopie par fluorescence (Burté, 2016)	94
Figure 71 : Oxygénation de l'eau géothermale en raison d'une boucle primaire non en charge. L'injection de bulles d'air est visible sur les extraits des inspections vidéo (Gauche : Base de la colonne d'injection, Droite : surface de l'eau en tête du forage d'injection) (Burté, 2016).....	141
Figure 72 : Interactions d'un doublet géothermique avec une masse d'eau superficielle	142
Figure 73 : Vue schématique d'un forage exploitant un aquifère dans différentes conditions redox (a = forage alimenté par des venues d'eau oxique. b, c et d = forage alimenté par un mélange d'eau oxique et anoxique. e = forage alimenté uniquement par des venues d'eau anoxique riche en Fe ²⁺) extrait de Possemiers et al., 2016	143
Figure 74 : Stratification chimique initiale de l'aquifère. Le mélange réactif généré au forage de.....	143
Figure 75 : Dynamique du niveau d'eau et échange d'oxygène entre phases aqueuse et gazeuse. Le schéma de couleurs représente les saturations relatives en oxygène dissous lors des oscillations de la nappe (le schéma « a » représente la situation après le premier cycle de désaturation. Lors de la remontée de nappe, l'eau se déplace vers le haut et le piégeage de l'air se produit « b ». Le transfert de l'oxygène de la phase gazeuse piégée vers à la phase aqueuse se produit alors à chaque cycle de saturation/désaturation « b, c ». (Williams and Oostrom, 2000)	144
Figure 76 : Schéma de l'oxygénation liée aux fluctuations à l'échelle de la nappe induites par le fonctionnement des doublets géothermiques. Les cycles de saturation/désaturation engendrent l'oxygénation progressive des niveaux supérieurs de la nappe.....	145
Figure 77 : Recensement des facteurs de risque contrôlant l'apparition des quatre types de colmatage impactant les doublets géothermiques superficiels.....	147
Figure 78 : Logigramme résumé de la méthode d'évaluation qualitative intégrée en première phase de l'outil ARCADE.....	148
Figure 79 : Logigramme de la méthode d'évaluation semi-qualitative.....	150
Figure 80 : Logigramme module Risque chimique (précipitation carbonate).....	152
Figure 81 : Schéma conceptuel de l'évaluation du risque particulière	153
Figure 82 : Distribution des vitesses de circulation (cm/s, porosité : 20%) à l'interface massif de gravier/aquifère d'une exploitation aux Sables de l'Yprésien confrontée à une problématique de colmatage particulière.	154
Figure 83 : Distribution des vitesses de circulation (cm/s, porosité : 20%) à l'interface massif de gravier/aquifère d'une exploitation aux Sables de l'Yprésien pérenne.	155
Figure 84 : Distribution des vitesses de circulation (cm/s, porosité : 20%) à l'interface massif de gravier/aquifère d'une exploitation aux Sables et grès de fontainebleau confrontée à une problématique de colmatage particulière.	155
Figure 85 : Logigramme de l'évaluation du risque particulière.....	156
Figure 86 : Exemple du traitement réalisé par le code arcade relatif à l'évaluation du risque particulière	156
Figure 87 : Risque lié à l'oxygénation par les phénomènes de drainance.....	157
Figure 88 : Logigramme général du code « risque biogéochimique »	158
Figure 89 : Schéma conceptuel pour l'évaluation du risque lié à la présence d'une masse d'eau à proximité du doublet géothermique	159
Figure 90 : Logigramme du cas n°1 : Interactions avec une masse d'eau superficielle	161
Figure 91 : Schéma conceptuel pour l'évaluation du risque lié à la présence d'une masse d'eau à proximité du doublet géothermique	161
Figure 92 : Logigramme du cas n°2 : Stratification redox initiale	162

Figure 93 : Logigramme du cas n°3 : Risque lié au caractère superficiel de l'ouvrage	163
Figure 94 : Schéma conceptuel pour l'évaluation du risque lié au caractère superficiel de l'ouvrage	163
Figure 95 Logigramme d'analyse du risque biofilm	166
Figure 96 : Architecture de l'outil ARCADE	167
Figure 97 : Interface de l'analyse qualitative ARCADE	168
Figure 98 : Interface de l'analyse semi-quantitative ARCADE	169
Figure 99 : Exemple de cellule à flux continu destinée à la mesure des paramètres physico-chimiques des eaux de forage	173
Figure 100 : Sonde Hydrolab HL4 (OTT Hydromet) – Diamètre 4.44 cm, longueur 5.33 cm	173
Figure 101 : Sonde Ocean SEVEN303plus (IDRONAUT) Diamètre 4.3 cm, longueur 7 cm	173
Figure 102 : Schéma du dispositif de prélèvement et de mesures	175
Figure 103 : Exemple d'hétérogénéité chimique détectée au forage de pompage provoquant le colmatage du doublet géothermique	177
Figure 104 : Cave d'avant puits inondée lors d'événements pluvieux. Par débordement, les eaux s'infiltrent dans le massif de gravier et s'introduisent dans le forage de réinjection générant des dépôts carbonatés sur la surface interne du tubage plein (Burté, 2017).	180
Figure 105 : Exemple de chroniques de répartition des volumes injectés par forage d'injection et de chronique de fonctionnement des forages de pompage (Burté, 2017).	186
Figure 106 : Exemple de chroniques des valeurs de débit spécifique des forages d'injection et des forages de pompage (Burté, 2017)	187
Figure 107 : Débits spécifiques en fonction du volume d'eau injectée au sein des forages d'injection d'une même exploitation (Burté, 2017)	188
Figure 108 : Récapitulatif des bonnes pratiques à mettre en œuvre pour chacune des typologies de colmatage (Burté, 2018)	190
Figure 109 Schéma résumant la mise en place de la problématique de colmatage par précipitation des oxydes de fer d'un doublet géothermique sur aquifère superficiel	193
Figure 110 Résumé de la démarche d'étude de faisabilité actualisée d'un projet de doublet géothermique	195

Annexes

ANNEXE 1 : Descriptif du projet Geoclogging

- **Tâche n°1 : Conception et validation d'un outil d'analyse des risques**

Il s'agit dans cette phase d'identifier les processus bio-géochimiques et physiques impliqués dans les processus de colmatage et leur couplage avec les écoulements induits par la mise en place d'un doublet géothermique. Cette phase de compréhension et de modélisation aboutira à la réalisation d'un outil d'analyse des risques de colmatage des puits sur la base d'une approche multicritère intégrant les paramètres liés aux conditions d'exploitation (température, pression, débit), aux caractéristiques chimiques, physiques et biologiques de l'eau exploitée ainsi que la typologie des équipements constituant la boucle géothermale (géométrie des crépines, nature des tubages, etc..) en vue d'orienter les faisabilités technique et économique des projets de pompe à chaleur sur nappe. Ainsi, cette phase a pour objet de définir les paramètres dimensionnants pour l'analyse des risques de colmatage.

- **Tâche n°2 : Etat de l'art et sélection des solutions curatives et préventives**

Cette tâche porte sur la réalisation d'un état de l'art des traitements curatifs et préventifs disponibles sur le marché et sur l'élaboration d'une pré-sélection de ceux présentant une viabilité sur les plans techniques et économiques vis-à-vis des problématiques rencontrées au niveau des installations géothermiques sur nappes superficielles. L'efficacité potentielle de ces traitements sera analysée dans un premier à partir des outils de modélisation développés dans la tâche 1. Leur acceptabilité en regard de leur impact sur l'environnement sera également étudiée.

Les traitements et mesures préventifs qui seront étudiés sont notamment ceux liés à la conception des ouvrages, aux conditions de leur exploitation, la mise en place d'équipements spécifiques sur la boucle géothermale permettant le maintien en pression, etc... Les traitements curatifs qui seront étudiés sont notamment les traitements physiques (filtration, osmose, traitement électromagnétique, rétro lavage, etc..) et chimiques (biocides, traitements oxydants, résines échangeuses d'ions, etc...).

- **Tâche n°3 : Sélection et monitoring d'installations industrielles pilotes**

Cette tâche consiste à mettre en place des sites pilotes sur lesquels les processus de colmatage seront étudiés et suivis dans le temps. Ces installations de pompes à chaleur sur nappe seront sélectionnées principalement en Ile de France et secondairement dans l'Est de la France pour représenter la variabilité existante en termes d'aquifères exploités et de problématiques potentiellement rencontrées. Ces installations devront être préalablement dotées d'un suivi des paramètres de fonctionnement (débit, température, pression) et seront équipées d'une instrumentation spécifique afin de suivre en continu les paramètres dimensionnants pour l'évaluation des risques de colmatage définis en tâche 1 (débit d'écoulement, pression, température, pH, potentiel d'oxydo-réduction, conductivité, teneur en oxygène dissous, matières en suspension, etc...). Des analyses chimiques et biologiques complémentaires seront également mises en œuvre sur des prélèvements d'eau du circuit suivant un plan de monitoring qui sera élaboré.

- **Tâche n°4 : Mise en oeuvre et évaluation des méthodes de traitement**

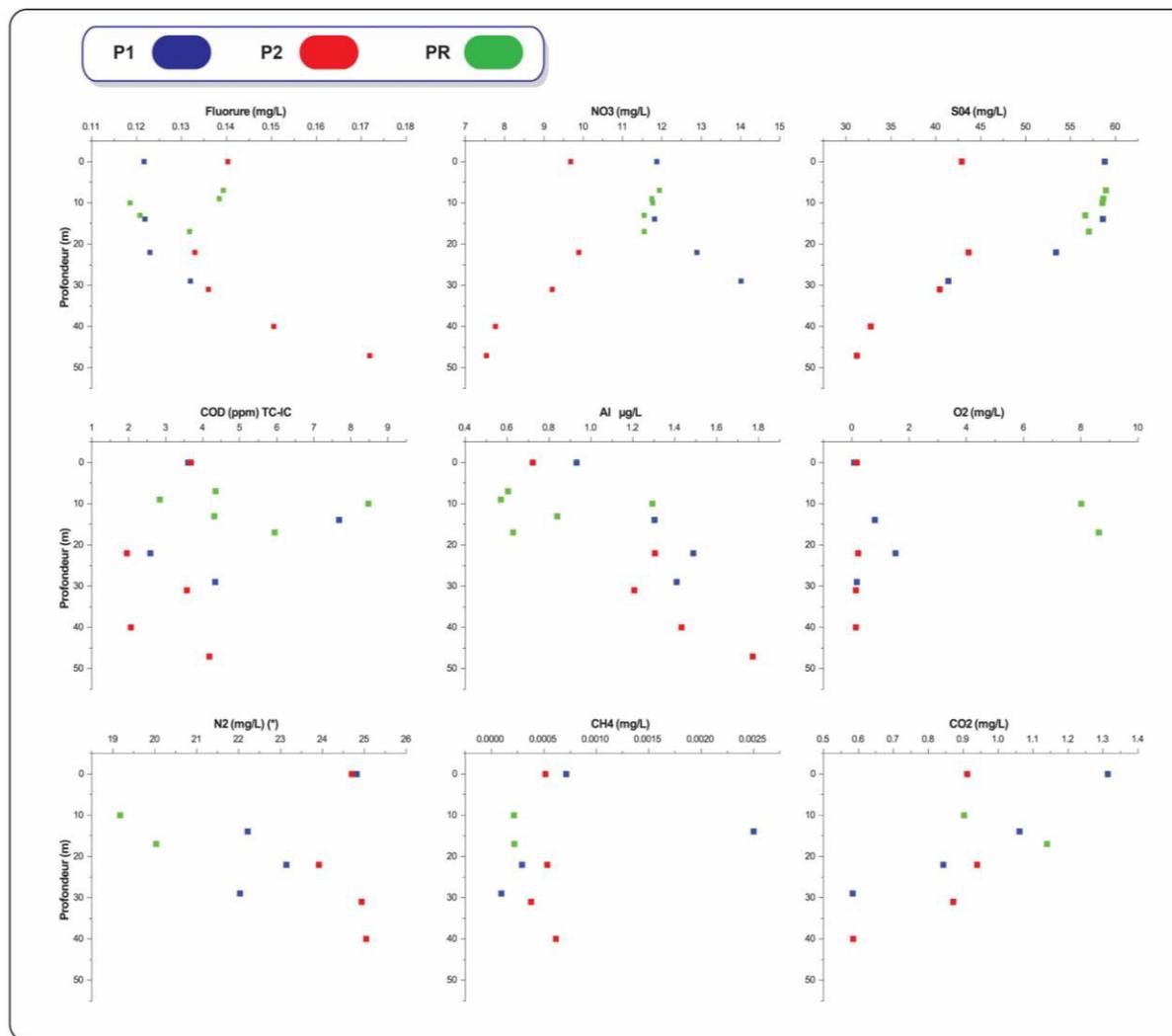
L'objectif de cette tâche est de mettre en œuvre et évaluer, sur les sites faisant l'objet d'un monitoring (tâche 3), les solutions de traitements curatifs ou préventifs préalablement sélectionnées (tâche 2). Pour chaque risque de colmatage identifié (Tâche 1), l'objectif est d'étudier l'efficacité des solutions de traitements préventifs ou curatifs qui sont acceptables d'un point de vue environnemental et présentant une viabilité sur les plans techniques et économiques en regard des problématiques rencontrées.

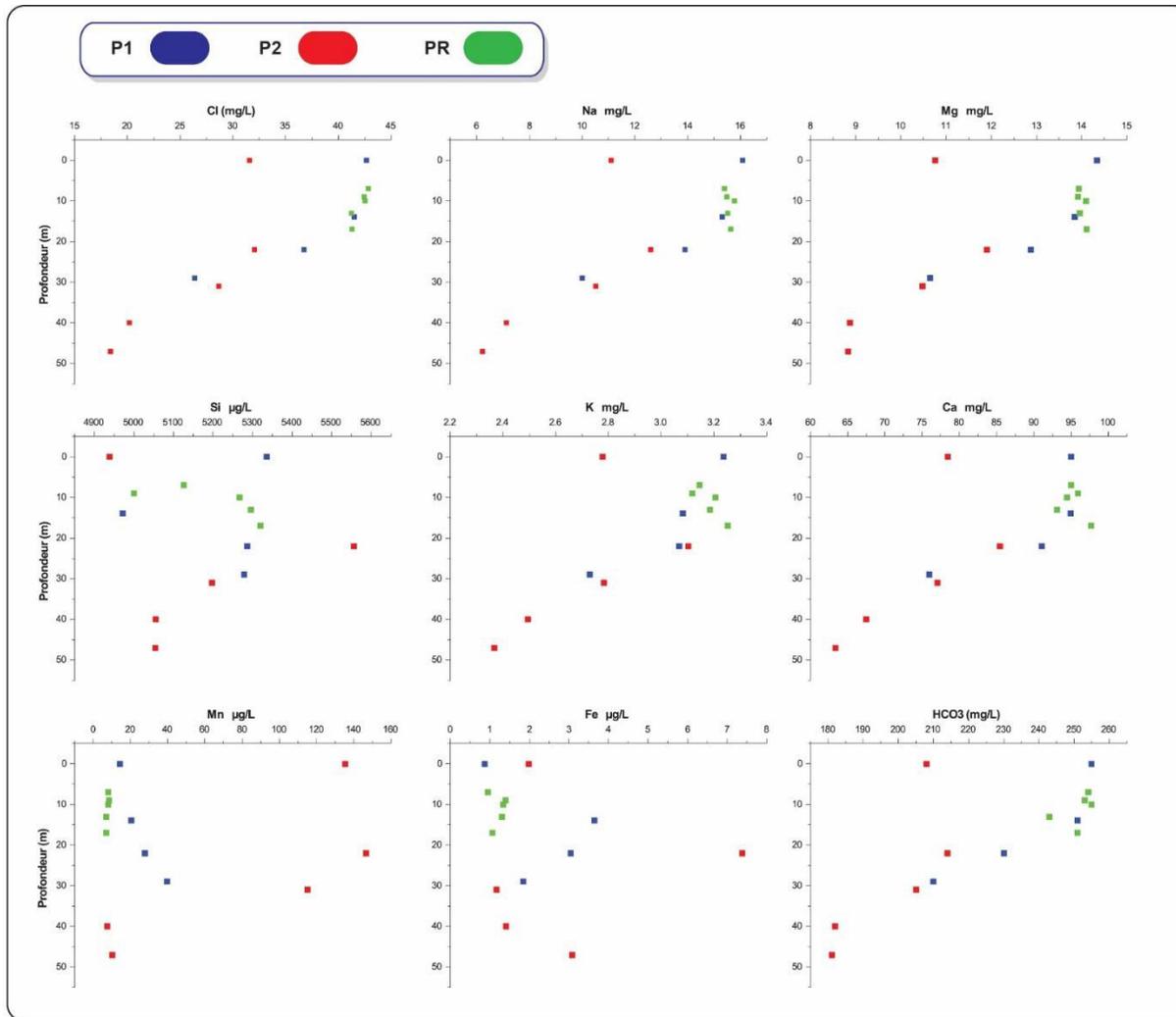
Du point de vue scientifique, l'objectif sera d'analyser l'évolution temporelle de la réactivité du milieu en analysant l'évolution temporelle des paramètres physiques, chimiques et biologiques. Ainsi la mise en œuvre des méthodes de traitement sur les sites pilotes peut être considérée comme une expérience de traçage réactif à grande échelle, donnant des informations précieuses sur le comportement réactif des milieux souterrains. Les données obtenues seront utilisées pour valider les modèles développés dans l'étape 1.

- **Tâche n°5 : Conception d'un guide d'aide à la décision**

Cette tâche visera à synthétiser les résultats obtenus dans l'ensemble des tâches précédentes. Au regard des résultats scientifiques et techniques du projet, l'objectif est d'aboutir à l'élaboration d'un guide d'aide à la décision visant à partir de l'évaluation des risques encourus en termes de problématique de colmatage (tâche 1) et des solutions de traitements préventifs et curatifs évaluées en tâche 4, à juger de la faisabilité du projet sur les plans techniques et économiques en respectant les contraintes environnementales. Ce guide se basera sur l'élaboration d'un modèle conceptuel de la réactivité (bio)géochimique du milieu qui précisera les réactions attendues et leurs caractéristiques (cinétiques, sources d'éléments). Ces éléments seront définis en fonction (i) du type de perméabilité, (ii) du type de profil d'altération et/ou de fracturation, (iii) des vitesses de circulation.

ANNEXE 2 : Profils verticaux des éléments dissous des forages de pompage (P1, P2) et du forage de rejet (PR)





ANNEXE 3 : Les principales techniques préventives (Guide d'aide à la décision)

Les résultats présentés dans cette annexe sont issus des retours d'expériences d'Antea Group et présentés dans le Guide d'Aide à la Décision du projet Géoclogging rédigé lors de cette thèse.

Bon nombre de produits chimiques (acides, chélatants, oxydants) disponibles sur le marché sont efficaces pour la réhabilitation des forages impactés par les processus chimiques, biogéochimiques et biologiques de colmatage ainsi que pour la prévention de ces phénomènes (Georg Houben and Christoph Treskatis, 2007b; Schwarzmüller, 2012). Toutefois, en France, la réglementation interdit l'usage de ces produits chimiques à des fins préventives et restreint l'usage de quelques-uns (acides, polyphosphates) aux opérations de développement et de nettoyage des puits. En effet, l'arrêté du 25 juin 2015 relatif aux prescriptions générales applicables aux activités géothermiques de minime importance (Ministère de l'économie, de l'industrie et du numérique, 2015) stipule :

4.1.6 « Pour les échangeurs géothermiques ouverts, aucune substance chimique n'est additionnée à l'eau de la nappe prélevée ou rejetée dans les ouvrages de production et de réinjection lors de l'exploitation du gîte géothermique. »

4.2 « Aucune substance chimique n'est additionnée, dans les ouvrages de production et de réinjection, à l'eau de la nappe prélevée ou rejetée. »

« Les opérations visant au nettoyage et développement du forage de production ou de réinjection se font de manière à ne pas introduire de produits chimiques induisant un risque pour la ressource en eau et ses usages potentiels. Les substances utilisées sont exclusivement des acides et des polyphosphates. »

En conclusion, seuls des moyens préventifs basés sur des procédés physiques sont donc envisageables pour prévenir les phénomènes de colmatage et pérenniser les doublets géothermiques sur aquifères superficiels. Ces moyens préventifs ont été listés dans le Tableau 17 présentant l'ensemble des bonnes pratiques à mettre en œuvre au stade de la conception des installations. Ils sont récapitulés dans le Tableau ci-après et présentés en détail dans ce chapitre où pour chaque technologie sont abordés le principe, des éléments de dimensionnement et de coûts ainsi que des retours d'expérience basés sur la littérature et le savoir-faire des partenaires du projet Geoclogging.

Techniques	But	Types de colmatage
Dispositif de rétro-lavage des forages d'injection	Maintenir les performances des forages d'injection par décolmatage physique via la circulation de l'eau à contre-courant	Particulaire Chimique Biogéochimique Biofilm
Pompage sous obturateur	Éliminer l'interface eau/atmosphère dans les forages et éviter l'oxydation de l'eau	Biogéochimique Biofilm
Inertage par Azote	Inertier l'espace entre le niveau d'eau et la tête du forage de pompage	Biogéochimique Biofilm
Dispositif électromagnétique	Prévenir la formation de dépôts carbonatés	Chimique
Système de microfiltration autonettoyant	Protection de l'échangeur et du forage d'injection vis-à-vis des microparticules (oxydes, hydroxydes, silicates) et du biofilm	Particulaire Chimique Biogéochimique Biofilm

Tableau 1 : Techniques physiques préventives

- **Système de rétro-lavage des forages d'injection**

Le principe du rétro-lavage des forages d'injection (Snijders and Drijver, 2016) consiste en l'inversion du flux d'eau dans l'ouvrage d'injection. Cette inversion favorise la mobilisation des dépôts peu incrustants (formés au sein du forage d'injection ou transportés par la circulation de l'eau de production) s'étant accumulés à l'entrée des crépines et dans la porosité de l'environnement proche puits (massif de gravier - porosité de l'aquifère). L'effet bénéfique de ce procédé est d'ailleurs souligné pour les systèmes géothermiques de stockage basse température « ATEs (Aquifer Thermal Energy Storage) » où l'inversion entre le forage de production et d'injection s'effectue entre le mode production de chaud et le mode production de froid.

Sur le plan technique, ce procédé nécessite l'installation d'une pompe immergée au sein du forage d'injection assurant à minima un débit de pompage équivalent au débit d'injection (Figure 1). Il requiert également au niveau du forage d'injection, la réalisation d'une chambre de pompage ou l'adaptation du diamètre du tubage ainsi que des aménagements hydrauliques et électriques. La possibilité de s'affranchir de la mise en place d'une double colonne (colonne d'injection et colonne d'exhaure supportant la pompe) est réalisable en équipant la colonne d'injection d'une vanne hydraulique (par exemple vanne de régulation HPV commercialisée par Cla-Val (Figur). En fonctionnement normal « injection mode », la vanne HPV (Hydraulic Pipe Valve) a pour rôle de maintenir la pression dans toute la boucle. Pour cela, un piston permet de réguler la pression (même lorsque le débit varie) en jouant sur l'ouverture des trous latéraux. Le « pumping mode » de la vanne HPV permet le pompage de l'eau dans le forage d'injection. Une pompe peut alors être raccordée à la vanne en vue de réaliser des opérations de rétro-lavage. La vanne HPV joue alors un double rôle : elle permet le maintien de pression dans la boucle et de réaliser un rétro-lavage sans rajouter de colonne d'exhaure dans le forage d'injection. Le coût d'une vanne HPV varie entre 5000 et 7000 EUR HT pour un débit compris entre 50 à 300 m³/h.

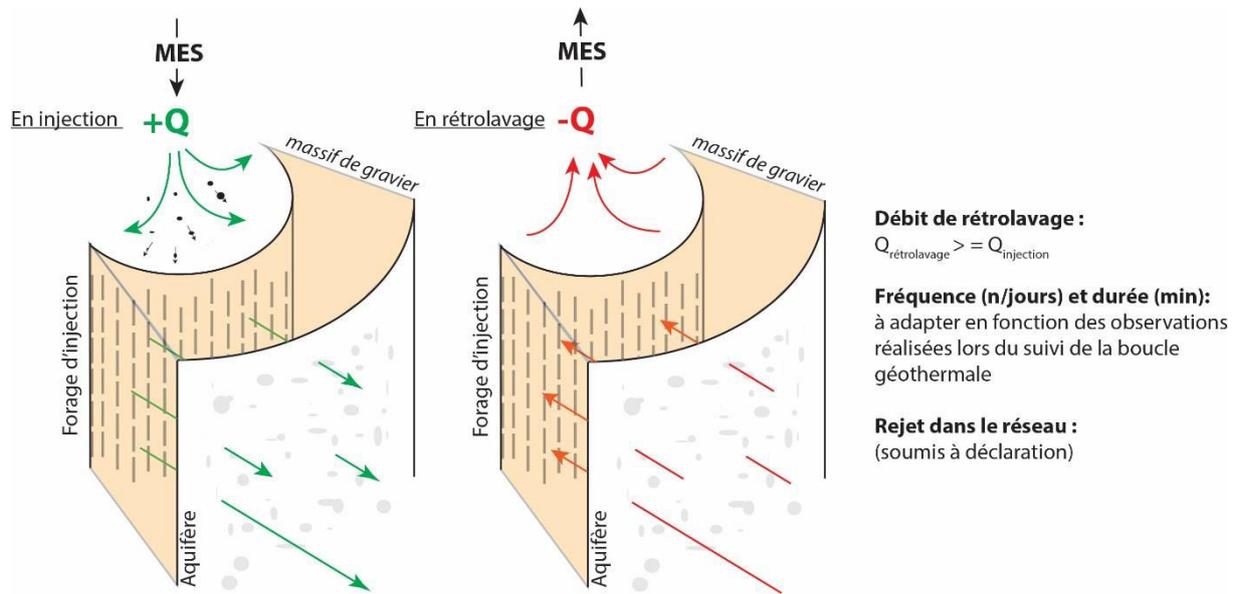


Figure 1 : Principe du fonctionnement du dispositif de du rétro-lavage (Burté, 2018)

▶ HPV: Principles of Operation

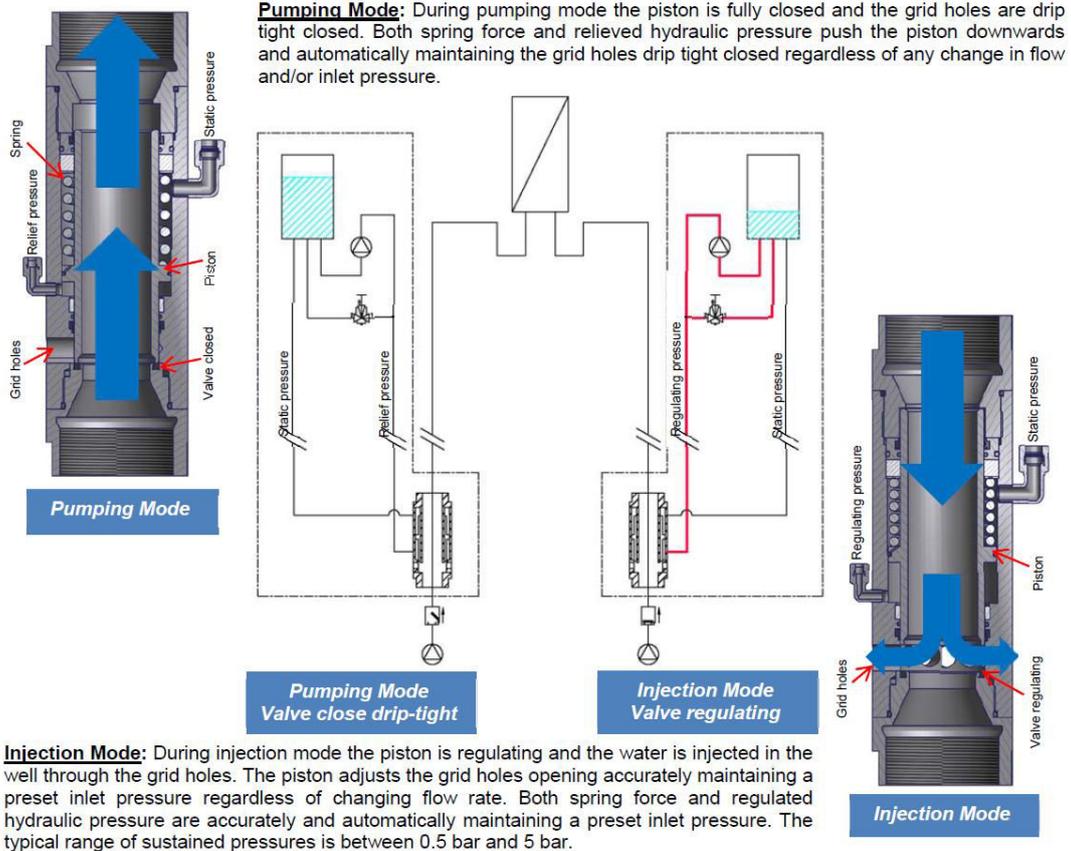


Figure 2 : Schéma de principe d'une vanne de régulation et de maintien de pression HPV Cla-val

Ce procédé peut être mis en œuvre à titre curatif puis à titre préventif de façon semi-continue à une fréquence à définir pour maintenir l'injectivité du forage. Le régime de rétro-lavage (fréquence, débit et durée du pompage) est à adapter en fonction de l'évolution des paramètres hydrodynamiques du forage de réinjection (pression d'injection, niveau dynamique). Les volumes d'eau issus du rétro-lavage sont évacués et non réinjectés dans l'aquifère. La mise en œuvre d'un tel procédé nécessite donc une autorisation administrative pour le rejet à l'égoût.

Sur le plan économique, la mise en œuvre de ce procédé sera d'autant moins lourde à supporter financièrement qu'elle sera prévue dès l'étape de conception de la boucle géothermale. Dans ce cas, le surcoût lié à l'aménagement de la boucle géothermale pour la mise en œuvre de ce procédé de rétro-lavage du forage d'injection est estimée à environ 10% du montant total des investissements pour la réalisation de la boucle primaire géothermale. A cela s'ajoute le coût de la redevance locale pour le rejet de l'eau au réseau d'eaux usées. Ces coûts sont à comparer aux coûts de la réhabilitation d'un forage de réinjection par voies mécanique et chimique (15 000 à 36 000 EUR HT) en tenant compte de la nécessité de répéter ces opérations à une fréquence annuelle à pluriannuelle.

Plusieurs retours d'expérience d'Antea Group (notamment installation aux Sables de Cuis (Yprésien) confrontée à une problématique de colmatage à dominante biogéochimique et installation au Calcaire grossier du Lutétien confrontée à une problématique de colmatage à dominante chimique) encouragent le déploiement de ce système en routine. Le retour d'expérience concernant l'installation exploitant le Calcaire du Lutétien en Ile de France est présenté ci-après.

Retour d'expérience sur la mise en œuvre du rétrolavage : Installation exploitant l'aquifère du Calcaire du Lutétien (Ile-de-France), problématique de colmatage chimique

Le doublet géothermique CG2 alimente en chauffage/climatisation des locaux à usage tertiaire. L'installation géothermique qui comprend un forage de production F1 et un forage de réinjection F2 exploite le calcaire du Lutétien, roche sédimentaire carbonatée. Après une courte utilisation de ce doublet, avec l'injection d'environ 7 000 m³ d'eau dans le forage de réinjection F2, ce dernier s'est colmaté, faisant monter la pression du circuit hydraulique, interdisant l'utilisation du forage F2 pour la réinjection des eaux pompées dans le forage F1. Après nettoyage du forage de réinjection, une seconde mise en fonctionnement du doublet s'est traduite de nouveau par le colmatage du forage de réinjection F2. L'inspection caméra réalisée au sein du forage de réinjection F2 révèle alors que les crépines sont totalement colmatées.

Afin de solutionner le problème de colmatage du forage d'injection de l'installation CG2, de multiples investigations ont été menées parmi lesquelles un essai de rétro-lavage. Cet essai a permis de conclure :

- Qu'il existait un effet positif, bien que limité, marqué par une récupération momentanée de la fonctionnalité du forage d'injection ;
- Que la fréquence fixée pour les cycles (15 jours) était insuffisante, le forage se recolmatant au bout d'une semaine environ.

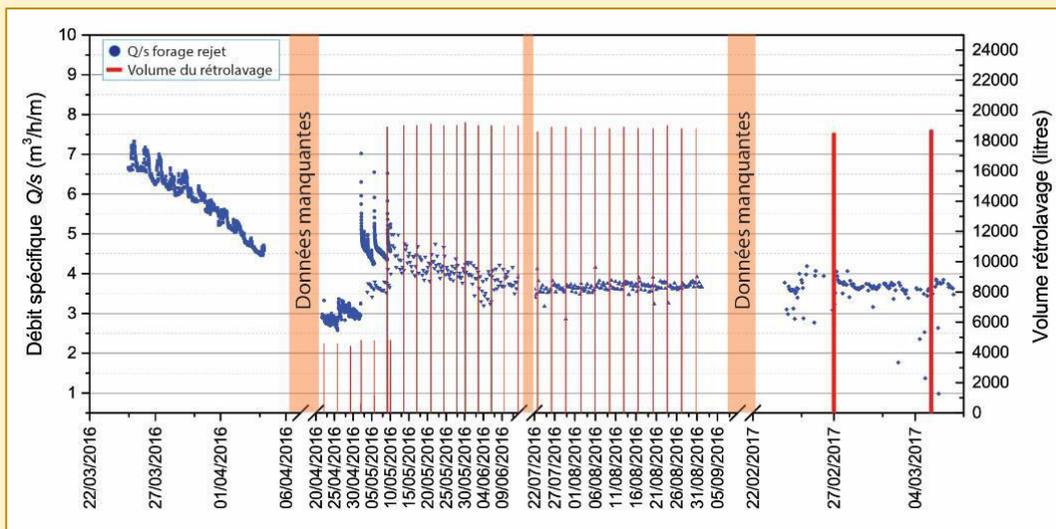


Figure 3 : Suivi de l'efficacité du dispositif de rétro-lavage (Burté, 2017)

Sur la base de ces premiers essais, un système de rétro-lavage du forage d'injection a été mis en place. Le premier mois, les opérations de rétro-lavage sont effectuées deux fois/semaine à un débit de 5 m³/h pendant une heure. Ensuite, les opérations de rétro-lavage sont devenues hebdomadaires et effectuées à un débit de 20 m³/h pendant une heure. L'évolution du débit spécifique du forage d'injection représenté Figure 3 montre que les opérations de rétro-lavage ont permis de le stabiliser alors qu'il était en fort déclin sur la période qui a précédé la mise en place du rétro-lavage. Sans agir sur le processus de colmatage en lui-même, ce dispositif de rétro-lavage a donc permis de stabiliser l'injectivité de l'ouvrage et de pérenniser l'exploitation sans avoir recours à des opérations récurrentes de réhabilitation du forage d'injection.

- **Mise en place d'un système de prélèvement sous packer au niveau du forage de production**

Comme indiqué précédemment, la zone de contact entre l'eau géothermale et l'atmosphère constitue une interface d'échange gazeux par diffusion (Roy and Ryan, 2010) qui peut conduire à l'entrée d'oxygène (Bonte et al., 2017). Cette modalité d'apport d'oxygène permet d'expliquer dans certains cas la réactivité induisant :

- La formation d'un biofilm lié à l'activité de ferro-bactéries et de dépôts d'hydroxydes ferriques lorsqu'un aquifère réducteur présente une concentration en fer dissous notable (notamment Sables de l'Yprésien, Ile-de-France). Les surfaces de la colonne d'exhaure dans la zone de rabattement exposées à des cycles de saturation/désaturation peuvent notamment être confrontées à la problématique d'oxydation du fer (Figure 4);
- La formation d'un biofilm lié à l'activité de bactéries oxydant l'H₂S lorsque l'aquifère réducteur présente une microflore sulfurogène (BSR et/ou BTR) (notamment dans le cas des Sables de l'Yprésien, Ile-de-France).

L'élimination de l'échange gazeux avec l'atmosphère est particulièrement recommandée dans le contexte de l'exploitation d'aquifères réducteurs particulièrement lorsque la distance entre le niveau dynamique et l'aspiration de la pompe d'exhaure est faible.



Figure 4 : Colonne d'injection positionnée dans la zone de rabattement recouverte de dépôts d'hydroxydes de fer (Burté, 2016)

Des solutions techniques appliquées en thermalisme et géothermie pour le chauffage direct sont transposables au doublet géothermique sur aquifères superficiels. Deux types de solution sont envisageables :

- La mise en place d'un obturateur gonflable (packer) ;
- L'inertage à l'azote de la partie sommitale du forage de pompage.

La mise en place d'un pompage sous packer (Figure 5) permet de s'affranchir de l'échange gazeux avec l'atmosphère. Les avantages avancés par les constructeurs de ce dispositif sont :

- La chambre de pompage est isolée et protégée des contaminations de surface ;
- Il n'existe plus de zone de rabattement et l'activité bactérienne est réduite ;
- La chambre de pompage peut rester pressurisée.

Les obturateurs nécessitent des adaptations spécifiques et sont fonction du type de gonflement sélectionné (à l'eau ou au gaz). Le positionnement du packer au sein des forages est fonction de la profondeur du rabattement maximal et des variations induites par les fluctuations naturelles de la nappe, l'important étant de garantir la mise en eau continue de la partie inférieure de l'obturateur. Les retours d'expérience en thermalisme attestent de l'impact positif du procédé du pompage sous packer sur la qualité bactérienne de l'eau extraite et la préservation des conditions réductrices de l'eau.

La deuxième solution consiste à inerte à l'azote la zone annulaire entre le casing et la colonne d'exhaure dans la partie située entre la tête étanche du puits et le niveau d'eau en maintenant une surpression de gaz (Figure 6) (Georg Houben and Christoph Treskatis, 2007c). Ce procédé préventif est généralisé à un ensemble d'installations géothermiques en Europe (Bugarel and Bouchot, 2016) afin d'éviter les phénomènes de précipitation liés à des entrées d'air.

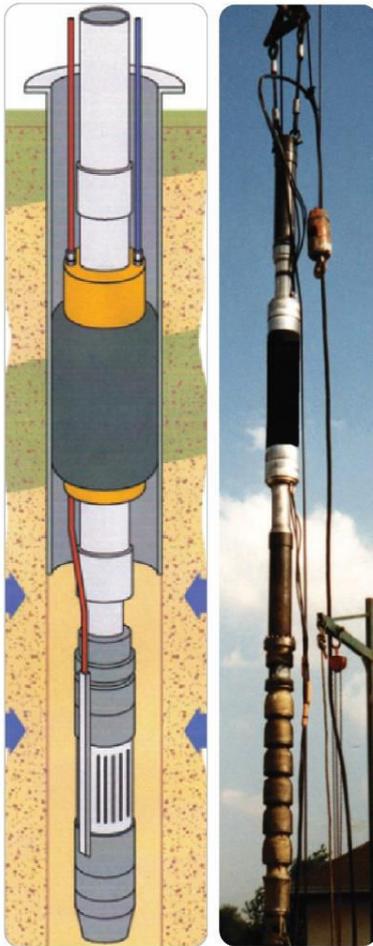


Figure 5 : Pompage sous obturateur (www.geopro.be)

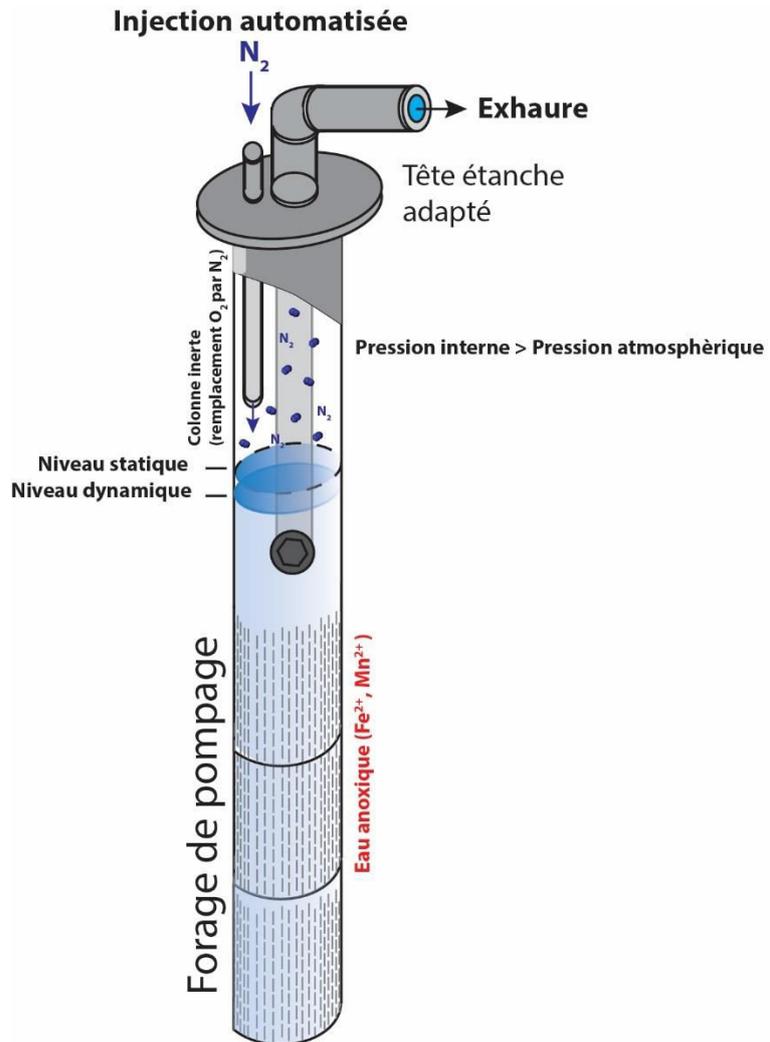


Figure 6 : Schéma d'inertage à l'azote (Burté, 2018)

Sur le plan économique, le Tableau récapitule les ordres de grandeur des coûts d'achat des obturateurs de différents diamètres (des obturateurs de diamètre supérieur sont réalisables) en acier inoxydable 316L et avec membrane en caoutchouc naturel (non alimentaire). Ces coûts ne comprennent pas l'instrumentation et les accessoires associés ainsi que les frais d'installation et de remplacement de la membrane (durée de vie variable, en général entre 3 et 10 ans, le coût de la membrane représente 50 % du coût de l'obturateur).

Diamètre de l'obturateur (mm)	Diamètre d'utilisation (mm)	Fourchette de coût (EUR)
130	140 à 230	10 000 à 13 000
170	180 à 320	12 000 à 15 000
210	220 à 380	17 000 à 20 000
250	260 à 420	20 000 à 23 000
285	300 à 470	22 000 à 25 000

Tableau 2 : Ordre de grandeur des coûts des obturateurs en fonction des diamètres

- Installation d'un système de microfiltration autonettoyant

La boucle primaire est toujours dotée d'un système de filtration primaire ayant une maille entre 150 et 250 μm et positionné en amont de l'échangeur pour protéger ce dernier ainsi que le forage d'injection. Le retour d'expérience montre que lorsque des processus biogéochimiques de précipitation d'hydroxydes et d'oxydes de fer et de manganèse se produisent dès le forage de production puis dans le circuit primaire, le filtre primaire s'encrasse avec une cinétique rapide (Figure 15 du chapitre I) et ne retient qu'une partie des précipités minéraux qui viennent alors colmater l'échangeur puis le forage d'injection (Figure 16 du chapitre I, Figure 17 du chapitre I). De même, dans le contexte de l'exploitation d'aquifères détritiques peu ou mal consolidés, les particules qui sont entraînées par l'eau ont pour la plupart une taille inférieure à 50 μm et ne sont pas retenues par les filtres conventionnels qui sont installés en amont de l'échangeur. Ces particules sont entraînées dans le forage de réinjection et viennent obstruer le massif filtrant et la porosité de la formation affectant l'injectivité de l'ouvrage.

Dans ces deux situations, la mise en place d'un système de microfiltration autonettoyant par rétrolavage peut permettre de pérenniser l'exploitation de la boucle géothermale en minimisant les opérations de maintenance (nettoyage des filtres, échangeur et forage d'injection).

Ces systèmes de microfiltration à nettoyage automatique commencent à se développer dans le domaine de la géothermie avec en particulier des modules de filtration automatiques capables de traiter des débits importants correspondant à ceux rencontrés sur la plupart des doublets géothermiques (50 à 200 m^3/h).

Les différentes solutions industrielles déployables en géothermie superficielle fonctionnent sur la base (Sparks and Chase, 2013):

- Du procédé de filtration de surface (membranes, treillis métalliques ou métal perforé). Le filtre est une membrane perforée par des pores calibrés et de diamètres voisins. Le filtre retient toutes les particules dont le diamètre est supérieur au diamètre des pores conduisant à la formation d'un gâteau. Les filtres peuvent être dotés d'un rétrolavage (inversion des flux à travers le média filtrant) qui est déclenché à partir d'une valeur de différentiel de pression amont/aval.
- Du procédé de filtration en profondeur qui consiste à retenir à l'intérieur du réseau poreux du filtre (matériaux fibreux) des particules dont la taille peut être inférieure au diamètre des pores.

Les principaux critères de dimensionnement qui déterminent la capacité nominale, le type de filtre, la maille du système de filtration à retenir sont les suivants :

- Débit à traiter ;
- Température de l'eau de production ;
- Concentration en MES ;
- Distribution granulométrique des particules ;
- Compatibilité physico-chimique des matériaux composant le filtre avec l'ensemble des équipements du doublet géothermique ;
- Les propriétés de l'aquifère dans lequel l'eau est réinjectée (perméabilité, porosité, distribution de la porosité). La notion de plage critique de colmatage du réservoir d'injection permet de préciser la maille à retenir pour limiter le colmatage des puits d'injection (maille < plage (1/10-1/3) du diamètre d'ouverture des pores du massif de réinjection).

Les indicateurs de performances des systèmes de filtration sont les suivants :

- Le taux de filtration absolu indique la taille maximale des particules (cut-off point) pouvant passer à travers l'unité de filtration pour un media filtrant homogène ;
- Le taux de filtration nominal indique le pourcentage de matériau de taille supérieure à la maille nominale du filtre susceptible de passer au travers du filtre ;
- Le taux d'efficacité nominal du filtre correspond au pourcentage de matériau bloqué par le filtre ;
- Le ratio Béta correspond au ratio entre le nombre de particules entrantes et le nombre de particules en aval du filtre. Il s'agit d'un ratio permettant la comparaison entre les différentes technologies de filtration.

Des dispositifs de microfiltration de surface ou en profondeur disponibles sur le marché sont présentés ci-après. Un retour d'expérience sur l'usage d'un dispositif est également exposé.

- **Filtre HECTRON (filtration de surface)**

La société Hectron développe des modules automatiques de filtration de surface (tamis tissé en Polyéthylène Téréphtalate (PET) avec des mailles nominales de filtration de 1 à 500 μm). Ce type de filtre (Figure 7) peut remplacer avantageusement les modules de filtres à poches manuels et réduire les coûts de main d'œuvre sur ce poste. Pour une maille de filtration nominale de 11 μm la gamme couvre des débits jusqu'à 110 m^3/h .

Les inconvénients de ce type de filtres sont les suivants :

- Coût d'investissement plus élevé que les systèmes de filtration à poches ou à cartouches : exemple : 1 filtre HECTRON AG400 finesse 1 μm : 12 000 EUR HT capable de traiter 55 m^3/h (prix pour le filtre seul sans les accessoires ni le montage)
- Nécessité de prévoir un exutoire pour les rejets chargés en MES
- Attention aux fréquences de nettoyage des filtres qui peuvent se traduire par des volumes de rejet importants. Dans le cas de dépôts formés par des processus biogéochimiques et biologiques, le filtre se colmate très rapidement ce qui déclenche des cycles de nettoyage à des fréquences élevées rendant inadaptée cette technologie de filtration.

Au niveau des avantages, on peut noter le coût d'exploitation qui est plus faible que pour les filtres à poches et à cartouches (réduction des opérations de maintenance et des consommables).



Figure 7 : Filtre autonettoyant HECTRON AG400 (Source HECTRON)



Figure 8 : Filtre autonettoyant AMIAD AMF (Source AMIAD)

Retour d'expérience sur l'utilisation du filtre Hectron de type AG300 finesse 1 µm au niveau d'une installation exploitant l'aquifère des Sables de Fontainebleau (Ile-de-France), problématique de colmatage particulaire

Le doublet géothermique SF1 captant les Sables de Fontainebleau, comporte deux forages : un forage de pompage (F1) et un forage d'injection (F3). Ce doublet géothermique a été confronté à un très rapide colmatage du filtre et du forage de réinjection lors de la mise en service de la boucle géothermale fin 2014. La vidéo inspection du forage F3 en mars 2015, a mis en évidence :

Un colmatage important des crépines par des particules fines beiges entre 53,2 et 79,8 m sur près de 80 % de la hauteur totale crépinée et une eau très trouble ;

Des colorations orangées ponctuelles sur les génératrices des crépines entre 57 et 70 m de profondeur.

Le processus de colmatage a été identifié comme étant d'origine particulaire par mobilisation de particules de taille inférieure à 100 microns (cf. Tableau) et non retenues par une filtration usuelle (entre 100 et 200 µm). Les particules proviennent de l'aquifère dans la proche périphérie du forage de pompage et sont mobilisées par son exploitation. Ce processus est à différencier d'un ensablement classique résultant d'une conception non adaptée à la granulométrie des niveaux producteurs.

Classes granulométriques	2-5 µm	5-10 µm	10-25 µm	25-50 µm	50-100 µm	>100 µm
Nombres de particules	71 500	35 000	14 000	1 000	80	2
Pourcentage de la classe granulométrique	58,8	28,8	11,5	0,8	0,1	0,0

Tableau 3 : Extrait d'une analyse particulaire de l'eau géothermale issue du forage de pompage F1

Après réhabilitation des forages en 2015, le doublet a été progressivement remis en service, en ajoutant un dispositif d'ultrafiltration (filtre Hectron à 1 μm).

Lors du test, les cycles de nettoyage ont été paramétrés sur les bases suivantes :

- Mode automatique
- A faible débit, déclenchement sur seuil volumique de 2000 litres
- A débit nominal, déclenchement sur une base temporelle de 10 mn
- Pression pendant le nettoyage : 2 bar

En injection, le niveau dynamique se situait en mai 2015 après réhabilitation à environ 23 m/sol parking à 39 m^3/h . Deux ans plus tard, au même débit, le niveau dynamique se situe à 7 m de profondeur. Une dérive des performances en injection est donc perceptible (le débit spécifique en réinjection était en 2017 de l'ordre de 1,2 $\text{m}^3/\text{h}/\text{m}$ de rabattement, contre environ 2,0 $\text{m}^3/\text{h}/\text{m}$ après réhabilitation) mais leur cinétique de dégradation est fortement ralentie. Si les phénomènes de colmatage rapide constatés en début d'exploitation semblent maîtrisés par la mise en œuvre de ce dispositif de microfiltration, il convient tout de même de continuer à surveiller les paramètres hydrodynamiques du forage de réinjection afin d'anticiper les opérations de nettoyage que l'ouvrage pourrait nécessiter. En conclusion, dans un contexte où le colmatage est de nature particulière, la dérive des performances en injection a fortement été ralentie par la mise en place du dispositif d'ultrafiltration qui a eu un impact décisif sur la pérennisation du fonctionnement de l'installation. Son utilisation dans un contexte de colmatage d'origine biogéochimique n'ayant pas donné satisfaction sur un site exploitant les calcaires grossiers du Lutétien, l'utilisation de ce type de filtre est recommandée pour des problématiques de colmatage particulière.

- **Filtre AMIAD AMF (Filtration en profondeur)**

La société AMIAD développe des modules de filtration en profondeur à nettoyage automatique (modèle AMF, Figure 8)

Le média filtrant est composé de microfibres textiles identiques à celles composant les filtres à cartouches. L'élément de base du filtre à microfibres est constitué par la cassette bobinée. Un fil de section variable composé d'un nombre déterminé de brins en fonction du seuil de filtration recherché est bobiné autour de cassettes rigides cannelées. Les cassettes sont montées tout le long et tout autour d'un tube creux de collecte des eaux filtrées.

Les filtres AMF retiennent les particules au fur et à mesure du passage de l'eau au travers des cassettes à microfibres (Figure 8 (1)).

L'eau filtrée est collectée via une canalisation et s'écoule par la sortie du filtre (Figure 8 (2)). Les particules s'accumulant sur et dans les microfibres créent une pression différentielle. A une valeur pré déterminée ou suite à un intervalle de temps donné, l'unité de contrôle déclenchera un cycle de nettoyage (Figure 8 (3 et 4)).

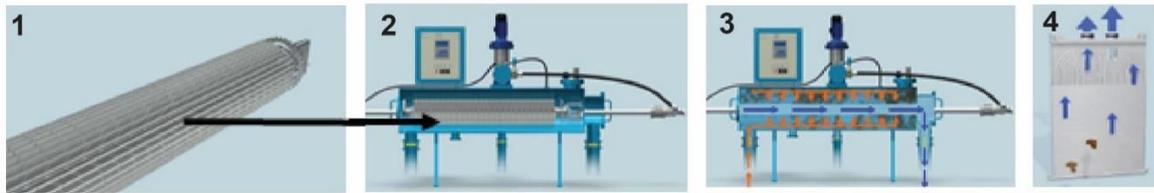


Figure 9 : Principe de fonctionnement du filtre AMIAD AMF (Source AMIAD)

Plusieurs références attestent de l'efficacité et de la résilience de ce type de filtration au regard de la problématique de précipitation d'oxydes et d'hydroxydes de fer et manganèse formés par des processus biogéochimiques (Itzel, 2011; Lakretz et al., 2014).

Les inconvénients de ce type de filtres sont les suivants :

- Coût d'investissement plus élevé que les systèmes de filtration à cartouches : exemple : un filtre AMIAD AMF 36K (36 000 cm² de surface filtrante, filtration de 2 à 20 µm : 40 000 EUR HT capable de traiter 30 m³/h - (prix pour le filtre seul sans les accessoires ni le montage). CAPEX + OPEX : 12 500 EUR/an sur 20 ans pour 150 m³/h ;
- Nécessité de prévoir un exutoire pour les rejets chargés en MES ;
- Attention aux fréquences et temps de nettoyage des filtres qui peuvent se traduire par des volumes de rejet importants et une baisse de la production. Etant donné le temps de lavage qui peut excéder les 30 minutes, il faut prévoir une bêche en aval pour assurer la continuité de la production durant les périodes de lavage ou doubler la ligne de filtration.

Au niveau des avantages, on peut citer le coût d'exploitation qui est plus faible que pour les filtres à poches et à cartouches (réduction des opérations de maintenance et des consommables)

- **Dispositif électromagnétique**

Le dispositif électromagnétique ST090 a été développé et breveté par la société anglaise MSL qui en assure la commercialisation pour le domaine de l'eau. Cette technologie est également largement adoptée par l'industrie pétrolière, avec depuis l'année 2010, 450 unités installées et fonctionnant en Amérique du Nord, et une cinquantaine dans le reste du monde. Le dispositif est proposé à la location (voire dans certains cas à la vente) à des tarifs qui dépendent de son contexte d'utilisation et du dispositif mis en place.

Le dispositif ST090 est un procédé physique qui permet par application d'un champ électromagnétique de lutter contre la formation de dépôts minéraux dans les puits, conduites et équipements d'installations industrielles. Son efficacité est largement prouvée pour lutter contre la formation de dépôts carbonatés et sulfatés. Quelques retours d'expérience positifs concernent également des dépôts sulfurés et chlorurés sodiques. L'impact des champs électromagnétiques induits sur la formation de biofilm est aussi attesté (Mercier et al., 2016; Trueba et al., 2014). **Concernant les dépôts de type oxydes et hydroxydes, des tests doivent être menés pour valider l'efficacité du ST090.**

Le dispositif comprend :

- Un boîtier de commande (Figure 10 qui permet la génération du signal électromagnétique ;
- Une antenne fixée directement sur la conduite (Figure 10) qui permet l'injection du signal électromagnétique.



Figure 10 : Dispositif électromagnétique ST090 (à gauche boîtier de commande, à droite antenne) (Source : Antea Group France)

Le signal électromagnétique émis par le dispositif ST090 va se propager dans le fluide et apporter l'énergie nécessaire pour forcer les sels dissous à précipiter réduisant les conditions de sursaturation minérale. Sous l'influence du champ électromagnétique, les myriades de microcristaux alors formés (taille d'environ 10 μm) n'auront pas tendance à s'agglomérer pour construire un réseau cristallin, ils seront maintenus en suspension et donc évacués avec l'eau. La composition chimique de l'eau n'est pas altérée par la mise en œuvre du ST090. A noter que ce dispositif ne permet pas d'éliminer des dépôts qui auraient été préalablement formés avant la mise en œuvre du dispositif. Son action est donc préventive et non curative.

Le signal électromagnétique se propage tout au long des conduites et tubages des forages et dans le liquide conducteur. Il n'y a aucune focalisation sur une zone spécifique. Dans le cas d'eau peu minéralisée, le signal ne peut se propager que via un matériau conducteur ce qui impose que les tubages et conduites soient en matériau métallique.

Retour d'expérience sur la mise en œuvre du dispositif ST090 au niveau d'une installation thermique confrontée à la formation de dépôts de gypse (CaSO_4)

Le dispositif électromagnétique a été mis en place sur un forage de production d'eau thermique qui était confronté à une double problématique de colmatage par formation de dépôts de gypse (Figure 11, A et B) et de contamination bactérienne excluant toute valorisation de l'eau notamment en raison de la présence récurrente de bactéries de type *Pseudomonas aeruginosa*. Après 14 mois de mise en œuvre du dispositif ST090, les résultats sont positifs tant au niveau de la qualité bactériologique de l'eau qu'au niveau de la réduction de la croissance cristalline. Sur le plan bactérien, les résultats d'analyses microbiologiques montrent une amélioration de la qualité bactérienne de l'eau thermique (des concentrations inférieures au seuil de détection analytique), ce qui a permis à l'exploitant de valoriser de nouveau l'eau produite par le forage.

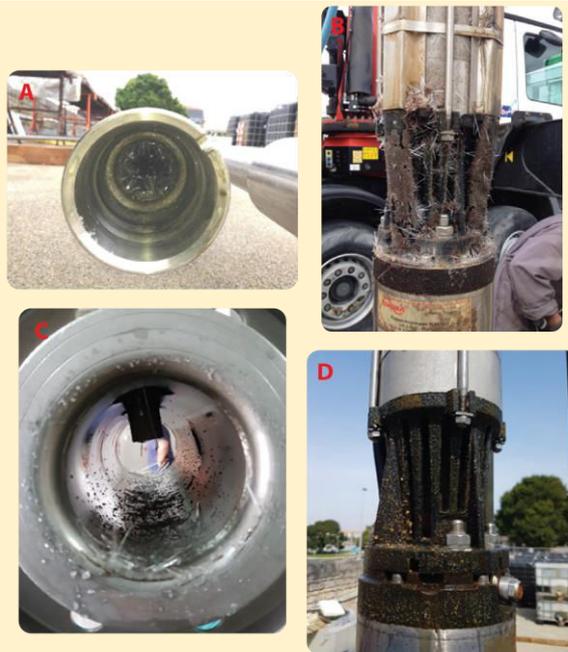


Figure 11 : Cristaux de gypse formés à l'intérieur de la colonne d'exhaure (a) au niveau de l'aspiration de la pompe d'exhaure (b) après une période d'exploitation de 16 mois : Vues sur la surface interne de la conduite de transport (c), sur l'aspiration de la pompe (Source : Antea Group France)

Sur le plan de la formation de dépôts de gypse, le dispositif électromagnétique a permis de réduire considérablement le nombre et la taille des cristaux de gypse se formant sur les surfaces des tubages, équipements et conduites au contact de l'eau thermale. La Figure 11, C et D, présente des clichés photographiques des surfaces internes la conduite de transport ainsi que de la pompe d'exhaure après 16 mois d'exploitation. De nombreux cristaux de gypse pluricentimétriques sont présents. Après 14 mois d'exploitation en présence du dispositif électromagnétique seuls quelques microcristaux de gypse sont présents sur les surfaces internes des tubes de la colonne d'exhaure et de la conduite de surface.

La mise en œuvre de ce dispositif permet au maître d'ouvrage d'espacer les opérations de maintenance sur les équipements du forage et donc d'en réduire le coût (économie d'environ 100 000 EUR/an), de valoriser 90 000 m³/an d'eau thermale pour les soins collectifs du centre thermal et donc de s'affranchir de la réalisation d'un nouveau forage (coût 1,3 à 1,5 MEUR) pour satisfaire les besoins du centre thermal.

ANNEXE 4 : Analyse de dépôts prélevés dans la colonne de la pompe d'un forage de pompage exploitant une nappe alluviale de la Saône

- **Analyses effectuées :**

- Observations au microscope optique réalisées au laboratoire universitaire de Géosciences Rennes (UMR6118 - Université de Rennes 1)

- Analyse au microscope électronique à balayage (MEB) couplé au module EDS « energy dispersive spectroscopy » réalisée à la plateforme CMEBA (Université de Rennes 1)

- **Résultats :**

Observations au microscope optique :

L'analyse révèle la présence de bactéries ferro-oxydantes du genre de type Gallionella, reconnaissable par les structures en forme de gaine torsadée d'oxydes de fer ainsi que des bactéries de type Leptothrix reconnaissables par les structures en forme de tube allongé (figure 1). Ces deux types de bactéries oxydent le fer réduit (Fe^{2+}) en oxydes de fer $Fe(OH)_3$ amorphe et forment un biofilm constitué de ces gaines d'oxydes de fer et de matière organique (exopolysaccharides). Ici, le dépôt est constitué en majorité par ces oxydes de fer de nature biogéochimique.

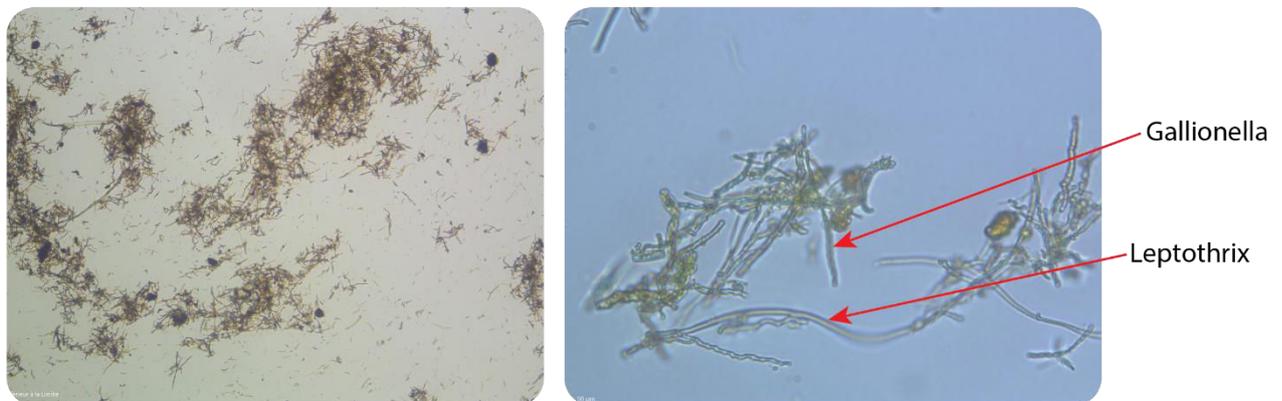


Figure 1 Photographie du dépôt observé au microscope optique (100x à gauche, 600x à droite) (Burté, 2017)

Analyse au microscope électronique à balayage (MEB) couplé au module EDS « energy dispersive spectroscopy »

Les résultats MEB confirment les précédentes observations. Le dépôt de la colonne est exclusivement constitué par ces structures en forme de tube ou torsadées résultant de l'activité des ferro-bactéries (figure 2).

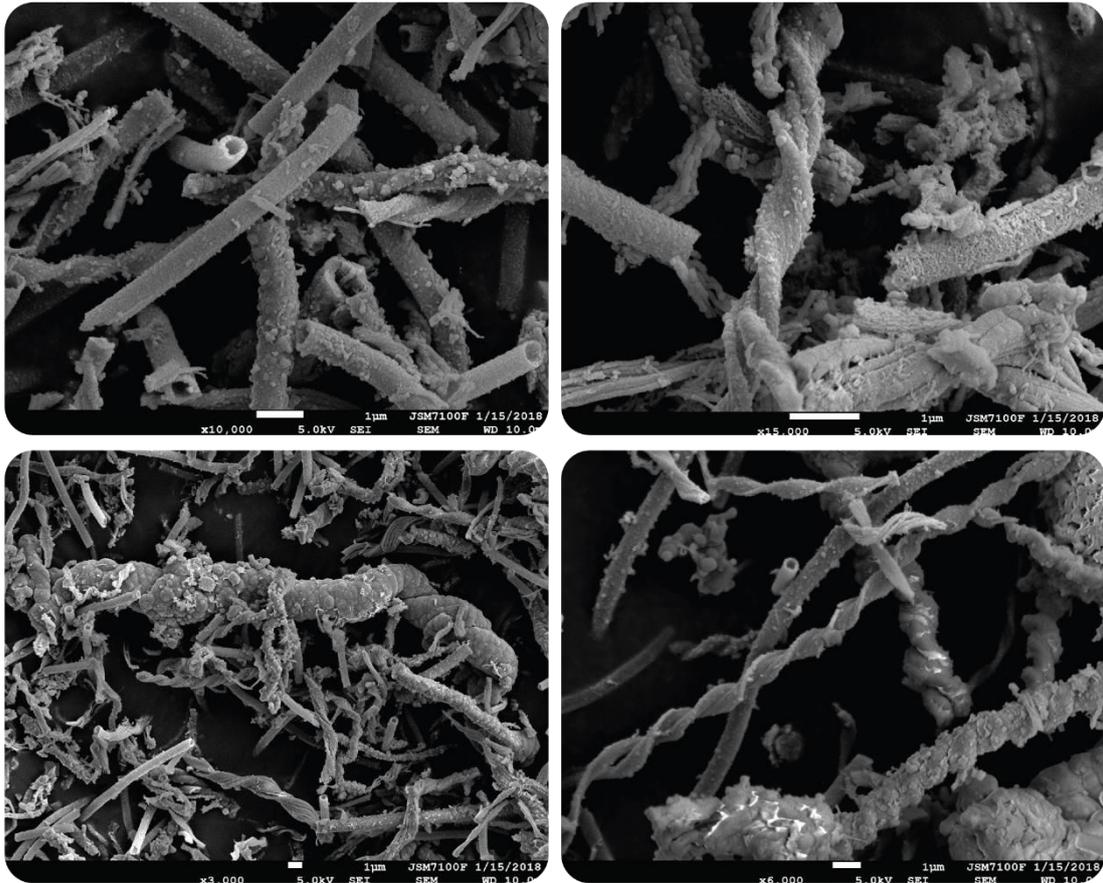


Figure 2 Photographie du dépôts observés au MEB (Burté, 2017)

L'analyse élémentaire réalisée via le module EDS (figure 4) révèle que le dépôt est constitué quasi-exclusivement de fer, élément composant les gaines d'oxydes d'origine bactérienne. Des particules cristallisées sont aussi visibles en très faible quantité (figure 3).

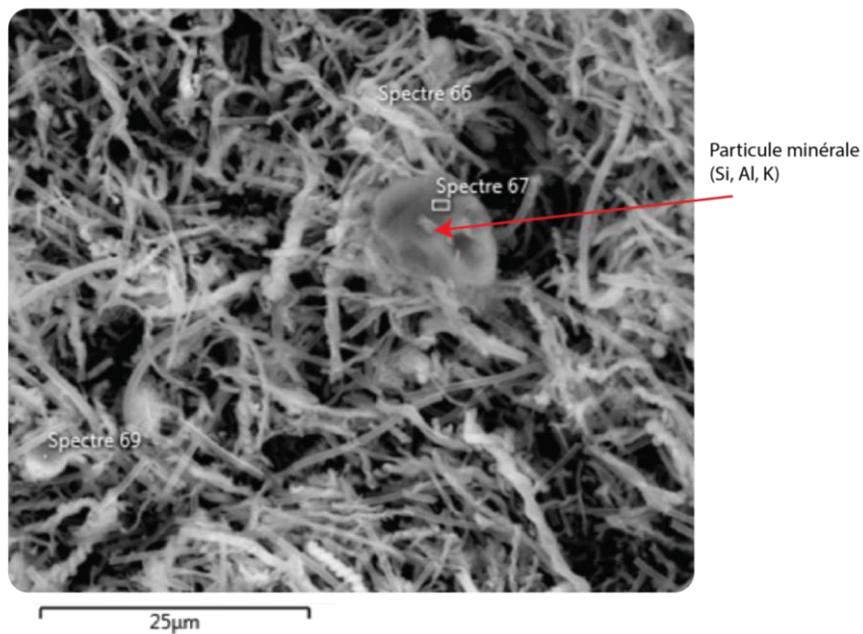


Figure 3 Particule minérale observé au MEB (Burté, 2017)

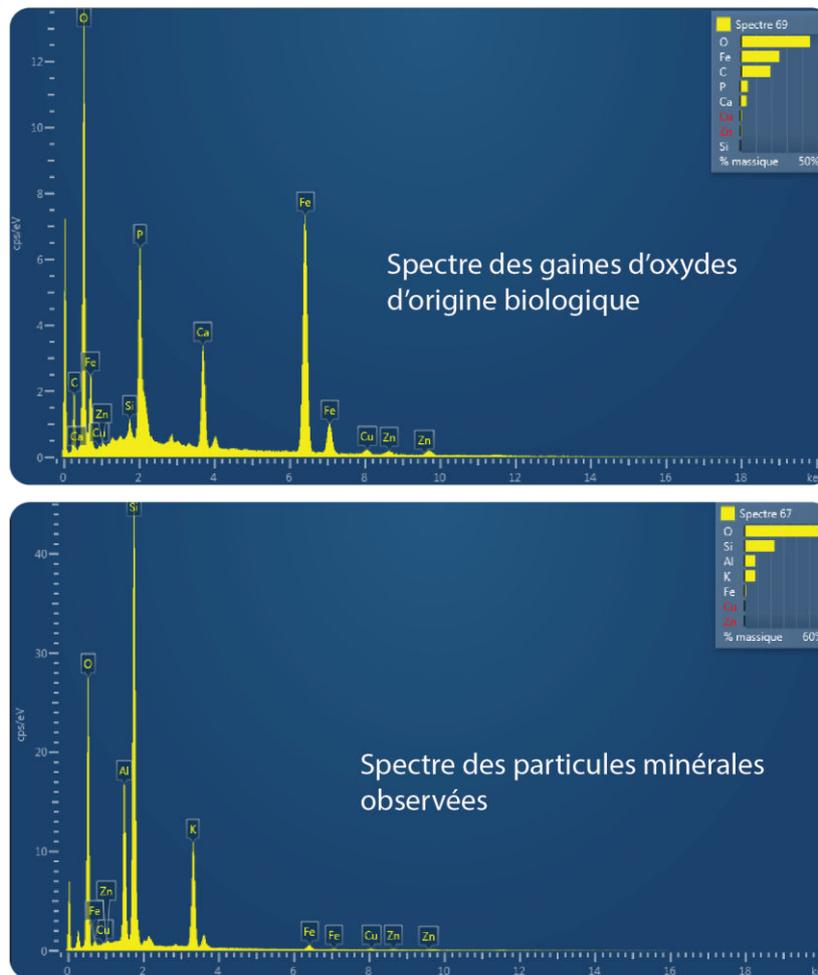


Figure 4 Exemple de spectre d'analyse du dépôt colmatant obtenues par EDS (Burté, 2017)

- **Conclusion**

Les résultats semblent indiquer un processus d'oxydation du fer bactérien (présence attestée de bactéries de type *Leptothrix* et *Gallionella*). La formation biogéochimique de ces oxydes de fer impacte la géothermie. La présence importante des ferro-bactéries indique l'existence des conditions propices à leur développement dans l'aquifère et la boucle primaire, c'est-à-dire un milieu micro-aérophiles (présence d'oxygène en faible concentration) et présence de fer réduit Fe^{2+} dans l'eau géothermale (l'analyse d'eau réalisée lors de l'audit de 2015 rendait compte d'une concentration en fer dissous inférieure à la limite de quantification). *Leptothrix* nécessite une source de carbone organique assimilable. La concentration en carbone organique semble suffisante pour permettre une activité importante de *Leptothrix* et expliquer sa dominance vis-à-vis du type *Gallionella*.

Des particules cristallisées se retrouvent en très faible proportion dans le dépôt. Ces particules proviennent du réservoir aquifère et sont mobilisées par le pompage.

ANNEXE 5 : Dépôts prélevés dans la colonne de la pompe d'un forage de pompage exploitant la nappe alluviale de la Moselle

- **Analyses effectuées :**

- Observations au microscope optique réalisées au laboratoire universitaire de Géosciences Rennes (Université de Rennes 1)

- Analyse au microscope électronique à balayage (MEB) couplé au module EDS « energy dispersive spectroscopy » réalisée à la plateforme CMEBA (Université de Rennes 1)

- **Résultats :**

Observations au microscope optique :

L'analyse révèle la présence de bactéries ferro-oxydantes du genre « Gallionella », reconnaissable par les structures en forme de gaine torsadée d'oxydes de fer (figure 1). Ces bactéries oxydent le fer réduit (Fe^{2+}) en oxydes de fer $Fe(OH)_3$ amorphe et forment un biofilm constitué de ces gaines d'oxydes de fer et de matière organique (exopolysaccharides). Ici, le dépôt est constitué en majorité par ces oxydes de fer de nature biogéochimique.

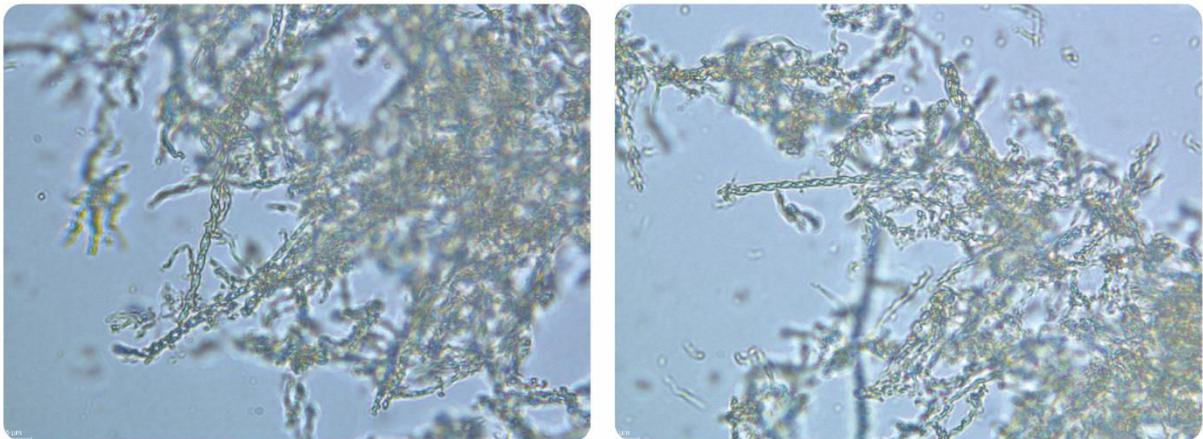


Figure 1 Photographie du dépôts observés au microscope optique (100x) (Burté, 2018)

Analyse au microscope électronique à balayage (MEB) couplé au module EDS « energy dispersive spectroscopy »

Les résultats MEB confirment les précédentes observations. Le dépôt de la colonne est exclusivement constitué par ces structures torsadées résultant de l'activité des bactéries de type Gallionella (Figure 2).

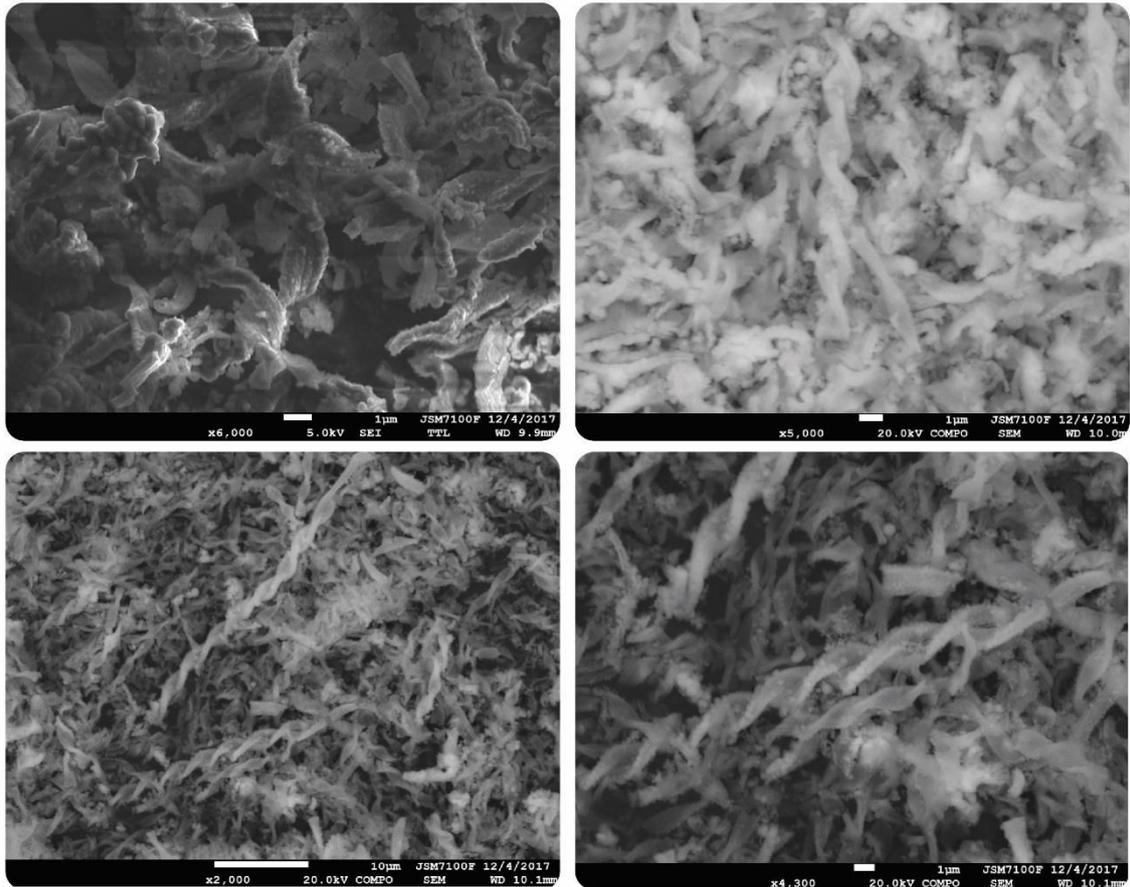


Figure 2 Photographie du dépôts observés au MEB (Burté, 2018)

L'analyse élémentaire réalisée via le module EDS (Figure 3) révèle que le dépôt est constitué quasi-exclusivement de fer, élément composant les gaines torsadés d'oxydes.

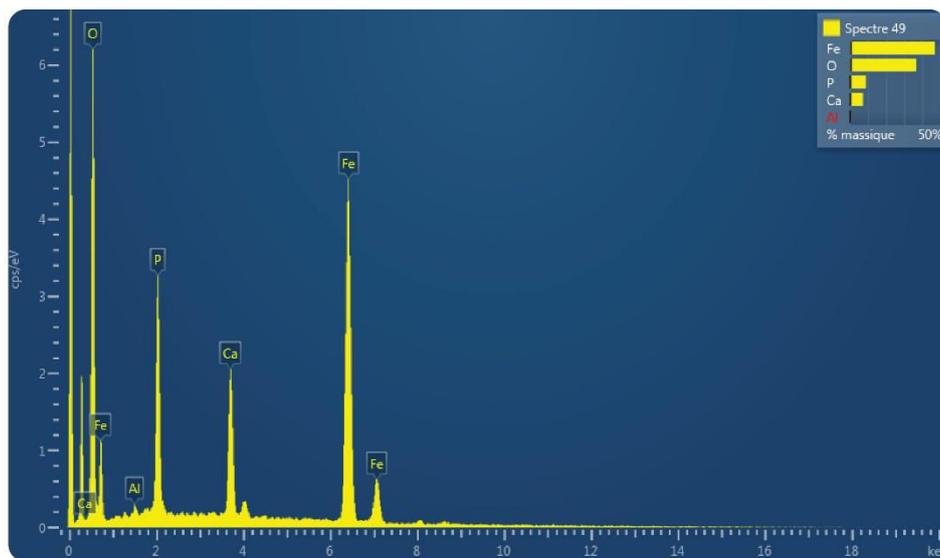


Figure 3 Exemple de spectre d'analyse du dépôt colmatant obtenues par EDS (Burté, 2018)

- **Conclusion**

Les résultats semblent indiquer un processus d'oxydation du fer exclusivement bactérien. La rapide formation biogéochimique de ces oxydes de fer impacte la géothermie. La présence importante des ferro-bactéries indique l'existence des conditions propices à leur développement dans l'aquifère et la boucle primaire, c'est-à-dire un milieu micro-aérophiles (faible concentration en oxygène) et présence de fer réduit Fe^{2+} dans l'eau géothermale. Les analyses d'eau initiales ont révélé la présence notable de fer dissous (0.14 mg/l), substrat indispensable au développement des ferro-bactéries. Ces bactéries, présentes naturellement dans l'aquifère, ont pu coloniser sous forme de biofilm les parois pleines du forage de pompage (exemple fourni en figure ci-dessous) ainsi que le réseau de surface. La mise en pompage doit constamment mobiliser ce biofilm entraînant le colmatage des filtres, échangeur et du forage d'injection.



Figure 4 Exemple d'inspection caméra d'un forage présentant un important développement bactérien sur les parties non productrices (Source : Antea Group France)