DTU

Sammenligning af niveauspecifikke prøvetagningsmetoder for vurdering af koncentrationsfordeling i kalkmagasin

Akacievej, Hedehusene



Mette M. Broholm, Annika S. Fjordbøge, Klaus Mosthaf, Bentje Brauns, Poul L. Bjerg og Philip J. Binning

DTU Miljø, Oktober 2016

DTU Environment

Department of Environmental Engineering



The Capital Region of Denmark

Indhold

Forord		•••••	2
1. Bag	ggrund	•••••	3
1.1	Formål	4	
2. Hyd	drogeologi	4 	5
2.1	Geologi	5	
2.2	Kalkegenskaber	5	
2.3	Grundvandsstrømning	7	
2.4	Vertikal strømning	8	
3. Niveauspecifikke prøvetagningsmetoder			11
3.1	Separationspumpning	12	
3.2	Bladder pumpe	14	
3.3	Snap samplere	16	
3.4	Diffusionsceller	19	
4. San	nmenligning af metoder		22
4.1	Akacievei 2	22	
4.2	Fanen	26	
4.3	Sammenfattende vurdering af prøvetagningsmetoder og økonomi	28	
5. For	ureningsudbredelse		31
6. Kor	nklusion/anbefalinger		36
Litteratu	Litteraturliste		38

Forord

DTU Miljø og Region H har et samarbejdsprojekt omkring forbedret forståelse for spredning af forurening i kalkmagasiner herefter omtalt som kalkprojektet. Projektet involverer en kombination af feltarbejde og modellering på baggrund af feltdata. Som led i dette er der foretaget niveauspecifik prøvetagning af grundvandet og kalkmatricen på lokaliteten Akacievej 2, Hedehusene, i perioden oktober 2014 til januar 2016. I denne rapport vurderes forskellige niveauspecifikke prøvetagningsmetoder til bestemmelse af den niveauspecifikke fordeling af forureningskoncentrationer i et sprækket kalkmagasin.

Følgende forskere fra DTU Miljø har været involveret i kalkprojektet: Annika S. Fjordbøge Mette M. Broholm Klaus Mosthaf Bentje Brauns Poul L. Bjerg Philip J. Binning

Personer fra Region H involveret i styregruppen for projektet:

Henriette Kerrn-Jespersen Anna Toft Niels Døssing Overheu Carsten Bagge Jensen

Vi påskønner den hjælp vi har fået til laboratorie- og feltarbejde fra en række teknikere og studerende fra DTU. Vi ønsker især at takke teknikere Bent Skov, Jens S. Sørensen og Hanne Bøggild, kemiker Mikael Olsson og studerende Lærke Brabæk, Inge Lise Kristensen, Mette B. Larsen, Una Pétursdóttir og Theodora Tsitseli. Desuden tak til Hasse Milter fra Region Sjælland for udlån af snap samplere.

Rapporten indgår i en længere serie af publikationer i samarbejdsprojektet. En oversigt samt mange af publikationerne er tilgængelige på www.sara.env.dtu.dk.

1. Baggrund

På Akacievej 2, Hedehusene, tidligere renseridrift (1973-1975) og brand (1975), blev i 2002 konstateret PCE (perchlorethylen) forurening i jord, poreluft og grundvand. Afværge med fjernelse af forurenet jord syd for bygningen og etablering af afværgepumpning (boring PB) og re-infiltration af renset vand (infiltrationskassetter og boring B23 på grundens nordøstlige hjørne) blev udført i 2007. Der afværgepumpes og re-infiltreres fortsat på grunden. Et overblik over lokaliteten er givet i Pedersen et al. 2014. Den overordnede udbredelse af forureningsfanen og beliggenhed af afværgepumpning og re-infiltration er vist i Figur 1.1.



Figur 1.1: Overordnede udbredelse af PCE i 2006 (før afværge etableret) og i 2015 (under periodisk stop af afværge efter ca. 8 års afværgepumpning og re-infiltration) samt beliggenhed af Pumpe- og infiltrationsboring.

I perioden oktober 2014 til januar 2016 er foretaget niveauspecifik prøvetagning af kalk og grundvand fra kalkmagasinet under kildeområdet samt i nedstrøms forureningsfane. Prøvetagningen er foretaget både i perioder, hvor afværgepumpning og re-infiltration har været aktiv, og hvor den har været slukket i en kortere eller længere periode (4 dage til 3 måneder). Prøvetagningsbeskrivelser og det komplette datasæt for ovennævnte periode fremgår af Appendix A. En grundvandsprøvetagning udført i marts 2016, hvor afværgepumpning og reinfiltration havde været slukket i 5 måneder, er endvidere omtalt hvor relevant. Datasættet for denne prøvetagning og prøvetagninger udført som led i pumpe- og tracertest (Mosthaf et al. 2016) i april 2016 fremgår af Appendix D.

1.1 Formål

Undersøgelserne er udført med følgende formål:

- Niveauspecifik bestemmelse af kalkegenskaber og PCE forurening i kalkmatrix
- Niveauspecifik bestemmelse af PCE forurening i grundvand
- Vurdering af forskellige metoder for niveauspecifik prøvetagning af grundvand for bestemmelse af PCE
- Valg af metode for niveauspecifik monitering under pumpetest
- Beskrivelse af forureningsudbredelse i kalkmagasinet under afværgepumpning og ved stop af afværgepumpning samt i forbindelse med pumpeforsøg

1.2 Læsevejledning

De geologiske og hydrogeologiske forhold er beskrevet med særlig fokus på laggrænser og sprækker samt strømningsforhold i kalkmagasinet og i boringerne i <u>Kapitel 2</u>.

De anvendte metoder for niveauspecifik prøvetagning og fordele og ulemper ved disse er beskrevet i <u>Kapitel 3</u>. Endvidere præsenteres data for PCE i vandprøver for repræsentative boringer for de individuelle metoder prøvetaget under så sammenlignelige forhold, som muligt. Fokus er her på det niveauspecifikke ved de individuelle metoder, dvs. variation over dybden. Samtidig opnås en vis indsigt i sammenlignelighed af variation over dybden fra kildeområde og ud gennem fanen.

Sammenligning af prøvetagningsmetoderne for anvendelse i et kalkmagasin er foretaget i <u>Kapitel 4</u> og en sammenfattende vurdering er givet sidst i kapitlet. Der sammenlignes her også med kerneprøver. I dette kapitel er data inddelt efter de forhold (mht. afværgepumpning og re-infiltration) prøverne er udtaget under for at lette metodesammenligningen. Endvidere er dataene her relateret til strømningszoner/sprækker i kalkmagasinet og evt. intern (vertikal) strømning i boringerne. Her igennem fås også et vist overblik over betydningen af afværgepumpning og re-infiltration for PCE koncentrationsfordelingen.

Den opnåede viden om PCE koncentrationsfordelingen på grunden og i fanen med og uden afværgepumpning og re-injektion samt i forbindelse med pumpeog tracerforsøg er sammenfattet i <u>Kapitel 5</u>.

En sammenfattende konklusion er givet i Kapitel 6.

2. Hydrogeologi

2.1 Geologi

Kalken ved Akacievej er overordnet beskrevet som sandet, slammet og flintholdig (noduler og lag). Baseret på kalkens udseende og indhold af flint er kalken ned til ca. kote +12 m beskrevet som kalksandskalk (København kalk), mens kalken derunder er bryozoholdig, Figur 2.1. Den øverste del af København kalken (Kbh-kalk) er beskrevet som kraftigt opsprækket/knust ned til ca. kote +15 m. Bryozokalken vurderes at være enten vandret lagdelt eller bestå af meget udstrakte banker (GEO, 2015). Logging udført i boringerne indikerer, at kalkformationen har ensartede egenskaber med fast struktur. I omkring kote +8 m til +11 m (afhængigt af boring) sker der en ændring af kalkens egenskaber, hvilket i nogle af boringerne er sammenfaldende med en markant strømningszone, som formentligt skyldes tilstedeværelsen af sprækker som deler de to kalklag (GEO, 2015).



Figur 2.1: Geologisk profil gennem GEO5 til GEO9 (kildeområde og fane) med beskrivelse af lagserien fra GEO (2015).

2.2 Kalkegenskaber

Kalkegenskaber er bestemt på 11 blokke repræsenterende 11 udvalgte kerner (af 40) udtaget fra kerneboringerne GEO5 i kildeområdet på Akacievej lokaliteten, og GEO4 og GEO9 i fanen nedstrøms lokaliteten. Kernerne er udvalgt således, at så mange dybder og dermed lag i kalk lagserien (Københavnskalk (øvre og ned-

re) og Bryozokalk (top og øvre)) som muligt er repræsenteret på trods af de betydelige kernetab i de enkelte boringer. Kalk med hårdhed H2 til H4 er repræsenteret, H1 er for blødt til at intakt blok kan udskæres, H5 er flint.

De undersøgte egenskaber omfatter permeabilitet, porøsitet og bulk densitet for 11 prøver samt organisk kulstof, mineralogi, og overfladeareal for 5 prøver. Resultaterne er i Appendix 1 tabel 2-3 gengivet sammen med kalkens type og beskaffenhed (hårdhed og struktur) illustreret i Figur 2.2.



Figur 2.2: Illustration af kalkens beskaffenhed (hårdhed og struktur). Til venstre H2 kalk med kornet struktur og høj porøsitet og permeabilitet, til højre H4 kalk med glat struktur (cementeret) og lav porøsitet og permeabilitet.

Kalkens egenskaber er tydeligt koblet til kalkens hårdhed. For H2 kalk, som har en kornet struktur, er permeabilitet 138-141 mD (~ K = 1,4*10⁻⁶ m/s i hht GEO og GEUS 2014), porøsitet 45,2-46,1%, tørrumvægt 1,47-1,49, kalcit indhold 97,9%, quarts indhold 2,1%, og specifikke overfladeareal (SSA) 0,93 m²/g. Hvorimod egenskaberne for H4 kalk, som har en hård og glat struktur, er permeabilitet 0,01-0,69 mD (~ K = 0,1-7*10⁻⁹ m/s i hht GEO og GEUS 2014), porøsitet 7,2-15,9%, tørrumvægt 2,28-2,52, kalcit indhold 99,0-99,2%, quarts indhold 0,77-1,0%, og specifikke overflade areal 0,34-0,38 m²/g. H2 kalk er således karakteriseret ved væsentligt højere permeabilitet, porøsitet og overfladeareal samt lavere indhold af kalcit end H4 kalk. Derimod synes typen af kalk (Kbh vs. bryozo) at være af mindre/uden betydning. Der blev konstateret meget lave indhold af organisk carbon (0,015-0,025%) uden sammenhæng med kalkens hårdhed. Resten efter syreoplukning af prøverne bestod overvejende af quarts, men et relativt højt overfladeareal af resten indikerer indhold af lermineraler, om end indholdet heraf ikke var kvantificerbart. Høj hårdhed og lav porøsitet og permeabilitet er sandsynligvis forårsaget af udfældning af kalcit (eller manglende opløsning af kalcit), som fører til at kalcit cementering udfylder hulrum i kalken (GEO, 2015). GEO (2015) konkluderer tilsvarende, at der ikke ses nogen overordnet forskel på Københavns Kalk Formationen og Stevns Klint Formationen (Kbh- vs bryozokalk).

Porøsitet og permeabilitet/hydraulisk ledningsevne ligger for H2 i den høje ende og for H4 i den lave ende af spændet for danske kalkformationer angivet i GEO og GEUS (2014, figur 4.34). Sammenholdt med prøver fra andre danske lokaliteter i Hovedstadsregionen (Salzer 2013) er kalcitindholdet relativt højt og det specifikke overfladeareal relativt lavt. Lavt indhold af organisk carbon er i overensstemmelse med observationer for kalkprøver fra andre danske lokaliteter (både Kbh- og bryozokalk) sammenholdt med andre typer kalk fra udenlandske lokaliteter (review i Salzer 2013).

2.3 Grundvandsstrømning

Potentialebilledet i figur 2.3 viser det overordnede strømningsbillede for kalkmagasinet i området, når afværgepumpning og re-infiltration er de-aktiveret. Strømningsretningen i kalkmagasinet ses overordnet at være østlig til nordøstlig. Dette er i god overensstemmelse med udbredelsesretningen for fanen.



Figur 2.3. Potentialekort baseret på pejlerunde i 2015 (afværgepumpning og re-infiltration afbrudt, Indvindingsboringer pejlet under pumpestop). Overordnet strømningsretning er østlig til nordøstlig.

De seneste ca. 9 år har der foregået afværgepumpning i boring PB, filtersat i knust Kbh-kalk ned til oversiden af den sprækkede Kbh-kalk, med re-infiltration af det rensede vand i nedgravede kassetter (i glaciale aflejringer over kalken) samt i B23, filtersat i knust og sprækket Kbh-kalk samt sprækket bryozokalk (Kote -6,6 til +18,4). PB og B23 er markeret med pile i Figur 1.1. Under afvær-gepumpningen formodes strømningen lokalt at være rettet mod afværgeboringen med øget tilstrømning af renset vand fra B23 specielt i den sprækkede kalk, som har en større hydraulisk ledningsevne end den knuste kalk (Besora 2016, Mosthaf et al. 2016).

På basis af flowlog for boringerne GEO2-5 og GEO9 (standard - med pumpning i top af boring), se appendix C, er horisontale strømningszoner i kalkmagasinet identificeret. Disse anses for at være relateret til (sub)horisontale sprækker i kalkmagasinet. Disse fremgår af Appendix C samt af figurerne i Kapitel 4. Der ses indikation på større potentielt sammenhængende horisontale sprækker i flere dybder, illustreret på det geologiske profil i figur 2.1. Det høje flow i de horisontale sprækker giver i flg. Mosthaf et al. (2016) anledning til højere hydraulisk ledningsevne i den sprækkede end i den knuste kalk. Endvidere fremgår prøvetagningsdybderne ved legends for feltparametre (ilt, ledningsevne, temperatur) af Appendix C. Der ses i flere tilfælde relativt markante ændringer i feltparametrene omkring disse strømningszoner/sprækker. Ifølge GEO (2015) er der ikke konstateret nogen zoner med betydeligt flow under kote 0 i GEO4 og GEO9. I GEO18, som er udført senere, er observeret flow/sprækker ned til kote -7.

I forbindelse med prøvetagning af boringerne er der foretaget periodiske stop af afværgen (pumpning og re-infiltration) i en kortere og en længere periode. En tidslinie for og oversigt over stop og start af afværgen samt prøvetagningsrunder er givet i Appendix A, tidslinien er gengivet i Kapitel 4 Figur 4.1.

Foruden ovenfor omtalte pumpninger indvindes der periodisk vand fra boring 207.311 til brug på kommunens Gartneridepot (i det følgende omtalt som Gartneridepotboringen). Boringen er i anvendelse mellem marts og oktober. Men der er ikke foretaget registrering af, hvornår eller hvor meget der pumpes fra boringen, som anvendes til vanding på gartneridepotet samt til påfyldning af tankvogn for vanding andre steder i kommunen og til rengøring af materiel. Ved pumpning på denne boring kan potentialet i området omkring denne, herunder måske GEO4 (og GEO3), påvirkes.

2.4 Vertikal strømning

Filtre og gruskatninger i moniteringsboringerne er relativt lange. Tilstrømning og udstrømning af vand til/fra boringerne kan være påvirket af potentialeforskelle mellem de enkelte sprækker og om disse er sammenhængende. Potentialeforskel-

lene kan bevirke vertikal strømning i boringernes filtre, som kan være påvirket/afhængig af om der pumpes og re-injiceres (Pb og B23) på lokaliteten eller pumpes ved Gartneridepotet. Data fra flowlog udført uden pumpning (umiddelbart før flowlog med pumpning), mens afværge (PB, B23) var tændt, er vist i Appendix B.

Hvorledes disse data tolkes mht. vertikal strømning i boringen er illustreret for boring GEO5 i figur 2.4.

Ud fra de foretagne flow logs uden pumpning (se Appendix B) er der tegn på vertikalt flow i GEO4 og GEO5, mens det ikke er tilfældet i de øvrige moniteringsboringer.



Figur 2.4: Flowlog uden pumpning (udført mens der afværgepumpedes fra PB og re-injiceredes i B23) med tolkning af vertikalt flow i GEO5.

I GEO5 observeres (flowlog uden pumpning) opadrettede flow omkring kote +11-+12, +13-+15,5 og +17-+18 og nedadrettede omkring kote +16-+17 og +12-+13 med tilsyneladende markant flow ud af boringen omkring kote 15 (Figur 2.4 og Appendix B). Som angivet ovenfor blev der pumpet på PB under flowlog udførelsen i GEO5. Pumpningen i PB kan have medvirket til udstrømning fra GEO5 i en sprække omkring kote 15 med potentiel direkte kontakt til bunden af PB. Flowlog med pumpning i GEO5 viste uregelmæssige udsving (Appendix C), hvilket tyder på en del turbulens, og det var ikke muligt at identificere egentlige afgrænsede indstrømningszoner (GEO 2015). Der kunne dog konstateres en nogenlunde jævn indstrømning over hele den loggede længde (GEO 2015). Dette indikerer muligvis, at det vertikale flow i GEO5 er relateret til afværgepumpningen i PB.

I GEO4 observeredes (flowlog uden pumpning) opadrettet flow omkring kote +8-+9, nedadrettet flow i en længere zone kote 0-+9, opadrettet igen kote -1-0 (og måske mindre op-og nedadrettede udsving omkring kote 15), se Appendix B. Dette indikerer flow ind i boring omkring kote +9 og ud omkring kote 0. Det vides ikke, om der blev pumpet fra 207.311 (v. Gartneridepot) under udførelsen af flowlog i GEO4, men flowlog er udført i november/december, hvor der er lille sandsynlighed for det. For flowlog med pumpning i GEO4 (Appendix C) har GEO (2015) angivet at udsving ved kote +8,5 tolkes som en kavitet/sammenstyrtning uden for filterøret, som sandsynligvis også er skyld i et kraftigt forøget flow (>120 %) registreret ved flowloggen.

Vertikal spredning i et vist omfang kan optræde selv i boringer uden decideret vertikal strømningsgradient (Britt, 2005).

3. Niveauspecifikke prøvetagningsmetoder

I forbindelse med bestemmelse af forureningsudbredelsen og opbygning af konceptuel forståelse er det vigtigt at kunne udføre repræsentativ prøvetagning i det forurenede grundvandsmagasin.

Etablering af individuelle filtre i forskellige niveauer (multilevel samplere) i en boring, hvilket bedst kan sikre niveauspecifik prøvetagning, kræver en betydelig boringsdimension eller, at borehullet kan stå åbent under installationen. Nogle af denne type løsninger for kalkmagasiner er diskuteret i Broholm et al. (2016). Da boringerne på Akacievej er af beskeden dimension og viste sig at være ustabile, var det nødvendigt at etablere lange filtre med gruskastning i boringerne under tilbagetrækningen af borerøret. (CMT multilevel filtre kunne have været en mulighed ved en borehulsdimension på minimum 8"). I det følgende er beskrivelser og diskussion derfor begrænset til metoder anvendelige i lange filtre.

Hvorvidt eller i hvor høj en grad, det er nødvendigt at renpumpe en boring før prøvetagning, vil afhænge af grundvandsstrømningen til/igennem den specifikke boring.

Aktiv prøvetagning med en høj pumperate er baseret på antagelsen, at vandet i boringen ikke er repræsentativt for vandet i grundvandsmagasinet pga. vertikal opblanding eller processer i boringen (filter/gruskastning). I forbindelse med aktiv prøvetagning bør det overvejes, i hvor stor grad selve renpumpning kan forårsage, at de udtagne prøver ikke er repræsentative. Det er f.eks. blevet foreslået, at der med en høj pumperate er risiko for oxidering og afgasning af vandet, samt at der trækkes vand ind fra forskellige geologiske lag, hvorved prøven repræsenterer en blanding af vandet fra disse lag og ikke det specifikke prøvetagningsniveau (Robin & Gillham, 1987).

Aktiv prøvetagning med en lav pumperate og passiv prøvetagning er baseret på antagelsen om, at der er en horisontal laminar strømning igennem filteret i boringen. Studier har vist, at denne antagelse ikke nødvendigvis holder (Britt, 2005), hvormed aktiv prøvetagning med en høj pumperate og betydeligt renpumpningsvolumen kunne være at foretrække.

Passive prøvetagningsmetoder tilskrives som fordele, at der er minimal forstyrrelse af det naturlige flow i grundvandsmagasinet og boringen, og at der ikke skal håndteres forurenet vand fra renpumpning, som ved aktiv prøvetagning (Britt et al., 2010).

De forskellige typer prøvetagningsmetoder har altså hver deres fordele og ulemper. Den mest egnede prøvetagningsmetode kan dermed være afhængig af de specifikke lokalitetsforhold såvel som individuelle forhold i de specifikke boringer. Generelt for de fleste undersøgelser af prøvetagningsmetoder er, at de er udført i sandmagasiner. De anderledes strømningsforhold i kalkmagasiner bør tages med i overvejelserne af egnede niveauspecifikke prøvetagningsmetoder. Der er dog lavet nogle undersøgelser af metoder med få niveauer i grundvandsmagasiner i sprækkede formationer såsom sandsten og dolomit (Britt et al., 2010).

Fordele og ulemper ved de afprøvede metoder til niveauspecifik prøvetagning er nærmere beskrevet i de efterfølgende delafsnit (3.1-3.4). I disse præsenteres data for PCE i vandprøver (i for de individuelle metoder for repræsentative boringer) prøvetaget under så sammenlignelige forhold (mht. afværgepumpning mv.) som muligt. Her fokuseres på hvor niveauspecifikke dataene er, dvs. på variation i koncentrationer over dybden, sammenlignet mellem boringerne. Der gives kun overordnede oplysninger om data på tværs af metoderne i dette Kapitel. En egentlig sammenligning af prøvetagningsmetoderne er givet i Kapitel 4.

3.1 Separationspumpning

Separationspumpning er en aktiv metode, hvor der pumpes betydelige mængder vand op i forbindelse med prøvetagningen. Ved prøvetagning ved separationspumpning etableres et vandskel ved pumpning fra 2 pumper, hvorefter der pumpes til feltparametre er stabile og udtages prøve med en pumpe placeret ved vandskellet mellem de 2 andre pumper. Vandskellets placering ud for prøvetagningspumpen kontrolleres ved justering af pumperne på basis af måling af varmepulsens udbredelse fra "heat pulse probe flowmeter", illustreret i figur 4.1. For at undgå forstyrrelse af vandskellets placering bør flow til prøvetagningspumpen ikke overstige 1% af flowet til separationspumperne.

Den betydeligste fordel ved metoden er, at der dannes et vandskel, hvorved vertikal strømning i boringen (filter og gruskastning) forhindres.

Ulemper ved metoden er en betydelig forstyrrelse af magasinet lokalt fra pumperne, samt at vandet kommer fra et større område og således ikke alene repræsenterer det vand, der naturligt strømmer til boringen. Ved top og bund af filteret begrænses prøvetagningen af pladshensynet til pumpen over hhv under prøvetagningspumpen. Desuden er det en udfordring at opnå et uforstyrret vandskel under prøvetagningen med det udstyr, som kan anvendes i boringer med beskeden filterdimension og relativt dybtliggende vandspejl.



Figur 3.1. Prøvetagning ved separationspumpning med heat pulse probe til kontrol af etableret vandskel. Tegning fra Nielsson et al. (1995).

PCE koncentrationsfordelingen over dybden i boringerne prøvetaget ved separationspumpning er vist i figur 3.2.



Figur 3.2. PCE koncentrationer i de fem boringer hvor separationspumpning er anvendt (prøver over kote +15 m er udtaget uden separationspumpning).

Nedsænkning af heat pulse probe i boring og opstilling til feltmålinger og prøvetagning er illustreret ved foto på rapportens forside (til venstre) samt i Appendix A figur 6. Separationspumpning med heat pulse teknik er udført i samarbejde med GEO. Prøvetagningen af de specifikke boringer er beskrevet og data for alle parametre (felt, redox, chlorerede ethener) fremgår af Appendix A.

Der observeres generelt faldende koncentrationer med dybden og et mere markant fald til lavere koncentrationer under kote +9 m. Der ses ikke andre markante koncentrationsudslag fra punkt til punkt. Mindre lokale koncentrationstoppe udviskes muligvis som følge af den betydelige mængde grundvand, som pumpes op. Måske fås en form for flow-vægtet gennemsnit.

Det er den eneste af de testede metoder, der etablerer et vandskel. Derfor er metoden særlig relevant, hvor der optræder vertikalt flow i boringen, som prøvetages. I boringerne, som er af beskeden dimension og har relativt dybtliggende vandspejl, blev anvendt samme pumpetype til prøvetagning og separationspumpning, hvorfor det var umuligt at justere prøvetagningspumpens flow til <1% af separationspumpernes. Dette giver en betydelig usikkerhed mht. den niveauspecifikke prøvetagning.

Feltdataene – i form af variationer i både ilt og ledningsevne (Apendix C) mod kun ledningsevne - indikerer, at individuelle flow zoner bedre er opnået i de større filterrør (GEO2/3) end de smalle (GEO5/9). Plads til og dermed korrekt placering af pumper og probe var udfordret af de smalle filterrør.

3.2 Bladderpumpe

Prøvetagning med bladderpumpe (figur 3.3) er en aktiv metode, idet der pumpes vand op. Men der pumpes en meget beskeden mængde vand med langsomt flow (low purge prøvetagning). Metoden kan således opfattes som semi-passiv, idet den ikke generelt udskifter vandet i boringen, men baserer sig på antagelse om horisontal laminar strømning igennem filteret i boringen. Niveauspecifik prøvetagning med bladderpumpe kan udføres med individuelle pumper placeret i hver sin dybde, eller ved at pumpen langsom nedsænkes til et niveau ad gangen med minimal opblanding/forstyrrelse af vandet i boringen. Sidstnævnte metode er anvendt i dette projekt.

Sammenholdt med separationspumpning opnås med bladder pumpe minimal forstyrrelse og mere lokalt repræsentativt grundvand ved aktiv prøvetagning pga. det lave renpumpningsvolumen. Der er derimod ingen separation/dannelse af vandskel, hvorfor vertikal strømning i boringen kan påvirke resultatet. Påvirkningen vil afhænge af, hvor meget vand der strømmer til vertikalt i forhold til, hvad der strømmer til fra formationen ved horisontalt flow under low purge prøvetagningen.



Figur 3.3. Prøvetagning ved hjælp af bladder pumpe. Vandflow er indikeret med blå pile, luftflow med gule pile. Illustration fra Solinst (2014) modificeret af Brabæk et al. (2015). Foto af udstyr og installation ses i Appendix A figur 8.

PCE koncentrationsfordelingen over dybden i boringerne prøvetaget ved slow purge metode med bladderpumpe er vist i figur 3.4. Prøvetagningen af de specifikke boringer er beskrevet og data for alle parametre (felt, redox, chlorerede ethener) fremgår af Appendix A.

Der ses generelt faldende koncentrationer med dybden, ligesom ved separationspumpning, men koncentrationsniveauet er højere (GEO4+5). Det tyder på, at det mindre volumen pumpet ved bladdepumpe resulterer i mere lokalt repræsentative data (mindre fortynding/opblanding).

I PB ses der en stigning efterfulgt af et fald i koncentration med dybden. Det er således muligt at observere toppe i koncentrationsprofilet med metoden. Forureningen ses i de dybere boringer (GEO17+18) at være vertikalt afgrænset omkring kote +7 m.



PCE koncentration [µg/L]

Figur 3.4. PCE koncentrationer i de fem boringer hvor low-purge prøvetagning med bladderpumpe er anvendt.

3.3 Snap samplere

Prøvetagning med snap samplere er en passiv metode. Åbne prøvebeholdere installeres i snap sampler. Der kan sammenkobles op til 6 snap samplere med prøvebeholder for hver aktuator (fælles trykudløsning), som snapper (lukker) flaskerne. Snap samplere med trykudløserslange monteres på en kæde (eller snor, mest præcise dybde opnås med kæde/snor, som ikke er elastisk) med den ønskede afstand mellem prøvetagningsdybderne, og sænkes ned i boringen. Aktuator med 2 snap samplere og en kæde med snap samplere (2 for hver aktuator) klar til installation samt installation i boring er illustreret i Figur 3.5 hhv. ved foto på forsiden af rapporten (ses samlet i Appendix A Figur 7). Når vandet i boringen forventes at være udskiftet og koncentrationen i prøveflaskerne at have opnået ligevægt med vandet i boringen, udløses/snappes samplerne (prøveflasker lukkes) og trækkes op af boringen. Udskiftning af vandet i boringen afhænger af grundvandets strømningshastighed, og ligevægtsindstilling i prøvebeholderne afhænger af diffusion (i frit vand) og evt. turbulens skabt af snap samplerne. Det antages typisk at tage 1-2 uger.



Figur 3.5. Aktuator med 2 snap samplere og kæde med snapsamplere klar til installation i boring. Bemærk vertikal placering af prøvebeholder som er åben i begge ender.

Britt et al. (2010) tilskriver især den passive prøvetagningsmetode to fordele, nemlig at der er minimal forstyrrelse af det naturlige flow i grundvandsmagasinet og boringen, samt at udsætning for atmosfærisk luft kan minimeres, da prøven er forseglet ved indsamling og kan sendes direkte til analyse. Metodens ulemper kan i flg.Britt et al. (2010) være: Volumen begrænsning, hvis der skal udtages prøver til mange analyser, eller filterrør er for smalle til de største prøvetagningsflasker (VOC glas 40 mL, plast flasker 125-350 mL), og hvor de hydrogeologiske forhold eller boringernes udformning ikke sikrer god udveksling af vand/forurening mellem akvifer og filtersat boring.

I forhold til hvor længe snap samplerne skal være installeret i boringerne, skal det endvidere overvejes, hvor lang tid, der går, før flow gennem boringen har udskiftet vandet med formationsvand efter den fysiske forstyrrelse ved installation af samplerne, og før kemisk ligevægt mellem vand i prøvetager og i boring er opnået, herunder evt. ligevægt med polymer materialet for evt. sorberende stoffer. Endelig kan omfangsrig tilsiltning/biofouling i boringen påvirke prøvetagernes funktion (udløsning), hvorfor prøvetagerne ikke skal sidde for længe i boringen (Britt et al., 2010).

I sammenligning mellem snap samplere og andre prøvetagningsmetoder (traditionel renpumpning, low purge metoder og diffusionsbaserede metoder) er der generelt fundet en god korrelation mellem metoderne, hvor de højeste VOC koncentrationer generelt opnås med snap samplerne (Britt et al., 2010). Især for dedikeret low purge prøvetagning med bladder pumpe (teflon bladder og slange) i sandsten var Britt et al. (2010) resultater meget ens. For andre metoder vurderes det i Britt et al. (2010), at de lavere VOC koncentrationer skyldtes tab af VOC forårsaget af renpumpningsmetode, indsamlingsmetode eller sorption til udstyr (f.eks. plastik slanger). Ved installation i sandsten og dolomit grundvandsmagasiner var snap samplere installeret i 6-15 dage i undersøgelserne ved Britt et al. (2010). I det her rapporterede studie er anvendt tilsvarende installationstider.

Fordele ved snap sampler metoden omfatter: at det vand, der naturligt strømmer til boringen, prøvetages; at tab ved fordampning af flygtige stoffer under prøvetagningen minimeres; samt at der ikke skal håndteres/bortskaffes forurenet vand fra renpumpning.

Ulemper ved metoden omfatter: at vertikal strømning i boring kan udgøre en bias; samt at der skal gå noget tid før prøvetagere udløses (udskiftning af vand forstyrret ved installation); og prøvetagningsvolumen er begrænset. Der eksisterer bafflers (plast/gummi skiver) til installation mellem snap samplerne til begrænsning af vertikalt flow. De er beregnet for brug i åbne borehuller og har formentlig beskeden effekt i filtersatte boringer, da de ikke hindrer vertikalt flow i gruskastningen. De er ret vanskellige at installere i filterrør med beskeden dimension specielt ved brug af flere snap samplere i samme boring. Der er ikke anvendt bafflers i dette projekt, da det ville begrænse antallet af prøvetagningspunkter væsentligt og besværliggøre/forlænge prøvetagningen.

PCE koncentrationsfordelingen over dybden i boringerne prøvetaget med snap samplere er vist i Figur 3.6. Prøvetagningen af de specifikke boringer er beskrevet og data for alle parametre (felt, redox, chlorerede ethener) fremgår af Appendix A.

Der er konstateret betydelige koncentrationsforskelle over dybden og generelt høje koncentrationer med denne passive metode (også sammenholdt med de øvrige metoder). Der observeres et markant koncentrationsfald omkring kote +9 (tilsvarende andre metoder) men ikke samme tendens til generelt fald med dybden. Faktisk ses i nogle tilfælde her maksimal koncentration omkring kote 15-16. Med metoden er opnået et meget højt diskretiseringsniveau.

De betydelige koncentrationsforskelle, som særligt ses nær forureningskilden og ikke i samme grad i fanen (hvor diffusion/dispersion udligner koncentrationsforskelle), og generelt høje koncentrationsniveau indikerer, at opblanding / fortynding er minimal, og metoden således er meget lokalspecifik. Høje og lave koncentrationer i sprækkede Kbh-kalk i kildeområdet (GEO5) observeres ved vandførende sprækker, hvilket bestyrker, at der er opnået god dybdespecifik prøvetagning med metoden.



Figur 3.6. PCE koncentrationer i de otte boringer hvor passiv prøvetagning med snap samplere er anvendt. Alle data for GEO5/PB er ikke medtaget i denne graf. For de medtagne data gælder for alle boringerne ved kildeområdet/på grunden (GEO5, PB, GEO17, GEO18), at afværgepumpen var slukket.

Vertikal strømning i boringerne GEO5 og GEO4 udgør muligvis en udfordring ved snapsampler metoden. I GEO4 ses med snap samplermetoden PCE om end i relativt lavt niveau langt dybere end kote +9, mens dette ikke er tilfældet for bladderpumpe metoden. Det falder sammen med en zone med indikation på nedadrettet gradient i boringen mellem kote +9 og kote 0, som kunne tyde på nedadrettet transport af forurening i boringen. På den anden side set er der ved separationspumpning også set dyb forurening i boringen. I GEO5 ses i 2015 nogle plateauer mellem hhv kote +13,5 og +17 hhv mellem kote +13,5 og bund af boring (+9,5) som falder sammen med hhv. en opadrettet og en nedadrettet gradient i boringen. Samme tendens observeres imidlertid ikke i 2014. I begge tilfælde var afværgepumpningen slukket. Dynamikken i koncentrationsudvikling i boringerne ved kildeområdet under afværgepumpning og efter sluk af denne er diskuteret i Kapitel 4.

3.4 Diffusionsceller

Diffusionscellerne består af en glas vial fyldt med rent vand og lukket med et skruelåg med hul og en indsat membran, illustreret i figur 3.7. De sænkes ned i boringen fx monteret på en snor. I dette projekt blev de i flere tilfælde monteret på snap samplerne. Prøvetagning er baseret på indstilling af ligevægt med foru-

renet grundvand ved diffusion gennem membranen. En ulempe er at membranen under nedsænkning er i kontakt med vand, som er mere forurenet end i den dybde der prøvetages; om end det er uden betydning, hvis ligevægt opnås i prøvetagningsdybden.



Figur 3.7. Diffusionsceller til niveauspecifik prøvetagning. Venstre: membran låg med hhv. teflon belagt glasvæv og LDPE membran; og højre: diffusionsceller monteret på snapsampler parat til installation i felten.

Der er foretaget test med 3 membrantyper: 3 mm silikone, 0,01 mm teflonbelagt glasvævsmembran, og 0,35 mm LDPE skum membran. Silikonemembranene viste sig uegnet, da ligevægtsindstilling ved diffusion ikke blev opnået, formentlig fortrinsvis p.gr. af dens tykkelse (Brabæk et al. 2015) samt mulig tilbageholdelse ved sorption. For de 2 andre membraner, figur 3.7, blev foretaget laboratoriebestemmelse af diffusionskoefficienten (Tsitseli, 2015). Resultater og beregning fremgår af Appendix A Kapitel 7. Med LDPE membran blev kun observeret 12% af ligevægtskoncentration i diffusionsceller efter 2 ugers eksponering, mens der for teflon membranen blev observeret 83% og 93% efter henholdsvis 2 og 3 ugers eksponering og en jævn koncentrationsudvikling. Teflon membranen er på dette grundlag vurderet bedst egnet.

PCE koncentrationsfordelingen over dybden i boringerne prøvetaget med diffusionsceller med teflonmembran er vist i figur 3.8. Prøvetagningen af de specifikke boringer er beskrevet og data for alle parametre (chlorerede ethener) fremgår af Appendix A.

Lignende fordele og ulemper som ved den anden passive metode (snap sampler) gør sig gældende for diffusionsceller. Diffusionscellerne er imidlertid yderligere udfordret af den diffusionsstyrede ligevægts indstilling gennem membranen. Forhåndskendskab til den specifikke membrans diffusionsegenskaber er nødvendigt og forudsætter samtidig, at forholdene i felten/boringen ikke afviger væsentligt fra forholdene i laboratoriet.



Figur 3.8. PCE koncentrationer i boringer prøvetaget med diffusionscelle med teflonmembran. Målte koncentrationer i diffusionscellerne er omregnet til koncentration ved 100% ligevægt på basis af den eksperimentelt bestemte diffusionskoefficient og eksponeringstiden, se Appendix A kapittel 7.

Der observeres tendens til aftagende koncentration over dybden med beskeden variation. Generelt er koncentrationsniveauet bestemt fra diffusionscelle prøvetagningen lavt (omtrent en størrelsesorden lavere end for snap sampler). Det lader således til, at mindre optag ved diffusion opnås i felten end i laboratoriet over sammen tidsrum, dvs. ligevægtsindstillingen er langsommere i felten/boringerne end i laboratoriet. Det konstateredes at være en udfordring helt at eliminere headspace i diffusionsvials, hvilket kan have bidraget til tab. Endvidere synes forskellen mellem felt og laboratorie at være individuel for boringerne. Det formodes, at flowforholdene/hastigheden i boringerne har betydning. Hvis ligevægtsindstillingen ikke kan forudses, er det særdeles vanskelligt/umuligt at omsætte de målte koncentrationer til reelle grundvandskoncentrationer.

I GEO18 blev ved ingen af de andre prøvetagningsmetoder detekteret PCE under kote 0 m i den første måned efter boringen var udført, men i diffusionsceller installeret umiddelbart derefter og udtaget 3 uger senere blev konstateret lave og ensartede PCE koncentrationer i stor dybde. Ved senere (ca. 2 mdr.) prøvetagning med bladder pumpe i GEO18 blev også detekteret PCE om end lidt lavere i kote -3,4. Det vides ikke, om der er tale om afsmitning eller en vertikal spredning i boringen.

4. Sammenligning af metoder

4.1 Akacievej 2

I dette afsnit tilstræbes det at foretage en direkte sammenligning af de forskellige prøvetagningsmetoder for grundvand, samt en sammenligning med koncentrationsfordelingen i udtagne kerneprøver på grunden. For opnåelse af sidstnævnte er foretaget en fasefordelingsberegning af porevandskoncentrationen i matrix ud fra koncentrationen i kerneprøverne. Beskrivelse af prøvetagningen, rådata samt nærmere beskrivelse af omregningen fremgår af Appendix A kapitel 3.

Den direkte metodesammenligning er, ikke mindst på grunden, udfordret af en betydelig effekt af den langvarige afværgepumpning med re-infiltration af rent vand på forureningsfordelingen, samt dynamikken omkring koncentrationsniveauet i boringerne i forbindelse med stop af afværgen. En tidslinie med angivelse af pumpe start-stop og prøvetagninger er vist i Figur 4.1. Nærmere beskrivelser fremgår af Appendix A.



Figur 4.1. Tidslinje med de overordnede prøvetagningsaktiviteter på Akacievej 2, Hedehusene, i 2014-2016.

GEO5 er eneste boring på selve grunden, som er udført som kerneboring, og hvor der således foreligger matrixkoncentrationsdata. Det er endvidere den boring, hvor der indledende blev målt de højeste koncentrationer, og den boring som er prøvetaget flest gange med forskellige metoder. PCE koncentrationerne målt med de forskellige metoder er sammenlignet indbyrdes dels under afværgepumpning med re-infiltration (tændt) og til forskellige tidspunkter efter stop af afværgen (slukket, tid efter stop angivet for hver legend) i Figur 4.2. Porevandskoncentrationer baseret på kalkprøveanalyserne er endvidere medtaget på figuren.

Det fremgår af figur 4.2, at PCE koncentrationsniveauet i GEO5 er forsvindende (<1 μ g/L) under igangværende afværgepumpning, hvorimod det er højt (mellem 20 og 150 μ g/L), når afværgen er slukket. Boringen er etableret (kerner udtaget) efter afværgepumpningen havde været i gang i ca. 7 år, hvorfor PCE koncentra-

tionen i kernen afspejler situationen med afværgepumpning. Det meget lave koncentrationsniveau i kerneprøver og i grundvand, når afværge er tændt, indikerer, at det re-injicerede rensede vand cirkuleres tilbage fra injektionsboring/-område (B23) til pumpeboringen (PB) via området ved GEO5, hvor der således lokalt er sket en effektiv oprensning i kalken.



Figur 4.2. Indbyrdes sammenligning af aktive (SP HP: separationspumpning, BP: bladder pumpe) og passive prøvetagningsmetoder (SS: snap sampler, DC: diffusionscelle) for bestemmelse af PCE i grundvand samt sammenligning med PCE i matrix porevand (LC, baseret på kernedata, (LC): < kvantifikationsgrænsen) for GEO5. Venstre: med afværgepumpning og re-infiltration (tændt), SS (F15) er udtaget ½ år efter de øvrige. Højre: Afværge slukket, antal dage efter stop af afværge for prøvetagning er angivet i parentes ved legende. Midt: Flowlog uden pumpning til illustration af vertikalt flow (afværge tændt). Lys blå: Knust Kbh-kalk under vandspejlet, Lys lilla: Sprækket Kbh-kalk, Lys rød: sprækket bryozokalk, Røde linier: gennemgående sprækker, Blå linie: Vandspejl. Kalkprøve i kote 19,9 er udtaget fra umættet zone i knust Kbh-kalk.

Der er rimelig overensstemmelse mellem metoderne for de nogenlunde samtidig udtagne prøver, når afværge er slukket, bortset fra diffusionsceller. Der er også en nogenlunde overensstemmelse med kalkprøverne, om end et maksimum omkring kote +15 (nær sprække) ikke er afspejlet i vandprøverne.

Når afværgen slukkes, stiger PCE koncentrationerne i GEO5 med maksimum for snapsamplere efter ca. 17 dage, hvorefter PCE atter aftager. Det tyder på, at forurenet vand, som har været trukket ned til PB (mod syd – vest om GEO5) ved pumpningen, ved ændring af strømningsretningen passerer GEO5 (fra vestsydvest). Interessant ses det, at maksimum efter 17 dage for snap sampler træffes

nær sprækken i kote ca. +15, hvor højeste koncentration i kalkprøve også er set, hvorimod maximum på alle andre tidspunkter ses i den knuste Kbh-kalk. Foruden dette maximum på koncentrationsprofilet optræder et par andre maxima eller minima også nær vandførende sprækker. Dette bestyrker snap sampler metodens gode lokal- og dybdespecifikke prøvetagning ved vandførende sprækker. Data fra mellemliggende prøver forventes ikke i samme grad at korrespondere til matrixkoncentrationer som følge af de lange gruskastede filtre.

PCE i prøver, udtaget ved separationspumpning dagen efter maximale PCE observeret med snap sampler prøvetagning, viser et helt andet billede med generelt lavere koncentrationer og maximum i knust Kbh-kalk. Det stemmer overens med en fortynding ved separationspumpningen (ikke mindst i den mest vandførende zone i den sprækkede Kbh-kalk) og hvis maximum i denne zone blot er en puls, der passerer GEO5.

Efter afværgen havde været slukket i yderligere nogle måneder (5 mdr. i alt) var PCE koncentrationen i GEO5 steget igen, med maksimal koncentration i knust Kbh-kalk på 261 μ g/L aftagende til 119 μ g/L i sprækket Kbh-kalk og 25 μ g/L ved overgang til bryozokalk (udtaget med bladder pumpe, data i bilag D). Dette viser, at der vest – sydvest for GEO5 må være et område med fortsat høje koncentrationer af PCE i matrix (og evt. i sprækker) som efter nogen tid resulterer i tilbageslag ved GEO5, når afværgepumpning og re-infiltration slukkes. Effekten af tilbageslag i den knuste kalk observeres senere end i sprækket kalk, hvilket formentlig er relateret til den lavere hydrauliske ledningsevne i den knuste kalk.

Det gennemsnitlige koncentrationsniveau for PCE udtaget med bladder pumpe efter 5 mdr. er tæt ved det samme som for snap samplere efter 12 dage og for begge aftager PCE koncentrationen med dybden, men forløbet er mere glidende for bladder pumpen. Det er måske tegn på, at snap sampleren er påvirket mere af vertikal strømning i boringen end bladderpumpen, men det er en særdeles usikker vurdering.

Boringerne GEO17 (1 filter) og GEO18 (2 separate filtre) overvejende filtersat i sprækket bryozokalk er etableret ca. 2 mdr. efter stop af afværge, og alle data er fra kort efter dette. Det giver god mulighed for direkte sammenligning af prøve-tagningsmetoderne: snap sampler, bladderpumpe og diffusionsceller. PCE koncentrationerne for GEO17 og GEO18 fremgår af figur 4.3.

Der observeres rigtig fin overensstemmelse mellem prøver udtaget med passiv metode med snap sampler og semi-aktiv metode slow purge med bladderpumpe i GEO17 og det øvre filter i GEO18. Derimod afviger data fra prøvetagning med passive diffusionsceller væsentligt. Dette formodes at skyldes manglende opnåelse af ligevægt for diffusionscellerne.



Figur 4.3. Sammenligning af prøvetagningsmetoder for PCE i grundvand i GEO17 og GEO18 (2 separate filtre). Flowlog uden pumpning er angivet til højre for hver graf. Afværge var slukket. Der er ingen tydelige tegn på vertikalt flow i disse boringer.

I det nedre filter i GEO18 er ikke detekteret PCE ved prøvetagning med bladderpumpen, mens der i kote +6 til 0 (de 4 øverste punkter) er detekteret PCE i prøver udtaget med snapsampler. De giver således et forskelligt billede af den nedre afgrænsning af fanen. Diffusionscellerne afviger yderligere. Prøvetagning med bladderpumpe nogle måneder senere viste lave koncentrationer endnu dybere i boringen (Appendix D) end snapsamplerne. Det skal dog her bemærkes, at en anden kalibrering begrænset til et kalibreringsinterval (mod tidligere 2 – hhv for lave og høje koncentrationer) er anvendt ved den senere prøvetagning.

I GEO5 er også foretaget prøvetagning for de redox følsomme parametre nitrat, sulfat og opløst jern ved både separationspumpning (aktiv) og med snap sampler (passiv). Ilt er alene målt under separationspumpning. Resultaterne fremgår af Appendix A Kapitel 4-5. Idet der var ilt tilstede, er indholdet af opløst jern ikke overraskende forsvindende. Nitrat og sulfat optræder i normalt niveau for grundvand, men varierer over dybden. Interessant er det, at koncentrationsprofilet for nitrat følger det for PCE, mens sulfatprofilet er modsat. Dette observeres for snap sampler prøvetagningen både i 2014 og 2015. Dette bestyrker, at forskelle mellem metoderne i koncentrationsfordelingen over dybden hidrører fra forskellig oprindelse og/eller opblanding (fortynding for PCE) af grundvandet og ikke skyldes fx fordampningstab ved en af metoderne.

4.2 Fanen

I dette afsnit tilstræbes det at foretage en direkte sammenligning af de forskellige prøvetagningsmetoder for grundvand, samt en sammenligning med koncentrationsfordelingen i udtagne kerneprøver i fanen nedstrøms Akacievej 2. For opnåelse af sidstnævnte er foretaget en fasefordelingsberegning af porevandskoncentrationen i matrix ud fra koncentrationen i kerneprøverne. Beskrivelse af prøvetagningen i kalk, rådata samt nærmere beskrivelse af omregningen fremgår af Appendix A Kapitel 3.

Den direkte metodesammenligning forventes i fanen ikke berørt af kortvarige stop af afværgepumpning og re-infiltration på selve grunden. Derimod kan pumpning i Gartneridepotboringen potentielt påvirke GEO4 (og måske GEO3).

GEO4 og GEO9 er udført som kerneboringer for hvilke, der foreligger matrixkoncentrationsdata. PCE koncentrationerne målt med de forskellige metoder er sammenlignet indbyrdes samt med porevandskoncentrationer baseret på kalkprøveanalyserne i Figur 4.4.



Figur 4.4. Indbyrdes sammenligning af aktive (SP HP: separationspumpning, BP: bladder pumpe) og passive prøvetagningsmetoder (SS: snap sampler, DC: diffusionscelle) for bestemmelse af PCE i grundvand samt sammenligning med PCE i matrix porevand (LC, baseret på kernedata, (LC): < kvantifikationsgrænsen, som varierer p.gr.af varierende prøvemængde af kalk ekstraheret i fast volumen af ekstraktionsmiddel) for GEO4 og GEO9. Til højre for hver graf: Flowlog uden pumpning til illustration af vertikalt flow. Da flowlog er udført i november/december, blev der formentlig ikke pumpet fra Gartneridepotboringen. Lys blå: Knust Kbh-kalk, Lys lilla: Sprækket Kbh-kalk, Lys rød: sprækket bryozokalk, Røde linier: gennemgående sprækker, Blå linie: Vandspejl.

I GEO9, som ligger ret langt ude i fanen, er koncentrationsniveauet lavt. Der ses fin overensstemmelse mellem aktiv prøvetagning med separationspumpning og passiv prøvetagning med snap sampler samt med PCE detektion i kerneprøver. PCE koncentrationerne er relativt ensartede over hele dybden.

I GEO4, nær Gartneridepotet, er der ikke overensstemmelse mellem aktiv og passiv prøvetagning eller med koncentrationsniveauet i kalkprøverne. I den knuste Kbh-kalk observeres de højeste koncentrationer men også en betydelig koncentrationsforskel over kort afstand. I den sprækkede Kbh-kalk observeres fortsat høje PCE koncentrationer. Passive snap sampler og semi-aktive bladder pumpe viser samstemmende niveau og aktiv separationspumpning lidt lavere niveau (formodes som tidligere at skyldes fortynding med mindre forurenet vand). Alle 3 metoder giver højere koncentrationer end svarende til kalkprøverne (bemærk kun få kalkprøver). Det kan tyde på dynamisk(e) udsving i PCE koncentrationsniveauet som passerer boringen, fx relateret til en svingende retning af forureningsfanens "kerne". Dette kan muligvis være relateret til varierende pumpning fra Gartneridepotboringen, hvor kalkprøver afspejler en slags gennemsnit/vægtet gennemsnit. I bryozokalken ses lavere og aftagende PCE koncentrationer over dybden ved separationspumpning, som stemmer rimeligt overens med kalkprøverne. Hvilket tyder på at separationspumpningen repræsenterer (mere) gennemsnitlige forhold. Derimod er PCE fra snap sampler prøvetagning (tidsmæssigt sammenfaldende med separationspumpning) fortsat høje i bryozokalken. Der er observeret vertikalt flow i GEO4, herunder nedadrettet flow i en del af filteret ud for bryozokalken, hvorfor de høje koncentrationer i dybden i GEO4 potentielt kan være et bias af den vertikale strømning. I prøverne fra bladder pumpen (udtaget 1 år senere) er ikke detekteret PCE i bryozokalken.

GEO3 er en ældre boring (fra 2007), som ligger lidt længere nedstrøms Akacievej 2 end GEO4, Figur 4.5. Alligevel er PCE koncentrationsniveauet i den sprækkede Kbh-kalk og sprækkede bryozokalk højere end i GEO4, hvilket tyder på den ligger tættere fanens "kerne", og/eller i mindre grad end GEO4 er påvirket af dynamiske udsving.

Der er for både aktiv prøvetagning ved separationspumpning og passiv prøvetagning med snapsampler i GEO3 observeret et ret brat koncentrationsfald omkring kote +9. Det bratte fald i koncentration falder sammen med en hydraulisk aktiv sprække i bryozokalken, som også er observeret i andre boringer. Over kote +9, hvor koncentrationerne er højest, resulterer prøvetagning med snapsampler i de højeste koncentrationer. Separationspumpning resulterer i opblanding/fortynding, og ses særligt tydeligt ved en strømzone/sprække omkring kote 12-13. Under kote +9 giver de 2 metoder mere samstemmende koncentrationsniveauer. Langvarig forurening i en boring med langt filter kan potentielt have ført til, at forurening i den øvre del kan have påvirket den omgivende akvifer i større dybde, specielt ved vertikal strømning med nedadrettet gradient i boringen. Der er imidlertid ikke observeret nedadrettet gradient i GEO3 ved flowlog uden pumpning. Gartneridepotboringen har oprindelig været en dyb åben boring, men er senere filtersat. Det er ikke udelukket, at pumpning fra gartneridepotboringen har medvirket til spredning af PCE fanen til dybere del af bryozokalken.



Figur 4.5. Sammenligning af prøvetagningsmetoder for PCE i grundvand i GEO3 og GEO4. Flowlog uden pumpning er angivet til højre for hver graf.

4.3 Sammenfattende vurdering af prøvetagningsmetoder og økonomi

Både passive prøvetagningsmetode med snap sampler, semi-passive/semi-aktive prøvetagningsmetode med low purge med bladderpumpe og aktive prøvetagningsmetode med seperationspumpning med heat pulse er fundet anvendelige til niveauspecifik prøvetagning i boringer med lange filtersætninger i sprækket kalkmagasin. De har hver deres fordele og ulemper. Den passive diffusionscelle metode blev ikke fundet anvendelig, idet ligevægtsindstillingen var langsom og uforudsigelig.

I dette projekt er det tilstræbt at opnå så diskretiserede data som muligt for koncentrationsfordelingen i kalkmagasinet. I boringer uden betydende vertikalt flow er de i denne sammenhæng bedste (højeste, samstemmende, mest område- og dybdespecifikke) data opnået med den passive snap sampler og den semiaktive/semi-passive slow purge bladderpumpe metode. Hvorimod separationspumpning p.gr.af det store pumpevolumen ledte til fortynding af koncentrationspeaks.

Specielt den passive snap sampler metode udfordres af vertikale flow i de filtersatte boringer. Dette må forventes at give en bias i det vertikale koncentrationsprofil, som i værste fald kan give anledning til manglende/falsk vertikal forureningsafgrænsning. Den semi-aktive/semi-passive low purge bladderpumpe metode synes ikke i samme grad påvirket af vertikalt flow i de filtersatte boringer. Denne vurdering er dog endnu ret usikker, og supplerende undersøgelser anbefales. Separationspumpning er formentlig den bedste måde at overkomme effekten af vertikalt flow i fuldt filtersatte boringer på.

I større spredte faner er fortyndingseffekten ved separationspumpning af mindre betydning, og metoden kan anbefales.

Ved forureningsudbredelse, som undergår dynamisk variation, fx som følge af igangsættelse eller afslutning af afværgepumpning eller udførelse af pumpeforsøg, er den 1-2 uger lange periode for udskiftning af vandet i boringen og ligevægtsindstilling for prøvebeholderne ved den passive prøvetagningmetode med snap samplere en hindring for dynamisk monitering. Samtidig udfordres den aktive separationspumpemetode ved at påvirke strømningsforholdene omkring boringen som prøvetages, således at den dynamiske udvikling forstyrres. Under disse forhold anbefales det at anvende den semi-aktive/semi-passive prøvetagningsmetode med slow purge med bladderpumpe. Effekten af purgevoluminet er ikke nærmere undersøgt og er af potentiel betydning. I dette projekt er den anvendt som semi-passiv – med meget lille forpumpning (primært fjerne vand i slanger og pumpe) og antagelse om, at vandet i boringen ikke forstyrres under nedsænkningen. Fx i boringer med vertikalt flow kan lidt større forpumpning "purge" (stadig med lille flow) måske være fordelagtigt.

Separationspumpning med heat pulse teknik er den relativt dyreste prøvetagningsmetode. Der er behov for en del udstyr og målevogn samt minimum 2 mands besætning. Det er relativt tidskrævende at installere pumper og probe og etablere vandskel i boringen – ikke mindst i filtre af beskeden dimension.

Snap sampler metoden kan håndteres af en person, men det er besværligt og ikke nødvendigvis tidsmæssigt rentabelt i forhold til 2 mands besætning. Der kræves 2 ture til lokaliteten for nedsænkning hhv optagning af snap samplerne. Udstyret udgør også en investering. Samling og nedsænkning er den mest tidskrævende del af processen. Det bemærkes at udgiften til engangs-prøvebeholdere er på niveau med analyseudgiften (til chlorerede ethener).

Bladder pumpe-metoden kan håndteres af en person og er mindre tidskrævende end de andre metoder. Udstyret er mere beskedent. Det vurderes således at være den billigste metode.

5. Forureningsudbredelse

I dette kapitel gives et overblik over de målte koncentrationer af PCE i grundvandet ved illustration af maksimalkoncentrationer under afværgepumpning med re-injektion og hhv 0-1 og 1-3 måneder efter afværge er slukket både horisontalt, Figur 5.1 og vertikalt, Figur 5.2. Bemærk at koncentrationer ude i fanen (udenfor grunden) antages ikke at påvirkes af korterevarende (<3 mdr.) afbrydelse af afværgepumpningen og således er uændrede i figurerne.

Det bemærkes at der ikke er tale om en konceptuel model, idet det ikke er forsøgt at foretage en egentlig (eller komplet) vurdering af, hvor der i dag træffes restforureninger på grunden, eller hvornår observeret PCE påvirkning er en transient effekt af ændringer i oppumpning og re-infiltration. Dette afventer modelsimuleringer af flow- og PCE transportforholdene i en sprækkemodel. Dette vil indgå i en "limestone-wiki", som forventes tilgængelig i 2017.

Kort tid efter sluk af afværgen observeres en betydelig stigning i PCE koncentrationen i grundvandet i de moniterede boringer på Akacievej 2. Endvidere ses en dybere udbredelse af PCE. Efterfølgende ses atter aftagende koncentrationer, men ikke til samme niveau, og nedtrængningsdybden er uændret. Efter længere tids afbrydelse af afværgen, er ved en prøvetagning nogle måneder senere (data i Appendiks D), atter observeret en stigning i koncentrationsniveauet – specielt i den knuste Kbh-kalk, illustreret i figur 5.3 og 5.4 (øverst).

Observationerne tyder på, at afværge og re-infiltration af renset vand fører relativt rent vand via GEO5 mod pumpeboringen PB og forurenet vand vest om GEO5 fra restforurening, måske beliggende nordvest for GEO5, mod PB. Dette forurenede vand giver en puls af højere PCE koncentrationer lige efter slukning af afværgen. De senere atter stigende koncentrationer indikerer, at der er restforurening vest til sydvest for GEO5 og GEO19 (se figur 5.3 og 5.4), som giver anledning til tilbagediffusion til det naturligt strømmende grundvand efter afværgen er slukket. Nærmere vurdering afventer modelsimuleringerne.

Resultaterne af niveauspecifik prøvetagning for PCE på lokaliteten under pumpeforsøg i GEO17 (Appendiks D og figur 5.3 og 5.4) bør tillige indgå i tolkningen af konceptuel model for forureningen i kalkmagasinet.



Figur 5.1. Horisontal udredelse af PCE (µg/L), maksimalkoncentrationer, med og uden afværge. Bemærk at boringerne i fanen er antaget uændrede under periodiske stop af afværgen og således er ens.



Figur 5.2. Vertikal udbredelse af PCE (µg/L). Bemærk at boringerne i fanen er antaget uændrede under periodiske stop af afværgen og således er ens.



Figur 5.3. Horisontal udredelse af PCE (μ g/L), maksimalkoncentrationer, på Akacievej 2 i forbindelse med pumpeforsøg i GEO17 når pumpe er tændt eller slukket. For pumpeboringen (GEO17) er alene vist koncentrationer fra før start af pumpeforsøget.



Figur 5.4. Vertikal udbredelse af PCE (μ g/L), maksimalkoncentrationer, på Akacievej 2.

6. Konklusion/anbefalinger

Der er på Akacievej udført en undersøgelse, som belyser forskellige metoder til niveauspecifik prøvetagning af PCE forurenet grundvand og kalkmatrix. Undersøgelsen har desuden givet ny indsigt i forureningsfordelingen i kalkmagasinet under afværgepumpning og re-infiltration og ved stop af afværgen.

Der er undersøgt 4 prøvetagningsmetoder, som alle giver niveauspecifikke grundvandsdata: Aktiv separationspumpning med heat pulse probe, semi-passiv metode med bladder pumpe (slow purge), passiv snap sampler og passiv diffusionscelle.

I boringer uden betydende vertikalt flow er de i denne sammenhæng bedste (højeste, samstemmende, mest område- og niveauspecifikke) data opnået med den passive snap sampler og den semi-aktive/semi-passive slow purge bladderpumpe metode. Hvorimod separationspumpning p.gr.af det store pumpevolumen ledte til fortynding af koncentrationspeaks.

Specielt den passive snap sampler metode udfordres af vertikale flow i de filtersatte boringer. Dette må forventes at give en bias i det vertikale koncentrationsprofil, som i værste fald kan give anledning til manglende/falsk vertikal forureningsafgrænsning. I større spredte faner er fortyndingseffekten ved separationspumpning af mindre betydning, og metoden kan anbefales.

Ved forureningsudbredelse, som undergår dynamisk variation, anbefales det at anvende den semi-aktive/semi-passive prøvetagningsmetode slow purge med bladder pumpe. Det anbefales dog at undersøge denne metode nærmere, specielt mht. til effekten af forpumpningsvolumen.

Omkostningsmæssigt forventes separationspumpning med heat pulse teknik at være dyrest og low purge metode med bladder pumpe at være billigst at anvende.

Det forventes, at konklusionerne omkring prøvetagningsmetoder har generel værdi i forurenede kalkmagasiner og andre sprækkede magasiner domineret af sprækkestrømning (som Akacievej) og med forholdsvis lange filtersætninger. I væsentligt tættere kalkformationer vil metoderne udfordres af beskeden udskiftning af vandet i boringerne. Hvor det er muligt (fx stabile borehuller) og økonomisk overkommeligt at etablere egentlige multilevels (fx Water FLUTe, som er avendt på Naverland, eller separate filtre) vil dette være at foretrække.

Niveauspecifik prøvetagning har bidraget til langt større viden om forureningsudbredelsen i kildeområde og fane på Akacievej, specielt mht. dybde og sammenhæng med lagserie og hydraulisk aktive sprækker. Den har også afsløret, at der træffes langt højere koncentrationer lokalt på lokaliteten og til en vis grad i fanen end tidligere erkendt ved traditionel prøvetagning. Forureningsfordelingen på grunden er stærkt påvirket af afværgepumpningen og ikke mindst re-injektionen af renset vand. Ved stop og start af afværgen sker betydelige dynamiske ændringer i forureningsbilledet, som afslører at den konceptuelle forståelse af forureningsfordeling og effekten af afværgen er mangelfuld. Kombination af de her rapporterede data med modellering og data fra niveauspecifikke prøvetagning under pumpeforsøg vil bidrage til en væsentlig bedre konceptuel forståelse af forholdene på Akacievej. Dette er viden som er essentiel for risikovurdering og design af effektiv afværgepumpning for lokaliteten.

Litteraturliste

Besora, P.R., 2016. Design and verification of a tracer injection test for contaminant transport characterization of a fractured limestone aquifer. MSc-rapport, DTU Miljø.

Brabæk et al. 2015. Undersøgelsesmetoder af chlorerede opløsningsmidler i sprækkede kalkmagasiner. Fagpakkeprojekt. DTU Miljø.

Britt, S.L. 2005. Testing the In-Well Horizontal Laminar Flow Assumption with a Sand-Tank Well Model. Ground Water Monitoring & Remediation 25 (3): 73–81.

Britt, S.L., Parker, B.L., Cherry, J.A. (2010). A Downhole Passive Sampling System To Avoid Bias and Error from Groundwater Sample Handling. Environ. Sci. Technol. 44 (13): 4917–4923.

Broholm, M.M., Janniche, G., Mosthaf, K., Fjordbøge, A.S., Binning, P.J., Christensen, A.G., Grosen, B., Jørgensen, T.H., Keller, C., Wealthall, G., Kerrn-Jespersen, H., 2016. Characterization of chlorinated solvent contamination in limestone using innovative FLUTe® technologies in combination with other methods in a line of evidence approach. Journal of Contaminant Hydrology, 189, 68–85.

GEO, 2015. Høje-Taastrup. Akacievej 2. Geologisk og hydrogeologisk undersøgelse. Resultater og konceptuelmodel. GEO projektnr. 37952.

GEO, 2016. Unpublished data.

Mosthaf, K., Brauns, B., Rohde, M.M., Helweg, C., Bastrup, J.U., Broholm, M.M., Bjerg, P.L., and Binning, P.J., 2016. Pumping and tracer test in a limestone aquifer with modeling interpretation.Akacievej, Hedehusene. DTU Miljø og Region Hovedstaden. www.sara.env.dtu.dk.

Pedersen, L.C., Vilsgaard, K.D. Briholm, M.M., Bjerg, P.L., 2014. Overblik over lokaliteter i værkstedsområderne – konceptuelle modeller og forslag om lokaliteter til fremtidige undersøgelser. DTU Miljø og Region Hovedstaden. www.sara.env.dtu.dk.

Robin, M.J.L., Gillham, R.W. 1987. Field evaluation of well purging procedures. Ground Water Monitoring Review 7 (4): 85–93.

Salzer, J., 2013. Sorption capacity and governing parameters for transport of chlorinated solvents in fractured limestone. MSc-rapport, DTU Miljø.

Solinst, 2014. Bladder Pump - Model 407 Data Sheet. Solinst, www.solinst.com. Internet:

http://www.solinst.com/products/data/407.pdf (Hentet d. 10.6.2015)

Tsitseli, 2016. Conceptual understanding of the impacts of pumping on the distribution dynamics of PCE in limestone. MSc. Projekt, DTU Miljø.