



Sammenligning af niveauspecifikke prøvetagningsmetoder for vurdering af koncentrationsfordeling i kalkmagasin

Akacievej, Hedehusene

Broholm, Mette Martina; Fjordbøge, Annika Sidelmann; Mosthaf, Klaus; Brauns, Bentje; Bjerg, Poul Løgstrup; Binning, Philip John

Publication date:
2016

Document Version
Også kaldet Forlagets PDF

[Link back to DTU Orbit](#)

Citation (APA):

Broholm, M. M., Fjordbøge, A. S., Mosthaf, K., Brauns, B., Bjerg, P. L., & Binning, P. J. (2016). Sammenligning af niveauspecifikke prøvetagningsmetoder for vurdering af koncentrationsfordeling i kalkmagasin: Akacievej, Hedehusene. Kgs. Lyngby: Technical University of Denmark, DTU Environment.

DTU Library Technical Information Center of Denmark

General rights

Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal

If you believe that this document breaches copyright please contact us providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.

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

Indhold

Forord.....	2
1. Baggrund.....	3
1.1 Formål	4
1.2 Læsevejledning	4
2. Hydrogeologi	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. Sammenligning af metoder	22
4.1 Akacievej 2	22
4.2 Fanen	26
4.3 Sammenfattende vurdering af prøvetagningsmetoder og økonomi	28
5. Forureningsudbredelse.....	31
6. Konklusion/anbefalinger.....	36
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 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 Kern-Jespersen

Anna Toft

Niels Døssing Overheu

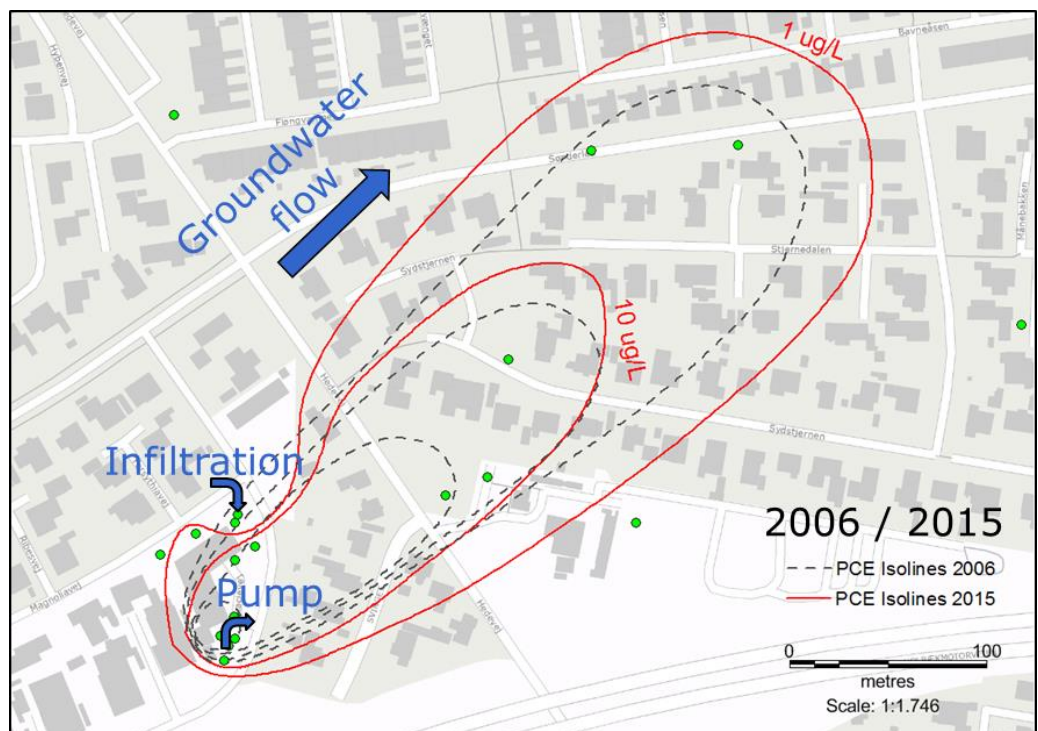
Carsten Bagge Jensen

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. Afværgede med fjernelse af forurenede jord syd for bygningen og etablering af afværgepumpning (boring PB) og re-infiltration af rensede vand (infiltrationskassetter og boring B23 på grundens nordøstlige hjørne) blev udført i 2007. Der afværges 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 afværgede etableret) og i 2015 (under periodisk stop af afværgede 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 re-infiltration 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 monitoring 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 borerne i Kapitel 2.

De anvendte metoder for niveauspecifik prøvetagning og fordele og ulemper ved disse er beskrevet i Kapitel 3. Endvidere præsenteres data for PCE i vandprøver for repræsentative borer 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 Kapitel 4 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 borerne. Her igennem fås også et vist overblik over betydningen af afværgepumpning og re-infiltration for PCE koncentrationsfordelingen.

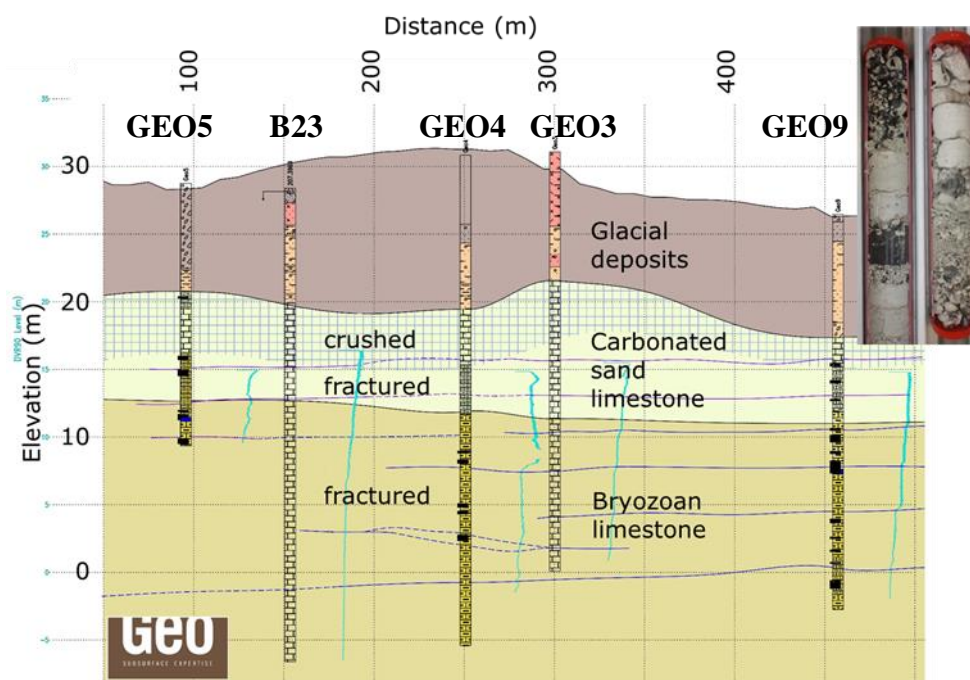
Den opnåede viden om PCE koncentrationsfordelingen på grunden og i fanen med og uden afværgepumpning og re-injektion samt i forbindelse med pumpe- og tracerforsøg er sammenfattet i Kapitel 5.

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 kalksandkalk (København kalk), mens kalken derunder er bryzoholdig, Figur 2.1. Den øverste del af København kalken (Kbh-kalk) er beskrevet som kraftigt opsprækket/knust ned til ca. kote +15 m. Bryzokalken vurderes at være enten vandret lagdelt eller bestå af meget udstrakte banker (GEO, 2015). Logging udført i borerne 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 borerne er sammenfaldende med en markant strømningssone, 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 ($\sim K = 1,4 \cdot 10^{-6}$ m/s i hht GEO og GEUS 2014), porøsitet 45,2-46,1%, tørrumvægt 1,47-1,49, kalcit indhold 97,9%, quartz 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 ($\sim K = 0,1-7 \cdot 10^{-9}$ m/s i hht GEO og GEUS 2014), porøsitet 7,2-15,9%, tørrumvægt 2,28-2,52, kalcit indhold 99,0-99,2%, quartz 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.

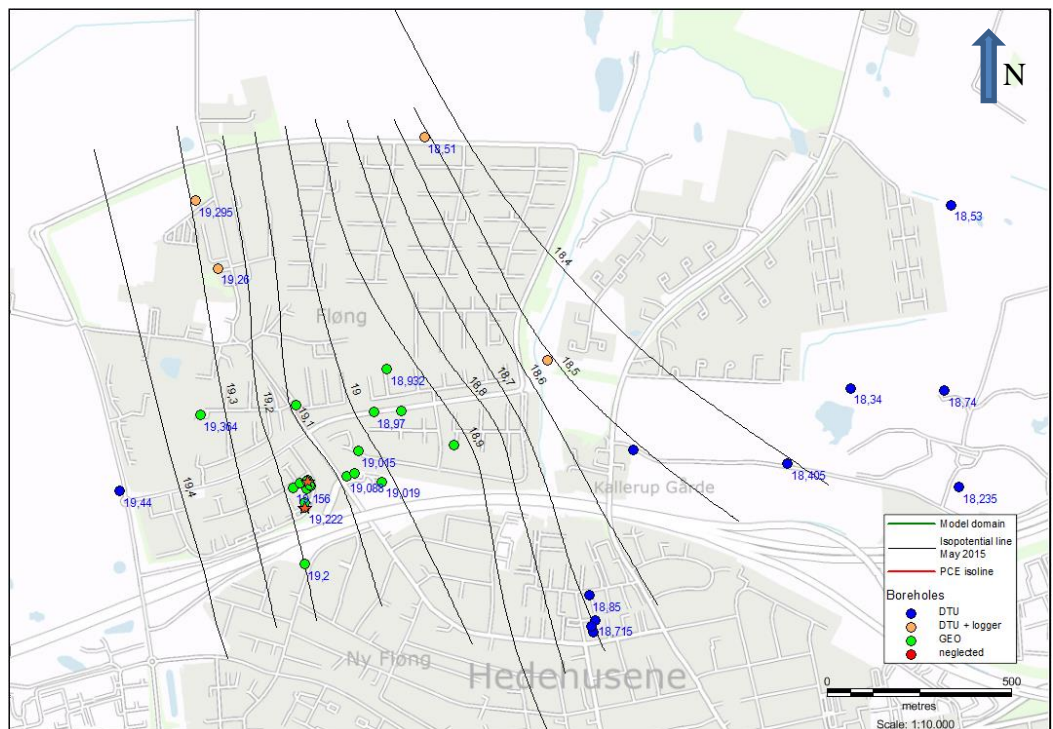
Resten efter syreoplukning af prøverne bestod overvejende af quartz, men et relativt højt overfladeareal af resten indikerer indhold af lerminerale, om end indholdet heraf ikke var kvantificerbart.

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 afværgepumpningen formodes strømmingen lokalt at være rettet mod afværgeboringen med øget tilstrømning af rensede 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 borerne 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 borerne er der foretaget periodiske stop af afværge (pumpning og re-infiltration) i en kortere og en længere periode. En tidslinie for og oversigt over stop og start af afværge 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.

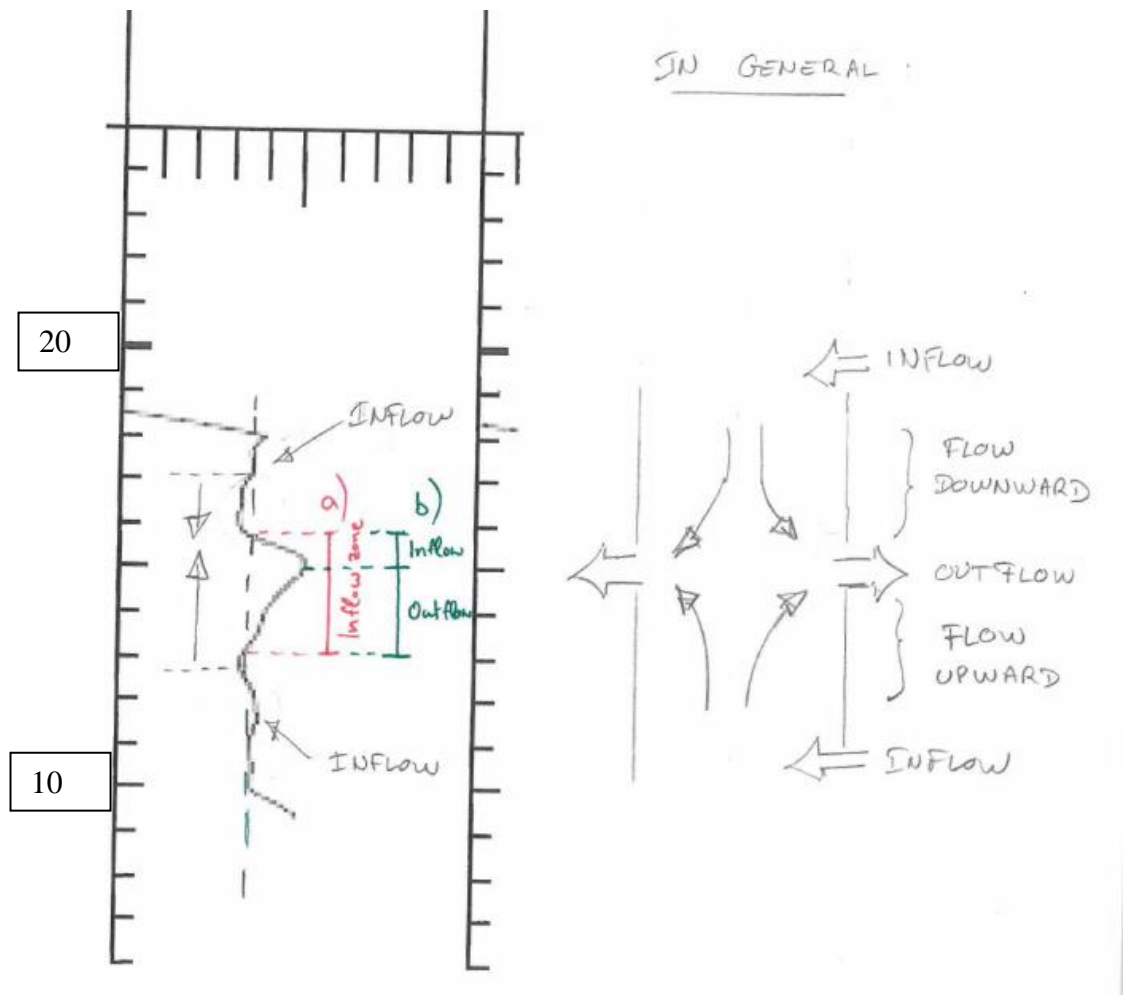
2.4 Vertikal strømning

Filtre og gruskatninger i monitoringsboringerne er relativt lange. Tilstrømning og udstrømning af vand til/fra borerne kan være påvirket af potentialeforskelle mellem de enkelte sprækker og om disse er sammenhængende. Potentialeforskelle

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 monitoringsboringer.



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 kavititet/sammenstyrning 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 borerne på Akacievej er af beskeden dimension og viste sig at være ustabile, var det nødvendigt at etablere lange filtre med gruskastning i borerne 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 afgang 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 forurenede 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).

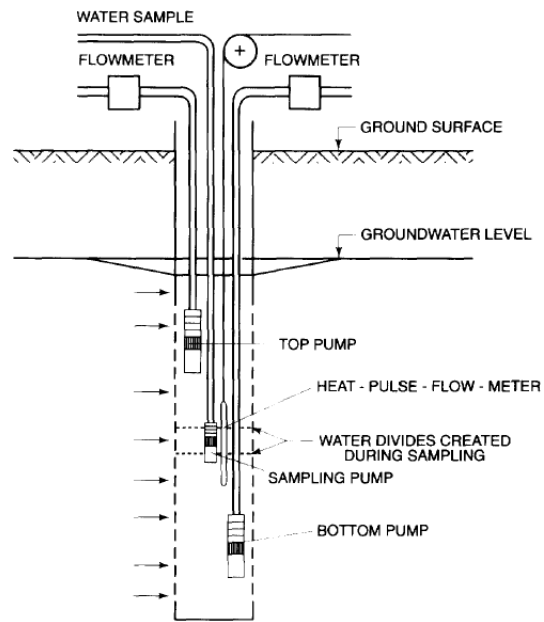
Fordele og ulemper ved de afprøvede metoder til niveauspecifik prøvetagning er nærmere beskrevet i de efterfølgende delafsnit (3.1-3.4). I disse præsenteres data for PCE i vandprøver (i for de individuelle metoder for repræsentative boringer) prøvetaget under så sammenlignelige forhold (mht. afværgepumpning 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 varmpulsens 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.

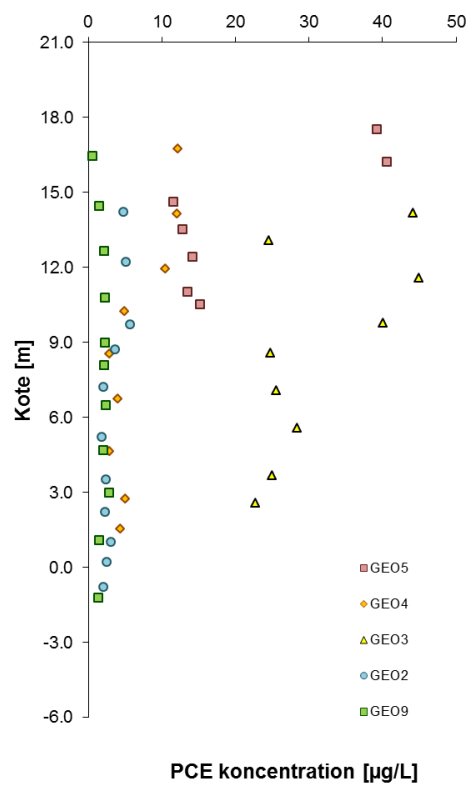
Den betydeligste fordel ved metoden er, at der dannes et vandskel, hvorved vertikal strømning i boringen (filter og gruskastning) forhindres.

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 beskedne filterdimension og relativt dybtliggende vandspejl.



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

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



Figur 3.2. PCE koncentrationer i de fem borerne 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 (Appendix 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 bladderpumpe 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.

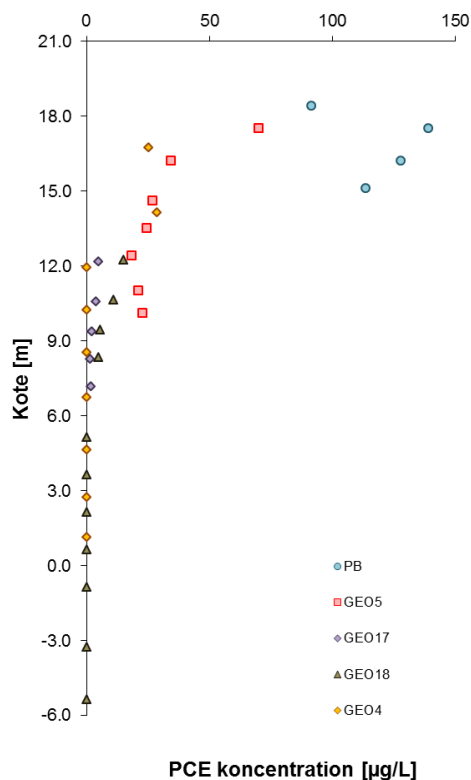


Figur 3.3. Prøvetagning ved hjælp af bladderpumpe. Vandflow er indikeret med blå pile, luftflow med gule pile. Illustration fra Solinst (2014) modificeret af Brabæk et al. (2015). Foto af udstyr og installation ses i Appendix A figur 8.

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 bladderpumpe 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 koncentrationsprofilen med metoden. Forureningen ses i de dybere boringer (GEO17+18) at være vertikalt afgrænset omkring kote +7 m.



Figur 3.4. PCE koncentrationer i de fem borer 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 samplere. Der kan sammenkobles op til 6 snap samplere med prøvebeholder for hver aktuator (fælles trykudløsning), som snapper (lukker) flaskerne. Snap samplere med trykudløslange 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 forseget 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 prøvetagerens 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.

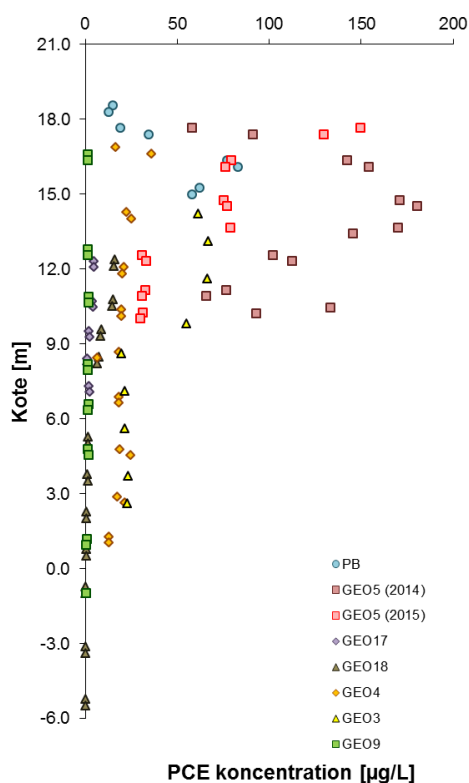
Fordele ved snap sampler metoden omfatter: at det vand, der naturligt strømmer til boringen, prøvetages; at tab ved fordampning af flygtige stoffer under prøvetagningen minimeres; samt at der ikke skal håndteres/bortskaffes forurenede vand fra renpumpning.

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 vanskelige at installere i filtterrør 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 borer 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 borerne ved kildeområdet/på grunden (GEO5, PB, GEO17, GEO18), at afværgepumpen var slukket.

Vertikal strømning i borerne GEO5 og GEO4 udgør muligvis en udfordring ved snapsamplers metoden. I GEO4 ses med snap samplersmetoden PCE om end i relativt lavt niveau langt dybere end kote +9, mens dette ikke er tilfældet for bladderspumpe 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 borerne 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 nedsenkning er i kontakt med vand, som er mere forurenset end i den dybde der prøvetages; om end det er uden betydning, hvis ligevægt opnås i prøvetagningsdybden.

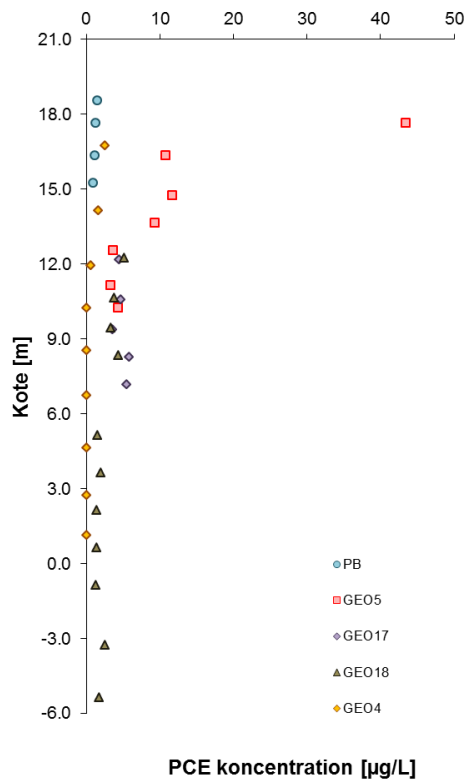


Figur 3.7. Diffusionsceller til niveauspecifik prøvetagning. Venstre: membran låg med hhv. teflon belagt glasvæv og LDPE membran; og højre: diffusionsceller monteret på snapsamplers parat til installation i felten.

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 borerne prøvetaget med diffusionsceller med teflonmembran er vist i figur 3.8. Prøvetagningen af de specifikke borer 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 beskednen 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 vanskeligt/umuligt at omsætte de målte koncentrationer til reelle grundvandskoncentrationer.

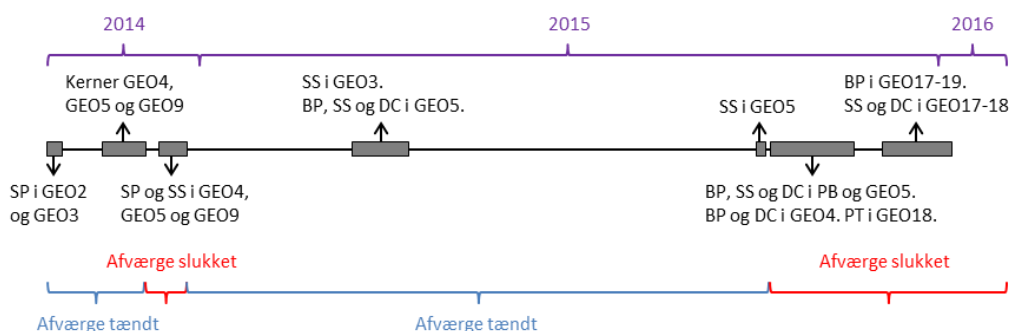
I GEO18 blev ved ingen af de andre prøvetagningsmetoder detekteret PCE under kote 0 m i den første måned efter boringen var udført, men i diffusionsceller installeret umiddelbart derefter og udtaget 3 uger senere blev konstateret lave og ensartede PCE koncentrationer i stor dybde. Ved senere (ca. 2 mdr.) 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 borerne 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.

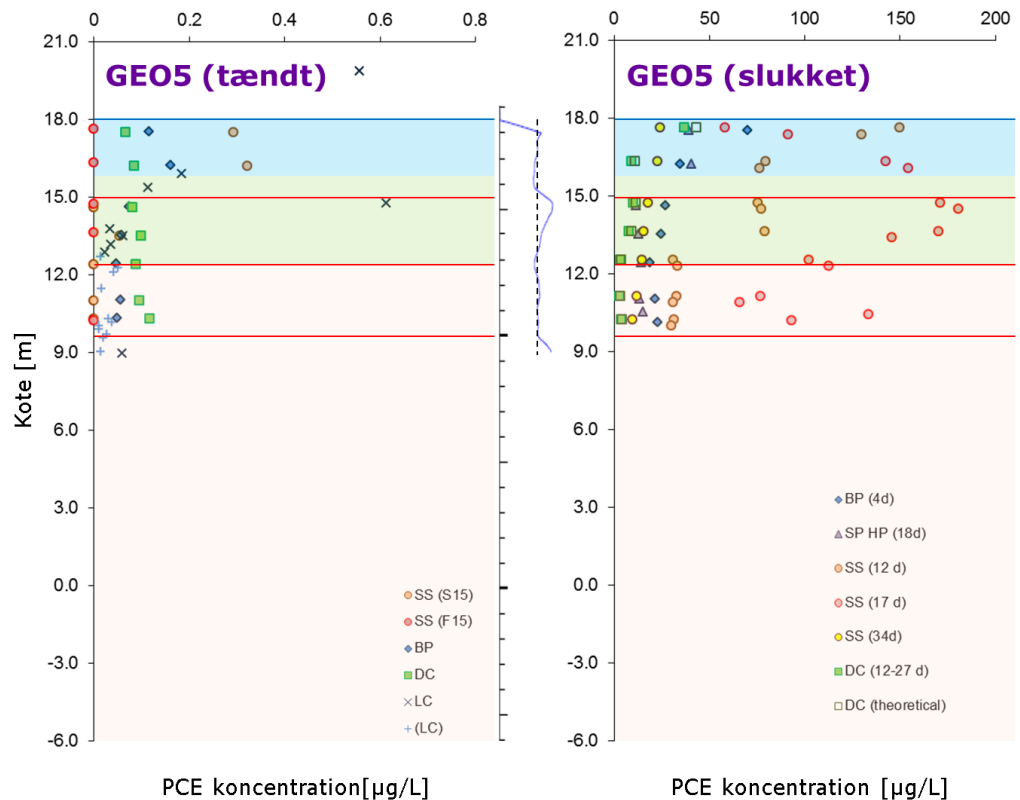


Figur 4.1. Tidslinie med de overordnede prøvetagningsaktiviteter på Akacievej 2, Hedehusene, i 2014-2016.

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 koncentrationniveauet i GEO5 er forsvindende ($<1 \mu\text{g/L}$) under igangværende afværgepumpning, hvorimod det er højt (mellem 20 og $150 \mu\text{g/L}$), 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 samplers, 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 snapsamlere efter ca. 17 dage, hvorefter PCE atter aftager. Det tyder på, at forurenede vand, som har været trukket ned til PB (mod syd – vest om GEO5) ved pumpningen, ved ændring af strømningsretningen passerer GEO5 (fra vestsyd-vest). 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 koncentrationsprofilen optræder et par andre maxima eller minima også nær vandførende sprækker. Dette bestyrker snap samplers 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.

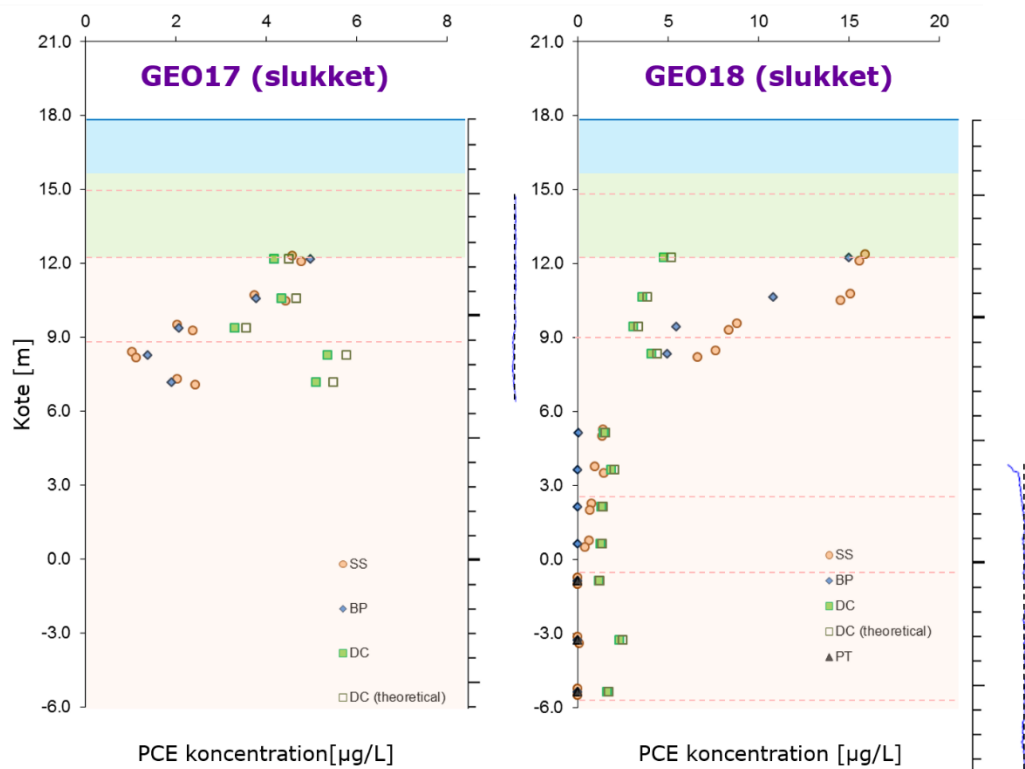
PCE i prøver, udtaget ved separationspumpning dagen efter maximale PCE observeret med snap samplers prøvetagning, viser et helt andet billede med generelt lavere koncentrationer og maximum i knust Kbh-kalk. Det stemmer overens med en fortynding ved separationspumpningen (ikke mindst i den mest vandførende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

Efter afværgeren 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 µg/L aftagende til 119 µg/L i sprækket Kbh-kalk og 25 µg/L ved overgang til bryozokalk (udtaget med bladderpumpe, 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 bladderpumpe efter 5 mdr. er tæt ved det samme som for snap samplers efter 12 dage og for begge aftager PCE koncentrationen med dybden, men forløbet er mere glidende for bladderpumpen. Det er måske tegn på, at snap samplers 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 prøvetagningsmetoderne: snap samplers, 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 samplers 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 snapsamplers. 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 snapsamplersne. 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.

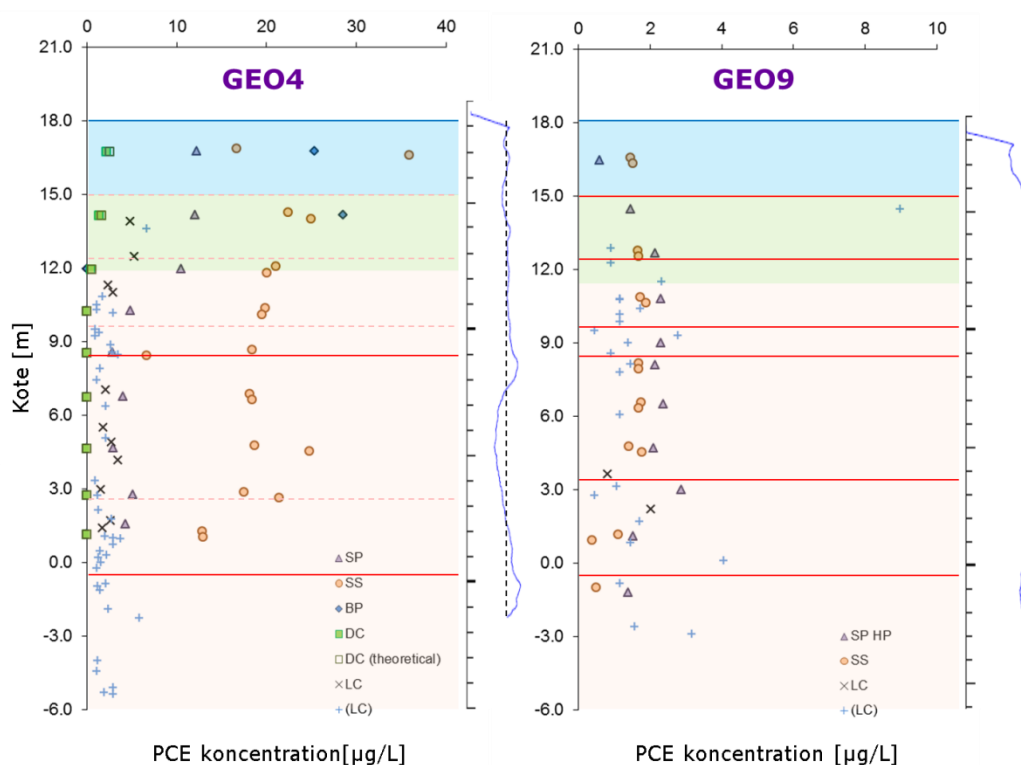
I GEO5 er også foretaget prøvetagning for de redox følsomme parametre nitrat, sulfat og opløst jern ved både separationspumpning (aktiv) og med snap samplers (passiv). Ilt er alene målt under separationspumpning. Resultaterne fremgår af Appendix A Kapitel 4-5. Idet der var ilt tilstede, er indholdet af opløst jern ikke overraskende forsvindende. Nitrat og sulfat optræder i normalt niveau for grundvand, men varierer over dybden. Interessant er det, at koncentrationsprofilen for nitrat følger det for PCE, mens sulfatprofilen er modsat. Dette observeres for snap samplers prøvetagningen både i 2014 og 2015. Dette bekræfter, 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 matrix-koncentrationsdata. 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 samplers, 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.

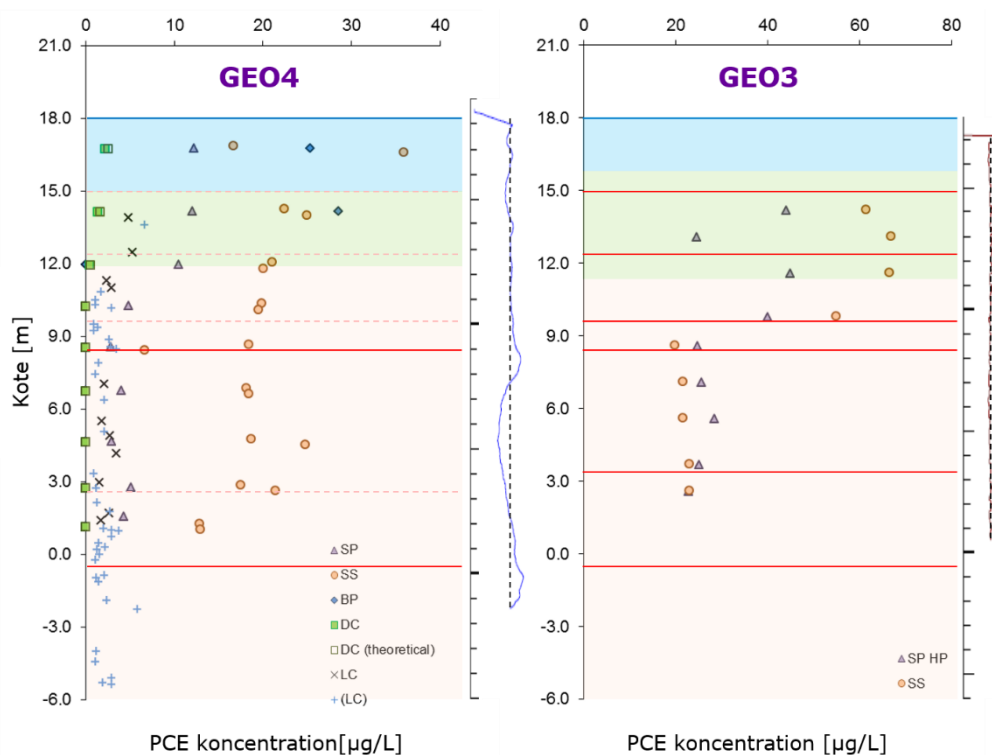
I GEO9, som ligger ret langt ude i fanen, er koncentrationsniveauet lavt. Der ses fin overensstemmelse mellem aktiv prøvetagning med separationspumpning og passiv prøvetagning med snap sampler samt med PCE detektion i kerneprøver. PCE koncentrationerne er relativt ensartede over hele dybden.

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 forurennet 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 separationspumpning med heat pulse er fundet anvendelige til niveauspecifik prøvetagning i borerer 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 borerer 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 semi-aktive/semi-passive slow purge bladderpumpe metode. Hvorimod separations-

pumpning p.gr.af det store pumpevolumen ledte til fortynding af koncentrations-peaks.

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 monitoring. Samtidig udfordres den aktive separationspumpe metode 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 prøvetagningmetode 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 prøvetagningmetode. 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 vandsekel 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 nedsækning hhv optagning af snap samplerne. Udstyret udgør også en investering. Samling og nedsækning 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

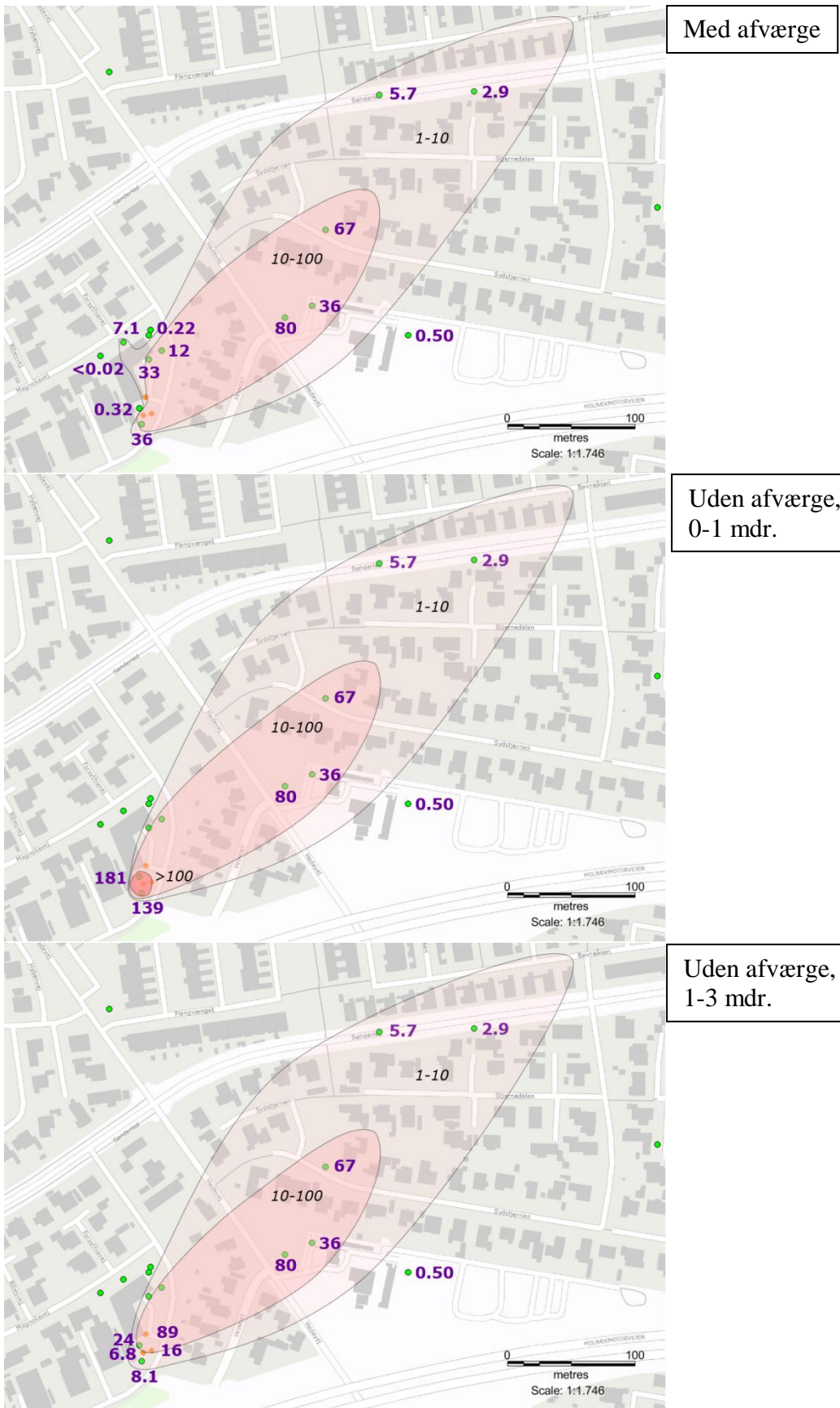
I dette kapitel gives et overblik over de målte koncentrationer af PCE i grundvandet ved illustration af maksimalkoncentrationer under afværgepumpning med re-injektion og hhv 0-1 og 1-3 måneder efter afværge er slukket både horisontalt, Figur 5.1 og vertikalt, Figur 5.2. Bemærk at koncentrationer ude 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 model-simuleringer af flow- og PCE transportforholdene i en sprækkemodel. Dette vil indgå i en ”limestone-wiki”, som forventes tilgængelig i 2017.

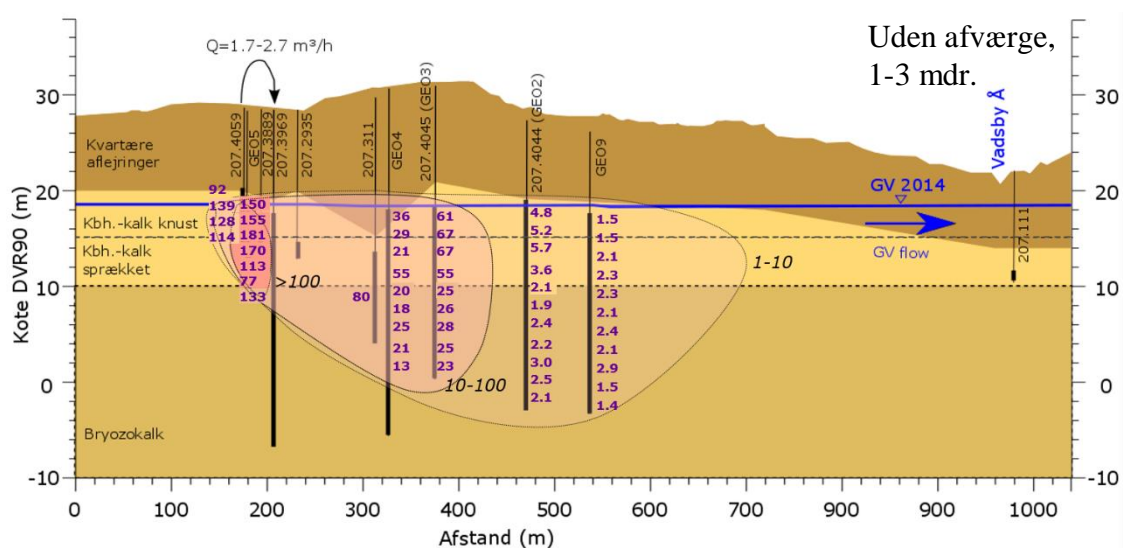
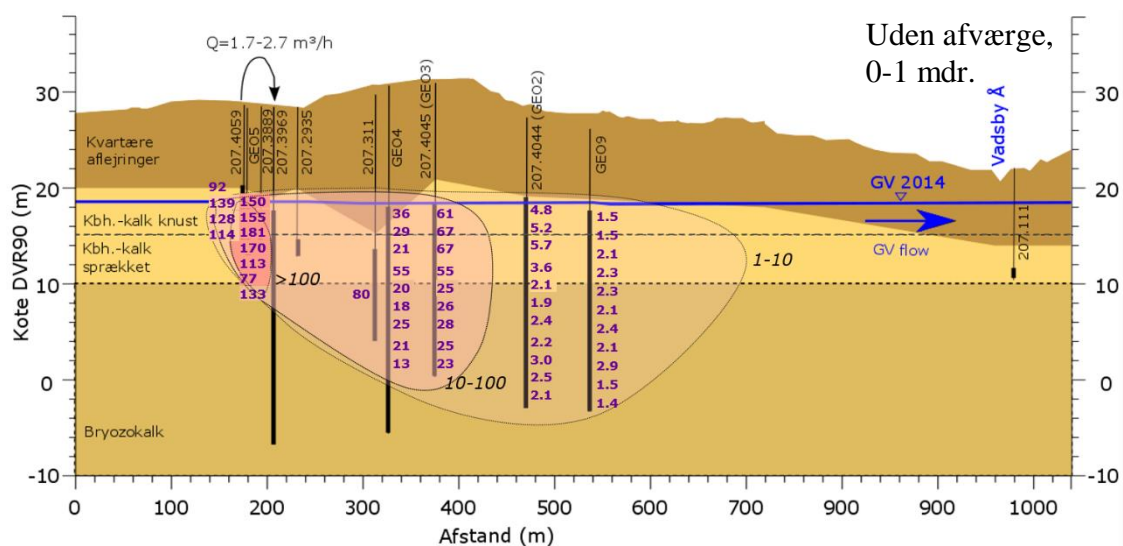
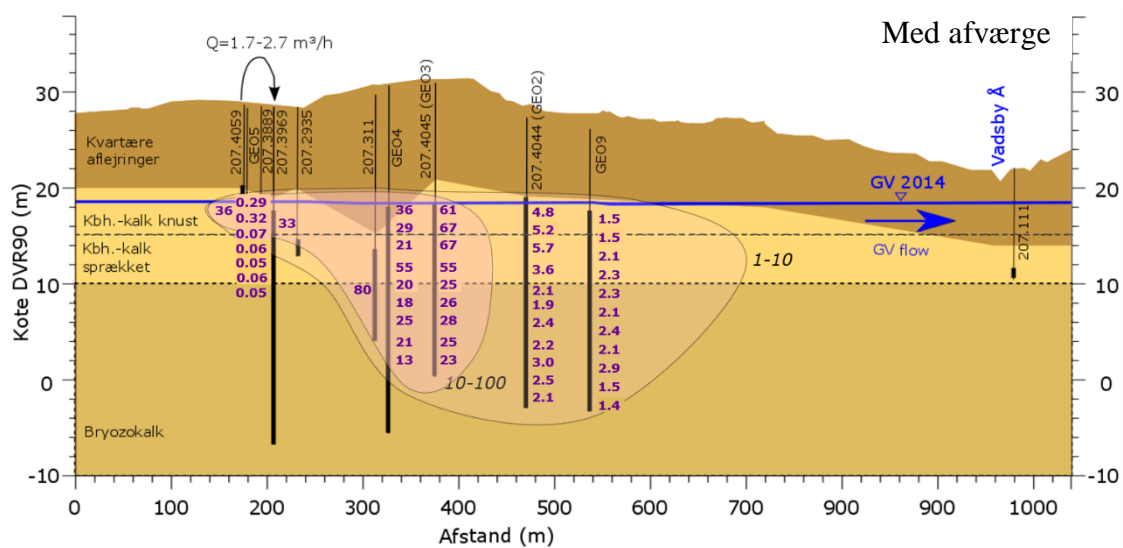
Kort tid efter sluk af afværge observeres en betydelig stigning i PCE koncentrationen i grundvandet i de monitorerede borer på Akacievej 2. Endvidere ses en dybere udbredelse af PCE. Efterfølgende ses atter aftagende koncentrationer, men ikke til samme niveau, og nedtrængningsdybden er uændret. Efter længere tids afbrydelse af afværge, 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 rensset vand fører relativt rent vand via GEO5 mod pumpeboringen PB og forurenset 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 afværge. 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 afværge 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.



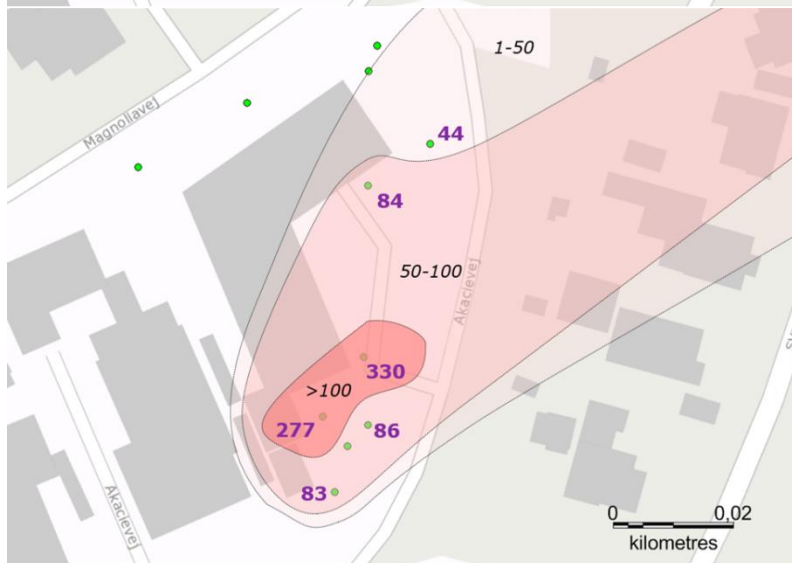
Figur 5.1. Horizontal udredelse af PCE ($\mu\text{g/L}$), maksimalkoncentrationer, med og uden afværg. Bemærk at borerne i fanen er antaget uændrede under periodiske stop af afværgen og således er ens.



Figur 5.2. Vertikal udbredelse af PCE ($\mu\text{g/L}$). Bemærk at borerne i fanen er antaget uændrede under periodiske stop af afværgen og således er ens.



Uden pumpning

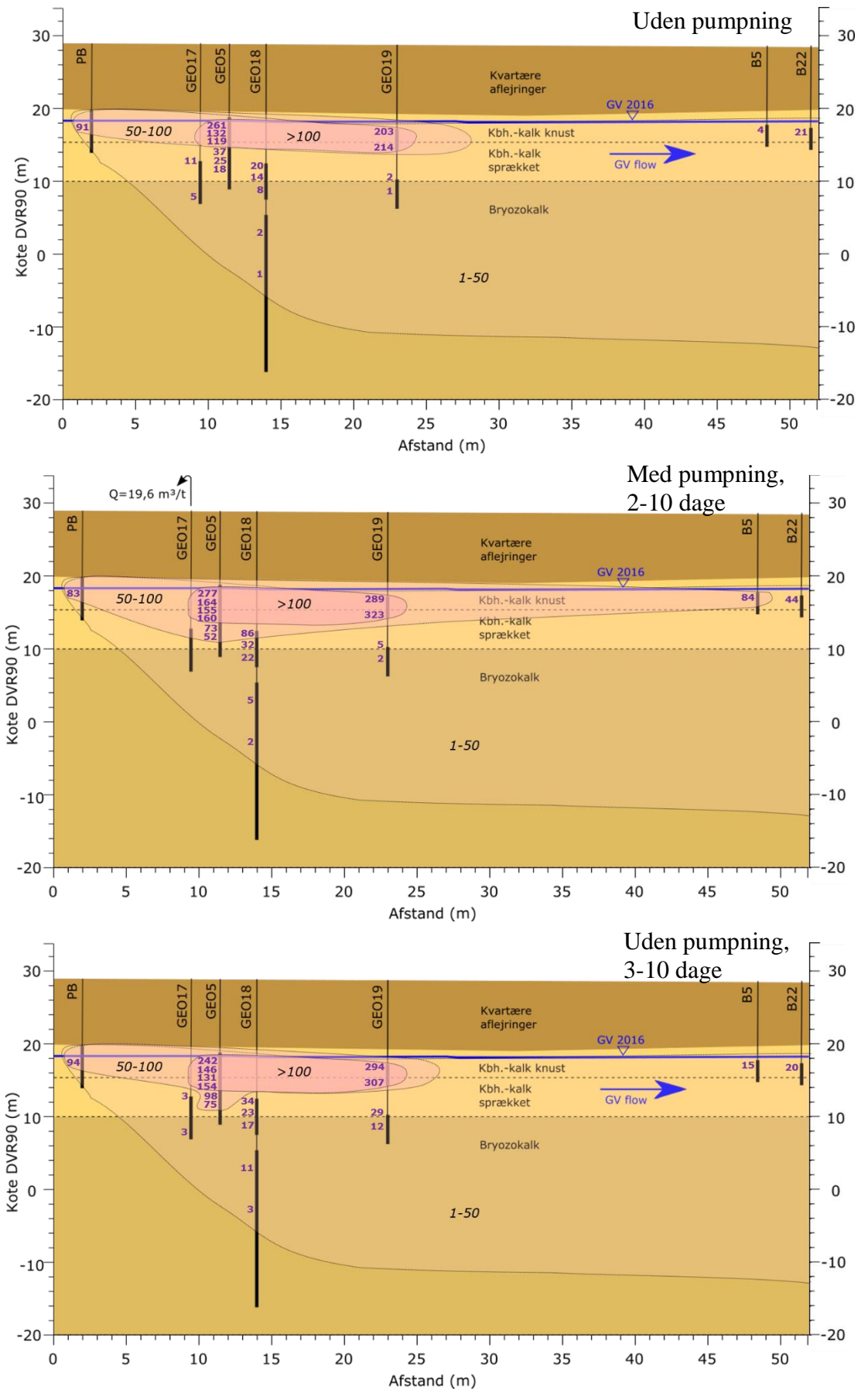


Med pumpning,
2-10 dage



Uden pumpning,
3-10 dage

Figur 5.3. Horizontal udredelse af PCE ($\mu\text{g/L}$), 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 ($\mu\text{g/L}$), maksimalkoncentrationer, på Akacievej 2.

6. Konklusion/anbefalinger

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

Der er undersøgt 4 prøvetagningsmetoder, som alle giver niveauspecifikke grundvandsdata: Aktiv separationspumpning med heat pulse probe, semi-passiv metode med bladderpumpe (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 filter-satte 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 bladderpumpe. 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 bladderpumpe 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 rensset vand. Ved stop og start af afværgegen sker betydelige dynamiske ændringer i forureningsbilledet, som afslører at den konceptuelle forståelse af forureningsfordeling og effekten af afværgegen 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., Kern-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.

Bilag A

Forureningskemi i kalkmagasinet ved Akacievej 2, Hedehusene (2014-2016): Metodebeskrivelse og indsamlet data



Annika S. Fjordbøge og Mette M. Broholm

DTU Miljø, Februar 2016

Indhold

Forord.....	2
1. Prøvetagning og lokalitet.....	3
2. Kalkegenskaber.....	6
2.1 Delprøvetagning.....	6
2.1 Data.....	6
3. Forurening i kalkmatrix.....	8
3.1 Delprøvetagning.....	8
3.2 Databehandling.....	10
3.3 Data.....	11
4. Separationspumpning.....	15
4.1 Prøvetagning.....	15
4.2 Data.....	17
5. Snap samplere.....	20
5.1 Prøvetagning.....	20
5.2 Data.....	22
6. Bladder pumpe.....	28
6.1 Prøvetagning.....	28
6.2 Data.....	29
7. Diffusionsceller.....	32
7.1 Prøvetagning.....	32
7.2 Databehandling.....	33
7.3 Data.....	35
8. Packer test.....	38
8.1 Prøvetagning.....	38
8.2 Data.....	38
Litteraturliste.....	39

Forord

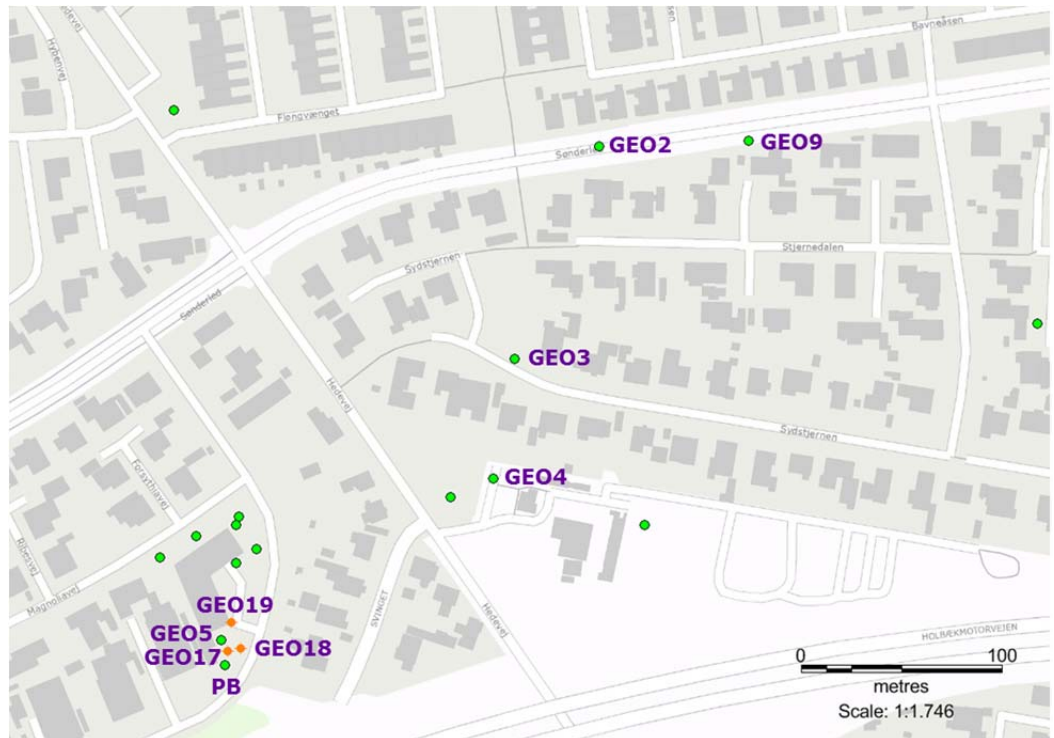
DTU Miljø og Region H har et samarbejdsprojekt omkring forbedret forståelse for spredning af forurening i kalkmagasiner herefter omtalt som kalkprojektet. Projektet involverer en kombination af feltarbejde og modellering på baggrund af felldata. Som led i dette er der foretaget niveauspecifik prøvetagning af grundvandet og kalkmatricen på lokaliteten Akacievej 2, Hedehusene, i perioden oktober 2014 til januar 2016.

I dette bilag afrapporteres resultaterne af de overordnede feltaktiviteter relateret til forureningskemi. Aktiviteterne kan inddeles i de to følgende hovedopgaver: 1) delprøvetagning af kalkkerner fra tre nye borer (københavnskalk og bryozokalk) til bestemmelse af forureningskoncentrationer i matrix og kalkegenskaber, og 2) prøvetagning af grundvand fra eksisterende og nye borer herunder niveauspecifik prøvetagning af dybe borer med forskellige prøvetagningsmetoder til bestemmelse af forureningskemi og udbredelse. Visse dele af arbejdet er udført i samarbejde med GEO. Dette drejer sig især om arbejdet med kalkkernerne, separationspumpning og packer test.

Bilaget inkluderer ikke en vurdering af de anvendte niveauspecifikke prøvetagningsmetoder eller forureningsudbredelsen. Disse vurderinger vil blive baseret på det indhentede datasæt, men præsenteret i en den endelige rapport.

1. Prøvetagning og lokalitet

I forbindelse med den niveauspecifikke prøvetagning ved Akacievej 2, Hedehusene, blev der udtaget prøver fra kalkmatricen i tre nye kerneboringer (GEO5, GEO4 og GEO9), samt grundvandsprøver fra tre eksisterende boringer (PB, GEO2 og GEO3) og seks nye boringer (GEO4, GEO5, GEO9, GEO17, GEO18 og GEO19) over en periode på 15 måneder. En oversigt over placeringen af de pågældende boringer ses på Figur 1.



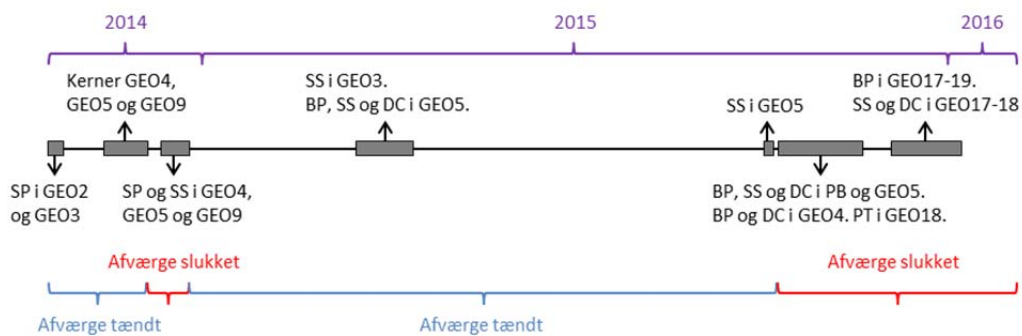
Figur 1: Oversigtskort over boringer (terrænkote +26 til +31 m) med niveauspecifik prøvetagning i området ved Akacievej 2, Hedehusene.

Ved prøvetagningen var afværgepumpen på Akacievej 2 under nogle prøvetagningsrunder tændt, mens den under andre havde været slukket i 4 dage til 3 måneder. Afværgesituationen har betydning for koncentrationerne målt i boringerne på selve Akacievej 2 (PB, GEO5, GEO17, GEO18 og GEO19).

Den niveauspecifikke prøvetagning blev hovedsageligt baseret på flow logs udført i boringerne (GEO 2006; 2015). For PB og GEO19 ikke udført flowlogs og prøvetagningsniveauerne i disse boringer er baseret på antagelse om lignende flowzoner som i de nærmeste loggede boringer. Niveauerne blev fordelt således, at de repræsenterede zoner med både høj indstrømning og hvor muligt mellemlignede zoner med begrænset indstrømning. For de nye boringer er renpumpning (SQ5 pumpe i ca. 1 time) og flowlogging generelt udført umiddelbart før første prøvetagningsrunde. For GEO2 og GEO3 var der ikke udtaget prøver i de foregående otte år siden boringerne blev lavet, disse blev

forpumpet (MP1 pumpe ca. 3 timer/1,5 m³) før første prøvetagningsrunde. PB er afværgelingen der har været i drift op til prøvetagningen (2,5 m³/t).

De anvendte niveauspecifikke prøvetagningsmetoder var: separationspumpning med heat pulse (SP), snap samplere (SS), bladder pumpe (BP), diffusionsceller (DC) (silikone, LDPE eller teflon belagt glasvæv membraner) og packer test (PT). Prøverne udtaget med separationspumpning (GEO, 2015) og packer test er også sendt til akkrediteret analyse. En tidslinje med de overordnede aktiviteter på lokaliteten ses i Figur 2, mens en mere detaljeret oversigt over hvor og hvornår de enkelte metoder er anvendt er givet i Tabel 1.



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

Tabel 1: Detaljerede prøvetagningsaktiviteter i oktober 2014 til januar 2016 inkl. tidspunkt, boring, anvendte niveauspecifikke prøvetagningsmetoder, udførte analyser og afværge situationen (tændt eller dage slukket).

Tidspunkt [uge/år]	Boring	Metode	Analyser ^a	Afværge
42/2014	GEO2	SP	Chlorerede, redox, felt	Tændt
42/2014	GEO3	SP	Chlorerede, redox, felt	Tændt
46/2014	GEO5	Kerne	Chlorerede, kalkegenskaber	Tændt
47/2014	GEO4	Kerne	Chlorerede, kalkegenskaber	Tændt
48/2014	GEO9	Kerne	Chlorerede, kalkegenskaber	Tændt
50/2014	GEO4	SS ²	Chlorerede, redox	Slukket (11 d)
50/2014	GEO9	SS ²	Chlorerede, redox	Slukket (11 d)
50/2014	GEO4	SP*	Chlorerede, redox, felt	Slukket (12 d)
51/2014	GEO5	SS ²	Chlorerede, redox	Slukket (17 d)
51/2014	GEO5	SP	Chlorerede, redox, felt	Slukket (18 d)
51/2014	GEO9	SP	Chlorerede, redox, felt	Slukket (18 d)
12/2015	GEO5	BP	Chlorerede, redox	Tændt
13/2015	GEO5	SS ¹	Chlorerede, redox	Tændt
13/2015	GEO5	DC	Chlorerede	Tændt
15/2015	GEO5	SS ¹	Chlorerede, redox	Tændt
15/2015	GEO5	DC	Chlorerede	Tændt
15/2015	GEO3	SS ¹	Chlorerede, redox	Tændt
41/2015	GEO5	SS ¹	Chlorerede, redox	Tændt
42/2015	PB	BP	Chlorerede, redox	Slukket (4 d)
42/2015	GEO5	BP	Chlorerede, redox	Slukket (4 d)
43/2015	PB	SS ²	Chlorerede, redox	Slukket (12 d)
43/2015	GEO5	SS ²	Chlorerede, redox	Slukket (12 d)
45/2015	PB	DC	Chlorerede	Slukket (12-27 d)
45/2015	GEO5	DC	Chlorerede	Slukket (12-27 d)
45/2015	GEO4	BP	Chlorerede, redox	Slukket (27 d)
46/2015	PB	SS ¹	Chlorerede, redox	Slukket (34 d)
46/2015	GEO5	SS ¹	Chlorerede, redox	Slukket (34 d)
47/2015	GEO18	PT	Chlorerede, redox	Slukket (41 d)
47/2015	GEO4	DC	Chlorerede	Slukket (27-42 d)
50/2015	GEO17	BP	Chlorerede, redox	Slukket (60 d)
50/2015	GEO18	BP	Chlorerede, redox	Slukket (61 d)
50/2015	GEO19	BP	Chlorerede, redox	Slukket (62 d)
51/2015	GEO17	SS ²	Chlorerede, redox	Slukket (67 d)
51/2015	GEO18	SS ²	Chlorerede, redox	Slukket (68 d)
1/2016	GEO17	DC	Chlorerede	Slukket (69-90 d)
1/2016	GEO18	DC	Chlorerede	Slukket (69-90 d)

^a For analyser refererer "felt" til feltmåling af O₂, temperatur, ledningsevne og pH i flowcelle.

^{1,2} SS er monteret med hhv. én eller to prøvetagningsflasker.

*Heat pulse ikke anvendt sammen med separationspumpningen.

2. Kalkegenskaber

2.1 Delprøvetagning

De af GEO udførte kerneboringer resulterede i 40 kerner med varierende kernetab (0-79 %). I visse af de mere terrænnære dybder var det ikke muligt at opsamle kerner (GEO, 2015). Der blev indsamlet 7 kerner fra GEO5 i kildeområdet (8,00-9,25 m u.t. og 12,50-19,75 m u.t.), 18 kerner fra GEO4 centralt i fanen (15,50-36,25 m u.t.) og 15 kerner fra GEO9 i kanten af fanen (11,00-30,00 m u.t.).

Fra de 40 kalkkerner blev der udtaget 11 mindre blokke med en længde på 10-30 cm med hårdhed H2-H4. H1 er for blødt til sammenhængende blokke, og optræder ikke særlig hyppigt i kernerne (<3%), mens H5 er flint. Der blev boret en mindre horisontal kerne (ca. 3,7 cm diameter) igennem de 11 blokke som blev undersøgt for permeabilitet, porøsitet og tørrumvægten vha. PoroPerm (jf. Tabel 2). Desuden blev fem af prøverne findelt og analyseret for indholdet af organisk kulstof (LECO), mineralogi ved XRD (kalcit, kvarts og ler), samt det specifikke overflade areal (BET) af hhv. hele prøven og den uopløste rest efter syreopløsning (jf. Tabel 3). Der henvises til Hansen & Nedergaard (2014) for detaljeret fremgangsmåde for PoroPerm analyserne, og Salzer (2013) for fremgangsmåde for LECO, XRD og BET analyserne.

2.1 Data



Figur 3: Billeder af en kornet kerne fra GEO4 (kote 10,47 m til 10,35 m) med hårdhed H2 (venstre) og en hård kerne fra GEO9 (kote 0,60 m til 0,39 m) med hårdhed H4 (højre) til illustration af struktur vurderingen.

Tabel 2: Permeabilitet [mD], porøsitet [%] og tørrumvægten [g/cm³] af 11 udvalgte kalkprøver. Strukturen af materialet er angivet (hård eller kornet, jf. Figur 3) og den tolkede hærkning aflæst fra boringsbeskrivelsen (GEO, 2015).

Boring	Kote [m]	Struktur	Hærkning [H1-H5]	Type	Permeabilitet [mD]	Porøsitet [%]	Tør rumvægt [g/cm ³]
GEO5	16,02 til 15,80	Hård	H4	KBH (øvre)	0,69	15,9	2,28
GEO4	10,47 til 10,35	Kornet	H2	KBH (nedre)	141	46,1	1,47
GEO4	10,20 til 10,01	Hård	H4	KBH (nedre)	0,20	11,5	2,38
GEO4	9,24 til 9,09	Hård	H4	Bryozo (top)	0,40	12,0	2,38
GEO4	7,69 til 7,47	Kornet	H3/H4*	Bryozo (øvre)	3,6	28,4	1,92
GEO4	-0,30 til - 0,60	Hård	H4	Bryozo (øvre)	0,04	9,9	2,44
GEO9	9,33 til 9,24	Kornet	H2	Bryozo (øvre)	138	45,2	1,49
GEO9	9,02 til 8,87	Hård	H4	Bryozo (øvre)	0,59	14,4	2,31
GEO9	8,46 til 8,24	Hård	H4	Bryozo (øvre)	0,08	10,8	2,41
GEO9	3,46 til 3,29	Hård	H4	Bryozo (øvre)	0,20	12,0	2,38
GEO9	0,60 til 0,39	Hård	H4	Bryozo (øvre)	0,01	7,2	2,52

*Den udtagne kalkblok (GEO4, kote 7,69-7,47 m) består af meget hærdet kalk (H4) i den ene øverste ende og knap så hærdet kalk (H3) i den nedre ende. Desuden er der af GEO noteret en meget blød overgang (H1) ved kote 7,57 m, som dog ikke er blevet bemærket af DTU (blokken havde umiddelbart intet problem med at holde sammen på midten). Visuelt var kernen mindre kornet end dem udtaget ved H2, men mere kornet end alle dem udtaget ved H4.

Tabel 3: Indholdet af organisk kulstof (TOC), mineralogi (kalcit, kvarts, ler), og det specifikke overfladeareal [m²/g] af den totale prøve og den uopløste rest efter syreopløsning af fem udvalgte prøver. Den tolkede hårdhed er aflæst fra boringsbeskrivelsen (GEO, 2015). Ikke detekteret angivet som n.d.

Boring	Kote [m]	Hårdhed	Type	TOC	Kalcit [%]	Kvarts [%]	Ler [%]	SSA/BET [m ² /g]	SSA/BET (Residue) [m ² /g]
GEO5	16,02 til 15,80	H4	KBH (øvre)	0,019	99,0	1,0	n.d.	0,37	19
GEO4	10,47 til 10,35	H2	KBH (nedre)	0,018	97,9	2,1	n.d.	0,93	26
GEO4	9,24 til 9,09	H4	Bryozo (top)	0,015	99,2	0,77	n.d.	0,34	26
GEO4	7,69 til 7,47	H3	Bryozo (øvre)	0,025	98,2	1,8	n.d.	0,96	31
GEO9	0,60 til 0,39	H4	Bryozo (øvre)	0,081*	99,1	0,95	n.d.	0,38	14

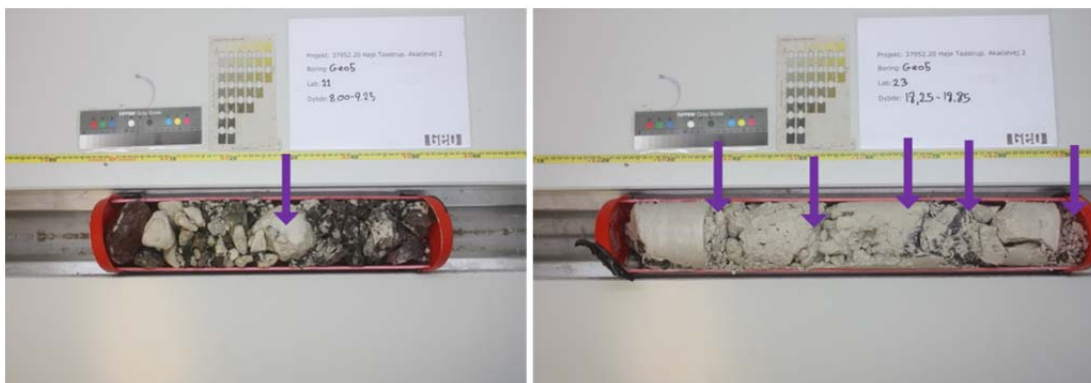
*Indikation på spor af kalcit, hvorved kalcit ikke er blevet fjernet fuldstændigt og TOC reelt er mindre. N.d. angiver ikke detekteret.

3. Forurening i kalkmatrix

3.1 Delprøvetagning

Proceduren for delprøvetagning af kernerne er baseret på det tidligere arbejde med kalkkerner fra Naverland lokaliteten (Janniche et al., 2013). Der er lavet visse modifikationer pga. det lavere indhold af chlorerede forbindelser på Akacievej lokaliteten.

Alle kernerne blev delprøvetaget til bestemmelse af PCE og TCE vha. pentanekstraktion, opkoncentrering i 2,2,4 trimethylpentane og efterfølgende analyse på GCMS. Der blev gennemsnitligt udtaget 2-3 prøver/m i GEO5 (21 delprøver) og GEO4 (64 delprøver), mens der blev udtaget 1-2 prøver/m i GEO9 (37 delprøver) (jf. Tabel 4-Tabel 6). Den specifikke prøveafstand var afhængig af kvaliteten og geologien af de enkelte kerner (jf. Figur 4).



Figur 4: Eksempel på antal udtagne delprøver (hilla pile) til pentanekstraktion baseret på kernernes beskaffenhed.

Delprøvetagningen af kernerne foregik umiddelbart efter hver af de nye boringer var blevet færdigboret. For GEO5, GEO4 og GEO9 skete dette i hhv. uge 46, 47 og 49. Delprøvetagning blev udført i hold af 3 personer for at minimere kernernes eksponering i luft og dermed fordampningen af de flygtige forbindelser. Delprøvetagningen bestod i hovedtræk af følgende trin (jf. Figur 5):

1. Opskæring af kalklineren (GEO)
2. Forureningsscreening med PID med fokus på blødere kalkzoner og sprækker
3. Fotografering (GEO, 2015)
4. Indpakning i rilsan
5. Trinvis eksponering til udtagning af delprøver baseret på PID screening og geologi. Den udtagne prøvemængde (ca. 5 g) tilsættes et prøvetagningsglas (40 ml VOA) med 10 ml vand, glasset vejes, 5 ml pentan med intern standard (chloroform) tilsættes umiddelbart før glasset lukkes og glasset vejes igen. Den eksakte mængde prøve og pentan er dermed bestemt ved afvejning.
6. Prøvetagningssteder markeres med stannioler og prøverne gemmes til bl.a. geologisk karakterisering (GEO, 2015).

7. De udtagne prøver stilles i roterkasse i ca. 1 uge v. 10 °C.
8. 2 ml af ekstraktet blev opkoncentreret ved tilsætning af 100 µl 2,2,4 trimethylpentane, samt 50 µl bromoethane [127 µg/l i pentan] som intern standard. Prøven inddampes til ca. 100 µl (den mindre flygtige 2,2,4 trimethylpentane) ved forsigtig gennembobling med helium.
9. Prøverne analyseres på GCMS med en 30 m x 320 µm x 1.8 µm HP-624 capillary kolonne med detektionsgrænser på 0,8 µg/l PCE og 0,7 µg/l TCE i det opkoncentrerede ekstrakt.



Figur 5: Fotos af forskellige trin i delprøvetagningsprocessen inkl. PID screening, diverse delprøvetagning (knusning, afskrabning, udgravning), afvejning, tilsætning af pentan og markering med stanniol.

I forhold til punkt 5 var måden delprøven blev udtaget afhængig af kalkens hårdhed. Helt overordnet blev der for den hårdere kalk (H3-H4) hovedsageligt udtaget delprøver ved at skrabe kalk af kalkstenen med en kniv eller ved nedknusning med hammer i rilsan pose (nemmere ved H3 end ved H4). I de tilfælde hvor kalken (H3-H4) er blevet delvis knust under boringsarbejdet er der også i nogle tilfælde udtaget delprøver i form af mindre stumper/smulder. For

den blødere kalk (H1-H2) er delprøverne hovedsageligt udtaget direkte ved udstik eller udgravning med en ske eller for H2 i nogle tilfælde ved nemt afskrab eller nedkrusning i en rilsan pose.

Der blev udtaget 1-15 g per prøve – jo blødere kalken var, jo mere prøve kunne der generelt udtages. Ved afskrab fra hård kalk var det svært at udtage mere end maksimalt 2-3 g. Dermed vil det være svære at detektere de chlorerede forbindelser i den hårde kalk.

I forhold til punkt 8, så var opkoncentrering nødvendig, da koncentrationerne i pentanekstrakterne var for lave til direkte at kunne detekteres på GCMS.

3.2 Databehandling

Generelt var permeabiliteten, porøsiteten, indholdet af kvarts i forhold til calcit og det specifikke overflade areal lavere ved kalk med højere hærdningsgrad, mens tørrumvægten var højere. Dette har betydning for estimering af porevandskoncentrationerne ved ligevægt med koncentrationerne målt i kalkmatricen i de niveauspecifikke dybder. Koncentrationen i grundvandet estimeres vha. følgende ligning (Feenstra et al., 1991):

$$C_w = \frac{C_T \cdot \rho_b}{K_d \cdot \rho_b + \theta}$$

hvor C_w er ligevægtskoncentrationen i grundvandet [mg/l], C_T er total koncentrationen på kalken [mg/kg TS], K_d er fordelingskoefficienten mellem kalk/vand [l/kg], ρ_b er kalkens tørrumvægt [kg/l], og θ er porøsiteten.

Den anvendte porøsitet og tørrumvægt vil variere med hærdningsgraden af kalken i den pågældende dybde (jf. Tabel 2), der er derfor anvendt en porøsitet på hhv. 10 % (H4), 25 % (H3) og 45 % (H1-H2) og en tørrumvægt på hhv. 2,4 g/cm³ (H4), 2,0 g/cm³ (H3), og 1,5 g/cm³ (H1-H2). Fordelingskoefficienten er baseret på det målte indhold af organisk kulstof på lokaliteten, samt eksperimentelt bestemte værdier sorption til kalk fra andre lokaliteter i Københavnsområdet (Saltzer, 2013), hvor der for PCE er fundet en logKOC på 3,1. For tørstof indhold er der anvendt 85 % baseret på kalk fra Naverland lokaliteten i Københavnsområdet (Janniche et al., 2013).

3.3 Data

Tabel 4: PCE koncentrationer i GEO5 i en given kote [m]. Koncentrationerne er angivet både som målte koncentrationer i kalkmatricen [$\mu\text{g}/\text{kg}$] og estimerede ligevægtskoncentrationer i grundvandet [$\mu\text{g}/\text{L}$]. Typen af udtag og tolket hårdhed af kalken er angivet. Der er detekteret en ikke kvantificerbar mængde TCE i 10 % af prøverne.

Kote [m]	Type/Hårdhed	PCE i matrix [$\mu\text{g}/\text{kg}$]	PCE i grundvand [$\mu\text{g}/\text{L}$]
19,9	Skrab (H4)	0,19	0,56
15,9	Skrab (H4)	0,06	0,19
15,4	Smulder (H3/H4)	0,04	0,11
14,7	Skrab (H4)	0,21	0,61
13,7	Udgrav (H2)	0,02	0,03
13,5	Skrab (H3)	0,03	0,06
13,2	Udgrav (H2)	0,02	0,04
12,9	Udgrav (H2)	0,02	0,02
12,7	Stumper (H2)	<0,01	<0,02
12,3	Stumper (H4)	<0,02	<0,05
12,1	Knust (H4)	<0,02	<0,05
11,4	Skrab (H3)	<0,01	<0,02
10,3	Knust (H3)	<0,02	<0,04
10,1	Stumper (H4)	<0,02	<0,04
10,0	Udstik (H1)	<0,01	<0,02
9,9	Udstik (H1)	<0,01	<0,02
9,8	Stumper (H3/H4)	i.a.	-
9,7	Smulder (H4)	<0,01	<0,03
9,5	Knust (H4)	<0,01	<0,02
9,0	Smulder (H4)	<0,01	<0,02
8,9	Skrab (H4)	0,02	0,06

i.a. angiver ikke analyseret (f.eks. opkoncentrering ikke mulig).

Tabel 5: PCE koncentrationer i GEO4 i en given kote [m]. Koncentrationerne er angivet både som målte koncentrationer i kalkmatricen [$\mu\text{g}/\text{kg}$] og estimerede ligevægtskoncentrationer i grundvandet [$\mu\text{g}/\text{L}$]. Typen af udtag og tolket hårdhed af kalken er angivet. Der er detekteret en ikke kvantificerbar mængde TCE i 10 % af prøverne.

Kote [m]	Type/Hårdhed	PCE i matrix [$\mu\text{g}/\text{kg}$]	PCE i grundvand [$\mu\text{g}/\text{L}$]
14,0	Skrab (H4)	i.a.	-
13,9	Knust (H4)	1,7	4,9
13,6	Stumper (H4)	<2,3	<6,7
13,1	Skrab (H4)	i.a.	-
12,5	Knust (H2)	3,4	5,3
11,6	Knust (H2)	i.a.	-
11,5	Skrab (H4)	i.a.	-
11,3	Knust (H4)	0,81	2,4
11,0	Udstik (H2)	1,9	2,9
10,8	Udstik (H2)	<1,1	<1,7
10,5	Udgrav (H2)	<0,7	<1,1
10,3	Smulder (H2)	<0,7	<1,1
10,2	Knust (H4)	<1,0	<2,9
9,5	Nemt skrab (H2)	<0,6	<1,0
9,4	Nemt skrab (H2)	<0,9	<1,4
9,2	Smulder (H2)	<0,6	<1,0
8,8	Skrab (H4)	<0,9	<2,7
8,6	Udstik (H2)	<1,8	<2,8
8,4	Skrab (H4)	<1,2	<3,5
7,9	Smulder (H4)	<0,5	<1,5
7,4	Stykker (H2)	<0,7	<1,1
7,0	Smulder (H3)	0,94	2,1
6,4	Knust (H3)	<0,4	<1,0
6,1	Udstik (H2)	i.a.	-
5,5	Udstik (H2)	1,2	1,8
5,1	Nemt skrab (H3)	<0,5	<1,2
4,9	Knust (H4)	0,93	2,7
4,2	Udstik/Smulder (H2)	2,2	3,4
3,3	Nemt skrab (H2)	<0,8	<1,3
3,0	Nemt skrab (H2)	0,98	1,5
2,7	Nemt skrab (H3)	<1,2	<2,7
2,1	Udstik (H1)	<1,3	<2,1
1,9	Nemt skrab (H2)	i.a.	-
1,8	Skrab (H3)	<1,3	<3,0
1,7	Flintegrus (H4/H5)	0,91	2,6
1,4	Udgrav (H2)	1,13	1,7
1,1	Knust (H4)	<1,3	<3,8
1,0	Knust (H4)	<1,0	<2,9
0,9	Knust (H4)	<0,5	<1,5
0,7	Udstik (H2)	<1,4	<2,2
0,4	Udstik (H2)	<0,8	<1,3

0,3	Nemt skrab (H2)	<1,0	<1,6
0,2	Udgrav (H2)	<0,7	<1,1
0,0	Udstik (H2/H3)	<1,1	<2,1
-0,3	Knust (H3)	<0,5	<1,2
-0,9	Knust (H4)	<0,5	<1,5
-1,0	Skrab (H4)	<0,8	<2,4
-1,2	Skrab (H4)	<2,0	<5,8
-1,5	Udgrav (H2)	i.a.	-
-1,9	Knust (H4)	<0,4	<1,2
-2,3	Udgrav/Smulder (H2)	<0,7	<1,1
-2,6	Knust (H4)	i.a.	-
-2,9	Knust (H3)	i.a.	-
-3,2	Knust (H4)	i.a.	-
-3,3	Smulder (H4)	i.a.	-
-3,5	Smulder (H4)	i.a.	-
-3,9	Skrab (H4)	i.a.	-
-4,0	Knust (H4)	<1,0	<2,9
-4,5	Udgrav (H2/H3)	<1,0	<2,0
-4,7	Smulder (H4)	i.a.	-
-4,9	Udgrav/Smulder (H4)	i.a.	-
-5,1	Knust (H4)	<1,0	<2,9
-5,3	Knust (H4)	<0,9	<2,7
-5,4	Skrab (H4)	<0,7	<2,1

i.a. angiver ikke analyseret (f.eks. opkoncentrering ikke mulig).

Tabel 6: PCE koncentrationer i GEO9 i en given kote [m]. Koncentrationerne er angivet både som målte koncentrationer i kalkmatricen [$\mu\text{g}/\text{kg}$] og estimerede ligevægtskoncentrationer i grundvandet [$\mu\text{g}/\text{L}$]. Typen af udtag og tolket hårdhed af kalken er angivet. Der er detekteret en ikke kvantificerbar mængde TCE i 40 % af prøverne.

Kote [m]	Type/Hårdhed	PCE i matrix [$\mu\text{g}/\text{kg}$]	PCE i grundvand [$\mu\text{g}/\text{L}$]
14,7	(H4)	i.a.	-
14,5	(H4)	<3,1	<9,0
14,4	(H4)	i.a.	-
14,2	(H4)	i.a.	-
12,9	(H3)	<0,4	<1,0
12,2	(H3)	<0,4	<1,0
11,5	(H4)	<0,8	<2,4
10,8	(H4)	<0,4	<1,2
10,7	(H4)	<0,4	<1,2
10,4	(H4)	<0,6	<1,8
10,3	(H4)	i.a.	-
10,1	(H4)	<0,4	<1,2
9,9	(H4)	<0,4	<1,2
9,5	(H2)	<0,3	<0,5
9,3	(H2)	<1,8	<2,8
9,0	(H2)	<0,9	<1,4
8,7	(H1)	i.a.	-
8,5	(H3)	<0,4	<1,0
8,1	(H4)	<0,5	<1,5
7,8	(H4)	<0,4	<1,2
6,8	(H4)	i.a.	-
6,0	(H4)	<0,4	<1,2
3,9	(H4)	i.a.	-
3,6	(H2)	0,52	0,81
3,3	(H4)	i.a.	-
3,1	(H2)	<0,7	<1,1
2,7	(H2)	<0,3	<0,5
2,2	(H3)	0,90	2,0
1,7	(H2)	<1,1	<1,7
1,2	(H2)	i.a.	-
0,8	(H4)	<0,5	<1,5
0,1	(H4)	<1,4	<4,1
-0,9	(H4)	<0,4	<1,2
-2,0	(H2)	i.a.	-
-2,2	(H3)	i.a.	-
-2,6	(H3)	<0,7	<1,6
-2,9	(H3)	<1,4	<3,2

i.a. angiver ikke analyseret (f.eks. opkoncentrering ikke mulig).

4. Separationspumpning

4.1 Prøvetagning

Niveauspecifik prøvetagning vha. separationspumpning blev udført i GEO2, GEO3, GEO4, GEO5 og GEO9. I alle boringer, med undtagelse af GEO4, blev separationspumpning assisteret af en heat pulse probe (jf. Figur 6). Heat pulse proben blev anvendt til at bestemme, hvornår separationspumpningen havde skabt et vandskel umiddelbart ud for prøvetagningspumpens indtag.



Figur 6: Niveauspecifik prøvetagning vha. separationspumpning med heat pulse probe til bestemmelse af vandskel. Nedsænkning af heat pulse proben (tv.) og opstilling til feltmålinger med flow celle (th.).

Generelt blev der pumpet 1-10 l/min fra hver separationspumpe, mens der fra prøvetagningspumpen blev pumpet omkring 10 % af det samlede flow fra separationspumperne. For at sikre, at vandet der prøvetages er fra det specifikke niveau, hvor prøvetagningspumpen har sit indtag, da bør prøvetagningspumpens ydelse ideelt set være lav i forhold til den totale pumpehastighed (<1 %) (Nilsson et al., 1995). Der var en betydelig variation i den tid det tog før det lykkedes at indstille separationspumperne i de specifikke niveauer, men det vurderes at den gennemsnitlige pumpetid var omkring 20 min.

Prøvetagningen af borerne er udført med visse forskelle, hovedsageligt pga. forskellige dimensioner på filterrørene (GEO, 2006; 2015). I GEO2 og GEO3 er der store filterrør (Ø165 mm), mens der i GEO4, GEO5 og GEO9 er betydeligt mindre filterrør (Ø90 mm).

Prøvetagningen i de store filterrør anses for at være udført under de mest optimale forhold, hvilket bestyrkes af at feltmålingerne af især O₂ og ledningsevne er forskellige for hver indstrømningszone.

Prøvetagningen i de mindre filterrør krævede en modifikation af metoden, hvilket gav visse udfordringer. I de smalle filterrør var der ikke plads til at have pumperne (MP1) monteret ved siden af heat pulse proben. Dermed kunne separationspumperne ikke monteres én meter hhv. over og under varmfeltet som det var tilfældet i de større filterrør. I stedet er separationspumperne monteret ca. to meter hhv. over og under varmfeltet, og prøvetagningspumpen er ligeledes installeret godt to meter over indtag (slange) ved varmfeltet. Denne øgede afstand umuliggjorde prøvetagning med separation i de to øverste niveauer i GEO5 og det øverste niveau i GEO4/GEO9, da de øvre pumper var over vandspejlet.

Det var desuden svært at nedjustere ydelsen på prøvetagningspumpen (MP1), der lejlighedsvis gik i stå (sandsynligvis pga. varmeudvikling ved for lavt flow i det smalle filterrør), mens den nedre separationspumpe havde problemer med pulserende vandstråle, hvis flowet blev skruet for langt ned.

For GEO4 specifikt gælder det, at separationspumpningen blev udført uden heat pulse proben til at lokalisere vandskellet og er i stedet baseret på flow loggen (heat pulse udstyret var endnu ikke var tilpasset de mindre filterrør). Hermed vides det ikke med sikkerhed og der er dannet et vandskel præcist i den ønskede dybde. I GEO4 er der en meget stor indstrømningszone i kote 8,6 m (GEO, 2015), hvilket var styrende for hvor meget der blev pumpet fra separationspumperne. Under kote 8,6 m blev der pumpet dobbelt så meget i den øvre separationspumpe som i den nede. Over kote 8,6 m blev der pumpet 2-5 gange så meget i den nedre separationspumpe som i den øvre, jo længere væk fra indstrømningszonen des mindre var den relative ydelse af den øvre separationspumpe.

Fælles for prøvetagningen i de smalle filterrør i forhold til de større filterrør var, at man ikke så den samme variation i feltmålingerne af O₂, mens der stadig sås noget variation i ledningsevne i forbindelse med de enkelte indstrømningszoner. Den største variation sås generelt mellem de 1-2 øvre niveauer uden separationspumpning og de dybere niveauer.

4.2 Data

Udover måling af feltparametre med flow cellen (O₂, ledningsevne, temperatur, pH), blev prøverne analyseret for redox forbindelserne nitrat, jern, mangan og sulfat og de chlorerede opløsningsmidler PCE, TCE, cis-DCE, trans-DCE, 1,1-DCE, VC, 1,1,1-TCA, 1,1-DCA og CA (jf. Tabel 7-Tabel 11). Af de analyserede chlorerede forbindelser blev der kun detekteret PCE, TCE og cis-DCE.

Der blev desuden udtaget og sendt prøver til isotopfraktionering (Neuchâtel universitet) fra udvalgte boringer (GEO2, GEO3, GEO4, GEO5 og GEO9) med henblik på vurderingen af betydningen af diffusion ind i kalkmatricen.

Tabel 7: Vandprøver udtaget ved separationspumpning i GEO5 (u. afværgepumpning) i uge 51 (2014) med angivelse af kote [m], de målte feltparametre pH, temperatur [°C], ledningsevne [µS/cm] og ilt [mg/L], samt analyse resultater [mg/L] for nitrat, jern, mangan, sulfat og chlorid og analyse resultater [µg/L] for PCE, TCE og cis-DCE.

Kote [m]	pH	Temp [°C]	Ledn. [µS/cm]	O ₂ [mg/L]	N-NO ₃ ⁻ [mg/L]	Jern [mg/L]	Mn [mg/L]	S-SO ₄ ²⁻ [mg/L]	Cl [mg/L]	PCE [µg/L]	TCE [µg/L]	Cis-DCE [µg/L]
17,5	7,0	10,3	1139	1,8	3,3	0,17	0,03	35	123	39	1,4	0,35
16,2	7,0	8,5	1177	2,1	3,7	0,13	0,04	28	131	41	2,0	0,53
14,6	7,0	9,7	1206	1,7	2,4	0,12	0,03	27	110	12	0,47	0,10
13,5	6,9	10,0	1116	1,2	2,5	0,17	0,03	37	108	13	0,50	0,12
12,4	6,9	10,0	1119	1,3	2,6	0,18	0,03	38	114	14	0,55	0,11
11,0	6,9	10,4	1124	1,3	1,2	0,12	0,03	30	50	13	0,52	0,12
10,5	6,9	10,7	1127	1,3	2,1	0,11	0,03	29	102	15	0,60	0,13

Tabel 8: Vandprøver udtaget ved separationspumpning i GEO4 i uge 50 (2014) med angivelse af kote [m], de målte feltparametre pH, temperatur [°C], ledningsevne [µS/cm] og ilt [mg/L], samt analyse resultater [mg/L] for nitrat, jern, mangan, sulfat og chlorid og analyse resultater [µg/L] for PCE, TCE og cis-DCE.

Kote [m]	pH	Temp [°C]	Ledn. [µS/cm]	O ₂ [mg/L]	N-NO ₃ ⁻ [mg/L]	Jern [mg/L]	Mn [mg/L]	S-SO ₄ ²⁻ [mg/L]	Cl [mg/L]	PCE [µg/L]	TCE [µg/L]	Cis-DCE [µg/L]
16,8	6,9	10,9	1538	2,3	4,7	0,21	0,03	35	264	12	<0,02	<0,02
14,2	7,0	10,8	1097	0,91	1,6	0,54	0,04	46	110	12	<0,02	<0,02
12,0	7,0	10,8	1132	1,1	2,0	0,68	0,04	50	113	11	<0,02	<0,02
10,3	7,0	10,8	1037	0,77	1,3	0,74	0,03	50	89	4,9	<0,02	<0,02
8,6	7,0	10,6	978	0,85	1,4	0,78	0,03	59	88	2,9	<0,02	<0,02
6,8	7,0	10,7	1033	0,81	1,3	0,65	0,03	51	86	4,0	<0,02	<0,02
4,7	7,0	10,6	1017	0,72	1,1	0,55	0,04	47	93	2,9	<0,02	<0,02
2,8	7,0	11,1	1051	0,84	1,5	0,56	0,04	55	82	5,1	<0,02	<0,02
1,6	7,0	10,1	1035	0,77	1,1	0,71	0,04	47	84	4,3	<0,02	<0,02

Tabel 9: Vandprøver udtaget ved separationspumpning i GEO3 i uge 42 (2014) med angivelse af kote [m], de målte feltparametre pH, temperatur [°C], ledningsevne [µS/cm] og ilt [mg/L], samt analyse resultater [mg/L] for nitrat, jern, mangan, sulfat og chlorid og analyse resultater [µg/L] for PCE, TCE og cis-DCE.

Kote [m]	pH	Temp [°C]	Ledn. [µS/cm]	O ₂ [mg/L]	N-NO ₃ ⁻ [mg/L]	Jern [mg/L]	Mn [mg/L]	S-SO ₄ ²⁻ [mg/L]	Cl [mg/L]	PCE [µg/L]	TCE [µg/L]	Cis-DCE [µg/L]
14,2	7,0	11,4	1360	3,0	4,3	0,13	<0,01	36	199	44	0,06	<0,02
13,1	7,0	11,4	1310	2,5	4,0	0,13	<0,01	36	185	25	0,03	<0,02
11,6	7,0	11,7	1271	2,2	3,6	0,12	<0,01	41	163	45	0,07	<0,02
9,8	6,9	11,6	1263	2,2	3,6	0,11	<0,01	40	162	40	0,07	<0,02
8,6	7,0	11,7	1217	1,6	3,1	0,12	<0,01	44	156	25	0,04	<0,02
7,1	6,9	11,7	1206	1,5	2,2	0,12	<0,01	38	113	26	0,04	<0,02
5,6	7,0	11,7	1212	1,5	2,2	0,12	<0,01	40	111	28	0,04	<0,02
3,7	6,9	11,4	1183	1,1	1,3	0,12	<0,01	30	69	25	0,04	<0,02
2,6	6,9	11,6	1167	1,1	2,1	0,12	<0,01	44	103	23	0,05	<0,02

Tabel 10: Vandprøver udtaget ved separationspumpning i GEO2 i uge 42 (2014) med angivelse af kote [m], de målte feltparametre pH, temperatur [°C], ledningsevne [µS/cm] og ilt [mg/L], samt analyse resultater [mg/L] for nitrat, jern, mangan, sulfat og chlorid og analyse resultater [µg/L] for PCE, TCE og cis-DCE. Cis-DCE er detekteret i GEO2, men er ikke kvantificerbart. Ikke detekteret angivet som n.d.

Kote [m]	pH	Temp [°C]	Ledn. [µS/cm]	O ₂ [mg/L]	N-NO ₃ ⁻ [mg/L]	Jern [mg/L]	Mn [mg/L]	S-SO ₄ ²⁻ [mg/L]	Cl [mg/L]	PCE [µg/L]	TCE [µg/L]	Cis-DCE [µg/L]
14,2	7,0	12,4	986	1,5	1,3	0,32	0,02	16	105	4,8	0,47	<0,05
12,2	7,0	12,3	988	1,6	1,4	0,32	0,02	17	101	5,2	0,48	<0,05
9,7	7,0	12,2	904	0,57	0,60	0,36	0,02	17	68	5,7	0,57	<0,05
8,7	7,0	12,2	901	0,60	0,75	0,33	0,02	14	75	3,6	0,52	<0,05
7,2	7,1	12,0	800	0,31	n.d.	0,40	0,03	12	47	2,1	0,71	<0,05
5,2	7,1	11,8	780	0,30	0,29	0,39	0,03	13	62	1,9	0,67	<0,05
3,5	7,1	12,0	900	1,4	0,82	0,36	0,02	12	100	2,4	0,49	<0,05
2,2	7,1	11,0	912	1,5	0,64	0,35	0,02	12	86	2,2	0,50	<0,05
1,0	7,0	10,9	958	1,9	0,96	0,31	0,02	12	99	3,0	0,79	<0,05
0,2	7,1	10,9	936	2,0	0,76	0,32	0,02	8,7	93	2,5	0,73	<0,05
-0,8	7,1	11,0	927	2,2	0,88	0,34	0,02	9,7	102	2,1	0,62	<0,05

Tabel 11: Vandprøver udtaget ved separationspumpning i GEO9 i uge 51 (2014) med angivelse af kote [m], de målte feltparametre pH, temperatur [°C], ledningsevne [$\mu\text{S}/\text{cm}$] og ilt [mg/L], samt analyse resultater [mg/L] for nitrat, jern, mangan, sulfat og chlorid og analyse resultater [$\mu\text{g}/\text{L}$] for PCE, TCE og cis-DCE. Ikke detekteret angivet som n.d.

Kote [m]	pH	Temp [°C]	Ledn. [$\mu\text{S}/\text{cm}$]	O ₂ [mg/L]	N-NO ₃ ⁻ [mg/L]	Jern [mg/L]	Mn [mg/L]	S-SO ₄ ²⁻ [mg/L]	Cl [mg/L]	PCE [$\mu\text{g}/\text{L}$]	TCE [$\mu\text{g}/\text{L}$]	Cis-DCE [$\mu\text{g}/\text{L}$]
16,5	7,0	10,0	908	0,60	0,23	0,61	0,04	25	78	0,58	0,23	<0,02
14,4	7,0	10,1	909	0,54	0,23	0,68	0,04	24	77	1,5	0,61	0,08
12,7	7,0	10,1	911	0,53	0,24	0,66	0,04	27	78	2,1	0,77	0,06
10,8	7,0	10,2	910	0,53	0,22	0,66	0,04	24	69	2,3	0,81	0,07
9,0	7,0	10,2	914	0,53	0,25	0,65	0,04	26	78	2,3	0,80	0,07
8,1	7,0	10,3	911	0,54	0,21	0,69	0,04	23	59	2,1	0,77	0,07
6,5	7,0	10,3	914	0,53	0,26	0,65	0,04	27	81	2,4	0,88	0,08
4,7	7,0	10,4	837	0,54	n.d.	0,80	0,04	17	72	2,1	1,3	0,11
3,0	7,0	10,4	857	0,57	n.d.	0,56	0,03	17	65	2,9	0,97	0,10
1,1	7,1	10,4	820	0,57	n.d.	0,74	0,04	15	72	1,5	1,4	0,13
-1,2	7,1	10,4	801	0,58	n.d.	0,67	0,04	8,9	39	1,4	1,7	0,12

5. Snap samplere

5.1 Prøvetagning

Niveauspecifik prøvetagning vha. passive snap samplere (udlånt af Region Sjælland) blev udført i PB, GEO3, GEO4, GEO5, GEO9, GEO17 og GEO18. Der er udført flere prøvetagningsrunder for nogle af borerne, samt under forskellige afværge forhold (afværgepumpen hhv. tændt og slukket). Desuden blev snap samplerne under nogle prøvetagningsrunder arrangeret med to snap samplere a 26,7 cm på hver pneumatisk aktuator (jf. Figur 7), mens der under de andre prøvetagninger kun blev taget en prøve fra den øvre af de to samplere. For detaljer henvises til Tabel 1.

Snap samplerne på de enkelte pneumatisk aktuatorer fik opmålt slanger til trykudløsningen og aktuatorerne blev bundet sammen med den ønskede indbyrdes afstand. I 2014 blev der brugt en snor til montering/installering af snap samplerne, mens der i 2015 blev brugt en metalkæde, da dette giver den mest korrekte placering i de ønskede niveauer (giver sig ikke). Samplerne blev udstyret med 125 ml flasker og nedsænket i boringen. Samplerne blev normalt efterladt i boringen i 6-7 dage, mens de i uge 12-15 (2015) blev efterladt i boringen hhv. én uge og to uger. Under de eksisterende flow forhold var der ingen indikation på, at det gav bedre resultater at efterlade snap samplerne endnu en uge. Dermed er alle andre prøvetagningsrunder udført med én uges varighed. Den undersøgte varighed er i overensstemmelse med hvor længe snap samplerne blev efterladt i sprækkede sandsten og dolomit grundvandsmagasiner i andre tilfælde (Britt et al., 2010).

Trykudløsningen af samplerne forløb generelt uproblematisk. De øverste snap samplere blev udløst først, hvorved eventuelle dannede luftbobler ikke kunne forstyrre prøverne i de andre niveauer. I et enkelt niveau i GEO9 var begge snap samplere ikke blevet udløst, dette formodes at skyldes en forglemmelse, hvorved niveauet er blevet sprunget over i udløsningsprocessen. Ved prøvetagning i uge 40-41 (2015) blev det forsøgt at koble flere niveauer på samme trykudløsningslange til samtidig udløsning, dette fungerede dog ikke særlig godt (utætheder, ikke nok tryk). For detaljer om diverse procedurer henvises der til producentens hjemmeside (<http://www.snapsampler.com/>).



Figur 7: Niveauspecifik prøvetagning vha. passive snap samplere. Fra venstre: aktuator med to snap samplere til 125 ml flasker, line med række af sammenbundne snap samplere, og snap samplere installeret i boring.

For at minimere en eventuel vertikal strømning i boringen kan der anvendes såkaldte baffles (plastskiver med slidser til slanger) mellem snap samplerne. Disse har til formål fysisk at stoppe den vertikale strømning imellem prøvetagningsniveauerne. Det blev dog fundet, at med mange trykudløsningsslanger i et smalt filterrør, så var disse svære at installere på en ordentlig måde, så der skabes en forsegling mellem niveauerne. Anvendelsen af baffles vil desuden ikke kunne forhindre vertikal strømning i gruskastningen. Region Sjælland er begyndt at bruge nogle tykkere gummiskiver som baffles (Milter, 2015), hvilket skulle lave en bedre forsegling, da gummi er mere fleksibelt en plastskiverne. Dette vil evt. være en egnet mulighed i større boringer med særlig relevans for ikke filtersatte boringer.

Det kan nævnes, at det ved installeringen af snap samplerne blev observeret, at samplerne udløste sig selv (delvis ved mere end 8 m under vandspejlet og helt ved mere end 12 m under vandspejlet), hvis de blev trukket op af boringen uden først at være forsøgt udløst. Dette skyldes ifølge producenten, at der i den pneumatiske aktuator sidder en ventil der tillader trykudligning under nedsækning af samplerne ved at lade vandet løbe ind i luftslangen til trykudløsning. Hvis samplerne trækkes op fra større dybder vil trykket fra den vandsøjle der er opbygget i luftslangen kunne udløse samplerne.

Efter alle niveauer var udløst blev samplerne trukket op og snap sampler flaskerne blev udstyret med låg med septa. Derfra blev der overført 2x20 ml til

20 ml VOA flasker (udtaget med kanyle gennem snap låg) til analyse af chlorerede forbindelse, 2x20 ml til jern- og mangan analyse og 2x5 ml til nitrat og sulfat analyse.

5.2 Data

Grundvandet fra snap samplerne er analyseret for redox forbindelserne nitrat, jern, mangan og sulfat og de chlorerede opløsningsmidler PCE, TCE, cis-DCE, trans-DCE, 1,1-DCE, VC, 1,1,1-TCA, 1,1-DCA og CA (jf. Tabel 12-Tabel 23). Af de analyserede chlorerede forbindelser blev der kun detekteret PCE, TCE, cis-DCE, 1,1-DCE og 1,1,1-TCA, hvoraf de to sidstnævnte kun blev detekteret i GEO5 på kildegrunden.

Tabel 12: Vandprøver udtaget med snap samplere i PB i uge 42-43 (2015) med angivelse af kote [m], analyse resultater [mg/L] for nitrat, sulfat og chlorid og analyse resultater [µg/L] for PCE, TCE og cis-DCE. (i.a.) angiver ikke analyseret (prøve udtaget).

Kote [m]	N-NO ₃ ⁻ [mg/L]	Jern [mg/L]	Mn [mg/L]	S-SO ₄ ²⁻ [mg/L]	Cl [mg/L]	PCE [µg/L]	TCE [µg/L]	Cis-DCE [µg/L]
18,5	3,5	(i.a.)	(i.a.)	7,5	174	15	<0,1	<0,1
18,3	1,9	(i.a.)	(i.a.)	6,6	96	13	<0,1	<0,1
17,6	4,3	(i.a.)	(i.a.)	9,4	190	19	<0,1	<0,1
17,4	5,5	(i.a.)	(i.a.)	8,6	245	35	<0,1	<0,1
16,3	4,8	(i.a.)	(i.a.)	9,0	261	77	<0,1	<0,1
16,1	3,1	(i.a.)	(i.a.)	6,8	179	83	<0,1	<0,1
15,2	4,8	(i.a.)	(i.a.)	11	295	62	<0,1	<0,1
15,0	4,7	(i.a.)	(i.a.)	11	257	58	<0,1	<0,1

Tabel 13: Vandprøver udtaget med snap samplere i PB i uge 45-46 (2015) med angivelse af kote [m], og analyse resultater [µg/L] for PCE, TCE og cis-DCE. (i.a.) angiver ikke analyseret (prøve udtaget).

Kote [m]	N-NO ₃ ⁻ [mg/L]	Jern [mg/L]	Mn [mg/L]	S-SO ₄ ²⁻ [mg/L]	Cl [mg/L]	PCE [µg/L]	TCE [µg/L]	Cis-DCE [µg/L]
18,5	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	8,1	<0,03	<0,03
17,6	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	6,3	<0,03	<0,03
16,3	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	4,8	<0,03	<0,03
15,2	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	3,3	<0,03	<0,03

Tabel 14: Vandprøver udtaget med snap samplere i GEO5 (u. afværgepumpning) i uge 50-51 (2014) med angivelse af kote [m], analyse resultater [mg/L] for nitrat, jern, mangan, sulfat og chlorid og analyse resultater [µg/L] for PCE, TCE, cis-DCE, 1,1-DCE og 1,1,1-TCA.

Kote [m]	N-NO ₃ ⁻ [mg/L]	Jern [mg/L]	Mn [mg/L]	S-SO ₄ ²⁻ [mg/L]	Cl [mg/L]	PCE [µg/L]	TCE [µg/L]	Cis-DCE [µg/L]	1,1-DCE [µg/L]	1,1,1-TCA [µg/L]
17,6	3,7	<0,08	0,06	23	140	58	1,5	0,68	0,09	0,10
17,4	6,6	<0,08	0,05	16	149	91	1,8	0,71	0,08	0,06
16,3	8,0	<0,08	0,04	15	189	143	2,9	1,00	0,14	0,14
16,1	7,5	<0,08	0,04	13	172	155	3,4	0,85	0,12	0,15
14,7	6,5	0,08	0,05	18	181	171	5,4	1,4	0,21	0,15
14,5	6,0	<0,08	0,05	17	188	181	5,4	1,4	0,21	0,19
13,6	6,9	<0,08	0,05	19	195	170	5,9	1,3	0,21	0,19
13,4	6,9	<0,08	0,05	18	198	146	5,3	1,5	0,23	0,20
12,5	5,6	<0,08	0,04	22	177	102	3,4	0,95	0,15	0,18
12,3	5,8	<0,08	0,04	22	185	113	3,9	0,84	0,13	0,19
11,1	3,3	<0,08	0,03	22	135	77	2,5	0,48	0,08	0,19
10,9	4,7	<0,08	0,03	25	170	66	2,0	0,59	0,09	0,20
10,4	5,1	<0,08	0,04	24	176	133	2,9	0,74	0,11	0,15
10,2	4,2	<0,08	0,04	22	176	93	2,9	0,71	0,11	0,19

Tabel 15: Vandprøver udtaget med snap samplere i GEO5 (u. afværgepumpning) i uge 42-43 (2015) med angivelse af kote [m], analyse resultater [mg/L] for nitrat, sulfat og chlorid og analyse resultater [µg/L] for PCE, TCE og cis-DCE. (i.a.) angiver ikke analyseret (prøve udtaget).

Kote [m]	N-NO ₃ ⁻ [mg/L]	Jern [mg/L]	Mn [mg/L]	S-SO ₄ ²⁻ [mg/L]	Cl [mg/L]	PCE [µg/L]	TCE [µg/L]	Cis-DCE [µg/L]
17,6	1,8	(i.a.)	(i.a.)	23	61	150	<0,1	<0,1
17,4	2,9	(i.a.)	(i.a.)	36	107	130	<0,1	<0,1
16,3	5,5	(i.a.)	(i.a.)	24	122	79	<0,1	<0,1
16,1	4,7	(i.a.)	(i.a.)	25	108	76	<0,1	<0,1
14,7	4,4	(i.a.)	(i.a.)	30	124	76	<0,1	<0,1
14,5	4,2	(i.a.)	(i.a.)	29	122	77	<0,1	<0,1
13,6	3,2	(i.a.)	(i.a.)	23	98	79	<0,1	<0,1
13,4	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
12,5	3,9	(i.a.)	(i.a.)	31	130	31	<0,1	<0,1
12,3	3,8	(i.a.)	(i.a.)	30	134	33	<0,1	<0,1
11,1	3,5	(i.a.)	(i.a.)	31	128	33	2,3	<0,1
10,9	2,5	(i.a.)	(i.a.)	25	96	31	<0,1	<0,1
10,2	3,1	(i.a.)	(i.a.)	29	110	31	<0,1	<0,1
10,0	3,2	(i.a.)	(i.a.)	32	119	30	<0,1	<0,1

Tabel 16: Vandprøver udtaget med snap samplere i GEO5 (u. afværgespumpning) i uge 45-46 (2015) med angivelse af kote [m], og analyse resultater [$\mu\text{g/L}$] for PCE, TCE og cis-DCE. (i.a.) angiver ikke analyseret (prøve udtaget).

Kote [m]	N-NO ₃ ⁻ [mg/L]	Jern [mg/L]	Mn [mg/L]	S-SO ₄ ²⁻ [mg/L]	Cl [mg/L]	PCE [$\mu\text{g/L}$]	TCE [$\mu\text{g/L}$]	Cis-DCE [$\mu\text{g/L}$]
17,6	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	24	<0,03	<0,03
16,3	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	23	<0,03	<0,03
14,7	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	18	<0,03	<0,03
13,6	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	16	<0,03	<0,03
12,5	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	15	<0,03	<0,03
11,1	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	12	<0,03	<0,03
10,2	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	9,7	<0,03	<0,03

Tabel 17: Vandprøver udtaget med snap samplere i GEO5 (m. afværgespumpning) i uge 12-13 (2015) med angivelse af kote [m], analyse resultater [mg/L] for nitrat, jern, mangan, sulfat og chlorid og analyse resultater [$\mu\text{g/L}$] for PCE, TCE og cis-DCE.

Kote [m]	N-NO ₃ ⁻ [mg/L]	Jern [mg/L]	Mn [mg/L]	S-SO ₄ ²⁻ [mg/L]	Cl [mg/L]	PCE [$\mu\text{g/L}$]	TCE [$\mu\text{g/L}$]	Cis-DCE [$\mu\text{g/L}$]
17,5	1,2	0,03	<0,1	50	78	0,29	<0,03	<0,03
16,2	0,96	0,02	<0,1	48	65	0,32	<0,03	<0,03
14,6	1,1	0,03	<0,1	50	77	<0,03	<0,03	<0,03
13,5	1,2	0,04	<0,1	49	78	0,05	<0,03	<0,03
12,4	1,2	0,04	<0,1	50	78	<0,03	<0,03	<0,03
11,0	0,87	0,05	<0,1	48	58	<0,03	<0,03	<0,03
10,3	1,1	0,21	<0,1	49	77	<0,03	<0,03	<0,03

Tabel 18: Vandprøver udtaget med snap samplere i GEO5 (m. afværgespumpning) i uge 40-41 (2015) med angivelse af kote [m], analyse resultater [mg/L] for nitrat, sulfat og chlorid og analyse resultater [$\mu\text{g/L}$] for PCE, TCE og cis-DCE. (i.a.) angiver ikke analyseret (prøve udtaget).

Kote [m]	N-NO ₃ ⁻ [mg/L]	Jern [mg/L]	Mn [mg/L]	S-SO ₄ ²⁻ [mg/L]	Cl [mg/L]	PCE [$\mu\text{g/L}$]	TCE [$\mu\text{g/L}$]	Cis-DCE [$\mu\text{g/L}$]
17,6	1,3	(i.a.)	(i.a.)	47	73	<0,12	<0,1	<0,1
16,3	1,3	(i.a.)	(i.a.)	48	73	<0,12	<0,1	<0,1
14,7	1,3	(i.a.)	(i.a.)	48	71	<0,12	<0,1	<0,1
13,6	1,3	(i.a.)	(i.a.)	48	73	<0,12	<0,1	<0,1
12,5	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
11,1	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
10,2	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	<0,12	<0,1	<0,1

Tabel 19: Vandprøver udtaget med snap samplere i GEO4 i uge 49-50 (2014) med angivelse af kote [m], analyse resultater [mg/L] for nitrat, jern, mangan, sulfat og chlorid og analyse resultater [µg/L] for PCE, TCE og cis-DCE.

Kote [m]	N-NO ₃ ⁻ [mg/L]	Jern [mg/L]	Mn [mg/L]	S-SO ₄ ²⁻ [mg/L]	Cl [mg/L]	PCE [µg/L]	TCE [µg/L]	Cis-DCE [µg/L]
16,9	6,0	<0,08	0,04	40	300	17	<0,02	<0,02
16,6	4,1	<0,08	0,03	40	249	36	0,05	<0,02
14,3	2,9	<0,08	0,03	45	177	22	0,02	<0,02
14,0	3,0	<0,08	0,03	45	185	25	0,03	<0,02
12,1	3,2	<0,08	0,03	45	167	21	0,02	<0,02
11,8	3,0	<0,08	0,03	46	163	20	0,02	<0,02
10,4	2,4	<0,08	0,03	46	142	20	0,02	<0,02
10,1	2,0	<0,08	0,03	34	113	20	0,02	<0,02
8,7	2,1	0,16	0,03	39	108	18	<0,02	<0,02
8,4	3,0	<0,08	0,03	45	138	6,7	<0,02	<0,02
6,9	3,2	0,13	0,03	46	170	18	0,02	<0,02
6,6	2,9	0,14	0,03	46	156	18	<0,02	<0,02
4,8	3,4	0,13	0,03	50	209	19	0,03	<0,02
4,5	3,3	0,13	0,03	50	202	25	0,04	<0,02
2,9	2,8	0,12	0,03	39	160	18	0,02	<0,02
2,6	2,4	0,12	0,03	49	144	21	0,03	<0,02
1,3	2,0	0,12	0,03	40	121	13	0,02	<0,02
1,0	2,8	0,12	0,04	44	105	13	0,02	<0,02

Tabel 20: Vandprøver udtaget med snap samplere i GEO3 i uge 13-15 (2015) med angivelse af kote [m], analyse resultater [mg/L] for nitrat, jern, mangan, sulfat og chlorid og analyse resultater [µg/L] for PCE, TCE og cis-DCE.

Kote [m]	N-NO ₃ ⁻ [mg/L]	Jern [mg/L]	Mn [mg/L]	S-SO ₄ ²⁻ [mg/L]	Cl [mg/L]	PCE [µg/L]	TCE [µg/L]	Cis-DCE [µg/L]
14,2	2,2	0,02	<0,1	25	92	61	<40	<40
13,1	2,8	0,02	<0,1	25	132	67	<40	<40
11,6	4,1	0,03	<0,1	36	132	67	<40	<40
9,8	3,1	0,02	<0,1	43	129	55	<40	<40
8,6	1,6	0,02	<0,1	39	110	20	0,05	<0,03
7,1	2,1	0,02	<0,1	42	143	22	0,05	<0,03
5,6	2,2	0,02	<0,1	43	172	22	0,04	<0,03
3,7	2,2	0,06	<0,1	43	112	23	0,04	<0,03
2,6	2,2	0,34	<0,1	44	93	23	0,04	<0,03

Tabel 21: Vandprøver udtaget med snap samplere i GEO9 i uge 49-50 (2014) med angivelse af kote [m], analyse resultater [mg/L] for nitrat, jern, mangan, sulfat og chlorid og analyse resultater [µg/L] for PCE, TCE og cis-DCE. Ikke detekteret angivet som n.d.

Kote [m]	N-NO ₃ ⁻ [mg/L]	Jern [mg/L]	Mn [mg/L]	S-SO ₄ ²⁻ [mg/L]	Cl [mg/L]	PCE [µg/L]	TCE [µg/L]	Cis-DCE [µg/L]
16,6	n.d.	0,92	0,04	24	75	1,4	0,74	0,08
16,3	n.d.	0,92	0,04	24	76	1,5	0,80	0,07
12,8	0,09	0,94	0,04	24	75	1,7	0,79	0,08
12,5	n.d.	0,97	0,04	24	77	1,7	0,82	0,07
10,9	n.d.	0,96	0,04	24	73	1,7	0,84	0,08
10,6	n.d.	0,94	0,04	24	65	1,9	0,92	0,08
8,2	n.d.	0,97	0,04	25	75	1,7	0,81	0,07
7,9	n.d.	0,98	0,05	24	70	1,7	0,77	0,08
6,6	n.d.	0,97	0,04	24	68	1,8	0,77	0,07
6,3	0,10	0,97	0,04	25	77	1,7	0,80	0,07
4,8	n.d.	0,82	0,04	15	56	1,4	1,2	0,12
4,5	n.d.	0,83	0,04	15	66	1,8	1,4	0,11
1,2	n.d.	0,84	0,04	13	59	1,1	1,7	0,05
0,9	n.d.	1,2	0,04	12	55	0,37	0,56	0,12
-1,0	n.d.	3,3	0,08	8,1	25	0,50	0,64	0,05

Tabel 22: Vandprøver udtaget med snap samplere i GEO17 i uge 50-51 (2015) med angivelse af kote [m], analyse resultater [mg/L] for nitrat, jern, mangan og sulfat og analyse resultater [µg/L] for PCE, TCE og cis-DCE. (i.a.) angiver ikke analyseret (prøve udtaget).

Kote [m]	N-NO ₃ ⁻ [mg/L]	Jern [mg/L]	Mn [mg/L]	S-SO ₄ ²⁻ [mg/L]	Cl [mg/L]	PCE [µg/L]	TCE [µg/L]	Cis-DCE [µg/L]
12,3	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	4,6	<0,03	<0,03
12,1	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	4,8	<0,03	<0,03
10,7	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	3,7	<0,03	<0,03
10,5	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	4,4	<0,03	<0,03
9,5	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	2,0	<0,03	<0,03
9,3	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	2,4	<0,03	<0,03
8,4	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	1,0	<0,03	<0,03
8,2	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	1,1	<0,03	<0,03
7,3	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	2,0	<0,03	<0,03
7,1	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	2,4	<0,03	<0,03

Tabel 23: Vandprøver udtaget med snap samplers i GEO18 i uge 50-51 (2015) med angivelse af kote [m], analyse resultater [mg/L] for nitrat, sulfat og chlorid og analyse resultater [µg/L] for PCE, TCE og cis-DCE. (i.a.) angiver ikke analyseret (prøve udtaget).

Kote [m]	N-NO ₃ ⁻ [mg/L]	Jern [mg/L]	Mn [mg/L]	S-SO ₄ ²⁻ [mg/L]	Cl [mg/L]	PCE [µg/L]	TCE [µg/L]	Cis-DCE [µg/L]
12,4	3,5	(i.a.)	(i.a.)	33	185	16	<0,03	<0,03
12,1	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	16	<0,03	<0,03
10,8	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	15	<0,03	<0,03
10,5	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	15	<0,03	<0,03
9,6	1,9	(i.a.)	(i.a.)	35	133	8,8	<0,03	<0,03
9,3	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	8,3	<0,03	<0,03
8,5	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	7,6	<0,03	<0,03
8,2	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	6,6	<0,03	<0,03
5,3	0,02	(i.a.)	(i.a.)	4,5	16	1,4	<0,03	<0,03
5,0	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	1,4	<0,03	<0,03
3,8	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	0,93	<0,03	<0,03
3,5	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	1,4	<0,03	<0,03
2,3	0,09	(i.a.)	(i.a.)	3,3	14	0,74	<0,03	<0,03
2,0	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	0,66	<0,03	<0,03
0,8	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	0,62	<0,03	<0,03
0,5	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	0,39	<0,03	<0,03
-0,7	0,05	(i.a.)	(i.a.)	2,6	10	<0,03	<0,03	<0,03
-1,0	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	<0,03	<0,03	<0,03
-3,1	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	<0,03	<0,03	<0,03
-3,4	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	0,05	<0,03	<0,03
-5,2	0,06	(i.a.)	(i.a.)	3,2	13	<0,03	<0,03	<0,03
-5,5	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	<0,03	<0,03	<0,03
-6,7	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	<0,03	<0,03	<0,03
-7,0	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	<0,03	<0,03	<0,03
-8,0	0,03	(i.a.)	(i.a.)	3,0	12	<0,03	<0,03	<0,03
-8,3	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	<0,03	<0,03	<0,03
-11,2	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	<0,03	<0,03	<0,03
-11,5	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	<0,03	<0,03	<0,03
-15,9	0,03	(i.a.)	(i.a.)	3,7	14	<0,03	<0,03	<0,03
-16,2	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	<0,03	<0,03	<0,03

6. Bladder pumpe

6.1 Prøvetagning

Lavt flow niveauspecifik prøvetagning (ca. 40 mL/min) med bladder pumpen (jf. Figur 8) er udført i PB, GEO4, GEO5, GEO17, GEO18 og GEO19. Pumpen virker ved at det hydrostatiske tryk tillader vandet at passere et centralt teflon kammer gennem et filter. Når der skabes undertryk omkring det centrale teflon kammer lukkes dette med en ventil og vandet skubbes op. Når der anvendes bladder pumpe til niveauspecifik prøvetagning er det ofte med en dedikeret bladder pumpe ved hvert niveau. Under feltarbejdet på Akacievej er nedsænkningen af bladder pumpen gjort meget forsigtigt for at forstyrre det lokale grundvand mindst muligt. Det blev i laboratoriet undersøgt, hvor stort et volumen det var nødvendigt at pumpe (bladder pumpe med 10 m vandfyldt slange) før det udtagne vand fra første lokalitet (destilleret vand) var udskiftet med vand fra anden lokalitet (saltvand med en ledningsevne på 1062 mS/cm). For hvert pumpeslag kan der ideelt udtages ca. 175 ml. Efter fire pumpeslag (ca. 700 ml) var ledningsevnen >98 % af saltvandet, der er derfor renpumpet omkring 800 ml i hvert niveau før prøvetagning. Grundvandet til analyse er udtaget i de efterfølgende (minimum) to pumpeslag, så totalt omkring 1-1,5 l fra hvert niveau.



Figur 8: Niveauspecifik prøvetagning vha. lavt flow bladder pumpe. Venstre: bladder pumpe og kontrolenhed; højre: under anvendelse i felten.

6.2 Data

De udtagne prøver er analyseret for redox forbindelserne nitrat, jern, mangan og sulfat og de chlorerede opløsningsmidler PCE, TCE, cis-DCE, trans-DCE, 1,1-DCE, VC og CA (jf. Tabel 24-Tabel 30). Af de analyserede chlorerede forbindelser blev der kun detekteret PCE.

Tabel 24: Udtagne vandprøver med bladder pumpe fra PB i uge 42 (2015) med angivelse af kote [m], analyse resultater [mg/L] for nitrat, sulfat og chlorid og analyse resultater [µg/L] for PCE, TCE og cis-DCE. (i.a.) angiver ikke analyseret (prøve udtaget).

Kote [m]	N-NO ₃ ⁻ [mg/L]	Jern [mg/L]	Mn [mg/L]	S-SO ₄ ²⁻ [mg/L]	Cl [mg/L]	PCE [µg/L]	TCE [µg/L]	Cis-DCE [µg/L]
18,4	3,2	(i.a.)	(i.a.)	11	160	92	<0,1	<0,1
17,5	4,3	(i.a.)	(i.a.)	11	188	139	<0,1	<0,1
16,2	4,8	(i.a.)	(i.a.)	11	273	128	<0,1	<0,1
15,1	5,1	(i.a.)	(i.a.)	12	275	114	<0,1	<0,1

Tabel 25: Udtagne vandprøver med bladder pumpe fra GEO5 (u. afværgpumpe) i uge 42 (2015) med angivelse af kote [m], analyse resultater [mg/L] for nitrat, sulfat og chlorid og analyse resultater [µg/L] for PCE, TCE og cis-DCE. (i.a.) angiver ikke analyseret (prøve udtaget).

Kote [m]	N-NO ₃ ⁻ [mg/L]	Jern [mg/L]	Mn [mg/L]	S-SO ₄ ²⁻ [mg/L]	Cl [mg/L]	PCE [µg/L]	TCE [µg/L]	Cis-DCE [µg/L]
17,5	1,9	(i.a.)	(i.a.)	36	93	70	<0,1	<0,1
16,2	3,0	(i.a.)	(i.a.)	38	102	35	<0,1	<0,1
14,6	2,5	(i.a.)	(i.a.)	38	96	27	<0,1	<0,1
13,5	1,4	(i.a.)	(i.a.)	24	51	25	<0,1	<0,1
12,4	2,9	(i.a.)	(i.a.)	37	104	19	<0,1	<0,1
11,0	2,8	(i.a.)	(i.a.)	37	104	21	<0,1	<0,1
10,1	2,1	(i.a.)	(i.a.)	33	82	23	<0,1	<0,1

Tabel 26: Udtagne vandprøver med bladder pumpe fra GEO5 (m. afværgpumpe) i uge 12 (2015) med angivelse af kote [m], analyse resultater [mg/L] for nitrat, jern, mangan, sulfat og chlorid og analyse resultater [µg/L] for PCE, TCE og cis-DCE.

Kote [m]	N-NO ₃ ⁻ [mg/L]	Jern [mg/L]	Mn [mg/L]	S-SO ₄ ²⁻ [mg/L]	Cl [mg/L]	PCE [µg/L]	TCE [µg/L]	Cis-DCE [µg/L]
17,5	1,1	0,05	<0,1	45	72	0,12	<0,03	<0,03
16,2	1,2	0,07	<0,1	48	75	0,16	<0,03	<0,03
14,6	1,2	0,11	<0,1	50	75	0,07	<0,03	<0,03
13,5	1,2	0,09	<0,1	50	76	0,06	<0,03	<0,03
12,4	1,2	0,13	<0,1	50	76	0,05	<0,03	<0,03
11,0	1,1	0,14	<0,1	50	75	0,06	<0,03	<0,03
10,3	0,81	1,0	<0,1	50	74	0,05	<0,03	<0,03

Tabel 27: Udtagne vandprøver med bladder pumpe fra GEO4 i uge 45 (2015) med angivelse af kote [m], og analyse resultater [µg/L] for PCE, TCE og cis-DCE. (i.a.) angiver ikke analyseret (prøve udtaget). (i.a.) angiver ikke analyseret (prøve udtaget).

Kote [m]	N-NO ₃ ⁻ [mg/L]	Jern [mg/L]	Mn [mg/L]	S-SO ₄ ²⁻ [mg/L]	Cl [mg/L]	PCE [µg/L]	TCE [µg/L]	Cis-DCE [µg/L]
16,8	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	25	<0,03	<0,03
14,2	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	29	<0,03	<0,03
12,0	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	<0,03	<0,03	<0,03
10,3	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	<0,03	<0,03	<0,03
8,6	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	<0,03	<0,03	<0,03
6,8	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	<0,03	<0,03	<0,03
4,7	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	<0,03	<0,03	<0,03
2,8	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	<0,03	<0,03	<0,03
1,2	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	<0,03	<0,03	<0,03

Tabel 28: Udtagne vandprøver med bladder pumpe fra GEO17 i uge 50 (2015) med angivelse af kote [m], og analyse resultater [µg/L] for PCE, TCE og cis-DCE. (i.a.) angiver ikke analyseret (prøve udtaget).

Kote [m]	N-NO ₃ ⁻ [mg/L]	Jern [mg/L]	Mn [mg/L]	S-SO ₄ ²⁻ [mg/L]	Cl [mg/L]	PCE [µg/L]	TCE [µg/L]	Cis-DCE [µg/L]
12,2	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	5,0	<0,03	<0,03
10,6	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	3,8	<0,03	<0,03
9,4	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	2,1	<0,03	<0,03
8,3	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	1,4	<0,03	<0,03
7,2	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	1,9	<0,03	<0,03

Tabel 29: Udtagne vandprøver med bladder pumpe fra GEO18 i uge 50 (2015) med angivelse af kote [m], analyse resultater [mg/L] for nitrat, jern, mangan og sulfat og analyse resultater [µg/L] for PCE, TCE og cis-DCE. (i.a.) angiver ikke analyseret (prøve udtaget).

Kote [m]	N-NO ₃ ⁻ [mg/L]	Jern [mg/L]	Mn [mg/L]	S-SO ₄ ²⁻ [mg/L]	Cl [mg/L]	PCE [µg/L]	TCE [µg/L]	Cis-DCE [µg/L]
12,2	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	15	<0,03	<0,03
10,6	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	11	<0,03	<0,03
9,4	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	5,4	<0,03	<0,03
8,3	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	4,9	<0,03	<0,03
5,1	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	0,04	<0,03	<0,03
3,6	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	<0,03	<0,03	<0,03
2,1	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	<0,03	<0,03	<0,03
0,6	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	<0,03	<0,03	<0,03
-0,9	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	<0,03	<0,03	<0,03
-3,3	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	<0,03	<0,03	<0,03
-5,4	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	<0,03	<0,03	<0,03
-6,9	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	<0,03	<0,03	<0,03
-8,2	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	<0,03	<0,03	<0,03
-11,4	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	<0,03	<0,03	<0,03
-16,1	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	<0,03	<0,03	<0,03

Tabel 30: Udtagne vandprøver med bladder pumpe fra GEO19 i uge 50 (2015) med angivelse af kote [m], analyse resultater [mg/L] for nitrat, jern, mangan og sulfat og analyse resultater [µg/L] for PCE, TCE og cis-DCE. (i.a.) angiver ikke analyseret (prøve udtaget).

Kote [m]	N-NO₃⁻ [mg/L]	Jern [mg/L]	Mn [mg/L]	S-SO₄²⁻ [mg/L]	Cl [mg/L]	PCE [µg/L]	TCE [µg/L]	Cis-DCE [µg/L]
16,2	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	89	<0,03	<0,03
14,7	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	87	<0,03	<0,03
10,3	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	6,6	<0,03	<0,03
9,3	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	3,5	<0,03	<0,03
8,2	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	1,9	<0,03	<0,03
6,7	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	(i.a.)	2,4	<0,03	<0,03

7. Diffusionsceller

7.1 Prøvetagning

De anvendte diffusionsceller bestod af et 40 ml VOA glas af den slags man anvender til prøvetagning til analyse af chlorerede opløsningsmidler (jf. Figur 9). Glasset er fyldt med destilleret vand, samt et låg med en membran der er gennemtrængelig for de chlorerede opløsningsmidler. De chlorerede opløsningsmidler vil dermed diffundere gennem membranen og over tid vil en ligevægt indstille sig. Ved indsamling af diffusionsceller fra boringen fjernes membran låget forsigtigt, der syrekonserves og det normale låg med en membran der ikke er gennemtrængelig for de chlorerede opløsningsmidler påsættes. Dermed minimeres risikoen for fordampning af de flygtige stoffer, da prøven indsamles direkte i det glas der sendes til analyse. Det blev bemærket, at jo mere fleksible/permeable membranen er desto sværere er det helt at undgå headspace i glasset (dog ikke umuligt med lidt øvelse).



Figur 9. Diffusionsceller til niveauspecifik prøvetagning. Venstre: membran låg med hhv. teflon belagt glasvæv og LDPE membran; og højre: diffusionsceller parat til installation i felten.

Der blev anvendt membraner af tre typer med et diffusions tilgængeligt areal på $1,33 \text{ cm}^2$: en 3 mm silikone membran, en 0,01 mm teflon belagt glasvævs membran og en 0,35 mm low-density polyethylen (LDPE) skum membran (F217 foam). Ligevægten vil bl.a. være afhængig af diffusionskoefficienten for det pågældende stof gennem den specifikke membran.

Silikone membranen ikke blev fundet egnet til formålet (Brabæk et al., 2015). Dette skyldes hovedsageligt tykkelsen af membranen. Ud fra den frie diffusionskoefficient for PCE i vand ($9,4 \cdot 10^{-6} \text{ cm}^2/\text{s}$; Pankow & Cherry, 1996) blev det vurderet, at membranen maksimalt kan være 1 mm, hvis det skal opnås ligevægt indenfor en rimelig tidsperiode (1-2 uger). Desuden vil de chlorerede opløsningsmidler kunne sorberes i silikone membranen. Derfor er tyndere membraner i andre materialer blevet undersøgt.

7.2 Databehandling

Ligevægtsberegninger foretages vha. Fick's 1. lov, Fick's 2. lov og opstilling af en massebalance for systemet.

Fick's 1. lov (Crank, 1975):

$$J = D \cdot \frac{\partial C}{\partial z},$$

hvor J er fluxen, D er diffusionskoefficienten, C er koncentrationen, og z er diffusionsafstanden.

Fick's 2. lov og løsningen (C gående fra C_t til C_0 og tiden gående fra nul til t) (Crank, 1975):

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D \cdot \frac{\partial^2 C}{\partial z^2},$$

$$C_t = C_0 \cdot \operatorname{erfc} \frac{z}{2\sqrt{D \cdot t}},$$

hvor C_t er koncentrationen i diffusionsceller til tiden t, C_0 er koncentrationen udenfor cellen (grundvandet), og erfc er den komplementære fejlfunktion.

Ved opstilling af en massebalance for diffusionscellen fås at:

$$\text{Ind (+ Produceret)} = (\text{Ud} +) \text{Akkumuleret},$$

hvor det der kommer ind kan udtrykkes som fluxen gennem membranarealet (A), mens det der akkumuleres kan udtrykkes som koncentrationsændringen over tid i cellens volumen (V). Dermed er massebalancen for systemet og løsningen (C gående fra C_t til C_0 og tiden gående fra nul til t):

$$A \cdot J = V \cdot \frac{\partial C}{\partial t}$$

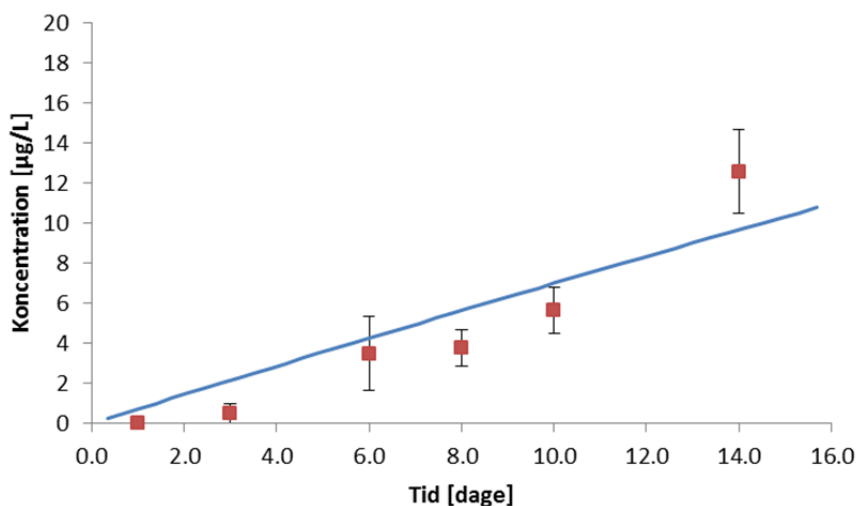
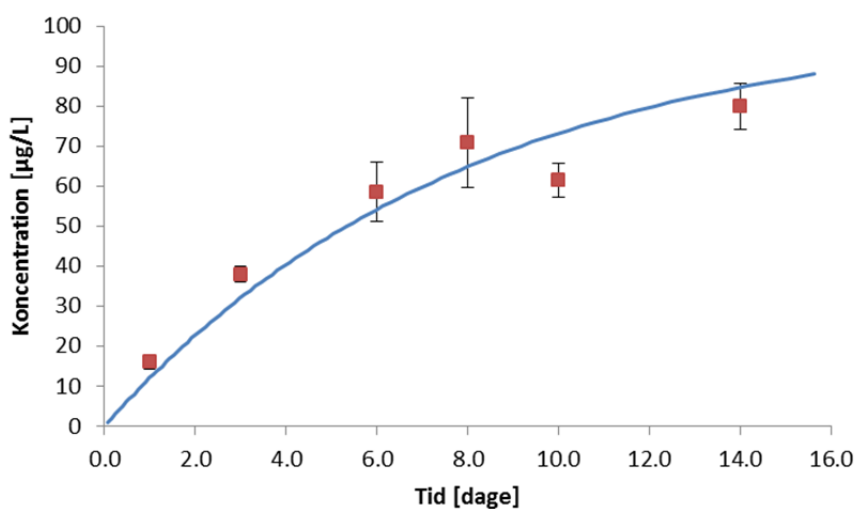
$$D = -\ln \left(1 - \frac{C_t}{C_0} \right) \cdot \left(\frac{z \cdot V}{A \cdot t} \right)$$

Diffusionskoefficienten for teflon belagt glasvæv og LDPE membraner blev bestemt over en to ugers periode i laboratoriet (Tsitseli, 2015). Materialerne er udvalgt hhv. forbi de chlorerede opløsningsmidler ikke sorbere til teflon og LDPE er anvendt til kommercielle diffusionsceller. Hvis diffusionsafstanden antages at være membranens tykkelse (ingen stillestående vandfilm omkring

denne), da bliver den effektive diffusionskoefficient for PCE $4,4 \cdot 10^{-8} \text{ cm}^2/\text{s}$ og $8,4 \cdot 10^{-8} \text{ cm}^2/\text{s}$ for hhv. teflon og LDPE (jf. Figur 10).

De fundne diffusionskoefficienter kan bruges til at estimere koncentrationen i grundvandsmagasinet vha.:

$$C_0 = \frac{C_t}{1 - e^{-\left(\frac{D \cdot A \cdot t}{z \cdot V}\right)}}$$



Figur 10. Målte koncentrationer i diffusionscellerne i laboratoriet over 14 dage med angivelse af standardafvigelsen for målingerne (triplikat). Linjen angiver den bedste tilnærmelse til data, hvilket bruges til bestemmelse af diffusionskoefficienten. Øverst teflon membranen, nederst LDPE membranen.

For teflon membranen er der efter 14 dage opnået ca. 80 % ligevægt med koncentrationen udenfor diffusionsceller (ca. $100 \mu\text{g/L}$), og tilnærmelsen til data ser fornuftig ud. Den gennemsnitlige standard afvigelse mellem triplikat målingerne er omkring 10 %.

For LDPE membranen er der efter 14 dage kun opnået 12 % ligevægt med koncentrationen udenfor cellen. Det meste af dette er opnået i det sidste tidsskridt (10-14 dage), mens diffusionen de første 10 dage er meget langsom. På baggrund af et enkelt datapunkt er det svært at konkludere om der reelt er tale om en øget diffusion i slutningen af forsøget, men feltdata med LDPE membranen indikerer, at en undervurdering af diffusionskoefficienten bestemt er en mulighed. Dette ses i form af de meget høje beregnede ligevægtskoncentrationer for membranen i GEO5 (jf. Tabel 32). Den langsommere diffusion i begyndelsen af forsøget kan f.eks. skyldes at membranen først skal mættes. Der kan f.eks. være tale om en mætning i forbindelse med sorption til membranen, men materialet er netop valgt da LDPE bruges til kommercielle diffusionsceller (dog ikke skum materiale), hvormed det var forventningen at sorptionen er lav. En anden mulighed er en langsom vandmætning af den porøse skummembran. Præcis hvad den langsommere diffusion i starten skyldes, kan ikke konkluderes uden yderligere forsøg. Uanset årsagen, så vurderes det, at LDPE skummembranen giver upålidelige resultater, da både meget højere og lavere værdier end for de andre metoder er observeret.

Det er på baggrund af disse data vurderet, at den teflon belagte glasvævs membran er den bedst egnede af de afprøvede materialer. Der sker en jævn koncentrationsudvikling i diffusionscellen med en opnået ligevægt på 83 % og 93 % efter hhv. 2 og 3 uger.

7.3 Data

Grundvandet fra diffusionscellerne er kun analyseret for de chlorerede opløsningsmidler PCE, TCE, cis-DCE, trans-DCE, 1,1-DCE, VC og CA (jf. Tabel 31-Tabel 36) pga. det begrænsede volumen. Af de analyserede chlorerede forbindelser blev der kun detekteret PCE og TCE.

Tabel 31: Udtagne vandprøver med diffusionsceller fra GEO5 (m. afværgepumpe) i uge 12-15 (2015) med angivelse af kote [m] og analyse resultater [µg/L] for PCE, TCE og cis-DCE efter hhv. 1 uge og 2 uger til indstilling af ligevægt.

Kote [m]	1 uge			2 uger		
	PCE [µg/L]	TCE [µg/L]	cis-DCE [µg/L]	PCE [µg/L]	TCE [µg/L]	cis-DCE [µg/L]
17,5	<0,03	<0,03	<0,03	0,07	<0,03	<0,03
16,2	0,19	<0,03	<0,03	0,08	<0,03	<0,03
14,6	0,17	<0,03	<0,03	0,08	<0,03	<0,03
13,5	0,19	<0,03	<0,03	0,10	<0,03	<0,03
12,4	0,18	<0,03	<0,03	0,09	<0,03	<0,03
11,6	0,22	<0,03	<0,03	0,10	<0,03	<0,03
10,3	0,19	<0,03	<0,03	0,12	<0,03	<0,03

Tabel 32: Udtagne vandprøver med diffusionsceller (teflon og LDPE, 15 dage) fra GEO5 (u. afværgepumpe) i uge 43-45 (2015) med angivelse af kote [m], analyse resultater [µg/L] for PCE og TCE, og den beregnede ligevægts grundvandskoncentration for PCE.

Kote [m]	Teflon			LDPE		
	PCE [µg/L] (Målt)	PCE [µg/L] (Beregnet)	TCE [µg/L] (Målt)	PCE [µg/L] (Målt)	PCE [µg/L] (Beregnet)	TCE [µg/L] (Målt)
17,5	37	43	<0,03	40	411	0,04
16,2	9,2	11	<0,03	15	159	0,05
14,6	9,9	12	0,22	12	122	0,24
13,5	7,9	9,3	0,06	12	120	0,06
12,4	3,1	3,6	0,11	2,2	22	0,16
11,0	2,8	3,3	0,10	5,7	58	0,14
10,1	3,7	4,4	0,06	1,5	16	0,05

Tabel 33: Udtagne vandprøver med diffusionsceller (teflon og LDPE, 15 dage) fra PB i uge 43-45 (2015) med angivelse af kote [m], analyse resultater [µg/L] for PCE og TCE, og den beregnede ligevægts grundvandskoncentration for PCE.

Kote [m]	Teflon			LDPE		
	PCE [µg/L] (Målt)	PCE [µg/L] (Beregnet)	TCE [µg/L] (Målt)	PCE [µg/L] (Målt)	PCE [µg/L] (Beregnet)	TCE [µg/L] (Målt)
18,4	1,3	1,5	<0,03	0,56	5,8	<0,03
17,5	1,1	1,3	<0,03	0,38	3,9	<0,03
16,2	0,95	1,1	<0,03	0,08	0,78	<0,03
15,1	0,79	0,93	<0,03	<0,03	<0,35	<0,03

Tabel 34: Udtagne vandprøver med diffusionsceller (teflon og LDPE, 15 dage) fra GEO4 i uge 45-47 (2015) med angivelse af kote [m], analyse resultater [µg/L] for PCE og TCE, og den beregnede ligevægts grundvandskoncentration for PCE.

Kote [m]	Teflon			LDPE		
	PCE [µg/L] (Målt)	PCE [µg/L] (Beregnet)	TCE [µg/L] (Målt)	PCE [µg/L] (Målt)	PCE [µg/L] (Beregnet)	TCE [µg/L] (Målt)
16,8	2,2	2,6	<0,03	<0,03	<0,35	<0,03
14,2	1,4	1,6	<0,03	<0,03	<0,35	<0,03
12,0	0,47	0,55	<0,03	<0,03	<0,35	<0,03
10,3	<0,03	<0,05	<0,03	<0,03	<0,35	<0,03
8,6	<0,03	<0,05	<0,03	<0,03	<0,35	<0,03
6,8	<0,03	<0,05	<0,03	<0,03	<0,35	<0,03
4,7	<0,03	<0,05	<0,03	<0,03	<0,35	<0,03
2,8	<0,03	<0,05	<0,03	<0,03	<0,35	<0,03
1,2	<0,03	<0,05	<0,03	<0,03	<0,35	<0,03

Tabel 35: Udtagne vandprøver med diffusionsceller (teflon, 21 dage) fra GEO17 i uge 51-1 (2015-2016) med angivelse af kote [m], analyse resultater [µg/L] for PCE, TCE og cis-DCE, og den beregnede ligevægts grundvandskoncentration for PCE.

Kote [m]	PCE [µg/L] (Målt)	PCE [µg/L] (beregnet)	TCE [µg/L] (Målt)	cis-DCE [µg/L]
12,2	4,2	4,5	<0,03	<0,03
10,6	4,3	4,7	<0,03	<0,03
9,4	3,3	3,5	<0,03	<0,03
8,3	5,4	5,8	<0,03	<0,03
7,2	5,1	5,5	<0,03	<0,03

Tabel 36: Udtagne vandprøver med diffusionsceller (teflon, 21 dage) fra GEO18 i uge 51-1 (2015-2016) med angivelse af kote [m], analyse resultater [µg/L] for PCE, TCE og cis-DCE, og den beregnede ligevægts grundvandskoncentration for PCE.

Kote [m]	PCE [µg/L] (Målt)	PCE [µg/L] (beregnet)	TCE [µg/L] (Målt)	cis-DCE [µg/L]
12,2	4,8	5,1	<0,03	<0,03
10,6	3,6	3,8	<0,03	<0,03
9,4	3,1	3,3	<0,03	<0,03
8,3	4,1	4,4	<0,03	<0,03
5,1	1,4	1,5	<0,03	<0,03
3,6	1,9	2,0	<0,03	<0,03
2,1	1,3	1,4	<0,03	<0,03
0,6	1,3	1,4	<0,03	<0,03
-0,9	1,1	1,2	<0,03	<0,03
-3,3	2,3	2,5	<0,03	<0,03
-5,4	1,6	1,7	<0,03	<0,03
-6,9	2,0	2,2	<0,03	<0,03
-8,2	1,6	1,7	<0,03	<0,03
-11,4	1,6	1,7	<0,03	<0,03
-16,1	3,1	3,4	<0,03	<0,03

8. Packer test

8.1 Prøvetagning

I uge 47 (2015) udførte GEO fire packer test i GEO18 (29,5-35,5 m u.t.). Dybderne blev udvalgt på baggrund af flow logs og visuelle observationer af sprækker i kalken (optisk televiewer). De fire test blev udført med 1 times varighed (30 min pumpning og 30 min stigning i hvert niveau). Efter omkring 10 min pumpning blev der udtaget prøver til analyse.

8.2 Data

Prøverne er analyseret for redox forbindelserne nitrat, og sulfat og de chlorerede opløsningsmidler PCE, TCE, cis-DCE, trans-DCE, 1,1-DCE, VC og CA (jf. Tabel 37). Der var ikke chlorerede opløsningsmidler i kvantificerbare mængder i nogle af prøverne.

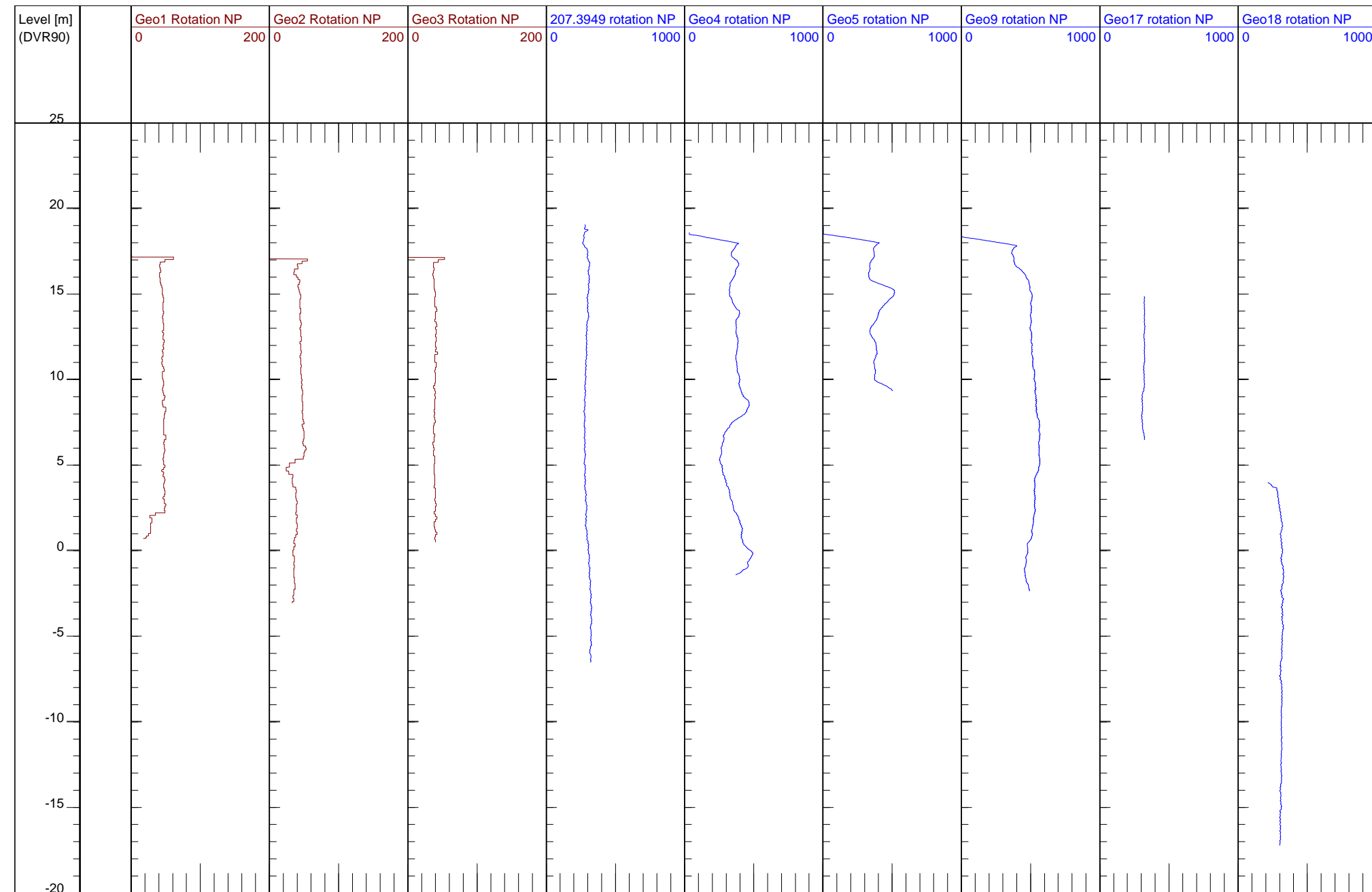
Tabel 37: Udtagne vandprøver med packer tests fra GEO18 i uge 47 (2015) med angivelse af kote [m] og analyse resultater [mg/L] for nitrat, sulfat og chlorid og analyse resultater [µg/L] for PCE, TCE og cis-DCE. (i.a.) angiver ikke analyseret (prøve udtaget).

Kote [m]	N-NO ₃ ⁻ [mg/L]	Jern [mg/L]	Mn [mg/L]	S-SO ₄ ²⁻ [mg/L]	Cl [mg/L]	PCE [µg/L]	TCE [µg/L]	Cis-DCE [µg/L]
-0,9	0,81	(i.a.)	(i.a.)	27	66	<0,03	<0,03	<0,03
-3,3	0,23	(i.a.)	(i.a.)	9,5	28	<0,03	<0,03	<0,03
-5,4	0,10	(i.a.)	(i.a.)	4,8	16	<0,03	<0,03	<0,03
-6,9	0,08	(i.a.)	(i.a.)	3,8	15	<0,03	<0,03	<0,03

Litteraturliste

- Brabæk, L., Kristensen, I.L., Larsen, M.B., Pétursdóttir, U. (2015). Undersøgelsesmetoder af chlorerede opløsningsmidler i sprækkede kalkmagasiner. Fagprojekt, juni 2015, DTU Miljø.
- 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.
- Crank, J. (1975). *The Mathematics of Diffusion*. 2nd edition, Clarendon press, Oxford.
- Feenstra, S., Mackay, D.M., Cherry, J.A. 1991. A method for assessing residual NAPL based on organic chemical concentrations in soil samples. *Ground Water Monit. R.* 11, 128–136.
- GEO, 2006. Høje Tåstrup, Fløng. Hydrologiske og grundvandskemiske undersøgelser. GEO projekt nr. 28837.
- GEO, 2015. Høje-Taastrup. Akacievej 2. Geologisk og hydrogeologisk undersøgelse. Resultater og konceptuel model. GEO projektnr. 37952.
- Hansen, B.H., Nedergaard, L.W. (2014). Experimental design and assessment of electrokinetically enhanced bioremediation of chlorinated solvents in limestone. MSc thesis, DTU Miljø.
- Janniche, G.S., Fjordbøge, A.S., Broholm, M.M. (2013). DNAPL i moræner og kalk – vurdering af undersøgelsesmetoder og konceptuel modeludvikling. Naverland 26AB, Albertslund. DTU Miljø & Region Hovedstaden.
- Milner, H. 2015. Personlig kommunikation med Hasse Milner fra Region Sjælland.
- Nilsson, B., Jakobsen, R., Andersen, L.J. 1995. Development and testing of active groundwater samplers. *J. Contam. Hydrol.* 171, 223-238.
- Pankow, J.F., Cherry, J.A. 1996. *Dense Chlorinated Solvents and other DNAPLs in Groundwater*. Waterloo Press, Portland, OR, USA.
- Salzer, J.P. (2013). Sorption Capacity and Governing Parameters for Transport of Chlorinated Solvents in Chalk Aquifers. MSc thesis, DTU Miljø.
- Tsitseli, T. 2015. Comparison of depth discrete sampling methods for chlorinated solvent concentrations in a fractured aquifer. M.Sc. speciel kursus, december 2015, DTU Miljø.

Geophysical logging – Various boreholes – Fløng, Akacievej



Geo1, Geo2 and Geo3 were measured in 2006.

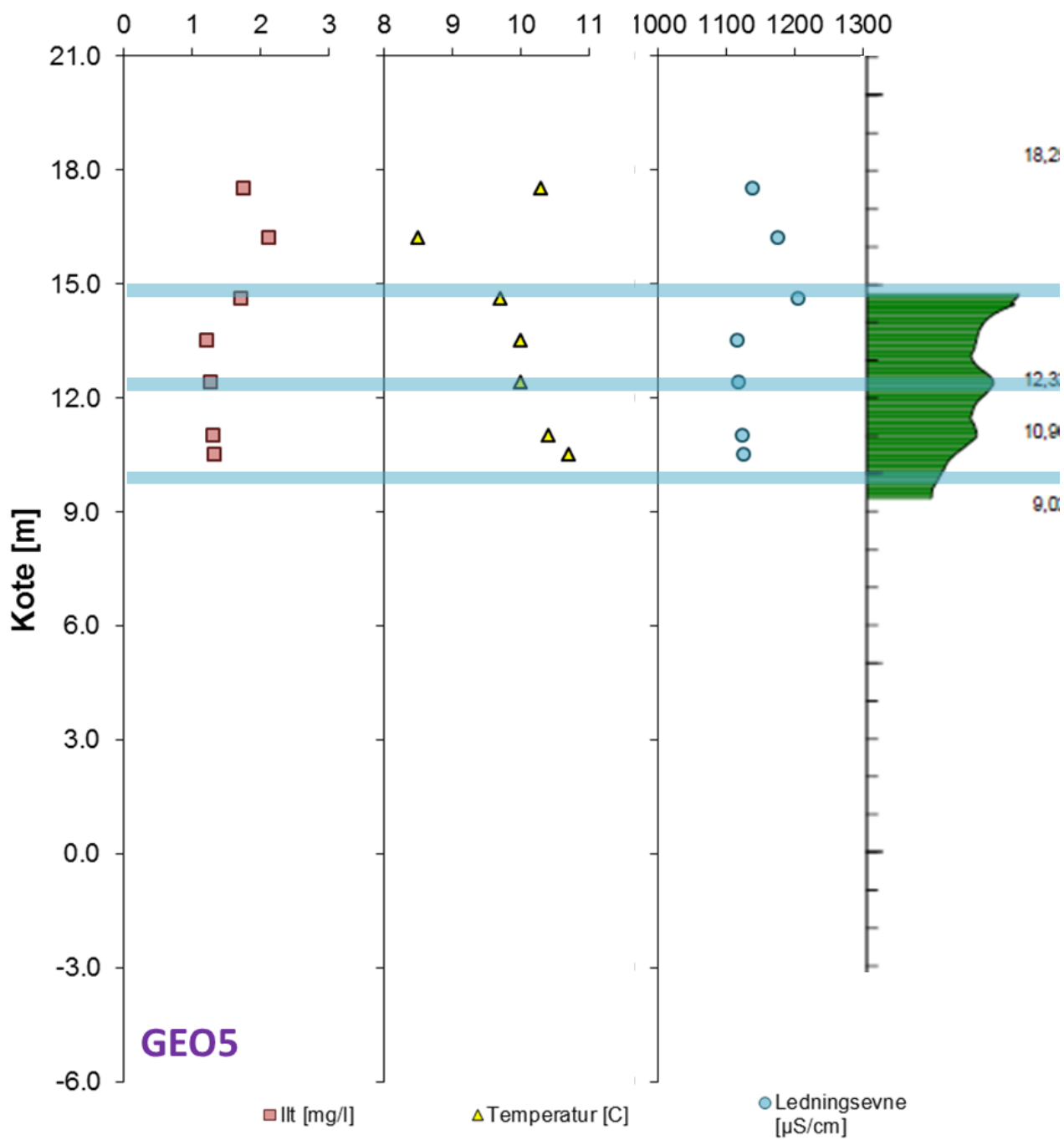
Boring	Level (m) [DVR 90]
Geo1	32,15
Geo2	26,96
Geo3	30,92
Geo4	30,72
Geo5	28,51
Geo9	26,4
Geo17	28,59
Geo18	28,64
207.3949	28,4

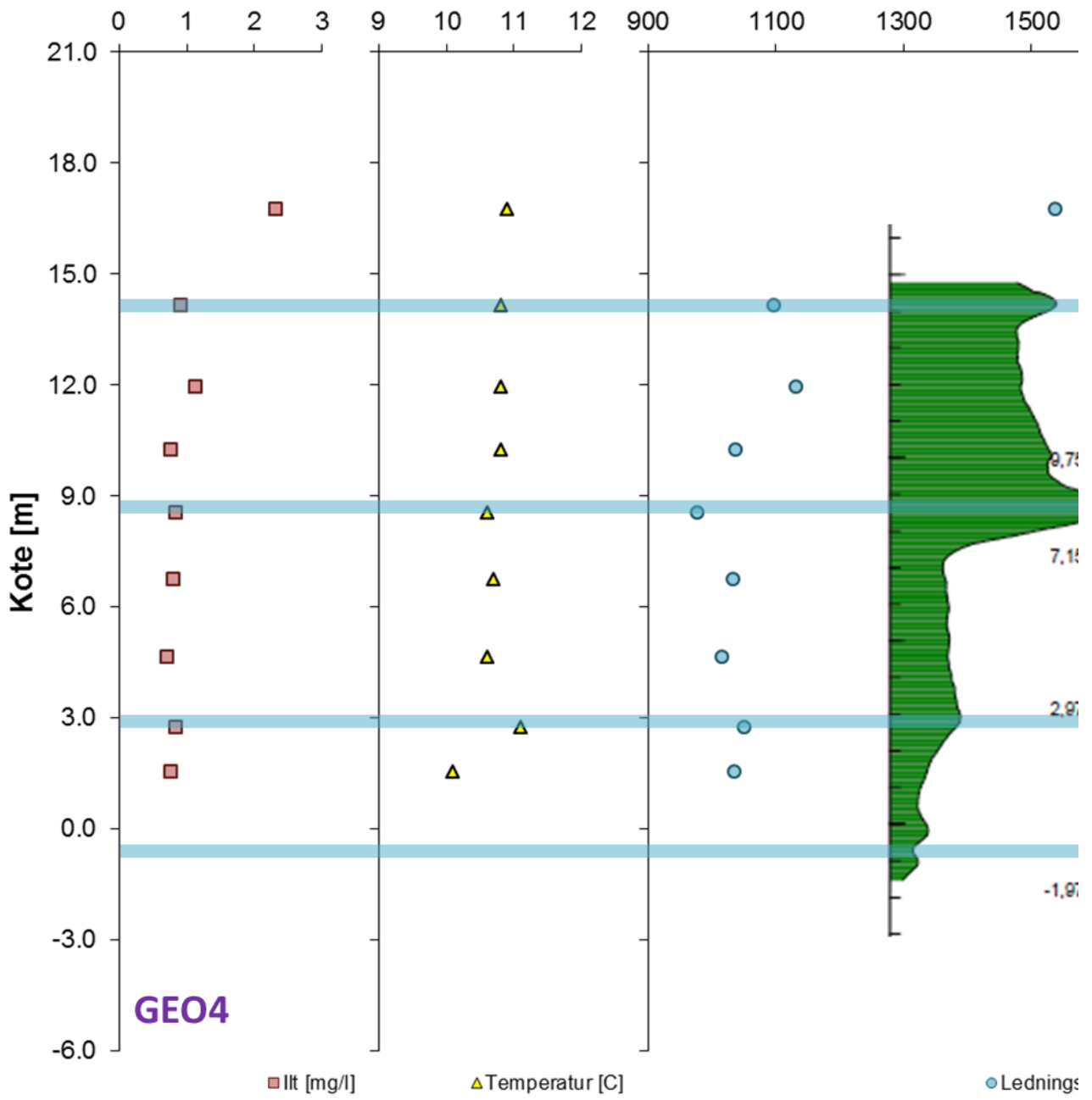


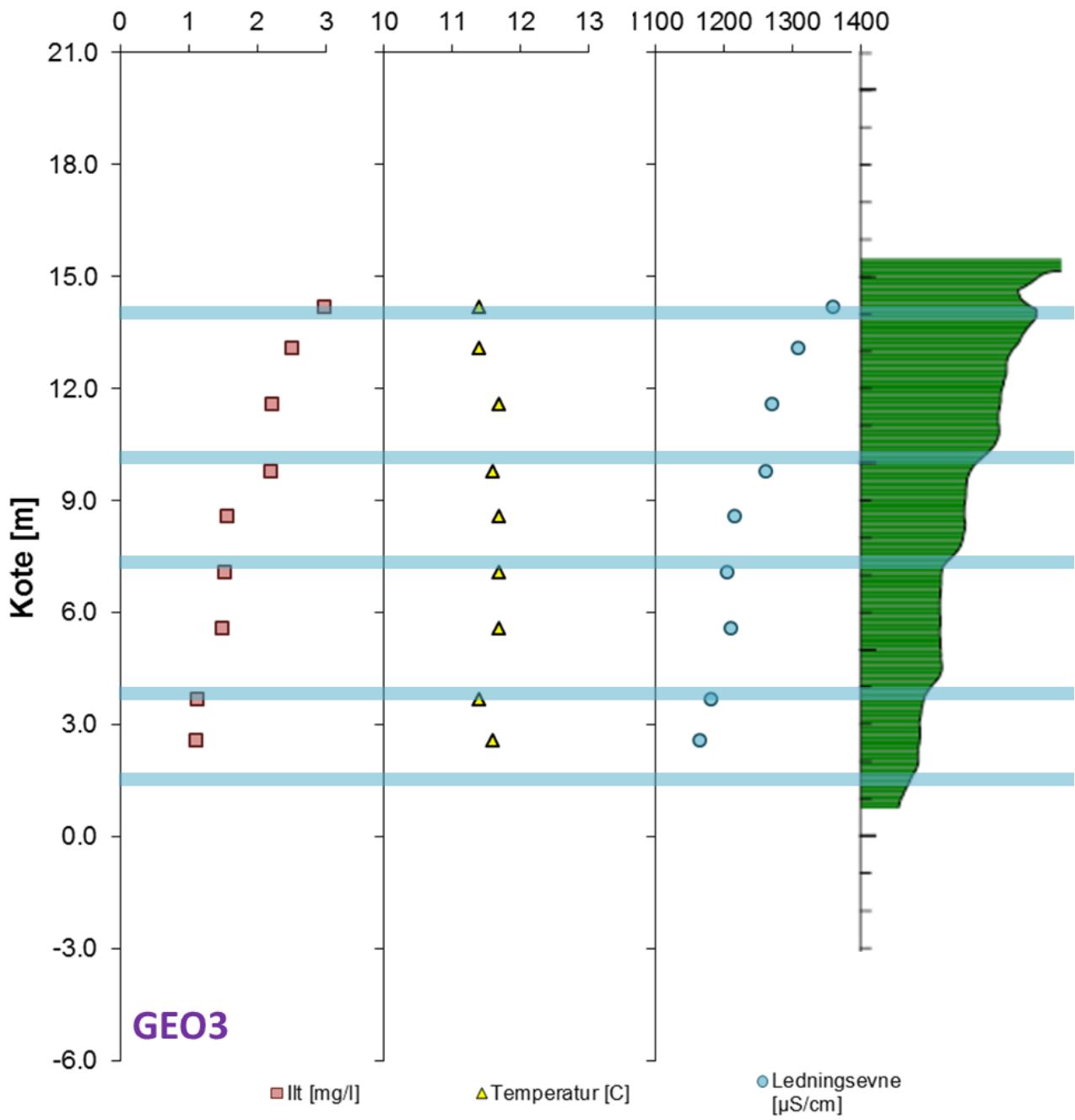
Project: 37952 – Fløng, Akacievej

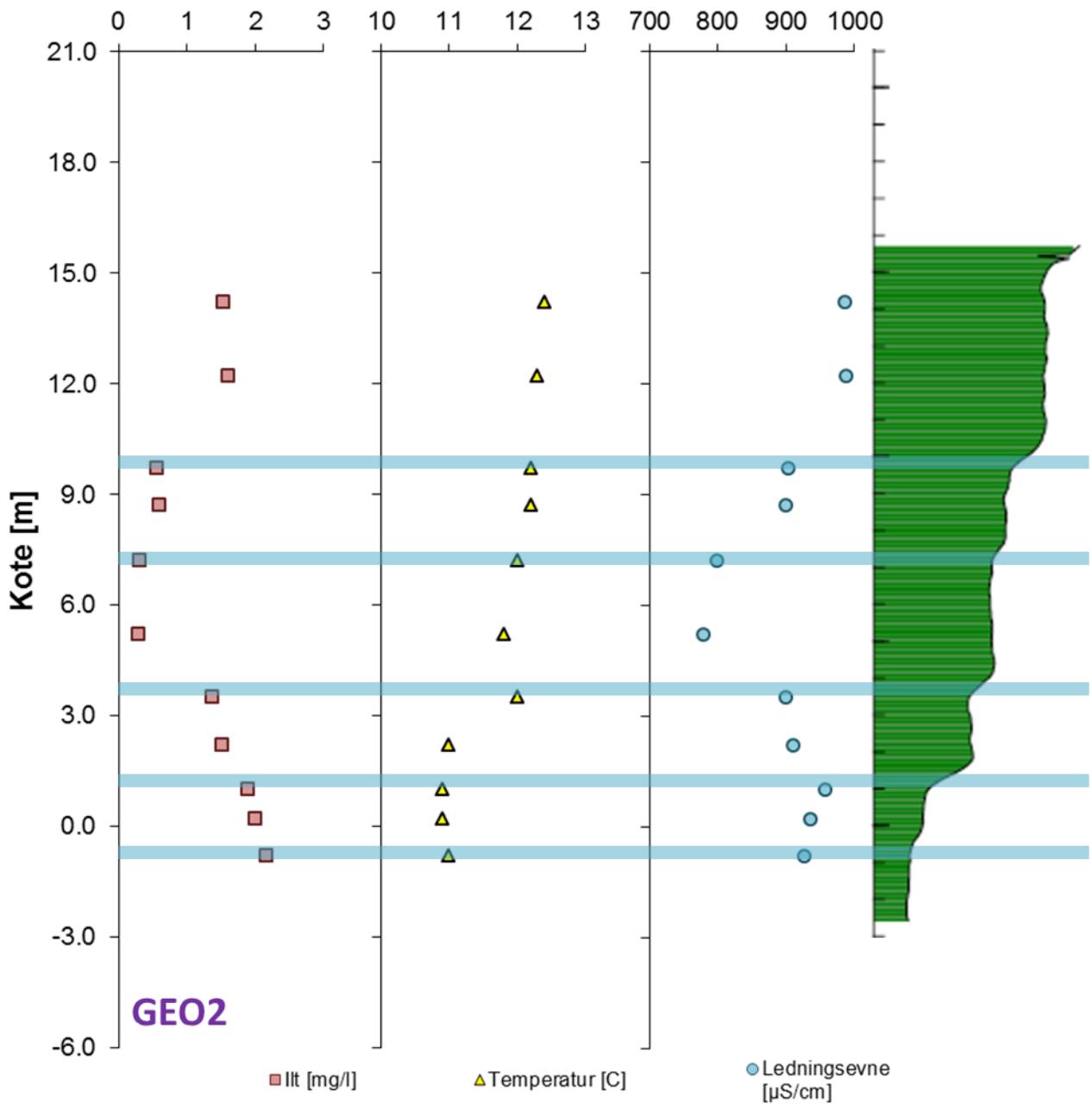
Performed: RCM	Date: 2016-01-14	Subject: Geophysical logging, various boreholes
Checked: MBM	Date: 2016-01-15	Report no.: Rev.: 0.1
Approved: JUB	Date: 2016-01-15	Encl.: Page 1 / 1

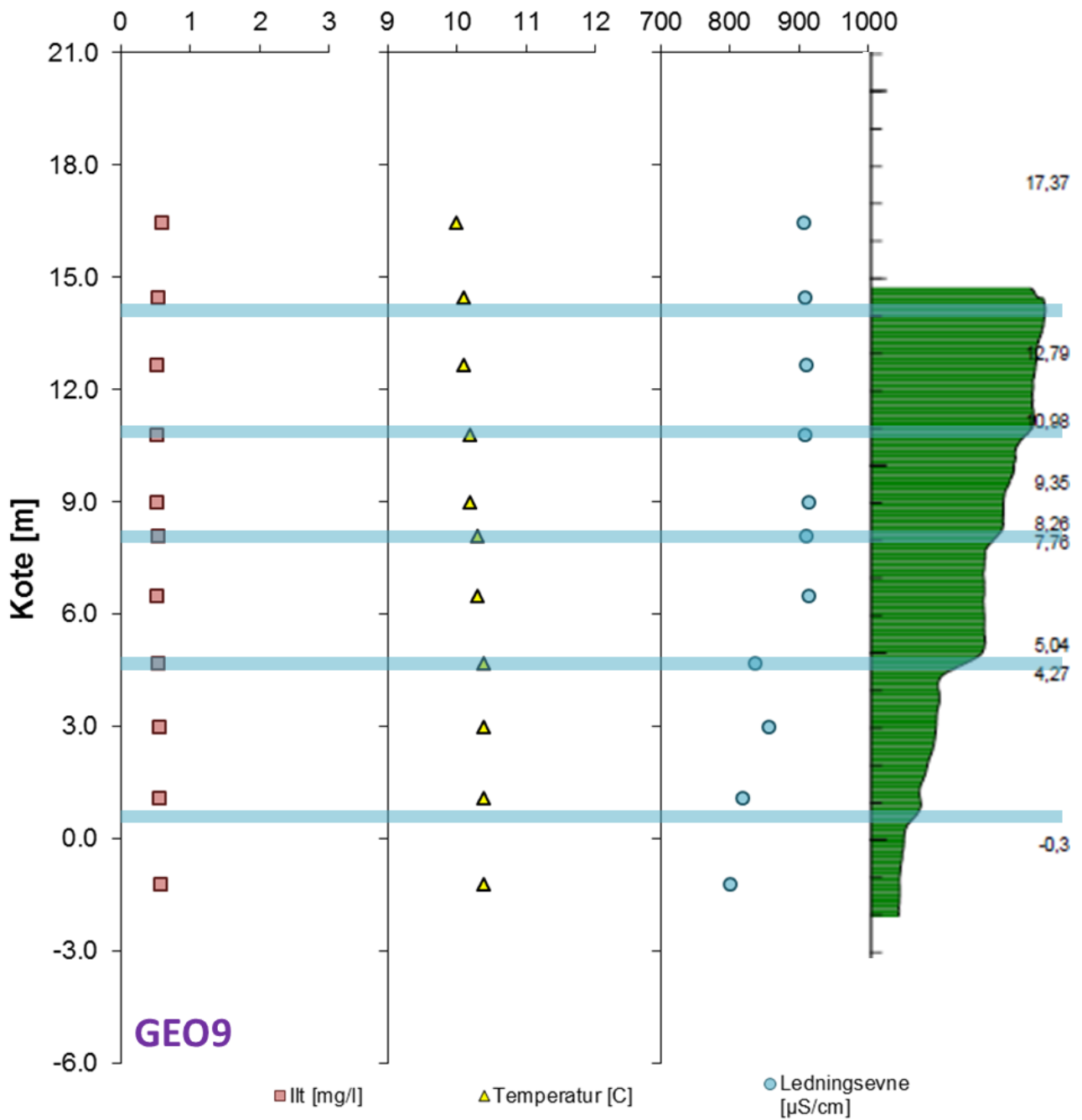
Bilag C?











Bilag D

Forureningskemi i grundvand ved Akacievej 2, Hedehusene (2016): Data indsamlet i forbindelse med pumpeforsøg



Bentje Brauns og Mette M. Broholm

DTU Miljø, September 2016

DTU Environment
Department of Environmental Engineering



**The Capital Region
of Denmark**

Indhold

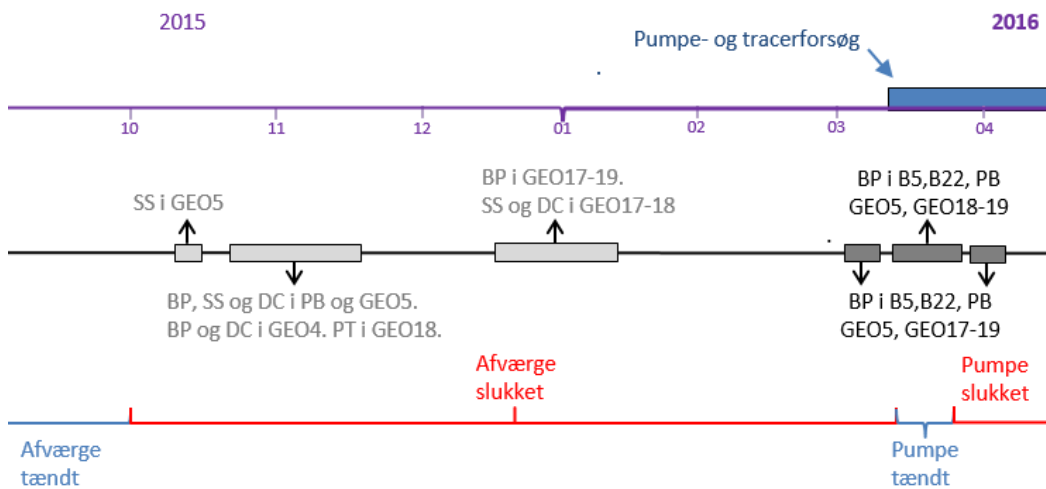
Forord.....	3
1. Prøvetagning og lokalitet	5
2. Bladder pumpe	7
2.1 Prøvetagning.....	7
2.2 Data	8

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 felldata. Som led i dette er der foretaget niveauspecifik-prøvetagning af grundvandet for bestemmelse af PCE på lokaliteten Akacievej 2, Hedehusene, under en pumpe-test udført i perioden marts til april 2016.

I dette bilag afreporteres resultaterne af prøvetagning af grundvand relateret til pumpe- og tracerforsøg (udført i samarbejde med GEO) i april 2016. Aktiviteterne kan inddeles i følgende faser: 1) prøvetagning af grundvand før pumpeforsøget, 2) prøvetagning af grundvand i løbet af pumpeforsøget, og 3) prøvetagning af grundvand efter pumpeforsøget.

Den anvendte niveauspecifikke prøvetagningsmetode var bladder pumpemetoden. En tidslinje med de overordnede aktiviteter på lokaliteten ses i Figur 2, mens en mere detaljeret oversigt over hvor og hvornår grundsvandsprøver blev udtaget, er givet i Tabel 1.



Figur 2: Tidslinje med de overordnede prøvetagningsaktiviteter på Akacievej 2, Hedehusene, i 2015-2016. Aktiviteter gennemført i relation til pumpe- og tracerforsøget er markeret i mørkere tone end tidligere aktiviteter.

Tabel 1: Detaljerede prøvetagningsaktiviteter i marts og april 2016 inkl. tidspunkt, boring, afværgesituation (tændt eller slukket) og tid efter pumpestart-/stop. De markerede (blå) celler indikerer, at pumpe er tændt.

Dato [dd/mm/yy]	Prøvet boringer	Pumpe (og tid efter start/stop)
03/03/16	B5, B22, GEO5, GEO17, GEO18, GEO19, PB	Slukket (5 måneder)
03/15/16	GEO17	Slukket (5 måneder)
03/15/16	GEO17	Tændt (1 minut)
03/15/16	GEO17	Tændt (1 time)
03/15/16	GEO17	Tændt (5 time)
03/15/16	GEO17	Tændt (9 timer)
03/15/16	GEO17	Tændt (12 timer)
03/16/16	GEO17	Tændt (17 timer)
03/16/16	GEO17	Tændt (1 dag)
03/16/16	GEO17	Tændt (1½ dage)
03/17/16	GEO5, GEO17, PB	Tændt (2 dage)
03/18/16	GEO17	Tændt (3 dage)
03/19/16	B5, B22, GEO5, GEO17, GEO18, GEO19	Tændt (4 dage)
03/21/16	GEO17	Tændt (6 dage)
03/23/16	GEO5, GEO17	Tændt (8 dage)
03/25/16	B5, B22, GEO5, GEO17, GEO19	Tændt (10 dage)
03/28/16	GEO17	Slukket (3 dage)
03/30/16	B5, B22, GEO5, GEO17, GEO18, GEO19, PB	Slukket (5 dage)
04/04/16	B5, B22, GEO5, GEO18, GEO19, PB	Slukket (10 dage)
04/05/16	207.311, GEO1, GEO4, GEO17	Slukket (11 dage)

2. Bladder pumpe

2.1 Prøvetagning

Lavt flow niveauspecifik prøvetagning (ca. 40 mL/min) med bladder pumpe (jf. Figur 3) blev anvendt i alle boringer undtagen GEO17 under pumpning og 207.311. Prøvetagningsmetoden er beskrevet i detaljer i "Bilag A – Forureningskemi i kalkmagasinet ved Akacievej 2, Hedehusene (2014-2016)".



Figur 3: Niveauspecifik prøvetagning vha. lavt flow bladder pumpe. Venstre: bladder pumpe og kontrolenhed; højre: under anvendelse i felten.

2.2 Data

Tabel 2: PCE koncentrationer [$\mu\text{g/L}$] i GEO17 i en given kote [m] eller fra pumpeudløb. De markerede (blå) celler indikerer, at pumpe var tændt.

Dato	Tid efter pumpestart	PCE koncentrationer i GEO5 [$\mu\text{g/L}$] i en given kote [m] eller fra pumpudgang		
		12,2	7,2	Pumpeudløb
03/03/16		10,64	4,93	
15/03/16	1 min			8,09
15/03/16	1 t			2,16
15/03/16	5 t			2,12
15/03/16	9 t			2,04
15/03/16	12 t			1,98
16/03/16	17 t			2,13
16/03/16	1 d			2,06
16/03/16	1½ d			1,98
17/03/16	2 d			2,05
18/03/16	3 d			2,54
19/03/16	4 d			2,37
21/03/16	6 d			2,21
23/03/16	8 d			2,19
25/03/16	10 d			2,53
28/03/16		2,55	2,72	
05/04/16	1 min			3,51

Tabel 3: PCE koncentrationer i GEO5 i en given kote [m]. De markerede (blå) celler indikerer, at pumpe var tændt.

Dato	PCE koncentrationer i GEO5 [$\mu\text{g/L}$] i en given kote [m]					
	17,5	16,2	14,6	13,5	12,4	11,0
03/03/16	261,35	132,34	118,54	37,40	24,89	18,07
17/03/16	257,77	155,09	154,50	135,53	65,40	39,51
19/03/16	268,20	161,21	146,81	142,10	72,62	51,74
23/03/16	277,32	163,65	151,89	160,36	66,34	51,70
30/03/16	238,12	143,53	145,57	132,70	97,71	74,96
04/04/16	241,91	145,94	130,72	154,07	80,93	44,24

Tabel 4: PCE koncentrationer i GEO18 (lav filtersætning på kote 12,2 til 8,3 m og dyb filtersætning fra 3,6 til -3,3 m). De markerede (blå) celler indikerer, at pumpe var tændt.

Dato	PCE koncentrationer i GEO18 [µg/L] i en given kote [m]				
	12,2	10,6	8,3	3,6	-3,3
03/03/16	19,69	13,98	8,25	1,56	1,21
19/03/16	63,51	32,44	21,73	5,43	1,95
25/03/16	86,19	30,96	17,17	1,70	1,03
30/03/16	30,02	21,79	13,40	3,19	1,49
04/04/16	34,02	23,49	17,10	10,54	3,43

Tabel 5: PCE koncentrationer i GEO19 (lav filtersætning på kote 16,2 til 14,7 m og dyb filtersætning fra 10,3 til 8,2 m). De markerede (blå) celler indikerer, at pumpe var tændt.

Dato	PCE koncentrationer i GEO19 [µg/L] i en given kote [m]			
	16,2	14,7	10,3	8,2
03/03/16	203,03	214,38	1,92	0,88
19/03/16	289,01	329,99	4,06	1,63
23/03/16	281,05	306,77	5,48	2,06
30/03/16	16,78	173,50	4,61	2,86
04/04/16	293,90	306,71	28,95	12,24

Tabel 6: PCE koncentrationer [µg/L] i B5 (kote 16,4 m), B22 (kote 16,2 m) og PB (kote 18,0 m). De markerede (blå) celler indikerer, at pumpe var tændt.

Dato	PCE koncentrationer [µg/L]		
	B5	B22	PB
03/03/16	3,75	20,60	91,09
17/03/16	-	-	82,54
19/03/16	76,91	43,30	-
25/03/16	83,92	44,25	-
30/03/16	15,42	0,05	89,06
04/04/16	9,68	19,77	94,43

Tabel 7: PCE koncentrationer [$\mu\text{g/L}$] i boringer på Gartneriedepotet. Prøvningsdatoer var 05/04/16 (GEO4 og 207.311) og 06/04/16 (GEO1). Pumpen var slukket.

Kote [m]	PCE koncentrationer [$\mu\text{g/L}$]		
	207.311	GEO1	GEO4
-	62,85 (fosset)	-	-
16,8	-	-	4,52
15,3	-	3,46	-
14,2	-	1,43	2,64
12,7	-	1,13	-
12,0	-	-	2,44
10,9	-	1,05	-
10,3	-	-	1,61
9,7	-	1,14	-
8,6	-	-	1,22
8,2	-	0,83	-
6,8	-	-	1,08
6,7	-	0,87	-
4,8	-	0,69	-
4,7	-	-	1,31
3,7	-	0,51	-
2,8	-	-	1,29
1,2	-	-	10,13