



DNAPL i moræner og kalk - vurdering af undersøgelsesmetoder og konceptuel modeludvikling

Naverland 26AB, Albertslund

Janniche, Gry Sander; Fjordbøge, Annika Sidelmann; Broholm, Mette Martina

Publication date:
2013

Document Version
Publisher's PDF, also known as Version of record

[Link back to DTU Orbit](#)

Citation (APA):

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. <http://www.sara.env.dtu.dk/Samarbejdsprojekter/DNAPL-og-forureningsflux/Publikationer>

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.

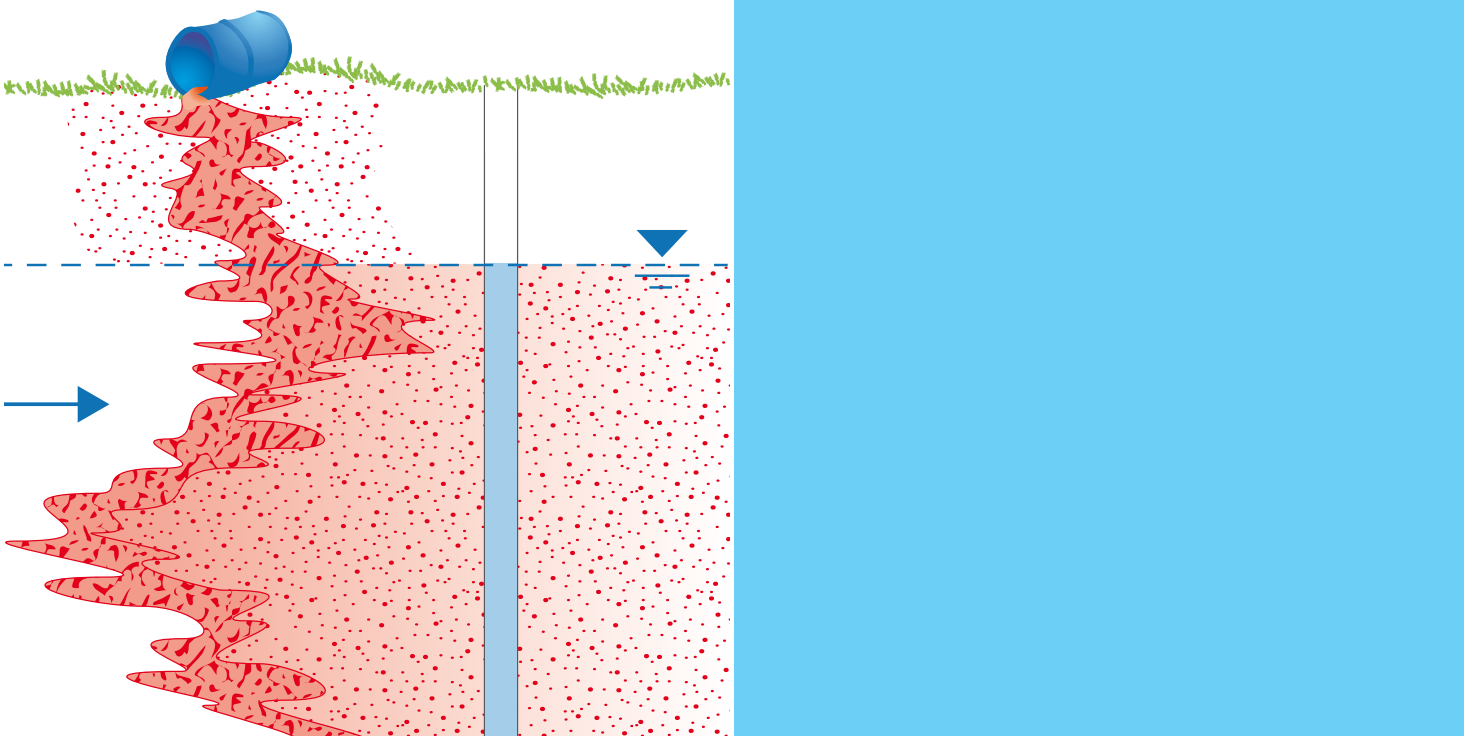
- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- You may freely distribute the URL identifying the publication in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

DNAPL i moræner og kalk

– vurdering af undersøgelsesmetoder og konceptuel modeludvikling

Naverland 26AB, Albertslund



Gry Sander Janniche, Annika S. Fjordbøge
og Mette M. Broholm

DTU Miljø, marts 2013

DNAPL i moræner og kalk

- vurdering af undersøgelsesmetoder og konceptuel modeludvikling

Naverland 26AB, Albertslund

Gry Sander Janniche, Annika S. Fjordbøge og Mette M. Broholm

DTU Miljø, marts 2013

Indholdsfortegnelse

Forord.....	4
1. Sammenfatning	6
2. Indledning og formål.....	11
2.1 Formål	11
3. DNAPL screeningsmetoder og kvantitative valideringsmetoder	12
3.1 Hydrofobe farvetest.....	12
3.2 Hydrofobe fleksible membraner.....	13
3.3 FACT NAPL FLUTe liner	14
3.4 MIP	16
3.5 PID måling på jordprøver.....	17
3.6 Radon	17
3.7 Geofysiske metoder.....	18
3.8 Kemisk analyse af intakte kerner og grundvandsprøver	18
4. Undersøgelingsstrategi og risikohåndtering	24
4.1 Strategi	24
4.2 Risikohåndtering	28
5. Historik	30
5.1 Foreløbig konceptuel model.....	32
6. Geologi og hydrogeologi	35
6.1 Hydrogeologisk enhed H1:Fyld	35
6.2 Hydrogeologisk enhed H2 og H3:Moræneler	36
6.3 Hydrogeologisk enhed H4: Sand, grus og opknust kalk	36
6.4 Hydrogeologisk enhed H5: Fraktureret kalk med flintelag.....	37
6.5 Hydrogeologisk konceptuel model.....	39
7. Forureningsundersøgelser i moræneler.....	43
7.1 Intakte kerneprøver	43
7.2 Poreluftskoncentrationer af radon, PCE og TCE	48
7.3 MIP	50
7.4 FACT NAPL FLUTe liner	54
7.5 Konceptuel model for moræneler.....	57
8. Forureningsundersøgelser i kalk.....	62
8.1 Intakte kerneprøver	62
8.2 FACT NAPL FLUTe liner	65
8.3 Vandprøver.....	66
8.4 Konceptuel model for kalk.....	70
9. Diskussion og anbefalinger.....	73
9.1 Sammenstilling af metoder.....	73
9.2 Udvikling af konceptuelle modeller for Naverland.....	84
10. Konklusion.....	86

11. Masseestimer for Naverland	87
11.1 Scenarie A	89
11.2 Scenarie B.....	94
11.3 Scenarie C.....	97
11.4 Diskussion af masseestimer.....	100
Referencer.....	104

Bilagsliste

Bilag 1-10 er notater/metodebeskrivelser, som findes på vedlagte CD-rom. Bilag 11-20 er primært resultater og findes sidst i denne rapport.

- Bilag 1: Overview of detectors used in MIP screening of contaminated soil. Notat udarbejdet af DTU Miljø.
- Bilag 2: Vurdering af mulighed for brug af naturligt forekommende radon under danske forhold til lokalisering af DNAPL. Notat udarbejdet af DTU Miljø.
- Bilag 3: Radon screening på Naverland 26 AB Notat udarbejdet af DTU Miljø.
- Bilag 4: Geofysik – fase 1. Notat udarbejdet af COWI.
- Bilag 5: Historisk redegørelse. Notat udarbejdet af DTU Miljø.
- Bilag 6: Konceptuel geologisk og hydrogeologisk model for Naverland 26AB, Albertslund. Notat udarbejdet af COWI.
- Bilag 7: Feltarbejde moræner. Notat udarbejdet af COWI.
- Bilag 8: Feltarbejde kalk. Notat udarbejdet af COWI.
- Bilag 9: FLUTE field work in limestone, Naverland 26AB, Glostrup. Notat udarbejdet af NIRAS.
- Bilag 10: Procedure for the field and laboratory work at Naverland 26 AB, Glostrup. Notat udarbejdet af DTU Miljø.
- Bilag 11: Dybdeprofiler for PCE og TCE samt Sudan(IV) resultater fra moræner.
- Bilag 12: Vurdering af DNAPL mætning i moræner.
- Bilag 13: Vurdering af DNAPL mætning i kalk, og dybdeprofiler for PCE og TCE i kalk.
- Bilag 14: Sum af koncentrationen af PCE, TCE, cis-DCE og VC samt PID værdier som funktion af dybden.
- Bilag 15: MIP profiler.
- Bilag 16: Dybdeprofiler for FACT NAPL FLUTE liner i moræner.
- Bilag 17: Fladesnit for morænersresultater tegnet vha. RockWorks.
- Bilag 18: Sammenstilling af resultater fra moræner.
- Bilag 19: Sammenstilling af resultater fra kalk.
- Bilag 20: Situationsplan for Naverland 26AB.

Forord

Region Hovedstaden ønsker at forbedre vidensniveauet omkring undersøgelser af forekomst af DNAPL af chlorerede opløsningsmidler på forurenede lokaliteter. Forekomst af DNAPL har betydning for risikovurdering og dermed prioritering af lokaliteter, der er forurenede med chlorerede opløsningsmidler. Regionens prioritering og ressourcer udnyttes bedst ved så tidligt som muligt i et undersøgelsesforløb, at kunne afgøre om der med stor sandsynlighed er - eller ikke er - DNAPL på lokaliteten. I dag er praksis meget forskellig fra sag til sag i forhold til at beslutte, om der skal iværksættes direkte undersøgelser af forekomst af DNAPL og i så fald valg af undersøgelsesmetode, strategi og undersøgelsesomfang.

Den pt. største udfordring for Region Hovedstaden i relation til potentielt DNAPL forurenede grunde er at afklare, om der optræder DNAPL på lokaliteterne og i givet fald, hvor stor udbredelsen af kildeområdet med DNAPL er. Hvilke screeningsundersøgelser og -metoder kan anvendes, og hvilken diskretisering i undersøgelser er nødvendig for at opnå en tilstrækkelig god konceptuel forståelse af DNAPL udbredelsen, jf. Region Hovedstadens beslutningsprocesser.

Denne rapport er udarbejdet som en del af et samarbejdsprojekt, angående karakterisering af DNAPL i forureningsundersøgelser, mellem DTU Miljø på Danmarks Tekniske Universitet og Region Hovedstaden. Første fase af samarbejdsprojektet var et litteraturstudium, som mandede ud i en rapport indeholdende en opdatering af den konceptuelle forståelse af DNAPL-transport; beskrivelse og vurdering af karakteriseringsmetoder for DNAPL; og forslag til beregningsmetoder til kvantificering af DNAPL (Jørgensen et al., 2010). Med udgangspunkt i fase 1 er der i nærværende rapport for fase 2 søgt at opnå større viden om og dokumentation for typen af anvendelige metoder for vurdering og afgrænsning af DNAPL forurening.

Det har været et stort projekt, som krævede bidrag fra forskellige eksperter, og en projektgruppe bestående af DTU, COWI og NIRAS blev nedsat. DTU havde ansvaret for planlægning af feltarbejdet, udførelse af kemiske analyser, databehandling og afrapportering. COWI var ansvarlig de geofysiske undersøgelser, opsætning af hydrogeologisk konceptuel model, og udførsel af feltarbejde. NIRAS var ansvarlig for FLUTE liner arbejde i kalk.

Følgende har deltaget i projektgruppen:

Gry Sander Janniche, DTU Miljø

Annika S. Fjordbøge, DTU Miljø

Mette M. Broholm, DTU Miljø

Poul L. Bjerg, DTU Miljø

Bernt Grosen, COWI

Torben Højberg Jørgensen, COWI

Anders G. Christensen, NIRAS

Region Hovedstaden har deltaget i projektet med følgegruppen:

Henriette Kern-Jespersen

Mads Terkelsen

Carsten Bagge Jensen

Der har været mange flere projektdeltagere ind over, som har ydet et stort stykke arbejde. Claus Erik Andersen (Risø) bidrog med viden om radon og muliggjorde måling af radon i poreluft. Derudover har bl.a. master studerende Monique Beyer, kemiker Mikael Olsson, felt- og laboratorie-teknikerne Jens S. Sørensen, Christina Maj Hagbjerg, og tekniker Bent Skov (DTU), samt Kerim Martinez, Jesper Damgaard (COWI), Gary Wealthall (GeoSyntec Consultants), Robert Berlowicz (NIRAS), Carl Keller, Ian Sharp, Chad Werenko (FLUTE) ydet en stor indsats. Tak til *alle* der har bidraget til projektet.

1. Sammenfatning

Chlorerede opløsningsmidler er væsker, som er tungere end vand og ikke-blandbare med vand – de er DNAPL (Dense Non-Aqueous Phase Liquid). Spild/udslip af DNAPL giver ofte anledning til meget langvarig forurening af undergrunden. DNAPL vil ofte være heterogen fordelt i undergrunden, hvilket gør det vanskeligt at karakterisere DNAPL. Karakterisering af DNAPL forureningen i kildeområdet er nødvendigt for at kunne opnå en god konceptuel forståelse for forureningssituationen, som er nødvendig for at foretage risikovurdering og designe afværgetiltag.

Formålet med dette projekt (anden fase af Samarbejdsprojektet mellem Region Hovedstaden og DTU Miljø) er at opnå større viden om og dokumentation for typen af anvendelige metoder for vurdering og afgrænsning af DNAPL forurening samt opnå erfaring med brug af værktøj udviklet i første del. Dette er opnået ved at afprøve anvendelige metoder til undersøgelse for DNAPL på den DNAPL forurenede lokalitet, Naverland 26AB. Resultaterne fra de forskellige metoder er blevet sammenstillet for validering, og konceptuelle modeller er opstillet successivt. På baggrund af de konceptuelle modeller er DNAPL massen estimeret. Projektet har ikke haft til formål at afgrænse forureningen på lokaliteten. Udkommet af undersøgelserne skal understøtte/styrke udviklingen af konceptuelle modeller og dermed styrke Regionens beslutningsproces.

Der findes direkte og indirekte DNAPL karakteriseringsmetoder, hvor direkte metoder kan måle for selve DNAPL-fasen, mens de indirekte metoder kræver generel sammenligning/bekræftelse på DNAPL ved brug af andre metoder. De direkte metoder dokumenterer således tilstedeværelse af DNAPL, mens de indirekte kun indikerer det. De indirekte metoder kombineres derfor ofte med direkte og/eller andre indirekte for at opnå "line of evidens". Den bedste karakterisering af DNAPL kildeområder opnås ved at kombinere metoder med prøveudtagning, med kontinuerte metoder med høj diskretisering. Høj diskretisering er ofte nødvendigt for at karakterisere DNAPL, da DNAPL-fordelingen kan være meget heterogen og ofte forekommer i tynde linser eller ved overgange fra et mere permeabelt lag til et mindre permeabelt lag. Derfor er karakteriseringsmetoder, der kan give en kontinuerlig måling over dybden af parametre eller forhold, som kan indikere tilstedeværelse af DNAPL, at foretrække. Derudover er metoder, der umiddelbart giver resultater i felten at foretrække, da de generelt sparer tid og omkostninger, idet der kan planlægges og tages beslutninger under feltarbejdet.

Påvisning af DNAPL kræver for mange metoder, at der er DNAPL til stede nøjagtigt, hvor der undersøges, hvilket især er problematisk for metoder med punktprøvetagning, da de har større risiko for at ramme forbi steder med DNAPL end de mere kontinuerte metoder. Der er også risiko for mobilisering af DNAPL, når der etableres borehuller og lign. i et DNAPL kildeområde. Det er derfor vigtigt at have en beredskabsplan, så risici mindskes og evt. mobilt DNAPL håndteres forsvarligt. Derudover er det meget vigtigt ved borer, der kræver borevand, at dette ikke recirkuleres, men at der kun benyttes rent vand som borevand. Dette er for at mindske risikoen for spredning af forurening.

I dette projekt er både direkte og indirekte metoder med mulighed for høj diskretisering afprøvet og resultaterne sammenlignet, for at vurdere de benyttede metoders egnethed til DNAPL screening. De er afprøvet på Naverland 26AB, hvor geologien overordnet set udgøres af et fyldlag med en mægtighed på 1-2 m overlejrende et ca. 3-6 meter tykt lag af moræneler, der tolkes underinddelt i to morænelersenheder. Herunder findes stedvist sand- og grusaflejringer, samt den øverste og helt opknuste del af kalken. Mægtigheden af sand- og grusaflejringerne samt den opknuste kalk er omkring 0,7-1,1 m. Der under findes Bryozokalk med indlejret flint, som udgør det primære grundvandsmagasin.

På baggrund af litteraturstudiet i Jørgensen et al., 2010 blev følgende metoder udvalgt og afprøvet i dette projekt:

- Hydrofobe farvetest (Sudan(IV) test kit og DNAPL Spray (Solvent Blue))
- Hydrofobe fleksible membraner (NAPL FLUTE liner)
- Kvantificering af forureningsstoffer sorberet til aktiv kul-filt monteret på NAPL FLUTE liner (FACT NAPL FLUTE liner)
- MIP sonderinger med GC-MS
- PID målinger på jordprøver
- Relativ radonkoncentration
- Kvantificering af forureningsstoffer i jord- og vandprøver til vurdering af DNAPL mætning eller andel af effektiv opløselighed (intakt kerneprøvetagning og dybdespecifikke vandprøver vha. WATER FLUTE liner)

Der blev udført 13 MIP sonderinger med ECD og FID detektorer ned til toppen af kalk. Derefter blev 13 poreluftsprøver udtaget til bestemmelse af radonkoncentration fra fem punkter i to til tre dybder. Fra 5 intakte kerner udtaget fra terræn til top kalk blev der udtaget delprøver til PID måling, Sudan(IV) test og til kemisk analyse. Udvalgte kerner blev desuden sprøjtet med DNAPL Spray. Dernæst blev der sat tre FACT NAPL FLUTE linere i moræneler og senere tre i kalken, hvorfra 600 aktiv kul-filt prøver blev analyseret. Der blev forinden udtaget intakte kerner fra de tre kalkboringer, hvori FACT NAPL FLUTE linerne var installeret. Fra de intakte kalkkerner udtaget ca. 9-20 m u.t. blev der udtaget delprøver til PID måling, Sudan(IV) test og til kemisk analyse. I alt 450 delprøver fra både moræneler og kalk blev kemisk analyseret. Som det sidste blev WATER FLUTE linere installeret i de tre kalkboringer. De var designet specifikt til den enkelte boring med hver 12-13 filtre af ca. 30 cm længde.

I forhold til DNAPL screening i moræneler og kalk kan relativ radonkoncentration ikke anbefales. Der blev kun udtaget poreluftsprøver til radonbestemmelse, og ikke grundvandsprøver fordi radonudstråling fra kalk var for begrænset til at kunne kvantificeres. Udtagning af poreluft i moræneler var svært, da formationen var kompakt, og det, sammen med en stor naturlig variation i radonkoncentration, gør at radon som indirekte metode til DNAPL påvisning ikke kan anvendes til morænelerslokaliteter. DNAPL spray til morænelerskerner kan heller ikke anbefales. Selv på morænelerskerner med DNAPL dokumenteret vha. Sudan(IV) gav DNAPL sprayen ingen synlig blåfarvning. Med de nuværende boringsmetoder til kalk kan delprøvetagning fra intakte kalkkerner for DNAPL

bestemmelse ikke tillægges betydende værdi, da en del af den tilstedeværende DNAPL sandsynligvis mistes under borearbejdet.

De øvrige metoder er anbefalelsesværdige, dog vil yderligere laboratorietest på FACT NAPL FLUTE liner styrke fortolkningen af, hvornår der er DNAPL f.eks. af ren trichlorethylen (TCE) eller blandinger af TCE og PCE (perchlorethylen). De anbefalelsesværdige metoder giver tilnærmelsesvis ensartede resultater, og der er for hver af metoderne fundet grænseværdier for hvor DNAPL vurderes at være til stede. Disse grænseværdier er lokalitetsspecifikke (og kalibrerings-specifikke) og kan ikke ukritisk overføres til andre lokaliteter pga. bl.a. variation i geologiske og hydrologiske forhold. For de direkte metoder, Sudan(IV) og NAPL FLUTE liner, gælder det, at DNAPL ved lav mætning/koncentration kan overses. Når DNAPL påvises, er det til gengæld en direkte dokumentation, der ikke behøver at blive suppleret af andre metoder ("line of evidens"). Ved MIP sonderinger er det vigtigt at tage hensyn til forureningstyperne ved valg af detektorer, være opmærksom på detektorernes følsomhed, udføre responstest løbende under feltarbejde, og gerne benytte en opvarmet trunkline, da det mindsker tailing effekten. Det blev fundet, at FID signaler over 5 V var kraftig indikation på DNAPL, mens der ved FID signaler under 2 V ikke var DNAPL til stede. Ved udtagning af intakte kerner er det vigtigt, at eventuelt borevand ikke recirkuleres, da der ellers er risiko for forureningsspredning. Borevandet kan desuden mindske DNAPL massen i kalkkerner, hvorfor udtag af kalkkerner med de nuværende boringsmetoder er behæftet med en vis usikkerhed. Fra de intakte kerner kan delprøver udtages til f.eks. Sudan(IV) test, PID måling og kemisk analyse. Det blev fundet, at Sudan(IV) test havde følgende detektionsgrænser for PCE i moræner: <250 mg/kg: ingen farvereaktion, >1500 mg/kg: altid farvereaktion (DNAPL) og 250-1500 mg/kg: varierende farvereaktion. Det blev desuden fundet, at PID koncentrationer >3000 ppm i moræner indikerede DNAPL, mens det for kalk var >1000 ppm. Der blev oftest fundet DNAPL i moræner ved koncentrationer >300 mg/kg PCE, mens det i kalk var ved >80 mg/kg PCE. FACT NAPL FLUTE lineren indikerede DNAPL ved koncentrationer >3 mg PCE/g aktiv kul filt, mens koncentrationerne i de diskrete vandprøver indikerede DNAPL i umiddelbar nærhed af borerne ved koncentrationer >10% af den effektive opløselighed.

Til DNAPL screening i moræner var MIP sondering god, da den måler kontinueret over dybden og giver on-line resultater. MIP sonderinger kan med fordel kombineres med intakte kerneprøver (Sudan(IV) og/eller kemisk analyse) og/eller NAPL FLUTE liner til verifikation af DNAPL tilstedeværelse. DNAPL screening i kalk er besværliggjort af at metoderne kræver boringsarbejde, men de bedste metoder vurderes at være diskrete vandprøver og evt. FACT NAPL liner, når der er udført yderligere test på FACT-delen. Til verifikation af DNAPL tilstedeværelse er NAPL FLUTE pt. den bedste metode, hvis ikke der kan konstateres DNAPL i vandprøverne/under renpumpning, dog kræver NAPL FLUTE direkte kontakt med DNAPL for at der opnås en farvemærkning.

Der er fortsat behov for (videre)udvikling af metoder til DNAPL screening med høj diskretiseringsgrad. Dette er især gældende for metoder, der kan bruges i kalk, da udvalget af brugbare metoder er relativt begrænset. For at mindske

udgifterne forbundet med forureningsundersøgelser vil metoder, der kan kombineres være fordelagtige.

På baggrund af resultaterne fra forureningsundersøgelserne er der opstillet en konceptuel model for DNAPL forekomst på Naverland 26AB, der er indarbejdet i en hydrogeologisk konceptuel model. De geofysiske metoder, der blev benyttet på Naverland 26AB, kunne ikke påvise DNAPL tilstedeværelse, men giver værdifuld viden, der støtter den konceptuelle forståelse af forureningsspredningen. Forureningen består primært af PCE og TCE og er ikke søgt afgrænset i dette projekt, men der er i moræneler alligevel opnået en indledningsvis horisontal afgrænsning af DNAPL, som dog kan forbedres primært i syd-østlig og i syd-vestlig retning. DNAPL forureningen i kalken er belyst i tre boringer ned til ca. 20 m u.t., hvilket gør den konceptuelle model for kalk mere usikker end for moræneleren. Den konceptuelle model kan beskrives således:

- DNAPL er sivet lodret ned gennem fyldlaget til overfladen af moræneleren, hvor nogen ophobning på overfladen kan have fundet sted. Der kan stadig observeres lodrette spor i fyldlaget, men de fleste er formodentlig fordampet væk. Fordampningen er sandsynligvis blevet mindsket/forsinket af, at kildeområdet har været befæstet siden 1977.
- DNAPL er sivet relativt lodret ned gennem de umættede sprækker i øvre moræneler.
- Den betydeligste horisontale spredning af DNAPL er observeret i overgangszonen til nedre moræneler og i den øvre del af denne (3-5 m u.t.) over og evt. omkring redoxgrænsen (ca. 4,5 m u.t.), hvor den største densitet af horisontale sprækker optræder. I denne zone er DNAPL spredt i vertikale og associerede horisontale sprækker.
- I nedre del af nedre moræneler er DNAPL spredning via vertikale sprækker atter dominerende.
- DNAPL er nået ned i laget af sand, grus og opknust kalk, hvor der kan være sket nogen horisontal spredning på overfladen af den underliggende hårde kalk og mulig ophobning. Herefter er DNAPL formentlig i høj grad opløst pga. stor gennemstrømning (porøs strømning er forventet, men ikke dokumenteret). Der er nok stadig DNAPL visse steder i grænsezonen mellem opknust kalk og hård kalk, men det er ikke undersøgt pga. risiko for spredning af DNAPL.
- DNAPL kan være spredt via vertikale og horisontale sprækker i kalk. En udbredt horisontal spredning af DNAPL i sprækker har ved opløsning resulteret i inddiffusion i kalk matrix. Der er fundet residual DNAPL to steder i C1, begge gange over flint (flintebænk og flintnoder), og der er stærke indikationer på DNAPL i sprækker ned til omkring 13,3-14,7 m u.t. i C1. Resultaterne for C2 og C3 indikerer generelt opløst og sorberet PCE/TCE i matrix, men der kan også være residual DNAPL i nærheden af boringerne, men uden direkte kontakt med boringerne. Høj grundvandsstrømning i større sprækker har sandsynligvis ført til betydelig udvaskning af DNAPL, mens der i mindre sprækker især er sket tab til matrix. DNAPL forventes således at optræde i sprækker af mere moderat størrelse. Det forventes, at DNAPL ikke er spredt til større dybder end 15-17 m u.t., og kun er til stede som residual.

Forureningsundersøgelserne vurderes at have givet tilstrækkelig viden om DNAPL udbredelsen i fyldlaget og morænerleren, mens mere viden om det knuste kalklag og den hårde kalk kunne ønskes, da der her er størst usikkerhed omkring DNAPL forekomst og udbredelse. Dette skyldes både det relativt lave antal kalkboringer (udbredelse) og de begrænsede metoder til kalkundersøgelser.

Det er dokumenteret, at der fortsat forefindes DNAPL bestående af primært PCE men også TCE, fra fyldlaget og ned i kalken til omkring 15-17 m u.t., og det er vurderet at størstedelen af DNAPL massen findes i moræneleren. Der er dog en stor usikkerhed forbundet med masseestimeringen i kalken på grund af de relativt få undersøgelsespunkter. DNAPL optræder som residual i den mættede kalk, mens den optræder som både residual og mobil i den overlejrende moræneler.

2. Indledning og formål

På mange lokaliteter er der sket spild af chlorerede opløsningsmidler (punktkilder), som er ikke-vandblandbare væsker, der er tungere end vand. Ved spild af opløsningsmidlerne vil de derfor spredes som en separat væskefase – en såkaldt DNAPL (Dense Non-Aqueous Phase Liquid). Der skelnes mellem mobil DNAPL og residual DNAPL, hvor residual DNAPL er immobile usammenhængende dråber (ganglia), som efterlades i porerne i jorden, når den mobile DNAPL spredes. Mobil DNAPL består derimod af sammenhængende strenge eller søer, som er mobile/kan mobiliseres. Fra DNAPL sker der en kraftig påvirkning af poreluft og porevand/grundvand ved opløsning/fasefordeling på grund af stoffernes høje opløselighed i luft og vand. Mængde og fordeling af DNAPL vil være afgørende for en forurenings indvirkning på en grundvandsressource og for valg og håndtering af afværgetiltag. Mobil og residual DNAPL kan, når det optræder, være afgørende for tidshorizonten for og omkostninger ved afværgetiltag.

Karakterisering af DNAPL forureningen i kildeområdet er nødvendig for at kunne opnå en god konceptuel forståelse for forureningssituationen. Da DNAPL fordeler sig heterogent i undergrunden er høj diskretisering vigtig ved DNAPL karakterisering. Ved karakterisering af DNAPL lokaliteter bør der løbende opstilles konceptuelle modeller for optimering af undersøgelsesindsatsen og til evt. brug ved DNAPL masseestimering. I første fase af samarbejdsprojektet (Jørgensen et al., 2010) er der opstillet konceptuelle modeller for tidlig udvikling af DNAPL forureninger; givet en oversigt over metoder til karakterisering af DNAPL lokaliteter; og udarbejdet et værktøj, der bl.a. kan benyttes til masseestimering, som indbefatter et excel regneark til vurdering af DNAPL i mættede jord- og vandprøver (tilgængelig via www.sara.env.dtu.dk). I denne anden fase af samarbejdsprojektet er de i første fase anbefalede metoder til DNAPL karakterisering afprøvet og vurderet, og konceptuelle modeller opstillet. Som en ekstra opgave er DNAPL massen til sidst estimeret på baggrund af de konceptuelle modeller. Da masseestimering ikke var en del af formålet indgår dette som et separat afsnit sidst i rapporten. Dette er gjort på/for en lokalitet, Naverland 26AB, som er udvalgt til formålet i samarbejde med Region Hovedstanden. Naverland 26AB blev valgt, da der var kraftige indikationer på DNAPL forurening, og da forureningen primært er lokaliseret udenfor bebyggede arealer.

2.1 Formål

Formålet med anden fase af Samarbejdsprojektet er at opnå større viden om og dokumentation for typen af anvendelige metoder for vurdering og afgrænsning af DNAPL forurening samt opnå erfaring med brug af værktøjet udviklet i første fase. Dette er opnået ved at afprøve anvendelige metoder til undersøgelse for DNAPL på den DNAPL forurenede lokalitet, Naverland 26AB. Resultaterne fra de forskellige metoder er blevet sammenstillet for validering, og konceptuelle modeller er opstillet successivt. Projektet har ikke haft til formål at afgrænse forureningen på lokaliteten. Udkommet af undersøgelserne skal understøtte/styrke udviklingen af konceptuelle modeller og dermed styrke Regionens beslutningsproces.

3. DNAPL screeningsmetoder og kvantitative valideringsmetoder

Meget fin diskretisering er ofte nødvendigt for at påvise DNAPL, da DNAPL-fordelingen kan være meget heterogen og ofte forekommer i tynde linser eller ved overgange fra et mere permeabelt lag til et mindre permeabelt lag. Derfor er karakteriseringsmetoder, der kan give en kontinuerlig måling over dybden af parametre eller forhold, som kan indikere tilstedeværelse af DNAPL, at foretrække. Uanset om metoden baserer sig på kontinuerlig måling eller punktvis prøvetagning/karakterisering er der selvfølgelig en usikkerhed knyttet til valg af prøvetagningspunkt, idet den heterogene fordeling af DNAPL øger risikoen for ikke at ramme DNAPL. Derudover er metoder, der umiddelbart giver resultater i feltet at foretrække, da de generelt sparer tid og omkostninger, idet der kan planlægges og tages beslutninger under feltarbejdet.

De mest lovende screeningsmetoder, tilpasset lokalitetens geologi, blev udvalgt på baggrund af litteraturstudiet i fase 1 (Jørgensen et al., 2010). Metoderne kan opdeles i direkte og indirekte metoder, hvor de direkte metoder kan dokumentere tilstedeværelse af DNAPL, mens de indirekte metoder kræver sammenligning/-bekræftelse på DNAPL ved brug af andre metoder (Tabel 1).

Tabel 1: Oversigt over de udvalgte metoder til påvisning/indikation af DNAPL i kildeområdet på Naverland 26AB.

Direkte metoder	Indirekte metoder
<ul style="list-style-type: none">➤ Direkte observation af DNAPL i vand- eller jordprøve➤ Hydrofobe farvetest (primært Sudan(IV))➤ Hydrofobe fleksible membraner (NAPL FLUTe)	<ul style="list-style-type: none">➤ Koncentration i aktivt kul (FACT NAPL FLUTe)➤ Membrane Interface Probe (MIP)➤ PID måling på jordprøver➤ Geofysiske metoder➤ Naturligt forekommende radon➤ Beregning/sammenligning ud fra analysekoncentrationer i jord, vand og/eller poreluft

Metoderne, på nær observation, vil i det følgende blive kort gennemgået. For mere detaljeret gennemgang henvises til Jørgensen et al. (2010), med mindre andet nævnes.

3.1 Hydrofobe farvetest

Princippet i metoden er at en jordprøve udrystes med et hydrofobt farvestof (ofte Sudan(IV)), der foretrækker NAPL-fasen, og hvis prøven indeholder NAPL vil denne farves. Ved at benytte et test kit undgås direkte håndtering af det sundhedsskadelige stof Sudan(IV). Vi benyttede et test kit, OilScreenSoil (Sudan(IV))®, fra Cheiron Resources Ltd, som forhandles i Danmark. Det er en lille beholder, hvor farvestoffet Sudan(IV) er i en terning på indersiden af låget sammen med et gulgrønt fluorescerende, vandopløseligt farvestof, der er tilsat for at opnå en bedre visuel kontrast til den røde farve. Derudover er der en polystyren kugle i beholderen, der skal gøre det nemmere at se farvningen i tilfælde af NAPL. Beholderen fyldes halvt op med jordprøven og 2/3 op med

varmt vand, og rystes. Herved opløses terningen, der farver vandfasen gul-grønlig, mens der ved NAPL sker en rødfarvning, der kan ses på korn i jorden, som røde belægninger på glassets inderside, eller på kuglen (Figur 1). Selv meget svag lyserød farvning af kuglen er dokumentation for NAPL.



Figur 1: Hydrofob farvetest (OilScreenSoil (Sudan(IV))®) – venstre: negativ, højre: positiv for DNAPL

En DNAPL-spray, OilScreenDNAPL-LENS (Spray)®, blev afprøvet på intakte lerkerner. Her benyttes et blå farvestof (Solvent Blue), der sprayeres på kernerne og farver DNAPL kongebå inden for 1-3 minutter.

3.2 Hydrofobe fleksible membraner

Hydrofobe fleksible membraner, så som NAPL FLUTE liner, er en kvalitativ metode til påvisning af NAPL. NAPL FLUTE liner er en fleksibel urethan behandlet nylonmembran ("blank" liner) overtrukket med en hydrofob farvestribet membran. Ved kontakt med NAPL fremkommer der en tydelig farvemærkning på bagsiden af den farvestribede membran, som ellers er hvid. Farvemærkingen skyldes, at den hydrofobe farve i striberne fasefordeler sig til DNAPL'en, og derved kan trænge igennem membranen til dennes bagside.

Hydrofobe fleksible membraner kan benyttes både i umættet og mættet zone, hvor de enten installeres direkte i et åbent borehul, eller vha. direct-puch metoder f.eks. Geoprobe (Figur 2, venstre). Når membranen er installeret er den presset ud mod borehullets sider ved hjælp af vandtryk. Efter en passende kontakttid (et par timer) kan membranen trækkes op igen, og undersøges for farvemærkninger over dybden (Figur 2, højre).



Figur 2: Installation af hydrofob fleksibel membran vha. Geoprobe (venstre) og farvemærkning på bagsiden af farvestribet membran som resultat af kontakt med DNAPL (højre).

Laboratorietest udført af masterstuderende Monique Beyer viste, at 5 dråber ren PCE giver en farvemarkering med ca. 15 cm diameter, mens der ikke blev observeret farvemarkeringer i mættet PCE opløsning eller i mættet luftfase selv efter en uge. Ved tilsætning af TCE til den mættede PCE opløsning fremkom der dog antydning af farvestriberne på bagsiden, som om NAPL membranen var ved at blive gennemsigtig (Figur 3).



Figur 3: DNAPL farvemarkering på NAPL membran, venstre fra ren PCE, højre fra mættet opløsning med PCE og TCE.

3.3 FACT NAPL FLUTE liner

FACT NAPL FLUTE liner er en NAPL FLUTE liner med en aktiv kul-filt, 3,8 cm bred, påsyet bagsiden af den farvestribede membran i hele linerens længde. Den farvestribede membran er permeabel, og filten er beskyttet indadtil af en diffusionstæt barriere af aluminium (Figur 4, venstre). Forureningsstofferne diffunderer fra jordens matrix, vandfase, poreluft og evt. NAPL-fase over på det aktive kul. Efter en passende kontakttid (minimum et døgn) kan membranen trækkes op igen, og filten klippes i små stykker (f.eks. mellem 2 og 30 cm lange stykker), og analyseres for forureningsstofferne, hvorved der er mulighed for at opnå en meget høj diskretisering (Figur 4, højre). Forureningsstofferne opgøres pr. gram filt.

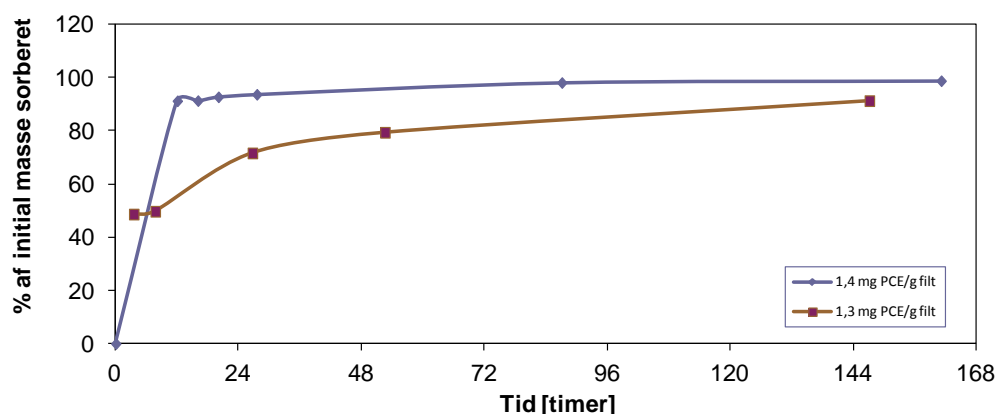


Figur 4: Aktiv kulstof filt påsyet bagsiden af den hydrofobe membran og beskyttet af diffusionsbarriere i aluminium (venstre) og prøvetagning af aktiv kulstof filt (højre)

Metodens brugbarhed til residual DNAPL kan begrænses, hvis borehullets overflade bliver kompakteret under nedpresningen af geoproberørerne, da det vil hindre kontakt til NAPL fasen. Der kan også være risiko for at NAPL tværes ud (smearing) under nedpresning af geoproberørerne, især ved mobil DNAPL. Dette er dog ikke observeret i dette projekt.

Forud for installation af FACT NAPL FLUTE linere blev der udført laboratorietest af Monique Beyer:

- i. Sorptionsforsøg, hvor andelen af den initiale PCE masse i vandig opløsning blev bestemt over tid, viste, at en meget stor andel af den samlede sorption til kul-filten skete indenfor de første 1-2 døgn (Figur 5).



Figur 5: Sorptionskurver for PCE.

På den baggrund blev det anslået, at kontakttiden mellem kul-filten og vandig PCE bør være minimum 24 timer for at PCE kan nå at sorbere til filten.

I feltforsøgene blev der af praktiske hensyn benyttet et døgn som kontakttid for FACT NAPL FLUTE linerne i moræneler, mens to døgn blev benyttet i kalken.

- ii. Det blev vist, at pentan er et brugbart ekstraktionsmiddel for at få frigivet stoffer sorberet til kul-filten, idet en ekstraktion på 64% og 92% opnås på henholdsvis 20 og 26 timer. Ekstraktionsperioden bør derfor være mindst 26 timer.
Til ekstraktion af kul-filt prøverne fra feltundersøgelserne blev der benyttet to døgn.
- iii. PCE koncentrationer på kul-filten blev undersøgt ved forskellige scenarier for at opnå viden om forventelige koncentrationsniveauer på FACT (Tabel 2). Som forventet var koncentrationen højest ved mættet PCE luftfase, da diffusionen gennem luft er betydelig hurtigere end gennem vand.

Tabel 2: Målte koncentrationer af PCE på kul-filt (FACT) ved tre forskellige scenarier.

Scenarie	PCE på kul-filt [mg/g]
Mættet PCE opløsning i vand	0,5- 0,8
PCE-DNAPL i vand, i direkte kontakt med FACT	2,7- 3,5
Mættet PCE luftfase	45

3.4 MIP

MIP står for Membrane Interface Probe, og er en in-situ metode til kontinuert påvisning af flygtige organiske stoffer (VOC) i undergrunden. MIP er en indirekte metode til påvisning af DNAPL, og kan benyttes til både horisontal og vertikal afgrænsning af kildeområdet. Eftersom MIP respons er udtrykt i μV og ikke koncentrationsenheder er resultaterne semi-kvantitative. Metoden er baseret på direct push teknologi, hvor en sonde med en permeabel fluorocarbon polymer membran i sondespidsen trykkes ned gennem jorden (Figur 6, venstre). Sonden opvarmes til omkring 100°C , hvorved VOC i jorden omkring sonden fordamper og diffunderer gennem membranen ind i en inert bæregas, og føres op til en eller flere detektorer i et feltlaboratorium. Der kan også udtages bæregas til analyse på GC-MS, hvorved individuelle forureningskomponenter kan bestemmes (Figur 6, højre). MIP måler kun de samlede VOC-koncentrationer over dybden, som er fordampet til poreluften ved opvarmningen og diffunderet over membranen til bæregassen.



Figur 6: MIP sondering (venstre) og feltlaboratorium med FID og ECD detektorer samt GC-MS til analyse for forureningsstoffer (højre).

MIP giver høj vertikal diskretisering, da målingerne er kontinuerte. Der er dog risiko for "tailing" ved høje koncentrationer, som vil påvirke præcisionen, men tailing kan begrænses ved at benytte opvarmet trunk-line. Brugbarheden af MIP afhænger af de valgte detektorer. De meste anvendte detektorer er:

- PID (Photo Ionization Detector): følsom overfor dobbeltbindinger (C=C)
- FID (Flame Ionization Detector): følsom overfor enkeltbindinger (C-H)
- ECD (Electron Capture Detector): følsom overfor halogener (-Cl)
- XSD (Halogen Specific Detector): følsom overfor halogener (-Cl)
- DEL-CD (Dry Electrolytic Conductivity Detector):
følsom overfor halogener (-Cl)

Med PID kan aromatiske kulbrinter så som BTEX detekteres samt chlorerede stoffer med dobbeltbinder, så som PCE og TCE, men ikke chlorerede ethaner (f.eks. 1,1,1-trichlorethan (1,1,1-TCA)) og methaner (chloroform og carbon tetrachlorid) med mindre der bruges en UV-lampe med højere ioniseringspotentiale end normalt (se Bilag 1 for yderligere beskrivelser)

FID detekterer alle kulbrinter så som flygtige alifatiske kulbrinter (f.eks. methan og propan) og større kulstofforbindelser i relativt høje koncentrationsniveauer.

FID kan også detektere chlorerede stoffer, selv fuldt chlorerede som PCE (Bilag 1). FID kan, grundet et lavt respons til de chlorerede stoffer, bruges på lokaliteter med DNAPL, hvor ECD og PID respons overskrider maksimal-niveauet ved uforyndet prøve. Det relative respons fra chlorerede metaner (med undtagelse af carbon tetrachlorid), ethaner og ethener er næsten ens for FID (Bilag 1) i modsætning til ECD, hvor signalet er afhængigt af antallet af halogener.

ECD er ideel til at detektere de almindelige chlorerede stoffer, men i modsætning til FID, øges respons signifikant med antallet af halogener på molekylet. Således er PCE responset 3 gange højere end TCE responset og 200 gange højere end DCE responset (Bilag 1).

ECD kan erstattes af den mere moderne halogen specifikke detektor, XSD, som ikke reagerer på ikke-halogenerede kulbrinter og ikke kræver radioaktiv ioniseringskilde, som ECD gør. XSD har også et større arbejdsområde end ECD.

I dette projekt er der benyttet FID og ECD. Endvidere er delprøver af bæregassen analyseret på GC-MS for bestemmelse af forureningssammensætning.

3.5 PID måling på jordprøver

Måling af en jordprøves indhold af flygtige organiske stoffer vha. PID (Photo Ionization Detector) er en indirekte metode til indikation af DNAPL. Metoden er simpel, idet en jordprøve overføres til en diffusionstæt plastpose, som lukkes med headspace. Forureningsstofferne diffunderer over i headspace og efter noget tid måles forureningsstofferne i headspace vha. en håndholdt PID. PID kan detekterer aromatiske kulbrinter, så som BTEX, samt chlorerede stoffer med dobbeltbindinger, så som PCE og TCE.

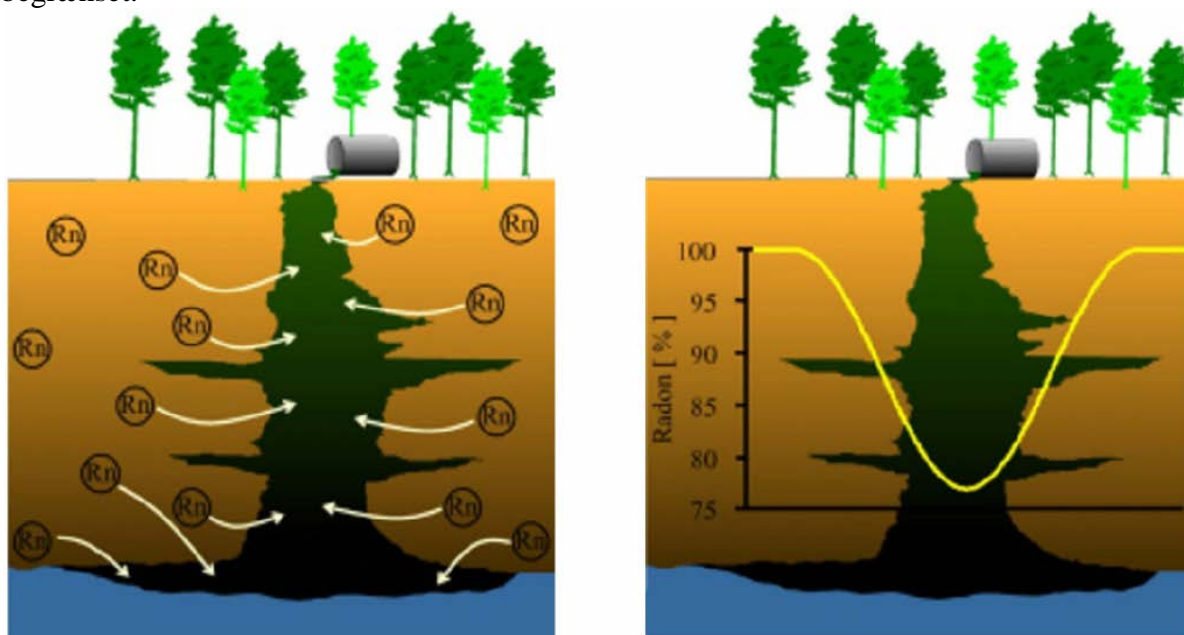
3.6 Radon

Radon-222 (^{222}Rn , herefter kaldet radon) er en naturlig forekommende radioaktiv ædelgas, der dannes ved henfald af radium. Radium sidder i mineralstrukturer eller er adsorberet på overfladen af lerminerale, jernoxider og organisk materiale. Når radon dannes (radon emanation) vil en del af gassen diffundere ind i jordartens poreluft og derfra videre afhængig af jordartens porøsitet og vandindhold.

Radon har en større affinitet overfor NAPL end for vand og luft og dette medfører at radon koncentrationen vil falde ved tilstedeværelse af NAPL. Dermed falder den relative radon koncentration, som er forholdet mellem radon koncentrationen i forurenede område og radonkoncentrationen i uforurenede område (Figur 7). Radon kan derfor bruges til indikation af DNAPL-tilstedeværelse og estimering af DNAPL-mætning. Der er ingen danske erfaringer med metoden, som er relativt ny. En litteraturudredning er givet i Bilag 2, hvortil der også henvises for mere detaljeret gennemgang af metoden. For at kunne verificere, at en eventuel variation i radon skyldes tilstedeværelse af DNAPL, er det nødvendigt at udtage poreluft eller grundvand til analyse for de chlorerede stoffer.

I dette projekt blev der kun udtaget poreluftsprøver til radonbestemmelse, og ikke grundvandsprøver, idet en indledende screening (beskrevet i Bilag 3) viste radonkoncentrationer i grundvandet omkring kvantifikationsgrænsen, og da

litteraturudredningen (Bilag 2) bekræftede at radonudstrålingen fra kalk er begrænset.



Figur 7: Koncept for radons fordeling til NAPL og den relative radon koncentration i NAPL område (Oliva et al., 2010).

3.7 Geofysiske metoder

For at geofysiske metoder kan påvise DNAPL kræver det, at der er nok DNAPL til stede til, at det kan give en tilstrækkelig geofysisk kontrast til omgivelserne. Dette forekommer kun sjældent (Jørgensen et al., 2010). En metode er georadar, der teoretisk set kan påvise DNAPL med dielektriske egenskaber (inkl. PCE og TCE), som vil ses som klare/lyse pletter eller anomalier, men ofte vil de ikke kunne skelnes fra lavpermeable lag/indslag. Derfor anvendes geofysiske metoder fortrinsvis som indirekte metode ved kortlægning af geologiske forhold som variation i dybder af overflader.

I dette projekt er geofysiske metoder ikke benyttet med det formål at lokalisere områder med DNAPL, hvilket heller ikke lod sig gøre. Formålet med de geofysiske metoder var kortlægning af geologiske forhold. I dette projekt er overfladen af morænelersaflejringerne tolket primært fra georadar og boringsoplysninger, mens overfladen af kalkaflejringerne er tolket delvist fra georadar og delvist fra seismik og boringer (Bilag 4).

3.8 Kemisk analyse af intakte kerner og grundvandsprøver

Prøvetagning og efterfølgende bestemmelse af koncentrationer i jord og vand kan bruges til at vurdere mulig forekomst af DNAPL, ved hjælp af ligevægtsbetragtninger og -beregninger. I Jørgensen et al. (2010) er der et regneark, som kan anvendes til vurdering af PCE, TCE eller 1,1,1-TCA DNAPL i mættet moræneler eller sand. En ny version af regnearket er tilgængelig via www.sara.env.dtu.dk, hvor beregning af K_{oc} (fordelingskoefficient mellem organisk kulstof og vand) for moræneler er blevet opdateret. Dette regneark kan

dog ikke benyttes til blandings-DNAPL, hvilket er til stede på Naverland 26AB. I det følgende er de her benyttede beregningsmetoder beskrevet.

3.8.1 Beregningsmetoder for jordprøver

Til udregninger, er hvor muligt, benyttet den opdaterede version af DNAPL regneark fra Jørgensen et al. (2010) med tilhørende standardværdier. I den opdaterede version er der for moræneler anvendt K_{oc} -værdier beregnet efter (Lu et al., 2011):

$$\log K_{oc} = 0,590 \times \log K_{ow} + 1,824 \quad \text{ligning (1)}$$

hvor K_{oc} er fordelingskoefficient mellem organisk kulstof og vand [L/kg], og K_{ow} er fordelingskoefficient mellem octanol og vand [-].

Den lineære sorptionskoefficient, K_d , beregnes da som:

$$K_d = f_{oc}K_{oc} \text{ [L/kg]} \quad \text{ligning (2)}$$

hvor f_{oc} er fraktionen af organisk kulstof [-].

For kalk, som ikke indgår i DNAPL regnearket, er K_d beregnet uafhængigt af f_{oc} , som generelt må forventes at være meget lav i kalksedimenter ($f_{oc} < 0,1\%$), ligesom sorptionen. K_d er beregnet ud fra formelen af Piwoni & Banerjee (1989), der er gældende når $f_{oc} < 0,1\%$:

$$\text{Log } K_d = 1,010 \log K_{ow} - 3,460 \quad \text{ligning (3)}$$

Desuden bør der tages hensyn til, at der på Naverland 26AB er blandingsforurening af primært PCE og TCE, hvilket påvirker opløseligheden af stofferne jf. Raoults lov. Den resulterende effektive opløselighed af det pågældende stof ($S_{e,i}$) beregnes som opløseligheden af det rene stof (S_i) ganget med molfraktionen x_i af det pågældende stof i DNAPL-blandingen:

$$S_{e,i} = x_i \times S_i \text{ [mg/L]} \quad \text{ligning (4)}$$

Grænseværdien for hvornår der er DNAPL (C_T^*) i en *umættet* jordprøve kan udregnes således:

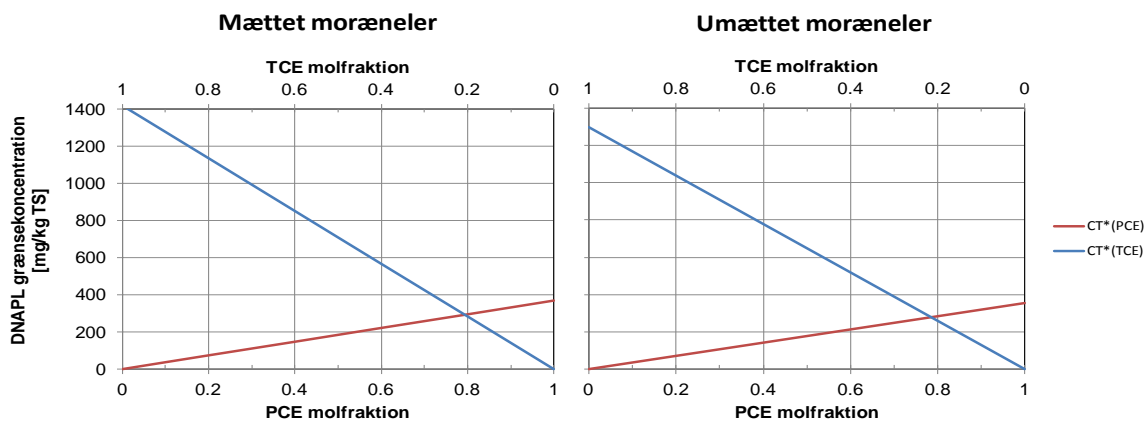
$$C_T^* = S_e \frac{K_d \times \rho_b + \theta_w + \theta_a \times K_H}{\rho_b} \text{ [mg/kg TS]} \quad \text{ligning (5)}$$

hvor ρ_b er tørrumvægt af jordprøven [kg/L], θ_w er vandfyldt porøsitet (volumenfraktion), θ_a er luftfyldt porøsitet (volumenfraktion), K_d er fordelingskoefficienten mellem jord og porevand [L/kg], K_H er den dimensionsløse Henry's lov konstant for det pågældende stof og temperatur.

Grænseværdien, for hvornår der er DNAPL (C_T^*) i en *mættet* jordprøve, kan udregnes efter følgende formel:

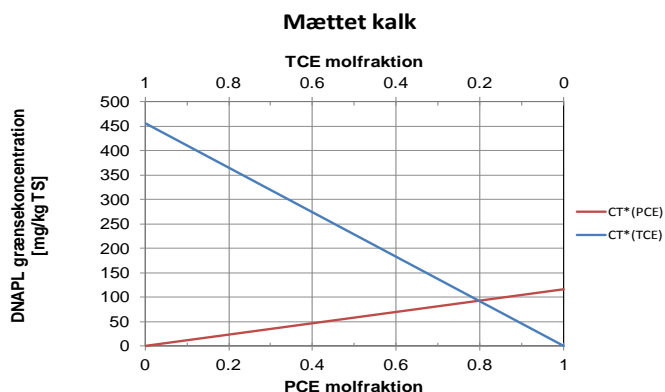
$$C_T^* = S_e \frac{K_d \times \rho_b + \theta_w}{\rho_b} \text{ [mg/kg TS]} \quad \text{ligning (6)}$$

For blandingsforureninger vil stoffet med den laveste opløselighed være styrende for DNAPL tilstedeværelse, hvis stoffet også udgør den største molfraktion. Stoffernes molfraktion i DNAPL i jorden kendes sjældent, og er svær at beregne, hvis der ikke er analyseret direkte på DNAPL'en. Desuden kan sammensætningen af DNAPL varierer både vertikalt og horisontalt, og er således ikke en konstant størrelse. Figur 8 viser DNAPL grænseværdier (C_T^*) beregnet for henholdsvis umættet og mættet moræneler ved forskellige molfraktioner. Det er den lavest liggende kurve, der er bestemmende for hvorvidt der er DNAPL. Det ses af Figur 8, at det ikke har den store betydning for C_T^* hvorvidt der regnes med mættede eller umættede forhold i moræneler, på trods af at TCE og PCE er flygtige stoffer. Morænelermatrix vil ofte være vandmættet selv over grundvandsspejlet pga. morænelers høje kapillaritet. Det vil derfor ofte være acceptabelt at regne med mættede forhold i moræneler, og derved negligere den eventuelt luftfyldte porøsitet. DNAPL regnearket fra Jørgensen et al. (2010) kan da benyttes hvis stoffets molfraktion i DNAPL ganges på vandopløseligheden.



Figur 8: Grænsekonzentrationer for DNAPL (C_T^*) ved blandingsforurening af PCE og TCE som funktion af molfraktionen beregnet for mættet (venstre graf) og umættet (højre graf) moræneler. Standardværdier fra DNAPL regneark (opdateret version) er benyttet, og for den umættede moræneler er følgende porøsiteter benyttet: $\theta_w=0,1$ og $\theta_a=0,2$.

Sorptionens betydning fremgår tydeligt ved sammenligning af Figur 8 med Figur 9, der viser C_T^* for kalk, hvortil sorptionen er meget lav. På grund af den lave sorption er grænseværdien for DNAPL også lavere, da kalk ikke kan binde så meget forureningsstof. Figuren viser, at der ved PCE koncentrationer over 111 mg/kg TS er DNAPL uanset molfraktionen (for de valgte parametre).



Figur 9: Grænsekonzentrationer for DNAPL (C_T^*) ved blandingsforurening af PCE og TCE som funktion af molfraktionen. Standardværdier fra DNAPL regneark (opdateret version) er benyttet, dog er K_d beregnet efter ligning 3 og porøsiteten sat til 0,4 og tørrumvægten til 1,75 kg/L.

Molfractionen af DNAPL kendes ikke i de udtagne kerne-delprøver, og det har derfor været nødvendigt at vurdere dem. Dette er gjort ved at beregne TCE molfractionen, der ved den givne TCE koncentration ($C_{T, TCE}$) er nødvendig for at der kan være DNAPL:

$$x_{TCE} = \frac{C_{T, TCE} \times \rho_b}{(K_{d, TCE} \times \rho_b + \theta_w) \times S_{TCE} \times TS} \quad [-] \quad \text{ligning (7)}$$

På baggrund af denne molfraction og den tilhørende molfraction for PCE ($x_{PCE} = 1 - x_{TCE}$) er der beregnet NAPL grænseværdier for PCE og TCE og det er undersøgt om de målte koncentrationer af PCE og TCE begge overskrider eller er lig de beregnede grænseværdier. Gør de det, er der DNAPL i delprøven, og DNAPL mætningen beregnes.

DNAPL mætningen, s_{DNAPL} , i porøst medie er den andel af det totale porevolumen, som indeholder DNAPL, og kan beregnes som det volumetriske DNAPL indhold, V_{DNAPL} , delt med det totale porevolumen, θ :

$$s_{DNAPL} = \frac{V_{DNAPL}}{\theta} \times 100\% \quad [\%] \quad \text{ligning (8)}$$

Det volumetriske DNAPL indhold, V_{DNAPL} , beregnes således:

$$V_{DNAPL} = \left(\frac{NAPL_t \times \rho_b}{\rho_{DNAPL}} \right) \quad [-] \quad \text{ligning (9)}$$

Hvor $NAPL_t$ er den totale masse af NAPL i prøven [mg/kg], og ρ_{DNAPL} er densiteten af DNAPL [mg/L].

Den totale masse af NAPL er summen af masserne af de enkelte stoffer i NAPL'en:

$$NAPL_t = \sum NAPL_i \quad [\text{mg/kg TS}] \quad \text{ligning (10)}$$

Hvor DNAPL massen af det i'te stof kan beregnes som forskellen på den målte total koncentration, $C_{T,i}$ og beregnede DNAPL grænsekonzentration, $C_{T,i}^*$:

$$NAPL_i = C_{T,i} - C_{T,i}^* \quad [\text{mg/kg TS}] \quad \text{ligning (11)}$$

Densiteten af DNAPL beregnes ud fra de enkelte DNAPL-stoffers massefraktionen, $x_{m,i}$, og densitet, ρ_i . Ved DNAPL bestående af PCE og TCE bliver formlen således:

$$\rho_{DNAPL} = \frac{1}{x_{m,PCE} / \rho_{PCE} + x_{m,TCE} / \rho_{TCE}} \quad [\text{mg/L}] \quad \text{ligning (12)}$$

Andelen af den samlede stofmasse, som udgør DNAPL, kan da beregnes som DNAPL fraktionen, f_{DNAPL} :

$$f_{DNAPL} = \frac{NAPL_t}{C_{T,PCE} + C_{T,TCE}} \quad \text{ligning (13)}$$

DNAPL mætningsgraden indikerer om DNAPL er til stede som residual eller mobil DNAPL, idet følgende antages (Jørgensen et al., 2010):

$$\begin{aligned} 0\% > s_{DNAPL} < 15\% &: \text{residual} \\ s_{DNAPL} > 15\% &: \text{mobil} \end{aligned}$$

Ved beregning af DNAPL-mætning er der i denne rapport antaget at den vandfyldte porøsitet er lig den totale porøsitet, og der er derfor ikke taget højde for at vandfyldt porøsitet falder i takt med at DNAPL-mætning stiger. Det er dog vurderet ikke at være betydende i forhold til øvrige parametre (Jørgensen et al., 2010).

Den beregnede mætning er et gennemsnit for prøven, hvilket betyder at der kan være tynde lag af residual DNAPL, der ikke erkendes som DNAPL, og tynde lag af mobil DNAPL der fejltolkes som residual. I sedimenter med meget tynde lag af DNAPL (f.eks. moræneler), hvor der kun er DNAPL i små sprækker/sandslirer i prøven vil den beregnede mætning være mindre end den reelle mætning i sprække/sandslire.

Ovenstående beregning af DNAPL mætning er for porøst medie, og konceptuelt er både moræneler og kalk sprækket medie, hvor DNAPL forventes alene at optræde i sprækker (og evt. i sandslirer hvis prøve repræsenterer ler). Sprækkerne udgør kun en del af prøvernes porevolumen, og DNAPL mætningen i sprækkerne vil således reelt være betydeligt højere end beregnet. Den reelle DNAPL-mætning i sprækket medie kan estimeres ved at dividere den beregnede gennemsnitlige mætning med forventet sprækkeandel i matrixen prøven (Jørgensen et al., 2010). Antages det, at ca. 0,1% af den samlede porøsitet udgøres af sprækker (100 µm sprækker med 1 m afstand), fås for f.eks. ler med en porøsitet på 27% at sprækkerne vil være fuldt mættede ved en S_{DNAPL} på 2,7%, og DNAPL vil være mobil fra 0,4%. Udføres tilsvarende beregning for kalk med en porøsitet på 40%, vil sprækkerne være fuldt mættede ved en S_{DNAPL} på 4% og DNAPL vil være mobil fra 0,6%.

3.8.2 Beregningsmetoder for vandprøver

Til udregning af en vandprøves stof koncentration i forhold til stoffets opløselighed kan DNAPL regneark fra Jørgensen et al. (2010) benyttes. Ved blandings-DNAPL vil regnearket dog underestimere dette forhold, da opløseligheden falder til den effektive opløselighed jf. ligning 4 i ovenstående afsnit. Er vandprøverne domineret af PCE, TCE og cis-DCE kan molfraktionen af PCE (x_{PCE}), TCE (x_{TCE}) og cis-DCE (x_{DCE}) beregnes således:

$$x_{PCE} = \frac{1}{1 + \frac{C_{DCE} \cdot S_{PCE}}{C_{PCE} \cdot S_{DCE}} + \frac{C_{TCE} \cdot S_{PCE}}{C_{PCE} \cdot S_{TCE}}} \quad \text{ligning (14)}$$

$$x_{TCE} = \frac{C_{TCE} \cdot S_{PCE} \cdot x_{PCE}}{C_{PCE} \cdot S_{TCE}} \quad \text{ligning (15)}$$

$$x_{DCE} = 1 - x_{PCE} - x_{TCE} \quad \text{ligning (16)}$$

hvor C er den målte koncentration af det pågældende stof, og S er opløseligheden af stoffet.

Den målte koncentration i procent af den effektive opløselighed kan da beregnes, og kaldes her fortyndingen (f):

$$f = \frac{C_{PCE}}{S_{PCE} \cdot x_{PCE}} * 100\% \quad \text{ligning (17)}$$

Hvis DNAPL'en primært består af PCE og TCE kan ovenstående beregning af x_{PCE} og x_{TCE} forsimples:

$$x_{PCE} = \frac{1}{1 + \frac{C_{TCE} * S_{PCE}}{C_{PCE} * S_{TCE}}} \quad \text{ligning (18)}$$

$$x_{TCE} = 1 - x_{PCE} \quad \text{ligning (19)}$$

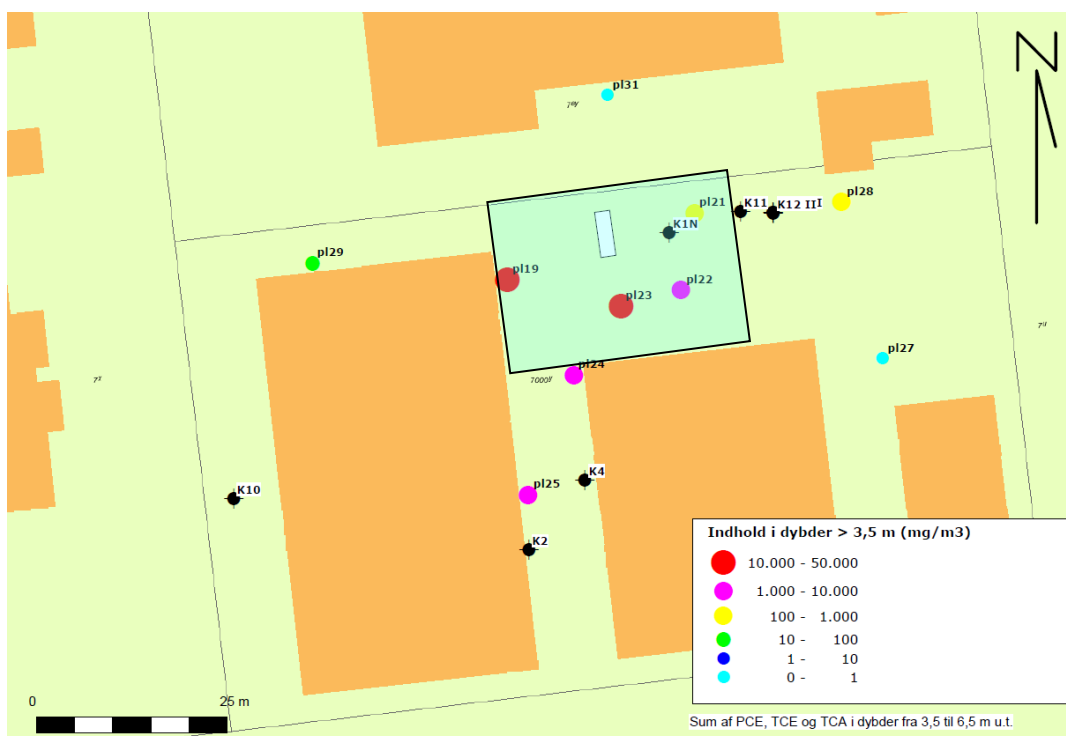
4. Undersøgelingsstrategi og risikohåndtering

4.1 Strategi

Målet med undersøgelsesstrategien er at sikre, at der opnås tilstrækkelig viden til at kunne udarbejde en eller flere konceptuelle modeller, der kan hjælpe med at besvare spørgsmålene om f.eks. hvor residual og mobil DNAPL forventes, og hvor dybt DNAPL forventes at optræde.

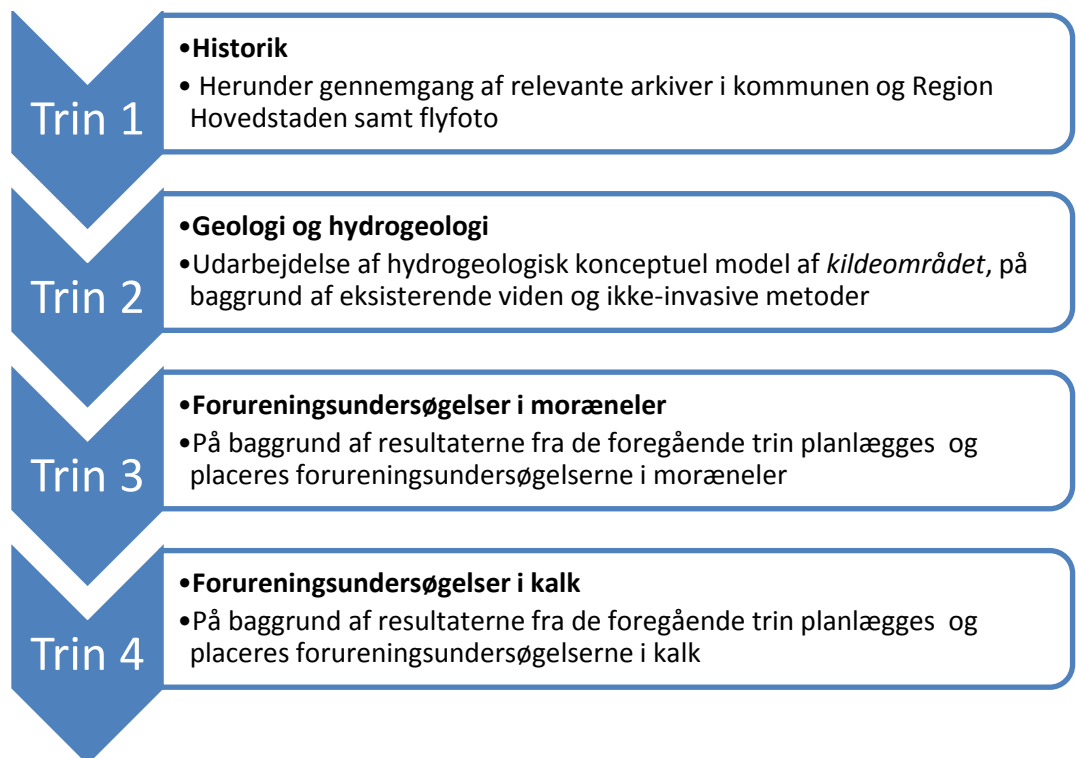
Naverland 26AB blev udvalgt til projektets feltlokaltet (Figur 10) på baggrund af følgende kriterier:

- V2 kortlagt lokalitet i Region Hovedstaden
- Ikke prioriteret til afværge
- Stor sandsynlighed for DNAPL
- Tilgængeligt kildeområde (dvs. ikke bebygget over kildeområdet).



Figur 10: Området, der betragtes som kildeområde og inddrages i undersøgelserne (sort optrukne firkant). De orange felter er bygninger. Figur modificeret fra Vestegnens Vandsamarbejde (2010).

Undersøgelingsstrategien er opdelt i fire overordnede trin (Figur 11), hvorunder og imellem den konceptuelle model opdateres. Her beskrives de enkelte trin, samt benyttede undersøgelsesmetoder, mens resultaterne fra de enkelte trin, samt konceptuelle modeller beskrives i de følgende afsnit (Afsnit 5-8).



Figur 11: De fire overordnede trin i undersøgelsesstrategien, hvor hvert trin leder til det næste trin.

Første trin: Historik

Lokalitetens historik er klarlagt ved gennemgang af relevante arkiver både i Albertslund kommune og i Region Hovedstaden for at opnå evt. yderligere informationer om håndtering af kemikalierne; oplag, spild, affaldshåndtering, omhældning og lign. Ved gennemgang af fly foto er der fokuseret på tromleoplag, befæstning mm. Endvidere er tidligere forureningsundersøgelser gennemgået.

Historikken er afrapporteret i Bilag 5, og kort gengivet i afsnit 5.

Andet trin: Geologi og hydrogeologi

I andet trin er der udarbejdet en god geologisk og hydrogeologisk konceptuel model af *kildeområdet* (med høj opløsning), som i første omgang er baseret på viden fra eksisterende borer og på ikke-invasive metoder. Senere er den konceptuelle model tilpasset/udbygget med informationer fra de nye (kerne)boringer, og eventuelle hydrogeologiske logs. Den viden, der er søgt opnået skal bruges til at vurdere mulige DNAPL transportveje og ophobningssteder, og kan opsummeres således:

- *Overfladen af moræneleren*
- *Overfladen af kalken*
- *Aflejringer og laggrænser.* Er de f.eks. horisontale eller skråtstillede? Er der gennemgående sprækker eller kun til en bestemt dybde? Hvilken hældning har sprækkerne? Er det homogene eller inhomogene aflejringer? Er der sandslirer eller sandindslag i moræneleren?
- *Høj-permeable zoner i kalken*

Geologi og hydrogeologi er afrapporteret i Bilag 4 og Bilag 6, og resultaterne gengivet i afsnit 6. Den konceptuelle hydrogeologiske model, udarbejdet under trin to er efterfølgende blevet opdateret efter trin tre og fire.

Tredje trin: Forureningsundersøgelse i moræneler

På baggrund af historik, den kortlagte overflade af moræneler og den formodede sprækkeretning er der opstillet en konceptuel model, ud fra hvilken MIP sonderingerne er placeret. De er tilstræbt placeret så varierende grad af sandsynlighed for DNAPL forekomst er repræsenteret, og så konceptuel model forbedres. Dette er for at opnå resultater, der kan overføres til både meget kraftigt og til mindre kraftigt forurenede grunde. I dette projekt er det ikke et formål at afgrænse forureningen hverken horisontalt eller vertikalt. MIP sonderingerne er udført fra terræn til kalkoverfladen.

Efter opdatering af den konceptuelle model på baggrund af MIP-resultaterne blev der lagt en strategi for poreluftmålinger af chlorerede stoffer (vha. GC-MS) og radon (vha. Risø's scintillationsceller). Strategien var at udtage prøver fra i alt syv punkter i flere dybder:

- i tre dybder i to punkter udenfor kildeområdet, for at få et baggrundsniveau for radon
- i tre dybder fra de to punkter med højeste MIP-udslag
- i to dybder fra tre punkter med næsthøjst MIP-udslag

Dybderne er bestemt ud fra, hvor forureningen forventes kraftigst, men også så der opnås relativ overfladenære prøver (1-1,5 m u.t.) samt prøver fra både den øvre og nedre morænelers-pakke (grænse omkring 4 m u.t.). Da de højeste FID-udslag generelt er truffet mellem terræn og 4 m u.t. er den øvre del af moræneleren vægtet højere. Baggrundsmålingerne er udført før målinger i kildeområdet. Den kompakte geologi vanskeliggjorde prøvetagningen betydeligt, da den resulterede i høje modtryk, og at nogle målepunkter måtte udelades. Radon undersøgelsen bidrog ikke til den konceptuelle forureningsforståelse.

De intakte kerneboringer (fra terræn til kalkoverflade) blev placeret efter samme princip som MIP sonderingerne, og på baggrund af MIP resultaterne. De intakte kerner blev på DTUs laboratorium skåret over på langs og beskrevet geologisk. Den ene kernehaldel blev sprayet med DNAPL farve spray (dokumentation vha. foto ved positiv respons), mens den anden halvdel blev "scannet" med håndholdt PID måler for at identificere områder med større forurening. Sedimentprøver blev udtaget til bestemmelse af koncentrationer (PCE, TCE, cis-DCE, og VC), PID måling og sudan(IV) test. Efterfølgende blev kernerne beskrevet nøje af geologer ved COWI.

Ved tre af de intakte kerneboringer, hvor der blev forventet mest DNAPL (baseret på en opdateret konceptuel model), blev FACT NAPL FLUTE liner installeret, og efter et døgn optaget. Farvemarkeringer blev noteret (størrelse og dybde) og dokumenteret med foto, hvorefter FACT'en blev prøvetaget.

For desuden at muliggøre sammenligning af undersøgelsesmetoderne blev der i tre grupper udført MIP, poreluftsmåling, intakte kerner og FACT NAPL FLUTE liner med relativ kort horisontal afstand mellem hver metode.

Det udførte feltarbejde i moræneler er afrapporteret i Bilag 7 mens laboratoriearbejdet er afrapporteret i Bilag 10. I afsnit 7 er resultaterne fra forureningsundersøgelserne i moræneler behandlet, og konceptuel model opstillet.

Fjerde trin: Forureningsundersøgelse i kalk

Tre intakte kerneboringer var planlagt udført til 20 m u.t. – dvs. ca. 13 m i kalk. På baggrund af den opnåede viden fra de foregående trin og den deraf opdaterede konceptuelle model blev der placeret:

- to kerneboringer, hvor der forventes størst DNAPL mængde
- en kerneboring, hvor der alene forventes PCE og TCE på opløst og sorberet form

De intakte kerner blev bragt til DTUs laboratorium, og lineren skåret over på langs så en del af kernen kunne blotlægges. Kernen blev beskrevet geologisk og ”scannet” med håndholdt PID måler for at identificere områder med større forurening. Prøver af kalken blev udtaget til bestemmelse af koncentrationer (PCE, TCE, cis-DCE, og VC), PID og sudan(IV). Efterfølgende blev kernerne beskrevet nøje af geologer ved GEO.

For at søge at fjerne borevand, der under kerneboringerne blev tabt til formationen, renpumpedes der i de åbenstående borehuller så snart boringen var fuldført. Der blev renpumpet med en vandmængde svarende til den der blev tabt til formationen. Derefter blev FACT NAPL FLUTE liner installeret i det åbenstående borehul. Efter to døgn blev lineren taget op og farvemarkeringer noteret (størrelse og tilhørende dybde i m u.t.) og dokumenteret med foto, hvorefter FACT’en blev prøvetaget. Der blev udført hydraulisk proffilling vha FLUTE liner, hvorefter borehullet blev forsejlet med ”blank” liner.

På baggrund af den opnåede viden om vertikal forureningsfordeling og hydrogeologi blev tre WATER FLUTE til diskret vandprøvetagning designet. Prøvetagningsporte (12-13 stk. pr WATER FLUTE, dvs. ca. en pr meter) er placeret ved både små, mellem og høje flow zoner, ved forskellige geologiske indslag (eksempelvis ved sprækker, bløde zoner, over flinte lag) og ud fra resultater fra FACT NAPL FLUTE og intakte kerner. Herved er det forsøgt at dække så mange forskellige kombinationer som muligt. ”Blank” lineren blev udskiftet med WATER FLUTE og der blev udtaget niveauspecifikke vandprøver samt vandprøver fra de eksisterende boringer på lokaliteten til kemisk analyse.

Beskrivelser af det udførte feltarbejde i kalk er afrapporteret i Bilag 8 og 9, mens laboratoriearbejdet er afrapporteret i Bilag 10. Resultaterne fra forureningsundersøgelserne i kalk og opdatering af konceptuel model er beskrevet i afsnit 8.

4.2 Risikohåndtering

4.2.1 Arbejdsmiljørisiko

Arbejdsmiljøet blev vurderet, idet de flygtige chlorerede opløsningsmidler kan udgøre en sundhedsmæssig risiko ved primært inhalation, men også ved hudkontakt i forbindelse med felt- og laboratoriearbejde. Eksponering ved indånding i felten og i laboratoriet ved arbejde i stinkskaab/aftræksskaab vurderes at være under grænseværdierne med den mulige undtagelse ved DNAPL eksponering. Særlig forsigtighed bør derfor udvises, hvis DNAPL observeres, og en photoionization detektor (PID) skal være til stede under arbejdet for at advare om høje koncentrationer. Af sikkerhedsmæssige årsager bør man reagere også ved lavere luftkoncentrationer især i indåndingshøjde.

I tilfælde af DNAPL film på linere anbefales det, at de der håndterer borekernerne bærer åndedrætsværn/maske med aktivt kulfilter samt handsker. Den forseglede borekerne placeres nedstrøms vindretningen af arbejdsområdet på stedet. I tilfælde af kraftig DNAPL forurening på ydersiden af lineren, kan kernen anbringes på en engangspresenning. Kernen efterlades til DNAPL er fordampet, hvorefter lineren af tørres, før den lagres til transport. Evt. materiale i skæresko kan testes med Sudan(IV) test-kit.

Når en FLUTE liner trækkes op af borehullet placeres den på et bord (eller en engangspresenning, hvis der er en signifikant mængde af DNAPL på lineren). I tilfælde af høje koncentrationer af chlorerede opløsningsmidler fra en DNAPL film på lineren anbefales det at bære åndedrætsværn, og evt. placere den nedstrøms vindretningen i et stykke tid, før yderligere håndtering. Hvis/når koncentrationen af de chlorerede opløsningsmidler er begrænset blotlægges den hydrofobe farvestribede membran med kul-filten, som er fastgjort (syet) langs siden. Forureningsstofferne forventes absorberet til den aktive kul-filt, og fordampning fra filten forventes at være begrænset/langsom.

4.2.2 Spredningsrisiko

Feltarbejdet blev udført i selve kildeområdet. Ved arbejde i kildeområdet er der øget risiko for at mobilisere DNAPL og dermed for at sprede forureningen yderligere. For at mindske risici og konsekvenser blev en aktionsplan udarbejdet. Aktionsplan og forholdsregler er beskrevet i det følgende.

Generelt skal åbentstående borehuller undgås, og alt borearbejde udføres derfor med casing, og hurtigst muligt afproppes borehullerne eller der installeres div. FLUTE linere. Arbejdet tilrettelægges, således at borearbejde færdiggøres og afproppes eller FLUTE linere installeres samme dag som borearbejdet er påbegyndt. Inden kerneboring i kalken etableres en permanent casing gennem moræneleren for at forhindre evt. mobil DNAPL i moræneler eller overgangszonen i at trænge (længere) ned i kalken.

Ved borearbejde i f.eks. kalk, der kræver brug af borevand, må borevandet ikke recirkuleres, da der vil være risiko for spredning af forurening til større dybder. I stedet bruges rent vand, og det brugte borevand med cuttings bortskaffes. Cuttings og borevand inspiceres visuelt og evt. med PID for tegn på DNAPL i form af dråber som fordamper, separerende væskefase, særligt høje PID udslag.

For *hver* udtagen kerne kontrolleres borehul for DNAPL fase ved pejling med DNAPL pejl. Evt. DNAPL fjernes med vacuumpumpe med in-line flaske eller engangs-dykpumpe og det kontrolleres om der sker ny tilstrømning. Oppumpet materiale og vand opsamles i spilddunk/spand. Gentages om nødvendigt. Sker der ikke (væsentlig) gentilstrømning efter 1-3 gange fjernelse fortsættes kerneborearbejdet. Alle observationer noteres.

Hvis der fortsat sker gentilstrømning af DNAPL, stoppes borearbejdet, og der etableres filter i boringen, hvorefter der gruskastes og afproppes med Storebæltsblanding (blanding af cement og bentonit), således at boringen kan anvendes til fjernelse af mobil DNAPL.

Hvis der i de øvre dele af en boring er observeret mobil DNAPL (i væsentligt omfang), men dette ikke er tilfældet i dybe dele af boringen, afproppes den nederste del af boringen med Storebæltsblanding under tilbagetrækningen af forerøret. Dette gøres for at forhindre utilsigtet spredning af DNAPL til større dybde som følge af borearbejde og FLUTE installation.

5. Historik

Forureningen på Naverland 26AB stammer fra en distributionsvirksomhed, der i perioden 1965-1983 solgte PCE, TCE, og 1,1,1-TCA overvejende til renserier. Det er anslået, at der i den periode blev håndteret ca. 5000 tons PCE, 1500 tons TCE og 200 tons 1,1,1-TCA. PCE blev leveret i jernbanetankvogne og overført til en nedgravet PCE tank, hvorfra der tappedes PCE til egne tankvogne og muligvis i en kortere periode til tromler. TCE og 1,1,1-TCA blev leveret og opbevaret i tromler. Figur 12 viser lokaliteten, hvor det lyse SF-stenbelagte område øverst på fotoet er der, hvor stofferne blev håndteret – jernbaneskinnerne anes ligeledes. For en detaljeret historisk gennemgang henvises til Bilag 5.

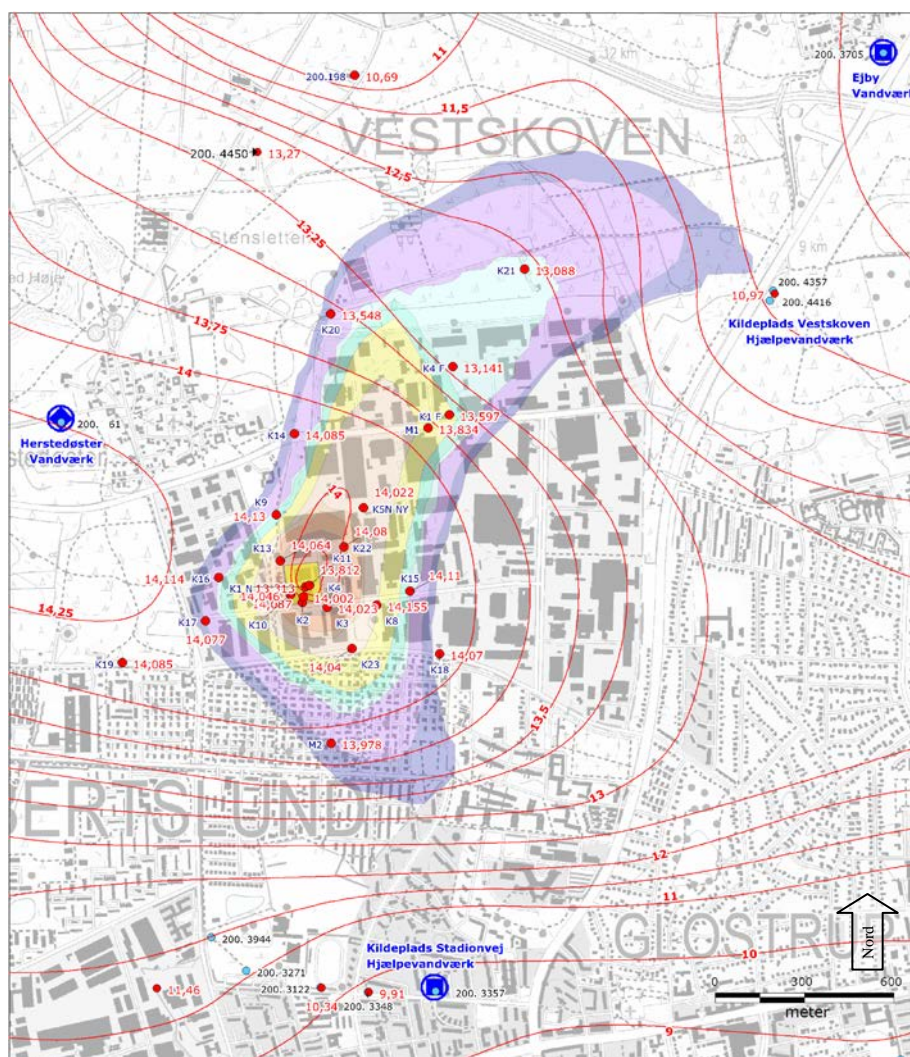


Figur 12: Naverland 26AB, Glostrup (flyfoto fra 1992). Fra venstre er det den nye industrihal, i midten den gamle industrihal og til højre er kontorbygningen. Det lyse område oven for den gamle industrihal, er dér hvor de chlorerede opløsningsmidler hovedsagligt blev håndteret, og hvor den underjordiske PCE-tank var placeret (Albertslund Kommune).

Undersøgelser på og omkring lokaliteten afslører meget kraftig forurening med chlorerede opløsningsmidler, der er spredt horisontalt fra grunden og til meget store dybder i kalken (Københavns Amt, 2002; Vestegnens Vandsamarbejde, 2009). Lokaliteten er beliggende i et område med drikkevandsinteresser (Figur 13). Beliggenheden af Naverland 26AB og den modellerede udbredelse af forureningsfanen samt vandindvindingerne i området er vist på Figur 13. Det fremgår, at forureningsfanen strømmer mod nordøst, men at der også er en vis forurening i sydøstlig retning. I det følgende er der kun kort gengivet relevante undersøgelser for kildeområdet.

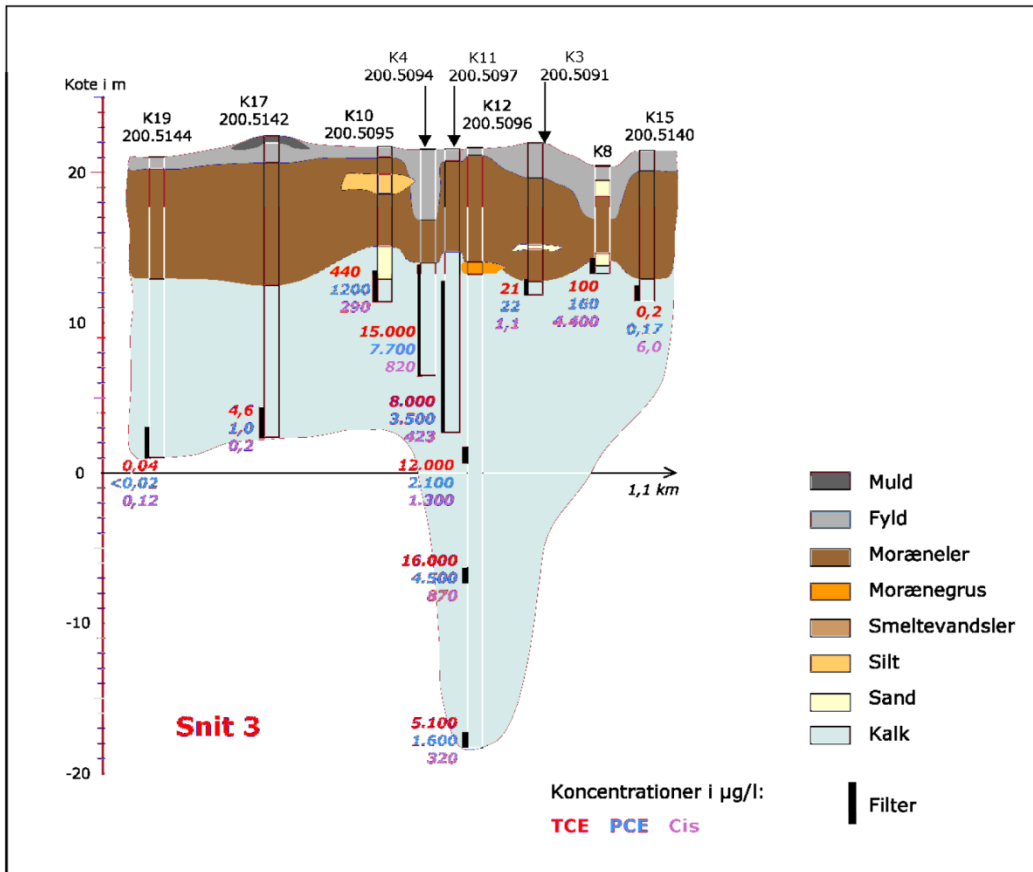
I 1996 påvises forurening med PCE, TCE, 1,1,1-TCA og deres nedbrydningsprodukter ved PCE tanken, som vurderes, at skyldes spild i forbindelse med håndtering af produkterne, og ikke utætheder i tanken, da de højeste koncentrationer ikke findes i umiddelbar nærhed af tanken. (Albertslund Kommune, 1996; JNL af 1976, 1997; JNL af 1976, 1996). Kloakkernes tilstand er også gennemgået, og trods defekter vurderes de ikke at have sammenhæng med forureningsspredningen (Københavns Amt, 2002). I 1997 udføres en afgrænsende forureningsundersøgelse (JNL af 1976, 1997), hvor det nordvestlige område bag den gamle industrihal samt det nordvestlige hjørne af den gamle industrihal under-

søges, og der findes igen høje koncentrationer af PCE og TCE i jorden omkring PCE tanken (op til 25.000 mg/m³). Desuden findes høje koncentrationer af PCE og TCE i grundvand fra de øverste meter af kalken (op til 380 mg/L). I 2002 udføres en omfattende forureningsundersøgelse (Københavns Amt, 2002), og det vurderes, at der stadigvæk er en kraftig forurening omkring PCE-tanken i både umættet og mættet zone, og sandsynligvis med DNAPL i begge zoner. Det konkluderes, at forureningen udgør en risiko for grundvandsindvindningen i området. Figur 14 viser et geologisk tværsnit af lokaliteten (øst-vest snit), hvoraf det ses, at der er sket en spredning af forureningen til stor dybde.



Figur 13: Den modellerede forureningsfane fra Naverland 26AB, beliggenhed af Naverland 26AB samt de nærliggende indvindingsboringer og kildepladser. Endvidere er vist det tolkede potentielle billede fra oktober 2010 (Region Hovedstaden, 2011).

I 2008 etablerer Region Hovedstaden en afværgepumpning på op til 4 m³/t i K11 (DGU nr. 200.5097), og i løbet af det første år fjernes ca. 750 kg chlorerede opløsningsmidler (Region Hovedstaden, 2009), og det efterfølgende år fjernes ca. 550 kg (Region Hovedstaden, 2010). I løbet af det tredje og fjerde år fjernes yderligere henholdsvis 400 kg og 360 kg chlorerede opløsningsmidler (Region Hovedstaden, 2012a; Region Hovedstaden, 2011). Grundvandskoncentrationerne i K11 er dog stabile til svagt aftagende.



Figur 14: Geologiske snit (øst-vest) og forurening målt 2007 og 2008 i borerne i og omkring Naverland 26AB (Region Hovedstaden, 2011). Borerne K10, K4, K11 og K12 er placeret på Naverland 26AB.

5.1 Foreløbig konceptuel model

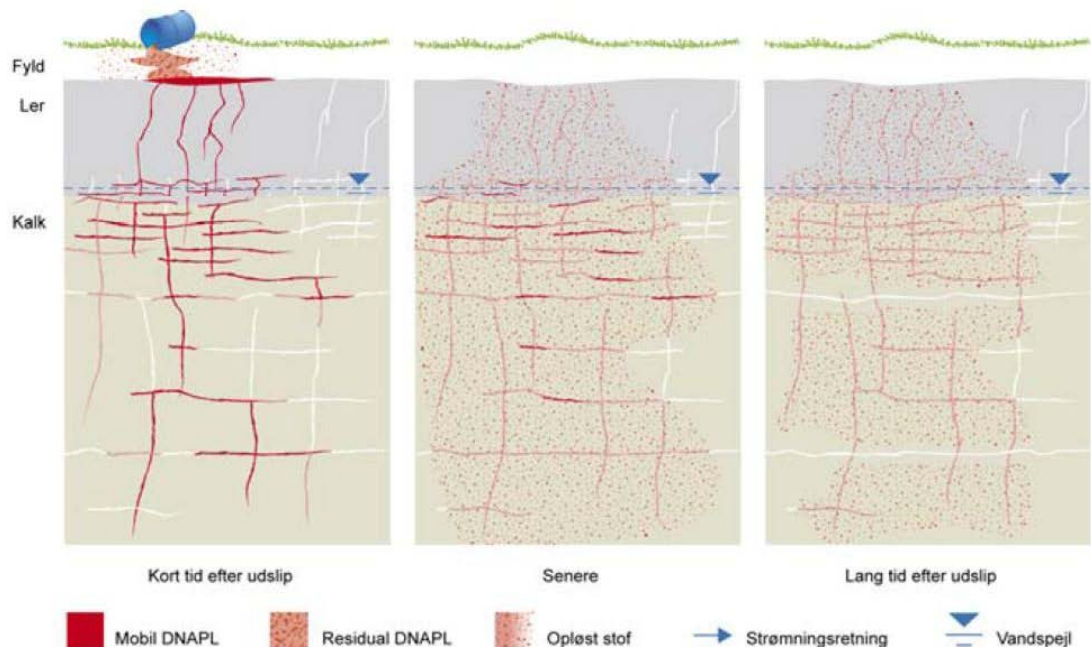
Fra Jørgensen et al. (2010) kan viden om DNAPL transport opsummeres: I opsprækkede lavpermeable aflejringer som moræneler spredes DNAPL via makroporer og sprækker, hvor der kan afsnøres residual DNAPL, mens der ikke sker indtrængen i den lavpermeable matrix. DNAPL følger de bredeste dele af sprækkerne, men kan med dybden trænge ind i progressivt finere sprækker. Chlorerede opløsningsmidler kan som DNAPL trænge ind i meget fine sprækker (1-10 µm). Manglende viden om forløbet af sprækker i lerlag gør det praktisk umuligt at forudsige, hvor DNAPL vil trænge ned i den underliggende akvifer.

Flere betragtninger vedrørende DNAPL i opsprækket ler, er også relevante for opsprækket bjergart som kalk. Sprækkerne i kalk kan have en væsentligt større apertur end sprækker i ler, og der vil typisk være væsentligt større strømning (oftest især horisontal) i sprækker i kalk. Dette kan resultere i større afdræning af DNAPL hhv. større opløsning af DNAPL fra især større sprækker. Endvidere kan der være en vis grundvandsstrømning i den porøse kalkmatrix, der kan resultere i at høje diffusionsgradienter ind i matrix opretholdes i dele af et kildeområde resulterende i hurtigere opløsning af DNAPL i sprækker. De øverste par metre af en kalkaflejringer er ofte så opknuste, at der her er porøs strømning og ikke sprækkestrømning.

Tidlig udvikling i sprækkede aflejringer

DNAPL i sprækker vil være udsat for opløsning i porevand og diffusion ind i matrix. Som følge af det yderst begrænsede volumen i sprækker sammenholdt med voluminet af vandfyldt porøsitet i matrix kan matrixdiffusion resultere i komplet opløsning af DNAPL bestående af chlorerede opløsningsmidler indenfor få år (Jørgensen et al., 2010). Forureningens alder har derfor stor betydning for DNAPL forureningens karakteristika, hvilket er illustreret i Figur 15. Figuren viser, hvordan DNAPL som trænger ned i kalken fra en sprækket morænelersaflejring, udbredes horisontalt i en øvre stærkt opsprækket zone i kalken, hvorefter DNAPL udbredes videre i vertikale og horisontale sprækker i større dybde i kalken. Udvaskning som følge af strømning resulterer i fjernelse af DNAPL fra de største sprækker, mens opløsning og matrixdiffusion først resulterer i komplet opløsning af DNAPL i de mindste sprækker.

Forureningen på Naverland 26AB er sket for 30-50 år siden, og derfor kunne en forureningssituation som ”Senere” eller ”Lang tid efter udslip” forventes som vist i den konceptuelle model i Figur 15, hvor der ikke er mobil DNAPL, men kun residual DNAPL tilbage i sprækker og evt. sandslirer i både ler og kalk. Forureningen må have været meget kraftig, da der stadigvæk måles meget høje koncentrationer i ex. grundvandet, og derfor er forureningssituationen snarere som i ”Senere” i Figur 15, hvor der stadigvæk findes residual DNAPL i sprækker i kalken, men muligvis også i den umættede moræneler i eksempelvis indlejrede sandlinser, og ved overgange mellem forskellige geologiske aflejringer (fyldmoræneler-kalk).

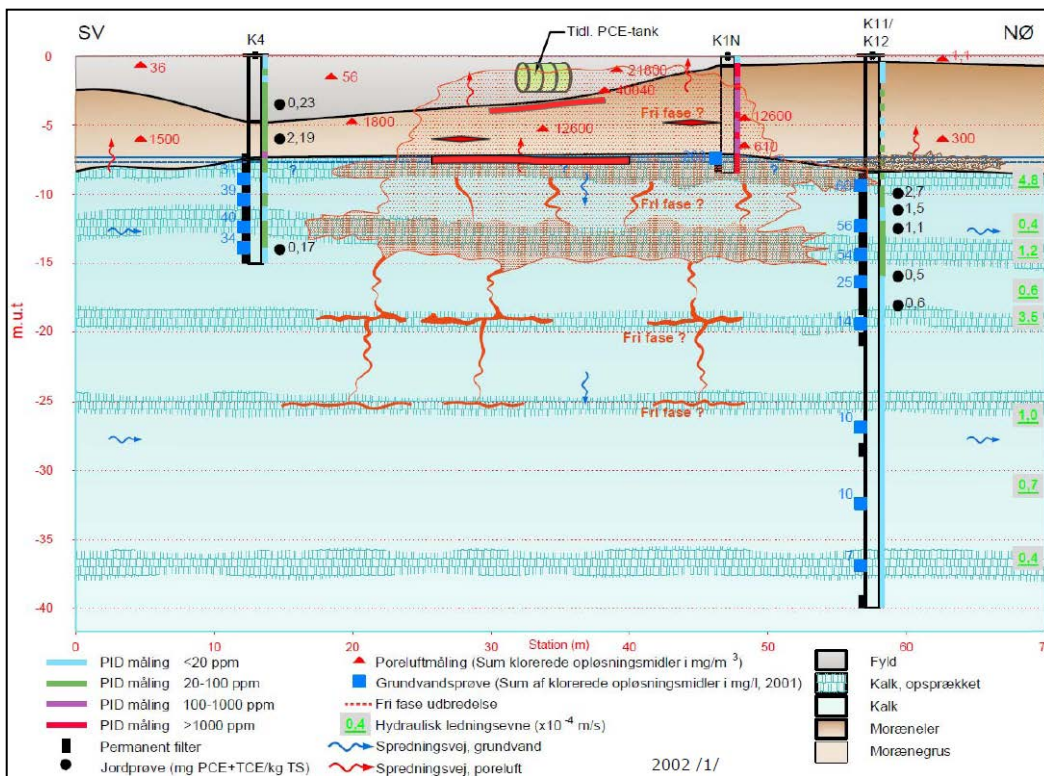


Figur 15: Konceptuel model for geologien i området ved Naverland 26 AB, og for spild af DNAPL (modificeret fra Jørgensen et al., 2010).

En foreløbig konceptuel model for kildeområdet på Naverland 26AB er gengivet i Figur 16. DNAPL forventes at optræde i sprækker (og sandslirer), mens opløste stoffer også er diffunderet ind i ler og kalk matrix. Der forventes DNAPL umiddelbart under PCE-tanken i overgangen fra fyldlaget til moræneleren, og i

eventuelt indlejrede sandlinser i moræneleren. I overgangszonen/knusningszonen fra moræneleren til den mættede hårde kalk forventes det også, at der optræder DNAPL. I kalken vil DNAPL sandsynligvis kunne findes i de mere opsprækkede lag primært i de øverste meter af kalken. Forureningen ventes at falde med dybden på trods af en nedadrettet strømning i kalken. Koncentrationsniveauet indikerer mulighed/sandsynlighed for tilstedeværelse af DNAPL ned til ca. 18-20 m u.t., mens det synes mindre sandsynligt i større dybde.

Vidensgrundlaget for kildeområdet er stærkt begrænset, både med hensyn til forureningsmasse og -fordeling og geologi samt hydrogeologi, hvorfor den indledende konceptuelle model er behæftet med stor usikkerhed.



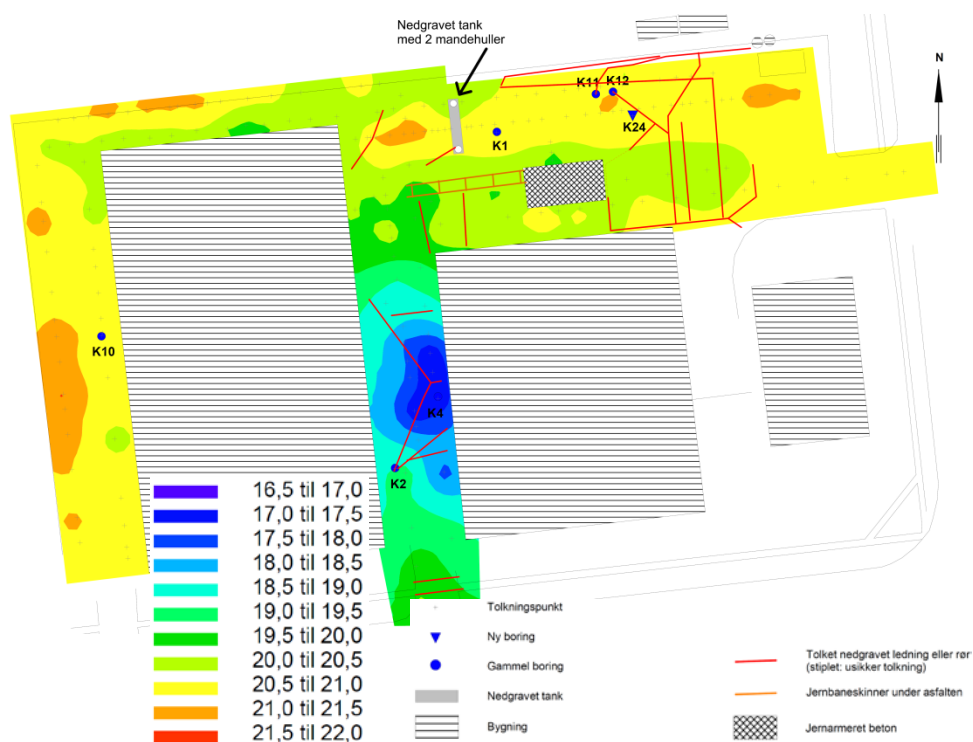
Figur 16 Konceptuel model for forurening på Naverland 26AB (Modificeret efter Vestegnens Vandsamarbejde, 2010).

6. Geologi og hydrogeologi

Der er på Naverland 26AB fire overordnede geologiske enheder (fyld, moræneler, smeltevandssand og kalk), som kan opdeles i fem overordnede hydrogeologiske enheder, H1-H5. Disse vil i det følgende blive kort beskrevet. For yderligere detaljer henvises til Bilag 6. De følgende forureningsundersøgelser er delt op i to: en i moræneler (afsnit 7) og en i kalk (afsnit 8). Morænelersdelen dækker således de geologiske enheder fyld, moræneler og smeltevandssand.

6.1 Hydrogeologisk enhed H1:Fyld

Georadar screening af størstedelen af det asfalterede areal omkring kildeområdet kortlagde fyldlaget med den nedgravede PCE-tank, et jernarmeret betonfundament, en strækning med jernbaneskiner samt en lang række ledninger og rør (Figur 17 - findes i større format i Bilag 4). Figur 17 viser en interpoleret flade (kote) af de tolkede punkter for top af moræneleren (bund af fyld). De enkelte tolkningspunkter er på kortet markeret med et kryds og fladens kote er angivet med farver. Toppen af moræneleren har et svagt undulerende mønster og ses at variere en del. Specielt ligger den dybt (ca. kote +17) i området omkring boring K4 og K2 og højt (ca. kote +21) omkring K10 mod vest og ligeledes mod nordøst ved borerne K1, K11, K12 og K24 øst for den nedgravede tank. Top af morænen/bund af fyld ser ud til at være faldende fra tanken og mod syd og til dels vest. Terrænoverfladen ligger omkring kote +22 m, og fyldlaget har bortset fra ved boring K4 generelt en meget begrænset mægtighed, typisk kun ca. 1-2 m i kildeområdet. Den dybtliggende moræneleroverflade ved K4 kan skyldes en udgravning, der efterfølgende er opfyldt med blandet fyldmateriale.



Fyldlaget er overvejende umættet. Da befæstningsgraden på Naverland 26AB er høj, vil grundvandsdannelsen til laget være meget lille. Den helt overvejende strømningsretning vil være vertikal og der vil helt overvejende være tale om porøs strømning.

6.2 Hydrogeologisk enhed H2 og H3: Moræneler

Under fyldlaget består de kvartære aflejringer hovedsagelig af moræneler, der kan opdeles i to enheder, ML1 og ML2 på baggrund af deres lerindhold. Den øvre del (ML1) kan således beskrives som leret til svagt sandet med en vurderet mægtighed på ca. 2 m, mens den nedre del (ML2) er mere sandet og stenet. Skiftet er mellem 2,5 og 5,5 m u.t. Den hydrogeologiske enhed H2 består af den øverste og mest frakturerede del af moræneleren og omfatter hele den geologiske enhed ML1 samt den øverste del af ML2. H3 omfatter den del af ML2, hvor der er færre sprækker.

Den op til cirka 7 meter tykke moræneler vurderes gennemsat af flere sprækkesystemer. Enkelte større vertikale belastningssprækker gennemsætter moræneleren, og de mest udviklede af disse sprækker vil have en sydøstlig orientering. De øvre cirka 3-5 meter præges af horisontale sprækkesystemer udviklet i forbindelse med frost-tø processer og udtørring. Der vil her ligeledes kunne forekomme subhorisontale forskydningssprækker (shearsprækker). Der vil erfaringsmæssigt være en tendens til, at det primære sprækkesystem hælder mod sydøst, mens et eventuelt sekundært system kan hælde mod nordvest.

Vandgennemstrømningen i H2 er lav, og består kun af den begrænsede grundvandsdannelse, der kommer ned fra fyldlaget (H1). Laget er fugtigt, og matrix kan opfattes som mættet, mens sprækker bør opfattes som umættede. Vandstrømningen vil overvejende være vertikal gennem makrosprækkerne, men der kan også ske en mere horisontal strømning gennem de horisontale sprækker. Den horisontale spredning gennem makrosprækkerne vurderes dog at være meget begrænset, da sprækkerne vurderes kun at have en lille hældning.

Moræneleret i H3 er stort set mættet, men sprækker vurderes umættede, og den primære grundvandsstrømning er derfor nedad. Der er færre sprækker i enhed H3 end i H2, og grundvandsstrømningen vil her helt overvejende ske gennem de store vertikale sprækker.

6.3 Hydrogeologisk enhed H4: Sand, grus og opknust kalk

Enheden H4 er en blandingsenhed, der dækker sand- og grusaflejringer, der ligger ovenpå kalken, samt den øverste og helt opknuste del af kalken. Mægtigheden af H4 er omkring 0,7-1,1 m, men er lidt usikker, da det kan være svært at afgøre, om opknusningen af kalken er naturlig eller skyldes borearbejdet.

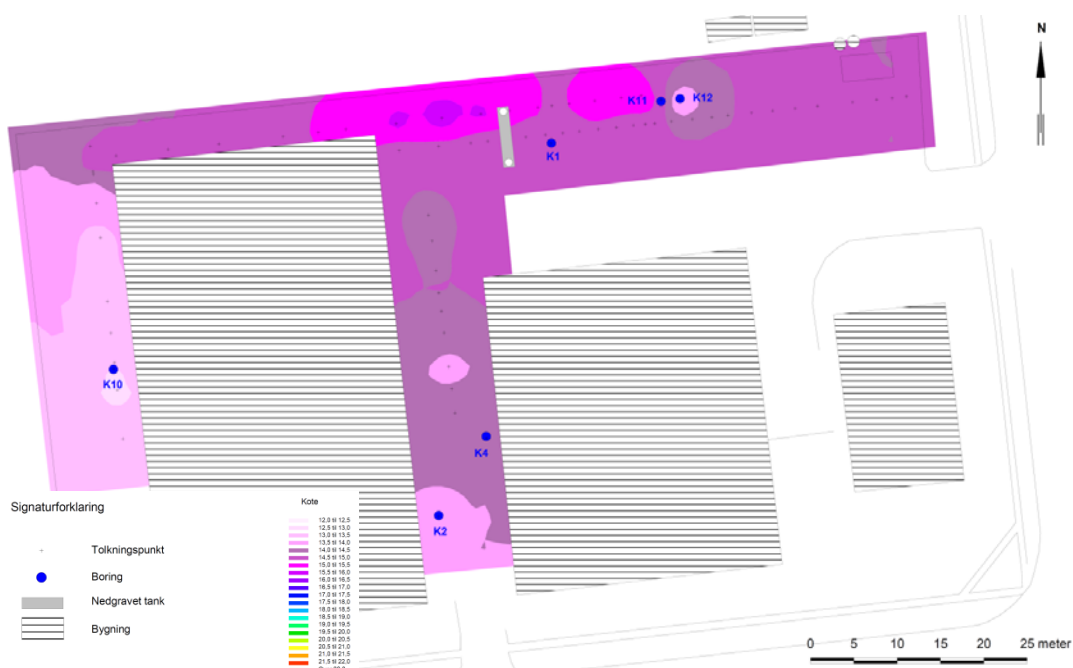
Det varierer, hvorvidt H4 er mættet eller umættet, men den synes overvejende mættet. I de mættede dele vil vandstrømningen være markant højere end i H1-H3, da der udover den lokale grundvandsdannelse, der kommer ned fra H3, vil være en horisontal tilstrømning af grundvand fra naboer primært

beliggende vest for Naverland 26AB. Der vil i både sandet og kalken overvejende være tale om porøs grundvandsstrømning og ikke egentlig sprækketransport, da den helt opknuste kalk hydraulisk set kan betragtes som grovkornet materiale.

6.4 Hydrogeologisk enhed H5: Fraktureret kalk med flintelag

H5 udgøres af den ikke-opknuste del af kalken (Bryozokalk). Det vurderes, at kalken bortset fra de øverste 0,5-2 m hydraulisk set kan opfattes som én enhed med samme overordnede strømningsmønster. Grundvandsstrømningen i H5 vil således helt overvejende være relateret til sprækker, og H5 er gennemsat af et komplekst sprækkesystem. Systemet er mest udviklet i de øverste 12-15 m, men rækker som minimum 30-35 m ned i kalken svarende til kote ca. -20 m. På de konceptuelle modeller er sprækkerne i den øvre del af kalken overvejende angivet som værende horisontale. I virkeligheden forventes sprækkemønstret at være langt mere komplekst, men den samlede effekt for vandets bevægelse vil være en overvejende horisontal spredning. I den dybere del af kalken viser de konceptuelle modeller sprækkerne som primært værende enten helt horisontale eller helt vertikale. I virkeligheden vil sprækkemønstret igen være mere kompleks, men de indtegnede sprækker repræsenterer den samlede effekt.

Beliggenheden af kalkoverfladen er vist i Figur 18 (figuren findes i større format i Bilag 4. Kalkoverfladen er tolket delvist fra georadar (100 MHz) og delvist fra seismik og boringer. Kalkoverfladen er forholdsvis plan og dykker svagt mod sydvest. Enkelte mindre afvigelser i kote findes f.eks. ved boring K12. Dette kan eventuelt tilskrives forskelligartet geologisk beskrivelse i boreprofiler.



Figur 18: Beliggenheden af kalkoverfladen (større version tilgængelig i bilag 4).

H5 udgør sammen med H4 det primære grundvandsmagasin ved Naverland 26AB. Naverland 26AB ligger på et grundvandskel og i et område med en meget lille gradient på vandspejlet i størrelsesordenen 0,01 - 0,2 ‰, hvilket gør strømningsretningen usikker. Afværgepumpningen i K11 skaber en lille sænkningstragt lokalt ved Naverland 26AB, men ses der bort fra den lokale grundvandssænkning ved K11, er den primære strømningsretning i kalken mod nordøst. Den vertikale vandtransport vurderes at være svagt nedadrettet i kalken, som også set ved pejlinger i Water FLUTes. Trykniveauet er i ca. kote +14,3 DNN svarende til ca. 7,3 m u.t. Grundvandet i det primære magasin er spændt, hvor vandspejlet står i moræneler. Trykniveauet er i niveau med kalkoverfladen på den nordlige del af lokaliteten, mens det ligger ca. en meter over kalkoverfladen på den sydlige del. Det vurderes, at der ikke findes gennemgående lavpermeable bænke i kalken, der dækker hele området. Lokalt kan der dog findes lavpermeable lag af specielt flint, der begrænser eller helt forhindrer vertikal strømning.

Der blev udtaget intakte kalkkerner som blev gransket, men selve borearbejdet har medført en markant opknusning af kernerne og specielt flintlagene, ligesom lag af mere uhardet kalk (hærdningsgrad 1-2) ofte er mere eller mindre væk. Dette skyldes sandsynligvis problemer med at bore gennem flintlagene. De store kernetab betyder, at det er svært at kortlægge enkeltsprækker og fastlægge den præcise afgrænsning af flintlagene. På baggrund af granskningen vurderes følgende:

- ✓ Større flintlag findes udelukkende i toppen af kalken ned til kote ca. +12 m. Lagene har typisk en mægtighed på 10-30 cm. Flintlagene dykker mod nord-nordvest med en hældning på 5-10 grader. Retningen er dog usikker, da det var svært at fastlægge præcise laggrænser for flintlagene pga. opknusning.
- ✓ I boring C1 og C2 findes en del flint klumper mellem kote +6 og +10 m. Det er ikke vurderet muligt at korrelere disse lag mellem de enkelte boringer.
- ✓ Der er en tendens til, at kalken er stærkere (hårdhed 4-5) i bunden af boringerne. Dette gælder specielt i boring C3.
- ✓ Der findes en del områder med svagere kalk (hårdhed 1-2) i alle boringerne. Disse er typisk sammenfaldende med områder med stort kernetab.
- ✓ Det er meget sjældent, at der observeres sprækker i den hårdeste del af kalken. Sprækkerne findes i stedet overvejende i den svagere del af kalken, ofte i zoner tæt på (typisk under) flintlag eller internt i en større zone af hårdere kalk.

Det er desuden konkluderet, at:

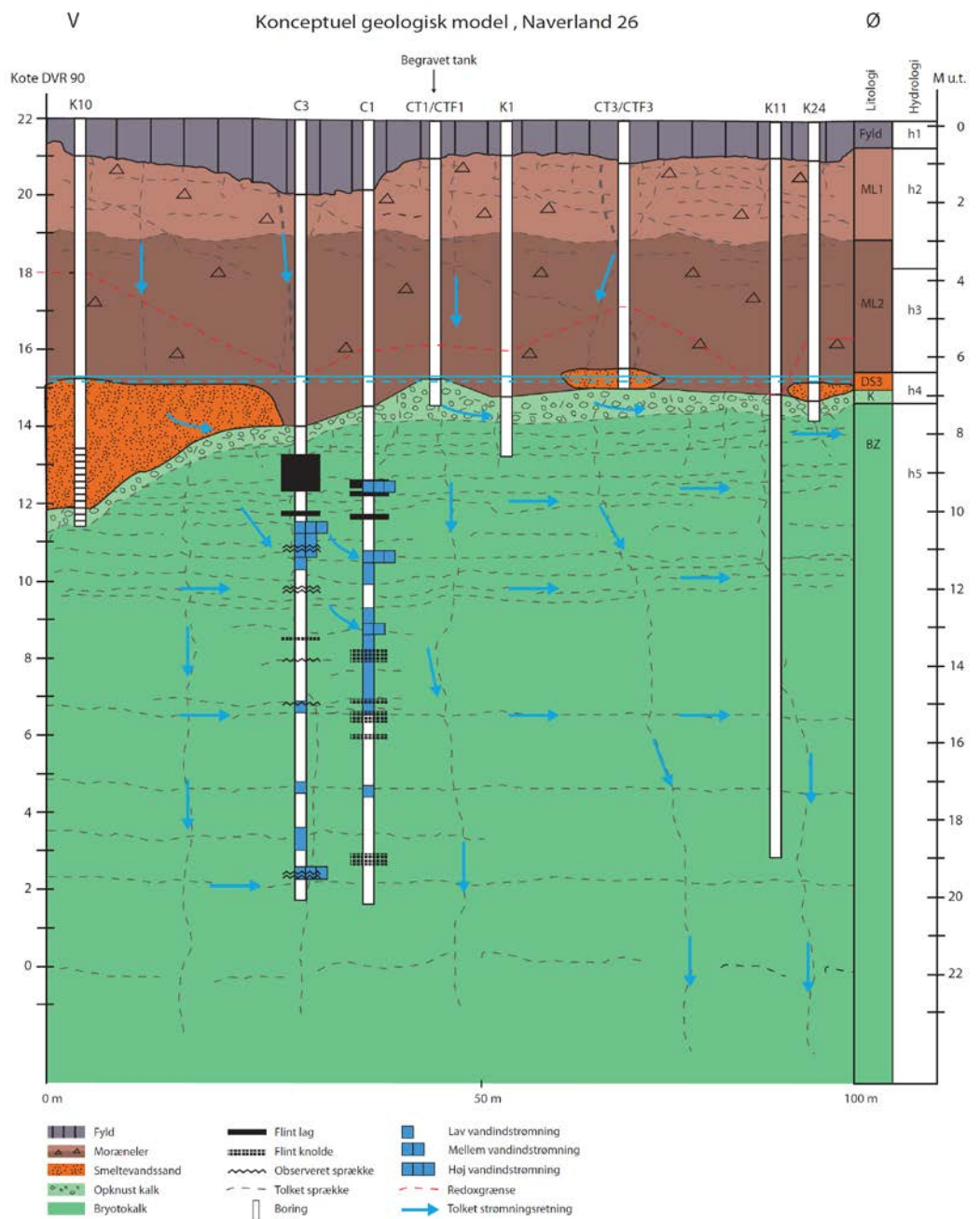
- ✓ Der er stor indstrømning omkring flintlag i alle boringer, og det vurderes generelt, at flintlagene har en stor betydning for strømningsforholdene.
- ✓ Der er typisk en vis indstrømning i zoner opgrænsende til flintlagene og områder med flint-knolde.
- ✓ Der er ofte en vis indstrømning i områder med svagere kalk (hårdhed 1-2)
- ✓ Der er typisk mellem til høj indstrømning omkring zoner med observerede sprækker

6.5 Hydrogeologisk konceptuel model

Den hydrogeologiske konceptuelle model er optegnet på to snit gennem området: et vest-øst (Figur 19) og et nord-syd profil (Figur 20).

Prækvartære aflejringer

På vest-øst snittet har fyldlaget (H1) en mægtighed på 1-2 m gennem profilet, mens det på N-S profilet har en mægtighed på mellem 0,5 og op til ca. 5 m. Den største mægtighed er ved K4, hvor der ses en markant udgravning i moræneleren, der er fyldt op med blandet fyldmateriale. Grundvandsstrømningen i fyldet vil helt overvejende være vertikal nedad, men grundet den høje belægningsgrad i området, vil grundvandsdannelsen være minimal.

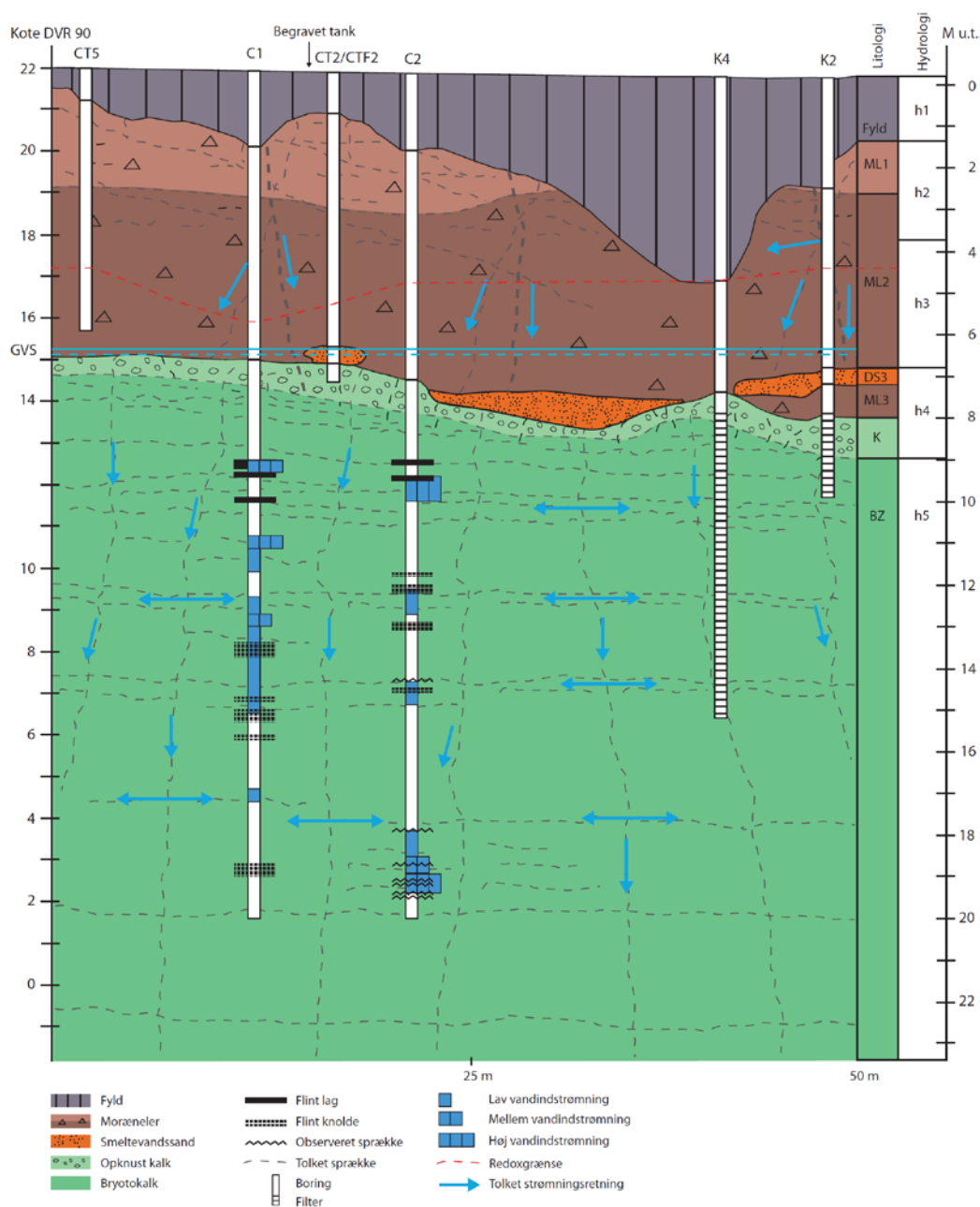


Figur 19: Hydrogeologisk konceptuel model for Naverland 26AB– vest-øst snit.

N

Konceptuel geologisk model , Naverland 26

S



Figur 20 Hydrogeologisk konceptuel model for Naverland 26AB– nord-syd snit.

Under fyldet ses på de to profiler et 3-6 meter tykt lag af moræneler (H2+H3), der tolkes underinddelt i to morænelersenheder (ML1 og ML2), hvor der er indikationer på, at ML1 er lidt mere leret end ML2. Grænsen mellem de to moræneenheder tolkes ved omkring kote +19 m. De øvre 3,5 meter af moræneleren er tolket gennemsat af horisontale sprækker som følge af tø-frost processer. Der kan her ligeledes optræde subhorisontale forskydningsprækker (shearsprækker). Shearsprækker tolkes, at kunne optræde i begge morænelersenheder, med størst tæthed i den øvre enhed. Begge morænelersenheder tolkes gennemsat af subvertikale sprækker. Den del af systemet, der hælder mod sydøst, tolkes at udvise den største udvikling. Et modsatrettet system, hældende mod

nordvest tolkes svagere udviklet. Vandgennemstrømningen i H2 er lav, og består kun af den begrænsede grundvandsdannelse, der kommer ned fra fyldlaget (H1). Vandstrømningen vil overvejende være vertikal gennem makrosprækkerne, men der kan også ske en mere horisontal strømning gennem de horisontale sprækker. Den horisontale spredning gennem makrosprækkerne vurderes imidlertid at være begrænset. Erfaringsmæssigt anslås nettoinfiltration i området at være ca. 50 mm/år.

Moræneleret i H3 er stort set mættet, men sprækker vurderes umættede, og den primære grundvandsstrømning er derfor nedad. Der er færre sprækker i enhed H3 end i H2, og grundvandsstrømningen vil her helt overvejende ske gennem de store vertikale sprækker. Der kan muligvis være en tendens til, at det primære sprækkesystem hælder mod sydøst, men dette er dog usikkert. Erfaringsmæssigt vil H3 være gennemsat af sprækker, der går hele vejen gennem leren.

På grænsen mellem de to geologiske moræneenheder ses i nogle boringer (f.eks. K2) et mindre lag med sand og grus. Dette lag vurderes ikke at være sammenhængende over hele Naverland 26AB, da det bl.a. ikke er påvist i boring K1, K11 og K12. I de områder, hvor der findes aflejringer med sand og grus, vil der dog lokalt kunne ske en horisontal spredning.

Moræneleren underlejres i enkelte boringer af smeltevandssand (DS3). Den største mægtighed ses ved boring K10, hvor det er beskrevet som sand, fint-mellem, med indslag af grus og sten. Det er en tendens til, at sandaflejringerne typisk findes i lavninger i kalkoverfladen. På N-S profilet ses der længst mod syd en aflejring af ML3 overlejrende kalken. Dette tolkes som en lokal morænelinse, der antagelig er en erosionsrest fra et tidligere isfremstød. Der ses en direkte kontakt eller gradvis overgang mellem DS3 og knust kalk (K). I modsætning til de overliggende lerlag vil der i lagene af DS3, ML3 og knust kalk udover en vertikal strømning også kunne ske en horisontal grundvandsstrømning.

Grundvandsstrømninger er på profilerne indtegnet til overvejende at følge de vertikale sprækker. Det er vurderes, at redoxgrænsen ligger dybest i de områder, hvor der er flest sprækker.

Prækvartære aflejringer

Den knuste kalk tolkes at have en mægtighed på cirka 1/2 meter, men det kan variere meget og en præcis fastlæggelse er vanskelig, da kalken typisk opknuses under borearbejdet.

Under den opknuste del af kalken findes mere faste lag af bryozokalk. Bryozokalken tolkes gennemsat af et horisontalt og et vertikalt sprækkesystem. Der er kun observeret enkelte sprækker i kerneboringerne i C1, C2 og C3. Disse er indtegnet på profilerne. Det vurderes imidlertid, at der findes langt flere sprækker i kalken, og profilerne er derfor suppleret med tolkede sprækker. Disse er vertikalt placeret ud fra de niveauer, hvor der er observeret størst indstrømning i FLUTE flowloggene.

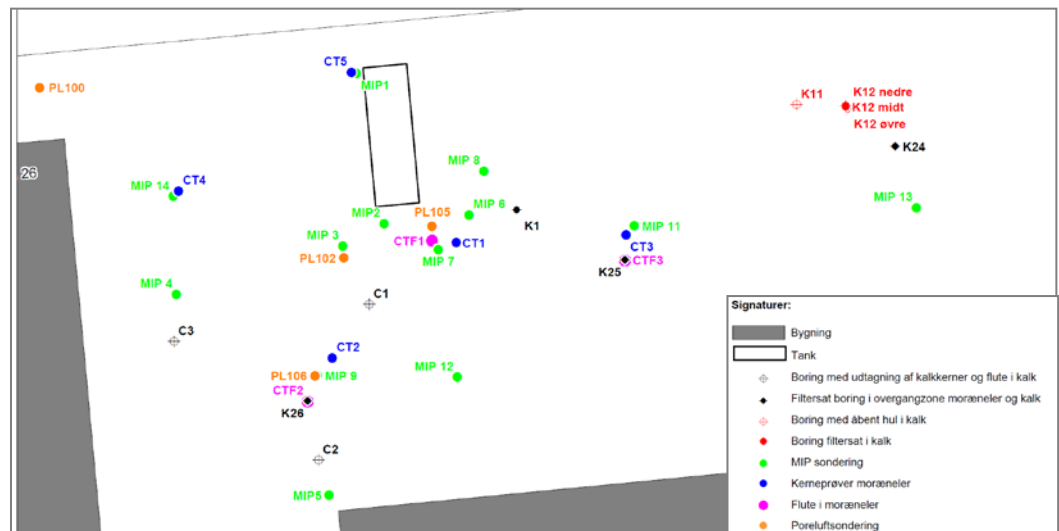
Strømningen i kalken vil helt overvejende foregå som sprækketransport. Den største gradient vurderes at optræde i horisontal retning pga. afværgepumpningen

i K11. Dette medfører, at den overvejende strømning er horisontal. Der er dog påvist en svag nedadrettet gradient i borerne C1, C2 og C3, og der sker derfor også en vis nedadrettet strømning.

Grundvandsstrømninger er på profilerne indtegnet til at følge sprækkerne. Pilene indikerer strømningsretningen i en situation uden afværgepumpning i K11, dvs. strømningsforholdene som de har været, da forureningen er sket. På V-Ø profilet sker den horisontale strømning fra vest mod øst. Dette er vist med "→". På N-S profilet er den horisontale strømning mere usikker, og dette er illustreret med "↔".

7. Forureningsundersøgelser i moræneler

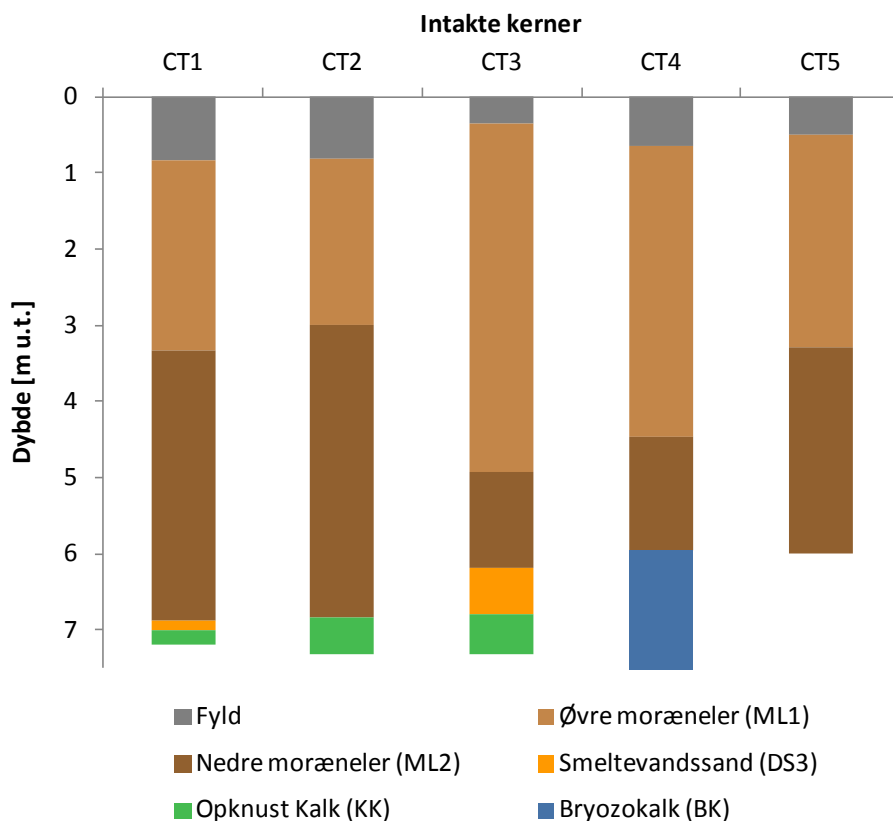
Der blev udført MIP og poreluftssonderinger på Naverland 26AB. Tæt ved fem af MIP sonderingerne blev intakte kerneprøver udtaget ved kerneboring, og tæt ved tre af punkterne blev FACT NAPL FLUTE liner installeret. Placeringerne af de enkelte undersøgelsespunkter ses af Figur 21 samt Bilag 20.



Figur 21: Situationsplan for Naverland 26AB (findes også i Bilag 20).

7.1 Intakte kerneprøver

Fem kerneboringer blev udført med udtagning af intakte kerner. Kernefindingsgraden gik fra 23% til 100% med størstedelen af kernene omkring 100%. Den overordnede geologi er gengivet i Figur 22: et fyldlag efterfulgt af morænerlersenhederne ML1 og ML2. Da borekernerne ikke er komplette, kan grænsen mellem de to moræneenheder, ML1 og ML2, være svær at tolke. Knust kalk (KK) og/eller smeltevandssand (DS3) kan underlejre moræneleren, inden bryozokalken træffes (BK). Knust kalk er observeret i CT1, CT2 og CT3, mens smeltevandssand kun er observeret i CT1 og CT3. Eftersom de nederste lag i figuren ikke er gennemboret kan en nedre grænse for de pågældende lag ikke gives.



Figur 22: Overordnet geologi for de fem intakte kerneboringer. I CT5 blev ML2 ikke gennemboret, så mægtigheden af ML2 kendes ikke.

7.1.1 Koncentration af chlorerede opløsningsmidler

Kemisk analyse af kerneprøver er en indirekte metode til bestemmelse af DNAPL, idet teoretiske ligevægtsberegninger benyttes til at vurdere sandsynligheden for, at der er DNAPL i den pågældende prøve ud fra de målte koncentrationer (se afsnit 3.8.1). Prøverne blev analyseret for PCE, TCE, cis-DCE, og 1,1,1-TCA. Koncentrationerne af cis-DCE og 1,1,1-TCA var under detektionsgrænserne (1,0 mg cis-DCE/kg, og 0,5 mg 1,1,1-TCA/kg) på nær cis-DCE i prøver fra CT3, med maks. 3,5 mg/kg. cis-DCE stammer formentlig fra urenheder i PCE, TCE og/eller i 1,1,1-TCA. CT4 og CT5 havde betydelig lavere koncentrationer af PCE og TCE end i de andre kerner (Tabel 3). I Bilag 11 ses dybdeprofilerne for de 5 kerner (CT1-CT5) og 3 snegleboringer (C1-C3) for PCE og TCE. Cis-DCE og 1,1,1-TCA er ikke medtaget pga. de lave koncentrationer. Det ses, at der er stor variation i koncentration både over dybden og mellem boringer. Det er derfor vigtigt at prøvetage med høj diskretisering. I de enkelte boringer varierer også forholdet mellem PCE og TCE koncentrationen over dybden.

Tabel 3: Koncentration af PCE og TCE i moræneler fra intakte kerner (CT1-CT5) og fra snegleboring (C1-C3).

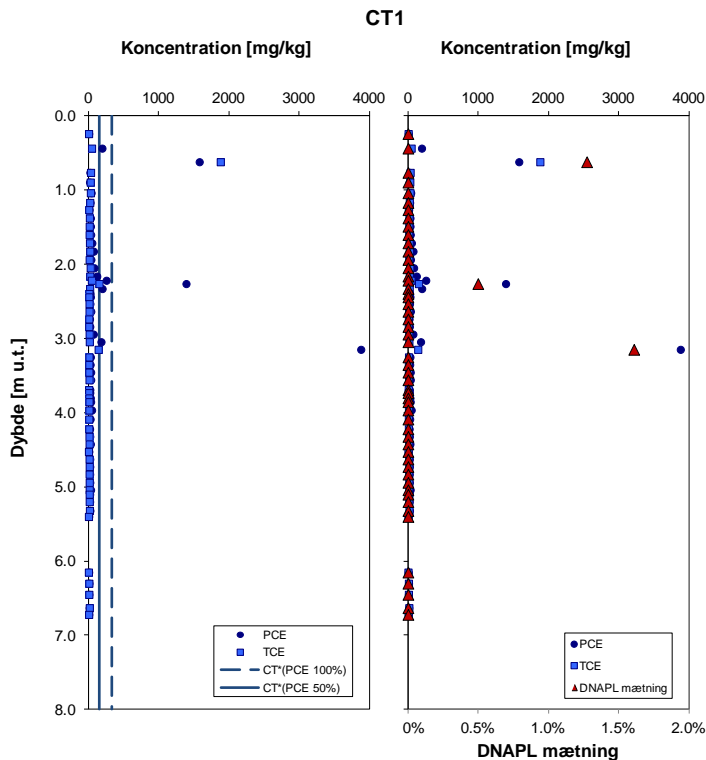
Kerne ID	Stof	Koncentration (mg/kg)			
		Maksimum	Minimum	Gennemsnit ^a	Median ^a
CT1	PCE	3.876	4,5	161	25
	TCE	1.878	0,9	51	11
CT2	PCE	35.784	9,2	4.056	2.245
	TCE	397	<DL	61	23
CT3	PCE	3.525	3,1	103	14
	TCE	100	<DL	33	25
CT4	PCE	106	<DL	48	28
	TCE	24	<DL	8,8	1,7
CT5	PCE	25	0,8	13	15
	TCE	3,2	<DL	1,5	1,4
C1	PCE	7.452	<DL	1.344	88
	TCE	1.259	<DL	192	19
C2	PCE	4.499	<DL	1.226	38
	TCE	79	<DL	20	2,5
C3	PCE	1.065	1,9	183	32
	TCE	8,6	<DL	3,1	2,6

DL: detektionsgrænse. DL: 0,5 mg PCE/kg, 0,9 mg TCE/kg. ^a: Gennemsnit og median er beregnet incl. værdier under DL.

Af Figur 8 kan det aflæses, at der ved PCE koncentrationer over 400 mg/kg TS vil være DNAPL uanset molfraktion (ved de benyttede parametre). Det kan således ses af PCE koncentrationerne i Tabel 3, at der med sikkerhed er PCE-DNAPL i alle kerner på nær i CT4 og CT5. Vurderingen af hvor mange prøver der i alt indeholder DNAPL vil afhænge af molfraktionen (hvis sorption og porøsitet er kendt); det er således nødvendigt at kende molfraktionen af de enkelte forureningsstoffer for at dokumentere DNAPL tilstedeværelse.

Databehandling af et helt datasæt kan gribes an på flere måder. For eksempel kan porevandskoncentrationer, C_w , udregnes og sammenlignes med den effektive opløselighed eller DNAPL grænseværdien C_T^* (ligning 6) kan udregnes og sammenlignes med den målte totalkoncentration. Kendes DNAPL sammensætningen ikke, som på Naverland, kan C_T^* beregnes for flere forskellige molfraktioner.

I Figur 23 (venstre graf) er C_T^* beregnet for 50% og 100% PCE for CT1. Det ses på den venstre graf, at tre punkter ligger langt over kurven for $C_T^*(PCE\ 100\%)$, og må derfor uanset molfraktion være udtryk for DNAPL. Hvorvidt der er DNAPL i de resterende punkter afhænger af molfraktionen (samt sorption og porøsitet). Det er således nødvendigt at vurdere en nedre grænse for DNAPL, som dog vil være behæftet med en del usikkerhed.



Figur 23: Koncentrationer af PCE og TCE over dybden målt i CT1 samt beregnede grænseværdier for DNAPL tilstedeværelse (C_1^*) ved PCE-molfraction på 50 og 100% (venstre graf) eller beregnet DNAPL mætning (højre graf).

Den højre graf i Figur 23 viser DNAPL mætningen i CT1 beregnet vha. ligning 10, og det ses, at der kun er DNAPL i de tre førnævnte punkter med 1-2% DNAPL mætning. I porøse medier er $0\% > s_{DNAPL} < 15\%$ er udtryk for residual DNAPL, mens $s_{DNAPL} > 15\%$ antages at være mobil (Jørgensen et al., 2011). Da der betragtes som opsprækket medie vil DNAPL kun findes i sprækker (og eventuelle sandlinser), og som beskrevet i afsnit 3.8.1 vil grænsen for mobil DNAPL i moræneler være 0,4%, hvis sprækkerne udgør 0,1% af den samlede porøsitet. Antages dette at være gældende, er der mobil DNAPL i de tre punkter i CT1 (Figur 23). I Bilag 12 (CT1-5) og Bilag 13 (C1-C3) er DNAPL mætningen, s_{DNAPL} , beregnet for alle ler prøver. I CT2 er 42 ud af 58 prøver med DNAPL, og det vurderes at størstedelen af kernen fra 2 m u.t. til kalkoverfladen indeholder mobil DNAPL, med en (porøs) mætning på op til 16%. I CT3 er der kun DNAPL i to punkter, 0,4-0,5 m u.t., og det vurderes at være mobilt. I CT4 og CT5 er der ikke DNAPL. I moræneleren fra C1-C3 er der også DNAPL, som i C1 og C2 er vurderet mobil ($>0,4\%$). DNAPL i C1 er mere terrænnært end i C2 og C3.

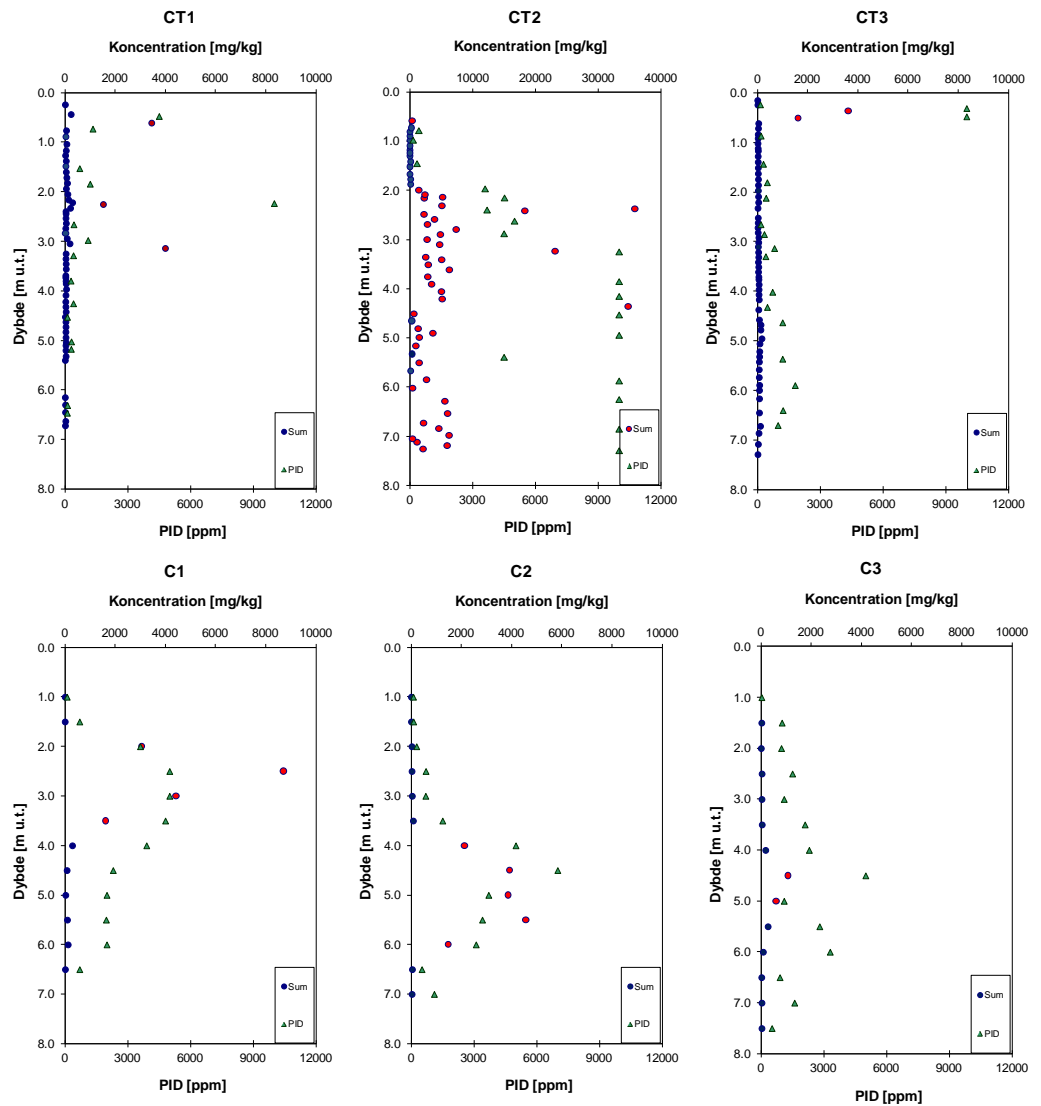
7.1.2 PID

PID værdierne blev sammenlignet med summen af de målte forureningskomponenter (PCE, TCE, cis-DCE, og VC) i morænelerskerne. I CT4 og CT5, hvor der ikke er indikationer på DNAPL, blev der målt op til 1200 ppm (Bilag 14). De røde cirkler på Figur 24 (større format i Bilag 14) er prøver, hvor den målte koncentration indikerer tilstedeværelse af DNAPL. Det ses, at for de intakte kerner CT1-CT3 var PID værdierne i intervallet 3.500- >10.000 ppm ved DNAPL, på nær i en prøve fra CT1, hvor der i ca. 3 m u.t. er tydelig indikation på DNAPL ud fra PCE og TCE koncentrationerne, men de nærmeste PID målinger giver kun 400-1100 ppm (14-17 cm vertikal afstand). PID prøverne er

således taget i for stor vertikal afstand fra koncentrationsprøven til at de kan sammenlignes.

For snegleboringerne C1-C3 er dybde angivelserne påhæftet en betydelig usikkerhed, da prøverne er udtaget direkte fra sneglen (gælder både PID og koncentrationer). I C1, C2 og C3 er der målt PID værdier fra 3100 til 7000 ppm i de prøver, hvor der ud fra PCE og TCE koncentrationerne er DNAPL (Figur 24). Der er dog også enkelte prøver, hvor der er målt høj PID uden sammenhørende høje kernekonzentrationer, eller omvendt. Dette kan sandsynligvis tilskrives, at der er for stor vertikal eller horisontal spredning i prøveudtagningen til at prøverne kan sammenlignes.

Det er på baggrund af de intakte kerner vurderet, at der er tydelig indikation på DNAPL i prøven når PID værdier er > 3.500 ppm. Prøverne fra snegleboring indikerer desuden, at der er sandsynlighed for DNAPL ved >3000 ppm.



Figur 24: Sum af koncentrationen af PCE, TCE, cis-DCE og VC samt PID værdier som funktion af dybden. Røde cirkler indikerer prøver med DNAPL. Vær opmærksom på forskellige x-akser for sum koncentration. Figuren findes også i Bilag 14.

7.1.3 Hydrofobe farvetest

To forskellige typer hydrofobe farvetest blev afprøvet: en DNAPL spray og et Sudan(IV) test kit. Metoderne giver direkte dokumentation for DNAPL, der kan ses vha. den hydrofobe farve. En håndholdt PID detektor blev benyttet til at screene kernerne (PID måler ført langsomt hen over kerne straks efter kernen er skåret åben) og derudfra udvælge prøver, idet områder eller kerner med høje PID udslag blev prøvetaget og sprayet. Den benyttede DNAPL spray gav ingen synlige farvereaktioner på morænelerskerne, selv ikke ved koncentrationer >20.000 mg/kg PCE. Sprayen, som ellers har den fordel, at en hel kerne hurtigt og nemt kan blive screenet med høj diskretisering, kan derfor ikke anbefales brugt til moræneler.

Sudan(IV) test kit er nemme at benytte, men hvis der ikke laves test på samtlige prøver, kræver det, at de rigtige prøver dvs. dem med høje koncentrationer udvælges, hvorfor PID detektoren er næsten uundværlig. Resultaterne fra brug af de hydrofobe farvetest er indtegnet på Bilag 11 sammen med de målte koncentrationer i kernerne. Ved sammenligning af målte PCE koncentrationer i morænelerskerne og farveudslag i test kit blev følgende detektionsgrænser fastlagt for PCE:

- <250 mg/kg – ingen farvereaktion
- >1500 mg/kg – altid farvereaktion
- 250-1500 mg/kg – usikker farveaflysning

For ren PCE vil grænseværdien for DNAPL i moræneler være omkring 370 mg/kg TS (beregnet ved brug af DNAPL regneark og K_d på 1,37 l/kg), hvilket svarer til ca. 340 mg/kg ved 91% tørstof (ved blandingsforureninger vil grænseværdien falde proportionelt med molfraktionen). Ved brug af hydrofobe farvetest er det derfor vigtigt at huske, at ingen farveudvikling ikke er ensbetydende med fravær af DNAPL, da der kan være residual DNAPL i for lave koncentrationer til det kan ses. Desuden kan der selvfølgelig være DNAPL lige ved siden af, hvor prøven er udtaget.

7.2 Poreluftskoncentrationer af radon, PCE og TCE

En indledende screening af radonniveauet i poreluft på lokaliteten i otte punkter viste koncentrationer mellem 6 og 52 kBq/m³ (ca. 1 m u.t.), hvilket er højt nok til at kunne måles uden for store usikkerheder. Dog var der en betydelig variation i radonniveauet i poreluften som tilskrives naturlig variation. Se Bilag 3 for flere detaljer om den indledende screening.

På trods af den naturlige variation blev der udtaget 13 poreluftsprøver den 11. oktober 2011 fra fem punkter (PL100-102 samt PL105-106) i to til tre dybder, som blev analyseret for radon og forureningsstoffer (Tabel 4). Der er ikke foretaget baggrundskorrektion for radonmålingerne, men en sådan vil kun have betydning for helt lave resultater. Der er heller ikke forsøgt korrigeret for tryk i cellerne, der ikke var omkring 1013 hPa. Afvigelser fra ikke at have atmosfæretryk i cellerne har konsekvenser for kalibreringskonstanterne for de enkelte celler. Et lavt tryk (<<1013 hPa) i cellerne antyder problemer med prøvetagningen. Ligeledes er et højt modtryk (>450 mbar) indikation på så kompakt formation, at poreluftprøvetagning er yderst problematisk. Af de 13

prøver er seks prøver taget med højt modtryk (≥ 450 mbar) eller lavt celle tryk (< 760 hPa).

Poreluftforureningen består primært af PCE og TCE (Tabel 4). Ved ren PCE DNAPL vil poreluftskoncentrationen være ca. $180.000 \text{ mg PCE/m}^3$, mens den for ren TCE DNAPL vil være ca. $565.000 \text{ mg TCE/m}^3$. Ved blandingsforureninger vil grænsekonzentrationerne for DNAPL være lavere, og kan beregnes vha. stoffernes molfraktion (Raults lov). Der er således PCE og TCE DNAPL i PL102, 1,0-1,2 m u.t. og i PL106, 0,9-1,0 m u.t., mens der kun er PCE DNAPL i PL102, 1,0-1,2 m u.t.. Dog er prøven fra PL102 taget ved højt modtryk. PID værdierne i de prøver med DNAPL var over 5500 ppm, hvilket indikerer, at også prøven fra PL106, 4,9-5,5 m u.t. har DNAPL, idet PID er > 10.000 ppm. Det må da formodes, at der var meget høje PCE koncentrationer.

Punkterne PL100 og PL101 var medtaget for at få baggrundsniveau for radon, hvor der ikke er DNAPL. Der måles både PCE og TCE i PL100, mens niveauet er betydelig lavere i PL101. Ses der bort fra målinger med modtryk ≥ 450 mbar er baggrundsniveauet for radon $7-73 \text{ kBq/m}^3$, hvilket er på samme niveau som i screeningen. Der er dog målt op til $124-152 \text{ kBq/m}^3$ i to punkter (PL100 1,3-1,5 m u.t. og PL101, 2,9-3,5 m u.t.), hvor modtrykket var højt. Radonkoncentrationerne i de fire punkter med DNAPL (incl. de to med for højt modtryk) var $23-219 \text{ kBq/m}^3$, hvilket ikke er signifikant højere end for baggrundsmålingerne. Metoden med at benytte naturlig forekommende radon som indikation for DNAPL kunne således ikke benyttes på Naverland.

Udtagning af poreluft i moræneler er svært, og det sammenholdt med den øjensynligt store naturlige variation i radonkoncentration gør, at radon som indirekte metode til DNAPL påvisning ikke kan anbefales til morænelerslokalteter.

Tabel 4: Radon og forureningsstoffer i poreluft.

Punkt	Dybde (m u.t.)	Radon			Forurenings stoffer				
		Tryk i celle ¹ (hPa)	Radon ² (kBq/m ³)	usikkerhed (kB/m ³)	Modtryk ³ (mbar)	TCE (mg/m ³)	PCE (mg/m ³)	Sum ⁴ (mg/m ³)	PID (ppm)
PL100	1,3-1,5	1040	124	5	500	30	256	286	61
		1052	129	5					
	3,2-3,5	878	73	3	150	35	193	230	21
		1044	67	3					
5,4-5,5	765	12	1	150	41	998	1.039	96	
	1052	7	0,4						
PL101	0,3-1,5	1011	19	1	350	0,875	38	39	2,5
		1022	14	1					
	2,9-3,5	897	152	6	450	7,55	74	81	4,7
PL102	1,0-1,2	709	89	4	450	5100	834.750	839.859	5.600
	2,6-4,0	1044	92	4	550	51	610	661	1.500-4.600
PL105	1,0-1,1	1051	30	1	<50	24.675	204.750	229.492	7.100
		1022	31	1					
	2,9-3,0	710	0,1	0,0	300	#N/A	6,6	>7	330
		1051	0,1	0,1					
3,9-4,0	870	0,1	0,0	300	2	16	17	90-110	
	1051	0,1	0,0						
PL106	0,9-1,0	1034	219	9	100	6825	1.590.000	1.596.825	>10.000
		1025	210	9					
	3,9-4,0	945	0,5	0,1	450-500	#N/A	452	>452	600-800
		707	0,2	0,1					
		547	0,0	0,1					
4,9-5,5	407	1,1	0,1	450-500	9200	#N/A	>9202	>10.000	
	994	23	1						

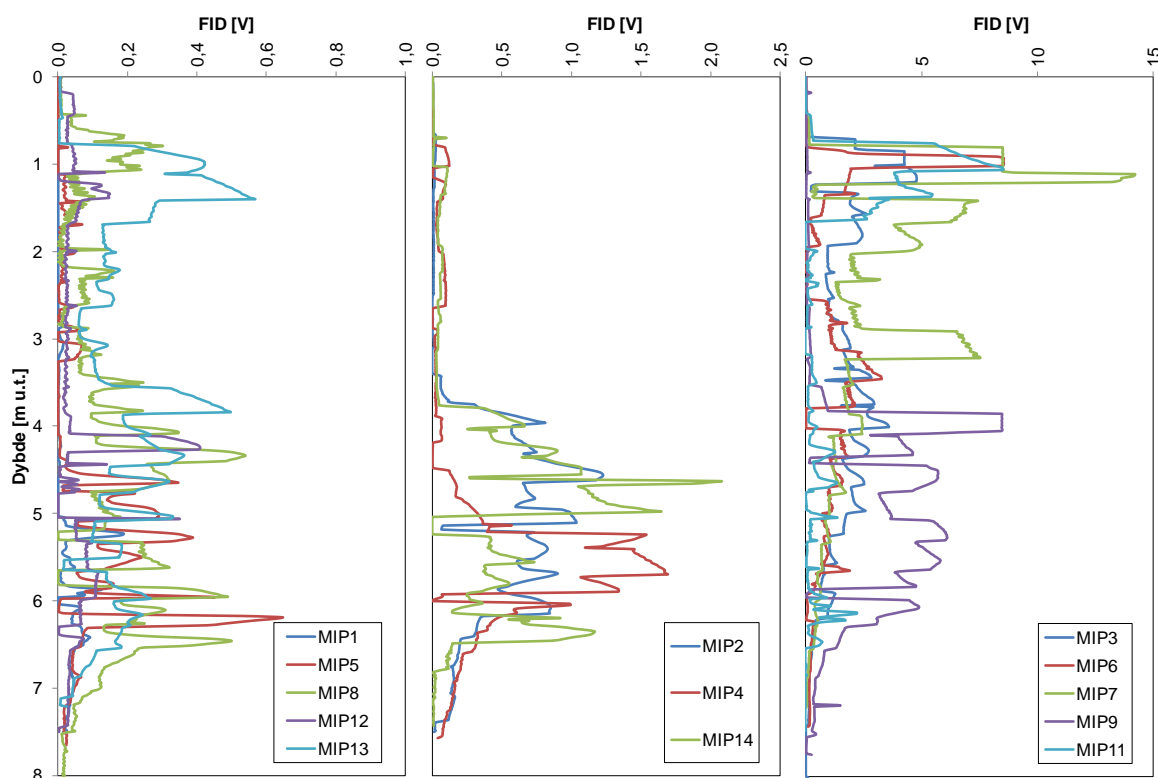
Prøver med højt modtryk eller lavt celletryk er skrevet med gråt. ¹: Tryk i celle bør være var omkring 1013 hPa; et lavt tryk i cellerne antyder problemer med prøvetagningen. ²: Koncentrationer er angivet som aktivitet pr. geometrisk volumen (ikke aktivitet pr. volumen luft ved standardbetingelser) og er givet som gennemsnittet af to til seks tællesekvenser. ³: modtryk bør være <450 mbar. ⁴: Sum består af summen af koncentrationen af de følgende stoffer: Vinylchlorid, 1,1-dichlorethylen, trans-1,2-dichlorethylen, cis-1,2-dichlorethylen, chloroform, 1,1,1-trichlorethan, tetrachlormethan, trichlorethylen, tetrachlorethylen, benzen, toluen, ethylbenzen, m-xylen, o-xylen.

7.3 MIP

På Naverland 26AB blev ECD og FID benyttet til de 13 MIP sonderinger. ECD'en er for følsom til at blive brugt i kildeområder, hvis ikke bæregassen fortyndes eller splittes inden ECD'en, idet den blev "overloaded" allerede ved 20 mg/kg. FID blev ikke "overloaded" (<15000 mV), men er ikke specifik overfor de chlorerede stoffer. For at kompensere for dette blev forureningsstofferne (chlorerede stoffer og BTEX) i bæregassen i udvalgte dybder med højere FID udslag bestemt vha. felt-GC/MS. Disse analyser bekræftede, at FID udslagene primært skyldes perchlorethylen (PCE) og trichlorethylen (TCE) på trods af deres manglende eller enkelte C-H-binding. Ud af 53 bæregas prøver analyseret på felt-GC/MS bestod 50 af prøvernes masse 100% af PCE og TCE, kun tre

prøver havde op til 3% af den samlede masse som ikke var PCE og TCE: MIP11 (6,67 m u.t.) og MIP12 (1,10 m u.t.) havde begge 1% cis-DCE, mens MIP8 (1,40 m u.t.) havde 2% cis-DCE og 1% VC.

Resultaterne af MIP sonderingen fremgår af Bilag 15, mens Figur 25 viser FID responsen. Det ses, at der er ganske stor variation i FID udslagene, og at forureningen primært findes fra 0,5 m u.t. og har spredt sig i hele profilet ned mod kalken, men dog klinger af sidst i sonderingerne. FID responsene var meget høje for MIP3, MIP6, MIP7, MIP9 og MIP11, som ligger midt i kildeområdet, og moderat høje for MIP2, MIP4 og MIP14, som ligger vestligt. De laveste FID respons blev observeret i MIP1, MIP5, MIP8, MIP12 og MIP13 som er placeret yderligt i kildeområdet (se situationsplan i Bilag 20).



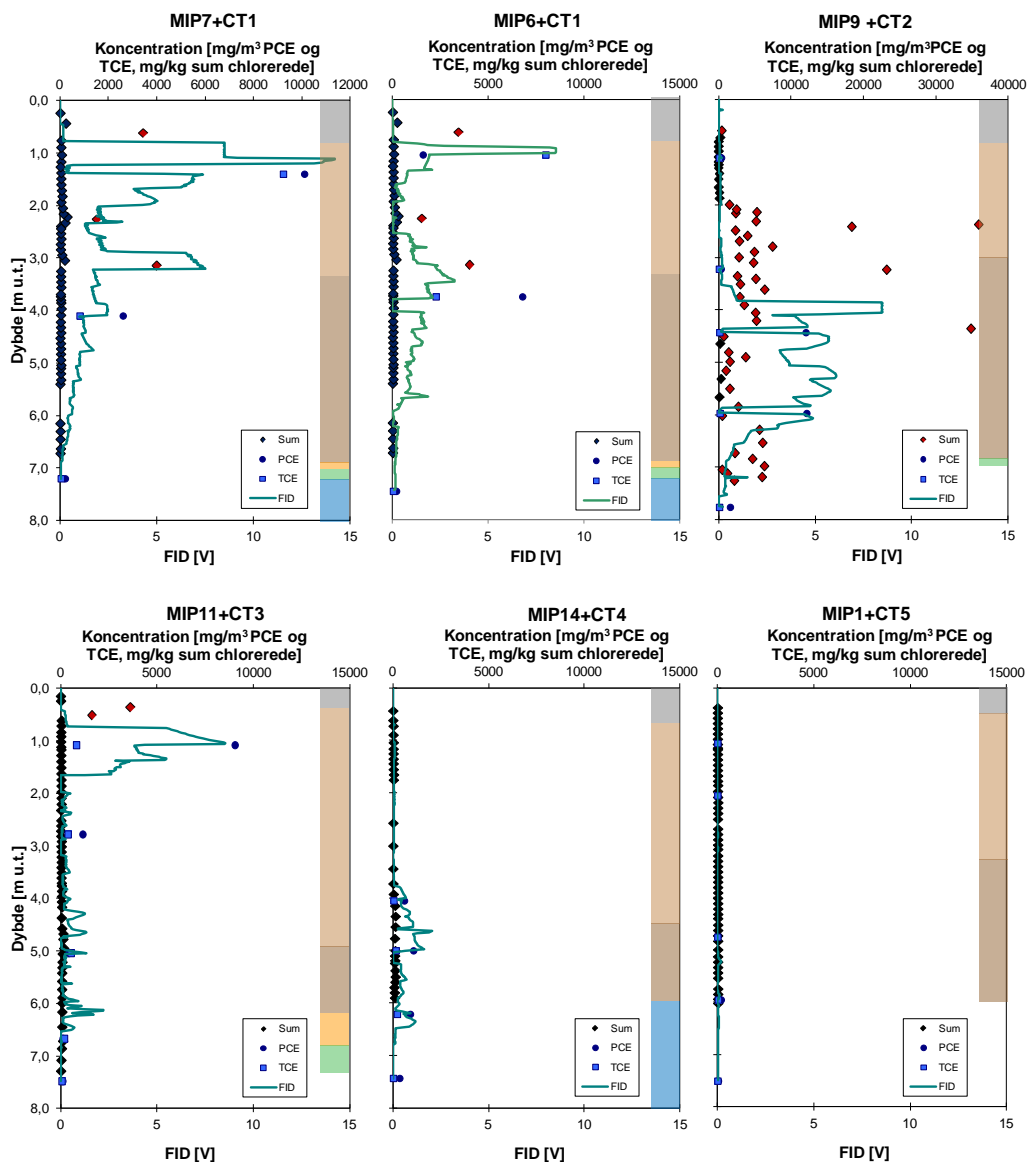
Figur 25: FID respons fra MIP sonderinger som funktion af dybden. Sonderingerne er opdelt på tre figurer efter størrelsen på deres respons: til venstre er de lave (<0,6 V), i midten er de moderate (<2 V), og til højre er samlet de sonderinger med højeste respons.

Hvornår FID værdierne indikerer DNAPL er vurderet ved sammenligning med sumkoncentrationerne af de chlorerede stoffer (og vurderingen af hvornår der er DNAPL i kernerne) opnået fra de intakte kerner. Seks af MIP'erne er udført tæt ved kernerne (Figur 26). I CT4 og CT5 var der ikke DNAPL, og det højeste FID udslag var 2 V, hvorfor udslag under 2 V tolkes som værende uden DNAPL.

I CT1, CT2 og CT3 var der indikationer på DNAPL, og FID udslag og sumkoncentrationer følger hinanden rimeligt, dog ikke i MIP6-CT1, hvilket kan skyldes at MIP6 ligger for langt væk fra CT1 til at de kan sammenlignes (MIP6 ligger omkring dobbelt så langt væk fra CT1 som MIP7). I MIP9 er der ikke betydende udslag i dybden 2-3,8 m u.t. på trods af, at der i CT2 i denne dybde er tydelig DNAPL tilstedeværelse. FID udslagene fra 3,8-6,3 m u.t. er dog betydelig over 2 V. Små-skala variationer i geologi vil influere på DNAPL spredning, og en del af

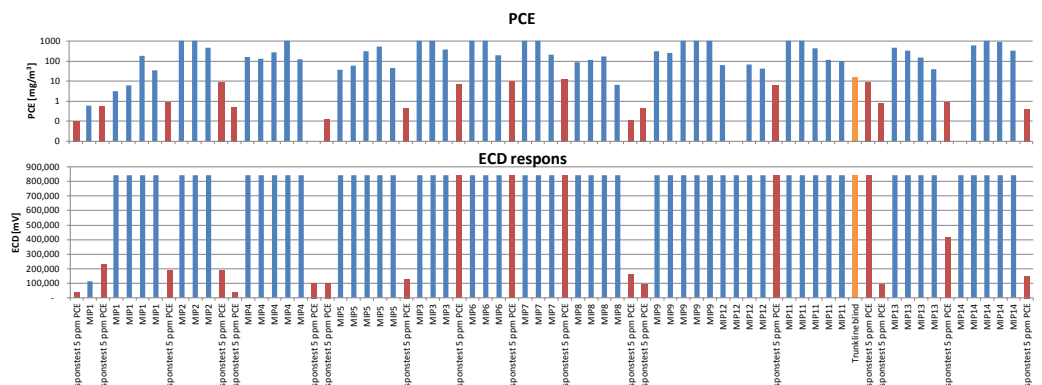
variationerne mellem resultater fra intakte kerner (CT) og MIP kan sandsynligvis tilskrives dette.

Det er på baggrund af resultaterne svært at give en skæringsværdi, for hvornår der er tydelig indikation på DNAPL. Ved FID >5 V vurderes det, at der er tydelig indikation på DNAPL, mens det er mere usikkert i intervallet mellem 2 og 5 V. Dette vil sige, at der er tydelig indikation på DNAPL i MIP6, MIP7, MIP9 og MIP11, mens der muligvis er DNAPL i MIP3, idet der maks. er målt 4,8 V. Derudover viser FID resultaterne, at MIP9 er den eneste med DNAPL i >4 m u.t. (højre figur i Figur 25).



Figur 26: MIP(FID) respons og koncentrationer af chlorerede stoffer som funktion af dybden. Den farvede søjle til højre i hver graf indikerer skift i geologien (se Figur 22 for signaturforklaring). På den primære x-akse er koncentration af PCE og TCE i bæregas (mg/m^3) samt sumkoncentration af de chlorerede stoffer målt i de intakte lerkerner (mg/kg), og på den sekundære x-akse vises FID respons. Symbolet for sumkoncentration er farvet rød ved koncentration indikerende DNAPL. OBS: Der er for CT2 benyttet en anden skala på den primære x-akse end for de andre. Prøvetagning af bæregas til GC-MS under MIP sondering medfører dyk i kurve for FID som følge af trykændring.

Undervejs i MIP sonderingerne blev der udført responstest, hvor sonden blev nedsænket i en 5 ppm PCE opløsning, mens PCE koncentrationen og ECD blev målt. Responstest for PCE kan variere mellem 100.000-220.000 mV under optimale forhold uden akkumulativ påvirkning af TCE og andre tri-forbindelser (Asmussen, 2012). Normalt vil det give et respons på GC/MS mellem 0,4-0,8 mg/m³ afhængig af membranens følsomhed og baggrundsindhold i trunkline, som er det kabel, hvorigennem bære-gassen sendes. Der er på Naverland 26AB et højt baggrundsniveau mellem sonderingerne, således at PCE responstesten overskygges i en del af testene. Testene gav PCE respons fra 0,1 til 13 mg/m³, mens PCE response under MIP sonderingerne lå mellem 6.460 og 12.088 mg/m³ undtagen i MIP1, hvor PCE var 0,6-180 mg/m³ (Figur 27). ECD signalet under testen var under 230.000 mV, på nær fem gange hvor signalet når op på 845.000 mV, og én med 415.000 mV (Figur 27). I de udførte sonderinger lå ECD altid på 845.000 mV undtagen i MIP1 (udført efter første responstest). Så på trods af ECD detektoren blev overloaded under sonderingerne var det generelt muligt at måle lavere niveauer uden nævneværdige problemer med tailing. FID detektoren gav 15-75 mV ved responstestene (kun aflæst for sidste halvdel af målingerne), hvilket er på samme niveau eller lavere end hvad der blev målt under MIP sonderingerne. Generelt viser responstesten, at MIP sonderingerne og GC/MS målingerne er pålidelige på trods af de høje koncentrationer på lokaliteten.



Figur 27: MIP sonderinger (blå søjler) og responstest på 5 ppm PCE opløsning udført løbende under feltarbejdet (røde søjler). Den orange søjle er trunkline blind (uden PCE opløsningen). Øverst er PCE koncentration og nederst ECD respons. OBS: y-aksen er logaritmisk for PCE koncentrationer (øverste).

7.4 FACT NAPL FLUTE liner

7.4.1 NAPL membran

Feltresultaterne viste følgende farvemarkeringer på NAPL membranen:

CTF1:

- Små tydelige prikker (1-2 mm i diameter) i 0,40-0,56 m u.t. (Figur 28, venstre)
- Enkelte prikker eller svage farvemarkeringer i 1,0, 1,5, 3,36 og 5,6 m u.t. (Figur 28, højre)



Figur 28: Eksempler på farvemarkeringer på NAPL membran fra CTF1. Til venstre ses tydelige prikker (0,40-0,56 m u.t.), mens der til højre ses næsten utydelig rødlig farvemarkering (5,6 m u.t.).

CTF2:

- lille prik ved 2 m u.t.
- Plet ved 2,70-2,78 m u.t. (venstre plet i venstre foto i Figur 29)
- Utydelig farvemarkering ved 2,96-3,00 m u.t. (højre del af venstre foto i Figur 29)
- Plet ved 3,20-3,25 m u.t.
- Plet ved 3,36-3,40 m u.t.
- Lille plet (1 cm diameter) ved 3,66 m u.t.
- En plet (7 cm diameter) ved 3,78-3,85 m u.t. (venstre plet i højre foto i Figur 29)
- To pletter fra (4 cm diameter) 3,91 til 3,99 m u.t. (højre pletter i højre foto i Figur 29)
- Svage farvemarkeringer fra 4,8 m u.t. og nedefter



Figur 29: Eksempler på farvemarkeringer på NAPL membran fra CTF2. Til venstre ses tydelig plet ved 2,70-2,78 m u.t. og utydelig farvemarkering ved 2,96-3,00 m u.t. Til højre ses en plet ved 3,78-3,85, og to pletter ved 3,91-3,99 m u.t.

CTF3:

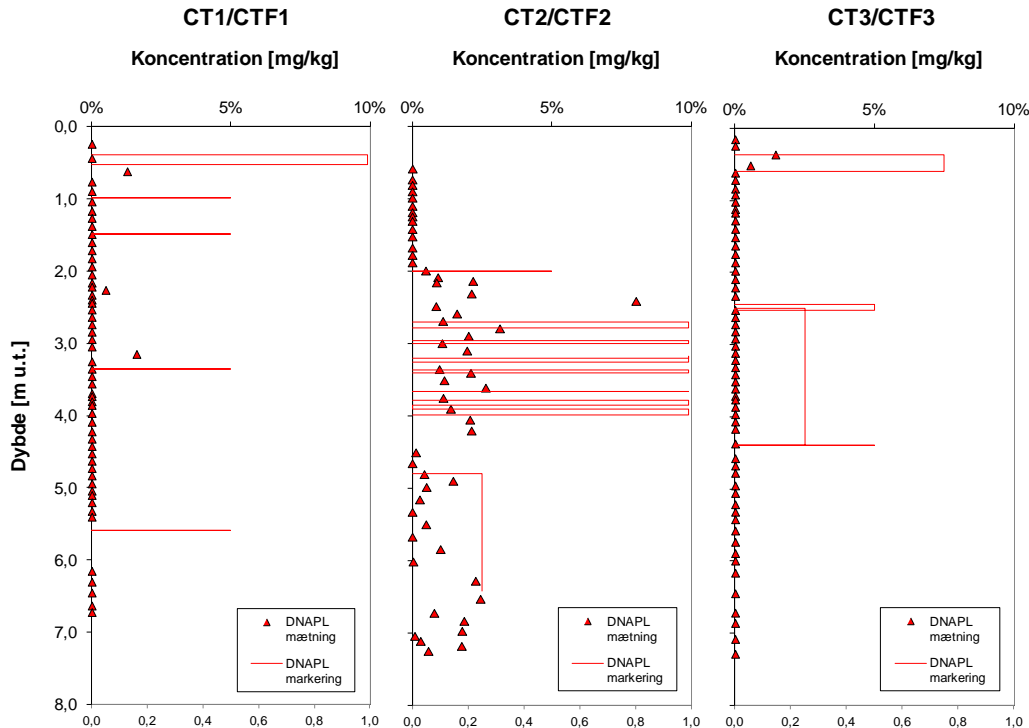
- Rødlige striber ved 0,36-0,59 m u.t. (venstre del af Figur 30)
- Svage farvemarkeringer ved 2,44-2,53 m u.t. (midter del af Figur 30)
- Meget svage farvemarkeringer ved 2,5-4,4 m u.t.
- Lille rød prik ved 4,40 m u.t. (højre del af Figur 30)



Figur 30: Farvemarkeringer på NAPL membran fra CTF3. Venstre: rødlige striber ved 0,36-0,59 m u.t. Midt: eksempel på meget svage farvemarkeringer ved 2,44-2,53 m u.t. Højre: Lille rød prik ved 4,40 m u.t.

Farvemarkeringer på NAPL membranen er en direkte metode til påvisning af DNAPL. De tydelige prikker og pletter observeret i CTF1 og CTF2 dokumenterer således, at der er DNAPL i moræneleren de pågældende steder. Fortolkningen af de mere svage farvemarkeringer er usikker. Eftersom laboratorietest viste svage farvemarkeringer på membranen ved høje TCE koncentrationer, kan de observerede svage farvemarkeringer skyldes vandige koncentrationer nær mætning. Dette kan indikere, at DNAPL er til stede i umiddelbar nærhed, men uden direkte kontakt til NAPL membranen.

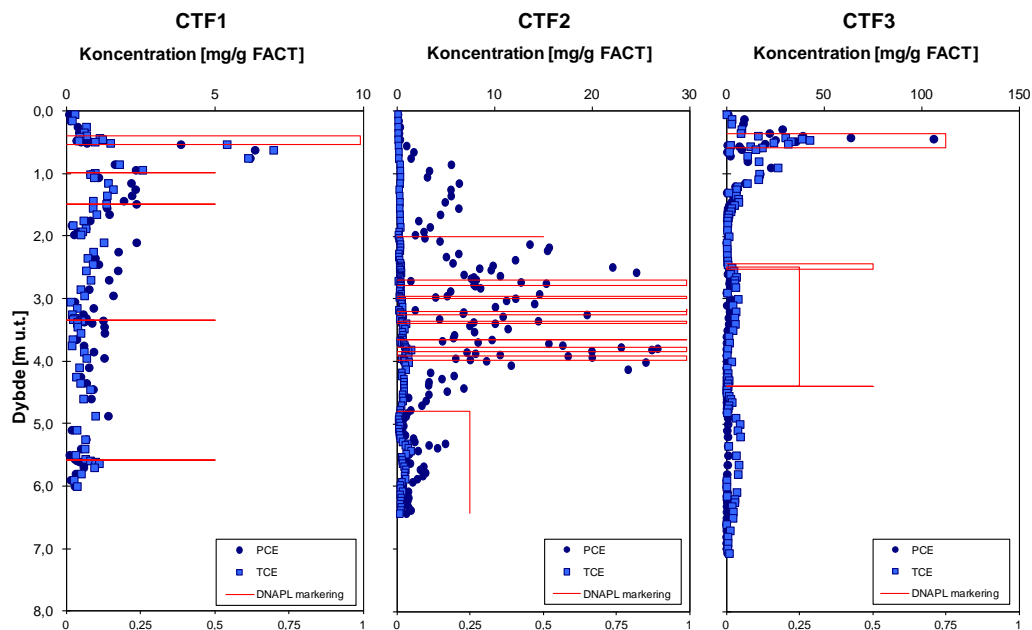
På Figur 31 (findes også i Bilag 16) sammenlignes de observerede farvemarkeringer på NAPL membraner med PCE og TCE koncentrationerne målt i de intakte lerkerner udtaget tæt ved NAPL FLUTene. Det ses, at der hvor der er tydelige farvemarkeringer (tildelt værdi 0,75-1,0 i figuren) på NAPL membraner er der generelt også fundet DNAPL i de intakte lerkerner. For de svage og meget svage farvemarkeringer (tildelt værdi 0,25-0,50 i figuren) er der ikke overensstemmelse mellem farvemarkeringen og DNAPL i de intakte lerkerner.



Figur 31: DNAPL farvemarkeringer observeret på NAPL FLUTE liner samt DNAPL mætning beregnet for intakte lerkerner.

7.4.2 FACT

Analyse af FACT delen viste koncentrationer på 0,05-106 mg/g PCE, 0,01-43 mg/g TCE, med de højeste koncentrationer fundet i CTF3 i den øverste meter under terræn (Figur 32, findes også i Bilag 16). Koncentrationerne af cis-DCE og 1,1,1-TCA var forsvindende i forhold til PCE og TCE. Det ses, at i CTF1, hvor der ikke var store tydelige pletter på NAPL membranen, er koncentrationen <7 mg/g, med de højeste koncentrationer i 0,53-0,75 m u.t., hvor de mange små prikker blev fundet. I CTF2 er der betydelig højere koncentrationer af PCE fra ca. 2 til 4 m u.t., mens TCE koncentrationerne forbliver lave. Det er også i dette område, at der er observeret tydelige pletter på NAPL membranen fra DNAPL. I CTF3 er koncentrationerne af TCE generelt højere end af PCE, men dog under 10 mg/g undtagen fra 0,4 til 1,2 m u.t., hvor meget høje PCE og TCE koncentrationer måles uden tydelige pletter på NAPL membranen (kun rødlige striber). To af de målte PCE koncentrationer er ganske høje (64 og 106 mg/g PCE) i forhold til de koncentrationer der forventes ud fra laboratorieforsøgene (Tabel 2), hvor der blev målt op til 45 mg/g PCE ved PCE mættet luftfase.



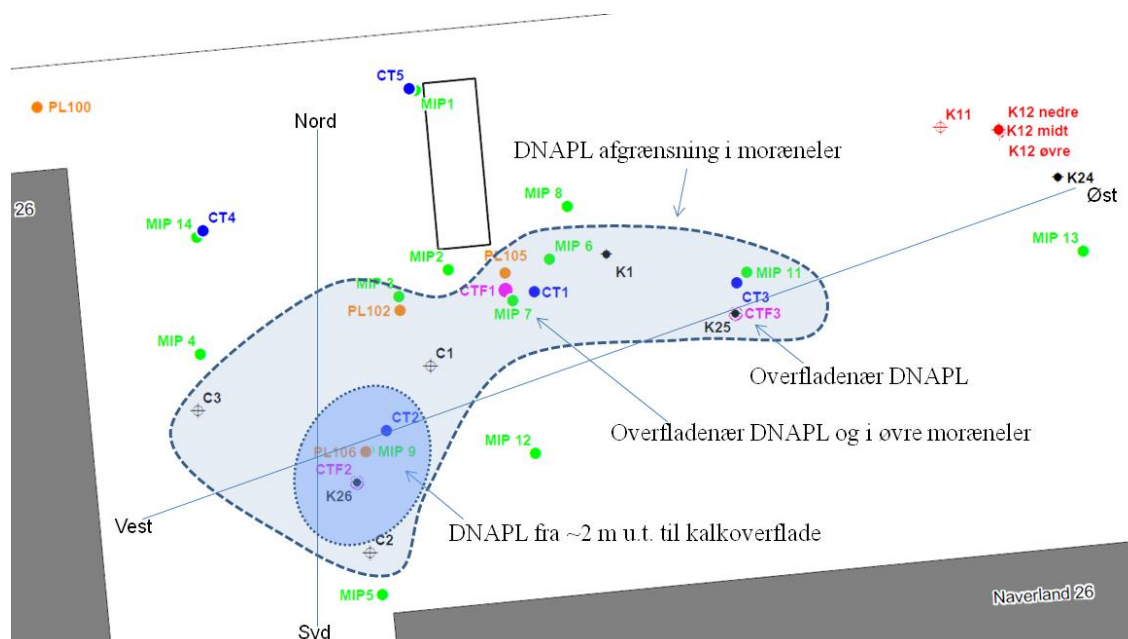
Figur 32: Dybdeprofiler for FACT NAPL FLUTE resultater. Vær opmærksom på forskellige x-akser for FACT koncentration. Figuren findes også i Bilag 16.

Generelt set, er der god overensstemmelse mellem farvemarkeringerne på NAPL membranen og koncentrationerne målt på FACT'en. Dog er der områder med svage og meget svage farvemarkeringer uden tilsvarende forhøjede PCE og/eller TCE koncentrationer. I nogle tilfælde kan det skyldes, at DNAPL ikke er placeret tæt på FACT'en, som kun er et bånd ned i den ene side af borehullet.

7.5 Konceptuel model for moræneler

Forureningen på Naverland 26AB består primært af PCE og TCE, og PCE optræder generelt med højere koncentrationer end TCE på nær i området ved CT3 fra 0,7 m u.t. til kalkoverfladen, hvor TCE dominerer (koncentrationer dog <100 mg/kg TCE), og i området ved CT1, hvor koncentrationerne af PCE og TCE er tilnærmelsesvis lige høje.

Forureningen er ikke søgt afgrænset i dette projekt, men der er alligevel opnået en indledningsvis horisontal afgrænsning af DNAPL i moræneler (Figur 33). Afgrænsningen er i sær usikker i syd-østlig retning (området mellem C1 og MIP12) samt i syd-vestlig retning. MIP sonderinger f.eks. vil kunne benyttes til at opnå en mere sikker afgrænsning i moræneleren. I østlig retning, i området omkring CT3, er DNAPL kun fundet meget overfladenært, og udgøres primært af PCE. I området omkring CT1 er der fundet DNAPL i tre dybder: overfladenært med DNAPL bestående af halv PCE og halv TCE, samt i den øvre moræneler, ML1, ca. 2 og 3 m u.t., hvor DNAPL primært udgøres af PCE. I området omkring CT2 er DNAPL trængt længere ned i moræneleren, og ned til kalkoverfladen. DNAPL udgøres her af PCE (>67% PCE molfraktion) og TCE, med størst TCE andel i bunden af moræneleren.



Figur 33: Vurderet udbredelse af DNAPL i moræneler. Desuden er placering nord-syd og øst-vest snit vist, som benyttes i de konceptuelle modeller.

PCE og TCE blev håndteret forskelligt, så spild af PCE og TCE er sket uafhængigt af hinanden, hvilket forureningsundersøgelserne understøtter. Der er ikke umiddelbart tegn på at PCE forureningen (alene) skyldes utætheder i tanken, da der findes overfladenær DNAPL, især ved CT1 og CT3 (Figur 33). Det forventes, at PCE primært er spildt i området ved jernbaneskinneerne i forbindelse med påfyldning af PCE-tanken, og i mindre grad ved aftapning fra overjordisk stander vest for tanken. TCE må være spildt primært i området omkring CT1.

Resultaterne fra forureningsundersøgelsen i moræneler er indtegnet på den hydrogeologiske konceptuelle model på Figur 34 og Figur 35, og fladesnit fra MIP sonderingen (FID) er vist i Figur 36. På baggrund af forureningsundersøgelsen i moræneler og den hydrogeologiske konceptuelle model er den konceptuelle model for moræneler opstillet:

- DNAPL er sivet lodret ned gennem fyldlaget (H1) til overfladen af moræneleren (ML1), hvor nogen ophobning på overfladen kan have fundet sted. F.eks. ved MIP6 er der indikation på DNAPL umiddelbart under fyldlaget i ML1, men ikke i større dybder. Der kan stadig observeres lodrette spor i fyldlaget f.eks. i CT1, CTF1 (FACT+NAPL membran), CT2, og CTF3 (kun FACT), men de fleste lodrette spor i fyldlaget er formodentlig fordampet væk. Fordampningen er sandsynligvis blevet mindsket/forsinket af, at kildeområdet har været befæstet siden 1977 (Bilag 5).
- DNAPL er sivet relativt lodret ned gennem de umættede sprækker i øvre moræneler (ML1). Den horisontale spredning i øvre moræneler er begrænset, da moræneleren er umættet, hvorfor udbredelsen fortrinsvis er vertikal. Således er der DNAPL i overgangen til ML1 i CTF2 (FACT), CT3, CTF3 (FACT), MIP3, MIP6 og MIP7, mens DNAPL er trængt

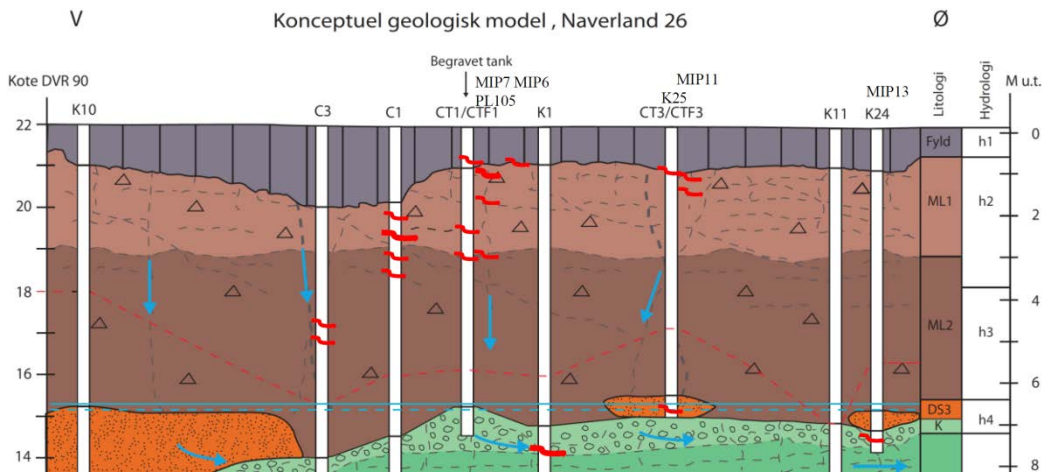
længere ned i ML1 i CT1, CT2, CTF2 (FACT og NAPL membran), CTF3 (FACT), MIP7, MIP11 og C1.

- I overgangszonen mellem øvre og nedre moræneler, der ligger ca. 3 m u.t., kunne der ifølge den geologiske granskning være et mindre lag med sand og grus, hvor der kunne være øget horisontal strømning, men forureningsundersøgelserne understøtter ikke dette. Laget forventes derfor ikke at være til stede i kildeområdet.
- I nedre moræneler (ML2) er spredningen af DNAPL sket i vertikale og associerede horisontale sprækker. Der er en mere horisontal spredning, som tydeligst ses 3-5 m u.t. (Figur 36). Den øgede horisontale spredning kunne skyldes periodevist mættede vertikale sprækker, men det vurderes snarere at skyldes ændringen i geologi og sprækkeforekomster. Redoxgrænsen er typisk i overgangszonen til mættede forhold, men ML2 er i dag hydrogeologisk set umættet, og sprækker vurderet umættede. Redoxgrænsen ligger fra ca. 4,5 m. u.t., og er dybest i områder med flest sprækker. Den nedre del af ML2, som udgør H3, har færre sprækker end i den overliggende del af ML2 og ML1 (som sammen udgør H2). Grænsen mellem de hydrologiske enheder ligger knap 4 m u.t.

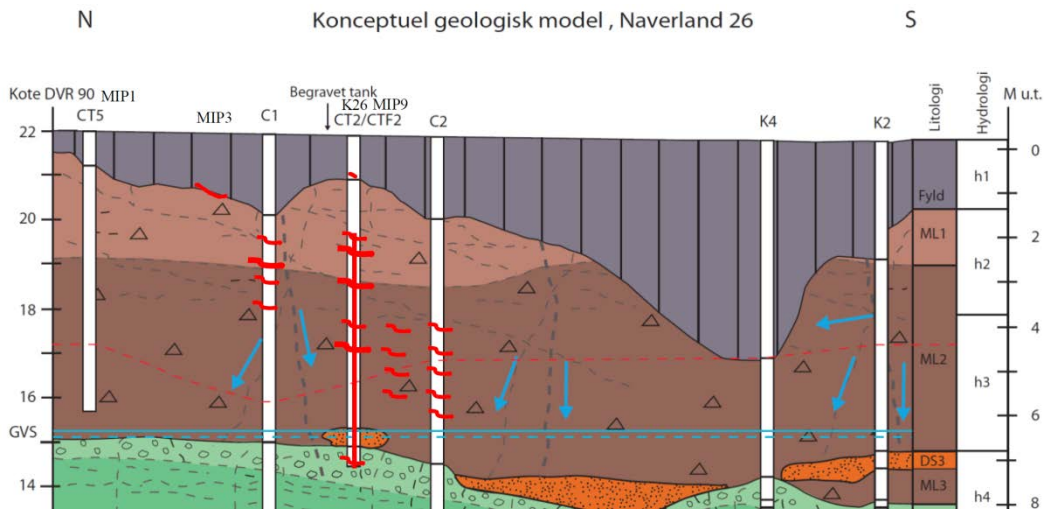
I overgangen til ML2 er der fundet DNAPL i C1, CT1, CTF2 (FACT) og MIP7, som sandsynligvis skyldes vertikal transport igennem ML1, og som dog ikke er trængt længere ned, med undtagelse for CTF2. I ML2 er der fundet DNAPL i CT2, CTF2 (FACT og NAPL membran), CTF3 (NAPL membran), MIP9, C1, C2 og C3, og den er trængt ned til/under redoxgrænsen i CT2, CTF2, MIP9 og C2.

- DNAPL er nået ned i H4 (sand, grus og opknust kalk) ved CT2.

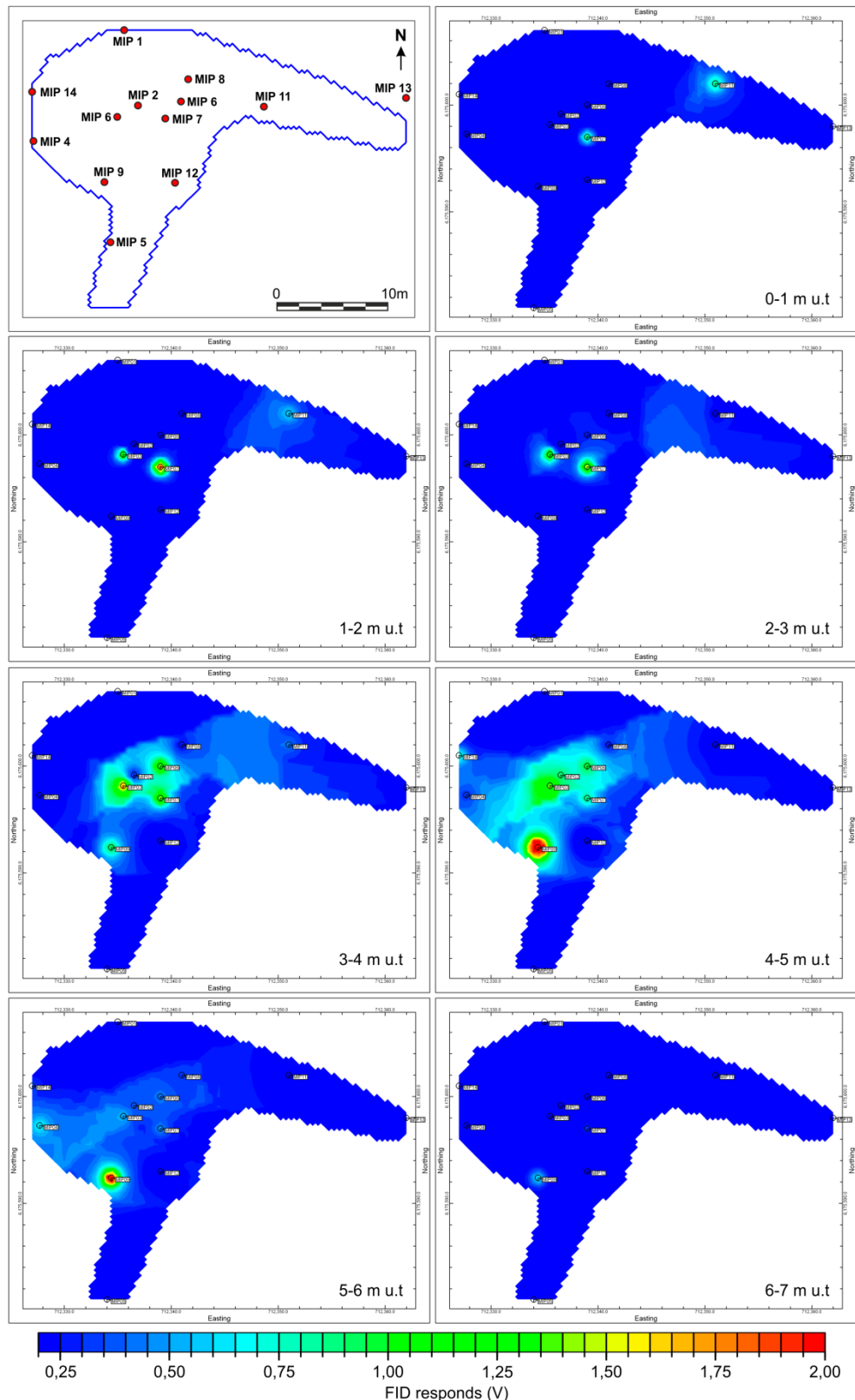
På grund af de stadig høje koncentrationer og DNAPL fundet i moræneler og ned til overgangen til kalk (H1-H4) forventes det, at der også findes høje koncentrationer samt DNAPL i kalken primært ved CT2.



Figur 34: Konceptuel model for moræner indtegnet på det hydrogeologiske snit øst-vest. Dokumenteret og indikeret DNAPL er indtegnet med røde streger. For hydrogeologiske signaturforklaringer henvises til Figur 19.



Figur 35: Konceptuel model for moræner indtegnet på det hydrogeologiske snit nord-syd. Dokumenteret og indikeret DNAPL er indtegnet med røde streger. For hydrogeologiske signaturforklaringer henvises til Figur 19.



Figur 36: FID resultater fra MIP sondering. Fladesnit udarbejdet af COWI i RockWorks. OBS der er ikke benyttet præcise koordinater for MIP sonderingernes placering i RockWorks fladesnit. De præcise placeringer fremgår af situationsplan øverst til venstre. Figuren findes også i Bilag 17.

8. Forureningsundersøgelser i kalk

Intakte kerneprøver blev udtaget ved kerneboring i tre punkter (C1-C3), hvori også FACT NAPL FLUTE liner blev installeret, samt efterfølgende WATER FLUTE til diskret prøvetagning af vand. Placeringen af C1-C3 ses af Figur 21 og Bilag 20. På grund af kernetab og opknusning i forbindelse med kerneboring er der usikkerheder på dybder for delprøver fra intakte kerner. Dette udfordrer sammenligning af resultater fra intakte kerner med de øvrige resultater, som er opnået i borehullet og dermed repræsenterer mere korrekte dybder.

8.1 Intakte kerneprøver

8.1.1 Koncentration af chlorerede opløsningsmidler

Kalkprøverne blev analyseret for PCE, TCE, cis-DCE, og 1,1,1-TCA, og koncentrationen af cis-DCE og 1,1,1-TCA var under detektionsgrænserne i alle tre kerneboringer (0,8 mg cis-DCE/kg og 0,4 mg 1,1,1-TCA/kg). PCE og TCE koncentrationerne var højest i C1, med op til 184 mg/kg PCE og 53 mg/kg TCE (Tabel 5).

Tabel 5: Koncentrationer målt i kalkkerner

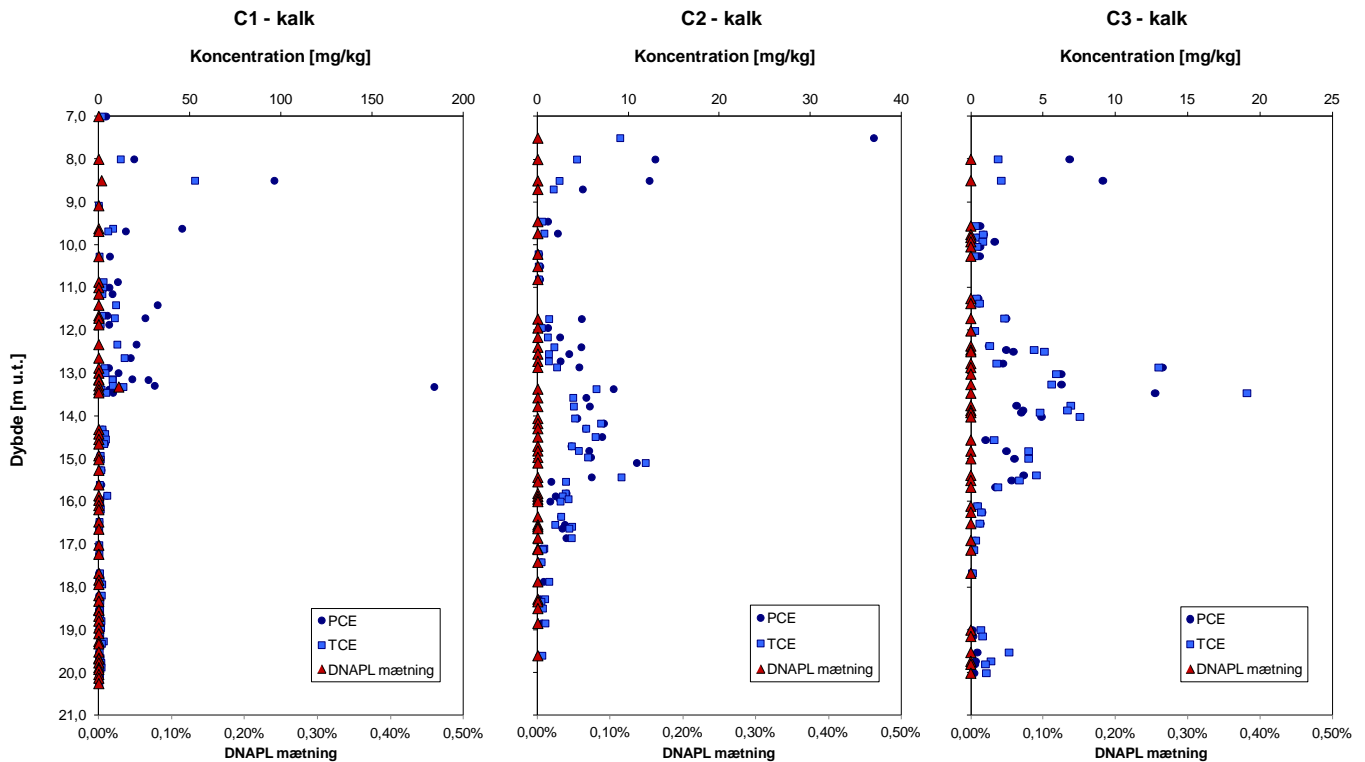
Kerne ID	Stof	Koncentration (mg/kg)			
		Maksimum	Minimum	Gennemsnit	Median
C1	PCE	184	<DL	10	0.8
	TCE	53	<DL	3.7	1.4
C2	PCE	37	<DL	4.2	3.0
	TCE	12	<DL	2.9	2.4
C3	PCE	13	<DL	2.5	1.1
	TCE	19	<DL	2.9	1.5

DL: detektionsgrænse. DL: 0,4 mg PCE/kg, 0,7 mg TCE/kg,

^a: Gennemsnit og median er beregnet incl. værdier under DL.

Figur 37 viser dybdeprofilerne for de tre kerner for PCE og TCE, samt den beregnede DNAPL mætning. De øverste to til fire prøver (udtaget i intervallet 7-8,7 m u.t.) i hvert profil er taget under etablering af de permanente casings. Generelt ligner profilerne fra C1, C2 og C3 hinanden; de har høje koncentrationer øverst i profilerne, hvorefter de falder, hvilket er tydeligst i C2 og C3. Herefter stiger koncentrationerne igen, for så at falde til omkring detektionsgrænserne.

C1 har de højeste koncentrationer af de tre kerner, og forureningen er domineret af PCE (Figur 37). Fra ca. 15 m u.t er koncentrationerne generelt faldet til under detektionsgrænserne. C2 og C3 har omtrent lige høje koncentrationer, med undtagelse af den øverste prøve fra C2. Forureningen i C2 og C3 udgøres tilnærmelsesvis af halv PCE og halv TCE, på nær øverst i profilerne, hvor PCE dominerer. I C2 falder koncentrationerne til under/omkring detektionsgrænserne fra ca. 17 m u.t. I C3 falder koncentrationerne også fra omkring 16 m u.t. men stiger svagt omkring 19,5 m u.t.



Figur 37: Koncentration af PCE og TCE i kalk fra C1, C2 og C3, samt beregnet DNAPL mætning. Bemærk forskellige x-akser.

Det er kun i to prøver fra C1, at der er koncentrationer, der indikerer DNAPL. Den beregnede DNAPL mætning i disse er beskedne 0,04% og 0,027% (Bilag 13). Prøven med 0,04% mætning er taget fra et område med en blød zone (Figur 38). Der blev også taget en prøve fra overgangen mellem den bløde zone og den hårde kalk, men her var PCE koncentrationen faldet til 1/6 del.

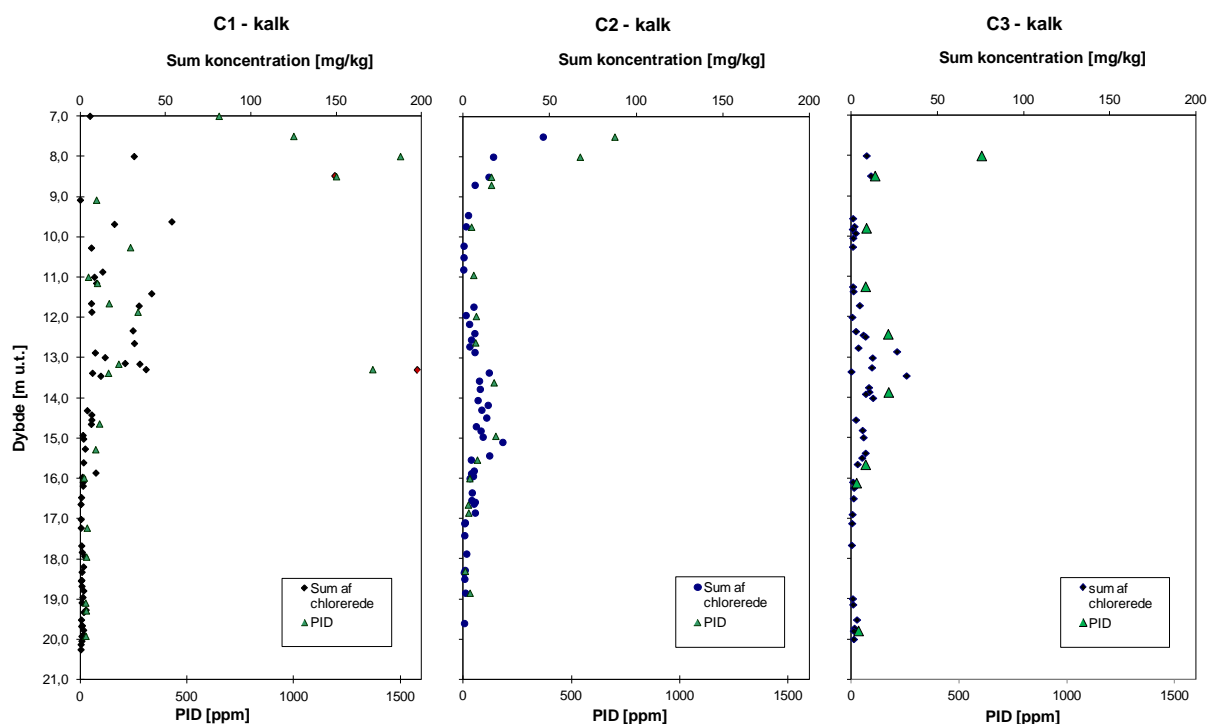


Figur 38: Foto af kerne C1-4 udtaget 12,04-13,39 m u.t. fra boring C1. Prøve med residual DNAPL er taget ca. 8 cm fra bunden (venstre side) i det bløde område.

Sorptionen af opløst DNAPL til kalk forventes at være relativ begrænset pga. kalks lave indhold af organisk kulstof. Det var dog forventet at finde forhøjede koncentrationer i kalkkerne ud fra den konceptuelle model, som beskrevet i afsnit 7.5. Det antages, at DNAPL findes i sprækker, hvorfor der er en risiko for at det er blevet skyllet ud af kernerne under borearbejdet, da der benyttes borevand. De fundne koncentrationer skal derfor ses som minimumskoncentrationer.

8.1.2 PID

PID værdier målt på kerneprøver følger sumkoncentrationen af de chlorerede stoffer, og når op på værdier >1000 ppm ved de to prøver med koncentrationer, der indikerer mulighed for DNAPL (Figur 39). I kalken er koncentrationerne betydelig lavere end i moræneler, hvorfor PID værdierne også bliver lavere. Til sammenligning kom PID værdierne op på 3000 ppm i moræneler, når der var sandsynlighed for DNAPL.



Figur 39: Sum af koncentrationen af PCE, TCE, cis-DCE og VC samt PID værdier som funktion af dybden. Røde cirkler indikerer prøver med DNAPL.

8.1.3 Hydrofobe farvetest

Ved PID screening af kalkkernerne (gjort for at støtte udvælgelsen af prøver til analyse) var udslagene så lave (<100 ppm), at det blev vurderet, at kernekoncentrationerne var for lave til at DNAPL sprayen ville virke. Den blev derfor ikke afprøvet på kalkkerner.

Sudan(IV) test kit blev benyttet på én delprøve fra C1 ca. 13,3 mut, hvor højt PID udslag var observeret (Figur 39), og hvor de teoretiske beregninger viser indikation på DNAPL. Sudan(IV) test kit kunne dog ikke konfirmere DNAPL tilstedeværelse.

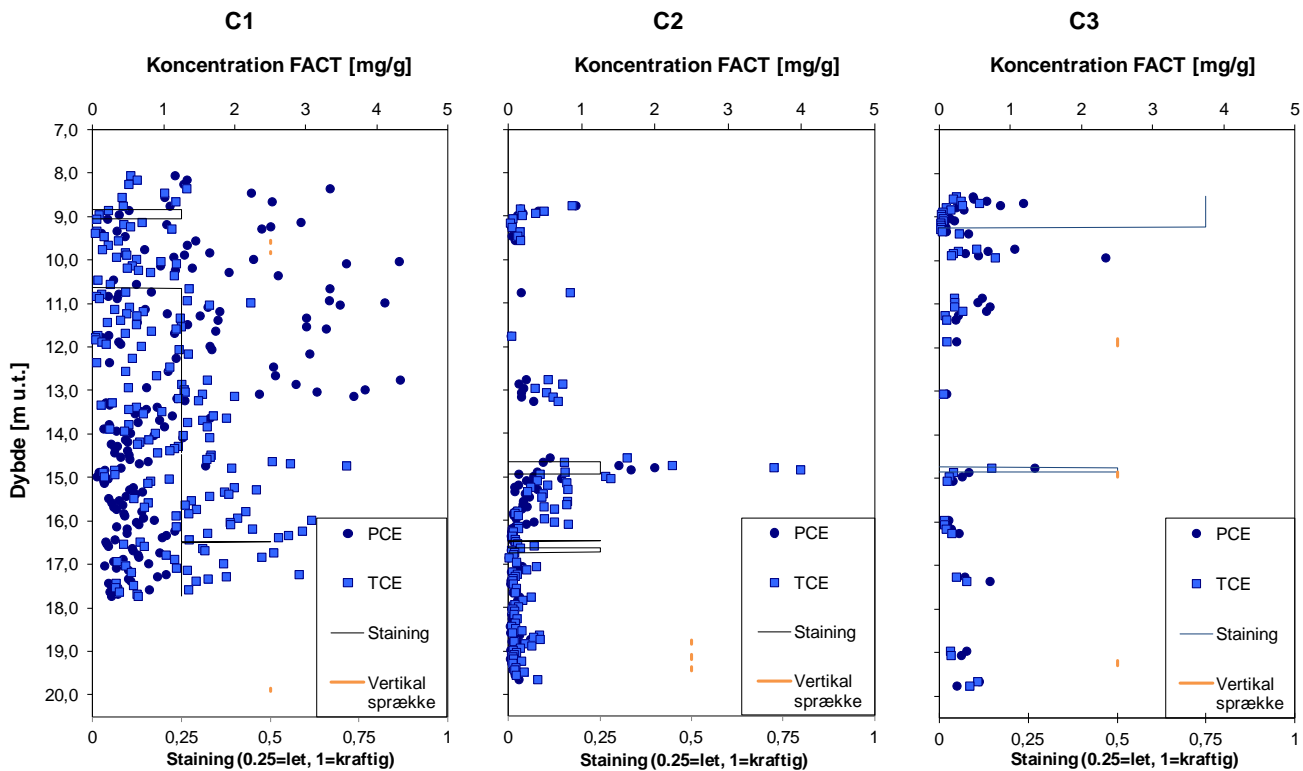
8.2 FACT NAPL FLUTe liner



Figur 40: Eksempel på farvemærkning på C3, hvor NAPL membranen er blevet "gennemsigtig".

FACT NAPL FLUTe liner er en af de få metoder, der blev afprøvet i både moræneler og kalk. Ingen af de tre linere installeret i kalk havde entydige farvemærkninger på NAPL membranen, der kunne dokumentere DNAPL, men de havde alle tre områder, hvor membranen fremstod "gennemsigtig", således at striberne kunne anes på bagsiden af membranen. Dette var tydeligst øverst i C3, som vist i Figur 40. Dette er i lab-forsøg vist, at kunne skyldes høje koncentrationer af TCE (se afsnit 3.2), og kan være tegn på nærliggende TCE DNAPL dog uden kontakt til NAPL membranen.

FACT delen viste koncentrationer under 5 mg/g, og de højeste koncentrationer blev primært fundet i C1, hvor prøvetætheden også er størst (Figur 41). Hele profilet i C1 har høje koncentrationer, mens det umiddelbart kun er i smallere zoner i C2 og C3 at forhøjede koncentrationer findes. Overraskende nok, blev der ikke fundet meget høje koncentrationer af TCE i toppen af C3 som forventet ud fra farvemærkningen (Figur 40). Mens koncentrationerne af PCE og TCE nogenlunde følger hinanden i C2 og C3 over hele dybden, så er der et tydeligt skift i C1 omkring 13,3 mut, hvor FACT'en går fra at være domineret af PCE til at være domineret af TCE. Dette skift ses ikke i kerneprøverne, men der ses et kraftigt fald i koncentrationerne (til omkring detektionsgrænserne).



Figur 41: Koncentrationer af PCE og TCE samt observerede farvemærkninger (staining) på FACT linere fra C1, C2 og C3. Ved farvemærkning sat til 1 er DNAPL tilstedeværelse dokumenteret.

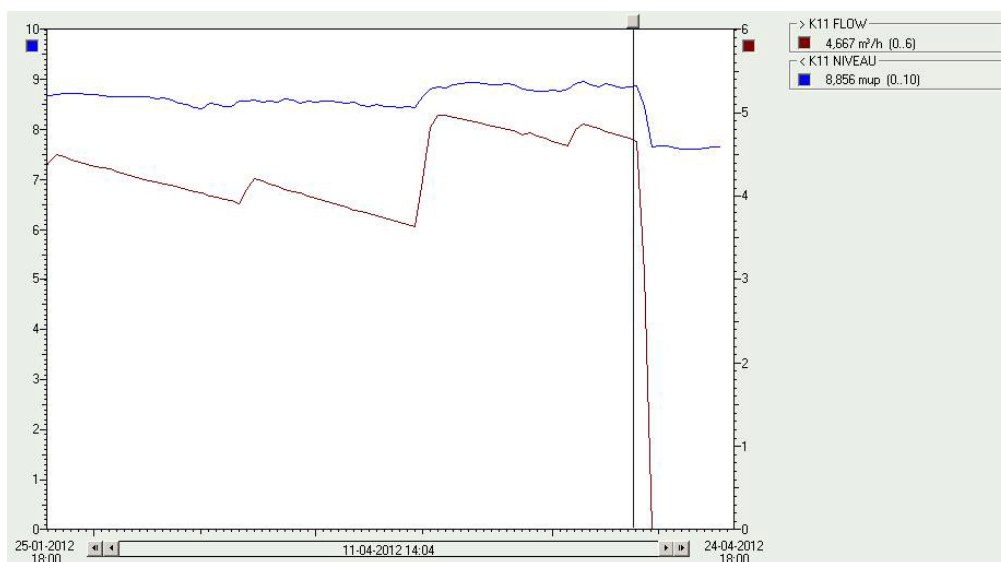
I laborietest medførte PCE DNAPL og PCE mættet opløsning koncentrationer omkring 3 mg/g og 0,7 mg/g. Benyttes disse værdier til tolkning af feltresultaterne ses det, at der ikke er indikation på DNAPL i C2 og C3, men at der i fem punkter i både C2 og C3 er indikation på koncentrationer nær PCEs opløselighed ($>0,7$ mg/g PCE). I C1 er der tydelige indikationer på PCE DNAPL i området fra 8,4-13,1 m u.t. (>3 mg/g PCE), og derunder er der indikation på koncentrationer nær PCEs opløselighed i flere punkter. Denne tolkning bestyrker, at der kan være udvasket/opløst eventuel DNAPL i sprækker fra de intakte kerner under borearbejdet.

8.3 Vandprøver

Der er udtaget 12-13 diskrete vandprøver fra hver kalkboring vha. WATER FLUTE, hvor hvert filter gennemsnitligt har en længde på 30 cm. Fortyndingen er derfor minimal sammenholdt med vandprøver udtaget fra almindelige (filter-satte) boringer med længere filtersætning.

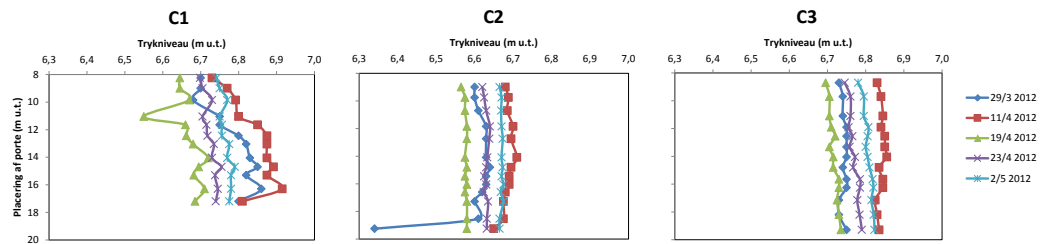
I K11 er der etableret en afværgepumpning. Boringen er filtersat ($\varnothing 150$ mm) fra 8,5 til 18,5 mut, og der pumpes maks. 5 m³/t. Dette medfører en lokal sænkningstragt med en afsænkning på ca. 1,1 m i K11, hvilket kan ses af Figur 42.

Den overordnede strømningsretning i C1-C3 vurderes ikke at ændres markant som følge af afværgepumpningen, men flowet øges især omkring afværgepumpen. Portene i C1-C3 blev pejlet fem gange inden prøvetagning for at følge hvordan vandtrykket reagerede på at afværgepumpen i K11 blev slukket i forbindelse med prøvetagningen i maj. Den indbyrdes afstand til K11 er ca. 21 m fra C1, 27 m fra C2 og 30 m fra C3.



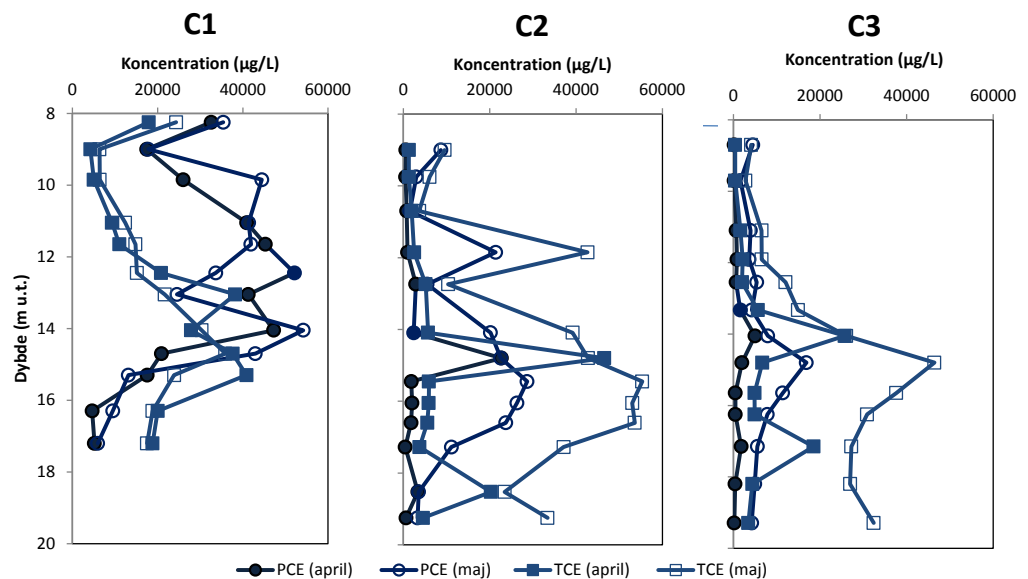
Figur 42: Tre måneders plot fra SRO anlæg i K11, der viser pumpe flow (rød linje, m³/t) og trykniveau (blå linje, m u.p.) i K11 før og efter der blev slukket for pumpen.

Den første pejlerunde blev udført umiddelbart efter installation af WATER FLUTE, og det nederste punkt i C2 er sandsynligvis en fejl (Figur 43). Den anden pejlerunde var lige inden afværgepumpen blev slukket. Det ses, at afværgepumpningen primært påvirker C1.



Figur 43: Vandstand i mut. i de enkelte porte (x-aksen) som funktion af portenes placering i m u.t. (y-aksen). Afværgepumpen i K11 blev slukket den 13. april 2012.

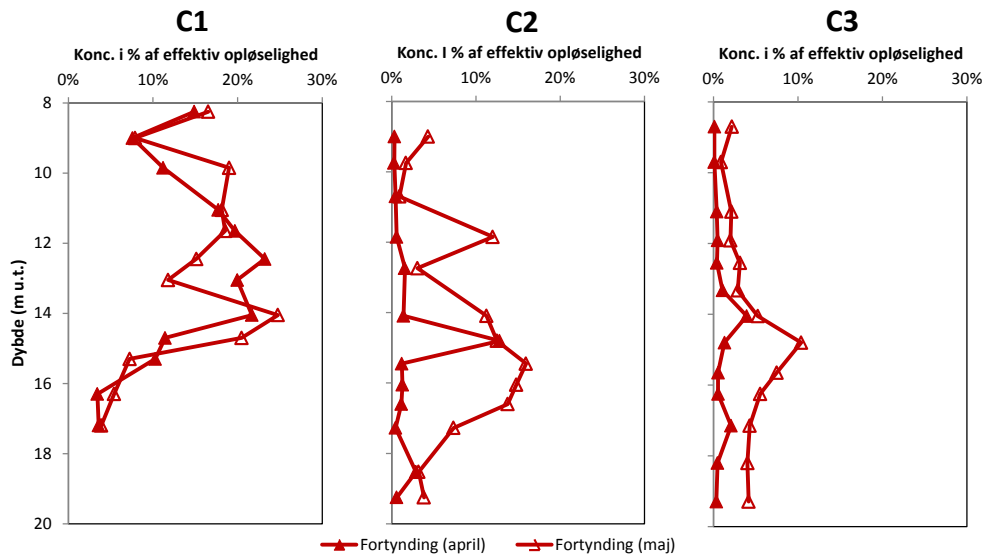
Der blev udtaget grundvandsprøver lige før afværgepumpen blev slukket og ca. tre uger efter, som blev analyseret for chlorerede stoffer. Prøverne indeholdt primært PCE og TCE i koncentrationer helt op til 55 µg/l (Figur 44). Gennemsnitskoncentrationen af cis-DCE (i C1-C3 i april og maj) var 1 mg/l med en maksimal koncentration på 5 mg/l, og koncentrationerne fulgte generelt den samme tendens som PCE og TCE. Koncentrationerne af PCE og TCE steg generelt i C2 og C3 (som ligger fjernest fra K11), når afværgepumpen blev slukket, mens de i C1 var tilnærmelsesvis konstante. C1 er hydrologisk mest påvirket af afværgepumpningen (højere strømning), mens koncentrationerne i denne er nærmest upåvirkede. Resultaterne indikerer, at der er DNAPL ved C1. I C2 og C3 steg koncentrationerne uden væsentlig ændret strømningsretning, og ved formentlig lavere flow, hvilket kunne indikerer tilbageslag fra matrix, men det kan også skyldes DNAPL i nærheden. Specielt hvis strømningsretningen er ændret, kunne det skyldes DNAPL opløsning og transport.



Figur 44: Grundvandskoncentrationer af PCE og TCE i de tre borer målt før afværgepumpen i K11 blev slukket (april) og ca. tre uger efter (maj).

Koncentrationer >10-20% af den effektive opløselighed er indikation på DNAPL i umiddelbar nærhed af boringen. I Figur 45 er koncentrationen i procent af den effektive opløselighed (fortydingen) beregnet. Det ses, at fortydingen i C1 er >10-20% ned til ca. 15 m u.t. og er forholdsvis konstant under og efter afværgepumpning, hvilket understøtter, at der fortsat er DNAPL i sprækker, som holder matrix niveau tilnærmelsesvis konstant. Fortydingen i C2 er generelt 10-20% fra 11,9 til 16,6 m u.t. når pumpen er slukket, mens den kun når over 3% i én port, når pumpen kører. I C3 er fortydingen højest 4% med pumpen kørende, og

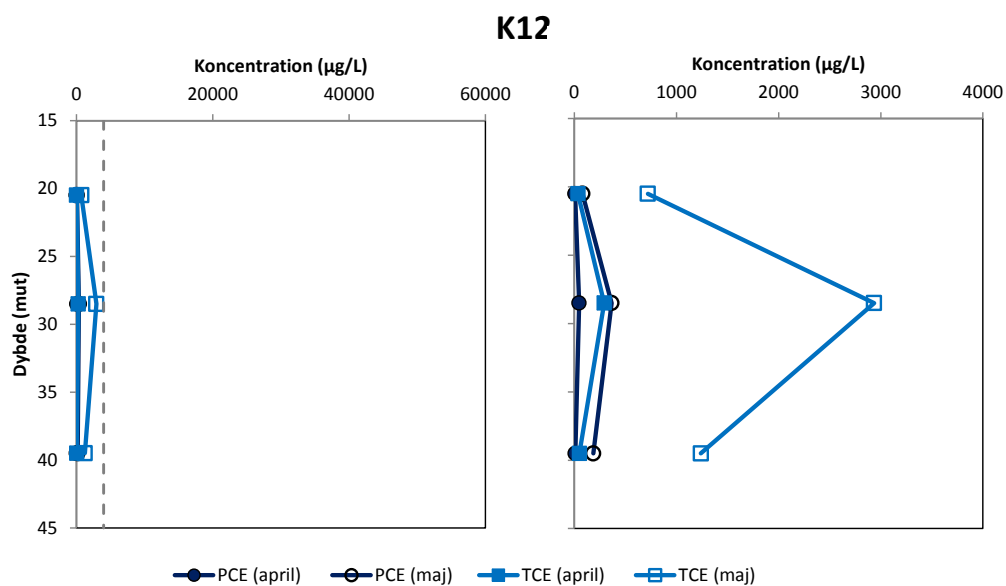
10% når den er slukket. C2 og C3 har generelt lidt bredere og let forskudt tilbageslag, som kan stamme fra matrix (dvs. opløst DNAPL). En enkelt port i C2 med >10% fortynding har dog uændret fortynding, hvilket kan skyldes residual DNAPL i sprækker.



Figur 45: Koncentration i procent af den effektive opløselighed (fortyning) med afværgepumpning (april) og uden (maj).

Derudover er der udtaget vandprøver fra de eksisterende boringer (K1, K4, K10, K12) samt K24, K25 og K26. Prøverne fra K1, K25 og K26 blev udtaget vha. peristaltisk pumpe ved meget lavt flow, og koncentrationerne kan derfor være højere end det målte. Fra K1, K4 og K12 blev der udtaget prøver både før og efter afværgepumpen blev slukket.

I K12, som ligger ved siden af K11, hvori afværgepumpningen foregår, var koncentrationerne generelt begrænsede mens pumpen kørte; højeste koncentration var 2,9 mg/l TCE (Figur 46), mens PCE og cis-DCE koncentrationerne var på samme niveau. Da pumpen havde været slukket i ca. 3 uger steg koncentrationen af især TCE signifikant i det midterste filter (Figur 46), og cis-DCE koncentrationen blev dobbelt så høj som PCE koncentrationen. Koncentrationerne er dog så lave, at de kun udgør <0,4% af den effektive opløselighed.

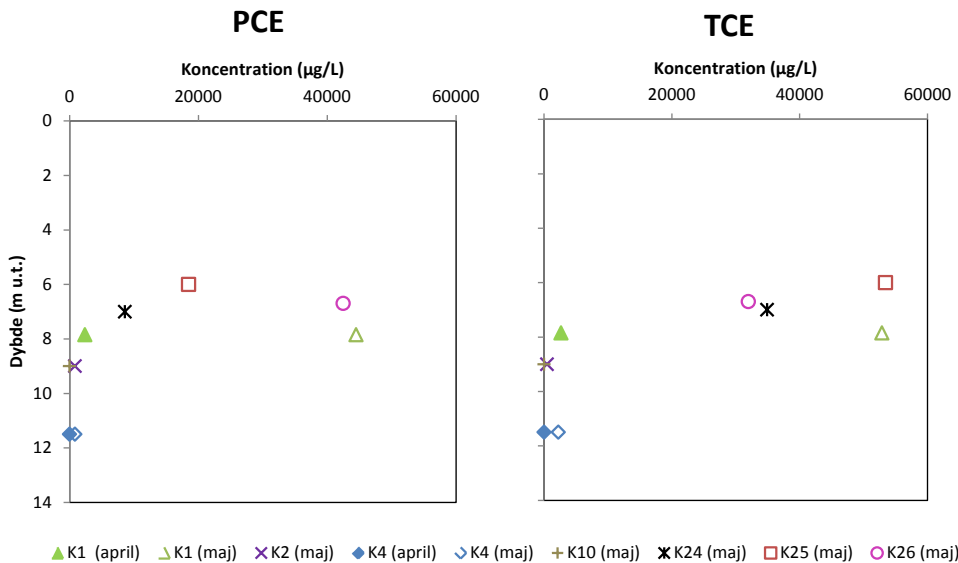


Figur 46: Grundvandskoncentrationer af PCE og TCE i de tre filtre (1 m lange) i K12 målt før pumpen i K11 blev slukket (april) og ca. tre uger efter (maj). Den højre graf er et udsnit af den venstre graf, hvor 4000 µg/l er markeret med den striplet linje.

Den samme tendens, hvor koncentrationerne stiger når pumpen er slukket, ses tydeligt i K1, og kun meget svagt i K4 (Figur 47). Koncentrationen i procent af den effektive opløselighed er i K1 1% mens pumpen kører og stiger til 22%, når pumpen er slukket. Den store koncentrationsstigning i K1 indikerer DNAPL eller høj matrix koncentration.

Koncentrationerne i K2, K4 og K10 udgør kun 0-1% af den effektive opløselighed, og disse borer ligger da også uden for kildeområdet.

K24, K25 og K26 er forsøgt filtersat i kalk knusningslaget (H4) ligesom K1, og her måles høje koncentrationer mens pumpen er slukket; i K24 udgør de 6% af den effektive opløselighed, i K25 er det 12%, mens det i K26 er 20%. Koncentrationsniveauerne i K25 og K26 indikerer således DNAPL. I K24, der ligger i nærheden af K12 består forureningen af 59% PCE, i K25 af 66% PCE og i K26 af 88% PCE, mens resten udgøres af TCE (molbasis). Andelen af PCE stiger således jo mere mod vest de er udtaget, hvilket sandsynligvis er i overensstemmelse med praksis for håndtering af PCE og TCE.



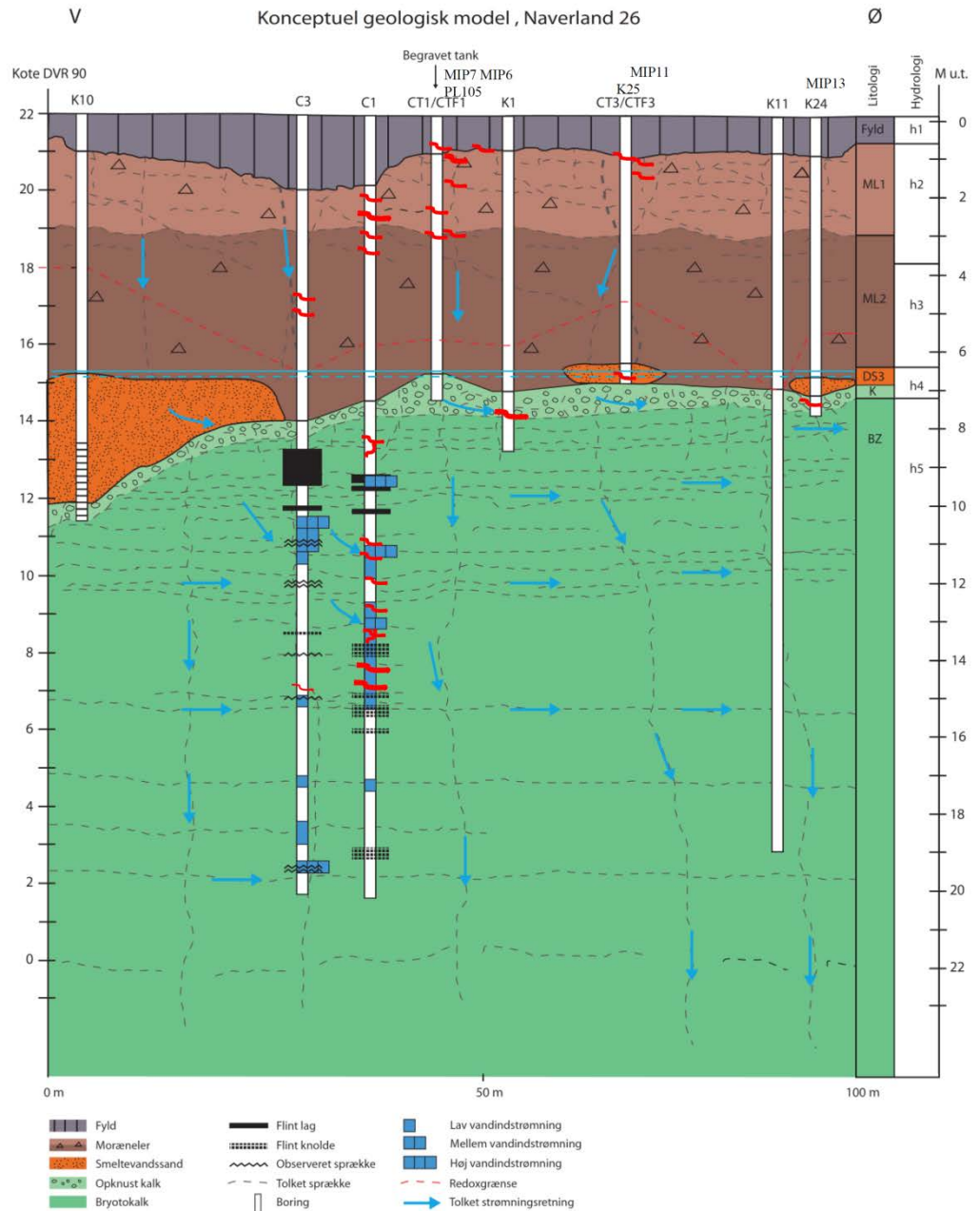
Figur 47: Grundvandskoncentrationer af PCE og TCE i forskellige borer målt før pumpen i K11 blev slukket (april) og ca. tre uger efter (maj).

8.4 Konceptuel model for kalk

Ud fra den konceptuelle model for moræneler forventes DNAPL i kalken primært i området ved CT2. Der er i kildeområdet kun tre punkter med informationer fra kalken (C1-C3) ned til ca. 20 m u.t., hvilket gør den konceptuelle model for kalk mere usikker end for moræneleren. Den konceptuelle model for kalk kan beskrives således (Figur 48 og Figur 49):

- DNAPL er nået ned i H4 (sand, grus og opknust kalk) ved CT2 og K26. Her er der sket nogen horisontal spredning på overfladen af den underliggende hårde kalk (H5) og mulig ophobning. Herefter er DNAPL i høj grad opløst pga. stor gennemstrømning i H4 (porøs strømning er forventet, men ikke dokumenteret). Der er nok stadig DNAPL visse steder i grænsezonen mellem opknust kalk og hård kalk, men det er ikke undersøgt pga. risiko for spredning af DNAPL. FLUTE, kerne- og vandprøver fra C1, K1, K24, K25 og K26 peger i denne retning.
- DNAPL er spredt via vertikale og horisontale sprækker i kalk (H5). Koncentrationsniveauerne i vandprøver fra C1 men også C2 tyder på en ret udbredt spredning i horisontale sprækker i kildeområdet, som ved opløsning har resulteret i inddiffusion i kalk matrix. Der er stærke indikationer på DNAPL i sprækker i C1 ned til omkring 13,3-14,7 m u.t. (kernekoncentrationer, FACT og vandprøver). Resultaterne for C2 og C3 indikerer generelt opløst og sorberet PCE/TCE i matrix, men enkelte steder kan der også være residual DNAPL i nærliggende sprækker, eksempelvis ved 14,8-16,6 m u.t. i C2. Høj grundvandsstrømning i større sprækker har sandsynligvis ført til betydelig udvaskning af DNAPL, mens der i mindre sprækker især er sket tab til matrix. DNAPL forventes således at optræde i sprækker af mere moderat størrelse.
- Eftersom koncentrationerne i kerner, vandprøver og FACT generelt er faldende fra ca. 15-17 m u.t., forventes det ikke, at DNAPL er spredt til større dybder end de her undersøgte. Dette stemmer overens med, at omfanget af sprækker er vurderet at aftage under denne dybde. Det kan dog ikke ud fra de hydrogeologiske undersøgelser fuldstændig afvises, at

der er sprækker, der går dybere ned i kalken og at DNAPL kan være spredt gennem disse.

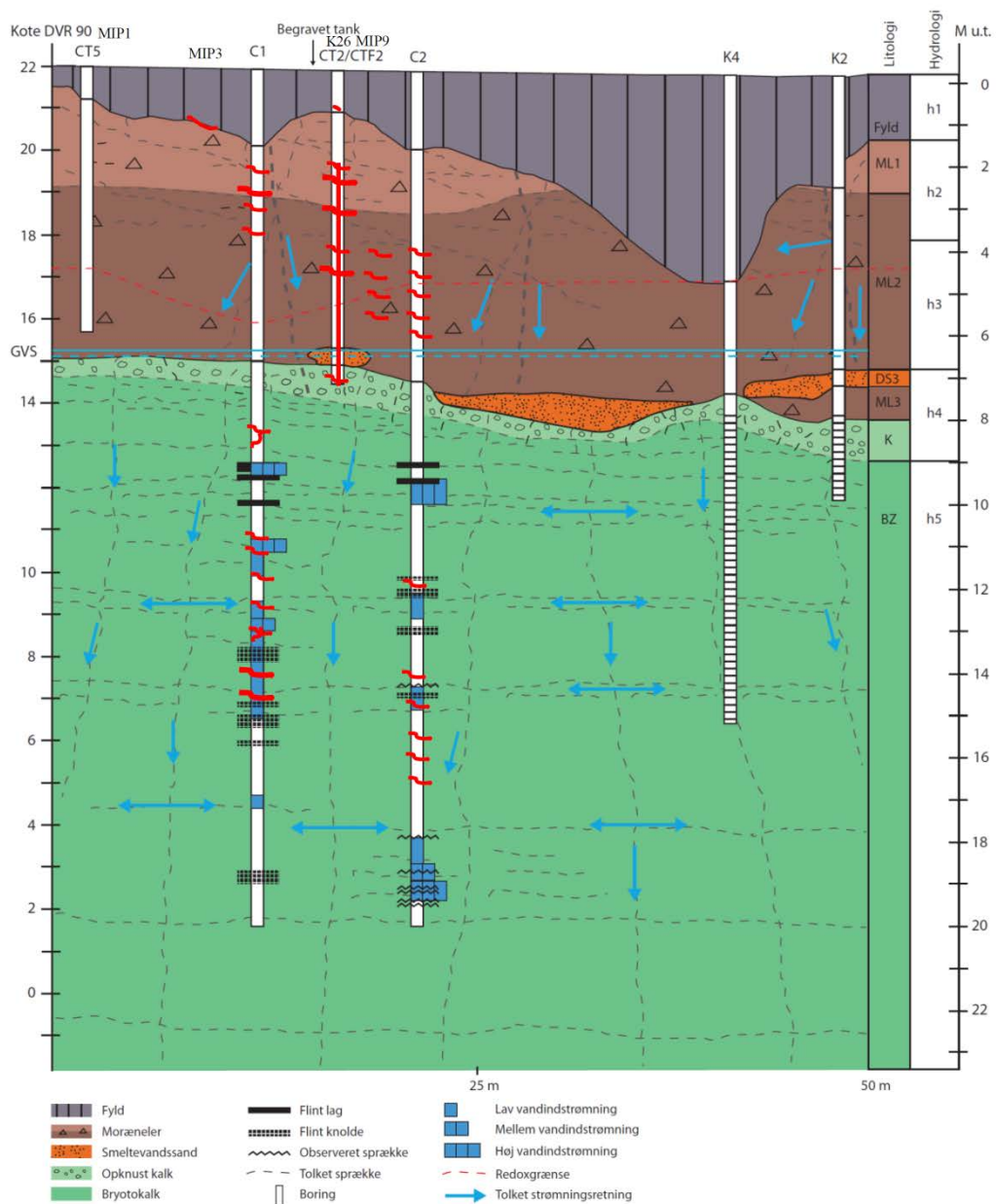


Figur 48: Konceptuel model for DNAPL forurening indtegnet på det hydrogeologiske snit øst-vest. Dokumenteret og indikeret DNAPL er indtegnet med røde streger.

N

Konceptuel geologisk model , Naverland 26

S



Figur 49: Konceptuel model for DNAPL forurening indtegnet på det hydrogeologiske snit nord-syd. Dokumenteret og indikeret DNAPL er indtegnet med røde streger.

9. Diskussion og anbefalinger

9.1 Sammenstilling af metoder

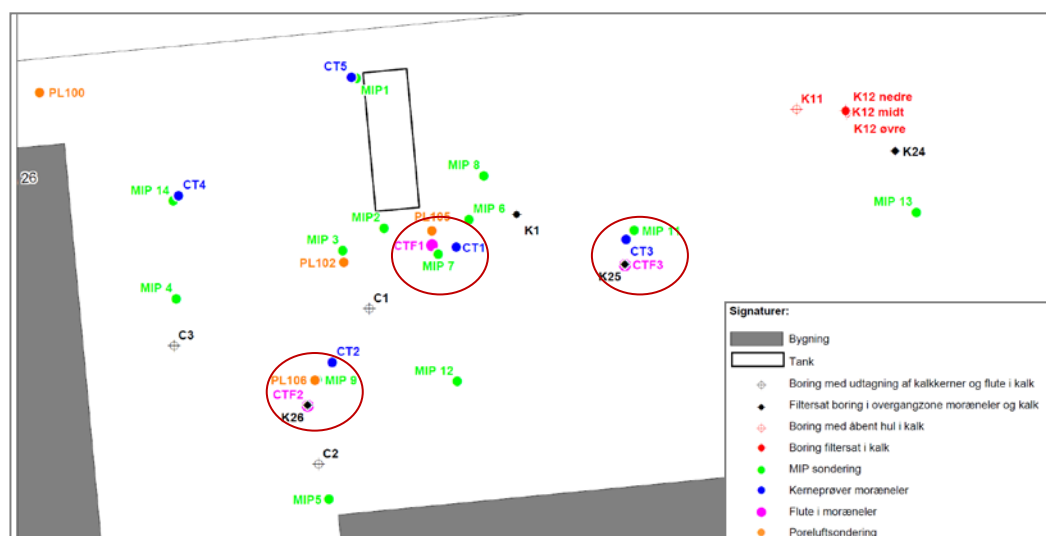
I dette afsnit er metoderne for henholdsvis moræneler og kalk sammenlignet for at vurdere deres egnethed i forbindelse med påvisning af DNAPL. Sammenligningen er udført i tre områder.

9.1.1 Moræneler

I moræneler er der tre områder, hvor de relevante metoder er afprøvet med lille horisontal afstand (Figur 50):

- Ved PCE-tanken (MIP7, CT1, CTF1, PL105)
- Syd-vest for PCE-tanken, hvor PCE dominerer (MIP9, CT2, CTF2, PL106, K26)
- Øst for PCE-tanken, hvor TCE dominerer (MIP11, CT3, CTF3, K25)

Metoderne er ikke afprøvet i samme punkt i det enkelte område, hvilket kan medføre variation i resultaterne f.eks. på grund af heterogen geologi og forureningsspredning.



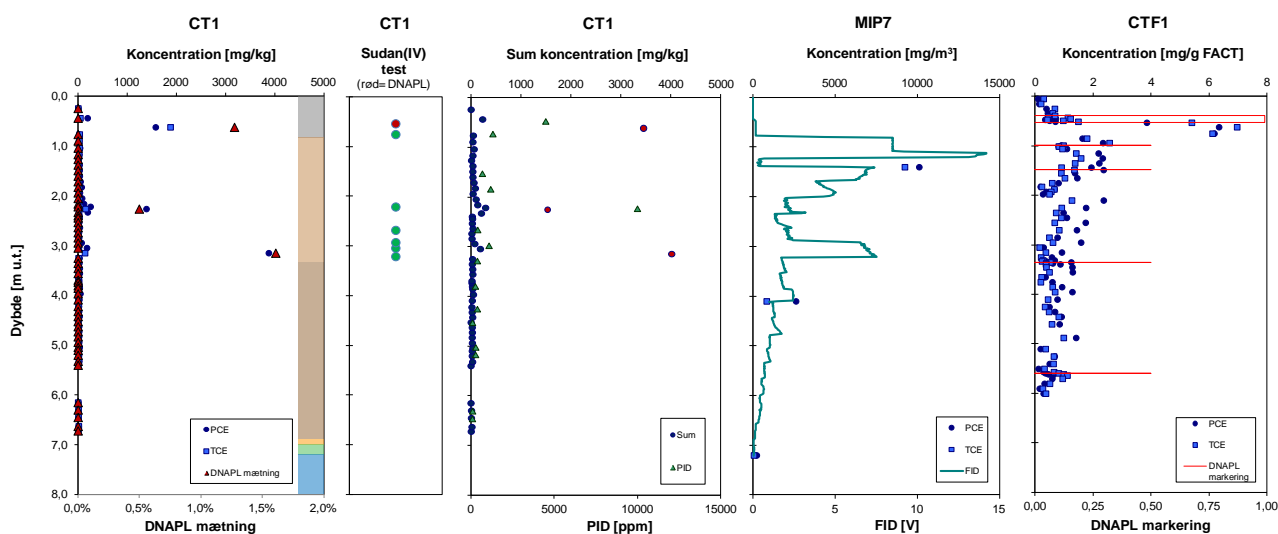
Figur 50: Situationsplan for Naverland 26AB med de tre områder indtegnet med røde cirkler. (Situationsplan findes også i Bilag 20)

Ved PCE-tanken

I området nærmest PCE-tanken indikerede koncentrationerne i de intakte kerner, at der var 3 diskrete områder med DNAPL ca. 0,6, 2,3 og 3,1 m u.t. (Figur 51 og i A3 format i Bilag 18). PID indikerede DNAPL i de to øverste punkter, og vha. Sudan(IV) blev det øverste punkt dokumenteret (Figur 51). Metoderne er hver i sær gode, men når DNAPL kun er til stede i sprækker og sandslirer, kan det være svært at udtage prøver til både koncentrationsanalyse, Sudan(IV) test samt PID som viser det samme, da det jo netop afhænger af om DNAPL dråben/dråberne kommer med. MIP'en havde ligeledes tre tydelige "toppe" indikerende DNAPL i rimelig god overensstemmelse med resultaterne fra de intakte kerner. FACT koncentrationerne indikerede kun DNAPL i fyldlaget, dog uden farvemærkning på NAPL membranen. FACT PCE koncentrationerne var $>0,7$ mg/g indtil ca. 5 m u.t., hvilket i laborietest indikerede opløst PCE. Ved PCE-tanken blev der også udført en poreluftmåling, der viste 24.675 mg/m³ TCE og 204.750 mg/m³

PCE, samt et PID udslag på 7.100 ppm i 1,0-1,1 m u.t., og koncentrationerne faldt med dybden (Tabel 4). Poreluftsmålingen understøtter, at der er DNAPL til stede i den øverste meter under terræn.

De øverste ca. 80 cm er fyldt, og der er observeret et farveskifte omkring 50 cm under terræn netop hvor kerne- og FACT koncentrationerne indikerer DNAPL, og Sudan(IV) test dokumenterer det. Endvidere begynder MIP at stige i denne dybde. I den underliggende moræneler er der konstateret en grå stribe (horisont) af ler i ca. 2,3 m u.t., hvor kernekoncentrationerne og PID indikerer DNAPL. Dette underbygger, at små variationer i geologien har stor betydning for DNAPL spredningen. Samlet set indikerer eller dokumenterer de enkelte metoder hver især mindst et punkt med DNAPL, og metoderne bestyrker hinanden. Desuden viser de metoder, der angiver koncentrationer, at forureningen her udgøres tilnærmelsesvist ligeligt af PCE og TCE.



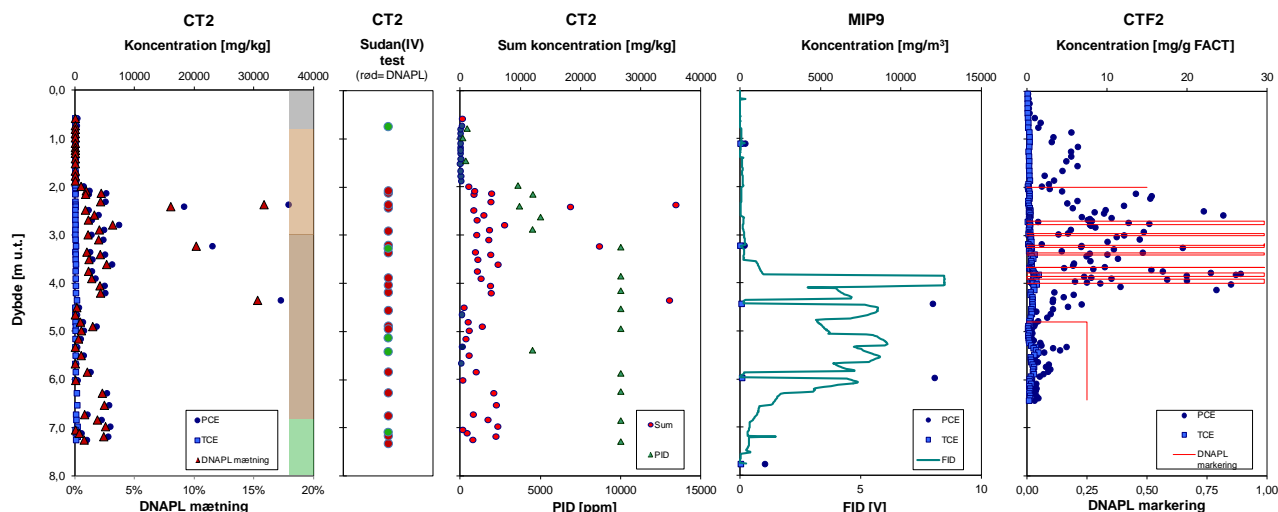
Figur 51: Sammenstilling af resultater fra de afprøvede metoder i gruppen ved PCE-tanken. Den farvede søjle i første graf indikerer skift i geologien (se Figur 22 for signaturforklaring). Figuren findes også i Bilag 18.

Syd-vest for PCE-tanken

Kernekoncentrationerne dokumenterede og PID indikerede DNAPL i området syd-vestligt for PCE-tanken fra 2 m u.t. til kalkoverfladen, med de fleste punkter med mobil DNAPL, hvilket blev dokumenteret af Sudan(IV) (Figur 52 og i A3 format i Bilag 18). De højeste kernekoncentrationer var fra ca. 2 til 4,4 m u.t., hvor også FACT koncentrationerne var højest, og NAPL FLUTE dokumenterede DNAPL. MIP'en havde de højeste udslag mellem ca. 3,5 og 7 m u.t., på trods af at den er placeret midt i mellem den intakte kerne og FACT FLUTE lineren.

Foruden resultaterne i Figur 52, blev der i målt på poreluft fra 0,9-1,0 m u.t. (i moræneler), som viste $1.590.000 \text{ mg/m}^3$ PCE og 6.825 mg/m^3 TCE samt et PID respons på $>10.000 \text{ ppm}$ (Tabel 4), hvilket kraftigt indikerer DNAPL.

Forureningen udgøres her primært af PCE. Metoderne viser, at der er residual og mobil DNAPL i området primært i moræneleren, og der er god overensstemmelse mellem metoderne.

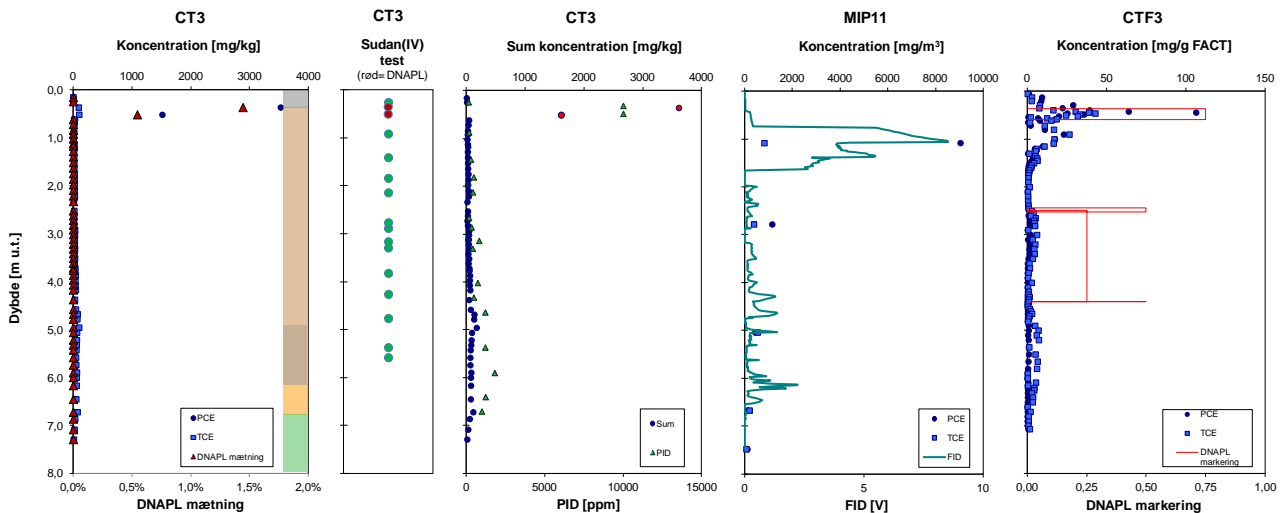


Figur 52: Sammenstilling af resultater fra de afprøvede metoder i gruppen syd-vest for PCE-tanken. Den farvede søjle i første graf indikerer skift i geologien (se Figur 22 for signaturforklaring). Figuren findes også i Bilag 18.

Øst for PCE-tanken

I området øst for PCE-tanken udgøres forureningen primært af PCE i ca. 0,3-1 m u.t., mens TCE dominerer i resten af dybden (Figur 53 og i A3 format i Bilag 18). TCE koncentrationerne er dog relativt lave, f.eks. er de i de intakte kerner <100 mg/kg. Kernekoncentrationerne og Sudan(IV) dokumenterer og PID, MIP og FACT indikerer, at der er DNAPL omkring 0,5-1,4 m u.t. PCE FACT koncentrationerne var de højeste, der er målt i hele undersøgelsen og over dobbelt så høje som observeret i laborietest med PCE-mættet luftfase. TCE koncentrationerne på FACT er op til 7 mg/g i større dybder, men det er uvist om det er indikation på TCE DNAPL, da der ikke er udført laborietest med TCE. Der hvor DNAPL markering blev observeret (en lille prik 4,4 m u.t.) er koncentrationerne på FACT'en overraskende lave (<3 mg/g). Dette kan skyldes enten at DNAPL mængden var så begrænset, at der ikke var nok til at give udslag på de 5 cm lange stykker af FACT, som blev analyseret, eller at DNAPL markeringen er en fejlfortolkning.

Det kan konkluderes, at DNAPL er begrænset til overgangen mellem fyldlag og moræneler, og at de afprøvede metoder i moræneler alle er brugbare til DNAPL dokumentation/indikation, samt at metoderne supplerer hinanden. Dog kræver fortolkningen af FACT generelt at der udføres yderligere laborietest på især TCE for at opnå større viden om forventelige koncentrationer ved DNAPL samt opløst og sorberet PCE/TCE.



Figur 53: Sammenstilling af resultater fra de afprøvede metoder i gruppen øst for PCE-tanken. Den farvede søjle i første graf indikerer skift i geologien (se Figur 22 for signaturforklaring). Figuren findes også i Bilag 18.

9.1.2 Kalk

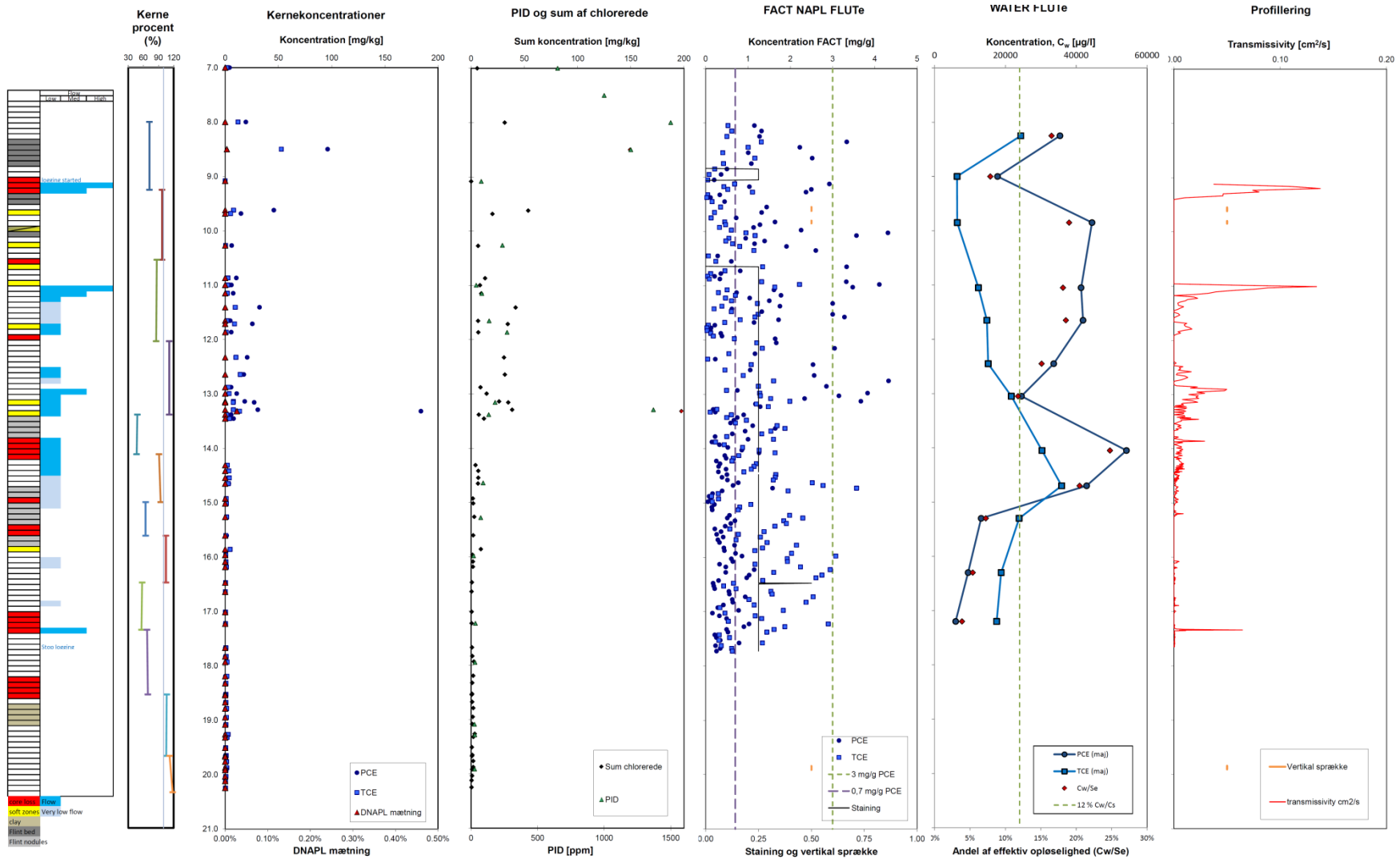
I kalken er de relevante metoder afprøvet i tre punkter (C1, C2 og C3). Ved sammenligning af resultater fra kerner med resultater fra FLUTE liner metoderne skal der tages højde for, at de angivne dybder for delprøver fra kernerne ikke er eksakte pga. varierende kerne-genfindingsgrad. Kernerne er udtaget ved kerneboring med brug af borevand, og især bløde dele af kalken kan skylles væk med borevandet. Derudover kan borevandet sandsynligvis udvaske sprækker og grænseflader mellem f.eks. kalk og flint eller flintknolde. Da DNAPL kan forventes i disse områder kan boremetoden derved påvirke indholdet af DNAPL.

Det var kun i C1 i to punkter, at der ud fra de målte koncentrationer i kerneprøverne var dokumentation for DNAPL (Figur 54). PID koncentrationerne følger sumkoncentrationerne af de chlorerede stoffer, og i de to punkter med DNAPL indikation samt i et tredje var også PID udslaget forhøjet; 1200-1500 ppm. Det tolkes derfor som indikation på DNAPL ved PID >1000 ppm. På FACT'en blev der fra ca. 8-13,3 m u.t. målt PCE koncentrationer over 3 mg/g, som indikerer DNAPL. Herunder dominerede TCE. Kernekoncentrationerne af primært PCE falder også fra ca. 13,3 m u.t., Den samme tendens ses i vandkoncentrationerne, undtagen i 14 og 15 m u.t., hvor PCE koncentrationerne i vandprøver er bemærkelsesværdigt høje, mens både FACT- og kernekoncentrationerne af PCE er lave i dette interval. Det kan skyldes, at vandprøverne, der repræsenterer et større horisontalt område end FACT- og kerneprøverne, har kontakt til området med højere koncentrationer.

I C2 og C3 var der ikke indikation på DNAPL ud fra kernekoncentrationer og PID (≤ 700 ppm), men for FACT i C2 knap 15 m u.t. er der mulig indikation på DNAPL, og vandprøverne fra ca. 15 m u.t. har koncentrationer på 13% af den effektive opløselighed (Bilag 19). De tre dyberliggende vandprøver har dog koncentrationer på 14-16 % af den effektive opløselighed uden at der observeres forhøjede koncentrationer på FACT'en. Det er ikke umiddelbart muligt at vurdere, hvilken procentsats af den effektive opløselighed der indikerer stor sandsynlighed for DNAPL-tilstedeværelse, men over 12% vurderes på baggrund af vandkoncentrationer i dybde med dokumenteret DNAPL i kerneprøve at

indikere mulighed for DNAPL. De ganske store variationer i vandkoncentrationerne over dybden tydeliggør at høj diskretisering er nødvendig ved undersøgelser af opsprækkede medier.

I den mættede zone er resultaterne for FACT'en nemmere at fortolke end fra den umættede zone, da der ikke skal tages højde for poreluftbidraget. FACT'en fremstår da sammen med de diskrete vandprøver som gode metoder til brug i mættet kalk.



Figur 54: Sammenstilling af resultater opnået for C1 (kalk). Fra venstre af vises: 1) skematisk geologisk fortolkning af kerne tab (rød), bløde zoner (gul), ler (grågrøn), flintlag (mørkegrå), flintknolde (lysegrå), observerede sprækker (grøn – ikke observeret i C1). 2) Tolket størrelse af flow (ud fra FLUTE profilering). 3) Kerne "recovery" for intakte kerner (<100%: kernemateriale mistet, >100% kerne ekspanderet). 4) Kernekoncentrationer målt på delprøver fra intakte kerner – obs. de tre første delprøver er udtaget under etablering af permanent casing og *ikke* fra intakte kerner, samt DNAPL mætning beregnet som i porøst medie. 5) Sumkoncentration af chlorerede stoffer og PID målt på delprøver fra intakte kerner. 6) Koncentration af PCE og TCE målt på FACT FLUTE (kul-filt), observerede farvemarkeringer på NAPL FLUTE, samt vertikale sprækker observeret i intakte kerner. 7) Vandige koncentrationer af PCE og TCE målt i diskrete vandprøver, samt i procent af den effektive opløselighed. 8) Transmissivitet målt ved FLUTE profilering samt vertikale sprækker observeret i intakte kerner. Figuren findes i A3 format i Bilag 19 sammen med tilsvarende figurer for C2 og C3.

9.1.3 Holder tommelfingerregler for DNAPL?

I Jørgensen et al. (2010) er gængse tommelfingerregler nævnt, og de er i det følgende kommenteret på basis af viden opnået fra Naverland:

- Vand
 - For almindelige filtersatte boringer er der indikation på tilstedeværelse af DNAPL, hvis koncentrationen af DNAPL-komponenter i grundvand, fundet ved kemisk analyse, er større end 1 % af den effektive vandopløselighed. Koncentrationer over 10 % af den effektive opløselighed indikerer meget stor sandsynlighed for DNAPL-tilstedeværelse.
For vandprøver fra diskrete intervaller er der mindre fortynding end for almindelige filtersatte boringer, så der skal en højere procent af opløseligheden til at indikere tilstedeværelse af DNAPL.
Tidligere undersøgelser afslørede med 1% reglen, at Naverland 26AB var en lokalitet, hvor der var grund til mistanke om DNAPL tilstedeværelse. På Naverland 26AB svarede den laveste vandige koncentration målt hvor der i kalkprøver var dokumentation for DNAPL, til 12 % af den effektive opløselighed. Tommelfingerreglen om 10% virker derfor rimelig.
 - For porevandsprøver gælder at koncentrationer tæt ved den effektive vandopløselighed indikerer DNAPL i umiddelbar nærhed af prøve-tagningsstedet.
Der blev ikke udtaget porevandsprøver på Naverland, men denne regel forventes stadigvæk gældende. Porevandskoncentrationer kan udregnes ud fra koncentrationerne målt i kernerne.
- Poreluft
 - Der er indikation på tilstedeværelse af DNAPL hvis organiske gaskoncentrationer fundet i poreluft ved kemisk analyse overstiger 100-1000 ppm
På Naverland 26AB er der ikke udført nok poreluftmålinger til at kunne vurdere denne grænse.
- Jord
 - Koncentration af DNAPL-komponenter i jord som er større end 10.000 mg/kg (svarende til 1 % af jordvægten) indikerer DNAPL i prøven
Ifølge DNAPL regnearket (værktøjet fra Jørgensen et al., 2010) giver en PCE eller TCE koncentration på 10.000 mg/kg TS anledning til en DNAPL mætningsgrad på 3-4%. For Naverland 26AB er det beregnet, at i moræneler vil PCE koncentrationer over 300 mg/kg og TCE koncentrationer over 1200 mg/kg (uanset molfraktion men afhængigt af jordens egenskaber) medfører DNAPL, og eksempelvis vil en PCE koncentration på 10.000 mg/kg give en DNAPL mætning på >5%. For kalken, hvor sorptionen er begrænset, er det tilsvarende beregnet at PCE koncentrationer over 100 mg/kg og TCE koncentrationer over 400 mg/kg (uanset molfraktion men afhængigt af jordens egenskaber) medfører DNAPL, og eksempelvis vil en PCE koncentration på 10.000 mg/kg give en DNAPL mætning på >3%. I

moræneler fra CT1-CT3 er der vha. Sudan(IV) og/eller NAPL FLUTE dokumenteret DNAPL også ved lavere mætningsgrader end 5%. Tommelfingerreglen kunne derfor omformuleres til: "Koncentration af DNAPL-komponenter i jord som er større end 10.000 mg/kg (svarende til 1 % af jordvægten) er en meget kraftig indikation på DNAPL i prøven." Eftersom denne tommelfingerregel kun opfanger prøver med relativt meget DNAPL bør man ved lavere koncentrationer foretage yderligere vurderinger af de målte koncentrationer. Benyttes f.eks. DNAPL værktøjet (excel regneark), der tidligere er udviklet til vurdering af DNAPL i mættede jord- og vandprøver fås der ved standardværdier for sand og moræneler, at der er DNAPL ved koncentrationer >83-368 mg/kg TS for PCE og >371-1218 mg/kg TS for TCE, hvor de højeste værdier er for moræneler. Ved DNAPL bestående af f.eks. en blanding af PCE og TCE vil DNAPL-grænseværdien ligge mellem de to stoffers DNAPL-grænseværdi for den pågældende geologi. Ved koncentrationer større end 100 mg/kg TS kan tommelfingerreglen lyde at DNAPL værktøjet skal benyttes til at vurdere mulig tilstedeværelse af DNAPL.

- Koncentration af DNAPL-komponenter i grundvand, beregnet ud fra fasefordeling og koncentration i jordprøver, som er større end den effektive opløselighed dokumenterer DNAPL.

Denne tommelfingerregel er selvfølgelig evigt gældende. Er prøven ikke fra et grundvandssediment benyttes blot tommelfingerreglen for porevandsprøver (se under punktet Vand)

9.1.4 anbefalinger til metoder og fremgangsmåde

Både indirekte og direkte metoder til DNAPL dokumentation er afprøvet i dette projekt. De direkte metoder har den klare fordel, at de dokumenterer tilstedeværelse af DNAPL, mens de indirekte kun indikerer det. Derfor kombineres flere forskellige indirekte metoder ofte for at opnå "line of evidens". I Tabel 6 er vist en oversigt over de afprøvede metoder, samt en vurdering af deres anvendelighed. Kun to af metoderne kan ikke anbefales til lignende geologiske aflejringer: radon og DNAPL spray.

For alle metoderne kræver påvisning af DNAPL, at det er til stede nøjagtigt, hvor der undersøges. Dette kan især være problematisk for metoder med punktprøvetagning, idet de har større risiko for at ramme forbi steder med DNAPL end de mere kontinuerte metoder. Dette skal ses i sammenhæng med den ofte meget heterogene fordeling af DNAPL i tynde lag og sprækker. Ved karakterisering af et DNAPL-kildeområde opnås de bedste resultater ved at kombinere metoder med prøveudtagning med kontinuerte metoder med høj diskretisering.

Når metoder skal udvælges til f.eks. screening eller afgrænsning af DNAPL er det vigtigt at have metodernes diskretiseringsgrad for øje, da høj diskretisering er ønskeligt. Metoderne kan opdeles efter diskretiseringsgrad:

- Metoder baseret på prøveudtagning, hvor høj diskretisering er mulig men som kan give anledning til høje omkostninger: hydrofob farvetest (Sudan(IV)), PID og sammenligning ud fra analyser (f.eks. koncentrationer i jord- og vandprøver).

- Metoder, som i sig selv har en høj vertikal diskretisering: hydrofobe fleksible membraner (NAPL FLUTE), FACT FLUTE, og MIP.

Derudover er der poreluftsprøver, som ikke umiddelbart giver en så høj diskretisering, men til gengæld et mere integreret resultat over et lidt større område. For de geofysiske metoder er diskretiseringen forskellig fra metode til metode, og de kan ikke umiddelbart bruges til påvisning af DNAPL. I følge Jørgensen et al. (2010) kan diskretisering på cm-skala i flere punkter i et kildeområde være nødvendig for at opnå en god konceptuel model for DNAPL-fordelingen. Resultaterne fra nærværende projekt understøtter denne vurdering. Viden på cm-skala kan opnås f.eks. ved kombination af MIP screening og kerneprøver.

Moræneler

MIP kombineret med GC-MS er god til screening og afgrænsning af DNAPL, idet den giver on-line resultater med høj vertikal diskretisering, og omkostningerne er moderate (Tabel 6). Ved at benytte heated trunkline (hele kablet opvarmes til ca. 100 °C) mindskes tailing betydeligt. Der bør også udføres responstest før, under og efter MIP sonderinger, og evt. kalibrering. Gøres dette ikke, er det meget kompliceret at sammenligne værdier fra forskellige lokaliteter. I et DNAPL kildeområde vil ECD detektoren være for følsom medmindre bæregassen fortyndes eller splittes inden detektoren.

Ud fra MIP resultaterne kan områder med høje koncentrationer udvælges, hvorfra der kan udtages intakte kerner, for at danne "line of evidens" og evt. dokumentation (direkte metoder) for DNAPL. Fra intakte kerner udtaget vha. direct push kan der udtages delprøver af meget høj kvalitet, som kan bruges til f.eks. bestemmelse af koncentration af forureningsstoffer, Sudan(IV) test, og PID målinger. Det er en fordel at screene den intakte kerne lige efter den er opskåret ved at føre en håndholdt PID måler hen langs skærefladen (dæk evt. kernen med diffusionstæt plast, og hold PID målerens indtag mellem skæreflade og plast), og markerer punkter med høje PID værdier. Herfra kan udtages prøver til Sudan(IV) test og til analyse for forureningsstoffer. Fra resten af kernen kan der tages delprøver til PID måling med høj diskretisering, mens der kan udvælges enkelte yderligere delprøver til bestemmelse af koncentration. Delprøver bør især udtages, hvor der er ændringer i geologien eller ved sprækker.

I stedet for eller som supplement til at udtage intakte kerner kan NAPL FLUTE linere installeres (evt. med FACT), hvor DNAPL forventes. NAPL membranen vil da give en kontinuert registrering af DNAPL forekomst over hele dybden. Der er dog risiko for at DNAPL mætning under ca. 2% overses, da der skal en hvis mængde til for at den hydrofobe farve på membranen opløses og skaber farvemarkeringen på den ellers hvide bagside. Det aktive kul i FACT-delen vil kunne opfange variationer i forureningstype og niveau. Fortolkningen af FACT resultaterne, især i umættet zone, er dog usikker, og der bør udføres flere forsøg med FACT for at forbedre fortolkningen. Det er i øvrigt muligt at installere (FACT) NAPL FLUTE linere i hullet fra den intakte kerneboring, hvis blot der er brugt casing under kerneudtagning, så hullet ikke styrter sammen, og DNAPL mobilisering begrænses.

Kalk

De metoder, der kan benyttes i kalken, kræver alle at der udføres boringer (uden recirkulering af borevand). Kvaliteten af de intakte kalkkerner i forhold til forureningsbestemmelse er usikker, idet der er risiko for at kernernes indhold af DNAPL påvirkes af borevandet fra borearbejdet. På nuværende tidspunkt er kerneboremeter, hvor der ikke anvendes vand til køling af skær og borttransport af cuttings, ikke kommercielt tilgængeligt i Danmark. Det ville være hensigtsmæssigt med boremeter, hvor kernerne ikke kommer i kontakt med borevandet eller kun i begrænset omfang. Resultater, der baserer sig på prøver fra intakte kalkkerner (Sudan(IV), PID, koncentrationsbestemmelse), kan derfor ses som et minimumsniveau.

NAPL FLUTE evt. med FACT kan også være påvirket af borevand, hvis DNAPL i kontakt med boringen skylles væk med borevand, men det formodes, at denne påvirkning er af mindre betydning end i kernerne. Det kan derfor overvejes om NAPL FACT FLUTE er et bedre alternativ end intakte kalkkerner, så længe der ikke er mere velegnede kerneboremeter tilgængelige. Såfremt der ikke er krav om kalkkerner kan DTH-boring med foring (symmetrix) være et alternativ. Borevæggen bliver dog ikke jævn ved denne metode, hvilket kan være en ulempe ved anvendelse af FLUTE linere, idet der kan være risiko for at punktere FLUTE liner membranen. Den anvendte trykluft ved DTH-boring kan også være årsag til en mindre mobilisering af forureningen. Ved brug af NAPL FLUTE skal man dog have for øje, at DNAPL i lav mætning ikke kan observeres på NAPL membranen. FACT og NAPL FLUTE har i øvrigt den store fordel at hele længden af boringen kan undersøges, hvor de intakte kerner er begrænset til det materiale der kommer med op (bløde zoner kan skylles væk under kerneboring) og til materiale, der kan prøvetages (f.eks. kan hård kalk være svært at prøvetage).

Diskrete vandprøver er, på trods af at det er en dyr metode (først skal der udføres en kalkboring, som derefter skal prøvetages med høj diskretisering), meget informative og ikke påvirket mærkbart af boremeteret. Diskret vandprøvetagning kan evt. kombineres med prøvepumpning i nærliggende boringer, så strømningsretning eller -hastighed ændres. Resultater fra før og efter ændring kan da understøtte vurderingen af om der er DNAPL eller kun opløst og sorberet PCE/TCE. Diskrete vandprøver er efter vores vurdering pt. den bedste metode til DNAPL karakterisering i kalk.

Der er således behov for yderligere undersøgelser og udvikling af metoder til DNAPL karakterisering i kalk. Det kan bl.a. overvejes om man for at tilvejebringe yderligere viden skulle installere NAPL FACT FLUTE linere igen på Naverland for at belyse i hvilket omfang borevand kan have påvirket de første resultater.

Tabel 6: Oversigt over metoder til DNAPL screening og/eller dokumentation.

Type	Metode	Medie	Bemærkninger [#]	DNAPL grænse bestemt ved forurening kun bestående af chlorerede opløsningsmidler	Pris-niveau
Direkte	DNAPL Spray	ML	- Der kunne ikke observeres farverekation selv på kerner hvor DNAPL blev dokumenteret med Sudan(IV)	- Ikke brugbar til ML og kalk	Billig
	Sudan(IV)	ML Kalk	- Ved meget lave DNAPL koncentrationer kan DNAPL overses	Detektionsgrænser for PCE i moræneler: <ul style="list-style-type: none"> • <250 mg/kg: ingen farverekation • >1500 mg/kg: altid farverekation (DNAPL) • 250-1500 mg/kg: usikker farveaflysning 	Billig**
	NAPL FLUTE	ML Kalk	- Risiko for mobilisering af DNAPL mens borehul står åbent - Borevand må <i>ikke</i> recirkuleres, men skal bortskaffes	~DNAPL mætning >2% (regnet som porøst medie)	Moderat ⁺
Indirekte	Radon	ML (PL) Kalk (GV)	- Prøvetagning af poreluft er meget vanskeligt i ML - Stor naturlig variation i radon emanation i ML - Begrænset radon emanation i kalk	- Ikke brugbar i ML og kalk	Billigt
	MIP	ML	- Giver on-line resultater - Vigtigt at være opmærksom på valg af detektorer og følsomheden af dem - Benyt om muligt heated trunkline, og udfør løbende responstest - Bør kombineres med GC-MS	For moræneler, FID respons: <ul style="list-style-type: none"> • <2 V: ingen DNAPL • >5 V: kraftig indikation på DNAPL 	Moderat
	Konc. intakte kerner	ML Kalk	- risiko for mobilisering af DNAPL mens borehul står åbent - Borevand må <i>ikke</i> recirkuleres, men skal bortskaffes - Risiko for udvaskning af DNAPL ved intakt kerneboring i kalk, hvorfor metoden er mindre velegnet til kalk med de nuværende boringsmetoder	Afhængig af DNAPL sammensætning og geologi: <ul style="list-style-type: none"> • >100 mg/kg: mulighed for DNAPL (i kalk er grænsen endog lavere) 	Dyr*
	PID	ML Kalk	- Kan med fordel benyttes på delprøver - PID måleren kan også benyttes til screening af f.eks. intakte kerner og FACT FLUTE for at støtte udvælgelse af delprøver til analyse/måling	For moræneler: <ul style="list-style-type: none"> • > 3.500 ppm: kraftig indikation på DNAPL • >3000 ppm: sandsynlighed for DNAPL For kalk: >1000 ppm: mulighed for DNAPL	Billig**
	FACT FLUTE	ML Kalk	- Dokumenterer forureningsstoffer - Usikker fortolkning af hvornår der er DNAPL, hvorfor yderligere undersøgelser af FACT'en er ønskelige - Risiko for mobilisering af DNAPL mens borehul står åbent - Borevand må <i>ikke</i> recirkuleres, men skal bortskaffes	> 3 mg/g PCE indikerer PCE-DNAPL	Moderat ^{***}
	Diskrete vandprøver vha. Water FLUTE	Kalk	- Dokumenterer forureningsstoffer - Måleserier ved varieret strømningsretning eller – hastighed kan give vigtig information i forhold til at vurdere f.eks. om matrix bidrager til forureningen	Koncentrationer på >10-20% af den effektive opløselighed indikerer DNAPL i umiddelbar nærhed af boringen	Moderat ⁺⁺⁺

[#]: for yderligere fordele og ulemper henvises til Jørgesen et al. (2010). ML: moræneler. PL: poreluft. GV: grundvand. *: dyr hvis mange delprøver analyseres kemisk. **: Under forudsætning af at borerne alligevel skal udføres. ⁺FACT NAPL FLUTE liner koster omkring 500 kr/m (eksklusiv installation og analyse af FACT). ⁺⁺Water FLUTE med 13 prøvetagningsporte af 30 cm højde til en dybde af 20 m koster omkring 110.000 kr (eksklusiv installation). Kunden definerer størrelse på prøvetagningsporte og placering af portene; jo flere prøvetagningsporte jo dyrere. Permanent prøvetagningsmulighed af vandprøver.

9.2 *Udvikling af konceptuelle modeller for Naverland*

Forureningen på Naverland 26AB skete for 30-50 år siden, men resulterer stadig i kraftig grundvandsforurening. Inden forureningsundersøgelserne forventedes det at DNAPL kun ville være til stede som residual, og kun i den mættede/opfugtede moræneler og kalk i sprækker og evt. sandslirer. Det var forventet at al DNAPL i fyldlaget ville være fordampet bort eller opløst og eventuelt også i umættet moræneler. Undersøgelserne viste dog, at DNAPL fortsat fandtes i fyldlaget, og at DNAPL i moræneler i nogle områder havde en tilsyneladende DNAPL mætningsgrad, der var så høj at det er mobil DNAPL på trods af at det ikke blev visuelt observeret hverken i felten eller i laboratoriet. Det var desuden forventet at størstedelen af DNAPL massen ville være til stede i kalken, men undersøgelserne kunne ikke bekræfte dette. Der er dog en vis usikkerhed forbundet med masseimeringen i kalken, pga. de relativt få undersøgelsespunkter. De høje grundvandskoncentrationer skyldes til dels DNAPL og til dels tilbagediffusion af stoffer fra kalkmatrix til grundvand.

Visualisering af resultater vha. fladekort og profiler f.eks. i RockWorks var meget gavnligt undervejs i udviklingen af konceptuelle modeller, og for formidling af forureningsforståelsen.

På baggrund af forureningsundersøgelserne og den hydrogeologiske konceptuelle model er den konceptuelle model for DNAPL forureningen opstillet som beskrevet i afsnit 7.5 og 8.4, og kort gengivet nedenfor.

- DNAPL er sivet lodret ned gennem fyldlaget til overfladen af moræneleren, hvor nogen ophobning på overfladen kan have fundet sted. Der kan stadig observeres lodrette spor i fyldlaget, men de fleste er formodentlig fordampet væk. Fordampningen er sandsynligvis blevet mindsket/forsinket af at kildeområdet har været befæstet siden 1977.
- DNAPL er sivet relativt lodret ned gennem de umættede sprækker i øvre moræneler. Den horisontale spredning i øvre moræneler er sandsynligvis begrænset, da moræneleren er umættet, hvorfor udbreddelsen fortrinsvis er vertikal.
- I nedre moræneler er spredningen af DNAPL sket i vertikale og associerede horisontale sprækker. DNAPL er primært fundet over redoxgrænsen, som ligger fra ca. 4,5 m. u.t., og er dybest i områder med flest sprækker.
- DNAPL er nået ned i laget af sand, grus og opknust kalk, hvor der kan være sket nogen horisontal spredning på overfladen af den underliggende hårde kalk og mulig ophobning. Herefter er DNAPL formentlig i høj grad opløst pga. stor gennemstrømning (porøs strømning er forventet, men ikke dokumenteret). Der er nok stadig DNAPL visse steder i grænsezonen mellem opknust kalk og hård kalk, men det er ikke undersøgt pga. risiko for spredning af DNAPL.
- DNAPL kan være spredt via vertikale og horisontale sprækker i kalk. En udbredt horisontal spredning af DNAPL i sprækker har ved opløsning resulteret i inddiffusion i kalk matrix. Der er fundet residual DNAPL to steder i C1, begge gange over flint (flintebænk og flintnoder), og der er stærke indikationer på DNAPL i sprækker ned til omkring 13,3-14,7 m u.t. i C1. Resultaterne for C2 og C3 indikerer generelt opløst og sorberet

PCE/TCE i matrix, men der kan også være residual DNAPL i nærheden af boringerne, men uden direkte kontakt med boringerne. Høj grundvandsstrømning i større sprækker har sandsynligvis ført til betydelig udvaskning af DNAPL, mens der i mindre sprækker især er sket tab til matrix. DNAPL forventes således at optræde i sprækker af mere moderat størrelse. Det forventes, at DNAPL kun er til stede som residual og ikke optræder i større dybder end 15-17 m u.t., hvor de vandige koncentrationer udgør en mindre andel af den effektive opløselighed.

Forureningsundersøgelserne vurderes at have givet tilstrækkelig viden om DNAPL udbredelsen i fyldlaget og morænerleren, mens mere viden om det knuste kalklag og den hårde kalk kunne ønskes, da der her er størst usikkerhed omkring DNAPL forekomst og udbredelse. Dette skyldes både det relativt lave antal kalkboringer (udbredelse) og de begrænsede metoder til kalkundersøgelser.

10. Konklusion

Spredningsrisiko:

- Ved forureningsundersøgelser i områder med risiko for DNAPL er det vigtigt at have en beredskabsplan, der sikrer at DNAPL ikke spredes.
- Ved intakt kerneboring i kalk er det vigtigt ikke at recirkulere borevand, da det vil give øget risiko for spredning af forurening.

Karakteriseringsmetoder:

- DNAPL tilstedeværelse kan dokumenteres vha. metoderne Sudan(IV), NAPL FLUTE liner og kemisk analyse af delprøver fra intakte kerner.
- DNAPL tilstedeværelse kan indikeres vha. metoderne MIP sondering (kun moræner), FACT (NAPL) FLUTE liner, PID måling på delprøver fra intakte kerner og kemisk analyse af vandprøver.
- DNAPL kvantificering kan opnås ved kemisk analyse af delprøver fra intakte kerner.
- Til screening for DNAPL tilstedeværelse kan MIP sonderinger i moræner med fordel anvendes samt PID måling på delprøver fra intakte kerner og/eller NAPL FLUTE liner.
- Der var generelt en god overensstemmelse mellem resultaterne for ovenstående metoder, og det anbefales at kombinere ovenstående metoder således, at der opnås høj vertikal og horisontal diskretisering.
- Ved intakt kerneboring kan lav kerne-genfindingsgrad og opklusning vanskeliggøre sammenligning med resultater fra samme dybdeintervaller opnået ved andre metoder.
- DNAPL spray og relativ radon koncentration gav ikke brugbare resultater, og anbefales derfor ikke til lignende geologiske aflejringer.
- For at styrke fortolkningen af hvornår der er indikation på DNAPL tilstedeværelse bør der udføres yderligere undersøgelser af FACT'en især ved umættede forhold, for TCE og for blandingsforureninger.
- Konceptuel modeludvikling i løbet af forureningsundersøgelserne har stor værdi, da det muliggør en løbende tilpassning af undersøgelsesprogrammet (her primært placering af undersøgelsespunkter).

DNAPL på Naverland 26AB:

- Kombination af karakteriseringsmetoder har givet en væsentlig bedre forståelse af DNAPL fordelingen (arkitekturen) i kildeområdet.
- DNAPL var til stede i fyldlaget, på overfladen af moræneren, i sprækker i morænerler og kalk.
- Den tilsyneladende DNAPL mætning viste mætningsgrader fra residual til mobil DNAPL i moræner, mens der kun blev fundet residual DNAPL mætning i kalk.

11. Masseestimerer for Naverland

Ved risikovurdering og oprensning/remediering (afhængig af oprensning-metode) af en forurenede lokalitet er det vigtigt at bestemme massen af forurening, f.eks. chlorerede opløsningsmidler. Da tilstedeværelse af DNAPL har afgørende betydning for forureningsmassen, er det nødvendigt at vurdere om der er DNAPL tilstede, og i så fald i hvilken mætning, og i hvor stort et område. Herefter kan forureningsmassen bestemmes ved en beregning baseret på data fra hele området: Ud fra konceptuelle modeller eller scenarier estimeres volumener med forskellige forureningskoncentrationer, som til sidst summeres for at opnå den samlede masse.

På baggrund af den konceptuelle model opdeles lokaliteten i et antal delområder, sådan at der indenfor hvert delområde antages samme DNAPL-mætning. Delområder skal optimalt adskille forskellige aflejringstyper, sådan at et delområde kun har en type aflejring. Massen (kg) af forurening i DNAPL-fase udregnes som:

$$M_{DNAPL} = A \times h \times \theta \times s_{DNAPL} \times \rho_{DNAPL} \times 1000 \text{ L/m}^3$$

Hvor A er arealet (m^2), og h er højden (m) af delområdet, der vurderes at indeholde DNAPL, θ er porøsiteten (-), s_{DNAPL} er DNAPL-mætningen (-) og ρ_{DNAPL} er densiteten af DNAPL (kg/L). Udgøres DNAPL'en af flere stoffer, som på Naverland 26AB, vil det resultere i en DNAPL densitet, der ligger mellem de pågældende stoffers densitet.

DNAPL i opsprækket medie optræder i sprækker/porer og ikke i matrix. I sprækket medie reduceres volumenet ($A \times h$) derfor til volumenet af sprækkerne, når der anvendes en DNAPL-mætning svarende til, at alt DNAPL optræder i sprækkerne. DNAPL mætning beregnet som for porøst medie betegnes i dette afsnit "tilsyneladende DNAPL mætning" for ikke at forveksle det med DNAPL mætning i sprækker. Ved de følgende masseberegninger er tilsyneladende DNAPL mætning benyttet, og derfor reduceres volumenet ikke.

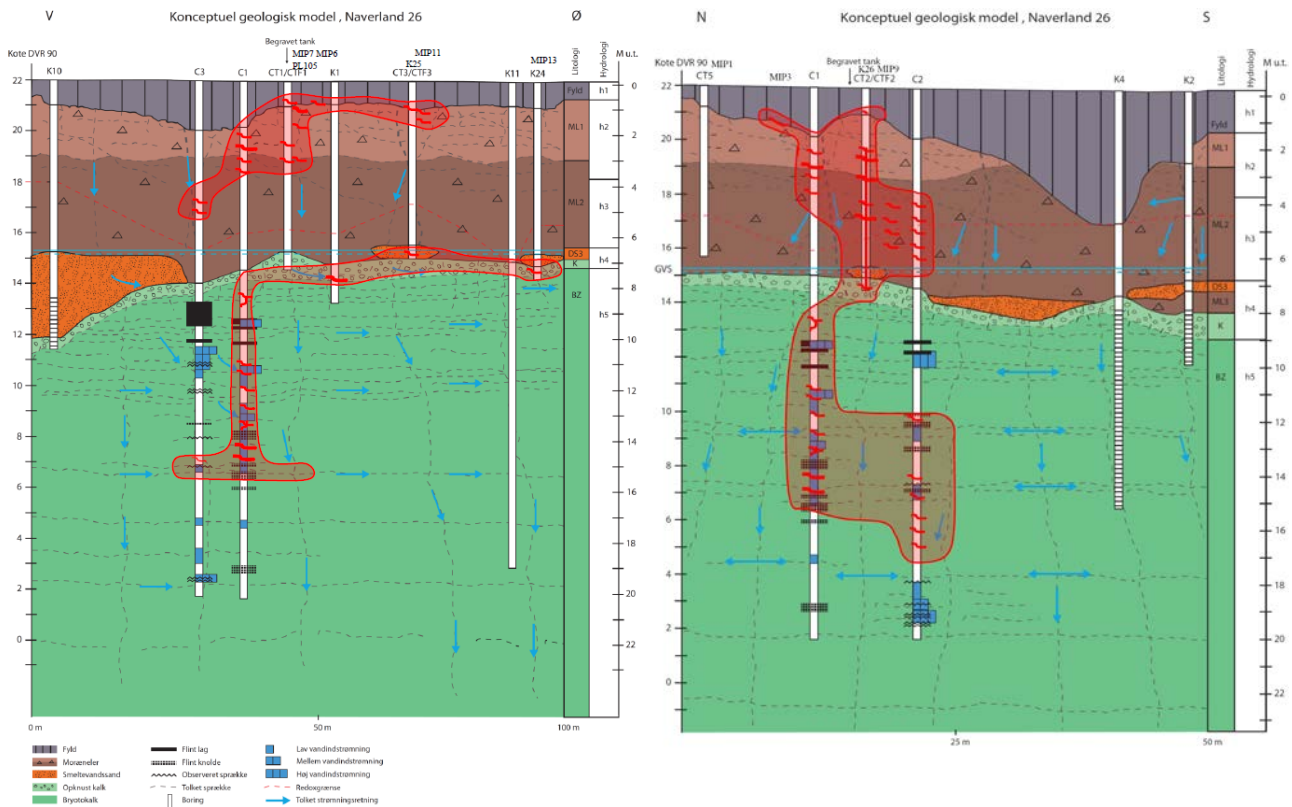
Volumenopdeling er søgt gjort efter et princip om at påvist/indikeret forurening går halvejs til nærmeste punkt uden forurening, dog maks. 3 m væk. Ved manglende horisontal afgrænsning sættes arealet til 1 m^2 . Der er i masseestimeringen regnet med at hele kildeområdet er 147 m^2 .

For at få den totale masse skal der udover DNAPL også medregnes opløst og sorberet masse:

$$M_{\text{sorberet}} = A \times h \times \rho_b \times (C_{PCE, \text{sorberet}} + C_{TCE, \text{sorberet}}) \times 1000 \text{ L/m}^3$$

Massen af opløst og sorberet PCE/TCE er generelt beregnet ud fra gennemsnitlige målte koncentrationer i kerneprøver uden DNAPL. I delområder med DNAPL vil mængden af sorberet og opløst PCE/TCE svare til mætning, hvorfor der i de områder i stedet er anvendt koncentrationer svarende til mætning for opløst og sorberet PCE/TCE. Således kan den samlede masse af opløst og sorberet PCE/TCE være forskellig i de forskellige scenarier.

På Naverland 26AB har spild af ren PCE og TCE ved terræn medført DNAPL i overgangszonen fra fyldlaget til øvre moræneler (ML1) i det østlige område vist på Figur 55. Ved CT1 og mod C1 begynder DNAPL at trænge gennem den øvre moræneler og ned i nedre moræneler (ML2). DNAPL er i nedre moræneler transporteret helt hen til området ved C3. I området ved CT2 er DNAPL trængt ned til kalken, sandsynligvis via en eller flere større vertikale sprækker. Der er sandsynligvis DNAPL i den opknuste kalk zone (H4), som vil give anledning til fortsatte høje opløste koncentrationer nedstrøms. I kalken er DNAPL trængt ned ved C1 og muligvis spredt sig derfra til kalken i C2 (Figur 55). DNAPL forureningen i kalken er ikke afgrænset, mens DNAPL forureningen i moræneleren anses for rimelig afgrænset.



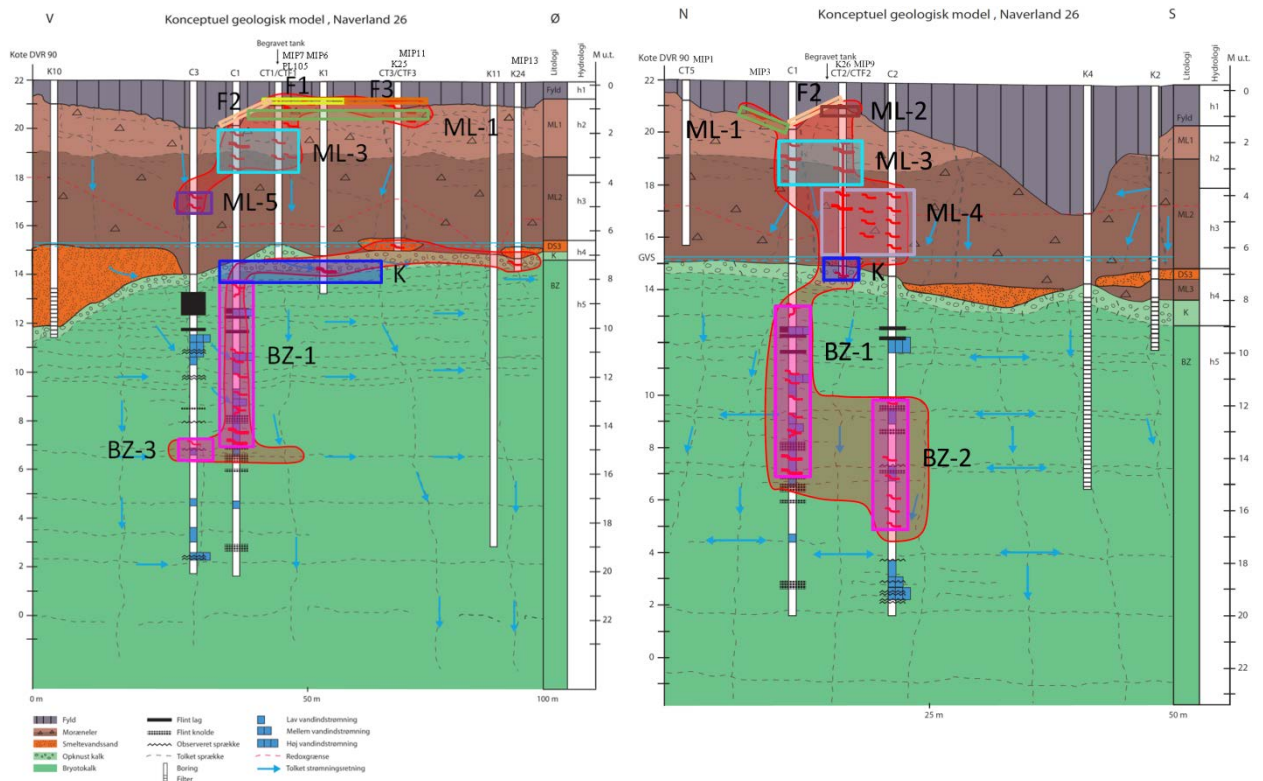
Figur 55: Scenarie for DNAPL i moræneler og kalk. Vest-øst snit til venstre og nord-syd snit til venstre og øst-vest højre.

For Naverland 26AB er der opstillet en konceptuel model med tre scenarier til masseestimering for DNAPL kildeområdet for henholdsvis moræneler incl. fyldlaget og for kalk. Scenarierne er valgt således, at det er tilstræbt at opnå et spænd i estimerede masser fra minimum til maksimum. DNAPL tilstedeværelse anses for dokumenteret, når koncentrationer fra intakte kerner er så høje, at der ud fra ligevægtsberegninger er DNAPL eller når påvist vha. hydrofobe farve-reaktioner (Sudan(IV) og/eller NAPL FLUTE). Metoderne MIP, PID, FACT og koncentration i vandprøver indikerer DNAPL ved overskridelse af individuelle værdier (se afsnit 9.1.4). De tre scenarier er beskrevet her:

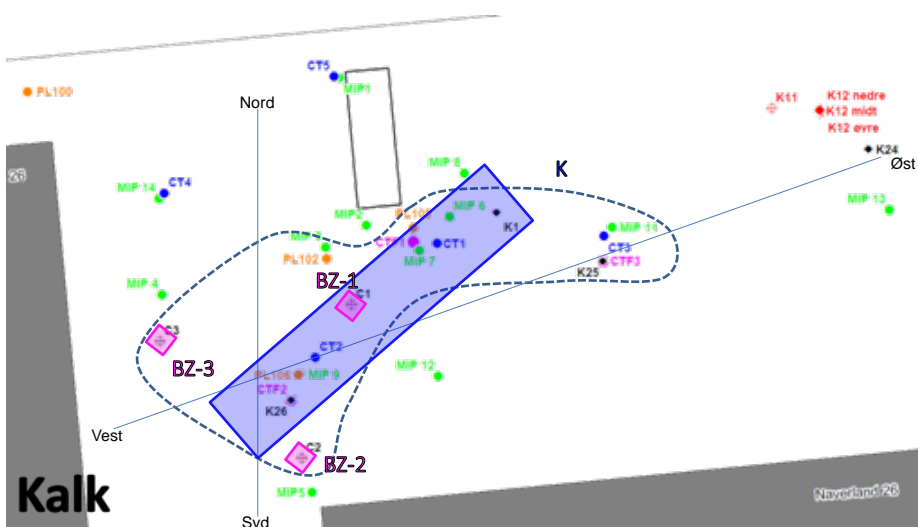
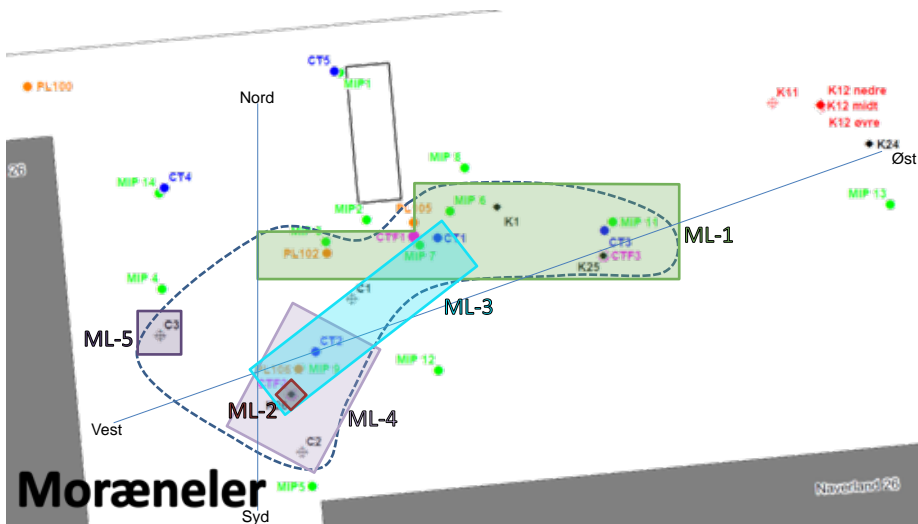
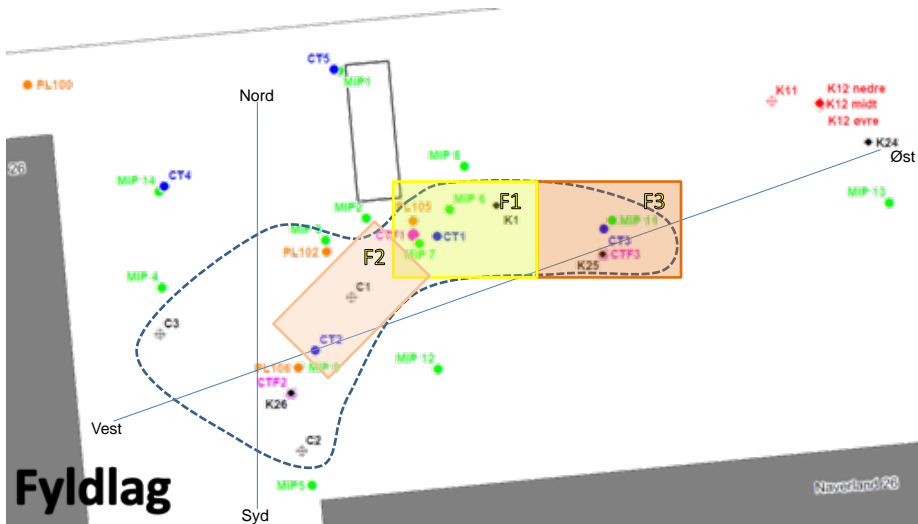
- A) DNAPL i sprækker/porer som dokumenteret og indikeret i nærværende projekt (konceptuel model scenarie)
- B) DNAPL i sprækker/porer som dokumenteret i nærværende projekt (minimumsscenario)
- C) Som A) samt for fyld og morænerler hvor estimeret ved interpolationer i områder mellem/omkring undersøgelsespunkter, og for kalk er der regnet med en højere tilsyneladende DNAPL mætning (maksimumsscenario)

11.1 Scenarie A

Scenarie A indrager DNAPL i sprækker/porer som dokumenteret og indikeret i nærværende projekt. Figur 56 og Figur 57 viser Scenarie A opdelt i delområder til estimering af DNAPL masse og opløst, sorberet masse af PCE/TCE. I det følgende gennemgås hver af enhederne fyldlag, morænerler og kalk for sig.



Figur 56: Scenarie A opdelt i forskellige delområder (fyld, morænerler (ML), knust kalk incl. smeltevandssand (K) og bryozokalk (BZ)) med DNAPL til estimering af DNAPL masse.



Figur 57: Scenarie A: Dokumenteret og indikeret udbredelse af DNAPL. Overfladearealer med vurderet DNAPL i fyldlag, moræneler og kalk. De enkelte arealer repræsenterer forskellige dybdeintervaller, hvorfor der kan være overlap mellem arealerne.

Fyldlaget

Det antages, at DNAPL zonen i fyldlaget kan deles op i tre områder (F1-F3) af 11-17 cm tykkelse, som gennemsnitlig indikeret i de enkelte områder (områderne kan dog være op til 22 cm tykke ud fra CTF-resultater), med en porøsitet på 0,27 (Figur 56, Figur 57 og Tabel 7):

- F1: DNAPL indikation/påvisning i CT1 og CTF1 (både NAPL og FACT). Området tildeles den tilsyneladende DNAPL mætning og densitet samt koncentration af opløst og sorberet PCE/TCE beregnet for det ene punkt i fyldlaget af CT1, hvor der er påvist DNAPL.
- F2: DNAPL indikation/påvisning i CT2. Området tildeles DNAPL mætningen og densiteten samt koncentrationen af opløst og sorberet PCE/TCE beregnet for det ene punkt i fyldlaget af CT2, hvor der er påvist DNAPL.
- F3: DNAPL indikation/påvisning i CT3 og CTF3 (kun FACT). Området tildeles den tilsyneladende DNAPL mætning og densitet samt koncentration af opløst og sorberet PCE/TCE beregnet for det ene punkt i fyldlaget af CT3, hvor der er påvist DNAPL.

Den totale forureningsmasse i fyldlaget bliver da 84 kg, hvoraf DNAPL udgør 69%. Massen er primært i F1 og F3 (Tabel 7).

Tabel 7: Beregning af forureningsmasse i fyldlaget – scenarie A.

Område	Areal (m ²)	Højde DNAPL (m)	Tilsyneladende DNAPL mætning (%)	DNAPL densitet (kg/L)	DNAPL masse (kg)	Opløst, sorberet masse (kg)	Total masse (kg)
Fyldlag F1	29	0,17	1,27	1,53	26	13	39
Fyldlag F2	24 ^a	0,11	0,006	1,63	0,07	9	9
Fyldlag F3	29	0,17	1,44	1,63	32	4	36
Total					58	26	84

a: arealet for opløst og sorberet PCE/TCE er 89 m².

Moræneler

Det antages, at moræneleren kan opdeles i fem områder med DNAPL (Figur 57) af 0,5 til 2 m tykkelse med en porøsitet på 0,27 og en DNAPL densitet på 1,63 kg/L:

- ML-1: DNAPL indikation/påvisning i MIP3, MIP6, MIP7, MIP11, CT3 og CTF3 (kun FACT). Området tildeles den tilsyneladende DNAPL mætning og densitet beregnet for det ene punkt i CT3, hvor der er påvist DNAPL.
- ML-2: DNAPL indikation i CTF2 (kun FACT FLUTE) i 0,85-1,65 m u.t., hvor PCE koncentrationen på FACT er 3,0-6,3 mg/g. Den tilsyneladende

DNAPL mætning er sat til 0,25%, som er det halve af værdien for ML-1, hvor der på FACT CTF3 blev målt op til 104 mg/g PCE med et gennemsnit på 24 mg/g PCE for de prøver med >3 mg/g PCE. I både CTF2 og CT2 kernen er PCE dominerende, og det vurderes derfor at være det mest repræsentative. Disse værdier er dog usikre, men da området kun udgør et begrænset volumen (0,8m³) er betydningen mindre.

- ML-3: DNAPL indikation/påvisning i MIP7, C1, CT1, CT2, CTF2 (både FACT og NAPL FLUTe). Den tilsyneladende DNAPL mætning er sat til 2,8%, som er gennemsnittet af de beregnede tilsyneladende mætninger i C1 og CT2 (2-3,8 m u.t.). I C1 var der DNAPL i fire delprøver fra moræneler med en beregnet tilsyneladende mætning mellem 0,5% og 3,8%, mens der for CT2 er beregnet tilsyneladende DNAPL mætninger mellem 0,5% og 15,8% med gennemsnitlig 3%.
- ML-4: DNAPL indikation/påvisning i MIP9, C2, CT2 og CTF2 (kun FACT). Den tilsyneladende DNAPL mætning er sat til 1,8%, som er gennemsnittet af de beregnede mætninger i C2 og CT2 (3,9-6,8 m u.t.). I C2 var der DNAPL i fem delprøver med en beregnet tilsyneladende mætning mellem 0,5% og 1,9%, mens der for CT2 er beregnet tilsyneladende DNAPL mætninger mellem 0,03% og 15,3%.
- ML-5: DNAPL påvisning i C3. Den tilsyneladende DNAPL mætning er sat til 0,2% som er gennemsnittet af den beregnede tilsyneladende DNAPL mætning i de to punkter med DNAPL (0,1% og 0,3% DNAPL mætning).

Den totale forureningsmasse kan således estimeres til 1184 kg, hvoraf 303 kg udgøres af opløst og sorberet PCE/TCE (Tabel 8). Således udgør DNAPL 74% af den totale forureningsmasse, og størstedelen af massen findes i ML-3 og ML-4.

Tabel 8: Beregning af forureningsmasse i moræneler – scenarie A.

Område	Areal (m ²)	Højde (m)	Tilsyneladende DNAPL mætning (%)	DNAPL masse (kg)	Opløst, sorberet masse (kg)	Total masse (kg)
ML-1	70	0,5	0,5	73		
ML-2	1	0,8	0,25	0,9		
ML-3	30	0,9	2,8	335		
ML-4	29	2,0	1,8	470		
ML-5	4	0,5	0,2	1,8		
Totalt				881	303	1184

Kalk

Det antages, at kalken kan opdeles i fire områder, hvor det ene område er i den opknuste kalk, og de tre andre i den underliggende bryozokalk, hvor de dækker et område på 1 m² ved hver af kalkboringerne C1-C3 (Figur 57). Der er ikke ekstrapoleret til den øvrige kalk på Naverland 26AB, da datagrundlaget er for spinkelt til dette. Udbredelsen i det opknuste kalklag, K, er også usikker. Der er regnet med en porøsitet på 0,4, som er gennemsnittet målt i C1 og en DNAPL densitet på 1,62 kg/L, hvilket svarer til at DNAPL hovedsageligt består af PCE.

- K: DNAPL indikation/påvisning i C1, CT2, K26 og K1. I C1 er DNAPL mætningen i ét punkt beregnet til 0,004%, mens der i CT2 (7,0-7,3 m u.t.) er beregnede DNAPL mætninger med et gennemsnit på 0,9% når der beregnes som for kalk (1,2% når beregnet som moræneler). Gennemsnittet fra CT2 er benyttet til masseestimeringen, da CT2 forventes at repræsentere bedre prøver end C1 (CT2 er intakte kerner, mens C1 er fra snegleboring). Højden af området er sat til 0,3 m, som er højden af det analyserede knuste kalklag i CT2. Til beregning af opløst og sorberet PCE/TCE er benyttet gennemsnittet af opløst og sorberet koncentration beregnet som kalk i delprøver fra CT2 (7,0-7,3 m u.t.).
- BZ-1: Indikation/påvisning af DNAPL i C1 (i én kerneprøve (13,32 m u.t.) samt i vandprøver), og CTF1 (på FACT (>3 mg/g PCE) ned til ca. 13,1 m u.t.). Den beregnede tilsyneladende DNAPL mætning i kerneprøven var 0,027%. Til beregning af opløst og sorberet PCE/TCE er værdier fra kerneprøven med DNAPL benyttet.
- BZ-2: Indikation af DNAPL i vandprøver fra C2, men ikke på kerneprøver eller FACT. Der er i vandprøver målt koncentrationer på 3-16% (gennemsnit på 12%) af den effektive opløselighed i dybden 11,70-16,75 m u.t. Den for C1 beregnede DNAPL mætning på 0,027% og koncentration af opløst og sorberet PCE/TCE er benyttet til beregningerne for BZ-2.
- BZ-3: Mulig indikation på DNAPL i én vandprøve fra C3, hvor der er målt 10% af den effektive opløselighed i dybden 14,55-15,05 m u.t. Der er ikke indikationer på DNAPL i kerneprøver eller FACT. Den for C1 beregnede tilsyneladende DNAPL mætning på 0,027% og koncentration af opløst og sorberet PCE/TCE er benyttet til beregningerne for BZ-3.

De benyttede tilsyneladende DNAPL mætninger er af stor betydning for DNAPL massen, men da disse er meget usikre (det forventes at den benyttede boremetode kan have skubbet/skyldet DNAPL ud af kernen) er masseberegningerne det også. Beregningen viser, at der er 93 kg (~ 2 kg/m²) DNAPL i område K, omkring 1 kg/m² i område BZ-1 og BZ-2, mens område BZ-3 kun har 0,1 kg/m². Da forureningen i kalken ikke er afgrænset (eller tilstrækkelig horisontal diskretiseret) er der ikke foretaget en samlet kvantificering af DNAPL og opløst og sorberet PCE/TCE i bryozokalken.

Tabel 9: Estimering af forureningsmasse i kalk – Scenarie A.

Område	Areal (m ²)	Højde (m)	Tilsyneladende DNAPL mætning (%)	DNAPL masse (kg)	Opløst, sorberet masse (kg)	Total masse (kg)
K	57	0,3	0,9	93 (2 m ⁻²)	19 (0,3 m ⁻²)	111 (2 m ⁻²)
BZ-1	1	6,9	0,027	1,2 m ⁻²	1,4 m ⁻²	3 m ⁻²
BZ-2	1	5,0	0,027	0,9 m ⁻²	1,0 m ⁻²	2 m ⁻²
BZ-3	1	0,5	0,027	0,1 m ⁻²	0,2 m ⁻²	0,3 m ⁻²

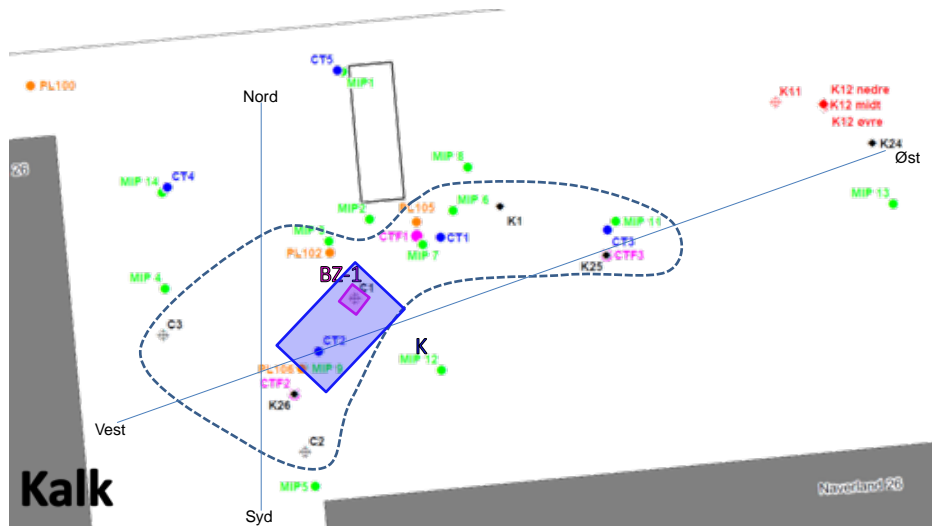
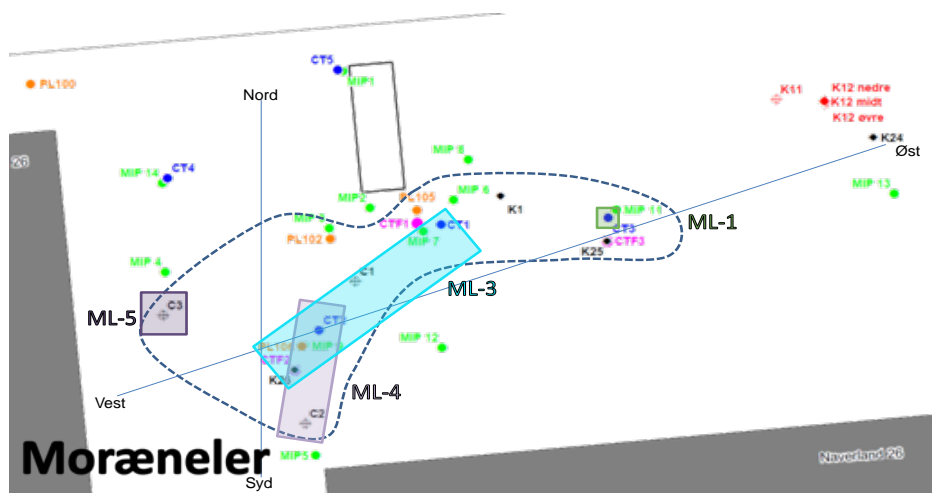
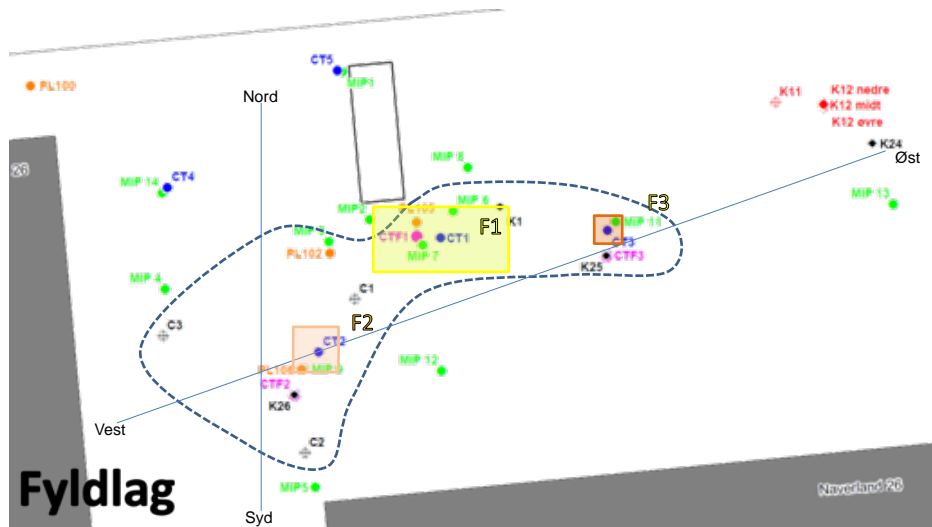
De beregnede masser i fyld og moræneler kan således ikke sammenlignes med de beregnede masser for kalk. I stedet kan en m² betragtes og sammenlignes, hvilket er gjort i Tabel 10 for området ved C1. Det ses, at størstedelen af DNAPL vil være i morænelerslaget, hvis kalken generelt er forurennet som beregnet for BZ-1.

Tabel 10: Fordeling af DNAPL ved C1 i de enkelte geologiske lag opgjort pr m².

	DNAPL (kg/m ²)	Fordeling pr m ²
Fyldlag (F2)	0	0%
Moræneler (ML-)	11	80%
Knust kalk (K)	2	12%
Kalk (BZ-1)	1	8%

11.2 Scenarie B

Scenarie B er "minimumsscenerier", idet der kun regnes med DNAPL, hvor dokumenteret. Volumenopdelingerne fra scenarie A mindskes derfor og områder uden dokumenteret DNAPL forsvinder (Figur 58), mens de tilsyneladende DNAPL mætninger og opløste og sorberede koncentrationer bibeholdes som i konceptuelmodel A.



Figur 58: Scenarie B: Dokumenteret udbredelse af DNAPL. Overfladearealer med vurderet DNAPL i fyldlag, moræneler og kalk. De enkelte arealer repræsenterer forskellige dybdeintervaller, hvorfor der kan være overlap mellem arealerne.

Fyldlaget

DNAPL i fyldlaget er dokumenteret i områderne F1 (CT1 og CTF1), F2 (CT2) og F3 (CT3). Det antages, at områderne har en mægtighed på 11-17 cm samt en porøsitet på 0,27 som i scenarie A (Figur 58 og Tabel 11).

DNAPL massen i fyldlaget bliver da 18 kg, som er til stede i F1, grundet det større areal (Tabel 11). Kun i F2 udgør den opløste og sorberede masse mere end DNAPL massen, men DNAPL massen i F2 er da også begrænset.

Tabel 11: Beregning af forureningsmasse i fyldlaget – scenarie B.

Område	Areal (m ²)	Højde (m)	Tilsyneladende DNAPL mætning (%)	DNAPL densitet (kg/L)	DNAPL masse (kg)	Opløst/sorberet masse (kg)	Total masse (kg)
F1	19	0,17	1,27	1,53	17	11	28
F2	4	0,11	0,006	1,63	0,01	9	9
F3	2	0,17	1,4	1,63	2	2	4
Total					18	22	40

Moræneler

Område ML-2 fra scenarie A udgår, da der ikke er dokumenteret DNAPL, mens de øvrige områder mindskes på nær ML-3. I ML-1 er der dokumenteret DNAPL i CT3, i ML-3 er DNAPL dokumenteret i C1, CT1, CT2 og CTF2, mens det i ML-4 kun er i C2 og CT2. ML-5 har dokumenteret DNAPL i C3.

Den samlede DNAPL masse estimeres til 834 kg, som primært findes i ML-3, mens opløst og sorberet PCE/TCE udgør i alt 282 kg (Tabel 12). Dvs. 75% af den totale forureningsmasse udgøres af DNAPL.

Tabel 12: Beregning af forureningsmasse i moræneler – scenarie B.

Område	Areal (m ²)	Højde (m)	Tilsyneladende DNAPL mætning (%)	Koncentration af opløst, sorberet PCE (mg/kg)	Koncentration af opløst, sorberet TCE (mg/kg)	DNAPL masse (kg)	Opløst, sorberet masse (kg)	Total masse (kg)
ML-1	1	0,25	0,5	301	100	0,5		
ML-3	30	1,5	2,8	308	74	547		
ML-4	14	2,5	1,8	302	97	284		
ML-5	4	0,5	0,2	326	7	1,9		
Totalt						834	282	1116

Kalk

Der er kun dokumenteret DNAPL i C1 og CT2, hvorfor område BZ-2 og BZ-3 udgår, mens områderne K og BZ-1 mindskes betydeligt. Ifølge scenarie B er der dokumenteret 36 kg (2 kg/m^2) DNAPL i den knuste kalk, og $0,01 \text{ kg/m}^2$ i BZ-1 (Tabel 13). Således udgøres forureningen i kalken af den opløste og sorberede masse.

Tabel 13: Estimering af forureningsmasse i kalk – Scenarie b.

Område	Areal (m^2)	Højde (m)	Tilsyneladende DNAPL mætning (%)	DNAPL masse (kg)	Opløst, sorberet masse (kg)	Total masse (kg)
K	16	0,3	1,2	36 (2 m^{-2})	17 (1 m^{-2})	53 (3 m^{-2})
BZ-1	1	0,05	0,027	$0,01 \text{ m}^{-2}$	$1,4 \text{ m}^{-2}$	$1,4 \text{ m}^{-2}$
BZ-2	-	-	-	-	$0,2 \text{ m}^{-2}$	$0,2 \text{ m}^{-2}$
BZ-3	-	-	-	-	$0,1 \text{ m}^{-2}$	$0,1 \text{ m}^{-2}$

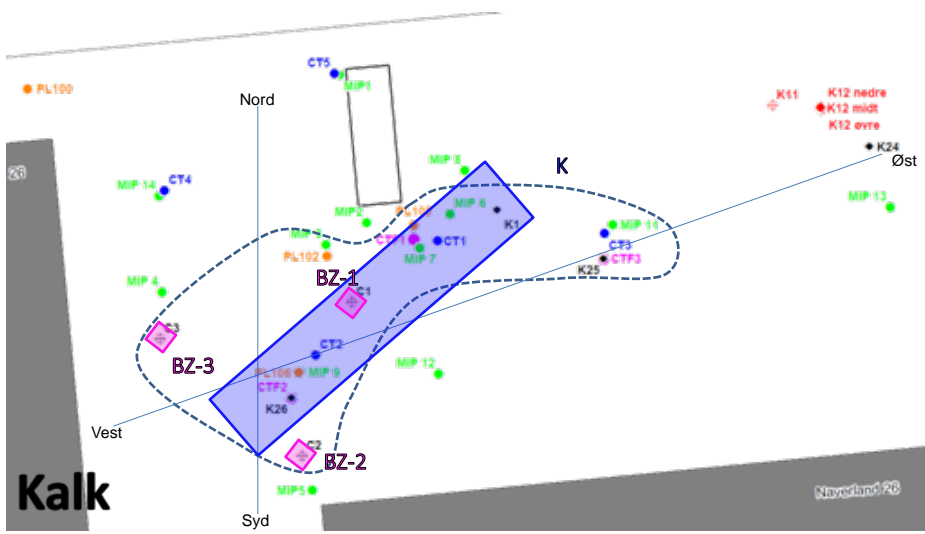
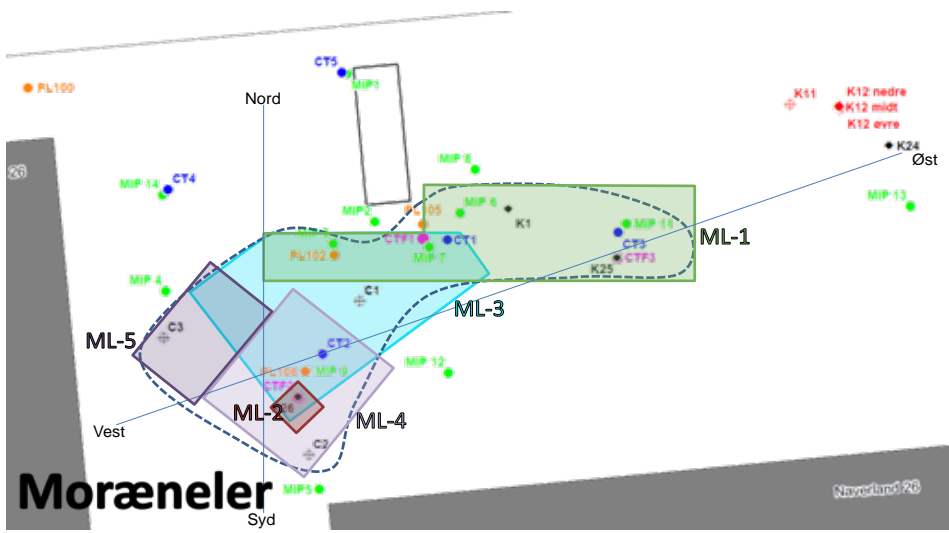
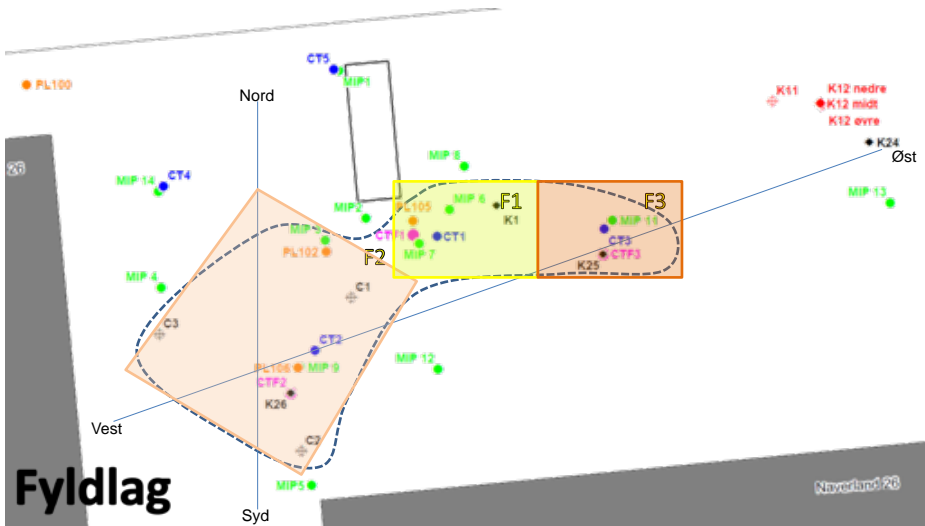
Da de beregnede masser i fyld og moræneler ikke kan sammenlignes med de beregnede masser for kalk betragtes i stedet en m^2 for området ved C1 (Tabel 14). Det ses, at størstedelen af DNAPL vil være i morænelerslaget, hvis kalken (K og BZ) generelt er forurenet som beregnet for BZ-1.

Tabel 14: Fordeling af DNAPL ved C1 i de enkelte geologiske lag opgjort pr m^2 .

	DNAPL (kg/m^2)	Fordeling pr m^2
Fyldlag (F2)	0,003	0%
Moræneler (ML-3)	18	89%
Knust kalk (K)	2	11%
Kalk (BZ-1)	0,01	0%

11.3 Scenarie C

Scenarie C er ”maksimumsscenerier”, hvor der for moræneler regnes med DNAPL, hvor dokumenteret og indikeret (som i scenarie A), men i større volumenopdelinger. I kalk regnes der med DNAPL i sprækker/porer som dokumenteret og indikeret i nærværende projekt (som i scenarie A), men der regnes med højere tilsyneladende DNAPL mætning. Borevand under borearbejdet af de intakte kalkkerner formodes at kunne have skyllet/presset DNAPL væk fra kernerne resulterende i for lav tilsyneladende DNAPL mætning. Dette forsøges der at tage højde for i dette scenarie.



Figur 59: Scenarie C: Maksimal udbredelse af DNAPL (fyldlag og moræneler) eller DNAPL mætning (kalk). Overfladearealer med vurderet DNAPL i fyldlag, moræneler og kalk. De enkelte arealer repræsenterer forskellige dybdeintervaller, hvorfor der kan være overlap mellem arealerne.

Fyldlag

Det antages, at der er DNAPL i hele fyldlagets horisontale udbredelse, hvorfor arealet af område F2 udvides i forhold til scenarie A (Figur 59). Den totale DNAPL masse i fyldlaget bliver da 57 kg, hvilket kun er 1 kg mere end i scenarie A. Dette skyldes, at kun arealet af F2 er ændret, hvor den tilsyneladende DNAPL mætning er meget lav.

Tabel 15: Beregning af forureningsmasse i fyldlaget – scenarie C.

Område	Areal (m ²)	Højde (m)	Tilsyneladende DNAPL mætning (%)	DNAPL densitet (kg/L)	DNAPL masse (kg)	Opløst, sorberet masse (kg)	Total masse (kg)
F1	29	0,17	1,27	1,53	26	13	39
F2	89	0,11	0,006	1,63	0,3	11	11
F3	29	0,17	1,4	1,63	31	4	35
Total					57	28	85

Moræneler

Området ML-1 ændres ikke, mens de øvrige områder forøges i forhold til scenarie A (Figur 62 og Tabel 16). Den samlede DNAPL masse estimeres til 2417 kg, som primært findes i ML-3. Det svarer til, at 86% af den samlede forureningsmasse udgøres af DNAPL, idet der er 341 kg opløst og sorberet PCE/TCE (Tabel 16).

Tabel 16: Scenarie C: Beregning af forureningsmasse i moræneler.

Område	Areal (m ²)	Højde (m)	Tilsyneladende DNAPL mætning (%)	DNAPL masse (kg)	Opløst, sorberet masse (kg)	Total masse (kg)
ML-1	70	0,5	0,5	78		
ML-2	3	0,8	0,25	2,5		
ML-3	68	1,5	2,8	1248		
ML-4	37	2,5	1,8	739		
ML-5	20	0,5	0,2	8,7		
Totalt				2076	341	2417

Kalk

Områderne i kalken har samme volumenopdeling som i scenarie A, men den tilsyneladende DNAPL mætning øges. I den knuste kalk fordobles den tilsyneladende DNAPL mætning i forhold til Scenarie A, mens den for kalken 10-dobles (DNAPL antages mobil fra omkring en mætning på 0,6%). Ifølge scenarie C er der 3 kg/m² DNAPL i den knuste kalk og op til 12 kg/m² i kalken (Tabel 17). Den totale masse udgøres i dette scenarie overvejende af DNAPL.

Tabel 17: Estimering af forureningsmasse i kalk – Scenarie c.

Område	Areal (m ²)	Højde (m)	Tilsyneladende DNAPL mætning (%)	DNAPL masse (kg)	Opløst, sorberet masse (kg)	Total masse (kg)
K	57	0,3	1,8	185 (3 m ⁻²)	19 (0,3 m ⁻²)	204 (4 m ⁻²)
BZ-1	1	6,9	0,3	12 m ⁻²	1,4 m ⁻²	13 m ⁻²
BZ-2	1	5,0	0,3	9 m ⁻²	1,0 m ⁻²	10 m ⁻²
BZ-3	1	0,5	0,3	1 m ⁻²	0,2 m ⁻²	1 m ⁻²

Betragtes en søjle på én m² ved C1, vil lidt over en en tredjedel af DNAPL massen være i kalken, mens halvdelen vil være i moræneleren og resten i den knuste kalk (Tabel 18).

Tabel 18: Fordeling af DNAPL ved C1 i de enkelte geologiske lag opgjort pr m².

	DNAPL (kg/m ²)	Fordeling pr m ²
Fyldlag (F2)	0,003	0%
Moræneler (ML-3)	18	55%
Knust kalk (K)	3	10%
Kalk (BZ-1)	12	36%

11.4 Diskussion af masseestimerer

En god og realistisk masseestimering kræver et godt datagrundlag. Hver parameter i masseestimeringen er forbundet med en vis grad af usikkerhed. F.eks. vil densiteten af DNAPL ligge mellem 1,46 kg/L og 1,63 kg/L, som er densiteten for ren TCE henholdsvis PCE. Usikkerheden på denne parameter er dog af mindre betydning, da spændet er relativt begrænset. De største usikkerheder med størst betydning er på DNAPL mætning og volumenopdeling (areal×højde) (Jørgensen et al., 2010), og derfor er høj grad af prøvetagningstæthed og en god DNAPL afgrænsning vigtig for masseestimeringen. Ved at opstille flere konceptuelle modeller, der spænder fra det mindste til det største forventede mulige volumen med DNAPL, forsøges det at tage højde for den usikkerhed, der er ved afgrænsning af DNAPL områder. Sikkerhed i bestemmelsen af massen i

områder uden DNAPL anses generelt at være af mindre betydning, sammenholdt med vurdering af tilstedeværelse af DNAPL.

For netop at imødegå de kendte usikkerheder på tilsyneladende DNAPL mætning og volumenopdeling er der udarbejdet yderligere variationer indenfor scenarierne. Disse er gengivet her, og resultaterne fremgår af Tabel 19.

Fyldlaget: Højden af områderne sættes til maksimalt indikerede højde (22 cm) i stedet for den benyttede højde på 11-17 cm. DNAPL mængden øges proportionalt med højden, og der opnås et spænd over alle scenarierne/variationerne på 18-75 kg DNAPL i fyldlaget.

Moræneler: Den højeste observerede tilsyneladende DNAPL mætning i hvert enkelt område benyttes i stedet for gennemsnit (dvs. ændring i tilsyneladende mætning for ML-3, ML-4 og ML-5). Det opnåede spænd for DNAPL i moræneler bliver da 834-13.417 kg.

Knust kalk: I K26 og K1 er der målt 20% og 22% af den effektive opløselighed, og omregnes de højeste målte vandkoncentrationer til kernekoncentrationer (C_T) fås 23 mg/kg PCE og 18 mg/kg TCE (anvendte parametre til omregning er opgivet i bilag 13), hvilket ikke indikerer DNAPL. Udbredelsen er derfor usikker. Arealet ændres til 16 m², da vandprøverne fra K26 og K1 ikke medtages som indikation på DNAPL (kun scenarie A og C, da scenarie B allerede benytter 16 m²). Det opnåede spænd er 26-185 kg.

Kalk: Der er en stor usikkerhed på DNAPL mætningsgraden for kalken, da det er uvist hvor påvirket DNAPL i kernerne bliver af kerneboringen. Den til syne-ladende gennemsnitlige DNAPL mætning er formodentlig lavere end 0,6%, hvilket er den beregnede grænse for hvornår DNAPL går fra at være residual til at være mobil. Benyttes 0,6% tilsyneladende gennemsnitlig DNAPL mætning i beregningerne opnås et spænd på 0,01-48 kg/m² DNAPL i kalken.

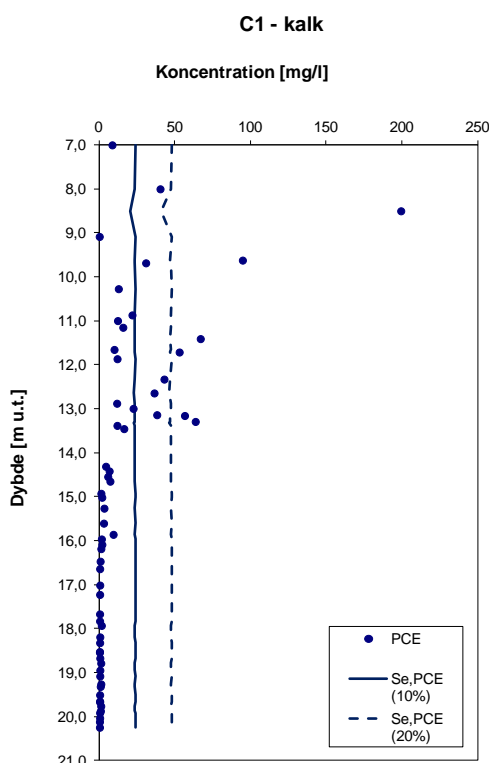
Tabel 19: Opsummering af DNAPL masser i de tre forskellige konceptuelle modeller (med fed skrift) og variationer indenfor scenarierne.

Lag	Konceptul model	DNAPL (kg)
Fyldlag	A	58-75
	B	18-22
	C	57-74
Moræneler	A	881-5.961
	B	834-5.506
	C	2.076-13.417
Knust kalk	a	26-93
	b	36
	c	54-185
Kalk	a	2-48/m²
	b	0,01-0,2 /m²
	c	22-48 /m²

For at vurdere kalk-kernekoncentrationerne omregnes disse til vandkoncentrationer ud fra formlen:

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

Det ses af Figur 60, at de resulterende vandkoncentrationer for PCE indikerer DNAPL ned til ca. 13 m u.t., idet vandkoncentrationerne er højere end 10-20% af den effektive opløselighed af PCE. På denne baggrund vurderes det, at scenarie B for kalk undervurderer massen DNAPL, idet der kun er regnet med en vertikal udbredelse på 5 cm, mens scenarierne A og C bedre repræsenterer et muligt DNAPL masse spænd.



Figur 60: PCE vandkoncentration beregnet ud fra kernekoncentrationer i C1, samt koncentration af 10% og 20% af den effektive opløselighed for PCE.

Den tilsyneladende DNAPL mætning er estimeret ud fra jordprøver, hvor ligevægtsberegninger viser, at der er DNAPL. DNAPL er dog ofte meget ujævnt fordelt, og derfor er det svært at vide, hvor stort et område mætningen er repræsentativ for. Desuden kan den benyttede boremetode til udtagning af intakte kalkkerner have påvirket DNAPL indholdet i kalkkernerne og/eller have skyllet DNAPL væk sammen med det kernemateriale, der blev mistet under boringen (ses som kerneudbytte under 100%). Ingen af de benyttede undersøgelsesmetoder i kalk indikerede/dokumenterede mobil DNAPL, og det er derfor vurderet, at der i de tre undersøgte punkter ikke er mobil DNAPL til stede i kalken, dvs. den tilsyneladende gennemsnitlige DNAPL mætning i kalk højest er 0,6%. Det forventes ikke, at boremetoden har påvirket indholdet af opløste og sorberede forureningsstoffer i de intakte kalkkerner i betydende grad.

De konceptuelle modeller er hypoteser for udbredelsen af DNAPL og af opløst og sorberet fase i kildeområdet på Naverland 26AB, og konceptuelle fejlfortolkninger samt utilstrækkelige data kan give anledning til alvorlige fejl – f.eks. vil en forkert vurdering af udbredelsen af DNAPL have stor betydning for den samlede vurdering af forureningsmassen i et område. Derfor bør DNAPL forureningen i moræneler endelig afgrænses, hvilket kan gøres relativt nemt ved f.eks. MIP sonderinger. For et mere retvisende masseestimat bør DNAPL afgrænses i knust kalk (K) og kalk (BZ), da datagrundlaget er spinkelt med de nuværende tre kalkboringer i kildeområdet, og da de målte vandkoncentrationer indikerer, at der må være en betydelig andel DNAPL eller opløst og sorberet PCE/TCE i kalken. Til kalkundersøgelser er der dog ikke en relativ nem eller billig metode, der kan benyttes, men diskrete vandprøver og FACT NAPL FLUTE er metoder, der kan anbefales til afgrænsning i kalk.

Kvaliteten af den konceptuelle forureningsmodel og af masseestimerne afhænger af datatætheden og -kvaliteten. Det vurderes, at den konceptuelle model for den umættede zone samt masseestimerne er fornuftige selvom DNAPL forureningen ikke er endelig afgrænset. Et afværgeanlæg på Naverland 26AB (placeret i boring K11) pumpede i gennemsnit $3 \text{ m}^3/\text{time}$ fra kalken i 2011 og fjernede herved 360 kg chlorerede opløsningsmidler, primært TCE (Region Hovedstaden, 2012a). Det er vurderet, at forureningsfluxen fra moræneleren slet ikke er stor nok til at kunne forklare, at der kan fjernes så store mængder forurening ved oppumpning (Region Hovedstaden, 2012b). Det blev derfor fundet umiddelbart overraskende, at der ikke blev påvist mere DNAPL i kalken end det var tilfældet. Der er tidligere på et spinkelt grundlag estimeret, at der er $>5.000 \text{ kg}$ forurening (DNAPL og opløst PCE/TCE) i dybden 0-7 m u.t. i et område på $400\text{-}600 \text{ m}^2$, og at der er $>10.000 \text{ kg}$ i dybden 7-13 m u.t. i et område på $400\text{-}1000 \text{ m}^2$ (Vestegnens Vandsamarbejde, 2010). Vore estimater tyder på, at forureningsmassen reelt er mindre fortrinsvis som følge af et mindre areal med DNAPL, om end forureningen i kalken ikke er afgrænset. Det tyder på, at der i dag er mindre forureningsmasse i kalken end i moræneleren.

Referencer

- Albertslund Kommune, 1996. Jordforureningsundersøgelser af en række ejendomme i Albertslund Kommune. Hedeselskabet Miljø- og Energidivisionen, august 1996.
- Asmussen, O. Personlig korrespondance. 2012.
- JNL af 1976, 1997. Afgrænsende forureningsundersøgelse. Rapport udarbejdet af Rambøll.
- JNL af 1976, 1996. NOTAT: Poreluftmålinger, Naverland 26A, 2600 Glostrup. Rapport udarbejdet af Rambøll.
- Jørgensen, I. V., Broholm, M., and Bjerg, P. L., 2010. DNAPL i kildeområder - konceptuelle modeller, karakterisering og estimering af forureningsmasse. DTU Miljø og Region Hovedstaden, Kgs. Lyngby.
- Københavns Amt, 2002. Omfattende undersøgelser, Naverland 26AB, Albertslund. Rapport udarbejdet af Hedeselskabet.
- Lu, C., Bjerg, P.L., Zhang, F., and Broholm, M.M., 2011. Sorption of chlorinated solvents and degradation products on natural clayey tills. *Chemosphere*, 83(11): 1467-1474.
- Oliva, A. et al., 2010. Application of radon gas measurement and electrical imaging techniques in hydrocarbon contaminated areas. ConSoil 2010, 22-24 September 2010 Salzburg, Austria. The 11th International UFZ-Deltares/TNO Conference on Management of Soil, Groundwater and Sediments. Abstracts of presentations. UFZ,
- Region Hovedstaden, 2012a. Afværgeanlæg 165-00016, Naverland - Statusrapport 2011. Rapport udarbejdet af Rambøll.
- Region Hovedstaden, 2009. Etablering og indkøring af vandbehandlingsanlæg. Naverland 26AB, Albertslund. Rapport udarbejdet af Rambøll.
- Region Hovedstaden, 2010. Status for drift af vandbehandlingsanlæg i 2009. Naverland 26AB, Albertslund. Rapport udarbejdet af Rambøll.
- Region Hovedstaden, 2011. Status for drift af vandbehandlingsanlæg i 2010. Naverland 26AB, Albertslund. Rapport udarbejdet af Rambøll.
- Region Hovedstaden, 2012b. Naverland 26 - Vurdering af massefjernelse ved pumpeforsøg. Notat udarbejdet af COWI.
- Vestegnens Vandsamarbejde, 2010. Naverland 26AB. Vurdering af afværgemuligheder i kildeområdet. Rapport udarbejdet af Rambøll.

Vestegnens Vandsamarbejde, 2009. Naverland 26AB. Vurdering af forureningsudbredelse i 2008 og forureningsvarighed. Rapport udarbejdet af Rambøll.