

Fyns Amt. Forurenet lokalitet nr. 485-20 - Tidligere maskinfabrik, Sortebovej 26, 5690 Tommerup

Undersøgelser til vurdering af stimuleret in-situ reduktiv deklorering og kemisk oxidation ved oprensning af grundvandsforurening

Westergaard, C.; Mossing, C.H.; Larsen, L.C.; Bjerg, Poul Løgstrup; Jakobsen, Rasmus; Scheutz, Charlotte

Publication date:
2004

Document Version
Også kaldet Forlagets PDF

[Link back to DTU Orbit](#)

Citation (APA):
Westergaard, C., Mossing, C. H., Larsen, L. C., Bjerg, P. L., Jakobsen, R., & Scheutz, C. (2004). Fyns Amt. Forurenet lokalitet nr. 485-20 - Tidligere maskinfabrik, Sortebovej 26, 5690 Tommerup: Undersøgelser til vurdering af stimuleret in-situ reduktiv deklorering og kemisk oxidation ved oprensning af grundvandsforurening. Odense: Fyns Amt & Hedeselskabet.

DTU Library
Technical Information Center of Denmark

General rights

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

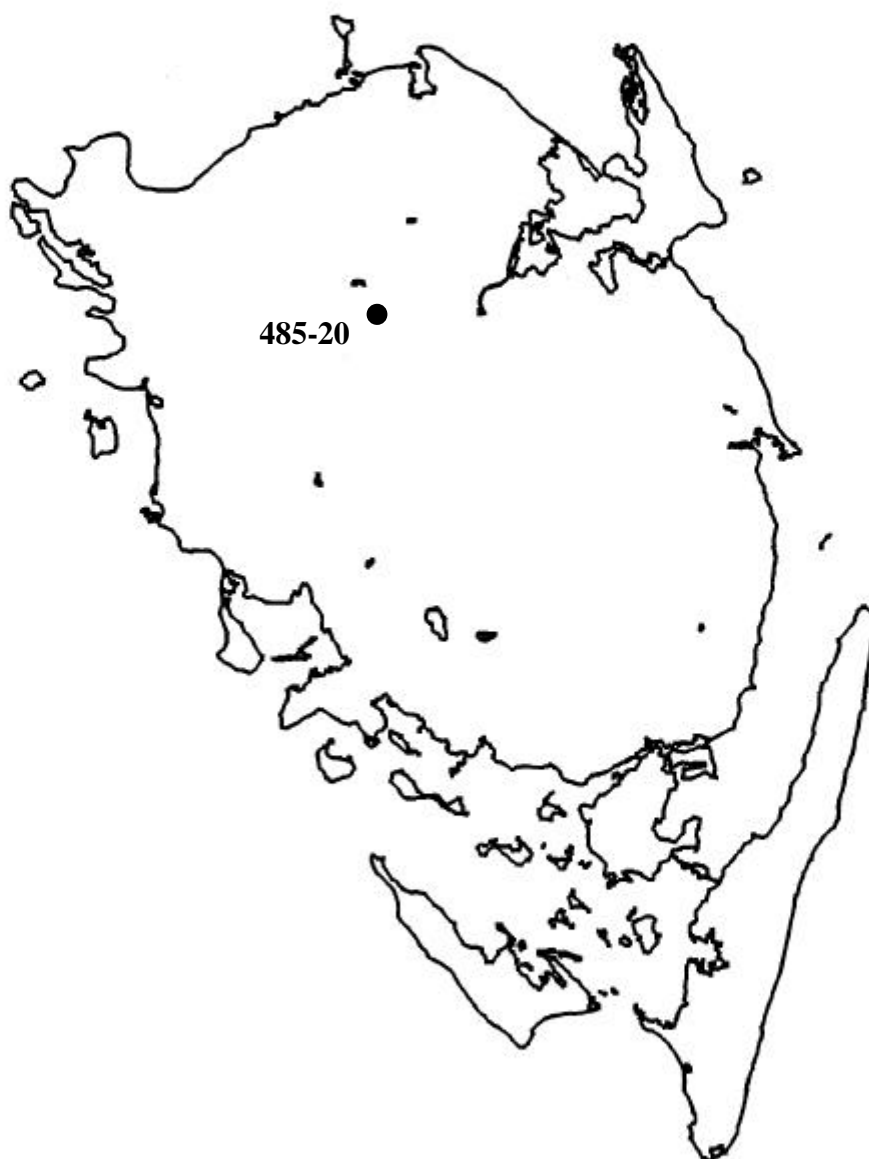
- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- You may freely distribute the URL identifying the publication in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

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

Undersøgelser til vurdering af stimuleret in-situ reduktiv deklorering og kemisk oxidation ved oprensning af grundvandsforurening

Forurennet lokalitet nr. 485-20
Tidligere maskinfabrik
Sortebrovej 26, 5690 Tommerup

November 2004



HEDESELSKABET



Fyns Amt
Miljø- og arealafdelingen

Fyns Amt

**Sortebrovej 26
5920 Tommerup
Lokalitet nr. 485-20**

Undersøgelser til vurdering af stimuleret in-situ reduktiv deklorering og kemisk oxidation ved oprensning af grundvandsforurening

Kunde

Fyns Amt
Miljø- og Arealafdelingen
Ørbækvej 100
5220 Odense SØ
Telefon 65 56 10 00
Telefax 65 56 15 06

Rådgiver

Hedeselskabet
Miljø- og Energi
Klostermarken 12
8800 Viborg
Telefon 87 28 10 00
Telefax 87 28 12 55

Sag nr.	224 02063
Projektleder	Claus Westergaard
Projektmedarbejdere	Christian H. Mossing Lars Chr. Larsen
Kvalitetssikring	Thomas H. Larsen
Revision nr.	5
Godkendt af	Lars Åge Sloth
Udgivet	08.11.2004

Indholdsfortegnelse

1	Indledning	5
1.1	Historik	5
1.2	Formål og strategi	6
1.3	Organisation	8
2	Reduktiv deklorering - baggrund	9
3	Kemisk oxidation - baggrund	11
4	Lokaliteten	12
4.1	Felt- og laboratoriarbejde	12
4.1.1	Feltarbejde	12
4.1.2	Laboratoriarbejde	14
4.2	Geologi	16
4.2.1	Regional geologi	16
4.2.2	Lokal geologi	16
4.2.3	Geologisk model	20
4.3	Hydrogeologi	21
4.3.1	Regional hydrogeologi	21
4.3.2	Lokal hydrogeologi	21
4.4	Hydrauliske tests	23
4.4.1	Baggrund og formål	23
4.4.2	Slugttests	23
4.4.3	Permeabilitetstests	25
4.4.4	Korttidsprøvepumpning	26
4.5	Forureningssituationen og –udvikling	28
4.5.1	Klorerede opløsningsmidler og nedbrydningsprodukter	28
4.5.2	Isotopforhold for klorerede ethener	37
4.5.3	Sammenfatning – Spredning og nedbrydning af klorerede ethener	39
4.6	Redoxsituationen	40
4.7	Mikrobiologi	45
4.8	Sammenfatning af forholdene på lokaliteten	47
5	Stimuleret Reduktiv Deklorering (SRD)	49
5.1	Treatability studier	49
5.1.1	Opsætning af forsøg	49
5.1.2	Redoxforhold i laboratorieforsøg	50
5.1.3	Nedbrydning af klorerede ethener i laboratorieforsøg	51
5.1.4	Sammenfatning af laboratorieforsøg	52
5.2	Samlet vurdering af SRD i forhold til lokaliteten	53

6	Kemisk oxidation (KO)	55
6.1	Laboratorieforsøg	55
6.1.1	Opsætning af forsøg	55
6.1.2	Forsøg med natriumpersulfat	55
6.1.3	Forsøg med kaliumpermanganat	56
6.1.4	Sammenfatning af laboratorieforsøg	57
6.2	Samlet vurdering af KO i forhold til lokaliteten	58
7	Revurdering af risiko	59
7.1	Indledning	59
7.2	Koncept	59
7.3	Modelområde	60
7.4	Geologi	61
7.5	Hydrogeologi	61
7.6	Forureningsspredning	62
7.7	Modelopsætning og kalibrering	62
7.7.1	Kalibrering af hydraulik	62
7.7.2	Forureningsudbredelsen	63
7.8	Resultater	64
7.8.1	Modelscenarier	64
7.8.2	Vurdering af simuleringsresultater	76
7.9	Vurdering af risikoen for den eksisterende vandindvinding	77
8	Evaluering af afværgemetoder	79
8.1	Implementering af SRD eller KO på lokaliteten	79
8.1.1	Forudsætninger i afværgeprogrammet	79
8.1.2	Valg af afværgemetode	80
8.2	Problemstillinger i forhold til projektforslag	81
8.2.1	Valg af behandlingsvolumen	81
8.2.2	Processer og kontaktflader	82
8.2.3	Valg af donor og mikroorganisme	83
8.2.4	Applikation og tidsperspektiv	83
9	Konklusion	87
10	Referenceliste	88

BILAGSFORTEGNELSE

- 1 Borejournaler
- 2 Grundvandspotentialekort
- 3 Slugtests
- 4 Permeabilitetstests
- 5 Analyseresultater, grundvand
- 6 DTU/GEUS-notater
 - a. Isotopfraktioner
 - b. Oxidationskapacitet
 - c. Brintmålinger
 - d. Mikrobiologi (AODC tællinger)
 - e. Metode til påvisning af *Dehalococcoides*
 - f. Treatability forsøg
 - g. Kemisk oxidation
- 7 Modelparametre til sprækketransportmodel

1 Indledning

1.1 Historik

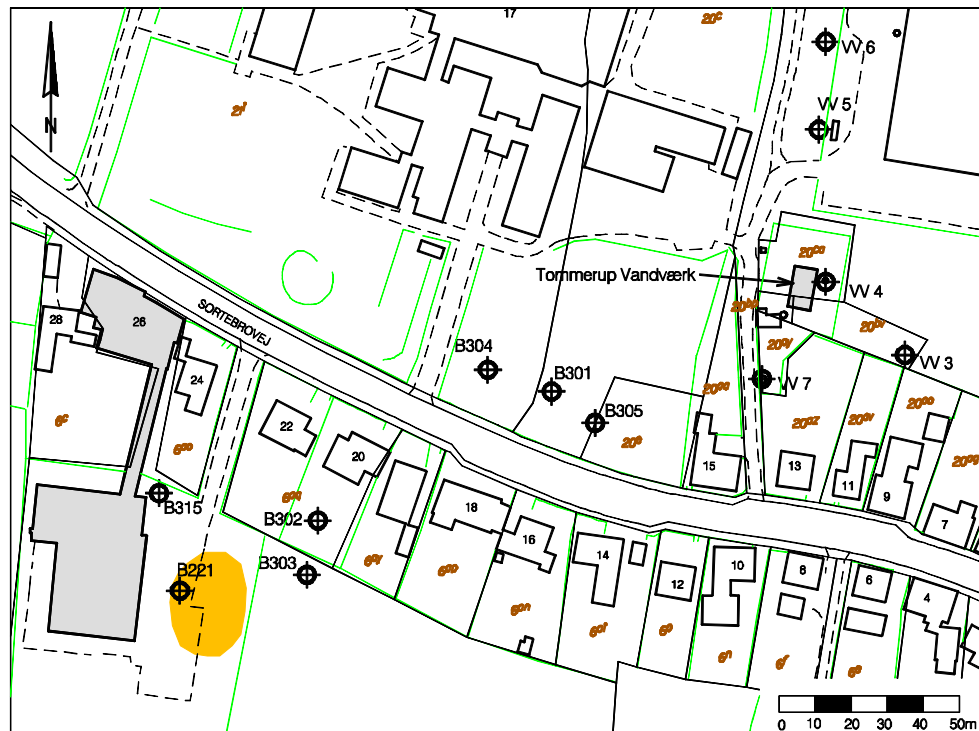
På ejendommen Sortebrovej 26, Tommerup har der i perioden 1886-1995 været først smedieværksted og senere maskinfabrik, Knarreborg maskinfabrik. Smedieværkstedet startede i bygninger ud mod Sortebrovej. Ved senere udvidelser i 1951, 1961/62, 1965/66 og 1979 er der opført flere bygninger til virksomheden. Det seneste nybyggeri skete efter at konstruktionshallen udbrændte i 1979.

Ved undersøgelser i gennemført perioden 1998-2001 er der konstateret en kraftig forurening med klorerede opløsningsmidler, primært triklorethylen (TCE), i jord og sekundært grundvand 5-20 m u. t. Forureningen er påvist i høje koncentrationer i toppen af primært grundvand i 36 meters dybde under hot-spot på Sortebrovej 26. Forureningen er i dybereliggende sekundært grundvand spredt til boring B301 og B304, der er placeret godt 100 m mod nordøst midtvejs mellem den forurenede lokalitet og Tommerup Vandværks kildeplads. Ved den seneste monitoring i foråret 2004 er der desuden konstateret indhold af TCE i toppen af det primære grundvand i boring B301 mellem hot-spot og Tommerup Vandværk. Det har ikke været muligt at lokalisere en decideret kilde til forureningen med TCE i jorden og grundvandet. Geoteknisk Institut/GEO har forestået undersøgelserne af forureningen i jord og grundvand jf. (Fyns Amt, 2000) og (Fyns Amt, 2001). Bygningerne fra den tidligere maskinfabrik benyttes i dag som lager for en tømmerhandel.

En oversigtsplan over ejendommens placering i forhold til hot-spot og Tommerup Vandværk fremgår af figur 1.1 på næste side.

Den konstaterede forurening i såvel sekundært grundvand som i toppen af det primære magasin ved Sortebrovej 26 samt den aktuelle spredning af forureningen i dybtliggende sekundært og primært grundvand i retning mod Tommerup Vandværks indvindingsboringer betyder, at forureningen på sigt vurderes at udgøre en risiko i forhold til indvindingen på Tommerup Vandværk. Det kan derfor blive nødvendigt på et tidspunkt at iværksætte afværgeforanstaltninger over for forureningen.

Med baggrund heri er der udarbejdet et afværgeprogram (Fyns Amt, 2002). I afværgeprogrammet beskrives og vurderes forskellige tekniske metoder, der kan anvendes til afværge med henblik på at forhindre en uacceptabel påvirkning af det primære magasin og dermed i sidste ende en påvirkning af indvindingen til Tommerup Vandværk med klorerede opløsningsmidler. I afværgeprogrammet peges på to metoder – stimuleret in situ reduktiv deklorering og kemisk oxidation – som ud fra såvel økonomiske som miljømæssige betragtninger vurderes at være egnede metoder til brug ved en oprensning af hot-spot området.



Figur 1.1: Oversigtsplan med beliggenhed af hot-spot og undersøgelsesboringer til det primære grundvandsmagasin samt Tommerup Vandværks boringer (VV3-VV7).

1.2 Formål og strategi

Denne rapport er et element i en endelig vurdering af to afværgemetoder i forhold til "hot-spottet" på Sortebovej 26.

Formålet med rapporten er at belyse:

- Om risikobilledet i forhold til Tommerup Vandværk er uændret og stadig peger på, at der skal iværksættes oprensning af hot-spot.
- Om en evt. oprensning kan baseres på stimuleret *in situ* reduktiv deklorering ved tilsætning af elektron donor og/eller bakterier til sekundært grundvand i hot-spot.
- Om en evt. oprensning af forurening i sekundært grundvand i hot-spot kan baseres på kemisk oxidation.

Strategien er at gennemføre en række undersøgelser af grundvand og sediment fra hot-spot. Det foreliggende kendskab til forureningstilstand, nedbrydningsforhold, grundvandskemi mv. på lokaliteten udbygges ved udførelse af nye boringer samt udtagning af grundvands- og sedimentprøver. Der opstilles en konceptuel geologisk model for området ved hot-spot. Den geologiske model skal danne grundlag for opstilling af en stoftransportmodel, hvor sprækketransport medtages. Med bag-

grund i stoftransportmodellen foretages en revurdering af risikoen i forhold til Tommerup Vandværk. Sideløbende undersøges dels muligheden for at stimulere reaktiv deklorering i laboratorieforsøg ved tilsætning af donor og bakterier til sediment og grundvand udtaget fra lokaliteten, dels muligheden for at omsætte de klorerede opløsningsmidler ved direkte kemisk oxidation.

Resultaterne fra felt- og laboratorieundersøgelserne sammenstilles efterfølgende til vurdering af muligheden for dels at anvende stimuleret reaktiv deklorering og dels kemisk oxidation som en mulig afværget metode i forhold til den kraftige forurening i sekundært grundvand i hot-spot.

Sideløbende med undersøgelserne og vurderingerne omkring afværget metoder er der gennemført en supplerende kildeopsporing med henblik på at lokalisere et kildeområde til forureningen med TCE, jf. (Fyns Amt, 2003). Med baggrund i interview med en tidligere værkfører, poreluftmålinger samt boringer og analyser af jordprøver, kan det konkluderes, at det er meget lidt sandsynligt, at der på lokaliteten findes en terrænnær kilde til den dybereliggende forurening med TCE.

Der er endvidere med ½-årige intervaller gennemført monitoring af udviklingen i koncentrationen af klorerede opløsningsmidler i sekundært og primært grundvand med henblik på at vurdere, om trusselsbilledet mod Tommerup Vandværk ændres med tiden. Den første monitoring blev gennemført i efteråret 2002. I forbindelse hermed blev der mellem den forurenede lokalitet og Tommerup Vandværks indvindingsboringer udført 3 nye monitoringsboringer, som blev filtersat dels i det nederste sekundære grundvand og dels i det primære grundvand. De seneste monitoring i efteråret 2003 og foråret 2004 viste, at der er sket en kraftig stigning i det primære grundvands indhold af TCE umiddelbart under hot-spot. Desuden er der i foråret 2004 for første gang konstateret indhold af TCE i toppen af det primære grundvand i en boring beliggende på Tommerup Efterskole mellem hot-spot og Tommerup Vandværk. Forureningen vurderes derfor på sigt at udgøre en trussel mod indvindingen til Tommerup Vandværk.

I den seneste monitoringsrapport anbefales det at intensivere overvågningen af grundvandet. Desuden anbefales det at udføre en ny boring ved hot-spot, hvorfra der med kort varsel kan etableres en midlertidig afværgepumpning fra det primære magasin, såfremt det - mod forventning - skulle vise sig, at indholdet af klorerede opløsningsmidler i det toppen af det primære magasin når et så højt niveau, at forureningen udgør en akut trussel mod indvindingen til Tommerup Vandværk.

De ½-årige monitoringer er planlagt at fortsætte indtil afværgeforanstaltningerne til oprensning af hot-spot er etableret. De hidtil gennemførte monitoringer er afrapporteret i (Fyns Amt, 2003 og 2004).

1.3 Organisation

Denne rapport indgår som et grundlag for vurdering af afværgemetoder i forhold til forureningen på lokaliteten.

Hedeselskabet Miljø & Energi as er ansvarlig for at gennemføre og rapportere undersøgelserne/forsøgene om reduktiv deklorering og kemisk oxidation. Rapporten er skrevet i et samarbejde mellem Miljø & Ressourcer DTU og Hedeselskabet.

Miljø & Ressourcer DTU og GEUS står for gennemførelse af hovedparten af analyser og laboratorieforsøg, der danner grundlaget for Hedeselskabets vurderinger. GeoSyntec/SIREM v./ Evan Cox og Phil Dennis har via en samarbejdsaftale med Miljø & Ressourcer DTU doneret bakteriekulturen KB-1 til eksperimenter vedrørende treatability forsøgene i laboratoriet. Daniel Hunkeler, University of Neuchâtel har gennemført analyserne for isotopfraktionering for klorerede opløsningsmidler.

Sideløbende er der foretaget akkrediterede kemiske jord- og vandanalyser af Eurofins.

2 Reduktiv deklorering - baggrund

Reduktiv deklorering er den proces hvorved klorerede ethener nedbrydes trinvis ved sekventiel substitution af et klor-atom med et brint-atom. Den sekventielle nedbrydning af PCE er derfor: $PCE \rightarrow TCE \rightarrow DCE \rightarrow VC \rightarrow \text{ethen}$.

Ved reduktiv deklorering fungerer det klorerede opløsningsmiddel ikke som substrat for mikroorganismene, men derimod som elektronacceptor. Det er derfor en forudsætning for dekloreringsprocessen, at der er et andet substrat tilstede (det kan enten være naturligt eller miljøfremmed). En anden forudsætning for reduktiv deklorering er, at forholdene i grundvandet er stærkt reducerede. De klorerede opløsningsmidler "konkurrerer" med andre naturlige elektronacceptorer i grundvandet og mikroorganismene har præference for bl.a. ilt, nitrat og jern, før de går over til at anvende de klorerede opløsningsmidler. Der ses derfor ofte betydelig naturlig reduktiv deklorering, hvor der er sket blandingsforureninger med f.eks. oliestoffer og klorerede opløsningsmidler. For en mere detaljeret beskrivelse af forholdene omkring reduktiv deklorering henvises til bilag 6F.

For at belyse de naturlige forhold på/omkring Sortebrovej 26 er der gennemført følgende:

- Belysning af forureningsudbredelse/-sammensætning – giver et første-håndsindtryk af om der sker en nedbrydning af de klorerede opløsningsmidler (tilstedeværelse og andel af nedbrydningsprodukter).
- Belysning af isotop fraktioner – da mikroorganismer har en præference for den lette fraktion af kulstoffet i de klorerede opløsningsmidler kan forholdet mellem den lette og tunge fraktion give en indikation af den eventuelle reductive deklorering.
- Belysning af redoxforhold – indhold af konkurrerende elektronacceptorer i såvel grundvand som sediment samt brintmålinger angiver om forholdene er tilstrækkeligt reducerede til at reduktiv deklorering kan forløbe naturligt.
- Belysning af mikrobiologi – giver et indtryk af det mikrobiologiske miljø og aktivitet i grundvandet. Test af tilstedeværelse af bakterietypen *Dehalococcoides* vil være en betydelig indikator for om reduktiv deklorering med en fuldstændig nedbrydning af TCE til ethen vil kunne forekomme.
- Laboratorieforsøg med vand og sediment fra lokaliteten uden tilsætning af donor eller bakterier giver en vurdering af det naturlige potentiale for reduktiv deklorering.

Hvis ikke den naturlige reductive deklorering er tilstrækkelig til at nedbringe en forurenings risiko til et acceptabelt niveau, kan processen stimuleres. Dette kan gøres ved tilsætning af en elektrondonor i form af et organisk substrat og/eller udvalgte mikroorganismer (*Dehalococcoides*).

For at belyse muligheden for at stimulere reduktiv deklorering på Sortebovej 26 er der gennemført følgende:

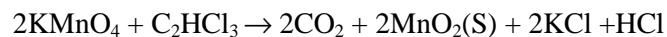
- Belysning af treatabilityforsøg med grundvand og sediment fra lokaliteten – vil belyse om den naturlige reductive deklorering kan initieres eller stimuleres ved tilsætning af forskellige substrater og/eller udvalgte mikroorganismer af typen *Dehalococcoides*.
- Belysning af redoxforhold – indhold af konkurrerende elektronacceptorer i såvel grundvand som sediment er betydende for, hvor meget substrat der ville skulle tilføres ved en oprensning baseret på stimuleret reduktiv deklorering.

3 Kemisk oxidation - baggrund

Kemisk oxidation er en proces, der involverer reduktions- og oxidationsreaktioner, hvorved f.eks. klorerede ethener kan nedbrydes fuldstændigt til vand og kuldioxid. Ved reduktions- og oxidationsreaktionerne sker der overførsel af elektroner fra et stof til et andet stof – stoffet der oxideres mister elektroner, mens stoffet der reduceres tilføres elektroner.

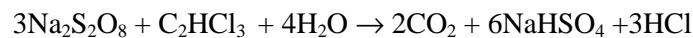
I dette projekt belyses mulighederne for at oprense sekundært grundvand i hot-spot ved kemisk oxidation ved anvendelse af oxidationsmidlerne kaliumpermanganat og natriumpersulfat.

Permanganat er et effektivt oxidationsmiddel for oxidation af flere organiske stoffer i vandig opløsning. Permanganat oxiderer fortrinsvis de organiske stoffer ved direkte elektronoverførsel, idet permanganat reduceres til mangandioxid. Den støkiometriske reaktion for fuldstændig destruktion af TCE med permanganat er:



Permanganat er effektivt indenfor et bredt pH-interval (3,5-12). Reaktionshastigheden er lavere end for andre oxidationsmidler som f.eks. Fenton reagens og ozon, hvilket giver permanganat en længere levetid i grundvandet.

Persulfat er et effektivt oxidationsmiddel for oxidation af mange organiske stoffer i vandig opløsning. Persulfat kan anvendes direkte eller ved en katalyseret reaktion med metaller (ofte Fe(II) i form af ferrosulfat) eller varme som katalysator. Den katalyserede reaktion, ved hvilken der dannes sulfat- og hydroxylradikaler, er mest effektiv. Persulfat har en noget længere reaktionshastighed ved kemisk oxidation end Fentons reagens og ozon og dermed en større levetid i grundvand. Den støkiometriske reaktion for fuldstændig destruktion af TCE med persulfat er:



Persulfat er ligesom permanganat effektivt over et bredt pH-interval, men effektiviteten falder med stigende pH. Katalyseret persulfat er mere effektiv end permanganat, men har en kortere levetid. Direkte anvendt, dvs. uden katalysator, forholder det sig omvendt.

For at belyse muligheden for at oprense sekundært grundvand i kildeområdet ved kemisk oxidation på Sortebrovej 26 er der gennemført følgende:

- Laboratorieforsøg med kaliumpermanganat og natriumpersulfat med henblik på at bestemme den nødvendige tilførsel af oxidationsmiddel til morænelersjorden i og opstrøms kildeområdet for at tilfredsstille sedimentets naturlige oxidationsbehov.
- Laboratorieforsøg med henblik på at belyse hvilke ændringer i pH som oxidationen medfører.

4 Lokalteten

4.1 Felt- og laboratoriearbejde

I det følgende præsenteres udelukkende resultater af de undersøgelser, der er foretaget i forbindelse med nærværende projekt og som ikke tidligere er afrapporteret. I flere af sammenligningerne og vurderingerne er der også anvendt data fra tidligere undersøgelser udført af Geoteknisk Institut/GEO. I det omfang der anvendes data fra disse undersøgelser, henvises til Geoteknisk Institut/GEO's rapporter. Bilagene til denne rapport omhandler dog primært forhold som er direkte relateret til feltarbejdet, der er foretaget i forhold til denne undersøgelse. For detaljerede data omkring de tidligere undersøgelser, henvises til de oprindelige rapporter.

4.1.1 Feltarbejde

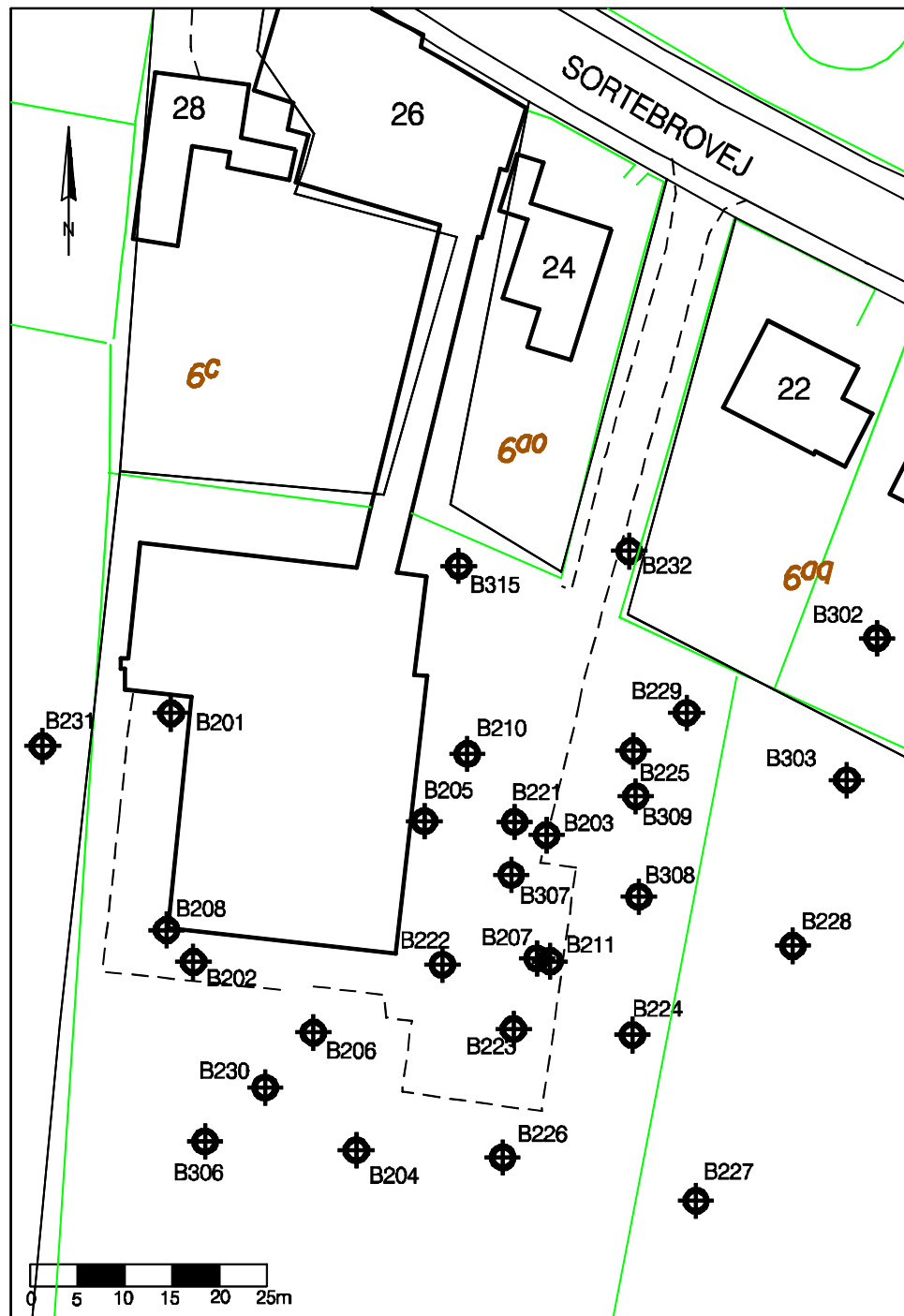
I forbindelse med nærværende projekt er der i perioden 7. april til 24. april 2003 og 14. januar 2004 til 22. januar 2004 udført i alt 5 stk. 12" forede snegleboringer til mellem 20 og 44 m u. t.. Boringerne er benævnt B306-B309 og B315. Borejournaler er vedlagt som bilag 1.

Boring B306-B309 er filtersat med ø63 mm PEH-rør i sekundært grundvand for vandprøvetagning. Boring B315 er filtersat med ø125 mm PEH-rør i det primære magasin for vandprøvetagning og ø32 mm PEH-rør i umættet zone for poreluftprøvetagning. Filterintervaller er gruskastet, og boring B306-B309 er forsejlet med en bentonitprop mellem de enkelte filterintervaller samt mellem top af det øverste filter og terræn. Forsejlingen mellem filtrene i boring B315 er udført med cementstabiliseret bentonit. Ved terræn er boringerne afsluttet med aflåst prop, betonmuffe og -dæksel. Boringerne er renpumpet af boreentreprenøren. Terræn og top af filterrør er indmålt og kotesat i forhold til Dansk Normal Nul (DNN). Borearbejdet er udført af GEO under tilsyn af Hedeselskabet.

Alle gennemborede jordlag er beskrevet geologisk og forureningsmæssigt. Under udførelsen af boringerne er der udtaget jordprøver pr. 0,5 meter i diffusionshæmmende Rilsanposer og efterfølgende løbende målt PID på den opborede jord med et instrument af typen Photovac 2020 med 10,2 eV UV-lampe. Endvidere er der for hver 0,5 m udtaget repræsentative jordprøver i 100 ml tætsluttende red cap glas.

Udvalgte jordprøver i red cap glas er analyseret for indhold af klorerede opløsningsmidler. Analysearbejdet er udført af Eurofins. Jordprøver til evt. laboratorieanalyse er opbevaret mørkt og køligt indtil analysetidspunktet.

Boringernes placering fremgår af situationsplanen på figur 4.1.



Figur 4.1: Situationsplan med boringsplaceringer

Fra boring B306-B309 er der udtaget intakte sedimentkerner, dels i A-rør til brug for laboratorieforsøgene og analyserne på DTU og GEUS og dels i B-rør til bestemmelse af permeabilitet og porøsitet. En oversigt over prøvetagningsdybder mv. fremgår af tabel 4.1.

Tabel 4.1: Prøvetagningssteder og geologi for sedimenter, som indgår i analyser for oxidationskapacitet, AODC, og laboratorieforsøg på Sortebovej.

Placering af boring		Opstrøms	Kildeområde	Kildeområde	Kildeområde
Boring nr.		B306	B307	B308	B309
Prøvetagningsdybde m u. t.	A-rør	12,0 – 12,5	7,5 – 8,0 og 9,5 – 10,0	8,8 – 9,3	12,0 – 12,5
	B-rør	5,0, 10,0, 15,0 og 20,0	5,0, 10,0, 15,0 og 20,0	10,0 og 20,0	5,0, 15,0 og 21,0

I de nye boringer er efterfølgende udtaget vandprøver af Hedeselskabet og DTU, dels som led i den generelle forureningsbeskrivelse, dels som led i de undersøgelser/forsøg, der opstilles på DTU. DTU har udtaget supplerende vandprøver i en række boringer til feltanalyser for brint og vandprøver til analyser for isotopfraktionering af klorerede opløsningsmidler. Desuden har Hedeselskabet supplerende udtaget vandprøver til boringskontrolanalyser i en række boringer, for at den naturlige grundvandskemi og redoxforholdene ved kildeområdet kan vurderes.

Fra to filtersætninger i umættet zone i boring B315 er der udtaget poreluftprøver til analyse for indhold af klorerede opløsningsmidler.

Endelig er der udført slug-tests i filtrene B303.2, B306.1, B306.2, B307.1, B307.2, B307.3, B308.2, B308.3, B309.1 og B309.3 med henblik på at bestemme hydrauliske ledningsevne i det sekundære magasin i moræneleren. På filter B315.1 er der udført en korttidsprøvepumpning for bestemmelse af transmissiviteten i det primære magasin under kildegrunden.

4.1.2 Laboratoriarbejde

Der er gennemført en række analyser og forsøg på det udtagne sediment og grundvand på ejendommen. De specifikke materialer og metoder i forbindelse med disse er beskrevet i notater, der er vedlagt som bilag.

Følgende laboratorieanalyser/- forsøg er gennemført hos Miljø & Ressourcer DTU:

- Generel mikrobiologisk karakterisering
- Bestemmelse af sedimentets oxidationskapacitet
- Isotopfraktionsbestemmelse for klorerede opløsningsmidler (University of Neuchatel)
- Feltmålinger af brint i grundvandet
- Treatabilityforsøg i flaskeforsøg med sediment og grundvand fra lokaliteten
- Supplerende analyser for klorerede opløsningsmidler til at understøtte resultater fra treatabilityforsøg og isotopfraktionering

- Bestemmelse af sedimentets (uforurenet og forurenet) oxidantforbrug ved anvendelse af kaliumpermanaganat og natriumpersulfat.

Følgende analyser er gennemført hos GEUS:

- Udvikling og gennemførelse af analysemetode for kvalitativ og kvantitativ bestemmelse af tilstedeværelsen af *Dehalococcoides* bakterier i grundvandet

Følgende analyser er gennemført hos Eurofins:

- Akkrediterede analyser af klorerede opløsningsmidler og nedbrydningsprodukter heraf
- Akkrediterede analyser af redoxparametre m.m. (boringskontrol)

4.2 Geologi

Som basis for opstillingen af den hydrogeologiske stoftransportmodel er der opstillet en geologisk model for lokaliteten. Den geologiske model er baseret på regionale data, som de fremgår af det geologiske basisdatakort (DGU, 1989) samt geologiske tolkninger (Larsen, 2002).

4.2.1 Regional geologi

Området omkring Tommerup er karakteriseret ved en ca. 90 m tyk kvartær lagpakke med en kompleks opbygning af moræneler og smeltevandsaflejringer.

Den kvartære lagpakke på Fyn er især præget af to isfremstød under den sidste istid - Weichsel – nemlig ”Nordøstfremstødet” fra nordøst og ”Det Ungbaltiske Fremstød” fra sydøst.

Tommerup-området er beliggende i den sydøstlige udkant af Det Fynske Højland, der er karakteriseret ved højtliggende randmoræne og inderlavning med smeltevandsaflejringer fra Nordøstisen, der senere blev rand-moræne for det Ungbaltiske Isfremstød og Bæltgletscheren. Området sydøst for Tommerup er karakteriseret af smeltevandsdalen, der i dag udgør Odense Ådal.

Den kvartære lagpakke overlejrer aflejringer af paleocæn alder.

Prækvartære aflejringer

Den prækvartære overflade træffes i dybere borerer omkring Tommerup omkring kote -40 DNN. De øvre prækvartære lag består af paleocænt Kertemindeler, der er en grå, kalk- og svovlkisholdig lerart og paleocæne skifre.

Umiddelbart nordøst for Tommerup findes indikationer på, at de paleocæne aflejringer ikke befinder sig på primært leje, men er skudt op i flager og blokke af isen, idet der f.eks. i boring 145.155 ca. 1,5 km østnordøst for Sortebrovej er truffet kvartære smeltevandsaflejringer under Kertemindemergel.

Bryozokalk fra danien ses at underleje de paleocæne aflejringer ca. 2 km nord for Sortebrovej i kote -80 m DNN i boring 145.104.

Kvartære aflejringer

Beskrivelse af den kvartære lagpakke på ca. 100 meter umiddelbart omkring Sortebrovej er karakteriseret ved en overordnet tredeling, idet de øvre ca. 30 m overvejende udgøres af moræneler. Under den øvre moræne træffes 10-15 m mægtige aflejringer af smeltevandssand/-silt og -ler. De sandede aflejringer udgør det primære grundvandsmagasin under Tommerup. De nedre 30 – 40 meter af den kvartære lagpakke udgøres igen overvejende af moræneler, der nederst kan indeholde flager af paleocænt ler.

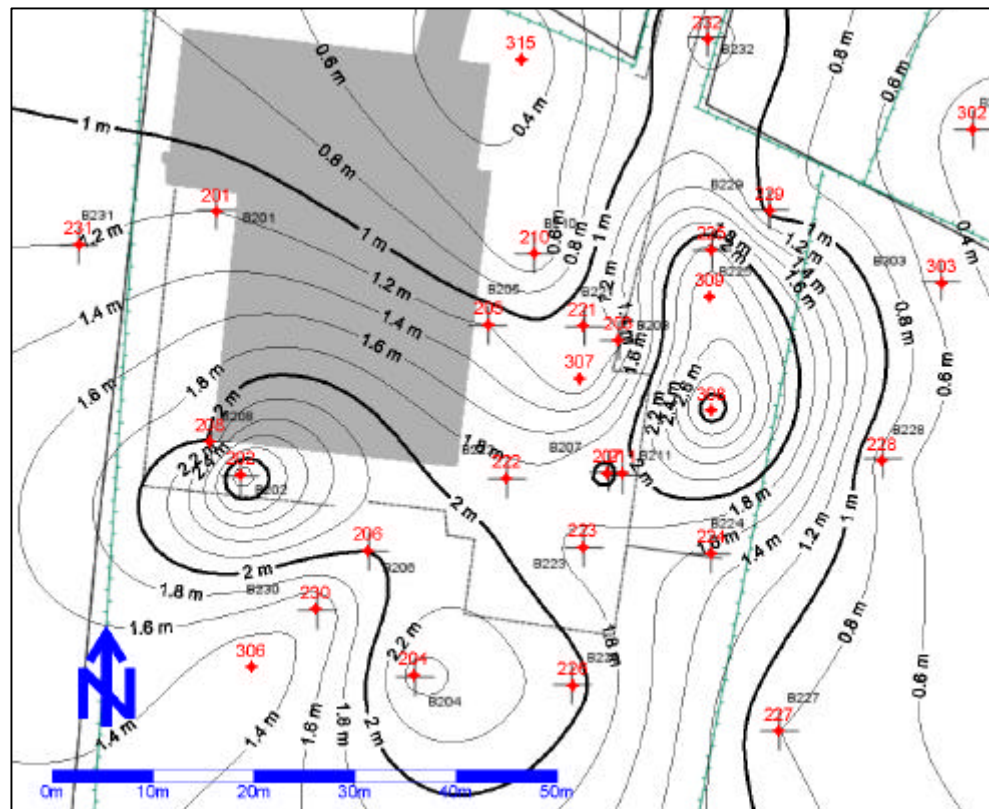
4.2.2 Lokal geologi

Beskrivelsen af den lokale geologi under Sortebrovej er baseret på et stort antal undersøgelsesboringer udført i perioden 1999 til 2004. De dybeste borerer er ført til bunden af det primære magasin, svarende til den mellemste kvartære sekvens jf. forrige afsnit.

Terrænkoten på lokaliteten varierer ganske lidt og er ca. +64 m DNN.

Fyldlag

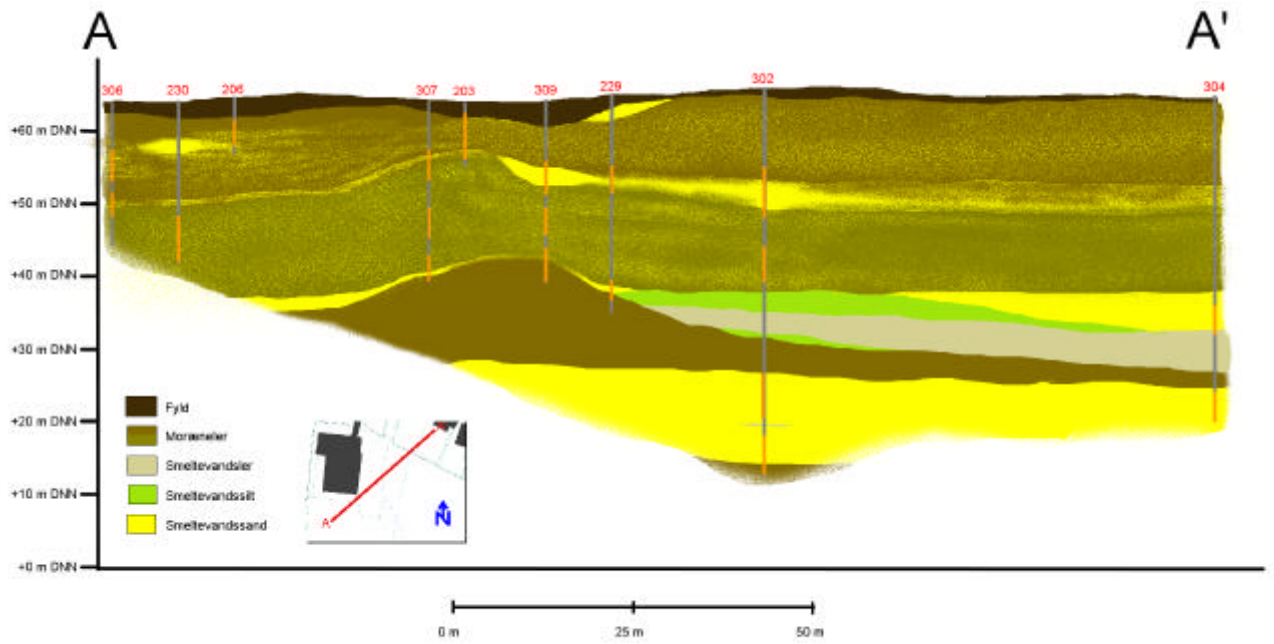
Fyld-/muldragene på lokaliteten varierer i tykkelse fra 0,3 m til 3,5 m med de største fyldlagstykkelser omkring B308, B202 og B204. På den nordligste og østligste del af lokaliteten er fyldlagstykkelserne typisk under 1 meter. På figur 4.2 er vist en konturering af fyldlagstykkelserne.



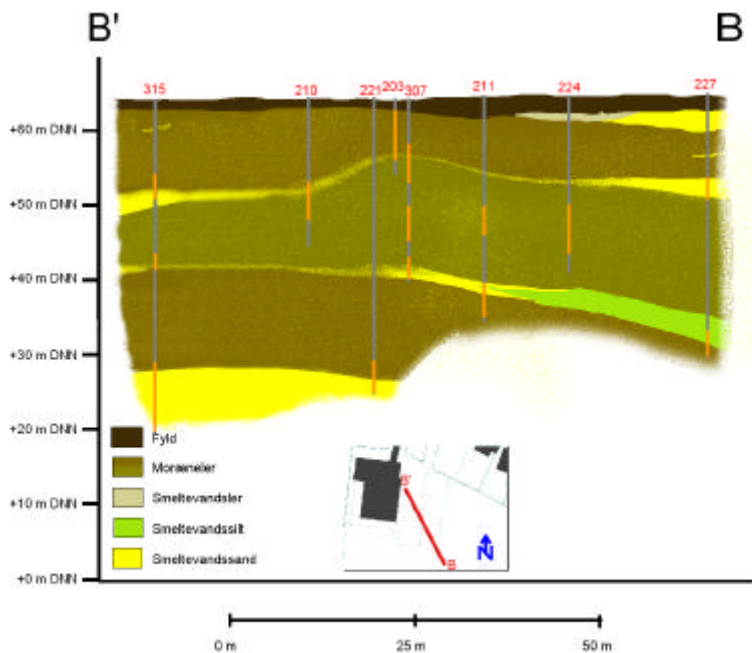
Da terrænoverfladen er jævn udgør de store fyldlagstykkelser ved B308, B202 og B204 opfyldninger af oprindelige lavninger i terrænet. Ved B308 udgøres fyldet øverst af ca. 1 m sand, herunder et ca. 0,4 m tykt gyttelag, herunder af ca. 1,8 m sandet ler. Under lerlaget findes et ca. 0,2 m tykt muldrag.

I B202 udgøres fyldet af øverst ca. 1,4 m sand og herunder muldblandet ler og sand til ca. 3,4 m u.t. I B204 består fyldet af muldblandet sand og ler ned til 2,3 m u.t. I B232 ved indkørslen til ejendommen indeholder fyldlagene store mængder tegl, mens fyldet i de øvrige boreriger overvejende består af vekslende lag af muldblandet sand og ler.

Det vurderes, at fyldlaget er fremkommet ved terrænreguleringer i forbindelse med opførelse af den oprindelige konstruktionshal i 1966 og senere ved oprydning og genopbygning efter en brand i 1979.



Figur 4.3 Tolket geologisk profil A-A'



Figur 4.4 Tolket geologisk profil B-B'

Intakte lag

De intakte lag der er gennemboret på ejendommen udgøres af den øvre morænepakke og den øverste del af det primære magasin der udgør den mellemste kvartære sekvens jf. afsnit 4.2.1. Det primære magasin vurderes at være gennemboret i B302, hvor der træffes moræneler i kote +14,1 m DNN, under 12 meter smeltevandsaflejringer. Figurene 4.3 og 4.4 viser to tolkede profilsnit gennem lokaliteten (bemærk at placering af de geologiske profiler fremgår af den lille oversigtsfigur under de geologiske profiler).

Generelt træffes sandet moræneler, ofte med mange sandslirer og sandlaminæ, direkte under fyldlaget. Den øvre moræne er oxideret ned til ca. 5 meters dybde.

I områdets sydøstligste del er morænen overlejret af fluviatile aflejringer af sand, der igen overlejres af leret sand (B227). Det vurderes, at der her er tale om sen-glaciale, fluviatile aflejringer og nedskylsaflejringer, se profil B-B'. Længere i nordvestlig retning bliver de fluviatile aflejringer mere finkornede. I B224 træffes således fed ler.

I ca. 10 m's dybde træffes i randområdet af lokaliteten igen smeltevandsaflejringer af sand. Mod sydvest, centralt på lokaliteten og mod nordøst er smeltevandsaflejringerne stærkt forstyrret af den overliggende moræne og kan kun erkendes som en forøget hyppighed af sandslirer i leret.

Under den øvre morænebænk og de underliggende smeltevandsaflejringer følger en ca. 10 m tyk morænebænk ned til ca. 25 m u.t. Morænen i denne bænk er karakteriseret som uforvitret, grå, sandet og gruset.

I ca. 25 m's dybde (ca. kote +40 DNN) følger endnu en lagpakke af smeltevandsaflejringer. Disse er, som den overliggende smeltevandssekvens, stærkt forstyrrede i områdets centrale del omkring B307, B309 og B315. Mod øst er smeltevandsserien opbygget som en "coarsening upward" sekvens med smeltevandsler i bunden, herover silt og sand. Den maksimale tykkelse af smeltevandssekvensen er truffet mod nordøst i B304, hvor den har en samlet tykkelse på ca. 10 m.

Mod syd er sekvensen mindre udviklet og når en maksimal tykkelse på omkring 1-2 meter. Her træffes udelukkende fin- til mellemkornet sand.

Mellem den ovenfor omtalte sandsekvens og det primære sandmagasin, der findes ret konsistent ca. 35 m u.t. (ca. kote + 28 m DNN), findes endnu en morænebænk. Mægtigheden af morænebænken aftager fra ca. 10 mod syd til omkring 2 m mod nord (B304). Moræneleret i denne sekvens karakteriseres ved at være uforvitret og have et relativt stort indhold af kalkklaster og flint.

Under den øvre morænepakke, jf. afsnit 4.2.1, træffes det primære magasin bestående af fint-/mellemkornet, siltet og leret smeltevandssand.

Det primære magasin vurderes at være gennemboret i B302, hvor der træffes moræneler 51 m u.t. (kote +14,1 m DNN). Mægtigheden og dybden til bunden af det primære magasin svarer godt overens med nærliggende dybe vandindvindingsboringer.

Moræneleret der træffes i 51 m's dybde i boring er karakteriseret ved at være uforvitret, grå, sandet, gruset og med mange sandlaminæ. Denne moræne vurderes at tilhøre den nedre morænepakke, jf. afsnit 4.2.1.

4.2.3 Geologisk model

Den geologiske model for lokaliteten er fremkommet ved en detaljeret rumlig korrelation af markørhorisonter i alle de udførte boringer. Markørhorisonter kan enten være egentlige laggrænser f.eks. mellem moræneler og smeltevandsaflejringer eller det kan være horisonter i moræneleret med særlig høj hyppighed af sandslirer.

Med baggrund i den overordnede dannelse for de kvartære aflejringer i Tommerup-området, som er beskrevet i afsnit 4.2.1, kan dannelsen af den øvre morænepakke, dvs. de kvartære lag over det primære magasin være sket ved, at der er sket flere mindre isfremstød sydfra, henover smeltevandsaflejringer afsat foran isen i perioder, hvor den er smeltet tilbage.

På baggrund af markørhorisonterne kan der identificeres tre morænebænke, afsat over det primære magasin. Under isfremstødene, hvor morænerne er afsat, er der sket deformation af de underliggende lag og der er opstået en kulmination centralt på lokaliteten i området omkring B203, B211, B307 og B309. Smeltevandsaflejringerne afsat i isfrie perioder foran gletscherfronten er ved den efterfølgende isfremrykning blevet kraftigt deformeret omkring kulminationen, mens de er forholdsvis intakte syd og nord for.

Den samlede tolkning for den øvre morænepakke er således, at der er sket tre isfremstød efter, at det primære sandmagasin er afsat. I de to mellemliggende perioder er afsat smeltevandsaflejringer i gletschersøer og flodløb foran isfronten. Smeltevandsaflejringerne udgjorde oprindeligt sammenhængende lag, som de efterfølgende isfremstød har udtværet omkring kulminationen, hvor de i dag ses som moræneaflejringer med stort sandindhold og en stor mængde sandslirer. I forbindelse med den sidste afsmeltning er der afsat smeltevandsaflejringer i den sydøstlige del af lokaliteten.

Den ovenfor beskrevne model har stor betydning for vurdering af grundvandsstrømmen igennem den øvre morænepakke, idet den horisontale vandtransport overvejende vil være knyttet til de to mere eller mindre sammenhængende lag af smeltevandsaflejringer internt i morænepakken.

Dette synes at være i overensstemmelse med den observerede forureningsspredning, der er beskrevet senere i afsnit 4.5.

I forbindelse med opstillingen af stoftransportmodellen beskrevet i kapitel 7, er ovenstående geologiske model anvendt.

4.3 Hydrogeologi

4.3.1 Regional hydrogeologi

Det primære magasin omkring Tommerup er knyttet til aflejringer af smeltevands-sand 30-50 m u.t. tilhørende den mellemste kvartære lagpakke (se afsnit 4.2.1).

Mægtigheden af det primære magasin varierer fra ca. 10 m under Sortebrovej til mere end 30 meter ca. 2 km øst for Sortebrovej. Den overordnede strømningsretning i det primære magasin er i sydøstlig retning.

Den overordnede grundvandsgradient for grundvandsoverfladen er 3,3 ‰ under Sortebrovej, hvor grundvandsspejlet træffes ca. i kote +36,5 m DNN, svarende til ca. 28 m u.t.

Nærmeste almene vandindvinding er Tommerup Vandværk, der har sin nærmeste indvindingsboring beliggende ca. 175 m i nordøstlig retning. Vandværksboringerens beliggenhed fremgår af figur 1.1.

Tommerup Vandværk indvinder ca. 140.000 m³ pr år.

4.3.2 Lokal hydrogeologi

For at belyse forureningens spredningsveje i den øvre morænepakke over det primære magasin, er der i forbindelse med de ½-årige monitoringer (Fyns Amt, 2003 og 2004) gennemført flere synkronpejlinger i de filtersatte boringer på ejendommen.

For at få et overblik over den vertikale gradient er de pejlede boringer opdelt i 6 filterniveauer og der er udarbejdet potentialekort for hvert niveau, bortset fra den nedre morænebænk, der kun er filtersat i boring B223.

De seks niveauer er:

- Øvre moræne 0-10 m u.t.
- Øvre sandlag, ca. 10 m u.t.
- Mellemste moræne, ca. 10-20 m u.t.
- Mellemste sandlag ca. 20-25 m u.t.
- Nedre moræne, ca. 20-40 m u.t.
- Primære magasin ca. 40 m u.t.

I bilag 2.1-2.5 er vist potentialekort for de fem niveauer.

Grundvandet i de mest terrænnære filtre fra 0-10 m u.t. er beliggende fra 2 til 8 m u.t., jf. bilag 2.1. Det højstliggende grundvand findes i de områder, hvor fyldlagene har størst mægtighed, hvilket kunne indikere, at bunden i de opfyldte lavninger er dækket af lavpermeabelt materiale. Grundvandsstrømningen i den største del af det forurenede område sker i retning mod boring B205, bortset fra et område langs den østlige rand ved boring B308, hvor strømningsretningen er østlig.

Ved B315 nordligst på ejendommen er der umættede forhold i dette niveau.

I det øvre sandlag er grundvandsstrømningens retning helt overvejende i nordlig/nordvestlig retning mod boring B315, hvor sandlaget er tørt, jf. bilag 2.2.

I den mellemste moræne mellem de to sandlag fremkommer et meget ujævnt potentialebillede, jf. bilag 2.3. Det afbildede potentialebillede er overvejende bestemt af det dybeste niveau for filtersætningen og afspejler således ikke de reelle strømningensretninger.

I det mellemste sandlag er grundvandsstrømningens retning overvejende bestemt af den geologiske kulmination omkring borerne B307/B309, jf. bilag 2.4. Grundvandets strømningensretning er bort fra disse borer, dvs. nordlig nord for borerne B307/B309 og sydlig syd for borerne B307/B309.

I den nedre morænebænk findes kun ét filter nær toppen af det primære magasin. Vandspejlet er her næsten i samme niveau som det primære magasin.

I det primære magasin, svarende til filterintervallet 38-55 m u.t., er potentialeoverfladen stort set flad, jf. bilag 2.5. Vandspejlet findes omkring kote +36,5 m DNN. Strømningensretningen synes at være i nordøstlig retning under lokaliteten med en gradient på ca. 3,3 ‰. Grundvandspotentialer og dermed strømningensbilledet er påvirket af indvindingen ved Tommerup Vandværk.

Som det fremgår af ovenstående, er infiltrationsvejen under lokaliteten ret kompliceret, men overordnet må det forventes, at partikelvejen for infiltrationen ikke er vertikal, men har en betydelig nordlig komponent, hvilket til dels også afspejles i forureningsspredningen i de enkelte niveauer, jf. figurene 4.10A-E. Det øvre og mellemste sandlag synes at være mere styrende for grundvandsstrømningen end morænebænkene.

Den nordlige strømningensretning på den nordlige del af grunden må skyldes, at der er god hydraulisk kontakt mellem de to sandlag i morænen og det primære magasin, hvilket bekræftes i boring B315, hvor begge sandlag er tørre. Kortslutningen mellem sandlagene og det primære magasin vurderes at ske umiddelbart (50-100 m) nord for ejendommen.

4.4 Hydrauliske tests

4.4.1 Baggrund og formål

Formålet med udførelse af permeabilitets- og slugtests er at vurdere, hvorledes den hydrauliske ledningsevne i morænedæklagene varierer under Sortebrovej 26, herunder forholdet mellem gennemsnitlig hydraulisk ledningsevne og matrixpermeabilitet. Forholdet mellem gennemsnitlig hydraulisk ledningsevne og matrixpermeabilitet kan anvendes til at vurdere i hvilket omfang strømmingen i lagpakken kan karakteriseres som sprækketransport.

Resultaterne fra de hydrauliske tests er anvendt som indgangsparametre i den hydrogeologiske sprækketransportmodel, der er opstillet.

4.4.2 Slugtests

Den 12., 19. og 20. september 2003 er der udført slugtests i filterne: B303.2, B306.1, B306.2, B307.1, B307.2, B307.3, B308.2, B308.3, B309.1 og B309.3.

Opstillingen bestod af en tank monteret med en tæt forbindelse til toppen af blindrøret på filteret. På røret var monteret en 180 l tank. Tanken var afspærret med en 3" kugleventil. I blindrøret, ca. 1-2 m under det naturlige vandspejl var monteret en datalogger, således, at der kunne gennemføres kontinuerte logninger af trykniveauet i filterstrækningen før, under og efter vandinjektionen.

Slugtesten gennemførtes ved at tanken fyldtes med ca. 180 l vandværksvand. Afspæringsventilen åbnedes hurtigt, hvorefter vandet i tanken løb ud i formationen i filterintervallet, samtidig med at trykniveauerne registreredes med datalogger.

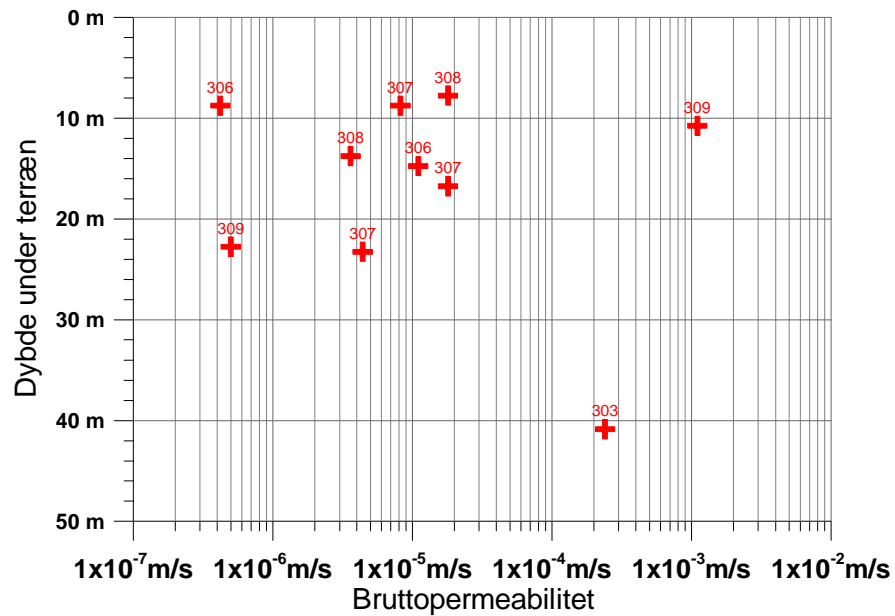
Tolkning af slugtests mht. hydraulisk ledningsevne og transmissivitet er vedlagt i bilag 3. Resultaterne af slugtestene er samlet i tabel 4.2. På figur 4.5 er vist en grafisk afbildning af de opnåede resultater.

Tabel 4.2 Resultater af slugtests

Boring	Filterinterval	Hydraulisk ledningsevne m/s	Transmissivitet m ² /s
B303	2: 37,9 – 43,8 m	$2,4 \cdot 10^{-4}$	$1,4 \cdot 10^{-3}$
B306	1: 12,5 – 17,0 m	$1,1 \cdot 10^{-5}$	$5,0 \cdot 10^{-5}$
B306	2: 6,5 – 11,0 m	$4,2 \cdot 10^{-7}$	$1,7 \cdot 10^{-6}$
B307	1: 21,5 – 25,0 m	$4,4 \cdot 10^{-6}$	$1,6 \cdot 10^{-5}$
B307	2: 14,5 – 19,0 m	$1,8 \cdot 10^{-5}$	$8,0 \cdot 10^{-5}$
B307	3: 6,5 – 11,0 m	$8,2 \cdot 10^{-6}$	$3,7 \cdot 10^{-5}$
B308	2: 11,5 – 16,0 m	$3,6 \cdot 10^{-6}$	$1,6 \cdot 10^{-5}$
B308	3: 5,5 – 10,0 m	$1,8 \cdot 10^{-5}$	$8,0 \cdot 10^{-5}$
B309	1: 20,5 – 25,0 m	$5,0 \cdot 10^{-7}$	$1,8 \cdot 10^{-6}$
B309	3: 8,5 – 13,0 m	$1,1 \cdot 10^{-3}$	$5,1 \cdot 10^{-3}$

To tests er gennemført i egentlige sandlag, nemlig B303, 37,9-43,8 m u.t. der afspejler forholdene i det primære magasin og B309, 8,5-13,0 m u.t. der afspejler forholdene i det øvre sandlag.

Resultaterne viser en stor variation i den hydrauliske ledningsevne indenfor det undersøgte område.



Figur 4.5 Grafisk afbildning af resultaterne af de gennemførte slugtests

4.4.3 Permeabilitetstests

Fra B306, B307, B308 og B309 er der udtaget 13 B-rørsprøver til porøsitetbestemmelse samt vertikal permeabilitetsbestemmelse.

Rapporteringen af resultaterne, samt metodebeskrivelse findes som bilag 4. I tabel 4.3 er resultaterne opsummeret. På figur 4.6 er vist en grafisk afbildning af de opnåede resultater.

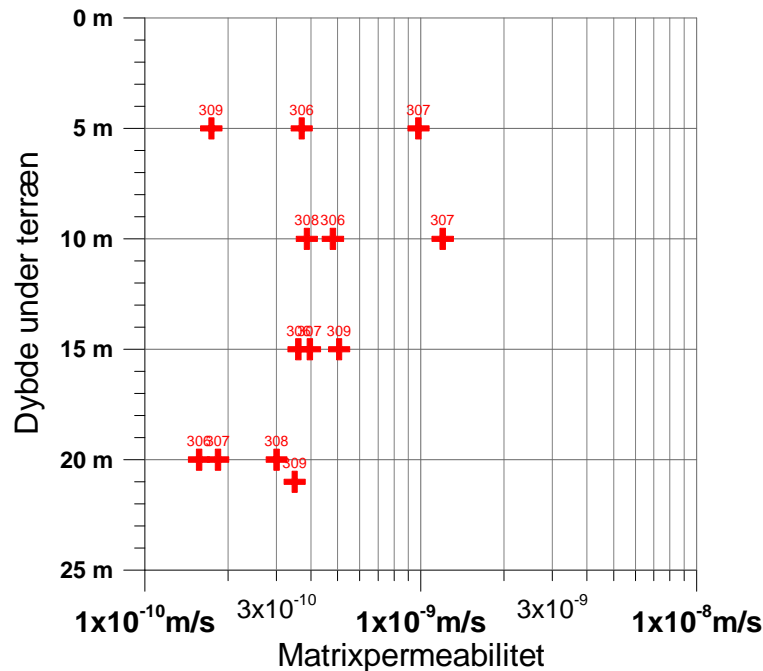
Tabel 4.3 Permeabilitets- og porøsitetbestemmelser af jordmatrixen

Boring	Lab. Nr.	Dybde m ¹⁾	Jordartsbeskrivelse	Hydraulisk ledningsevne (m ^{s⁻¹}) ²⁾	Effektiv porøsitet (%)
B306	1	5,0	Moræneler, sandet, enk. sten, fast, knoldet, m. kalk- og flintestykker, lysebrunt, vådt	3,7•10 ⁻¹⁰	12,7
B306	2	10,0	Moræneler, sandet, enk. sten, fast, knoldet, m. kalk- og flintestykker, lysebrunt, vådt	4,8•10 ⁻¹⁰	10,3
B306	3	15,0	Moræneler, sandet, fast, m. kalk- og flintestykker, gråt, fugtigt	3,6•10 ⁻¹⁰	9,9
B306	4	20,0	Moræneler, sandet, hård, fast, knoldet, m. enk. tynde sandslirer gråt, fugtigt	1,57•10 ⁻¹⁰	10,4
B307	5	5,0	Moræneler, sandet, enk. sten, fast sprækket m. jernudf., gråt	9,8•10 ⁻¹⁰	12,3
B307	6	10,0	Moræneler, sandet, hård, knoldet, m. kalk- og flintesten, gråt	12,0•10 ⁻¹⁰	10,0
B307	7	15,0	Moræneler, sandet, hård, knoldet, sprækket, m. kalk- og flintesten, lysegråt	3,96•10 ⁻¹⁰	10,4
B307	8	20,0	Moræneler, sandet, hård, knoldet, sprækket, m. kalk- og flintesten, grågult	1,84•10 ⁻¹⁰	11,3
B308	9	10,0	Moræneler, sandet, hård, sv. knoldet, m. kalk- og flintesten, gråt	3,86•10 ⁻¹⁰	9,1
B308	11	20,0	Moræneler, sandet, hård, sv. knoldet, m. kalk- og flintesten, gråt	3,0•10 ⁻¹⁰	11,1
B309	12	5,0	Moræneler, sandet, enk. sten, m. enk. tynde sandslirer, hård, gråt	1,74•10 ⁻¹⁰	11,1
B309	13	15,0	Moræneler, sandet, hård, knoldet, sprækket, m. enk. tynde sandslirer, gråt	5,06•10 ⁻¹⁰	11,7
B309	14	21,0	Moræneler, sandet, m. enk. tynde sandslirer, m. kalk- og flintesten, gråt	3,49•10 ⁻¹⁰	10,4

1) Dybdereferencen er terræn

2) Beregnet som vand (Viskositet: 1 centiPoise, massefylde: 1000 kg/m³)

Som det fremgår af tabel 4.3 og figur 4.6 ses den vertikale permeabilitet at ligge i intervallet 1,57-12 x 10⁻¹⁰ m/s. Den effektive porøsitet ses at ligge i intervallet 9,1-12,7 %.

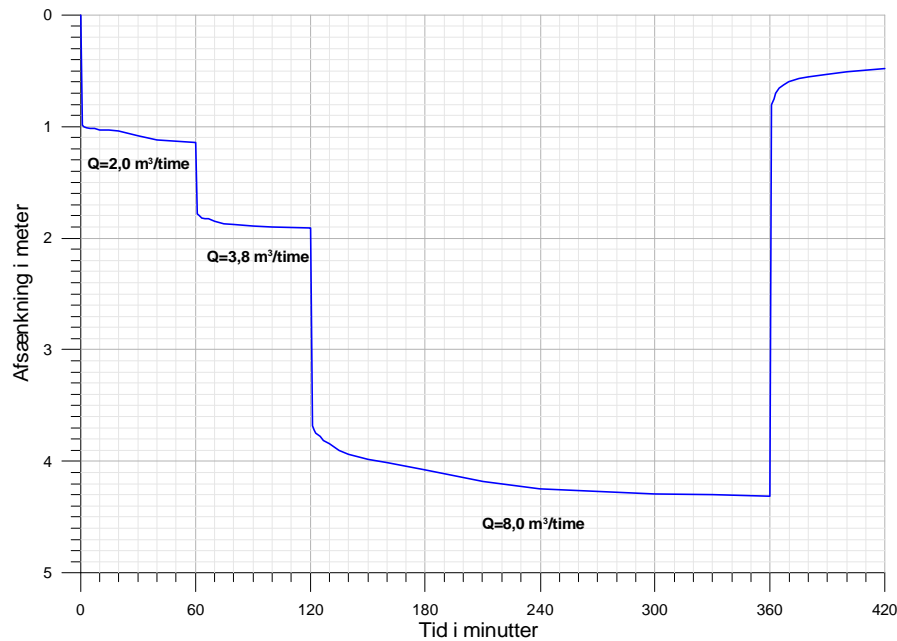


Figur 4.6 Grafisk afbildning af resultaterne af de gennemførte vertikale permeabilitetstests

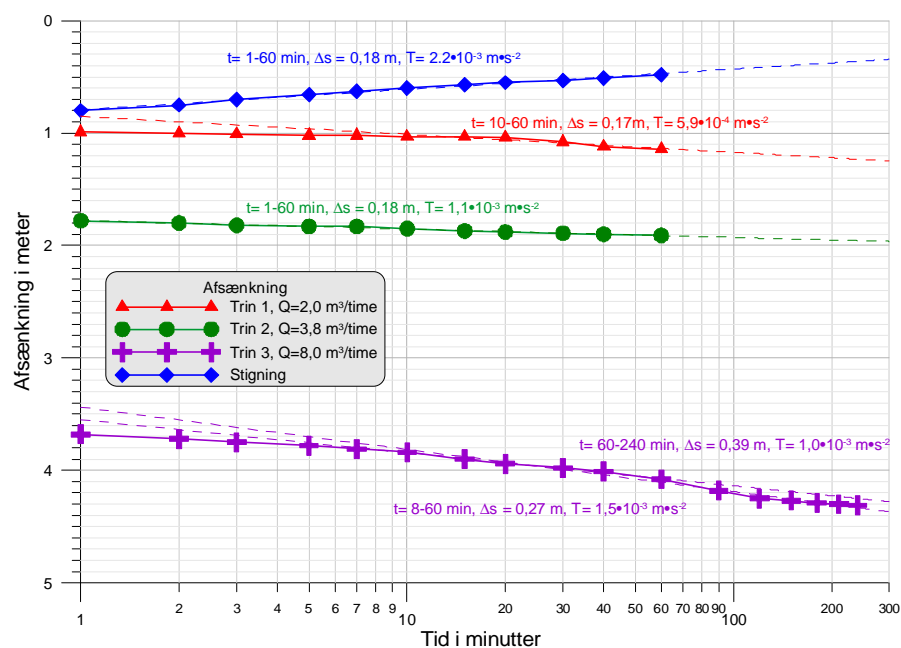
Da forsøgene omkring slugtest og permeabilitetsbestemmelsen har vist, at matrixpermeabiliteten er mindst en faktor 1.000 mindre end gennemsnitspermeabiliteten må strømmingen i morænepakken hovedsageligt foregå i sprækker og sandslirer.

4.4.4 Korttidsprøvepumpning

Den 28. januar 2004 er der udført korttidsprøvepumpning på det nederste filter i boring B315. Filteret er placeret i det primære magasin 36,0-44,0 m u.t. Prøvepumpningen er udført som en trinvis pumpning (3 trin af henholdsvis 60 min., 60 min. og 240 min. med ydelser på henholdsvis $2 \text{ m}^3/\text{h}$, $3,8 \text{ m}^3/\text{h}$ og $8 \text{ m}^3/\text{h}$) efterfulgt af pejling af stigningsforløbet i 60 minutter. På nedenstående figur 4.7 og figur 4.8 er vist en grafisk afbildning af det afsænkede grundvandsspejl som funktion af tiden i henholdsvis en aritmetisk og semi-logaritmisk afbildning.



Figur 4.7 Grafisk afbildning af sænkings- og stigningsdata fra pumpeforsøg



Figur 4.8 Grafisk afbildning af sænkings- og stigningsdata med tolkning af prøvepumpningsdata

Med baggrund i prøvepumpningen på det primære magasin i boring B315.1 kan transmissiviteten i det primære magasin bestemmes til at ligge omkring $2 \times 10^{-3} \text{ m}^2/\text{s}$. Ved tolkningen af data er der lagt mest vægt på data fra stigningsforløbet, da eventuelle variationer i pumpeydelsen ikke påvirker stigningsdata.

Det bemærkes, at det primære magasinets transmissivitet bestemt ved slugtest på boring B303.2, jf. afsnit 4.4.2, er stort set den samme, som transmissiviteten bestemt ved prøvepumpningen på boring B315.1.

4.5 Forureningssituationen og –udvikling

I det følgende er anvendt analysedata opnået fra tidligere undersøgelser gennemført af Geoteknisk Institut (GEO) samt fra undersøgelser gennemført af Hedeselskabet Miljø og Energi as. Samtlige akkrediterede vandanalyser af klorerede opløsningsmidler er gengivet i bilag 5, ligesom akkrediterede analyser af redoxparametre mv. for de seneste analyserunder er vedlagt i bilag 5. For tidligere akkrediterede analyser af jordprøver og tidligere akkrediterede analyser af redoxparametre, henvises til Fyns Amt (2000) og Fyns Amt (2001).

4.5.1 Klorerede opløsningsmidler og nedbrydningsprodukter

Poreluft

Analysen af poreluftprøver fra umættet zone i boring B315 (B315.3, 12,0-13,0 m u.t. og B315.2, 22,0-23,0 m u.t.) påviste kun meget beskedne indhold af kloroform ($0,87 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i B315.2) og tetraklormethan (henholdsvis $0,77 \mu\text{g}/\text{m}^3$ og $0,44 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i B315.2 og B315.3). Der blev ikke påvist indhold af TCE i de to poreluftprøver.

Jordprøver

Resultater af PID-måling på jordprøver, udtaget fra undersøgelsesboringerne i området øst for den tidligere konstruktionshal, viser ingen tegn på forurening med klorerede opløsningsmidler i de øverste jordlag, da der generelt kun er målt meget lave PID-værdier.

Fra ca. 6 meters dybde er der målt stigende PID-værdier i en række boringer placeret i området umiddelbart øst for den tidligere konstruktionshal. I B307 er der således målt høje PID-værdier (500 til >2.000) fra 6,5 m u.t. til 20 m u. t. Væsentligt forhøjede PID-værdier er desuden målt i B211 (PID 152 til 541, 11-18 m u.t.), i B309 (PID 216 til >2.000 , 6,5-21 m u.t.), i B223 (PID 104 til 181, 12-15 m u.t.), i B221 (PID 173-539, 12-16 m u.t.) og B308 (PID 121-312, 16-20 m u.t.). Det skal bemærkes, at alle undersøgelsesboringer ikke er udført på samme tidspunkt, ligesom PID-målingen formentlig heller ikke er udført på samme måde. De angivne PID-værdier er derfor ikke direkte sammenlignelige.

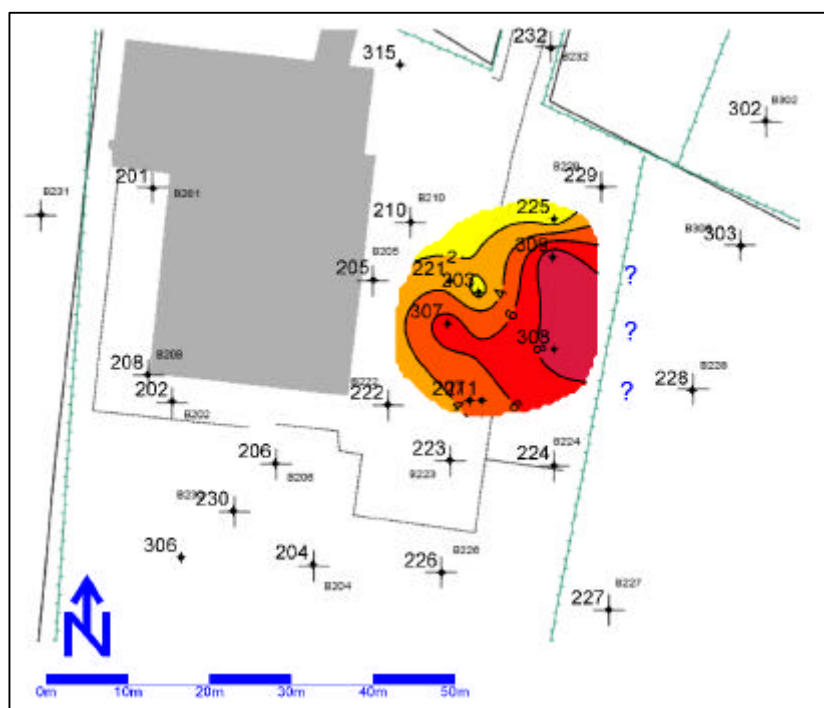
Analyseresultater for indhold af klorerede opløsningsmidler i jordprøver udtaget fra de senest udførte boringer er vist i tabel 4.4.

Tabel 4.4 Klorerede opløsningsmidler i jordprøver (mg/kg TS)

Bo-ring	Dybde m u. t.	Kloroform	Triklor-ethan	Tetraklor-methan	Triklor-ethylen	Tetraklor-ethylen
B307	7,5	<0,010	<0,005	<0,002	2,8	<0,003
	10,0	<0,010	<0,005	<0,002	4,4	<0,003
	13,0	<0,010	<0,005	<0,002	6,6	<0,003
	15,5	<0,010	<0,005	<0,002	2,2	<0,003
	17,0	<0,010	<0,005	<0,002	7,3	<0,003
	19,0	<0,010	<0,005	<0,002	2,9	<0,003
B308	20,0	<0,010	<0,005	<0,002	2,7	<0,003
	8,5	<0,010	<0,005	<0,002	1,3	<0,003
	13,5	<0,010	<0,005	<0,002	1,7	<0,003
	16,0	<0,010	<0,005	<0,002	3,4	<0,003
	19,0	<0,010	<0,005	<0,002	5,8	<0,003
	20,0	<0,010	<0,005	<0,002	8,7	<0,003
B309	23,0	<0,010	<0,005	<0,002	0,021	<0,003
	7,0	<0,010	<0,005	<0,002	0,99	<0,003
	9,0	<0,027	<0,005	<0,002	1,5	<0,003
	11,0	<0,010	<0,005	<0,002	0,46	<0,003
	13,0	<0,010	<0,005	<0,002	4,4	<0,003
	16,5	<0,010	<0,005	<0,002	10,0	<0,003
	19,0	<0,010	<0,005	<0,002	<0,005	<0,003
22,0	<0,010	<0,005	<0,002	0,026	<0,003	

Det fremgår, at forureningen med klorerede opløsningsmidler udelukkende udgøres af TCE. De højeste indhold af TCE, 6,6-10 mg/kg TS er generelt påvist i dybdeintervallet 13-20 m u.t. Under 20 meters dybde er der ikke påvist TCE i koncentrationer over 0,026 mg/kg TS. Ved de tidligere undersøgelser er der påvist indhold af TCE på op til 3,4 og 5 mg/kg TS i henholdsvis B221 (14 m u.t.) og i B211 (17,0 m u.t.). Der er således relativt beskedne indhold af klorerede opløsningsmidler, der er påvist i jorden under den tidligere maskinfabrik.

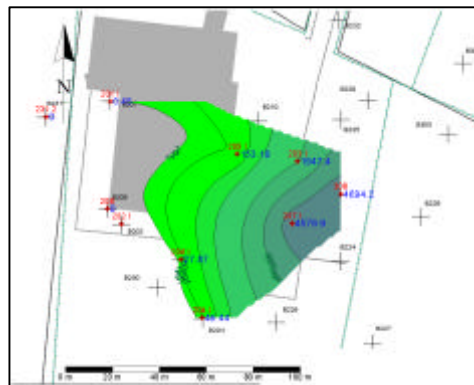
Den kraftigste jordforurening med TCE, hot-spottet, kan ud fra de gennemførte undersøgelser afgrænses horisontalt til en område på ca. 750 m² øst for konstruktionshallen. De højeste indhold af TCE i jorden er påvist i området ved B307, B308 og B309. Vertikalt er den væsentligste jordforurening afgrænset til dybdeintervallet 10-20 m u.t. Nedenstående figur 4.9 viser TCE-koncentrationen i dette dybdeinterval ved hot-spottet. Jordforureningen er rimeligt afgrænset bortset fra mod øst.



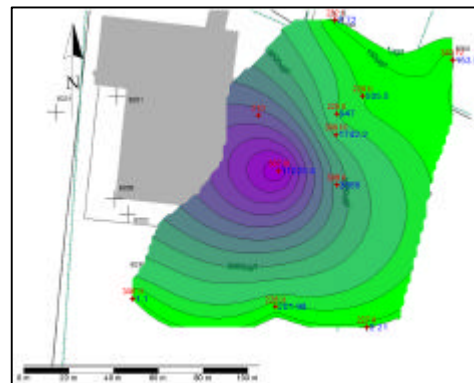
Figur 4.9 TCE-koncentrationen 10-25 m u.t. i hot-spot. (mg/kg TS)

Grundvand

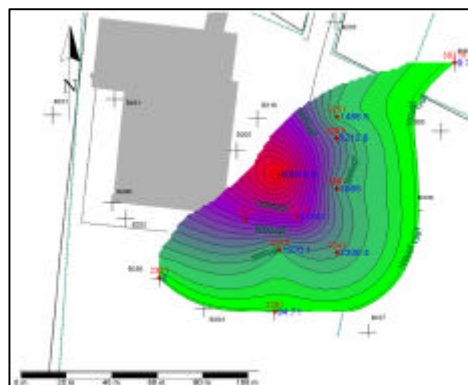
Figur 4.10A-E viser koncentrationerne i grundvandet af summen af klorerede ethener i de 5 af de seks niveauer der er beskrevet i den geologiske model, afsnit 4.2.3. Den nedre morænebænk umiddelbart over det primære magasin er kun filtersat i boring B223, hvorfor der ikke er fremstillet en figur for denne enhed. Bemærk at forureningsudbredelsen er kontureret med brug af programmet Surfer og dermed angiver en automatiseret beregnet udbredelse. Udbredelsen er derfor ikke underlagt en reel tolkning og bør derfor tages med et vist forbehold.



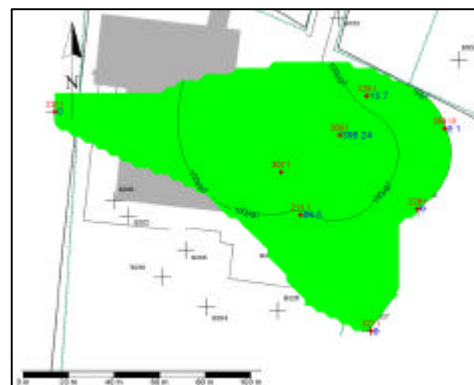
Figur 4.10A Sum af klorerede ethener i den øvre moræne. ($\mu\text{g/l}$)



Figur 4.10B Sum af klorerede ethener i det øvre sandlag. ($\mu\text{g/l}$)



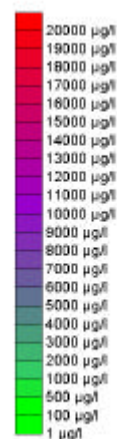
Figur 4.10C Sum af klorerede ethener i den mellemste moræne. ($\mu\text{g/l}$)



Figur 4.10D Sum af klorerede ethener i det mellemste sandlag. ($\mu\text{g/l}$)



Figur 4.10E Sum af klorerede ethener i det primære magasin. ($\mu\text{g/l}$)



Der er for alle boringer anvendt de sidst foretagne analyseresultater. Da alle boringer ikke er prøvetaget på samme tid, dækker analyserne således godt 1½ års prøvetagning. Hvis der blot anvendes data fra en enkelt analyserunde, er der ikke tilstrækkeligt med data til at lave en tilfredsstillende konturering. Det er dog sådan at vandanalyserne for de øvre filtre (0-10 og delvis 10-20 m u.t.) fortrinsvis er prøvetaget tidligst (2002 og primo 2003), mens vandanalyserne for de dybere filtre og i det primære magasin er prøvetaget medio og ultimo 2003.

Som det fremgår af de ovenstående figurer er den kraftigste forurening i grundvandet truffet i den mellemste morænebænk, ca. 10-20 m u.t., hvor summen af klorerede ethener kommer op på 20.000 µg/l.

I den øvre morænebænk, jf. figur 4.10A, er de højeste indhold af klorerede ethener truffet i boring B308.2 med indhold af TCE på 4.100 µg/l og cis-DCE på 560µg/l. Boringen er kun monitoreret i august 2003. I boring B203.1 og B207 er der ved den seneste monitoring i december 2002 påvist i indhold af TCE og cis-DCE op til henholdsvis 4.300 µg/l og 270 µg/l. De gennemførte monitoringer i B207 har vist et stigende indhold af TCE og cis-DCE i perioden august 1998 til juli 1999, men et faldende indhold af TCE og cis-DCE ved den sidste monitoring i december 2002. Boring B307.3, B203.1 og B207 er alle placeret umiddelbart øst for den tidligere konstruktionshal. Området med den kraftigste forurening (koncentration af klorerede ethener større end 1.000 µg/l) i den øvre moræne er rimeligt afgrænset til et område på ca. 500 m² øst for den tidligere konstruktionshal. Området er dog dårligt afgrænset mod vest, sydøst og nordøst.

I vandprøverne udtaget i det øvre sandlag ca. 10 m u.t. jf. figur 4.10B, er de højeste indhold af klorerede ethener påvist i boring B307.3. TCE, cis-DCE og VC er her påvist i koncentrationer op til henholdsvis 9.900 µg/l, 1.100 µg/l og 7,7 µg/l. Boringen er placeret øst for den tidligere konstruktionshal i samme område, hvor de højeste indhold påvistes i den øvre moræne. Boring B307.3 er kun monitoreret én gang i august 2003.

I vandprøverne udtaget i den mellemste morænebænk ca. 10-20 m u.t. jf. figur 4.10C, er de højeste indhold af klorerede ethener påvist i boring B307.2 og B211.2. TCE, cis-DCE og VC er her påvist i koncentrationer op til henholdsvis 16.000 µg/l, 3.900 µg/l og 48 µg/l. Boringerne er placeret øst for den tidligere konstruktionshal i samme område, hvor de højeste indhold påvistes i det øvre sandlag. Boring B307.2 er kun monitoreret én gang i august 2003. De gennemførte monitoringer i B211.2 har vist, at indholdet af TCE har været stigende fra 1.900 µg/l til 32.000 µg/l i perioden januar 1999 til oktober 1999, herefter faldende til 15.000-11.000 µg/l i perioden februar 2000 til juni 2001, hvorefter indholdet af TCE atter har været svagt stigende til de nuværende 16.000 µg/l. Indholdet af cis-DCE var ligget mellem 1.300 µg/l og 3.400 µg/l. Betydelige indhold af TCE (1.000-4.100 µg/l) og cis-DCE (op til 1.200 µg/l) er desuden påvist i boring B225.1, B308.1 og B309.2 nordøst for B307 og B211. I B225.1 (filtersat 15,5-17-5 m u. t.) har været et stigende indhold af TCE ved den seneste monitoring. I den mellemste moræne er området med den kraftigste grundvandsforurening rimeligt afgrænset bortset fra

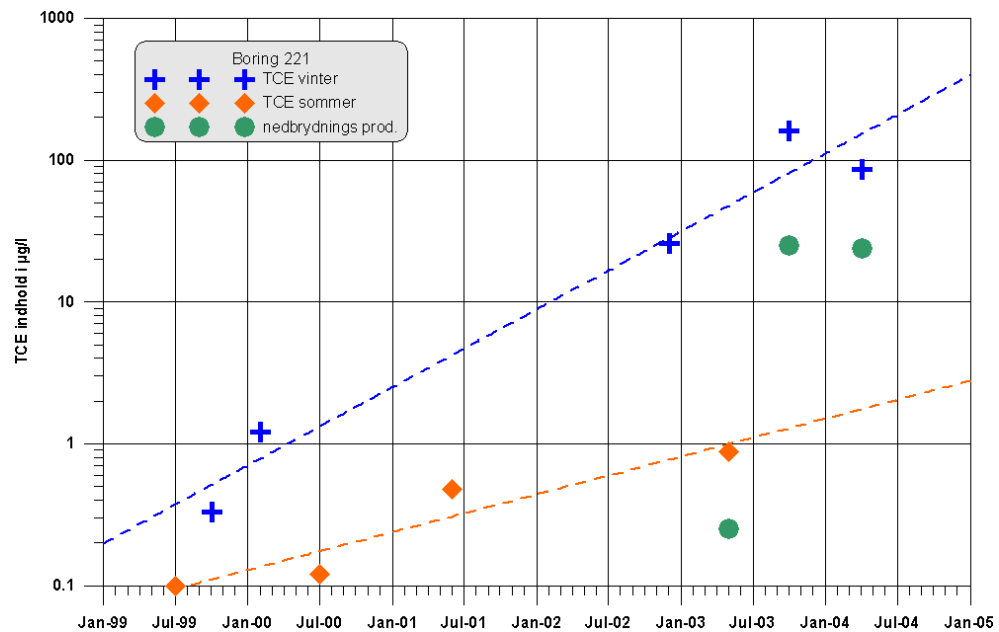
mod vest, dvs. ind under konstruktionshallen. Det kraftigt forurenede område med koncentrationer af klorerede ethener på mere end 1.000 µg/l vurderes at strække sig over et areal på min. 1.500 m².

I vandprøver udtaget fra det mellemste sandlag ca. 20-25 m u.t., jf. figur 4.10D, er indholdet af klorerede ethener væsentligt lavere end i den overliggende del af morænelerspakken. Det højeste indhold af klorerede ethener (TCE og cis-DCE på henholdsvis 3700 µg/l og 26 µg/l) er påvist i august 2003 i boring B309.1, der er filtersat 21,0-24,0 m u.t. Væsentlige indhold er desuden påvist i boring B211.1, der er filtersat 26,0-29,0 m u.t. Her blev der ved den seneste monitoring påvist indhold af TCE og cis-DCE på henholdsvis 160 µg/l og 21 µg/l. Indholdet af TCE og cis-DCE i boring B211.1 har varieret noget gennem monitoringsperioden. Ved den seneste monitoring var der tale om en stigning i TCE fra 59 µg/l til 160 µg/l, mens indholdet af cis-DCE steg fra 5,8 µg/l til 21 µg/l. Forureningsudbredelsen i grundvandet i det mellemste sandlag ca. 20-25 m u.t. er rimeligt afgrænset med de højeste indhold af klorerede ethener i borerne B309.1 og B211.1. Disse borer er alle placeret øst for den tidligere konstruktionshal. Forureningen er spredt godt 100 m i nordøstlig retning, hvor det mellemste sandlag ligger dybere end ved den tidligere maskinfabrik. I boring B301.3, filtersat 32,5-34,5 m u.t., er der ved den seneste monitoring er påvist indhold af TCE på 0,11 µg/l. Boring B301.3 er placeret mellem den tidligere maskinfabrik og Tommerup Vandværk.

Kun et filter er placeret i den nedre morænebænk, nemlig boring B223, der ligger umiddelbar øst for konstruktionshallen. Indholdet har frem til december 2002 været stigende fra et TCE-indhold i juli 1999 på 11 µg/l op til 160 µg/l. Herefter er TCE-koncentrationen faldet til 21 µg/l i november 2003.

Da der kun foreligger data fra én boring er der ikke udarbejdet et forureningsudbredelseskort for dette lag.

I toppen af det primære magasin under hot-spot, jf. figur 4.10E, er der ved de seneste monitoringer i oktober 2003 og april 2004 påvist indhold af henholdsvis TCE og cis-DCE på 84-160 µg/l og 22-24 µg/l i boring B221. Der er tale om en betragtelig stigning i indholdet af klorerede ethener i forhold til tidligere monitoringer i B221. Her var indholdet af TCE under eller omkring 1 µg/l, bortset fra monitoringen i december 2002, hvor der påvistes et TCE-indhold på 26 µg/l, jf. figur 4.11.



Figur 4.11 Udviklingen af TCE-indhold i det primære magasin (boring B221) under hot-spot.

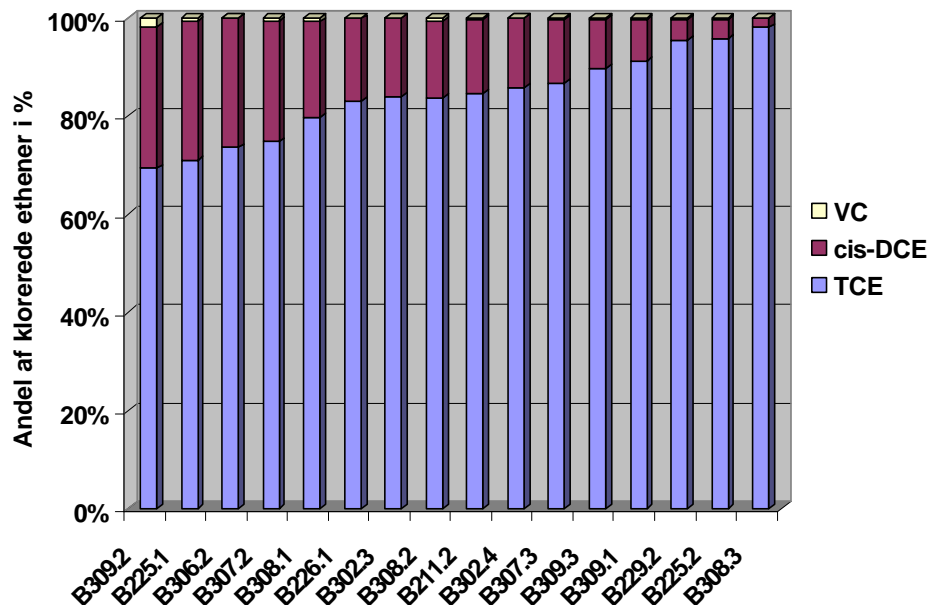
I boring B315, der er udført i januar 2004 umiddelbart nordvest for hot-spot, er der ikke påvist indhold af klorerede ethener i det primære magasin.

I boring B303.1, ca. 40 m nedstrøms hot-spot, er der i toppen det primære magasin påvist et indhold af TCE på 0,05 µg/l ved monitoringen i oktober 2003. Der er tale om et mindre fald fra 0,11 µg/l, som påvistes ved monitoringen i maj 2003. Længere nedstrøms er der i boring B301.2 midt mellem hot-spot og Tommerup Vandværk påvist et meget lavt indhold af TCE på 0,026 µg/l i toppen af det primære grundvand ved monitoringen i april 2004. Ved tidligere monitoringer er der ikke påvist indhold af klorerede opløsningsmidler i dette filter.

Den kraftige stigning i indholdet af TCE og cis-DCE i det primære grundvand umiddelbart under hot-spot er en indikation på, at forureningen i den overliggende morænelerspakke nu er slået igennem til det primære magasin.

Forurenings sammensætning og udvikling 5-25 m u.t.

Hovedparten af forureningen er beliggende indenfor dette dybdeinterval, som det fremgik af forureningsudbredelsen i grundvand (figur 4.10A-D). Figur 4.12 viser den molære sammensætning for filtre, der er prøvetaget i maj og august 2003.



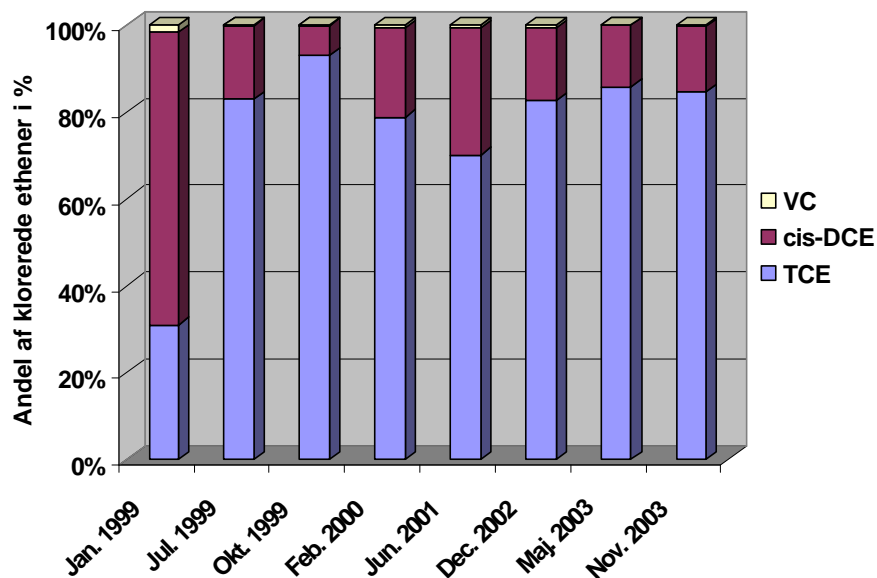
Figur 4.12: Molfraktion af de klorerede ethener i dybdeintervallet 5-25 m u.t.

Som det fremgår af figur 4.12 er der en betydelig variation i andelen af nedbrydningsprodukter (hvis det antages at TCE er moderstoffet). I B309.2 udgør nedbrydningsprodukterne cis-DCE og VC godt 30 % af de klorerede ethener, mens de blot udgør få procent i B308.3. Der ses lave indhold/spor af VC i ca. halvdelen af filtrene. Umiddelbart indikerer forskellen i indholdet af nedbrydningsprodukterne, at der foregår en vis nedbrydning af TCE til cis-DCE og i meget begrænset omfang videre nedbrydning til VC.

I det horisontale plan, ses en tydelig større andel af nedbrydningsprodukter omkring hot-spot (B225.1, B307.2, B308.1 og B309.2). I dette område afviger nedbrydningsaktiviteten tydeligt fra de omkringliggende områder.

På figur 4.12 ses at andelen af nedbrydningsprodukter er højest i B309.2. I samme boring er andelen noget lavere i filtre placeret henholdsvis over (B309.3) og under (B309.1) det aktuelle filter. I samme niveau (ca. 15-20 m u.t.), ses det største indhold af nedbrydningsprodukter i borerne (B225.1, B307.2 og B308.1). I det vertikale plan er der således en indikation af et område omkring (15-20 m u.t.) i området ved boring B225, B307, B308 og B309, hvor der er indikation af at der sker reduktiv deklorering..

På figur 4.13 er den molære sammensætning af de klorerede ethener i et udvalgt filter (B211.2) vist som funktion af tiden.

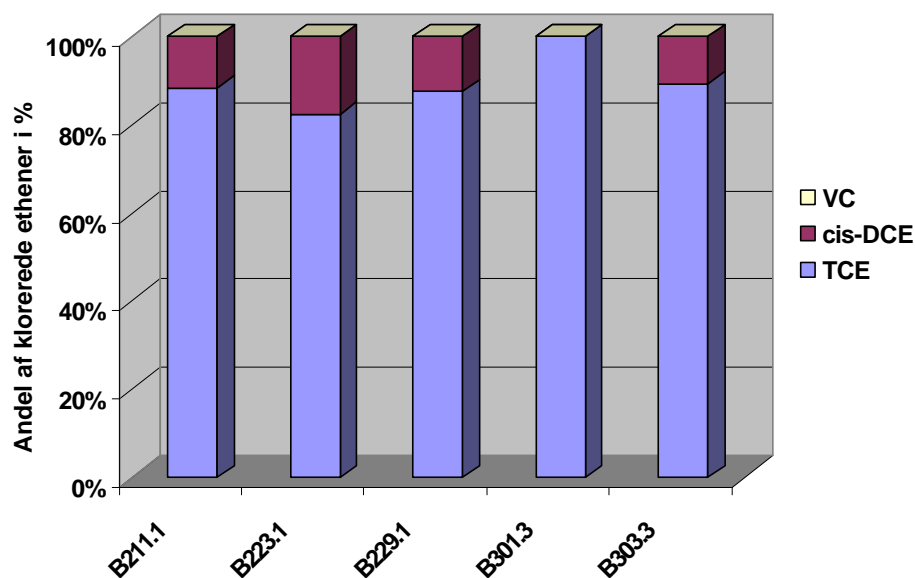


Figur 4.13: Udviklingen i molfraktion af de klorerede ethener for vandprøver fra B211.2 (filter 15-18 m u.t.).

Andelen af cis-DCE ses at variere noget over tid (mellem 10 og 70 %). Bortset fra observationen i januar 1999, ser andelen rimelig konstant ud.

Forureningssammensætning i dybder større end 25 m u.t.

Figur 4.14 viser den molære sammensætning for filtre, der er prøvetaget i maj 2003.



Figur 4.14: Molfraktion af de klorerede ethener i filtre dybere end 25 m u.t.

Der ses ingen dannelse af VC og cis-DCE udgør maksimalt knap 20 % i vandprøver fra filtre i dybder større end 25 m u.t. Det kunne tyde på at nedbrydningsaktiviteten aftager med dybden, da andelen af nedbrydningsprodukter i flere af filtrene placeret mellem 5 og 25 m u.t. var noget højere, jf. figur 4.12.

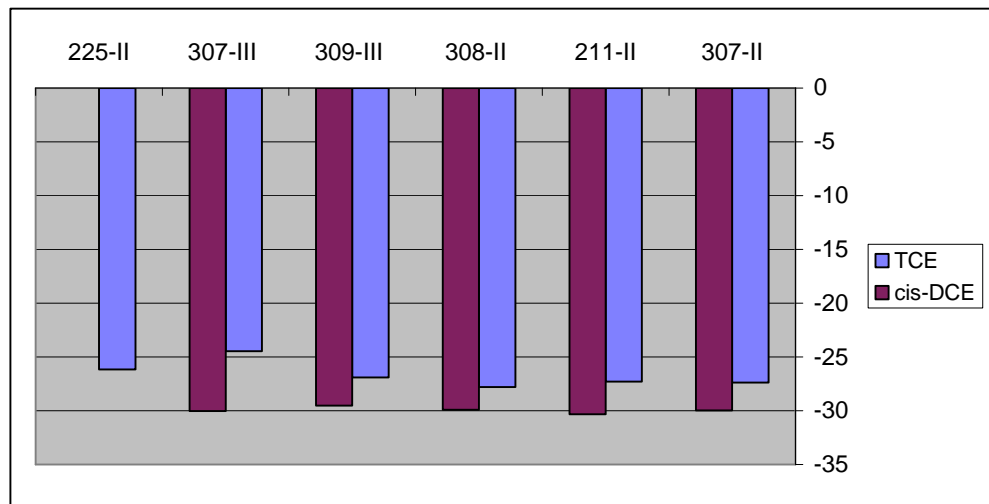
4.5.2 Isotopforhold for klorerede ethener

Der er foretaget måling af isotopforholdet for ^{12}C og ^{13}C for klorerede ethener på grundvandsprøver fra Sortebovej. Analysens princip, prøvetagning, målemetode og resultater er beskrevet i bilag 6A.

Der blev i alt udtaget 6 vandprøver fra Sortebovej i august 2003.

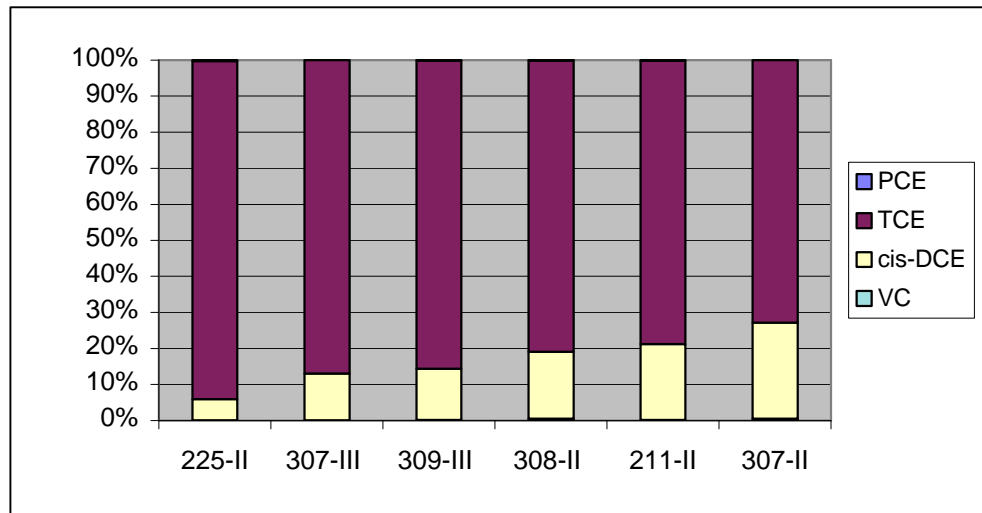
Resultaterne opgives i en delta notation ($\delta^{13}\text{C}$) i forhold til VPDB (Vienna Pee Dee Belemnite). Med denne notation betyder en ændring af $\delta^{13}\text{C}$ fra fx -30 ‰ til -20 ‰, at der er sket en relativ stigning i indholdet af ^{13}C i forhold til ^{12}C . Det vil typisk være tegn på nedbrydning af fx TCE, da der vil ske en præferentiel nedbrydning af TCE molekyler med ^{12}C frem for TCE molekyler med ^{13}C . Isotopfraktionering er mest udtalt for anaerob deklorering af cis-DCE og VC (Hunkeler et al., 1999; Lollar et al., 2001).

Resultaterne for målinger af isotopforholdet for ^{13}C -isotopen for de klorerede ethener og indholdet af klorerede ethener i vandprøverne er vist i figur 4.15 og 4.16. På grund af detektionsgrænsen på ca. $50 \mu\text{g/l}$ er der ingen data for VC, og der er ikke måling af cis-DCE for en af vandprøverne (B225-II).



Figur 4.15: Isotopfordelingen af $\delta^{13}\text{C}$ for klorerede ethener på Sortebovej. Der er ikke angivet nogle data for VC, da alle koncentrationer var under metodens detektionsgrænse.

Figur 4.16 viser den molære sammensætning af de klorerede ethener i de filtre, hvor der tillige er foretaget isotopmålinger.



Figur 4.15: Molfraktion af de klorerede ethener for vandprøver ved Sortebrovej, hvor der målt isotopforhold for klorerede ethener.

Der ses generelt kun PCE i meget beskedent omfang, og hovedkilden vurderes at udgøres af TCE. Der er dog ingen prøver, som umiddelbart kan tolkes som værende repræsentativ for en TCE forureningskilde.

Isotopforholdet $\delta^{13}\text{C}$ på figur 4.15 varierer for TCE fra $-27,8$ til $-24,5$ ‰, mens $\delta^{13}\text{C}$ forholdet for cis-DCE stort set udviser en konstant værdi på -30 ‰. Variationen i TCE isotopforholdet kan skyldes flere hændelser hvor der er spildt TCE med lidt forskellig isotopsammensætning eller forskellig grad af nedbrydning. Der er tilsyneladende i dette tilfælde flere kilder med forskellig isotopsammensætning, da den teoretiske sammenhæng mellem stigende molær fraktion af cis-DCE og stigende indhold af ^{13}C TCE ikke eksisterer (figur 4.15 og 4.16). Dette er fx markant for 307-III, der har en værdi for $\delta^{13}\text{C}$ på $-24,5$ ‰ samtidig med en meget begrænset molfraktion for cis-DCE (ca. 0,13).

Forekomsten af cis-DCE med en mere negativ $\delta^{13}\text{C}$ end $\delta^{13}\text{C}$ for TCE viser, at nedbrydning også spiller en rolle, da der er sket en berigelse af ^{12}C (reduktion af ^{13}C) i nedbrydningsproduktet. Dette viser entydigt, at der er sket en nedbrydning af TCE til cis-DCE, men tilsyneladende ikke en signifikant videre nedbrydning til VC. Dette er i overensstemmelse med de molære fraktioner for vandprøverne, hvor VC kun udgør en ubetydelig del.

Der kan under forudsætning af, at isotopfraktioneringen i laboratorieforsøg er repræsentativ for feltforholdene og kendskab til forureningskildens isotopsammensætning beregnes en relativ nedbrydning af TCE i de forskellige borer (Lollar et al., 2001). Desværre er der på Sortebrovej ikke anvendelige tal for forureningskildens isotopsammensætning, hvilket gør en sådan beregning upålidelig.

Sammenfattende viser isotopfordelingen i forureningsfanen på Sortebovej, at der i begrænset omfang er sket en nedbrydning fra TCE til cis-DCE på lokaliteten. Der er tegn på, at der eksisterer flere kilder med en lidt forskellig isotopsammensætning.

4.5.3 Sammenfatning – Spredning og nedbrydning af klorerede ethener

Den kraftigste jordforurening med klorerede ethener er afgrænset til et område på ca. 750 m² øst for den tidligere konstruktionshal. De højeste indhold i jorden ligger på 6,6-10 mg TCE/kg TS. Vertikalt er jordforureningen afgrænset til dybdeintervallet 10-20 m u.t. med de højeste koncentrationer indenfor 13-20 m u.t.

Forureningen i sekundært grundvand dækker over betydelig variationer i koncentrationer. De højeste indhold af klorerede ethener er truffet i dybdeintervallet 10-20 m u.t. Det højeste indhold af TCE, 16.000 µg/l, er truffet i boring B307 og B211 beliggende centralt på forpladsen umiddelbart øst for den tidligere konstruktionshal. Området omkring boring B307 og B211 kan betegnes som et "hot-spot". Det kraftigst forurenede område med koncentrationer af klorerede ethener på mere end 1.000 µg/l vurderes i dybdeintervallet 10-20 m u.t. at strække sig over et areal på min. 1.500 m².

Den supplerende kildeopsporing har dog ikke afsløret terrænnære forureningskilder og det vurderes, at en evt. terrænnær kilde er udvasket og forureningens tyngdepunkt pt. befinder sig i niveauet 10-20 m u.t. Da fordelingen af klorerede ethener er resultatet af en længerevarende udvaskning og spredning i opsprækket moræneler, medfører det også store lokale forskelle i forureningskoncentrationer.

Den vertikale forureningsspredning har medført, at der tilsyneladende er sket gennembrud til det primære magasin. De nyeste monitoringer fra oktober 2003 og april 2004 viser således, at koncentrationen af TCE og cis-DCE, henholdsvis 84-160 µg/l og 22-24 µg/l, under Sortebovej 26 er kraftigt stigende i det primære magasin. Her var indholdet af TCE tidligere under eller omkring 1 µg/l, bortset fra monitoringen i december 2002, hvor der påvistes et TCE-indhold på 26 µg/l.

I dybdeintervallet 10-20 m u.t., hvor den kraftigste forurening findes, har den seneste monitorering i april 2004 generelt vist et faldende indhold af klorerede ethener i sekundært grundvand. Kun i én boring, B302.4, er der påvist et stigende indhold af TCE ved den seneste monitorering. Desuden er der generelt sket et fald i grundvandets indhold af cis-DCE i dybdeintervallet 10-20 m u.t. ved den seneste monitorering.

Den molære sammensætning af klorerede ethener viser, at der ses størst andel af nedbrydningsprodukter i filtre placeret 15-18 m u.t. i området ved B225, B307, B308 og B309, hvor der tillige er set de højeste koncentrationer. Umiddelbart er der mest reduktiv deklorering i dette område.

Isotopmålingerne viser entydigt, at der sker en nedbrydning af TCE til cis-DCE, da indholdet af ^{13}C isotopen er højere i TCE end i cis-DCE. Dette burde i teorien afspejles i, at der i de områder hvor der er størst forskel i isotopfraktionerne mellem TCE og cis-DCE tillige ses størst molær andel af cis-DCE. Dette er ikke tilfældet, og det tolkes som om der findes flere kilder til TCE forureningen, med forskellig lidt isotopsammensætning.

Nedbrydningen ser ud til at stoppe ved cis-DCE, da der kun er set ganske lave indhold af VC.

Ved den seneste monitoring i april 2004 er der generelt set et faldende indhold af cis-TCE i dybdeintervallet 10-20 m u.t.

4.6 Redoxsituationen

Vandkemi

Der er generelt gennemført færre analyser af grundvandskemien/redoxforhold end analyser af forureningskomponenter. Den følgende gennemgang af grundvandskemien er derfor baseret på de redoxanalyser, der er gennemført i forbindelse med denne undersøgelse (se bilag 5), samt resultater af tidligere gennemførte redoxanalyser, jf. Fyns Amt (2000) og Fyns Amt (2001)

Ilt

Indholdet af ilt i sekundært grundvand ses at variere noget i de feltmålinger, der er foretaget i forbindelse med denne undersøgelse. Niveauerne ligger mellem 0,2 og 3,6 mg/l. Langt de fleste ligger under 1 mg/l, hvilket svarer til anaerobe forhold. GEO's feltmålinger viser samme billede, hvor der generelt er anaerobe forhold, men nogle boringer viser indhold af ilt mellem 2,8 og 7,1 mg/l (B203.1, B207, B211.2, B229.1 og B 230). Det er imidlertid vanskeligt at vurdere om iltindholdet, der måles i boringerne, svarer til niveauerne i formationsvandet. Umiddelbart er der tale om lavtydende boringer, der typisk er anaerobe pga. den lille fornyelse af iltrigt grundvand via nedsivning og horisontal transport. De øvrige redoxparametre peger da også i retning af temmelig reducerede forhold. Der kan være flere årsager til et forhøjet iltindhold i enkelte boringer. Dels anvendes der iltrigt postevand i forbindelse med borearbejdet, der efterfølgende vil være at finde i filtrene, dels kan der ved tømning af filtrene (i forbindelse med forpumpningen) ske en opblanding/øget kontakt med atmosfærisk luft i filtrene. Det kan ikke udelukkes, at boringer i den nordvestlige del af ejendommen kan være påvirkede af den store umættede zone, der er konstateret i B315, og at ilt-niveauerne her kan være noget højere.

Det primære grundvandsmagasin vurderes at være anaerobt, da der generelt konstateret lave iltindhold (<1 mg/l).

Nitrat

I stort set samtlige gennemførte analyser, er der ikke konstateret nitratindhold over analysemetodernes detektionsgrænser (0,5-1,0 mg/l). Eneste undtagelse er B206 og B211.1, hvor der er konstateret hhv. 12 og 3,1 mg/l. Årsagen til de meget lokale

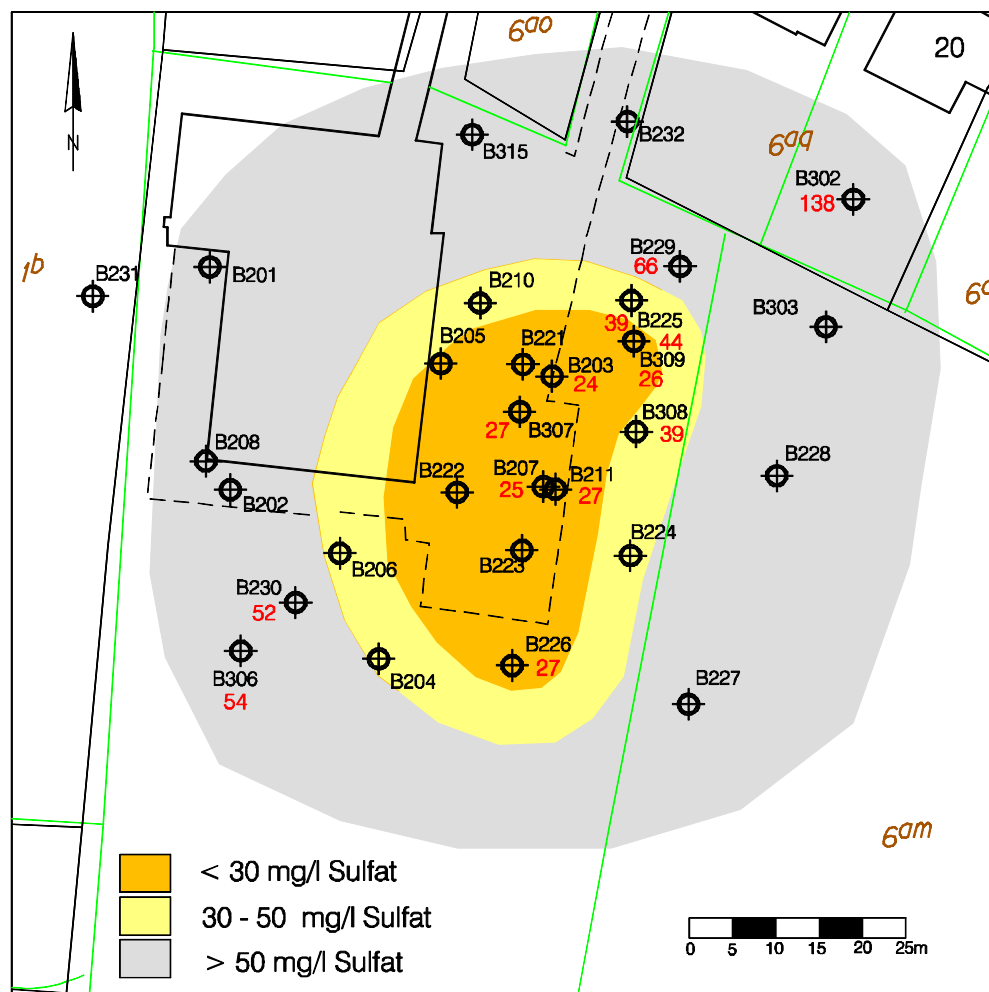
nitratforekomster er uklar, men overordnet er det tydeligt, at der ikke træffes nitrat hverken i sekundært eller primært grundvand.

Jern (opløst)

I de fleste filtre (både i sekundært og primært grundvand), er der konstateret lave/moderate indhold af opløst jern (mellem 0,02 – 2,9 mg/l). Højeste indhold på 2,9 mg/l er truffet i B226.2 (filter placeret 10-13 m u.t.). Der er ikke nogen karakteristiske dybder eller områder, hvor jernindholdet er forhøjet i forhold til andre områder. I GEO's rapporter er der konstateret op til 61 mg/l jern (Fyns Amt, 2000). Det fremgår ikke om prøverne er filtreret i felten, og det vurderes derfor, at tallet er et udtryk for total jern og ikke opløst jern.

Sulfat og sulfid

Sulfatindholdet ses at variere mellem 22 og 138 mg/l. Figur 4.17 viser sulfatkoncentration i sekundært grundvand i 10-25 m u.t.



Figur 4.17: Sulfatindhold i sekundært grundvand i 10-25 m u.t. (mg/l).

Der ses generelt at være lavere sulfatindhold i området sydøst for den tidligere konstruktionshal. Indholdet i dette område er lavere end 30 mg/l og sammenfal-

dende med det område, hvor der er konstateret de højeste indhold af klorerede opløsningsmidler jf. figur 4.10B. De lave sulfatkoncentrationer indikerer, at der sker sulfatreduktion omkring hot-spot. Indholdet af sulfid er generelt lavt (0,011-0,055 mg/l) eller under analysemetodens detektionsgrænse. Den lave koncentration af sulfid kan skyldes udfældning med jern. De aktuelle fund af sulfid indikerer dog, at der sker en vis sulfatreduktion.

Methan

Methanindholdet ses at variere noget (0-0,45 mg/l). De højeste indhold af methan er konstateret i B211, B226, B307, B308 og B309 – alle beliggende i hot-spot. Der er således en indikation på, at der foregår en lille methanproduktion omkring hot-spot.

NVOC

Indholdet af ikke-flygtigt kulstof (NVOC) er rimelig ensartet og varierer typisk mellem 1,2 og 4,8 mg/l, hvilket svarer godt til det typiske indhold i sekundære grundvandsmagasiner. Der er således ikke noget der indikerer, at der er et forhøjet indhold af naturligt forekommende opløst kulstof, der ved mikrobiel nedbrydning kan forårsage forbrug af sulfat og dannelse af methan i hot-spot. Det vurderes derfor, at redoxforholdene er drevet af det naturlige organiske indhold i sedimentet. Det kan ikke udelukkes, at der kan være en anden miljøfremmed organisk kilde (oliestof eller andet opløsningsmiddel), der kan styre redoxudviklingen, da der kun er analyseret for klorerede opløsningsmidler.

Oxidationskapacitet

Oxidationskapaciteten er målt ved en titrering med et stærkt reduktionsmiddel på 5 sedimenter på Sortebovej. Analysens princip, metode og resultater er beskrevet i bilag 6B. De fem prøver svarer til de 5 sedimenter, der parallelt indgår i det udførte treatability studie, således at resultaterne direkte kan sammenholdes med disse.

Oxidationskapaciteten varierer mellem 27,3 $\mu\text{eq/g}$ og 40,3 $\mu\text{eq/g}$ for de 5 sedimenter, hvilket er en ganske begrænset variation. Lidt over halvdelen af oxidationskapaciteten (51-60%) kan for alle 5 prøver forklares ud fra indholdet af jern og mangan. Mangan kan i alle prøver kun forklare få procent.

Resultaterne viser, at der i alle prøver er et potentiale for jernreduktion og i mindre omfang manganreduktion. På baggrund af disse resultater kan der foretages en vurdering af donorforbruget for at omsætte den samlede oxidationskapacitet eller dele af oxidationskapaciteten.

Brintmålinger

Der er målt for brintkoncentrationer (H_2) i en række boringer på Sortebovej (tabel 4.5). Analysens princip, prøvetagning, målemetode og resultater er beskrevet i bilag 6C. De H_2 koncentrationer der findes i grundvandet er meget små, i størrelsesordenen nanomol/l. For at måle de lave koncentrationer benytter man sig af at H_2 er ret uopløseligt i vand. Ved at lade vandet passere gennem en luftboble (bubble-stripping), som efter ca. 10-20 min vil være i ligevægt med vandet, opnår

man en koncentration i gasfasen der er ca. 50 gange højere end i vandfasen. De meget små koncentrationer betyder, at der ikke skal meget til, for at de værdier, der måles, slet ikke afspejler forholdene i grundvandsmagasinet. Det viste sig at være forbundet med en del vanskeligheder at prøvetage de eksisterende boringer for H₂ (se bilag 6C). De meget benyttede whalepumper er ikke er egnede til prøvetagning for brint, og tidligere prøvetagning med en sådan pumpe kan også påvirke brintmålinger efterfølgende. Der har i stedet været anvendt inertipumper til prøvetagning på Sortebrovej.

Trods det, at der blev brugt en inertipumpe, blev der enkelte steder målt urealistisk høje værdier. Dette tolkes som værende enten et resultat af, at der har siddet en whalepumpe i boringen inden prøvetagningen eller at det er rester af H₂ dannet ved tidligere prøvetagninger.

De resultater, som det har været muligt at opnå, og som skønnes med rimelighed at afspejle det reelle H₂ niveau, er gengivet i tabel 4.5.

Tabel 4.5: H₂ koncentrationer fra Sortebrovej

Boring	Prøvetagningspumpe	H ₂ nM
B225.2	Inerti	7.7*
B309.3	Inerti	0.1
B308.2	Inerti	0.3
B307.3	Inerti	3*
B211.2	Inerti	0.75
B306	Inerti	2.8*
B230	Inerti	0.5

*den forhøjede værdi er sandsynligvis påvirket af, at der har været brugt en DC Whale pumpe der har produceret H₂

Koncentrationerne er generelt ret lave, og lavere end det niveau, ca. 0,4- 2nM, der normalt angives som værende karakteristisk når der observeres deklorering (Yang og McCarty, 1998; Mazur og Jones, 2001). Antallet af gode feltdatasæt er imidlertid meget begrænset, og intervallet er baseret på laboratorieforsøg.

Beregning af den tilgængelige Gibbs energi for redoxprocesser viser markante forskelle mellem prøverne, jf. tabel 4.6. Potentialet for jernreduktion ser ud til at være størst i B211.2 og mindst i B309.3. Gibbs energierne for sulfatreduktion ligger generelt på en værdi, der godt kunne være den tærskelværdi, som er nødvendig for sulfatreduktionen. Det antyder, at sulfatreduktion er styrende for H₂ niveauerne, og samtidig den dominerende redoxproces.

Tabel 4.6: Beregnede Gibbs energier

	Mn-oxid red.	Fe-oxid red.	Sulfatred.	Methandan.
	kJ/mol	kJ/mol	kJ/mol	kJ/mol
B211.2	-161.6	-21.6	-9.9	-2.3
B230	-154.9	-12.1	-8.2	
B308.2	-157.9	-6.6	-8.2	0.56
B309.3	-147.1	9.2		3.8

De beregnede Gibbsenergier for methandannelsen tyder på, at energigevinsten ved methandannelse er for lille. Der er imidlertid målt methan i lave koncentrationer, og den mest nærliggende forklaring er, at der i de meget lerede sedimenter lokalt findes mere reducerede forhold og højere H₂ niveauer, som gør methandannelse mulig.

Sammenfatning - redoxsituationen

Når redoxsituationen evalueres er det vigtigt at holde sig for øje, at der er tale om en opsprækket ler-lokalitet, hvor den væsentligste vandtransport sker i sprækker. Det grundvand, der udtages fra filtrerne er således primært fra de sprækker, der findes i leret. Pga. det lavere flow i lermatricen i forhold til sprækkerne vil der forventeligt herske mere anaerobe forhold i matrix. De udtagne vandprøver vil således primært repræsentere forholdene i sprækkerne. Der vil kunne være indhold af f.eks. methan i grundvandet, der evt. kan stamme fra redoxprocesser i matrix og ikke i sprækkerne, men som er diffunderet ud i sprækkerne efterfølgende. Resultatet bliver, at man i samme grundvandsprøve vil kunne se redoxkomponenter, der normalt ikke vil være tilstede i samme område.

Det sekundære og primære grundvand er generelt reduceret, da der ikke ses betydende indhold af hverken ilt eller nitrat. Der ses sporadisk jernreduktion, som resulterer i dannelse af opløst jern i lave/moderate koncentrationer. Sedimentet indeholder på baggrund af oxidationskapacitetsmålingerne reducerbart jern i betydelige koncentrationer. Sulfatindholdet er højt i hele området, men der ses tydelig sulfatreduktion omkring hot-spot. Der er tillige konstateret lettere forhøjet methanindhold omkring hot-spot. Den dominerende redoxproces vurderes at være sulfatreduktion og i mindre grad methanogenese. I enkelte områder vurderes jernreduktion tillige at foregå. Redoxforholdene belyst ud fra brintkoncentrationerne og beregninger af Gibbs frie energi for redoxprocesser bekræfter disse forhold.

Der er ikke rapporteret forekomst af NVOC eller miljøfremmede stoffer (oliestoffer), som kan indgå som vandopløste elektrondonorer i redoxprocesserne. Redoxprocesserne er formentlig drevet, af det sedimentbundne organiske stof, og der er sandsynligvis tale om, at elektrondonoren er den begrænsende faktor for jern – og sulfatreduktion.

De potentielt mest betydende elektronacceptorer er jernhydroxider (sedimentbundne) og sulfat. Det er uafklaret, hvor stor en del af det kemisk-reducerbare jern, som er biologisk tilgængeligt.

4.7 Mikrobiologi

Det mikrobiologiske miljø

Antallet af bakterier er målt ved AODC metoden (Epifluorescens-metoden) på 5 sedimenter på Sortebrovej. Analysens princip, metode og resultater er beskrevet i bilag 6D. De fem prøver svarer til de 5 sedimenter, der parallelt indgår i det udførte treatability studie, således at resultaterne direkte kan sammenholdes med disse. Bakterietælling med AODC metoden giver et mål for indholdet af bakterier (levende og døde) pr. g sediment.

Antallet af bakterier varierer mellem $0,2-1,8 \times 10^7$, hvilket svarer til typiske antal for uforurenede grundvandsedimenter (Kjeldsen et al., 1996). Ludvigsen et al. (1999) måler lidt højere bakterieantal med samme metode i lossepladsforurenede grundvandsmiljø ved Grindsted losseplads. Der er ikke nogen umiddelbar sammenhæng mellem sedimenttype/forureningsniveau og antallet af bakterier.

Identifikation af *Dehalococcoides*

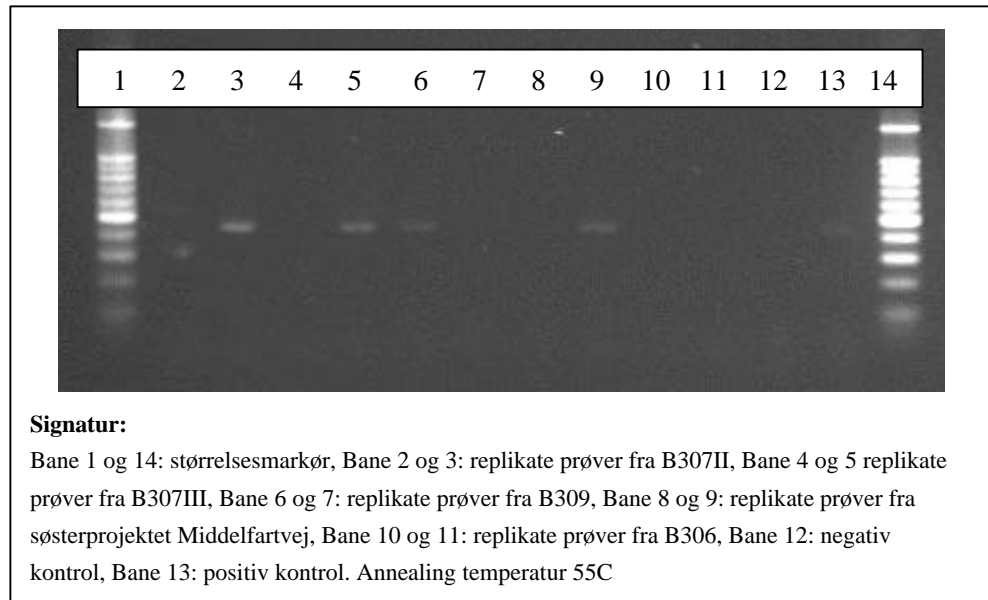
Der er foretaget en udvikling af en PCR-metode (Polymerase Chain Reaction) til at kvantificere DNA'et fra *Dehalococcoides*. Analysens princip, metode og resultater er beskrevet i bilag 6E. Formålet har været at anvende metoden på de sedimenter, der parallelt indgår i det udførte treatability studie.

Der er en række mikroorganismer, som kan medvirke til anaerob deklorering og få et energiudbytte. Blandt de PCE-deklorerende bakterier er der i dag kun isoleret én renkultur *Dehalococcoides ethenogens* 195, hvor det er dokumenteret, at der ved dehalorespiration kan foregå en fuldstændig nedbrydning af PCE eller TCE til ethen (sammenfattende diskussion i Major et al., 2003). Det sidste trin i dekloreringsfølgen fra vinylklorid til ethen foregår formentlig ved cometabolisk transformation og er ikke kædet sammen med dehalorespiration. *Dehalococcoides ethenogens* 195 tilhører bakteriestammen *Dehalococcoides*, som har den egenskab, at den kan foretage reduktiv deklorering fra cis-DCE til VC. Det er derfor overordentlig vigtigt at belyse, om der findes *Dehalococcoides* på en forurenede lokalitet i forhold til stimuleret anaerob deklorering.

Dehalococcoides sp. er beslægtede, hvis de bærer nogle særlige gensekvenser i det DNA, der koder for bakteriernes ribosomer. I artiklen Hendrickson (2002) er der nævnt 5 forskellige primersæt som alle angives at være gode for detektion af *Dehalococcoides* sp. i naturlige prøver. I den gennemførte metodeudvikling er der gennemført test af de foreslåede primersæt, og mindst et primersæt giver ophav til DNA, der ikke stammer fra *Dehalococcoides* sp. Det bedst egnede (774-1212) blev udvalgt til det videre arbejde. For dette primersæt blev der ved hjælp af indhentet DNA fragment fundet en følsomhed for metoden på 700 celler pr. gram sediment. Der blev for det valgte primersæt udviklet en kompetitiv PCR metode til kvantificering af DNA for *Dehalococcoides* sp..

Der er gennemført undersøgelser af DNA ekstraheret fra prøverne B307II, B307III, B309 samt B306 (eksempel på figur 4.18) med primersættet 774-1212. Ved scree-

ningen for anvendelsen af primersættene blev anvendt replikate prøver fra sedimenterne.



Figur 4.18: Screening for signal med primersæt 774-1212.

Det ses først og fremmest, at der er tale om meget svage signaler (båndene ses kun ganske svagt på figur 4.18). Dernæst ses det, at der er problemer med reproducerbarheden mellem de to replikate prøver (sammenlign signal i bane 4 og 5). Ved sekventering af bånd der kommer fra prøver fra Sortebovej blev det eftervist, at DNA-sekvensen svarer til *Dehalococcoides* sp.. Imidlertid var det bedst opnåelige signal med dette primersæt fra sedimenterne omkring detektionsgrænsen (700 celler pr. gram sediment) for den competitive PCR assay. Der kunne ikke gennemføres kvantitative analyser af sedimentprøverne på grund af det lave antal *Dehalococcoides* sp. gensekvenser, der er tilstede i sedimenterne fra Sortebovej.

Efterfølgende har GEUS på baggrund af et nyt apparatur (og for egne midler) udviklet en realtime PCR-metode. Metoden er anvendt på prøverne fra Sortebovej og bekræfter resultaterne fra den kompetitive PCR-metode. Metoden er hurtigere og billigere, og det anbefales at anvende denne metode ved eventuelt videre arbejde med denne problemstilling.

Sammenfatning - mikrobiologi

De udførte undersøgelser af den generelle bakteriepopulation på Sortebovej viser, at antallet af bakterier svarer til grundvandssedimenter fra andre lokaliteter. Der er udviklet to kvantitative PCR metoder til detektion af *Dehalococcoides* sp.. Anvendelse af disse PCR-analyser på sedimentprøverne viser, at der findes *Dehalococcoides* sp. i lave niveauer i prøverne. Antallet af bakterier kan ikke kvantificeres, da det er omkring eller under detektionsgrænsen på 700 celler pr. gram sediment.

4.8 Sammenfatning af forholdene på lokaliteten

Følgende kan konkluderes omkring forholdene på lokaliteten:

- Der er en god forståelse af geologien baseret på de udførte boringer/sonderinger. Overordnet er der konstateret tre morænelersbænke, adskilt af to lag af smeltevandssand/-silt. Lagene af sand/silt er generelt vandførende. Under den nederste morænelersbænk træffes det primære grundvandsmagasin, der er knyttet til et regionalt lag af smeltevandssand.
- Overordnet er hydrogeologien på lokaliteten styret af de to sandlag i morænesekvensen og det primære sandmagasin. Intervallerne mellem overfladen og de tre styrende sandlag udgør selvstændige domæner med forskellige strømningsretninger.
- Der er ikke konstateret en terrænnær kilde til den påviste TCE forurening, der er derimod konstateret et hot-spot mellem 10 og 20 m u.t. Hot-spottet er beliggende øst for den tidligere konstruktionshal.
- Forureningen i det sekundære grundvand er rimelig velafgrænset horisontalt.
- Der er sket gennembrud af klorerede opløsningsmidler til det primære grundvandsmagasin under hot-spot og koncentrationerne af TCE er stignede.
- Der er konstateret et lavt indhold af klorerede opløsningsmidler i toppen af det primære grundvand i en boring beliggende ca. 120 m nedstrøms Sortebrovej 26 i retning mod Tommerup vandværk. Spredningen vurderes at være sket via det overliggende sekundære grundvand.
- Der er indikationer på igangværende naturlig reduktiv deklorering. Der er et aktivt område omkring B225, B307, B308 og B309 i dybdeintervallet 15-18 m u.t., hvor der ses en omdannelse af TCE til cis-DCE og i begrænset omfang videre til VC.
- Med baggrund i isotop analyserne er det muligt at TCE forureningen stammer fra flere forskellige kilder, da isotopsammensætningen for moderstoffet (TCE) ses at være lidt forskellig.
- Grundvandet på lokaliteten er generelt reduceret uden synderligt indhold af ilt eller nitrat.
- I området omkring hot-spot foregår jern- og sulfatreduktion og i mindre grad methandannelse.
- Indholdet af opløst jern korrelerer godt med analyser af oxidationskapaciteten der viser, at der er et væsentligt indhold af sedimentbundet reducerbart jern.
- Brintmålingerne understøtter generelt vurderingen af redoxforholdene.
- Det vurderes, at redoxforholdene er drevet af det naturlige organiske indhold i sedimentet. Der ses ikke forhøjede NVOC indhold.
- Antallet af bakterier svarer til antallet af bakterier i grundvandssedimenter fra andre lokaliteter.
- PCR-analyser på sedimentprøverne viser, at der findes *Dehalococcoides* sp. i lave niveauer i prøverne. Antallet af bakterier kan ikke kvantificeres,

da det er omkring eller under detektionsgrænsen på 700 celler pr. gram sediment. *Dehalococcoides* er således påvist i meget lave niveauer.

- I hot-spot er den naturlige reduktive deklorering ikke i stand til at sikre en effektiv fuldstændig nedbrydning af de klorerede ethener, da der ses en betydelig (særlig vertikal) spredning af klorerede ethener med grundvandet.

5 Stimuleret Reduktiv Deklorering (SRD)

5.1 Treatability studier

Til vurdering af potentialet for anvendelse af anaerob reduktiv deklorering som afværgeteknologi på Sortebovej, er der udført en række nedbrydningsforsøg (såkaldte treatability forsøg) i laboratoriet, hvor forskellige elektrondonorer er afprøvet i sammenhæng med tilsætning af mikroorganismer. For nærmere beskrivelse af opsætning af laboratorieforsøg, valg af elektrondonorer og mikroorganismer, analyseparametre og metode henvises til bilag 6F.

Formål

Laboratorieforsøgene skal belyse følgende:

- Potentialet for at de naturligt tilstedeværende bakterier kan nedbryde TCE ved reduktiv deklorering samt, hvilke nedbrydningsprodukter der dannes.
- Potentialet for at stimulere de naturligt tilstedeværende bakterier til anaerob deklorering af TCE ved tilsætning af elektrondonorer (ethanol og laktat).
- Potentialet for om tilsætning af bakterier af typen *Dehalococcoides* kan fremme anaerob deklorering af TCE til ethen.
- Er der andre elektronacceptorer til stede, der vil bidrage til forbruget af elektron donor og i så fald, hvor stort er forbruget af elektron donor?

5.1.1 Opsætning af forsøg

Laboratorieforsøgene er udført som batchforsøg med sediment og grundvand fra lokaliteten. Sediment og grundvand blev udtaget fra borer placeret i hot-spot. Endvidere blev der udtaget materiale fra en boring placeret opstrøms det forurenede område. Stimulering af anaerob deklorering er afprøvet ved tilsætning af to typer elektrondonorer; laktat og ethanol. Elektron donor blev tilsat nedbrydningsforsøgene i overskud (3mM) således, at det naturlige donorforbrug, som skyldes tilstedeværelse af andre oxiderede stoffer som NO_3^- og SO_4^{2-} (vandopløselige), samt Fe^{3+} og Mn^{4+} (sedimentbundne), kunne dækkes. For at undersøge om nedbrydningen af TCE kunne stimuleres ved tilsætning af mikroorganismer, blev der til nogle af forsøgene tilsat en blandingskultur (KB1TM) indeholdende bakterier af typen *Dehalococcoides*, da disse anses for at kunne fuldføre den totale deklorering af TCE til ethen. KB1TM kultur blev tilsat efter ca. 67 dage.

For at undersøge potentialet for den naturlige deklorering opsattes forsøg, hvor der hverken blev tilsat elektron donor eller mikroorganismer. Forsøgsopstillingen bestod endvidere af en række kontrolforsøg tilsat kviksølvklorid for at hæmme den mikrobielle aktivitet med henblik på at undersøge, om der var abiotiske processer (sorption, tab gennem propper, abiotisk omsætning), der kunne påvirke koncentrationen af klorerede opløsningsmidler gennem forsøget. Alle forsøg blev udført i duplikater ved en temperatur på 10°C.

En nærmere beskrivelse af opstillingen af forsøgene fremgår af tabel 5.1 på næste side.

Table 5.1. Opstilling af batchforsøg med sediment og grundvand

Boring - sediment	B309	B307 II	B307 III	B308	B306
Dybde	12,0-12,5	7,5-8,0	9,5-10,0	8,8-9,3	12,0-12,5
Sediment type	sand	ler	ler	ler	ler
Grundvand fra boring	B225-2	B211-2	B207	B308	B230
Gennemsnitlig start konc. af TCE i forsøg ($\mu\text{g/L}$)	1900	13600	3400	1300	200
Dato for forsøg opsat	25.04.03	25.04.03	25.04.03	13.05.03	13.05.03
Tilsat bakterier	02.07.03	02.07.03	02.07.03	18.07.03	18.07.03
Nr.	Forsøg				Baggrund
1	Kontrol – tilsat HgCl_2 (tilsat laktat)	1A	1B	1C	1D
2	Kontrol – tilsat HgCl_2 (tilsat ethanol)	2A	2B	2C	2D
3	ingen tilsætning	3A	3B	3C	3D
4	ingen tilsætning	4A	4B	4C	4D
5	laktat	5A	5B	5C	5D
6	laktat	6A	6B	6C	6D
7	laktat (+ KB1 TM)	7A	7B	7C	7D
8	laktat (+ KB1 TM)	8A	8B	8C	8D
9	ethanol	9A	9B	9C	9D
10	ethanol	10A	10B	10C	10D
11	ethanol (+ KB1 TM)	11A	11B	11C	11D
12	ethanol (+ KB1 TM)	12A	12B	12C	12D

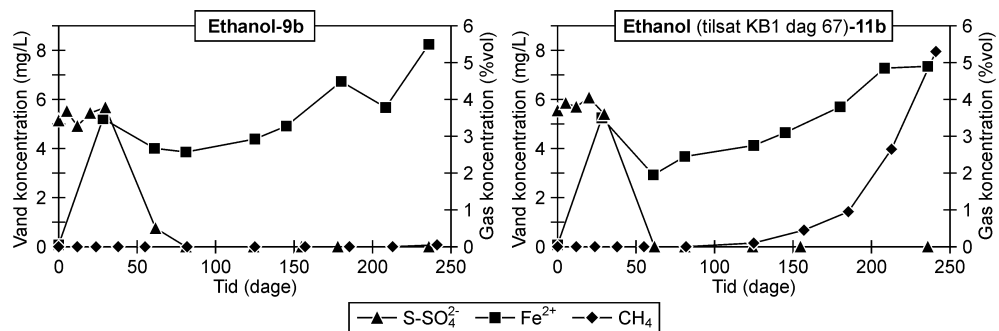
5.1.2 Redoxforhold i laboratorieforsøg

I forsøg tilsat elektrondonor ses generelt jern(III)reduktion efterfulgt af sulfatreduktion. Koncentrationen af opløst jern falder efter 20-30 dage samtidig med at sulfatkoncentrationen falder. Sulfat er opbrugt i samtlige forsøg efter ca. 75 dage (figur 5.1). Faldet i opløst jern vurderes at skyldes udfældning af jernsulfider. Efter at sulfatreduktionen er aftaget, stiger indholdet af opløst jern igen, samtidig med at der ses begyndende methandannelse.

Tilsætning af bakteriekultur KB1TM ses at stimulere forbruget af sulfat og produktionen af methan. Dette skyldes sandsynligvis, at KB1TM kulturen ud over deklorerende bakterier også indeholder methandannende bakterier samt rester af elektrondonor sandsynligvis i form af methanol og gærekstrakt, som kan omdannes til methan. Tilsætning af KB1-kultur og ekstra elektrondonor ses at stimulere sulfatreduktionen i nogle af flaskerne, hvilket sandsynligvis skyldes tilstedeværelse af sulfat-reducerende bakterier i KB1-blandingskulturen i kombination med elektrondonorbegrænsning i systemet. Methandannelsen er mere udtalt i forsøg hvor der er anvendt ethanol end laktat.

I forsøg, hvor der ikke er tilsat elektrondonor, ses generelt, at der foregår jern(III)reduktion om end i begrænset omfang i hele forsøgsperioden, og der obser-

veres generelt ikke sulfatreduktion eller methandannelse. Overordnet ses der altså ikke nogen entydig forskel i udviklingen i redoxforholdene mellem forsøg med sediment taget fra forureningskilden og forsøg med sediment taget udenfor forureningskilden, og generelt tyder det på, at der naturligt på lokaliteten er jern- til sulfatreducerende forhold.



Figur 5.1. Udvikling af redoxparametre i nedbrydningsforsøg med sediment fra boring B307II og vand fra boring B211-2.

5.1.3 Nedbrydning af klorerede ethener i laboratorieforsøg

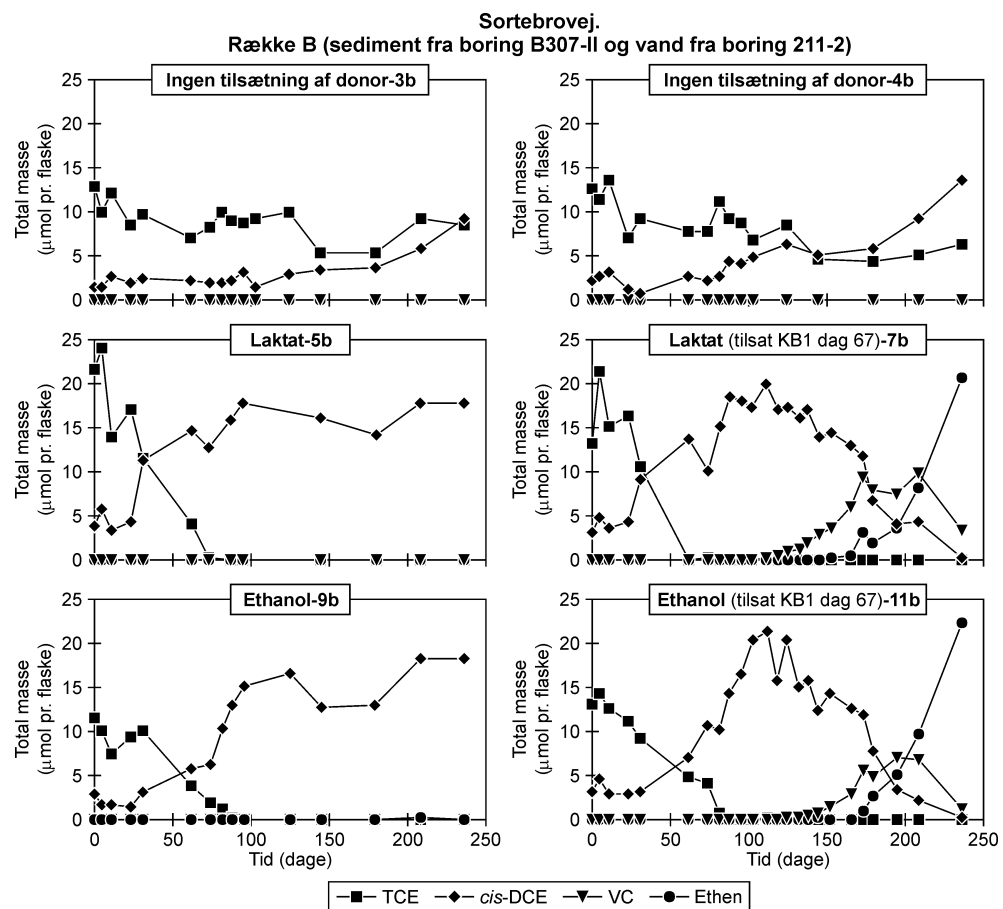
Generelt ses ikke nedbrydning af TCE i kontrolforsøg tilsat kviksølvklorid. I flere af kontrolforsøgene ses dog et fald i TCE-koncentrationen i starten af forsøgene, hvilket sandsynligvis skyldes sorption af TCE til sedimentet, da der ikke observeres dannelse af nedbrydningsprodukter. Generelt ses ikke nedbrydning af TCE i flasker, hvortil der ikke er tilsat elektrondonor eller mikroorganismer. I et enkelt forsøg ses dog nedbrydning til *cis*-DCE (sediment fra B307II og vand fra B211.2), men nedbrydningen forløber meget langsomt, (figur 5.2).

Tilsætning af elektrondonor i form af laktat eller ethanol ses i flere af forsøgene at kunne stimulere nedbrydningen af TCE til *cis*-DCE. Nedbrydningen af TCE går først i gang efter en tilvænningsperiode på mellem 60-80 dage. Der ses dog ikke videre deklorering af *cis*-DCE til vinylklorid eller ethen indenfor forsøgsperioden (240 dage), uafhængig af hvilken donor der tilsættes. Heller ikke ved tilsætning af ekstra donor til nogle af flaskerne efter 175 dage, førte til videre nedbrydning af *cis*-DCE. Dette kan enten skyldes, at de rette bakterier ikke er tilstede, eller at nedbrydningen forløber for langsomt til, at der kunne observeres nedbrydning af *cis*-DCE indenfor forsøgsperiodens længde. Generelt tyder forsøgene på, at potentialet for at kunne stimulere anaerob reduktiv deklorering udelukkende ved tilsætning af elektrondonor er begrænset, da nedbrydningen formentlig vil forløbe langsomt, og det endvidere er uvist, om nedbrydningen vil føre til fuldstændig deklorering af TCE til ethen.

I alle forsøg tilsat elektrondonor og bakteriekultur KB1TM ses nedbrydning af TCE til ethen. Der ses ikke nogen forskel i nedbrydningsforløbet mellem forsøg tilsat ethanol og laktat. Nedbrydningen forløber ved reduktiv deklorering, hvor TCE nedbrydes til *cis*-DCE der nedbrydes til vinylklorid, som nedbrydes til ethen. Bakteriekulturen er tilsat efter dag 67, og det ses, at nedbrydningen starter straks herefter (se figur 5.2). Efter tilsætning af bakteriekultur ses fuldstændig nedbrydning af

TCE til ethen efter mellem 120 til 170 dage. Generelt stemmer disse resultater pænt overens med resultater fra lignende forsøg rapporteret i litteraturen.

Af de udførte forsøg fremgår det, at nedbrydningen af TCE forløber hurtigere end nedbrydningen af *cis*-DCE, hvilket medfører akkumulering af *cis*-DCE. Endvidere ses, at vinylklorid nedbrydes relativt hurtigt sammenlignet med *cis*-DCE, da der ses dannelse af vinylklorid og ethen samtidig med, at der foregår nedbrydning af *cis*-DCE.



Figur 5.2. Nedbrydning af TCE i forsøg med sediment fra boring B307II og vand fra boring B211-2.

5.1.4 Sammenfatning af laboratorieforsøg

På baggrund af de udførte nedbrydningsforsøg kan følgende konklusioner drages:

- Potentialet for at opnå nedbrydning af TCE til ethen under naturlige forhold er meget begrænset.
- Potentialet for at stimulere nedbrydning af TCE til ethen ved tilsætning af elektrondonor i form af enten ethanol eller laktat er begrænset, da nedbrydningen formentligt ikke vil føre til fuldstændig deklorering, men mere sandsynligt dannelse af *cis*-DCE.

- På baggrund af de udførte laboratorieforsøg vil det være muligt at opnå nedbrydning af TCE til ethen ved tilsætning af bakteriekulturen KB1™ samt elektrondonor.
- Både ethanol og laktat vil kunne stimulere nedbrydning af TCE til ethen ved samtidig tilsætning af bakteriekulturen KB1™. Ved anvendelse af ethanol vil der dog være et større tab af donor til methandannelse end ved laktat.
- På lokaliteten er der sedimentbundet jern og opløst sulfat, hvilket betyder, at der ved tilsætning af elektrondonor skal tages højde for at ekstra forbrug til reduktion af jern og sulfat.

5.2 Samlet vurdering af SRD i forhold til lokaliteten

På Sortebrovej lokaliteten er der konstateret tegn på naturlig reduktiv deklorering af de klorerede ethener i det sekundære grundvand. Samtidig er der påvist tilstedeværelse af *Dehalococcoides* bakterierne, der kan forestå en fuldstændig omsætning af TCE til ethen. At der foregår reduktiv deklorering i grundvandet understøttes af redoxforholdene. Det er imidlertid også tydeligt at den reductive deklorering ikke nær har et omfang, der kan eliminere risikoen for en uacceptabel spredning af klorerede ethener i grundvandet.

Treatabilityforsøgene har vist, at det er muligt at stimulere den naturlige reductive deklorering ved tilsætning af substrater (laktat og ethanol). Processen ser ud til at stoppe ved cis-DCE, med en ophobning af denne forbindelse til følge. Om denne ophobning skyldes at de naturlige *Dehalococcoider* kun er tilstede i ringe omfang eller at den specifikke type af *Dehalococcoider* ikke kan fuldføre sidste del af dekloreringen er uvist. Såfremt førstnævnte forklaring er rigtig, kan det ikke udelukkes at den fulde deklorering vil kunne forløbe efter en længere lagfase (hvor bakterierne opformerer) ved tilsætning af substrat alene.

I forbindelse med treatabilityforsøgene sås en meget entydig effekt af tilsætning af KB1™ kulturen. Dels skete omsætningen af de klorerede ethener meget hurtigere, og dels kunne der observeres en fuldstændig omsætning til ethen i alle prøverne.

Overordnet må det konkluderes, at der er et godt potentiale for anvendelse af stimuleret reduktiv deklorering som afværgemetode i forhold til forureningen med klorerede ethener i det sekundære grundvand på Sortebrovej.

Der er rimelig god overensstemmelse mellem de observerede redoxforhold på lokaliteten og de udførte treatabilityforsøg. Dog er jernreduktionen mere udtalt i treatabilityforsøgene i forhold til feltobservationer, og i felten ses i højere grad naturlig methandannelse i forhold til laboratorieforsøgene. Dette tilskrives primært, at laboratorieforsøgene ikke har taget hensyn til forholdet mellem sprækker og matrix, da sedimentet er blevet homogeniseret i forbindelse med prøveopsætningen.

Treatabilityforsøgene understøtter, at der kun foregår begrænset naturlig reduktiv deklorering på lokaliteten og at nedbrydningen generelt stopper ved cis-DCE. Ene-

ste forsøg, hvor der kunne konstateres naturlig omsætning af TCE uden tilsætning af donor eller mikroorganismer, er forsøg med grundvand fra B211-2. TCE-koncentrationerne i B211-2 er temmelig høje (14 mg/l) og det vurderes at der i grundvandet er mikroorganismer tilstede der har været tilvænnet omsætning af TCE. I forsøg med grundvand fra B211-2, sås også betydelig hurtigere nedbrydning ved tilsætning af donor og mikroorganismer.

6 Kemisk oxidation (KO)

6.1 Laboratorieforsøg

Til vurdering af potentialet for anvendelse af kemisk oxidation som afværgeteknologi på Sortebrovej 26, er der udført laboratorieforsøg med oxidationsmidlerne kaliumpermanganat og natriumpersulfat med henblik på at bestemme den nødvendige tilførsel af oxidationsmiddel til jorden i kildeområdet. For en nærmere beskrivelse af opsætning af laboratorieforsøgene, metoder mv. henvises til bilag 6G.

Formål

Laboratorieforsøgene skal belyse følgende:

- Fastlægge sedimentets naturlige oxidantforbrug ved oxidation med henholdsvis kaliumpermanganat og natriumpersulfat.
- Undersøge om der er forskel på oxidantforbruget på henholdsvis forurenede og uforurenede sedimentprøver.
- Undersøge om der er en sammenhæng mellem sedimentets naturlige oxidantforbrug og den anvendte oxidantdosis.
- Hvilke ændringer i pH som oxidationen medfører.

6.1.1 Opsætning af forsøg

Laboratorieforsøgene er udført som batchforsøg med 8 forskellige sedimentprøver á hver 80 g fra lokaliteten. De 7 sedimentprøver blev udtaget fra 3 borer placeret i hot-spottet, mens en sedimentprøve blev udtaget fra en boring placeret opstrøms hot-spottet. Prøverne, der er udtaget som forstyrrede prøver, bestod af sandet, kalkholdigt moræneler.

For hver sedimentprøve er forbruget af henholdsvis kaliumpermanganat og natriumpersulfat bestemt ved tre forskellige koncentrationer af oxidationsmidlet. Ved forsøgene med kaliumpermanganat blev anvendt oxidantkoncentrationer på 6,25 g/l, 12,5 g/l og 25 g/l, og ved forsøgene med natriumpersulfat blev anvendt oxidantkoncentrationer på 12,5 g/l, 25 g/l og 50 g/l. Til hvert sæt sedimentprøver er der desuden kørt 3 blindprøver, der bestod af sediment og postevand.

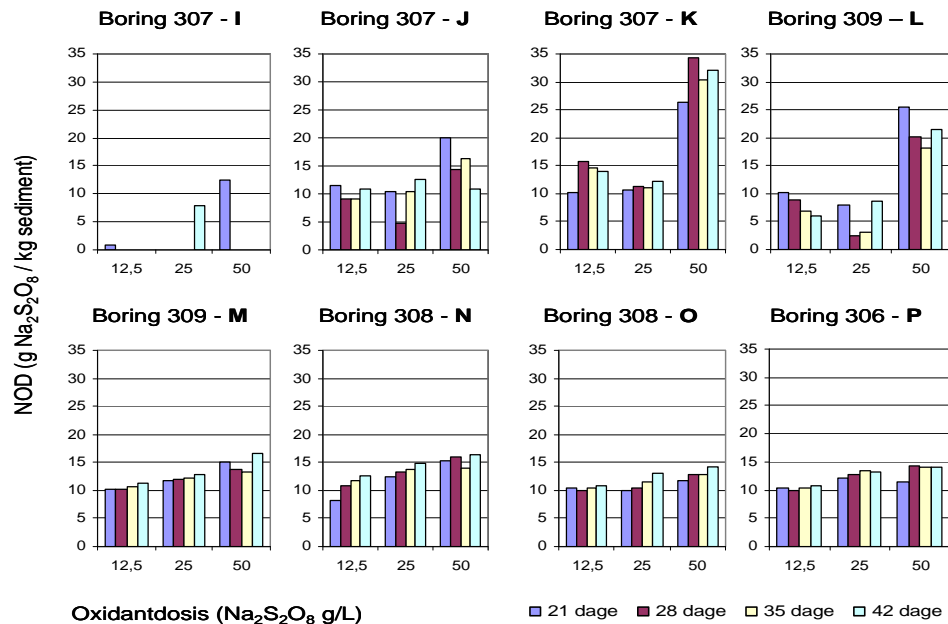
Ved forsøgene er prøvetagning og analyse sket efter 15, 20 og 25 for kaliumpermanganats vedkommende og efter 21, 28, 35 og 42 dage for natriumpersulfats vedkommende. Ved et supplerende forsøg med 40 g sediment og en kaliumpermanganatopløsning på 6,25 g/l er prøvetagning og analyse foretaget efter 15 dage. Udover analyse for indhold af kaliumpermanganat og natriumpersulfat er der analyseret for indhold af PCE og TCE.

6.1.2 Forsøg med natriumpersulfat

Generelt viste forsøgene efter tilsætning af natriumpersulfat pH-værdier omkring 6. I en sedimentprøve var pH dog omkring 6,5. I blindprøverne lå omkring 7. Forsøgene viste, at Ph-værdien var uafhængig af oxidantdosis.

Forsøgene viste, jf. figur 6.1, at sedimentets naturlige oxidantforbrug varierede en del. Generelt blev det naturlige oxidantforbrug bestemt til 8-15 g persulfat/kg se-

diment. I to sedimentprøver blev sedimentets naturlige oxidantforbrug dog bestemt til 25-35 g/kg for den høje oxidantdosis på 50 g/l. Generelt var der en svag tendens til, at det naturlige oxidantforbrug stiger ved en stigende oxidantdosis.

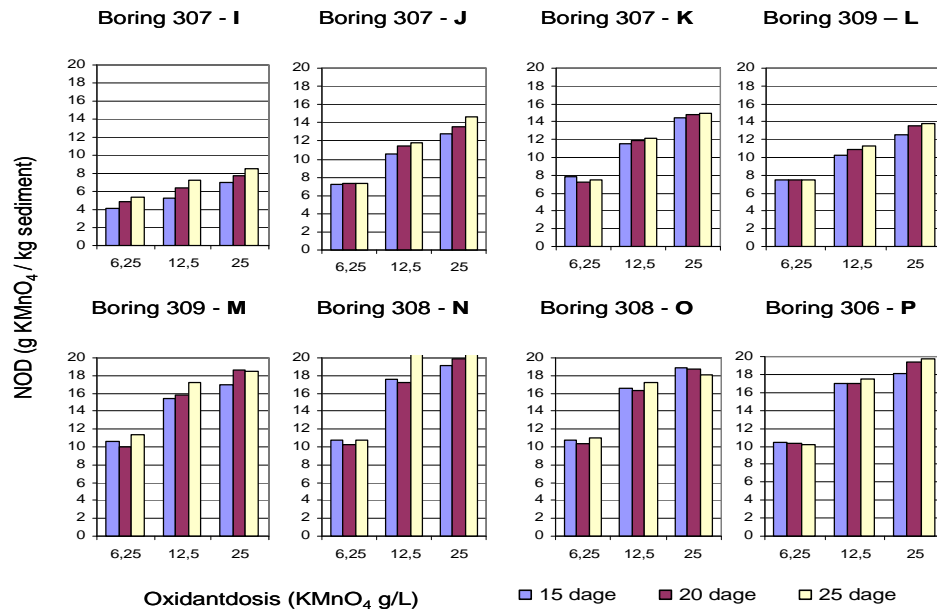


Figur 6.1. Naturligt oxidantforbrug, persulfat, ved 8 sedimentprøver.

6.1.3 Forsøg med kaliumpermanganat

Generelt viste resultaterne fra pH-målingen ret ensartede værdier. For hovedparten af prøverne lå pH mellem 7 og 8, dvs. højere end i blindprøverne, hvor pH lå omkring 7. I én prøve lå pH omkring 6,6 - 6,8. Resultaterne viste desuden, at indholdet af PCE/TCE ikke har markant betydning for den målte pH-værdi.

Forsøgene viste, jf. figur 6.2, at sedimentets naturlige oxidantforbrug generelt lå i intervallet 8-20 g KMnO_4 /kg sediment. Da der i alle prøver ved den lave dosis, bortset fra én, er konstateret et fuldstændigt forbrug af kaliumpermanganat, kan det målte oxidantforbrug være for lavt. Desuden viste forsøgene et stigende oxidantforbrug ved en stigende oxidantdosis. Et supplerende forsøg viste, at sedimentets naturlige oxidantforbrug i de prøver, hvor der indledningsvist blev set et 100 % forbrug af kaliumpermanganat, sandsynligvis ligger 1-2 g/kg højere, end de første forsøg viste.



Figur 6.2. Naturligt oxidantforbrug, permanganat, ved 8 sedimentprøver.

6.1.4 Sammenfatning af laboratorieforsøg

Laboratorieforsøgene blev udført på sedimentprøver, der bestod af sandet, kalkholdigt moræneler. På baggrund af forsøgene kan følgende konklusioner drages:

- Forsøgene viste, at sedimentets indhold af TCE/PCE hverken har indflydelse på pH eller sedimentets naturlige forbrug af permanganat og persulfat.
- Målingerne af pH viste, at startniveauet for pH lå omkring 7. Ved tilsætning af permanganat observeres generelt at pH steg smule til værdier i intervallet 7-8. Derimod faldt pH til omkring 6 ved tilsætning af persulfat.
- Resultaterne for det naturlige oxidantforbrug viste generelt et niveau for persulfat på 8-15 g/kg. To prøver gav imidlertid et naturligt oxidantforbrug på op til 30 g/kg for den høje oxidantdosens på 50 g/L. For persulfat er der ikke konstateret en entydig sammenhæng mellem det naturlige oxidantforbrug og antal dage reaktionen forløb. Til gengæld var der en tendens til, at det naturlige oxidantforbrug steg ved en højere oxidantdosens af persulfat.
- For permanganat viste analyserne et niveau for det naturlige oxidantforbrug på 8-18 g/kg for hovedparten af prøverne. Undtaget herfra var én prøve, hvor det naturlige oxidantforbrug lå fra 4-8 g/kg. Resultaterne viste endvidere en klar sammenhæng mellem det naturlige oxidantforbrug og den anvendte oxidantdosens af permanganat.

6.2 Samlet vurdering af KO i forhold til lokaliteten

Anvendelse af kemisk oxidation som afværgeteknologi over for hot-spot på Sortebrovej 26 indebærer, at der skal skabes et oxideret miljø i hot-spot. Laboratorieforsøgene viste sedimentets naturlige oxidantbehov ligger i størrelsesordenen 8-18 g oxidant/kg sediment.

De naturlige redoxforhold i hot-spot er jern- til sulfatreducerende. Enkelte steder i hot-spot, hvor der ses methanproducerende forhold, vidner om mere reducerede forhold. De eksisterende redoxforhold understøtter således ikke umiddelbart valg af kemisk oxidation som afværgemetode.

En væsentlig del af de klorerede ethener befinder sig inde i lermatricen i hot-spot. Redoxforholdene forventes her at være endnu mere reducerede, end i de opsprækkede og sandede dele af hot-spot, hvorfra vandprøverne til redoxkarakterisering er stammer. En oprensning af forureningen i lermatricen vil derfor indebære, at oxidationsmidlet ved diffusion skal trænge ind i matricen, eller at forureningen skal diffundere ud i sprækkerne, hvor oxidationsmidlet findes. Dette betyder, at det docerede oxidationsmiddel skal have en levetid i jorden, der er længere, end den tid det tager de klorerede ethener at diffundere fra lermatricen og ud i sprækkerne, eller den tid det tager oxidationsmidlet at diffundere fra sprækkerne ind i matricen.

7 Revurdering af risiko

7.1 Indledning

I oplægget til denne undersøgelse jf. Hedeselskabet (2002) blev det foreslået, at der blev opstillet en lokal sprække-transportmodel, FRAC3Dvs, for kildeområdet med henblik på at designe injektionsdybder mv. i forbindelse med afværgen, at belyse betydningen og tidsperspektivet af diffusionen af stof ind og ud af lermatrixen samt at vurdere påvirkningen og den tidsmæssige effekt af afværgen på det primære magasin.

I forbindelse med fremdriften i undersøgelserne blev det klart, at de geologiske og hydrauliske forhold var mere komplekse end forventet og der blev derfor opstillet en detaljeret geologisk model som beskrevet i afsnit 4.2.

Med baggrund i den geologiske model er der opstillet en generaliseret sprække-transportmodel. Med denne sprækkemodel er spredningen af TCE fra et formodet hot-spot simuleret med FRAC3Dvs.

Resultaterne er tidsserier, der viser TCE-indholdet i grundvandet i forskellige observationspunkter i modellen, herunder i det primære magasin.

Med baggrund i disse tidsserier er forureningsspredningen vurderet, med henblik på at fastslå hvorvidt forureningsfanen er stationær, ekspanderende eller kontraherende.

Det er endvidere vurderet i hvilket omfang de simulerede TCE-koncentrationer udgør en trussel for vandindvindingen ved Tommerup Vandværk 150 m mod nord-øst.

Ved denne indledende simulering er der ikke regnet med nedbrydning af TCE, idet det primære grundvandsmagasin under hot-spot kun indeholder omkring 15 % nedbrydningsprodukter. Det vurderes derfor, at der kun i mindre omfang, fx i morænematrixen i hot-spot området, findes redoxforhold, der kan betinge en væsentlig biologisk nedbrydning af TCE, jf. afsnit 4.5.3.

Senere – fx i forbindelse med projektforslaget – vil det være muligt, på baggrund af målte eller vurderede nedbrydningskonstanter, at simulere hele nedbrydningsforløbet fra TCE til ethen og ethan, enten under naturlige eller stimulerede betingelser.

7.2 Koncept

Nyere forskning dokumenterer, at spredningen af forurenende stoffer opløst i grundvandet, som f.eks. klorerede opløsningsmidler sker meget hurtigere i opsprækkede aflejringer som f.eks. moræneler og kalk end i uopsprækkede aflejringer som f.eks. smeltevandssand, og at transporten i de opsprækkede aflejringer overvejende er kontrolleret af sprækkerne, kombineret med diffusion af stoffet ind i den relativt lavpermeable jordmatrice mellem sprækkerne (matrixdiffusion), (Miljøstyrelsen, 2002).

Resultatet er, at der ved sprække-transport kan ske et hurtigt gennembrud af forurening på grund af aflejringerne meget lave effektive porøsitet. Samtidig vil udvaskningshorisonten være længere end ved transport gennem et enkelt-porøst medie som fx smeltevandsaflejringer, pga. matrixdiffusionen, dvs. den langsomme tilbage-diffusion fra ler.

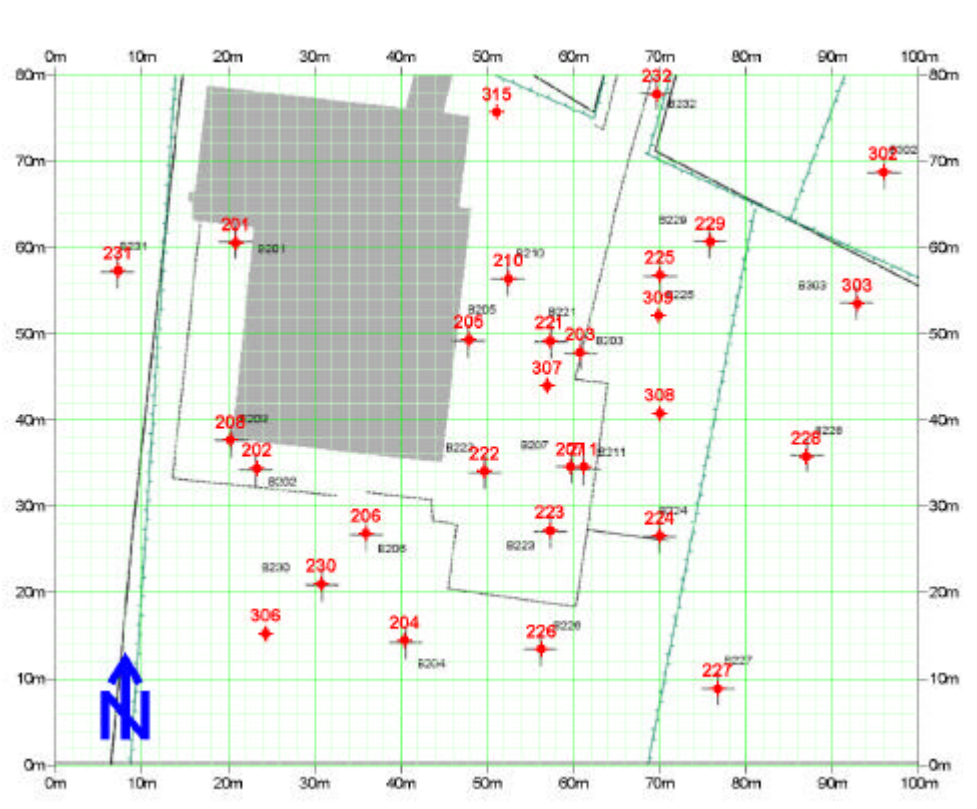
Betegnelsen "sprækker" skal i forbindelse med denne model ikke opfattes bogstaveligt, men dækker dels over egentlige sprækker i den øvre del af morænelers-pakken, dels over sandslirer i hele lagpakken.

En detaljeret gennemgang af de gældende ligninger for transportbeskrivelsen i FRAC3Dvs kan ses i Therrien, R. & Sudicky, E. A. (1996).

7.3 Modelområde

Det aktuelle modelområde er angivet på nedenstående figur 7.1. Modelområdet dækker et areal på 8.000 m².

Bunden af modellen findes i moræneleren under det primære magasin i kote +12 m DNN og toppen af modellen udgøres af terrænoverfladen i kote +64 m DNN. Det samlede modelvolumen udgør således 416.000 m³.



Figur 7.1 Modelområdet

7.4 Geologi

Den geologiske opbygning i modelområdet er nøjere beskrevet i afsnit 4.2. I stoftransportmodellen opereres med 12 forskellige lithologier, som på generaliseret form skal afspejle den geologiske opbygning.

Den overordnede lithologiske opbygning i stoftransportmodellen er som angivet nedenfor:

- Fyld og muldlag (kote +64 m +63 m DNN)
- Øvre moræne (typisk fra kote +50 m til +63 m DNN)
- Øvre sekundære sandmagasin/moræneler med hyppige sandslirer (typisk 1-3 meter tykke lag fra kote +46 m til +56 m DNN)
- Mellemsø moræne (typisk fra kote +40 m til +50 m DNN)
- Nedre sekundære sandmagasin/moræneler med hyppige sandslirer (typisk 1-3 meter tykke lag fra kote 34 m til +42 m DNN)
- Nedre moræne (fra kote +26 til typisk +40 m DNN)
- Det primære sandmagasin (fra kote +14 m til +26 m DNN)
- Moræne under det primære magasin (fra kote +12 m til +14 m DNN)

I den rumlige model er de mest overordnede lithologier - de tre morænebænke og sandet i det primære magasin - først lagt ind for at udfylde modellen, herefter er de mere underordnede lithologier lagt ind som mindre, kasseformede legemer, således, at de bedst muligt er i overensstemmelse med den geologiske model.

I hver af de ovenstående enheder kan indgå flere lithologier, baseret på boringsoplysningen og en tolkning af den geologiske dannelse.

7.5 Hydrogeologi

Overordnet er hydrogeologien på lokaliteten styret af de to sandlag i den øvre morænepakke og det primære sandmagasin. Intervallerne mellem overfladen og de tre styrende sandlag udgør selvstændige domæner med forskellige strømningsretninger. Overordnet synes de sekundære sandmagasiner imidlertid at være drænet til det primære magasin umiddelbart nord for modelområdet.

I modellen er de hydrogeologiske forhold søgt genskabt ved at fastholde potentialeforholdene i det primære magasin og grundvandsdannelsen ved terræn. I det primære magasin er trykniveauet fastholdt langs hele randen, således at strømningsretningen ligger fast. De øvrige dele af randen er impermeable, bortset fra terrænoverfladen, hvor fluxen ind er kontrolleret af grundvandsdannelsen. At randen er gjort impermeabel retfærdiggøres delvis af, at strømmingen i de kontrollerende sandlag overvejende er nordlig, samt at de to sandlag i morænen vurderes at blive drænet til det primære magasin umiddelbart nord for den nordlige modelrand, hvilket forskyder hovedvægten af forureningsfanen i nordlig retning ved passage af de enkelte sandlag i morænen, jf. afsnit 4.3.2. Det vurderes derfor, at spredningen af forureningen ud over modelranden er begrænset.

Alternativt kunne trykniveauerne i de i alt 34 lag som modellen udgøres af være fastholdt langs randen, hvilket datagrundlaget imidlertid ikke retfærdiggør.

Kalibreringen af trykforholdene i lagpakken over det primære magasin er sket ved justering af de hydrauliske parametre for moræneleren. For de lithologier der har forholdsvis høj permeabilitet, er parametrene fastholdt, idet de i høj grad er baseret på faktiske feltmålinger.

For de lavpermeable lerlithologier er den målte permeabilitet justeret således, at potentialeforholdene vertikalt afspejler de faktiske forhold.

For at kunne simulere de umættede forhold omkring boring B315, og fordi det ikke var muligt at udvide modellen i nordlig retning på grund af mangel på data, er der indført et lodret dræn i form af et sandlegeme langs modelranden ved denne boring.

7.6 Forureningsspredning

Forureningsstyrken af klorerede opløsningsmidler i grundvandet/porevandet er behandlet i afsnit 4.5. Det har været målet at opnå en forureningsspredning i alle dimensioner ved simuleringerne svarende til den seneste monitoringsrunde, se figur 4.10A-E.

7.7 Modelopsætning og kalibrering

Alle modelparametre fremgår af bilag 7.

I det omfang de hydrauliske og petrofysiske parametre ikke er bestemt ved forsøg på lokaliteten, er der anvendt parametre, der som udgangspunkt er baseret på litteraturværdier fra BAM-rapporten (Miljøstyrelsen, 2002) og Jørgensen et al. (2002).

I de fire gennemregnede scenarier er anvendt en grundvandsdannelse på hhv. 300 mm/år (Miljøstyrelsen, 1998) og 75 mm/år (Fyns Amt, 1997). På de arealer der ikke er befæstet (5.600 m²), er disse værdier anvendt. På de øvrige arealer (ca. 2.400 m²) er anvendt hhv. 15 mm/år og 10 mm/år.

7.7.1 Kalibrering af hydraulik

Modellen er kalibreret, så potentialet i de sekundære magasiner er i god overensstemmelse med de observerede potentialer i felten. Potentialet i det primære magasin er fastholdt.

Som udgangspunkt er anvendt målte permeabilitetsværdier fra lokaliteten, dvs. værdier opnået ved slugtests. Disse er fastholdt under kalibreringen. Permeabilitetsværdierne for morænematricen er herefter tilpasset, således at de vertikale potentialeforhold svarer til de observerede.

Bruttopermeabiliteten for den samlede lagpakke over det primære magasin kan beregnes således:

- Det mest terrænnære grundvand træffes ca. to m u.t., dvs. i kote +62 m DNN. I det primære magasin ca. i kote + 26 m DNN er grundvandspotentiallet ca. i kote +36 m. Den vertikale gradient over lagpakken er således $(62-36)\text{m} / (62-26)\text{m} = 0,72 \text{ m/m}$.

- Nettonedbøren er i Miljøstyrelsens Vejledning (Miljøstyrelsen, 1998) angivet at være 300 mm/år for Tommerup.
- Af $k = v/i$ fås at $k = 0,3\text{m/år} / 0,72\text{m/m} = 9,5 \cdot 10^{-9} \text{ m/s}$
- Anvendes Fyns Amts værdi (Fyns Amt, 1997) for grundvandsdannelsen fås:

$$K = v/i \text{ fås at } k = 0,075\text{m/år} / 0,72\text{m/m} = 2,4 \cdot 10^{-9} \text{ m/s}$$

Den her beregnede bruttopermeabilitet er således mellem en faktor 10 og en faktor 50 lavere end de målte værdier for matrixpermeabilitet.

I de gennemregnede scenarier er der regnet med, at 90% hhv. 50% af strømmingen i moræneleren sker i ”sprækker”. De 90 % er baseret på BAM-rapporten (Miljøstyrelsen, 2002), mens de 50% er anvendt for at tilpasse udvaskningen i de øvre jordlag til det observerede.

Endelig er der beregnet et scenarium, hvor hele strømmingen foregår ved matrixstrømning (uden sprækker).

Ved sprækketransport er modellen først justeret uden sprækker med en grundvandsdannelse på 10%, hhv. 50% af den endeligt anvendte på hhv. 300 mm/år og 75 mm/år. For befæstede områder hhv. 15 mm/år og 10 mm/år.

Herefter er sprækkeaperturen justeret med den fulde nettonedbør, indtil de ønskede potentialer i de sekundære magasiner er opnået.

7.7.2 Forureningsudbredelsen

I modellen er forureningsspredningen simuleret ved at tilføje TCE som fri fase, svarende til den forventede samlede forureningsmængde i et veldefineret volumen.

Det simulerede kildeområde er placeret ud fra resultaterne af forureningskortlægningen. Området har et areal på 100 m² og er placeret 3-4 m u. t.

I dette volumen på 100 m³ er der tilført en TCE-mængde på 200 g/m³ som fri fase svarende til, at der i alt er tilført 20 kg TCE.

Opløseligheden er sat til 700 mg/l dvs. halvdelen af den faktiske opløselighed. Dette er gjort for at kompensere for en ujævn fordeling af TCE i kildeområdet.

Kildestyrkekoncentrationen har kun mindre betydning for gennembrudstidspunktet og den relative fordeling i modelvoluminet

Målet for kalibreringen af modellen i de enkelte scenarier har været at opnå en aktuel TCE-koncentration i de sekundære og det primære magasin svarende til de observerede koncentrationer i borerne indenfor modelområdet.

Som anført i afsnit 7.1 er der ikke regnet med nedbrydning af TCE i modellen. Da der kun er observeret et mindre indhold af cis-DCE og ingen andre nedbrydningsprodukter i det primære magasin, synes nedbrydning at være af mindre betydning under de nuværende forhold både i det primære magasin og de overliggende lag.

7.8 Resultater

7.8.1 Modelscenarier

De fire modelscenarier der er simuleret på Sortebrovej er grundlæggende ens. Forskellene på de enkelte scenarier er den anvendte grundvandsdannelse, og hvor stor en andel sprækketransporten udgør:

1. Grundvandsdannelse 300 mm/år, sprækketransport 90%
2. Grundvandsdannelse 75 mm/år, sprækketransport 90%
3. Grundvandsdannelse 75 mm/år, sprækketransport 50%
4. Grundvandsdannelse 75 mm/år, sprækketransport 0%

Ved de enkelte scenarier er vist gennembrudskurver for to observationspunkter:

”Hotspot”, er et punkt 5 cm under toppen i det primære magasin umiddelbart vest for kildeområdet. Observationspunktet afspejler til en vis grad de observerede forhold i boring B221, der imidlertid er placeret opstrøms det simulerede kildeområde.

”Nedstrøms” er et observationspunkt nær randen af modelområdet, direkte nedstrøms kilden. Punktet er placeret 5 cm nede i det primære magasin.

De lodrette snit der præsenteres under de enkelte scenarier, er alle placeret i øst/vestlig retning gennem kildeområdet ved $Y = 45$ m, jf. figur 7.1.

De vandrette snit der præsenteres, er alle placeret ved kote +25.95 m DNN, dvs. 5 cm nede i det primære magasin.

Scenarium 1: Grundvandsdannelse 300 mm/år, sprækketransport 90%

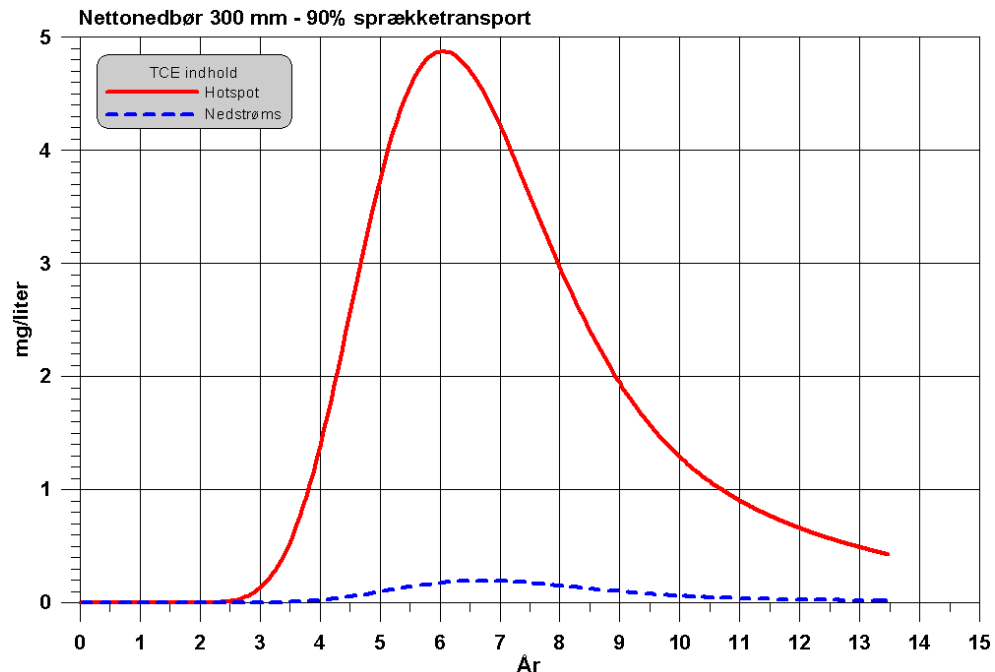
Dette scenarium afspejler de hydrauliske forhold, som de er beskrevet i Miljøstyrelsens publikationer 1998 og 2002.

For at opnå hydraulisk balance er den hydrauliske ledningsevne for de tre morænelersbænke (se afsnit 4.3) sat til:

- Øvre: $3,9 \cdot 10^{-9}$ m/s
- Mellemste: $3,2 \cdot 10^{-9}$ m/s
- Nedre: $1,7 \cdot 10^{-9}$ m/s

Sprækkeaperturen ved en sprækkeafstand på 2 m er herefter kalibreret til 48 my.

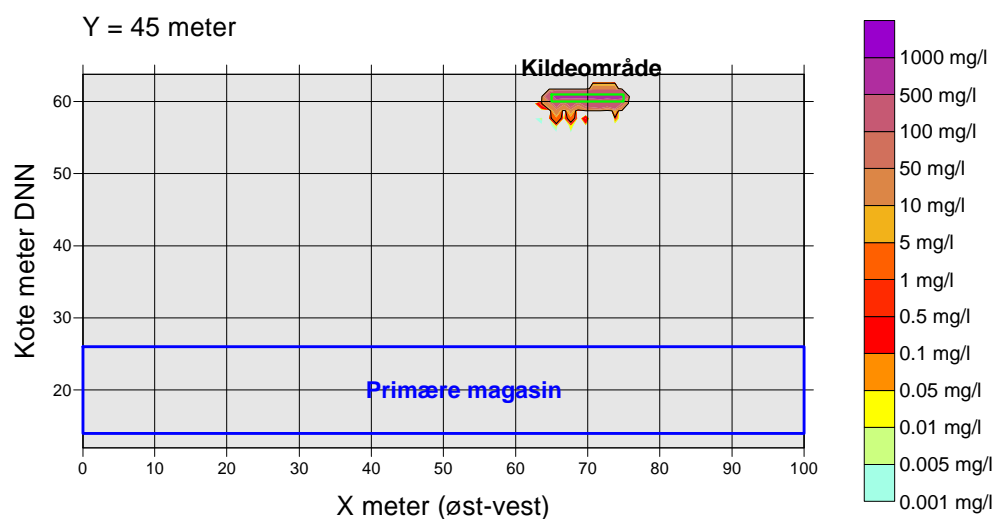
Figur 7.2 viser gennembrudskurverne for de to observationspunkter "Hotspot" og "Nedstrøms". Placeringen af de to observationspunkter fremgår af figur 7.7.



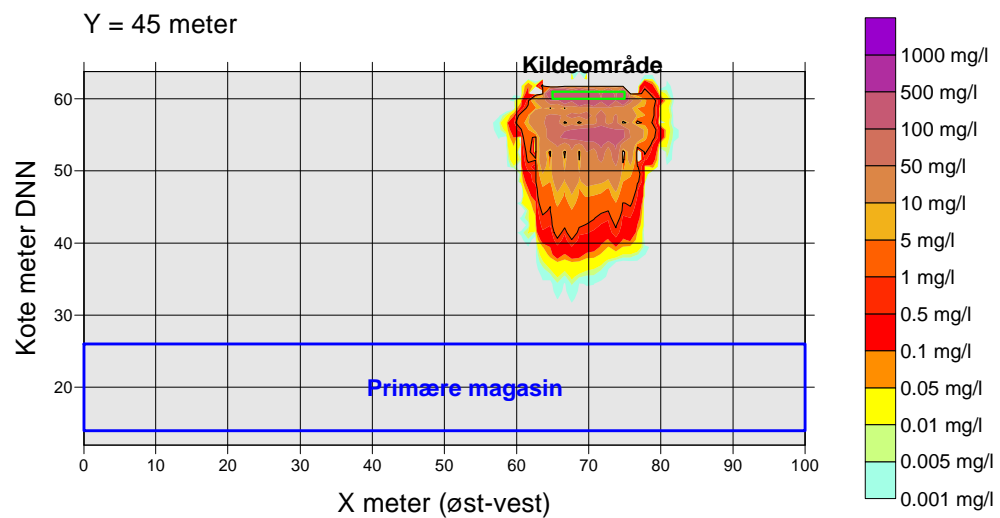
Figur 7.2 Gennembrudskurver for TCE

Som det fremgår af figur 7.2 sker gennembruddet til det primære magasin allerede efter 2,5 år med et maksimum omkring 6 år. Gennembrudskurven viser således, at det ikke er realistisk at regne med en grundvandsdannelse på 300 mm/år, idet den aktuelle forureningshændelse mest sandsynligt er sket for mindst 25 år siden.

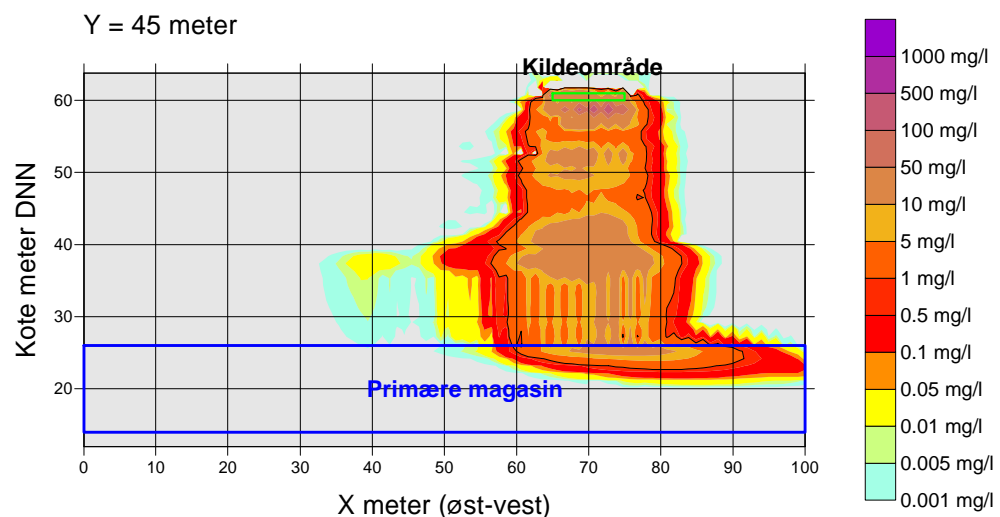
Figureerne 7.3-7.6 viser øst-vestgående tværsnit gennem kildeområdet til forskellige simuleringstider.



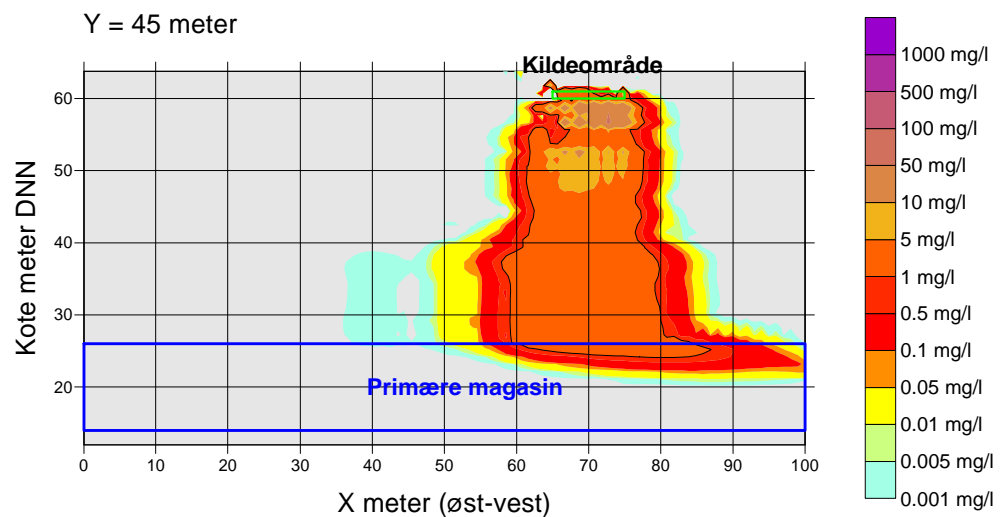
Figur 7.3 TCE-koncentrationer ved tiden 7 dage.



Figur 7.4 TCE-koncentrationer ved tiden 1 år



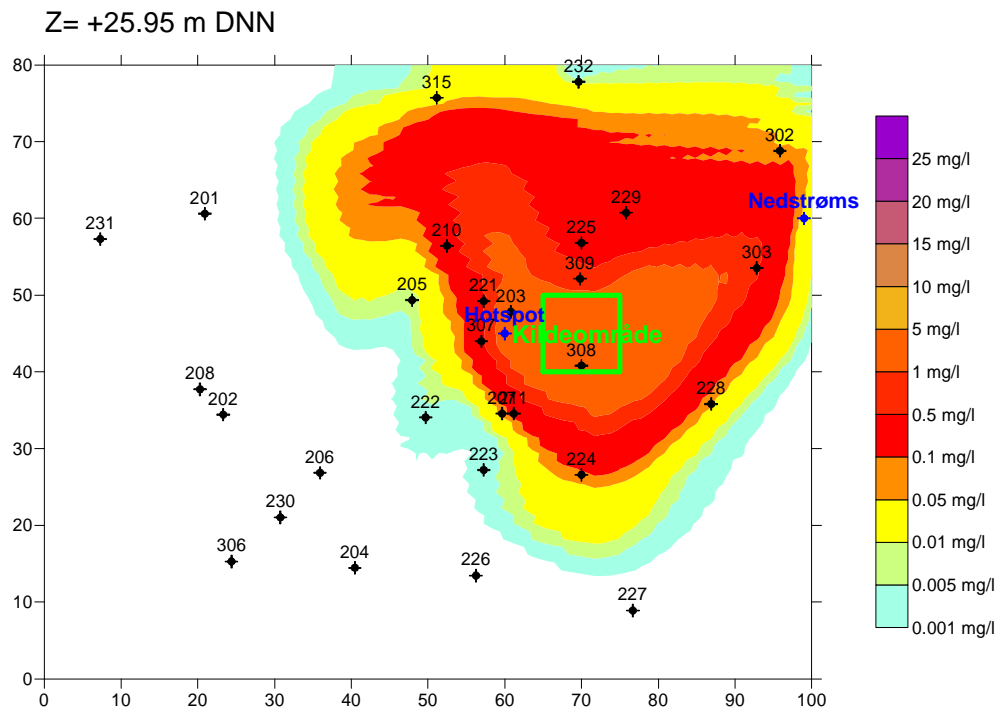
Figur 7.5 TCE-koncentrationer ved tiden 5 år



Figur 7.6 TCE-koncentrationer ved tiden 10 år

Ved sammenligning mellem figur 7.5 og 7.6 kan man se, at forureningsfanen er reduceret allerede efter 10 år.

Figur 7.7 viser et vandret snit 5 cm nede i det primære magasin gennem kildeområdet til tiden 10 år.



Som det fremgår af figur 7.7 afspejles den observerede forureningsfane i det primære magasin godt. Imidlertid sker gennembruddet, jf. gennembrudskurven, på et urealistisk tidspunkt. Det skal dog bemærkes, at der kun er få observationer i det primære magasin inden for modelområdet.

Scenarium 2: Grundvandsdannelse 75 mm/år, sprækketransport 90%

Dette scenarium er modificeret i forhold til scenarium 1, således at, grundvandsdannelsen er som den fremgår af Fyns Amt, (1997).

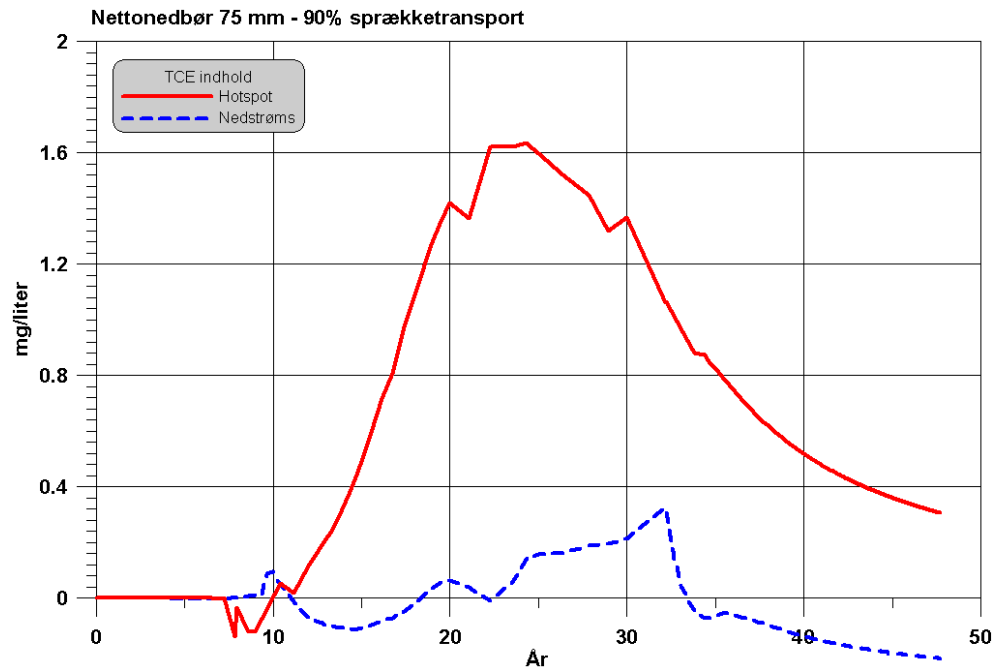
For at opnå hydraulisk balance er den hydrauliske ledningsevne for de tre morænelersbænke (se afsnit 4.3) sat til:

- Øvre: $9,8 \cdot 10^{-10}$ m/s
- Mellemste: $8,1 \cdot 10^{-10}$ m/s
- Nedre: $4,4 \cdot 10^{-10}$ m/s

Disse værdier svarer til de målte hydrauliske ledningsevner.

Sprækkeaperturen ved en sprækkeafstand på 2 m er herefter kalibreret til 30 my.

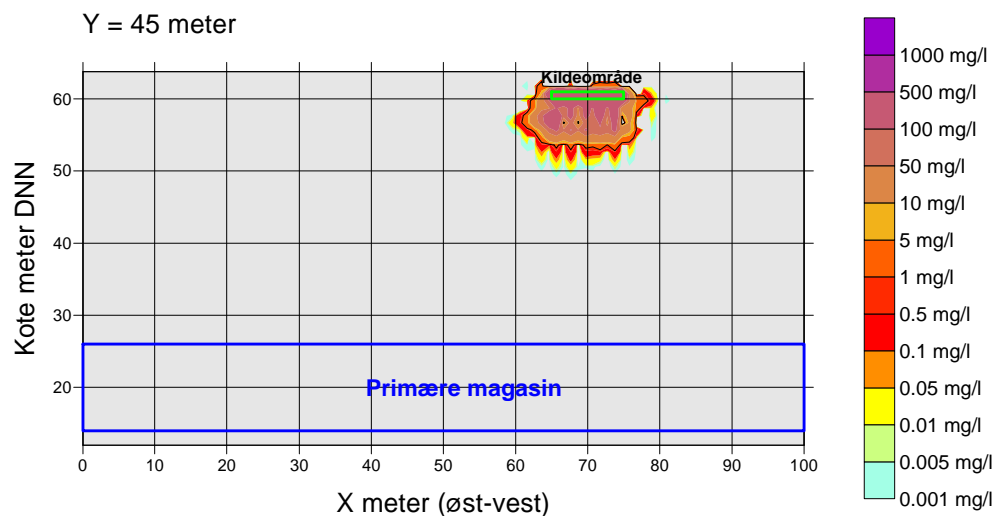
Figur 7.8 viser gennembrudskurverne for de to observationspunkter "Ved hotspot" og "Nedstrøms". Placeringen af de to observationspunkter fremgår af figur 7.12.



Figur 7.8 Gennembrudskurver for TCE

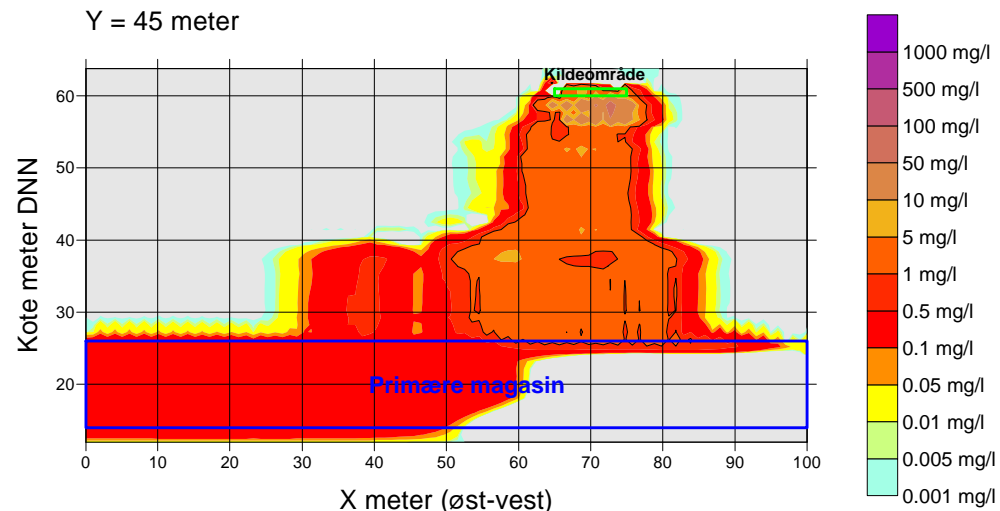
Som det fremgår af figur 7.8 sker gennembruddet til det primære magasin efter ca. 10 år med et maksimum omkring 25 år. Situationen kunne godt afspejle en forureningshændelse for ca. 25 år siden, hvor vi i dag befinder os i maksimum situationen. Gennembrudskurven for "Nedstrøms" observationspunkt er påvirket af numerisk støj og kan derfor ikke anvendes.

Figureerne 7.9-7.11 viser øst-vestgående tværsnit gennem kildeområdet til forskellige simuleringstider.

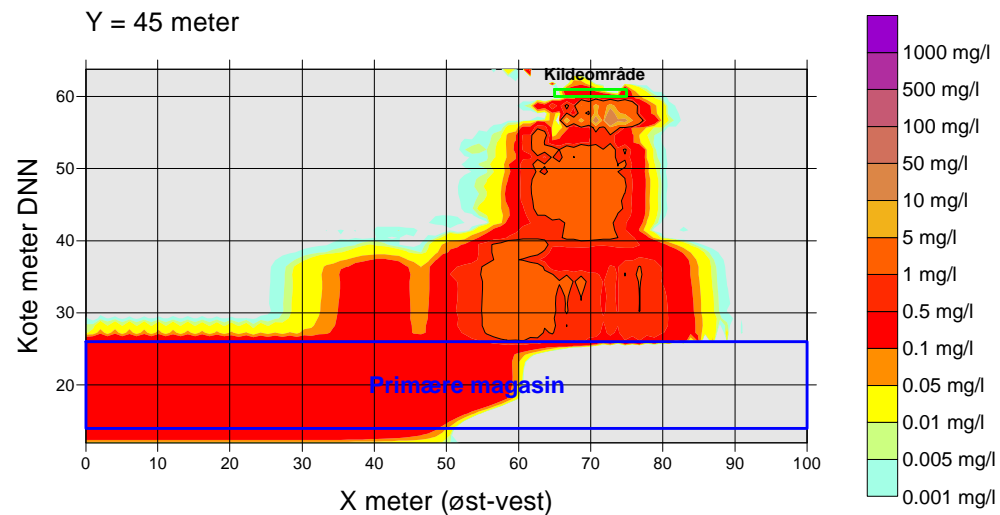


Figur 7.9 TCE-koncentrationer ved tiden 1 år

I forhold til situationen under scenarium 1, kan man til figur 7.9 bemærke, at nedvaskningen til tiden 1 år er betydeligt mindre med en grundvandsdannelse på 75 mm/år.



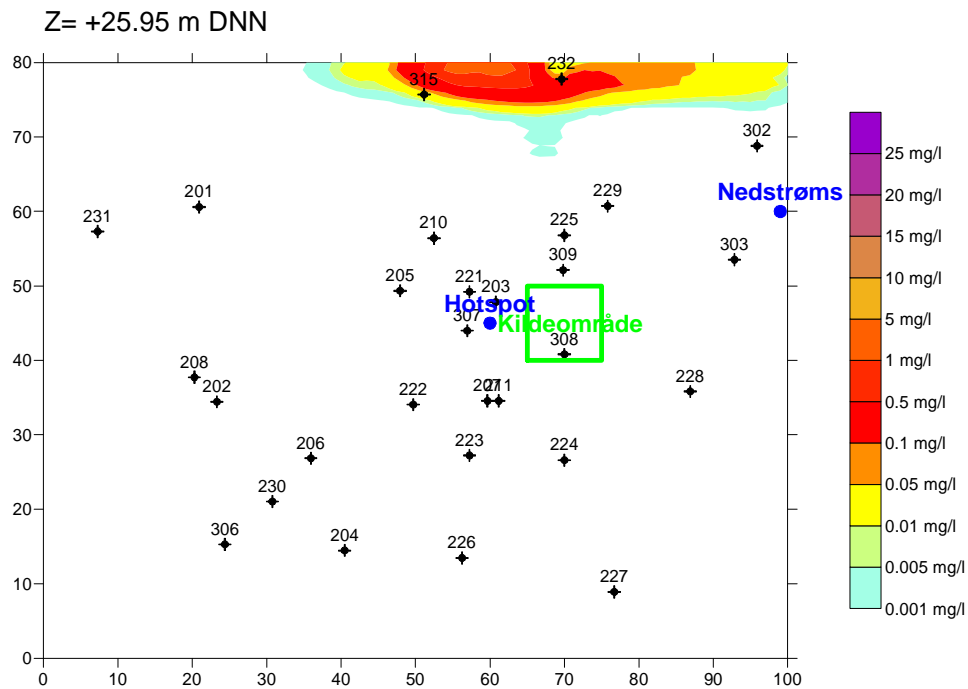
Figur 7.10 TCE-koncentrationer ved tiden 25 år



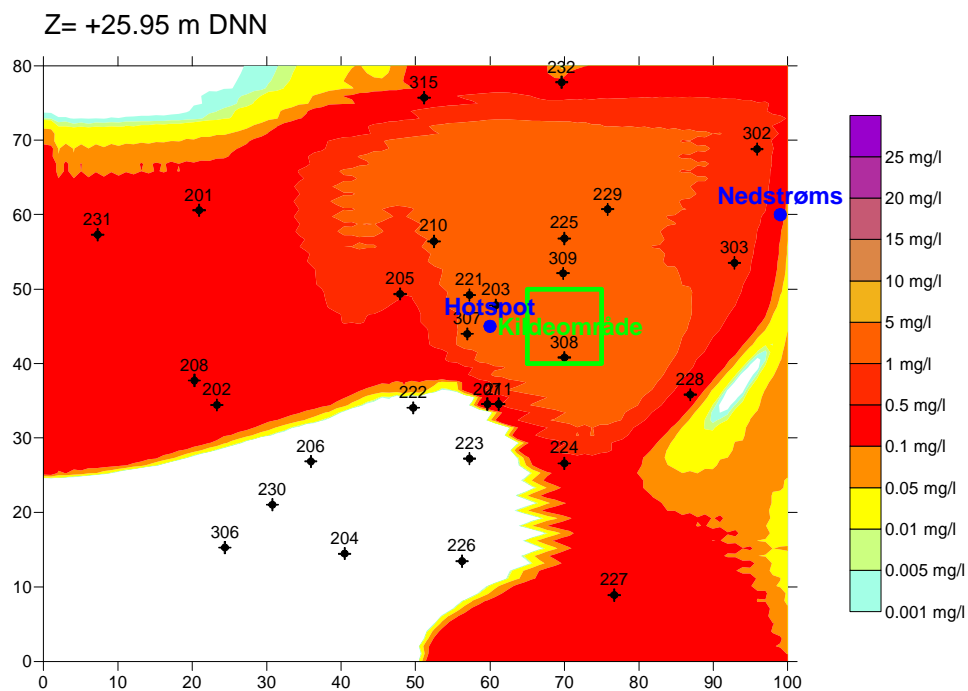
Figur 7.11 TCE-koncentrationer ved tiden 45 år

Figurene 7.10 og 7.11 viser situationen efter henholdsvis 25 og 45 år. Forureningen opstrøms kildeområdet skyldes spredning af TCE i nordlig/nordvestlig retning i det øvre sandlag i morænepakken nord for modelsnittet, se nedenfor.

Figurene 7.12-13 viser et vandret snit 5 cm nede i det primære magasin gennem kildeområdet til tiderne 10 og 25 år.



Figur 7.12 illustrerer betydningen af de umættede forhold omkring boring B315. Det forurenede grundvand spredes i de to sandlag i morænepakken og løber i nordlig/nordvestlig retning, hvor det i modellen drænes til det primære magasin ved modelranden. Ifølge den geologiske model sker dette et stykke uden for modelområdet i nordlig retning. Figur 7.12 afspejler således ikke de faktiske forhold. Det faktiske gennembrud til det primære magasin sker nord for modelområdet.



Figur 7.13 illustrerer situationen efter 25 år. Forureningen opstrøms kildeområdet, skyldes i al væsentlighed dræning i nordlig/nordvestlig retning i det øvre sandlag i morænepakken.

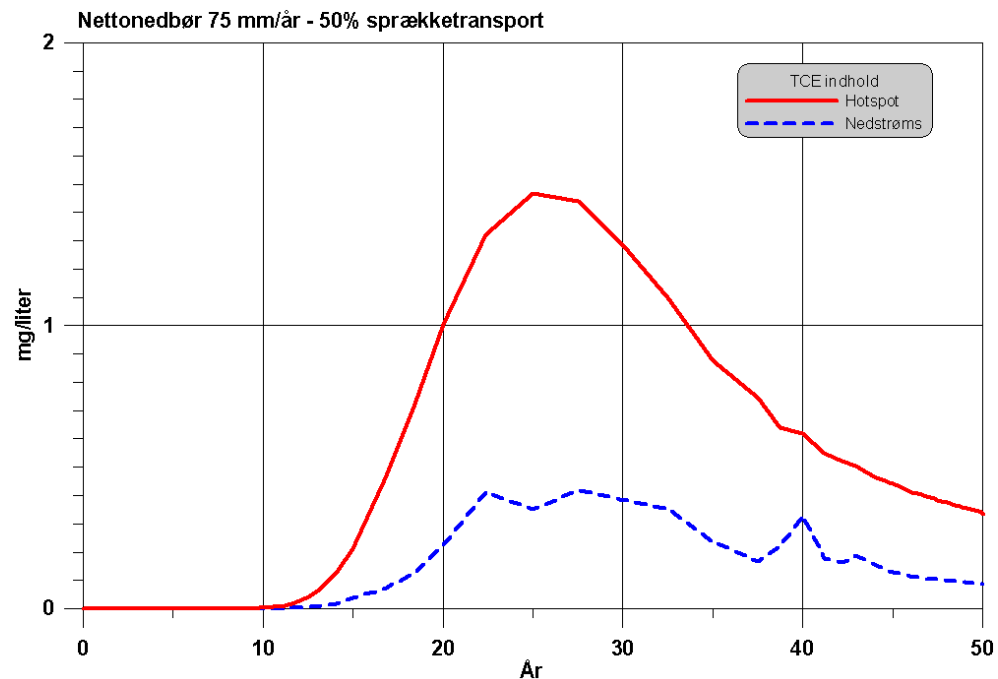
Scenarium 3: Grundvandsdannelse 75 mm/år, sprækketransport 50%

Dette scenarium er modificeret i forhold til scenarium 2, idet den reducerede sprækketransport bedre gengiver den faktiske fordeling af TCE i modelområdet.

For at opnå hydraulisk balance er den hydrauliske ledningsevne for de tre moræneleersbænke (se afsnit 4.3) sat til:

- Øvre: $9,8 \cdot 10^{-9}$ m/s
- Mellemste: $8,1 \cdot 10^{-9}$ m/s
- Nedre: $4,4 \cdot 10^{-9}$ m/s

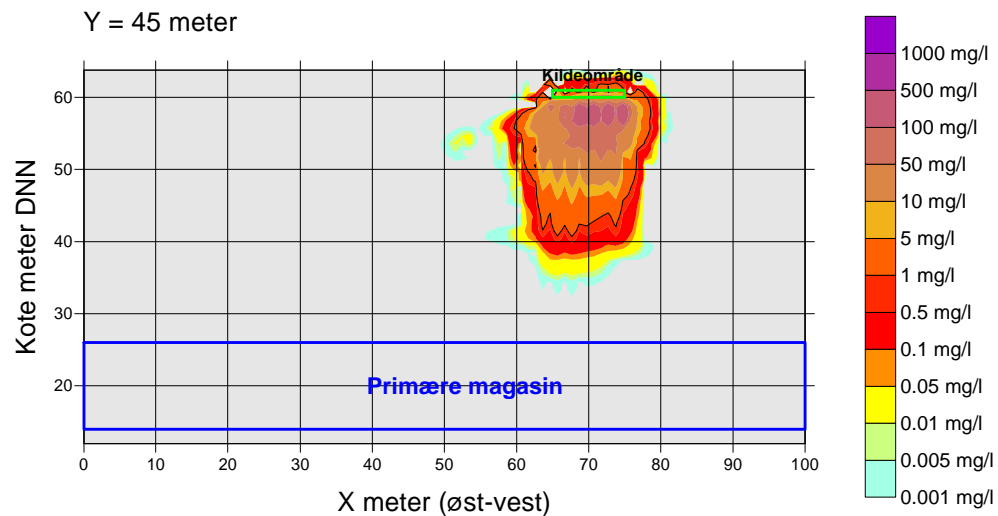
Sprækkeaperturen ved en sprækkeafstand på 2 m er herefter kalibreret til 31 my.



Figur 7.14 Gennembrudkurver for TCE

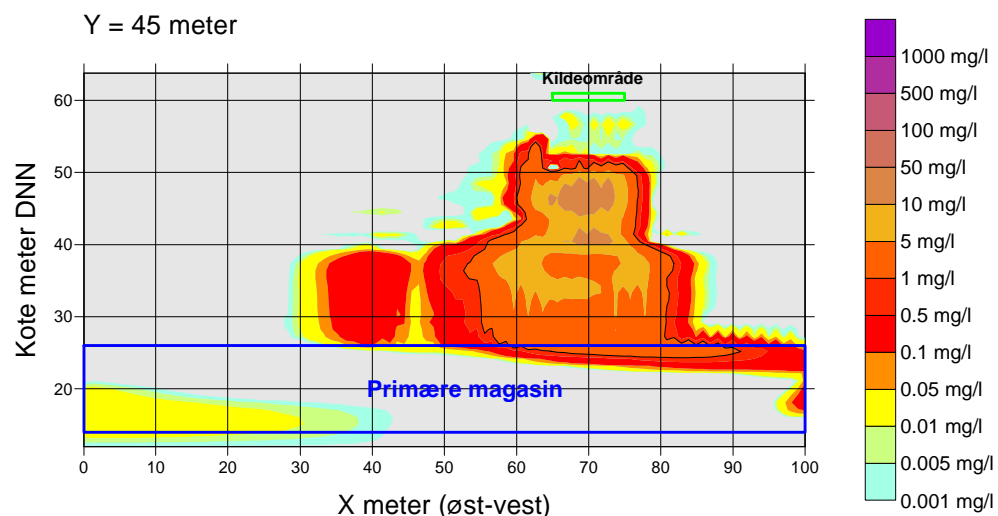
Som det fremgår af figur 7.14 sker gennembruddet til det primære magasin allerede efter ca. 10 år med et maksimum omkring 25 år. Situationen kunne godt afspejle en forureningshændelse for ca. 25 år siden, hvor vi i dag befinder os i maksimum situationen. Gennembrudskurven for ”Nedstrøms” observationspunkt er påvirket af numerisk støj.

Figurene 7.15-7.6 viser øst-vestgående tværsnit gennem kildeområdet til forskellige simuleringstider.



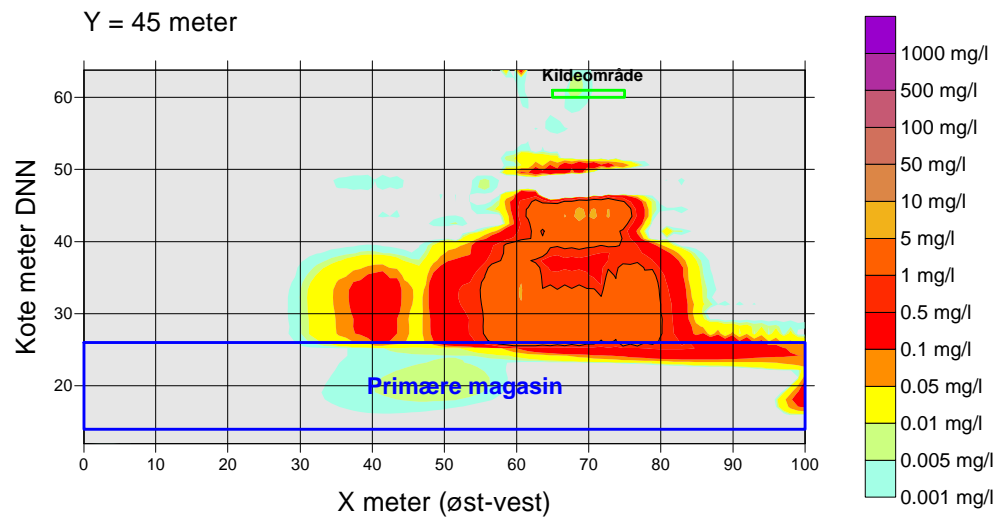
Figur 7.15 TCE-koncentrationer ved tiden 5 år

I forhold til scenarium 2 ses af figur 7.15, at den vertikale spredning sker langsommere ved 50% sprækkestrømning



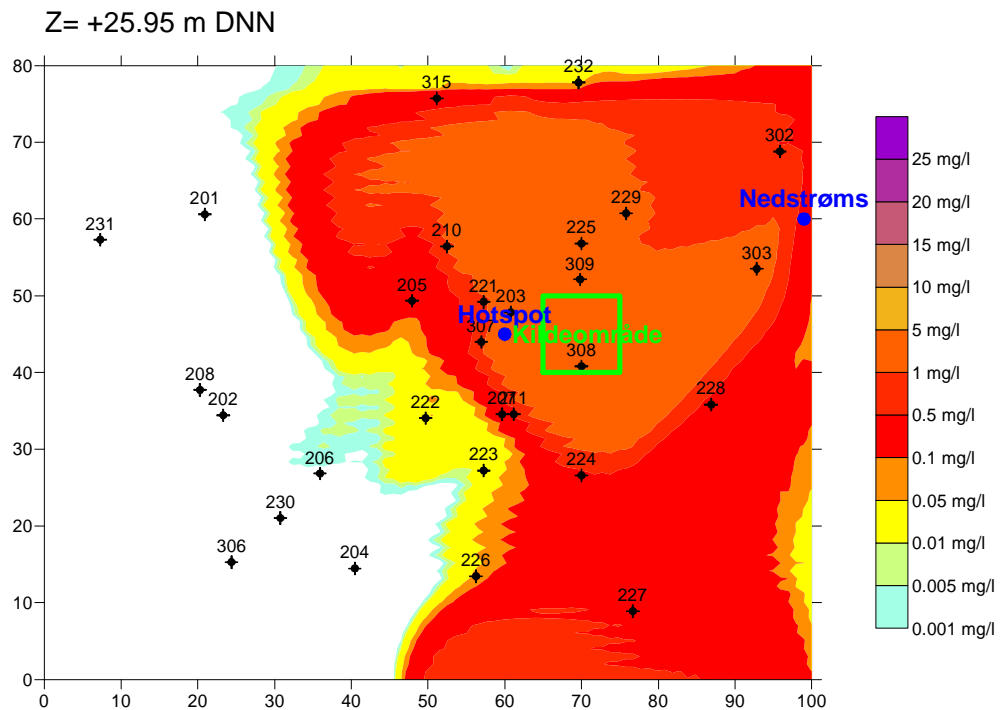
Figur 7.16 TCE-koncentrationer ved tiden 25 år

Situationen på figur 7.16 illustrerer ret godt den observerede forureningssituation i dag, bl.a. er kildeområdet næsten totalt udvasket, således som det også observeres i dag. Det skal dog bemærkes, at der kun er få observationer i det primære magasin inden for modelområdet.



Figur 7.17 TCE-koncentrationer ved tiden 45 år

Figur 7.18 viser et vandret snit 5 cm nede i det primære magasin gennem kildeområdet til tiden 25 år.



Figur 7.18 TCE-koncentrationen i det primære magasin ved tiden 25 år

Som det fremgår af figur 7.18 afspejles den observerede forureningsfane i dag i det primære magasin ret godt. Det skal dog bemærkes, at der kun er få observationer i det primære magasin inden for modelområdet.

De høje værdier i forhold til de faktisk målte tilskrives først og fremmest, at figuren viser koncentrationerne umiddelbart under toppen af det primære magasin, mens de analyserede vandprøver repræsenterer fortynding over hele filterstrækningen i boringen.

Scenarium 4: Grundvandsdannelse 75 mm/år, sprækketransport 0%

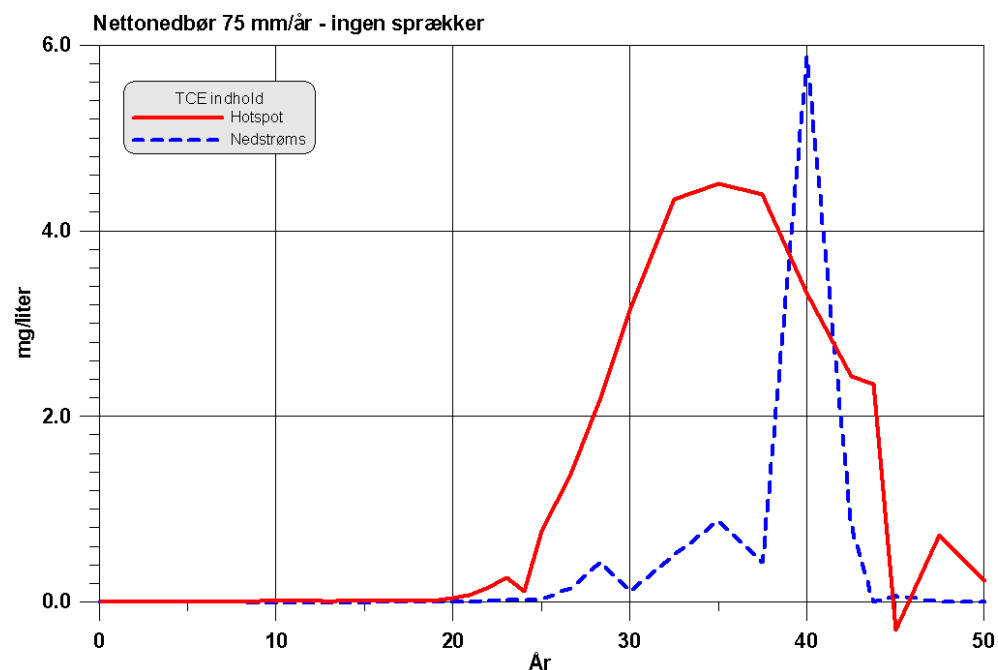
Dette scenarium er modificeret i forhold til scenarium 3 for at belyse stoftransporten, hvis sprækketransport ikke finder sted.

For at opnå hydraulisk balance er den hydrauliske ledningsevne for de tre morænelersbænke (se afsnit 4.3) sat til:

- Øvre: $2,6 \cdot 10^{-8}$ m/s
- Mellemste: $2,1 \cdot 10^{-8}$ m/s
- Nedre: $1,3 \cdot 10^{-8}$ m/s

Det er ikke muligt at opnå hydraulisk balance med hydrauliske ledningsevner, der tilnærmelsesvis svarer til de målte.

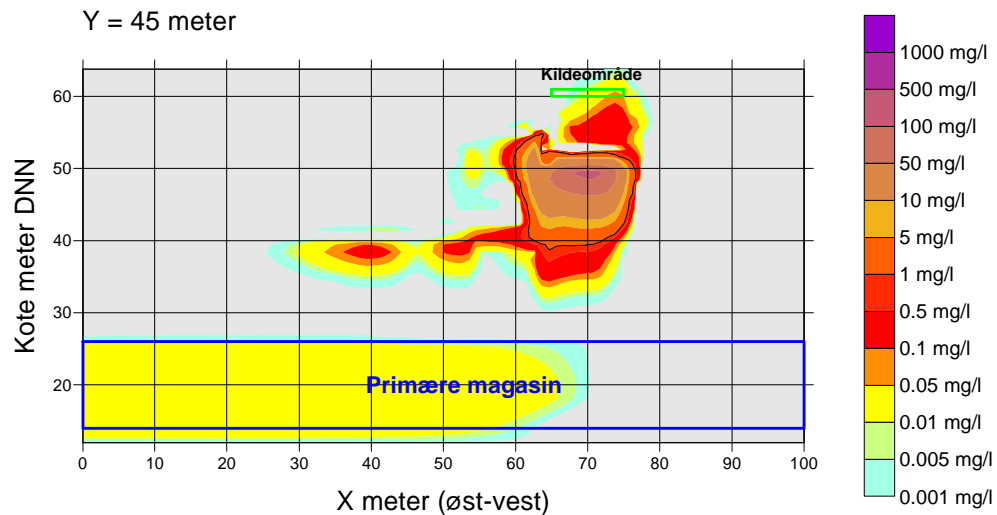
Figur 7.19 viser gennembrudskurverne for de to observationspunkter "Ved hotspot" og "Nedstrøms". Placeringen af de to observationspunkter fremgår af figur 7.7.



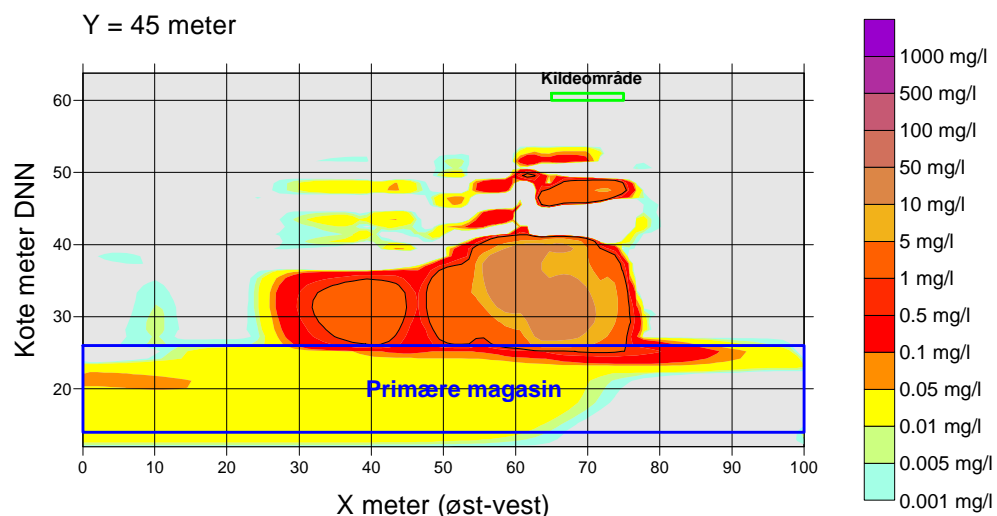
Figur 7.19 Gennembrudskurver for TCE

Som det fremgår af figur 7.19 sker gennembruddet til det primære magasin efter 20 år med et maksimum omkring 35 år. Gennembrudskurven for "Nedstrøms" observationspunkt er påvirket af numerisk støj.

Figurerne 7.20-7.21 viser øst-vestgående tværsnit gennem kildeområdet til forskellige simuleringstider.



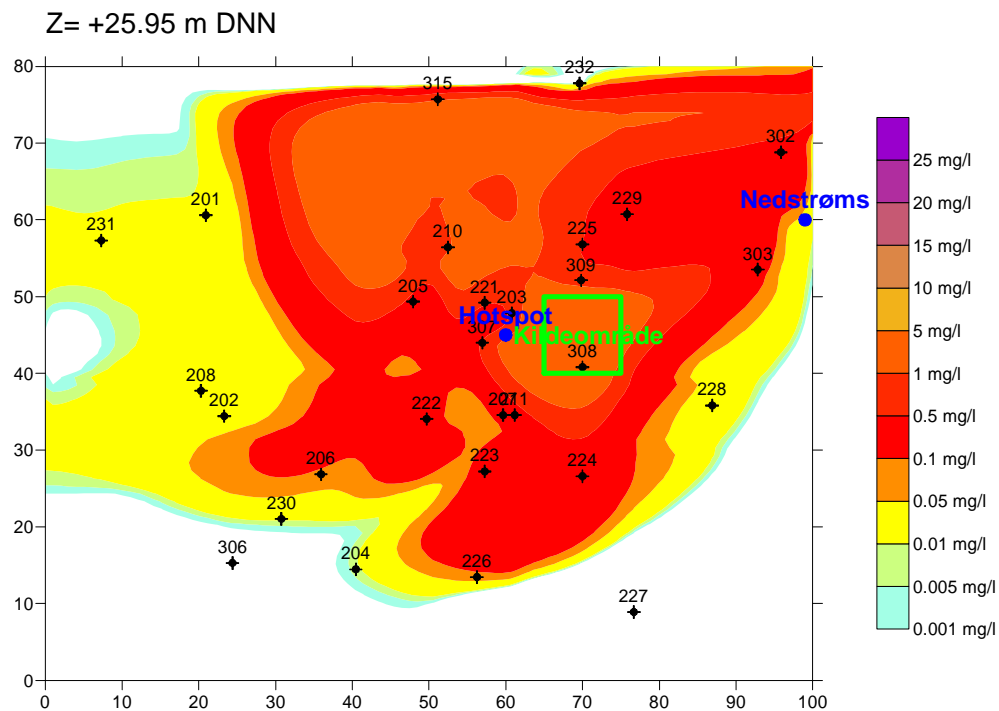
Figur 7.20 TCE-koncentrationer ved tiden 10 år



Figur 7.21 TCE-koncentrationer ved tiden 25 år

Forureningsniveauerne, som de fremgår af figur 7.21, i de enkelte dybdeintervaller svarer dårligt til de faktisk observerede værdier.

Figur 7.22 viser et vandret snit 5 cm nede i det primære magasin gennem kildeområdet til tiden 25 år.



Figur 7.22 TCE-koncentrationen det primære magasin ved tiden 25 år

Forureningsudbredelsen i det primære magasin, som vist på figur 7.22, afspejler ikke de faktiske observationer, særligt ses høje TCE-koncentrationer langt nedstrøms kilden.

7.8.2 Vurdering af simuleringresultater

Der er ikke foretaget en egentlig følsomhedsanalyse af simuleringresultaterne. Der er imidlertid en meget nær sammenhæng mellem sprækkepermeabilitet/matrixpermeabilitet og nedsvivning, hvilket bevirker, at der er et meget snævert spillerum for de enkelte værdier. Da brutto- og matrixpermeabilitet er kendt fra forsøg, er de to egentlige variable grundvandsdannelse og sprækkepermeabilitet, og til enhver grundvandsdannelse fås kun én sprækkepermeabilitet, der giver hydraulisk balance. Med hensyn til den hydrauliske balance er det forudsat at 90%, 50% og 0% af strømmingen sker i "sprækker". Hvilke af disse antagelser der er mest realistisk, er det ikke muligt at verificere, da der ikke foreligger længere tidsserier for forureningskoncentrationerne i de enkelte magasiner. Imidlertid svarer resultaterne for simuleringen med 75 mm nedbør og 50% sprækkestransport (scenarium 3) bedst til den observerede forureningsspredning i dag, ligesom de anvendte hydrauliske ledningsevner er i god overensstemmelse med de faktisk målte. Scenarium 2 med 90% sprækkestransport har bedre overensstemmelse med de faktisk målte hydrauliske ledningsevner, men den resulterende forureningsspredning stemmer dårligere med den observerede. I scenarium 4, hvor der ikke er regnet med sprækkestransport, ligger de hydrauliske ledningsevner ca. 2 størrelsesordner over de faktisk målte værdier. Dette viser, at simuleringen, hvor der ikke tages hensyn til sprækkestransport, ikke giver realistiske koncentrationer i grundvandet.

På trods af det spinkle datagrundlag; ukendskab til kilden, kildestyrken og forureningsperioden, den komplekse geologi og hydrogeologi synes scenarium 3 at afspejle den faktiske forureningssituation. Antagelsen om de impermeable modelrande vurderes ikke at have haft en væsentlig betydning for stoftransportvejen til det primære magasin, jf. afsnit 4.3.2.

Ved denne simulering er gennembruddet til det primære magasin nær sit maksimum.

Da det egentlige kildeområde ikke er kendt, og da tidspunktet /perioden for forureningen heller ikke er kendt, er den opstillede model blot én sandsynlig mulighed.

For en uddybende behandling af følsomhedsanalyse ved sprækkemodellering henvises til Jørgensen et al. (2002).

Ud fra resultaterne af simuleringerne er det muligt at udpege boringsplaceringer, der i højere grad end de eksisterende, vil kunne verificere modellen.

Da det vurderes, at scenarium 3 er en sandsynlig afbildning af de faktiske forhold, vil det være muligt at anvende modellen til dimensionering af eventuelle afværgetiltag, bl.a. m.h.t. mulige injektionsrater og placering af injektionspunkter.

7.9 Vurdering af risikoen for den eksisterende vandindvinding

Der er i de hidtidige undersøgelser (Fyns Amt, 2000 og 2001) ikke udført risikovurdering efter retningslinierne i Miljøstyrelsens vejledning nr. 6 & 7 (Miljøstyrelsen, 1998).

Der er ved undersøgelserne gjort en række overvejelser om nedvaskning mv. Med den nuværende arealanvendelse er der ingen risiko for denne, derimod er der en risiko overfor grundvandet, hvilket understøttes af fundene af TCE i det primære magasin.

I afværgeprogrammet der blev udarbejdet i 2002 (Fyns Amt, juni 2002) er det beregnet vha. JAGG, at en koncentration på 3.000 µg TCE/l i toppen af det primære magasin ikke kan fortyndes og nedbrydes inden for et års afstrømning (i dette tilfælde svarende til ca. 40 m). Med de anvendte hydrauliske parametre måtte ”rest” koncentrationen i hot-spot området ikke overskride 5-10 µg TCE/l for at grundvandskvalitetskriteriet kunne imødekommes.

Siden ovennævnte undersøgelser er der observeret en markant stigning af TCE-indholdet i boring B221 i det primære magasin, som det f.eks. fremgår af figur 4.11. De seneste monitoringer har vist et indhold af TCE på 86-160 µg/l i boring B221.

Hvis der tages udgangspunkt i modelberegningernes nettonedbør på 75 mm/år, et hot-spot område på 750 m² jf. afsnit 4.5.1 og en TCE-koncentration på 86-160 µg/l

der, korrigeret for filterlængden på 3,0 m, giver en TCE-koncentration på 1.030-1.920 µg/l, tilføres der det primære magasin ca. 60-110 g TCE pr år.

Ved modelsimuleringerne ligger boring B221 imidlertid ikke optimalt i forhold til forureningsfanen i det primære magasin. Det er derfor muligt, at de højeste koncentrationer i det primære magasin under kildeområdet er op til en faktor 10 større end de målte værdier i boring B221.

Da indvindingsområdet for Tommerup Vandværk med meget stor sandsynlighed dækker hele nedsivningsområdet, og da indvindingen her er ca. 140.000 m³/år, resulterer udvaskningen på Sortebovej 26 i en overskridelse af kvalitetskriteriet til TCE på 1 µg/l i det oppumpede råvand med en faktor 1-10.

Udvaskningstiden kan jf. afsnit 7.7 forventes at flere være årtier, og selvom simuleringresultaterne indikerer, at belastningen af det primære magasin måske er tæt på toppunktet, vil der gå dekader, inden grundvandskvaliteten i det primære magasin igen opfylder kvalitetskravene.

Resultaterne fra denne undersøgelse betyder, at risikoen for forurening af råvandet ved Tommerup Vandværk ikke reduceres i forhold til de tidligere undersøgelser. Tværtimod må det forventes, at risikoen er forøget, hvilket dels begrundes i at modelberegningerne viser, at TCE-indholdet i det primære magasin muligvis er højere end tidligere vurderet ud fra analyseresultater fra boring B221, og dels begrundes i de seneste analyseresultater fra toppen af det primære magasin under hot-spot.

8 Evaluering af afværgemetoder

8.1 Implementering af SRD eller KO på lokaliteten

I det oprindelige afværgeprogram (Fyns Amt, 2002), blev det foreslået at skitseprojektere hhv. SRD eller KO på baggrund af en række forsøg. Disse forsøg er nu gennemført og behandlet i de foregående kapitler. I det følgende evalueres de to teknikkers egnethed til en oprensning af hot-spot på lokaliteten med udgangspunkt i de gennemførte undersøgelser.

I afværgeprogrammet (Fyns Amt, 2002) lå en forhåndsvurdering af de to teknikker i forhold til valg af afværgemetode. SRD blev anset for at være den mest favorable af de to metoder pga. en lavere pris og det faktum, at teknikken arbejder ”med naturen”, hvor der kræves naturligt reducerede forhold. KO skal i modsætning til SRD arbejde ”mod naturen”, da redoxforholdene skal ændres markant. Samtidig blev anvendelsen af KO i afværgeprogrammet vurderet at være en dyrere løsning (ca. 3 gange dyrere end SRD).

8.1.1 Forudsætninger i afværgeprogrammet

På baggrund af de mange forsøg og feltmålinger i forbindelse med denne rapport vurderes forudsætningerne i afværgeprogrammet fortsat at være anvendelige. Den afgørende årsag til at SRD blev foretrukket frem for KO i afværgeprogrammet var den økonomiske merpris for KO. Dette skyldes primært, at det var forudsat at der skulle anvendes ca. 200 tons kaliumpermanganat til KO mod ca. 2 tons donor til SRD.

Behandlingsvolumen

I afværgeprogrammet blev der regnet med et behandlingsvolumen på 12.000 m³ (svarende til ca. 20.000 tons). I det følgende regnes med 7.500 m³, svarende til 13.500 tons, jf. afsnit 8.2.1. Behandlingsvolumenet er i samme størrelsesorden og har ikke nogen reel betydning for den indbyrdes prissætning af KO og SRD.

Kaliumpermanagat behov

Det blev i afværgeprogrammet antaget at oxidantforbruget var 10 g kaliumpermanagat pr. kg sediment. Forsøgene har vist at oxidantbehovet typisk ligger mellem 8 og 15 g/kg. Den anvendte værdi ligger således pænt i forhold til det gennemsnitlige oxidantforbrug eftervist ved laboratorieforsøgene.

Donorbehov

I afværgeprogrammet blev der regnet med et donorbehov til SRD på 500 mg/l i porevolumenet i hele behandlingsvolumenet. Porevolumenet blev sat til ca. 1/3.

I de gennemførte treatabilityforsøg blev der anvendt donorkoncentrationer på 3 mM, hvilket svarer til ca. 150 mg/l hvis der anvendes ethanol. I forsøgene er der tilsat 200 mL grundvand til 100 g sediment (ca. 50 mL sediment). Forholdet mellem grundvand og sediment der derfor ca. 10 gange højere i forsøgene end på loka-

liteten. Der bør derfor anvendes ca. 10 gange højere koncentrationer af donor på lokaliteten end i forsøgene, hvilket svarer til ca. 1.500 mg/l.

I forsøgene er ethanol imidlertid tilsat i overskud, således at der er nok til at reducere alle konkurrerende elektronacceptorer i systemet. I forsøgene var der desuden en optimal kontakt mellem grundvand og sediment, da sedimentet var homogeniseret og det er derfor tvivlsomt om donoren kommer i kontakt med alle reducerbare elektronacceptorer i lermatrix på lokaliteten. Det reelle donorbehov vurderes derfor at være lidt lavere - i størrelsesordenen 500 – 1.000 mg/l.

8.1.2 Valg af afværgemetode

Økonomi

Udgifterne til kaliumpermanganat er i afværgeprogrammet beregnet til ca. 5 mio. kr., mens udgifterne til en evt. donor til SRD er vurderet til ca. 200.000 kr. Selv om donorbehovet er dobbelt så stort som tidligere antaget, vil SRD løsningen således stadig være betydelig billigere end KO løsningen.

Applikation

Mht. den praktiske tilførsel af stoffer/reaktanter/mikroorganismer på lokaliteten, står de to teknikker overfor samme begrænsninger på den lerede lokalitet, hvorfor det af denne grund ikke er mere oplagt at vælge den ene teknik frem for den anden.

Levetid

Mht. "levetiden" af de tilsatte stoffer/mikroorganismer, vil kaliumpermanagant og en donor være nogenlunde ens og helt afhængig af om stofferne bringes til at reagere hhv. kemisk eller biologisk. Tilsatte mikroorganismer forventes at have en lang levetid (måneder – år) betinget af at der er reducerede forhold og klorerede opløsningsmidler i porevandet. Det vil derfor ikke være nødvendigt kontinuerligt at tilsætte mikroorganismer i driftsfasen.

Anbefaling

På baggrund af ovenstående evaluering af de to afværgeteknikker anbefales det, at basere et projektforslag alene på SRD.

I afværgeprogrammet var det væsentligste forbehold for at anbefale SRD, at teknikken er temmelig ny og uafprøvet i Danmark, og såfremt der ikke sker en fuldstændig omdannelse af TCE til ethen, vil teknikken muligvis forværre situationen ved kun at omdanne TCE til vinylchlorid, der anses for mere skadeligt end moderstoffet (TCE). De gennemførte treatabilityforsøg på DTU har med al tydelighed vist, at det er muligt at få en fuldstændig omdannelse af TCE til ethen over en acceptabel tidshorison (200-250 dage). Der sker kun en fuldstændig omdannelse ved tilsætning af både donor og mikroorganismer. Valget af donor vurderes at være af mindre betydning, mens valget af mikroorganismer er afgørende. De eksisterende redoxforhold vurderes også at understøtte valget af SRD som afværgemetode, da der er konstateret jern- til sulfatreducerende forhold i hot-spot. Der ses endog methanproducerende forhold, der vidner om mere reducerede forhold enkelte steder i hot-spot.

Risikovurderingen beskrevet i kapitel 7 viser, at der består en seriøs trussel overfor Tommerup Vandværk. Det kan således ikke udelukkes, at forureningsniveauet i toppen af det primære grundvand inden for en kortere årrække kan nå et så højt niveau, at der kan blive problemer med at overholde kvalitetskriterierne i vandværksvandet.

I de følgende afsnit beskrives alene en mulig afværgeteknik overfor hot-spot, der medfører en betydelig massereduktion. Teknikken vil imidlertid ikke fjerne en mulig kortsigtet trussel overfor Tommerup Vandværk. Sideløbende kan der derfor blive behov for supplerende afværgetiltag overfor det primære grundvandsmagasin, indtil effekten af massereduktionen i hot-spot slår igennem i det primære grundvand. Det anbefales derfor at etablere en boring til det primære magasin umiddelbart nedstrøms hot-spot, hvorfra der med kort varsel kan etableres en midlertidig afskærende oppumpning af forurenede grundvand, såfremt forureningen af det primære magasin under lokaliteten mod forventning skulle nå et sådant niveau, at det udgør en akut trussel mod indvindingen til Tommerup Vandværk. Desuden anbefales det at intensivere overvågningen af forureningsspredningen i det sekundære og primære grundvand under og nedstrøms hot-spot.

Øvrige mulige midlertidige afværgetiltag kan være afskærende oppumpning af forurenede grundvand fra eksisterende boringer mellem Sortebovej 26 og Tommerup Vandværk eller iværksættelse af SRD direkte i det primære grundvandsmagasin under Sortebovej 26.

8.2 Problemstillinger i forhold til projektforslag

I det følgende præsenteres nogle af de problemstillinger, det vil være relevant at medtage i forbindelse med et kommende projektforslag af en afværgemetode baseret på SRD. Problemstillingerne er ikke fyldestgørende for indholdet i projektforslaget, men skal ses som et oplæg til det videre forløb.

8.2.1 Valg af behandlingsvolumen

Det vurderes realistisk at kunne behandle området med den kraftigste jordforurening, hot-spot, samt området med den kraftigste forurening i det sekundære grundvand gennem installation af en række doseringsfiltre.

Behandlingsvolumen

Området med den kraftigste jordforurening, 6,6-10 mg/kg TS, vurderes at have en udstrækning på ca. 750 m², mens området med den kraftigste grundvandsforurening i det sekundære grundvand, >1.000 µg/l, strækker sig over et område på ca. 1.500 m², jf. afsnit 4.5.1. Da hovedparten af forureningen er beliggende fra 10-20 m u. t., giver det et samlet sedimentvolumen at behandle på ca. 7.500-15.000 m³. I realiteten vil et større volumen blive behandlet, da det ikke vurderes realistisk at etablere flow-celler med recirkulation af donor og mikroorganismer i den inhomogene ler. Således vil også områder uden for og under behandlingsvolumenet efterhånden blive medtaget i behandlingen. Dette er blot ønskeligt, idet der herved skabes en reaktiv zone omkring behandlingsområdet, der vil forhindre forureningen i at spredes yderligere.

Det er endvidere centralt også at behandle det stærkt forstyrrede sandlag mellem den mellemste og nederste morænebænk, dvs. lige under hot-spot. Sandlaget har en ikke en særlig stor mægtighed i selve hot-spot jf. de geologiske profiler på figur 4.3 og 4.4. Det er derfor vanskeligt at vurdere, hvor stort et volumen det drejer sig om. Hvis det antages, at det drejer sig om et sandlag med en mægtighed på ca. 2 meter er det samlede behandlingsvolumen i dette sandlag ca. 1.500 m³.

Porevolumen

Det vil ikke være muligt at få donor og mikroorganismer fordelt homogent i hele behandlingsvolumenet på 7.500-15.000 m³, men alene i de højpermeable sprækker og sandslirer i moræneleret (porevolumenet). I det følgende er dette porevolumen udregnet.

Baseret på de geologiske vurderinger består mellem 10 og 20 % af behandlingsvolumenet (i det følgende regnes med 20 %) i morænebænkene af sprækker og sandslirer, mens det resterende volumen udgøres af lermatrix med meget lave permeabiliteter. Spredningen af forureningen sker primært i sprækkerne og sandlagene, hvor permeabiliteten er størst. Behandlingsområdet vil derfor primært omfatte det volumen, hvori der sker en aktiv transport. Hvis der regnes med en porøsitet på 0,3 i sandslirerne, vil det samlede porevolumen i behandlingsområdet, der hvori der kan ske tilførsel af donor og mikroorganismer være: 7.500-15.000 m³ x 0,2 x 0,3 = 450-900 m³.

I sandlaget lige under hot-spot (behandlingsvolumen på 1.500 m³) antages det at der er en porøsitet på 0,3. Med denne porøsitet er porevolumenet i sandlaget lige under hot-spot: 1.500 m³ x 0,3 = 450 m³.

Det samlede porevolumen af behandlingsområdet i og omkring hot-spot og sandlaget herunder er således i størrelsesordenen 1.000-1.500 m³.

8.2.2 Processer og kontaktflader

En større del af de klorerede ethener vil være at finde inde i lermatricen, som følge af årelang inddiffusion af stof fra sprækkerne. Det er uvist i hvor høj grad det vil være muligt at få donor og mikroorganismer til at diffundere ind i lermatricen, for at reduktiv deklorering kan foregå inde i denne. Treatabilityforsøgene har ikke givet svaret på denne problemstilling, da alle sedimentprøver blev homogeniseret i forbindelse med forsøgsopsætningen. Dette har medført, at lermatricen er blevet "lukket op" og overfladen bragt i kontakt med det omgivende grundvand ved mekanisk påvirkning. Det vides fra andre sager, at det er muligt at håndtere stimulering af reduktiv deklorering i sandede, enkeltporøse medier og det vurderes derfor, at det tillige vil være muligt at stimulere reduktiv deklorering i sprækker og sandslirer, samt sandlaget lige under hot-spot på Sortebrovej. Tanken er, at skabe en stærkt reaktiv zone i alle de højpermeable områder i og lige under hot-spot. På denne vis vil de klorerede ethener, der diffunderer fra matrix og ud i disse zoner, kontinuerligt blive nedbrudt.

8.2.3 Valg af donor og mikroorganisme

De gennemførte treatabilityforsøg har vist at såvel ethanol som laktat er effektive donorer. Umiddelbart vil disse donorer også være forholdsvis lette at sprede i en lavpermeabel geologi primært pga. den lave viskositet. Nyere erfaringer viser imidlertid, at disse hurtigt nedbrydelige donorer ikke forbliver i formationen særligt længe. I stedet vil mere komplekse donorer være at foretrække. Disse vil pga. den højere viskositet sandsynligvis ikke spredes så langt ind i formationen, men vil ligge som organiske depoter, der ved forvitring/hydrolyse langsomt frigiver mindre organiske stoffer til det omgivende grund-/porevand. Evt. kan der vælges en kombination af simple og komplekse donorer. Som simpel donor bør laktat vælges, da den har en densitet, der er større end vands og dermed naturligt vil trænge ud/ned i den geologiske formation. Samtidig har ethanol vist sig at skabe betydelig methandannelse, der har en hæmmende virkning på reduktiv deklorering. Ethanol vurderes derfor at være mindre egnet som donor. Generelt er der opnået gode resultater med komplekse donorer som emulsificerede vegetabiliske olier, hvor de små oliedråber bedre kan trænge ind i lavpermeable aflejringer end "rene" olier eller andre "rene" donorer. Egnede donorer kunne være EOS[®] eller EEO[®], der er to kommercielle komplekse donorer hvis hovedbestanddel er emulsificerede vegetabiliske olier.

KB1 kulturen har vist sig at være særdeles effektiv i forhold til behandling af forureningen på Sortebrovej og anbefales til en fuldskala oprensning. Reelt findes der kun få kommercielle alternativer til KB1 kulturen, og da der er tale om konsortier af mikroorganismer, er det usikkert om andre kulturer har samme effektivitet.

8.2.4 Applikation og tidsperspektiv

De meget inhomogene forhold i moræneleren og deraf stærkt varierende strømningsforhold ned gennem morænepakken vurderes at vanskeliggøre etablering af en effektiv flow-celle med recirkulation af grundvand under tilsætning af donor og KB1. I stedet anbefales det at foretage injektion gennem en række faste lanser. Lanserne etableres ved en "direct push" teknik, f.eks. CPT udstyr eller GeoProbe. Lanserne kan enten forsynes med en permeabel filterspids, eller der kan skabes et hulrum foran lanserne ved at disse trækkes 1-2 meter retur efter nedramning. Et givent hulrum vurderes ikke at kollapse, hvis det efterfølgende fyldes med donor, specielt ikke hvis donoren tilføres med tryk.

I forbindelse med de udførte slugtest blev det konstateret, at der kunne tilføres en vandmængde på 180 l til alle filtre indenfor et døgn ved simpel gravitation. Dette vil sandsynligvis også være gældende for en evt. donor med samme eller lavere viskositet end vand. Det er imidlertid tvivlsomt om det samme vil være gældende for mere komplekse donorer med højere viskositet. Disse vil sandsynligvis skulle tilsættes under tryk. Der vil naturligvis være stor forskel på hvor store mængder, der kan tilsættes i de enkelte lanser. Da der er tale om et dobbeltporøst medie (matrix og sprækker), er det vanskeligt at beregne influensradius omkring en given lanse. Det vil helt afhænge af hvordan de højpermeable sprækker og sandslirer gennemskæres af de etablerede lanser.

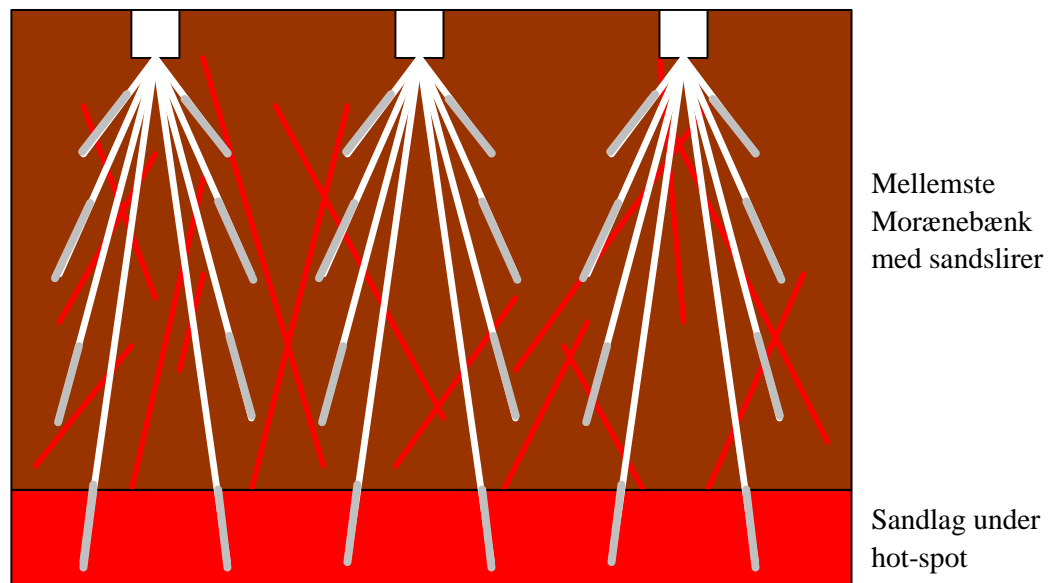
Tages der udgangspunkt i at hver lanse skal dække et volumen på 150-200 m³ (i det følgende regnes med 175 m³), skal der etableres i alt 50-85 lanser ved et samlet behandlingsvolumen på 9.000-15.000 m³. For hurtigt at få skabt reducerede forhold kan man evt. forsøge at sprede en simpel donor som f.eks. laktat i hele behandlingsvolumenet. De rette redoxforhold vil være en forudsætning for tilsætning af KB1 kulturen. For at udskifte vand/porevolumenet i det samlede volumen, skal der pr. lanse tilføres ca. 20 m³ donor og KB1 kultur i suspension, da det blev forudsat, at der var et porevolumen på ca. 1.000-1.500 m³, jf. afsnit 8.2.1. I lanser placeret i meget lavpermeable dele af moræneleret vil det tage længere tid at tilføre 20 m³ laktat og KB1 i suspension i forhold til lanser placeret i mere højpermeable dele af moræneleren. De udførte slugtest viste som før omtalt, at det var muligt at tilføre 180 liter vand til samtlige filtre inden for et døgn. Dette svarer til, at der kan tilsættes ca. 1 m³ pr. uge pr. lanse. Det vil således maksimalt tage ca. 20 uger at tilsætte 20 m³ laktat og mikroorganismer. Dette er naturligvis under forudsætning af, at der ikke sker tilklogning som følge af biologisk vækst, og at afdræningen er nogenlunde ensartet i moræneleren. I praksis vil nogle af lanserne sandsynligvis være mere end 20 uger om at modtage 20 m³ (dvs. knap ½ år).

Efter en evt. indledende behandling af porevolumenet med en simpel donor som laktat, vil man med fordel kunne tilsætte mere komplekse donorer. Der vil skulle tilsættes en væsentlig mindre mængde af komplekse donorer, da formålet her er at donoren langsomt skal frigive simple organiske forbindelser, der efterfølgende skal spredes rundt i behandlingsvolumenet med grund-/porevand. Som omtalt tidligere vil en kompleks donor pga. den højere viskositet sandsynligvis skulle tilsættes under tryk. Trykket vil muligvis resultere i dannelsen af sprækker/revner i moræneleret ved simpel frakturering. Dette er mindre kritisk på lokaliteten, da der ikke umiddelbart er bygninger eller andre konstruktioner over behandlingsvolumenet, der vil kunne tage skade af eventuelle frakturer i undergrunden.

En mulig fordeling af 50-85 lanser i behandlingsområdet kan være at etablere lanser i 4 forskellige dybder (3 lanser i morænebænken og 1 lanse i sandlaget under morænebænken). Herefter opsættes doseringssystemet, og der gennemføres ca. ½ års drift med tilhørende monitoring. Efterfølgende evalueres spredningen af donor og KB1 organismerne, hvorefter det vil være muligt at fastslå hvilke områder, der ikke er blevet påvirket af tilsætningen. I disse områder, kan der efterfølgende etableres yderligere lanser, der kan inddrages i doseringssystemet.

Det foreslås at lanserne etableres med et 2 meters filter/hulrum, for at forøge chancen for at skabe kontakt til eksisterende sprækker i leret. Eksisterende borer vil kunne inddrages som monitoringsboringer.

Figur 8.1 på næste side viser en principskitse for en mulig placering af lanserne. Lanserne kan med fordel etableres med en skrå vinkel fra forskellige "reder" eller brønde. Ved at etablere lanserne på skrå er der større sandsynlighed for at gennemskære de overvejende vertikale sprækker i de dybere lerlag.



Figur 8.1 Principskitse for placering af lanser

Hvis det vælges at starte med en indledende behandling med en simpel donor, vurderes det, at alle de højpermeable zoner i behandlingsvolumenet vil være behandlet indenfor en 1-årig periode. Da der i mange årtier fremover forventes at ske en tilbagediffusion af klorerede ethener fra lermatricen til sprækker og sandslirer, vil det efterfølgende være nødvendigt at opretholde reducerede forhold i de højpermeable zoner i behandlingsvolumenet. KB1 kulturen vurderes umiddelbart at overleve, så længe der er klorerede ethener og de rette redoxforhold til stede. Det vil således ikke være nødvendigt at tilsætte KB1 kulturen fremover. Det er essentielt at opretholde de stærkt reducerede forhold. Donorbehovet vil være klart størst i starten, hvor den store pulje af sedimentbundet, oxideret jern skal reduceres. Herefter skal donoren alene tilsættes for at de fornyelige opløste konkurrerende elektronacceptorer (primært ilt og sulfat) reduceres, og der fortsat skabes brint til den reductive deklorering. Dette langsigtede donorbehov kan evt. dækkes af en langsomt frigivende donor som f.eks. EOS[®] eller EEO[®].

Design, donorbehov og mængde af KB1 kultur skal vurderes nærmere i forbindelse med projektforslaget. Særligt i forbindelse med donorbehovet skal det overvejes, hvor stor en del af den konstaterede oxidationskapacitet i sedimentet, der reelt skal reduceres. Dette styres dels af biotilgængeligheden (ligesom i sandede sediment), men i særdeleshed også af i hvor høj grad donoren kommer i kontakt med de mindre permeable dele af sedimentet. Der er ikke nogen simpel måde til bestemmelse af biotilgængeligheden af reducerbart jern i sedimentet. De mål, der er fået ved analyse af sedimentets oxidationskapacitet, fortæller noget om det maksimale donorbehov ved fuld kontakt mellem sediment og donor. De udførte treatabilityforsøg kan give en indikation på størrelsen af den potentielle jernreduktion ved at se på dannelsen af jern(II). Imidlertid er treatabilityforsøgene udført ved en optimal kontakt mellem donor og homogeniseret sediment og desuden er en ukendt andel af den dannede jern(II) udfældet igen.

I afsnit 8.1.1 (Donorbehov) er der foretaget en vurdering af behovet for donor baseret på erfaringerne fra treatabilityforsøgene. Det anbefales, at der etableres koncentrationer af donor i grundvandet på ca. 1.000 mg/l. En sådan koncentration skulle sikre, at der opnås sulfatreducerende forhold ved optimal kontakt mellem donor og homogeniseret sediment, som det var tilfældet i treatabilityforsøgene. De biologiske processer i treatabilityforsøgene har kørt optimalt ved dette forhold mellem sediment og donor og det giver dermed et bedre bud på donorbehovet end de kemiske forsøg, der ligger til grund for vurdering af sedimentets oxidationskapacitet.

Donorbehovet har ikke særlig stor økonomisk konsekvens i forhold til de samlede estimerede anlægsudgifter. Hvis det i første omgang ønskes at opnå en koncentration af donor på ca. 1.000 mg/l i porevolumenet på 1.000-1.500 m³, svarer dette til en samlet donormængde på ca. 1.000-1.500 kg. Kiloprisen på donor ligger skønsmæssigt mellem 10 og 30 kr./kg (afhængig af donortype). Heraf ses, at udgifter til donor udgør mellem 10.000 og 45.000 kr. Det anbefales derfor at justere den endelige koncentration af donor i grundvandet ved at monitere på udvalgte boringer indtil de rette koncentrationer nås. Dog vil en generel markant overdosering af donor muligvis skabe methanogene forhold i større dele af behandlingsvolumenet, der vil hæmme den reductive deklorering. Ved tilsætning af komplekse donorer vil der muligvis dannes methanogene forhold lokalt omkring injektionen, hvor stoffet er mest koncentreret, mens problemet vil være mindre udtalt i større afstand fra injektionspunktet.

9 Konklusion

Formålet med de gennemførte undersøgelser og laboratorieforsøg har dels været at belyse, om risikobilledet i forhold til Tommerup Vandværk stadig peger på, at der skal iværksættes oprensning af hot-spot på Sortebovej 26, og dels nærmere at vurdere om en evt. oprensning af sekundært grundvand i hot-spot kan baseres på stimuleret *in situ* reduktiv deklorering ved tilsætning af elektrondonor og/eller bakterier eller på kemisk oxidation.

De gennemførte undersøgelser og beregninger viser, at forureningen ved den tidligere maskinfabrik på Sortebovej 26 i Tommerup udgør en væsentlig trussel mod indvindingen ved Tommerup Vandværk. Der er derfor behov for at gennemføre afværgeforanstaltninger for at opnå en kildereduktion og sikre det primære magasin.

Med baggrund i de gennemførte felt- og laboratorieundersøgelser vurderes, at en oprensning af sekundært grundvand i hot-spot 10-20 m u.t. på Sortebovej 26 bedst kan ske ved stimuleret reduktiv deklorering ved tilsætning af elektrondoner og bakterier. Der kan enten anvendes en donor eller en kombination af to donorer, afhængig af hvor hurtigt man ønsker reducerede forhold. En simpel donor som laktat kunne hurtigt skabe reducerede forhold, mens mere komplekse donorer baseret på f.eks. emulsificeret vegetabilsk olie efterfølgende vil kunne opretholde de reducerede forhold over længere tid. Injektionen af donor og bakterier vurderes bedst at foregå ved injektion gennem en række permanente lanser. En simpel donor kan muligvis tilsættes alene ved gravitation, mens en kompleks donor sandsynligvis skal tilsættes via tryk.

Idet forureningen allerede er slået igennem til det primære magasin under hot-spot, og en påtænkt oprensning af hot-spot først vil begynde at have en vis effekt fra 2006, kan det være nødvendigt at iværksætte midlertidige afværgeforanstaltninger for at sikre indvindingen ved Tommerup Vandværk.

En eventuel midlertidig afværgeforanstaltning, der skal sikre, at forureningen ikke i en uacceptabel grad spredes til Tommerup Vandværks indvindingsboringer, vurderes mest hensigtsmæssigt at kunne ske ved at foretage afværgepumpning fra den øverste del af det primære magasin tæt på eller umiddelbart nedstrøms hot-spot området på Sortebovej 26.

10 Referenceliste

DGU (1989): Geologisk basisdatakort, 1312 IV Tommerup. Boredataafdelingen.

Fetter C. W., 1994. Applied Hydrogeology. 3rd ed. Prentice-Hall, Inc. New Jersey.

Foged N., og Wille E. Forureningsbetingede ændringer af hydraulisk ledningsevne i lerede aflejringer: Laboratorieforsøg. Geoteknisk Institut, Lossepladsprojektet, Rapport P7-2.

Fyns Amt (1997): Kortlægning af grundvandsressourcerne. Forslag til udpegning af områder med særlige drikkevandsinteresser.

Fyns Amt (2000). Forureningsundersøgelse. Forurennet lokalitet 485-20. Tidligere maskinfabrik, Sortebrovej 26, Tommerup. Marts 2000. Hovedrapport, bilag og appendiks. Udarbejdet af Geoteknisk Institut.

Fyns Amt (2001). Forureningsundersøgelse. Forurennet lokalitet 485-20. Tidligere maskinfabrik, Sortebrovej 26, Tommerup. November 2001. Supplerende undersøgelse. Udarbejdet af GEO.

Fyns Amt (2002). Tidligere maskinfabrik, Sortebrovej 26, 5690 Tommerup. Forurennet lokalitet 485-20. Afværgeprogram. Juli 2002. Udarbejdet af Hedeselskabet.

Fyns Amt (2003). Supplerende kildeopsporing. Forurennet lokalitet 485-20. Tidligere maskinfabrik, Sortebrovej 26, 5690 Tommerup. Maj 2003. Udarbejdet af Hedeselskabet.

Fyns Amt (2003). Monitoringsrapport. Forurennet lokalitet 485-20. Tidligere maskinfabrik, Sortebrovej 26, 5690 Tommerup. April 2003. Udarbejdet af Hedeselskabet.

Fyns Amt (2003). Monitoringsrapport. Forurennet lokalitet 485-20. Tidligere maskinfabrik, Sortebrovej 26, 5690 Tommerup. Juli 2003. Udarbejdet af Hedeselskabet.

Fyns Amt (2004). Monitoringsrapport. Forurennet lokalitet 485-20. Tidligere maskinfabrik, Sortebrovej 26, 5690 Tommerup. Februar 2004. Udarbejdet af Hedeselskabet.

Fyns Amt (2004). Monitoringsrapport. Forurennet lokalitet 485-20. Tidligere maskinfabrik, Sortebrovej 26, 5690 Tommerup. Oktober 2004. Udarbejdet af Hedeselskabet.

Hedeselskabet (2002): Hedeselskabets tilbud til Fyns amt dateret 28. november 2002

Hendrickson ER, Payne JA, Young RM, Starr MG, Perry MP, Fahnestock S, Ellis DE, Ebersole RC. 2002. Molecular analysis of Dehalococcoides 16S ribosomal DNA from kloroethene-contaminated sites throughout North America and Europe. *Appl Environ Microbiol.* 68:485-95.

Hunkeler, D.; Aravena, R.; Butler, B.J. (1999). Monitoring Microbial deklorination of tetrakloroethene (PCE) in groundwater using compound-specific stable carbon isotope ratios: microcosm and field studies. *Environmental Science and Technology*, 33, 2733-2738.

Jørgensen, P. R., M. Hoffmann, J. P. Kistrup, C. Bryde, R. Bossi, and K. G. Villholth (2002). Preferential flow and pesticide transport in a clay-rich till: Field, laboratory, and modeling analysis, *Water Resour. Res.*, 38(11), 1246, doi:10.1029/2001WR000494, 2002.

Kjeldsen, P. & Christensen, T.H. (eds.) (1996): *Kemiske stoffers opførsel i jord og grundvand. Vol. 1-2. (Behaviour of pollutants in soil and groundwater, in Danish).* Miljøstyrelsen, København. Projekt om jord og grundvand fra Miljøstyrelsen, 20. pp. 1-508.

Københavns Amt (2000): Grundvandspotentialer i kalkmagasinet oktober 1999. Udarbejdet af RAMBØLL.

Larsen, G. (2002): *Geologisk Set - Fyn og Øerne.* Miljøministeriet - Skov- og Naturstyrelsen, Fyns Amt og Geografforlaget.

Lollar, B.S.; Slater, G.F.; Sleep, B.; Witt, M.; Klecka; Harkness, M.; Spivack, J. (2001): Stable carbon isotope evidence for intrinsic bioremediation of tetrakloroethene and trikloroethene at area 6, Dover Air Force Base. *Environmental Science and Technology*, 35, 261-269.

Ludvigsen, L., Albrechtsen, H.-J., Ringelberg, D., Ekelund, F. & Christensen, T.H. (1999): Distribution and composition of microbial populations in a landfill leachate contaminated aquifer (Grindsted, Denmark). *Microbial Ecology*, 37, (3), 197-207.

Major, D.; Edwards, E.; McCarty, P., Gossett, J.; Hendrickson, E. Frank Loeffler, Zinder, S., Ellis, D., Vidumsky, J., Harkness, M., Klecka, G., Cox, E. "Discussion of Environment vs. Bacteria or Let's Play, 'Name that Bacteria'" *Ground Water Monitoring & Remediation*, 23(2):32-48.

Mazur C.S. and Jones W.J. (2001) Hydrogen Concentrations in Sulfate-Reducing Estuarine Sediments during PCE Dehalogenation. *Environ. Sci. Technol*, 35, 4783-4788.

Miljøstyrelsen (1998): Oprydning på forurenede lokaliteter. Hovedbind. Vejledning nr. 6.

Miljøstyrelsen (1998): Oprydning på forurenede lokaliteter. Appendikser. Vejledning nr. 7.

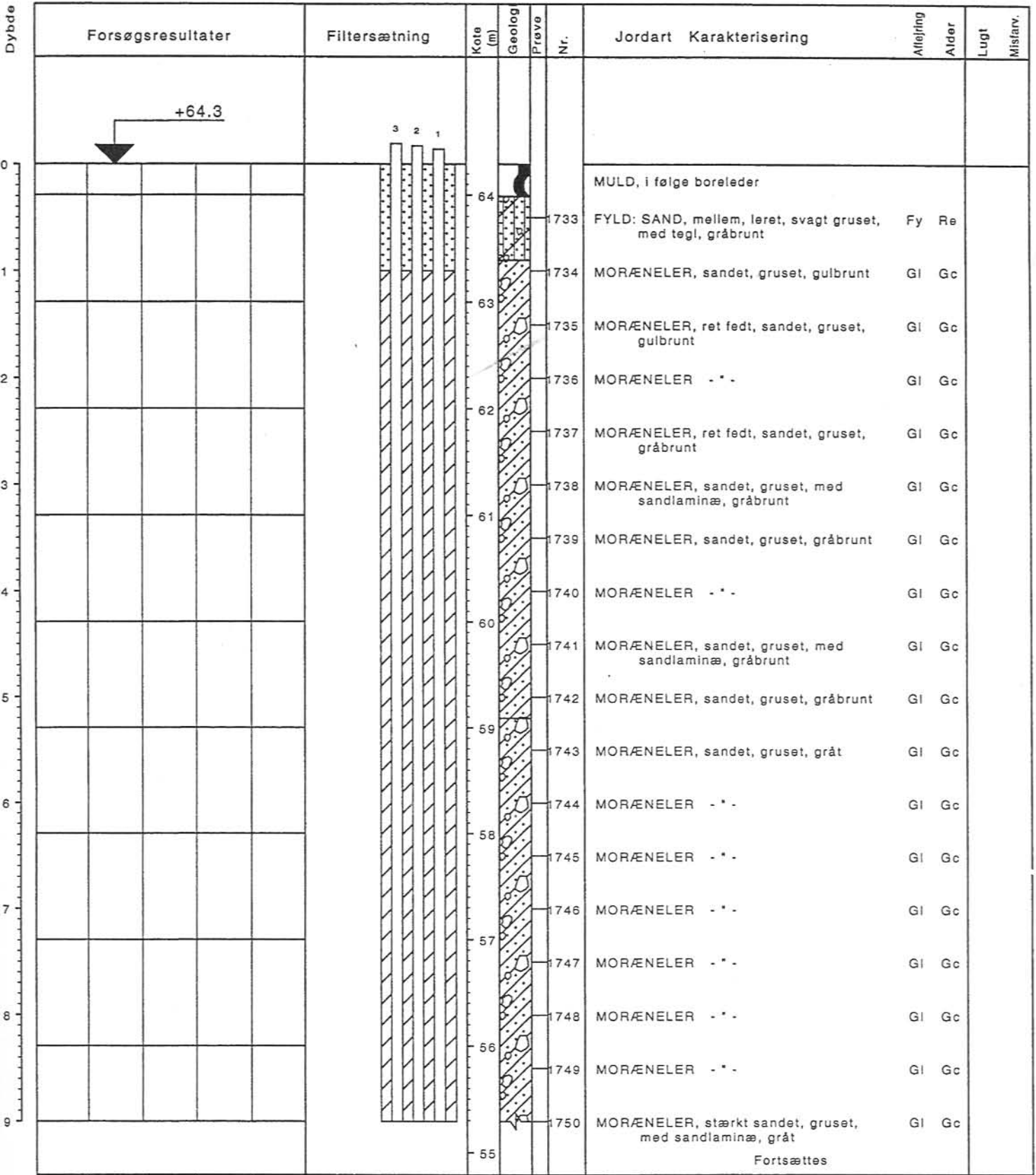
Miljøstyrelsen (2002): Pesticider og Vandværker - Vurdering af koncentration og varighed af BAM forurening i grundvand. Delrapport 4, 2002

Therrien, R. og E. A. Sudicky. Three-dimensional analysis of variably-saturated flow and solute transport in discretely-fractured porous media. J. of Contamn. Hydrol., 1996.

Tucker, W. A og L. N. Nelken. Diffusion coefficients in air and water. Handbook of Chemical property estimation methods,. Eds. W.J. Lyman, W. Reehl, and D.H. Rosenblatt. American Chemical Society, Washington DC, 1990.

Yang Y., McCarty P.L. (1998): Competition for Hydrogen within a Chlorinated Solvent Dehalogenating Anaerobic Mixed Culture. Environ. Sci. Technol, 30, 3591-3597.

Bilag 1



○ 10 20 30 40 W (%)

Rørkoter: 3: +64.48; 2: +64.46; 1: +64.43.

Boremethode: Tørboring, 10"/8" rotationsboring

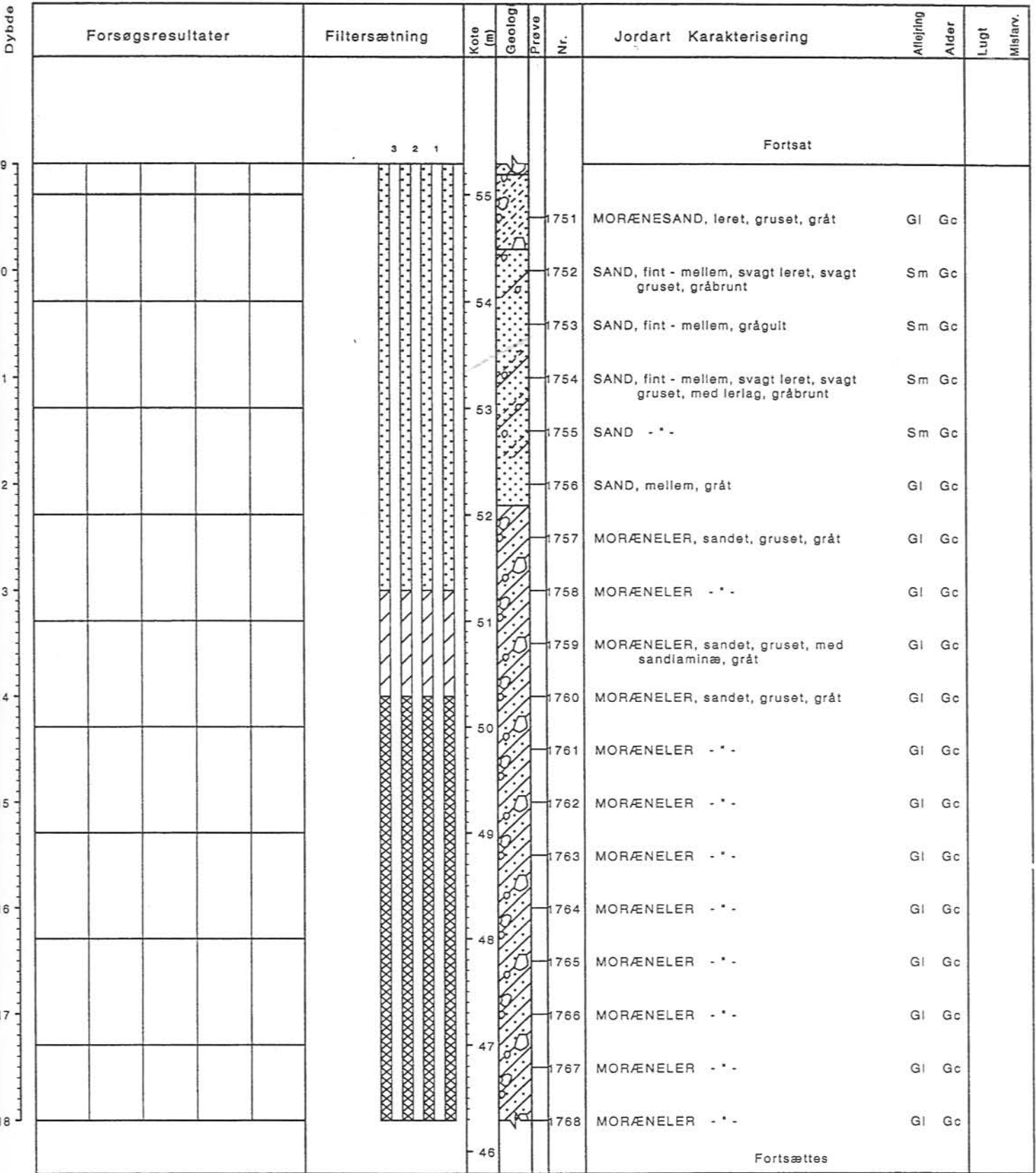
Plan :

Sag : 14715425 Tommerup. Sortebovej

Strækning : Boret af : GEO JBJ Dato : 000725 DGU-nr.: Boring : 301
 Udarb. af : DPF Kontrol : BRL Godkendt : JOK Dato : 200926 Bilag : 2.33 s. 1 / 7



Miljøprofil



○ 10 20 30 40 W (%)

Rørkoter: 3: +64.48; 2: +64.46; 1: +64.43.

Boremethode: Tørboring, 10*/8' rotationsboring

Plan :

Sag : 14715425 Tommerup. Sortebovej

Strækning : Boret af : GEO JBJ Dato : 000725 DGU-nr.: Boring : 301
 Udarb. af : DPF Kontrol : BRL Godkendt : JOL Dato : 20090926 Bilag : 2.33 s. 2 / 7



Miljøprofil

Dybde

18
19
20
21
22
23
24
25
26
27

Forsøgsresultater	Filtersætning	Kote (m)	Geolog	Prøve	Nr.	Jordart Karakterisering	Altejrning	Alder	Lugt	Mistarv.
						Fortsat				
	3 2 1	46			1769	MORÆNELER, sandet, gruset, gråt	GI	Gc		
					1770	MORÆNELER - * -	GI	Gc		
		45			1771	MORÆNELER - * -	GI	Gc		
					1772	MORÆNELER - * -	GI	Gc		
		44			1773	MORÆNELER - * -	GI	Gc		
					1774	MORÆNELER - * -	GI	Gc		
		43			1775	MORÆNELER - * -	GI	Gc		
					1776	MORÆNELER - * -	GI	Gc		
		42			1777	MORÆNELER - * -	GI	Gc		
					1778	MORÆNELER - * -	GI	Gc		
		41			1779	MORÆNELER - * -	GI	Gc		
					1780	MORÆNELER - * -	GI	Gc		
		40			1781	MORÆNELER - * -	GI	Gc		
					1782	MORÆNELER - * -	GI	Gc		
		39			1783	LER, stærkt siltet, gråt	Sm	Gc		
					1784	LER - * -	Sm	Gc		
		38			1785	SILT, leret, finsandet, gråt	Sm	Gc		
					1786	LER, ret fedt, med sandlag og siltlag, gråt	Sm	Gc		
		37				Fortsættes				

○ 10 20 30 40 W (%)

Rørkoter: 3: +64.48; 2: +64.46; 1: +64.43.

Boremethode: Tørboring, 10 1/8" rotationsboring

Plan :

Sag : 14715425 Tommerup. Sortebovej

Strækning : Boret af : GEO JBJ Dato : 000725 DGU-nr.: Boring : 301

Udarb. af : DPF Kontrol : BEL Godkendt : JOL Dato : 200926 Bilag : 2.33 s. 3 / 7

GEO

Miljøprofil

Dybde

27
28
29
30
31
32
33
34
35
36

Forsøgsresultater	Filtersætning	Kote (m)	Geolog	Prøve	Nr.	Jordart Karakterisering	Aflejring	Alder	Lugt	Misfarv.
						Fortsat				
	3 : 000817	37			1787	LER, ret fedt, med sandlag og siltlag, gråt	Sm	Gc		
					1788	LER, ret fedt, med sandlag, gråt	Sm	Gc		
	2 : 888817	36			1789	LER, ret fedt, gråt	Sm	Gc		
					1790	LER, fedt, gråt	Sm	Gc		
		35			1791	LER, fedt, med sandlaminæ, gråt	Sm	Gc		
					1792	LER - * -	Sm	Gc		
		34			1793	LER - * -	Sm	Gc		
					1794	LER - * -	Sm	Gc		
		33			1795	LER, fedt, med sandlag, gråt	Sm	Gc		
					1796	MORÆNELER, ret fedt, sandet, svagt gruset, med sandlag, gråt	Gl	Gc		
		32			1797	SAND, mellem, svagt siltet, gråt	Sm	Gc		
					1798	MORÆNELER, ret fedt, sandet, gruset, gråt	Gl	Gc		
		31			1799	SAND, fint - mellem, siltet, gråt	Sm	Gc		
					1800	SAND, mellem - groft, gråt	Sm	Gc		
		30			1801	SAND, mellem - groft, svagt gruset, svagt siltet, med lerlag, gråt	Sm	Gc		
					1802	MORÆNELER, sandet, gruset, med sandlaminæ, gråt	Gl	Gc		
		29			1803	MORÆNELER, stærkt sandet, gruset, gråt	Gl	Gc		
					1804	MORÆNELER - * -	Gl	Gc		
		28				Fortsættes				

○ 10 20 30 40 W (%)	Rørkoter: 3: +64.48; 2: +64.46; 1: +64.43.
	Boremethode: Tørboring, 10"/8" rotationsboring
	Plan :

Sag : 14715425 Tommerup. Sortebovej

Strækning : Boret af : GEO JBJ Dato : 000725 DGU-nr.: Boring : 301

Udarb. af : DPF Kontrol : BRL Godkendt : JPL Dato : 2010 09 26 Bilag : 2.33 s. 4 / 7



Miljøprofil

BReglater - PSTMDK 2.0 - 28/09/00 13:19:48

Dybde	Forsøgsresultater	Filtersætning	Kote (m)	Geolog	Prøve	Nr.	Jordart	Karakterisering	Afløjning	Alder	Lugt	Mistarv.
36			28			805	MORÆNELER, sandet, gruset, gråt		GI	Gc		
37			27			806	MORÆNELER - * -		GI	Gc		
38			26			807	MORÆNELER, stærkt sandet, gruset, gråt		GI	Gc		
39			25			808	MORÆNESAND, leret, gruset, gråt		GI	Gc		
40			24			809	SAND, mellem, svagt gruset, gråt		Sm	Gc		
41			23			810	SAND - * -		Sm	Gc		
42			22			811	SAND - * -		Sm	Gc		
43			21			812	SAND - * -		Sm	Gc		
44			20			813	SAND - * -		Sm	Gc		
45			19			814	SAND - * -		Sm	Gc		
						815	SAND - * -		Sm	Gc		
						816	SAND - * -		Sm	Gc		
						817	SAND - * -		Sm	Gc		
						818	SAND - * -		Sm	Gc		
						819	SAND - * -		Sm	Gc		
						820	SAND, mellem, svagt siltet, gråt		Sm	Gc		
						821	SAND - * -		Sm	Gc		
						822	SAND - * -		Sm	Gc		

○ 10 20 30 40 W (%)

Rørkoter: 3: +64.48; 2: +64.46; 1: +64.43.

Boremethode: Tørboring, 10"/8" rotationsboring

Plan :

Sag : 14715425 Tommerup. Sortebovej

Strækning :

Boret af : GEO JBJ

Dato : 000725

DGU-nr.:

Boring : 301

Udarb. af : DPF

Kontrol : *BEU*

Godkendt : *JPL*

Dato : *2000 09 26*

Bilag : 2.33 s. 5 / 7



Miljøprofil

Dybde

45
46
47
48
49
50
51
52
53
54

Forsøgsresultater	Filtersætning	Kote (m)	Geolog	Prøve	Nr.	Jordart Karakterisering	Allejring	Alder	Lugt	Misfarv.
	1					Fortsat				
		19			823	SAND, mellem, svagt siltet, gråt	Sm	Gc		
					824	SAND, fint - mellem, svagt siltet, gråt	Sm	Gc		
		18			825	SAND - * -	Sm	Gc		
					826	SAND - * -	Sm	Gc		
		17			827	SAND - * -	Sm	Gc		
					828	SAND - * -	Sm	Gc		
		16			829	SAND, mellem, svagt siltet, gråt	Sm	Gc		
					830	SAND - * -	Sm	Gc		
		15			831	SAND - * -	Sm	Gc		
					832	SAND, mellem - groft, gråt	Sm	Gc		
		14			833	SAND, mellem - groft, svagt gruset, gråt	Sm	Gc		
					834	SAND - * -	Sm	Gc		
		13			835	SAND, mellem - groft, gråt	Sm	Gc		
					836	SAND - * -	Sm	Gc		
		12			837	MORÆNELER, sandet, gruset, med siltlag, gråt	Gl	Gc		
					838	SAND, mellem, svagt siltet, gråt	Sm	Gc		
					839	SAND - * -	Sm	Gc		
		11			840	SAND - * -	Sm	Gc		
					841	SAND - * -	Sm	Gc		
		10				Fortsættes				

○ 10	20	30	40	W (%)

Rørkoter: 3: +64.48; 2: +64.46; 1: +64.43.

Boremethode: Tørboring, 10"/8" rotationsboring

Plan :

Sag : 14715425 Tommerup. Sortebrovej

Strækning : Boret af : GEO JBJ Dato : 000725 DGU-nr.: Boring : 301

Udarb. af : DPF Kontrol : BRL Godkendt : JKL Dato : 2000926 Bilag : 2,33 s. 6 / 7



Miljøprofil

BRegister - PSTMDK 2.0 - 20/09/00 13:19:48

Dybde	Forsøgsresultater	Filtersætning	Kote (m)	Geolog	Prøve	Nr.	Jordart	Karakterisering	Aflæjring	Alder	Lugt	Mistarv.
54								Fortsat				
			10			842	SAND, mellem, svagt siltet, gråt		Sm	Gc		
55						843	SAND - * -		Sm	Gc		
			9			844	MORÆNELER, sandet, gruset, gråt		Gl	Gc		
56						845	MORÆNELER - * -		Gl	Gc		
			8									
57												
			7									
58												
			6									
59												
			5									
60												
			4									
61												
			3									
62												
			2									
63												
			1									

○ 10 20 30 40 W (%)

Rørkoter: 3: +64.48; 2: +64.46; 1: +64.43.

Boremethode: Tørboring, 10"/8" rotationsboring

Plan :

Sag : 14715425 Tommerup. Sortebovej

Strækning :

Boret af : GEO JBJ

Dato : 000725

DGU-nr.:

Boring : 301

Udarb. af : DPF

Kontrol : *BRL*

Godkendt : *JOL*

Dato : *20000926*

Bilag : 2.33

s. 7 / 7

GEO

Miljøprofil

Forsøgsresultater				Filtersætning	Kote (m)	Geolog	Prøve	Nr.	Jordart Karakterisering	Aflejring	Alder	Lugt	Mistarv.
					65			846	LERMULD, stærkt sandet, mørkebrunt	Ov	Re		
								847	MORÆNELER, sandet, gruset, med sandlaminæ, gulbrunt	Gl	Gc		
								848	MORÆNELER - * -	Gl	Gc		
								849	MORÆNELER, stærkt leret, sandet, gruset, gulbrunt	Gl	Gc		
								850	MORÆNELER, sandet, gruset, med sandlaminæ, gulbrunt	Gl	Gc		
								851	MORÆNELER, sandet, gruset, grågult	Gl	Gc		
								852	MORÆNELER - * -	Gl	Gc		
								853	MORÆNELER - * -	Gl	Gc		
								854	MORÆNELER, sandet, gruset, med sandlaminæ, grågult	Gl	Gc		
								855	MORÆNELER, sandet, gruset, gråbrunt	Gl	Gc		
								856	MORÆNELER - * -	Gl	Gc		
								857	MORÆNELER - * -	Gl	Gc		
								858	MORÆNELER, sandet, gruset, gråt	Gl	Gc		
								859	MORÆNELER, sandet, gruset, med sandlaminæ, gråt	Gl	Gc		
								860	MORÆNELER - * -	Gl	Gc		
								861	MORÆNELER - * -	Gl	Gc		
								862	MORÆNELER - * -	Gl	Gc		
			863	MORÆNELER, sandet, gruset, gråt	Gl	Gc							
			864	MORÆNELER - * -	Gl	Gc							

Fortsættes

○ 10 20 30 40 W (%)

○ 10 100 1000 10000 PID

Rørkote: 4: +65.22 ; 3: +65.15 ; 2: +65.13 ; 1: +65.09

Boremethode : Tørboring med foring

Plan :

Sag : 14715425 Tommerup. Sortebovej

Strækning :

Boret af : GEO HEM

Dato : 2001-05-16

DGU-nr.:

Boring : 302

Udarb. af : DPF

Kontrol : BEL

Godkendt : JOL

Dato : 20070914

Bilag : 2.34

s. 1 / 6

GEO

Miljøprofil

Forsøgsresultater	Filtersætning	Kote (m)	Geolog	Prøve	Nr.	Jordart Karakterisering	Aflejning	Alder	Lugt	Mistarv.
PID	4 3 2 1	56								
		56			1865	MORÆNELER, sandet, gruset, gråt	Gl	Gc		
					1866	MORÆNELER - * -	Gl	Gc		
		55			1867	GRUS, fin - mellem, sandet, gråt	Sm	Gc		
					1868	GRUS - * -	Sm	Gc		
		54			1869	GRUS, fin - groft, sandet, gråt	Sm	Gc		
					1870	GRUS - * -	Sm	Gc		
		53			1871	GRUS - * -	Sm	Gc		
					1872	GRUS - * -	Sm	Gc		
		52			1873	MORÆNESAND, leret, gruset, gråt	Gl	Gc		
					1874	GRUS, fin - mellem, sandet, gråt	Sm	Gc		
		51			1875	SAND, groft, gruset, gråt	Sm	Gc		
					1876	GRUS, fin - mellem, sandet, gråt	Sm	Gc		
		50			1877	SAND, groft, gruset, gråt	Sm	Gc		
					1878	MORÆNELER, sandet, gruset, med sandlaminæ, gråt	Gl	Gc		
		49			1879	MORÆNELER, sandet, gruset, gråt	Gl	Gc		
					1880	MORÆNELER - * -	Gl	Gc		
		48			1881	MORÆNELER, sandet, gruset, med sandlaminæ, gråt	Gl	Gc		
					1882	MORÆNELER, sandet, gruset, gråt	Gl	Gc		
		47								
PID										

○ 10 20 30 40 W (%)	Rørkote: 4: +65.22 ; 3: +65.15 ; 2: +65.13 ; 1: +65.09
○ 10 100 1000 10000 PID	
	Boremetode : Tørboring med foring
	Plan :

Sag : 14715425 Tommerup. Sortebovej
 Strækning : Boret af : GEO HEM Dato : 2001-05-16 DGU-nr.: Boring : 302
 Udarb. af : DPF Kontrol : *Bjel* Godkendt : *JØL* Dato : 2001-09-14 Bilag : 2.34 s. 2 / 6



BRegister - PSTMDK 2.0 - 13/09/01 13:00:05

Forsøgsresultater					Filtersætning	Kote (m)	Geolog	Prove	Nr.	Jordart Karakterisering	Allejring	Alder	Lugt	Mistarv.
PID										Fortsat				
						47			1883	MORÆNELER, sandet, gruset, gråt	Gl	Gc		
									1884	MORÆNELER - * -	Gl	Gc		
						46			1885	MORÆNELER - * -	Gl	Gc		
									1886	MORÆNELER - * -	Gl	Gc		
						45			1887	MORÆNELER - * -	Gl	Gc		
									1888	MORÆNELER - * -	Gl	Gc		
						44			1889	MORÆNELER - * -	Gl	Gc		
									1890	MORÆNELER - * -	Gl	Gc		
						43			1891	MORÆNELER, sandet, gruset, med sandlaminæ, gråt	Gl	Gc		
									1892	MORÆNELER - * -	Gl	Gc		
						42			1892A	SAND, mellem, svagt gruset, svagt leret, gråt	Sm	Gc		
									1893	MORÆNELER, sandet, gruset, gråt	Gl	Gc		
						41			1894	MORÆNELER - * -	Gl	Gc		
									1895	MORÆNELER, sandet, gruset, med sandlaminæ, gråt	Gl	Gc		
						40			1896	MORÆNELER, sandet, gruset, gråt	Gl	Gc		
									1897	MORÆNELER - * -	Gl	Gc		
						39			1898	MORÆNELER - * -	Gl	Gc		
									1899	MORÆNELER, sandet, gruset, med sandlaminæ, gråt	Gl	Gc		
						38			1900	MORÆNELER - * -	Gl	Gc		
PID										Fortsættes				

3: 2001-06-29

○ 10 20 30 40 W (%)

○ 10 100 1000 10000 PID

Rørkote: 4: +65.22 ; 3:+65.15 ; 2: +65.13 ; 1: +65.09

Boremetode : Torboring med foring

Plan :

Sag : 14715425 Tommerup. Sortebrovej

Strækning : Boret af : GEO HEM Dato : 2001-05-16 DGU-nr.: Boring : 302

Udarb. af : DPF Kontrol : *BAE* Godkendt : *JOL* Dato : 2007 09 14 Bilag : 2.34 s. 3 / 6



Miljøprofil

Forsøgsresultater					Filtersætning		Kote (m)	Geolog	Prove	Nr.	Jordart	Karakterisering	Altejrning	Alder	Lugt	Mistarv.
PID					2 1						Fortsat					
					2 : 2001-05-16		38			1901	SILT, leret, finsandet, gråt		Sm	Gc		
										1902	SILT, finsandet, gråt		Sm	Gc		
							37			1903	SILT, leret, finsandet, gråt		Sm	Gc		
										1904	SILT, leret, finsandet, med lerlag, gråt		Sm	Gc		
							36			1905	SILT - * -		Sm	Gc		
										1906	LER, fedt, med sandlaminæ, gråt		Sm	Gc		
							35			1907	LER - * -		Sm	Gc		
										1908	LER - * -		Sm	Gc		
							34			1909	SILT, leret, finsandet, med sandlag, gråt		Sm	Gc		
										1910	LER, fedt, med sandlaminæ, gråt		Sm	Gc		
							33			1911	LER - * -		Sm	Gc		
										1912	LER - * -		Sm	Gc		
							32			1913	SILT, leret, med sandlaminæ, gråt		Sm	Gc		
										1914	SILT - * -		Sm	Gc		
							31			1915	MORÆNELER, stærkt sandet, gruset, med sandlag, gråt		Gl	Gc		
										1916	MORÆNELER - * -		Gl	Gc		
							30			1917	MORÆNELER - * -		Gl	Gc		
										1918	MORÆNELER, sandet, gruset, med sandlaminæ, gråt		Gl	Gc		
PID							29				Fortsættes					

○ 10	20	30	40	W (%)	Rørkote: 4: +65.22 ; 3: +65.15 ; 2: +65.13 ; 1: +65.09
○ 10	100	1000	10000	PID	
Boremetode : Tørboring med foring					Plan :

Sag : 14715425 Tommerup. Sortebovej
 Strækning : Boret af : GEO HEM Dato : 2001-05-16 DGU-nr.: Boring : 302
 Udarb. af : DPF Kontrol : BA Godkendt : JøL Dato : 20070914 Bilag : 2.34 s. 4 / 6

Bilag 1 - PSTMDK 2.0 - 13/09/01 13.06.05

Forsøgsresultater				Filtersætning	Kote (m)	Geolog Prøve	Nr.	Jordart Karakterisering	Allejring	Alder	Lugt	Mistarv.
PID								Fortsat				
					29		1919	MORÆNELER, sandet, gruset, gråt	Gl	Gc		
					28		1920	MORÆNELER - * -	Gl	Gc		
					27		1921	MORÆNELER - * -	Gl	Gc		
					27		1922	MORÆNELER, sandet, gruset, med sandlaminæ, gråt	Gl	Gc		
					27		1923	MORÆNELER - * -	Gl	Gc		
					26		1924	MORÆNELER - * -	Gl	Gc		
					26		1925	SAND, mellem, svagt siltet, svagt gruset, grågul	Sm	Gc		
					25		1926	SAND - * -	Sm	Gc		
					25		1927	SAND, mellem - groft, svagt gruset, gråbrunt	Sm	Sg		
					24		1928	SAND - * -	Sm	Sg		
					24		1929	SAND, mellem, svagt siltet, svagt gruset, gråbrunt	Sm	Sg		
					23		1930	SAND - * -	Sm	Sg		
					23		1931	SAND, fin - mellem, gråbrunt	Sm	Sg		
					22		1932	SAND, mellem - groft, svagt gruset, gråbrunt	Sm	Sg		
					22		1933	SAND, fin - mellem, svagt gruset, gråbrunt	Sm	Sg		
					21		1934	SAND, fin - mellem, siltet, gråbrunt	Sm	Sg		
					21		1935	SAND - * -	Sm	Sg		
					20		1936	SAND, fint, siltet, gråbrunt	Sm	Sg		
PID								Fortsættes				

○ 10 20 30 40 W (%)

○ 10 100 1000 10000 PID

Rørkote: 4: +65.22 ; 3:+65.15 ; 2: +65.13 ; 1: +65.09

Boremetode : Tørboring med foring

Plan :

Sag : 14715425 Tommerup. Sortebovej

Strækning :

Boret af : GEO HEM

Dato : 2001-05-16

DGU-nr.:

Boring : 302

Udarb. af : DPF

Kontrol : *Bel*

Godkendt : *JøL*

Dato : *2001 09 14*

Bilag : 2.34

s. 5 / 6

GEO

Miljøprofil

Forsøgsresultater					Filtersætning	Kote (m)	Geolog	Prøve	Nr.	Jordart	Karakterisering	Allejring	Alder	Lugt	... anv.
PID											Fortsat				
						20			1937	SAND, fint, siltet, gråbrunt		Sm	Sg		
									1938	LER, fedt, med sandlag, gråt		Sm	Gc		
						19			1939	SAND, fin - mellem, gråt		Sm	Gc		
									1940	SAND - * -		Sm	Gc		
						18			1941	SAND - * -		Sm	Gc		
									1942	SAND - * -		Sm	Gc		
						17			1943	SAND - * -		Sm	Gc		
									1944	SAND - * -		Sm	Gc		
						16			1945	SAND, mellem, gråt		Sm	Gc		
									1946	SAND - * -		Sm	Gc		
						15			1947	SAND, fint, siltet, gråt		Sm	Gc		
									1948	SAND, fint - mellem, gråt		Sm	Gc		
						14			1949	MORÆNELER, sandet, gruset, med sandlaminæ, gråt		Gl	Gc		
									1950	MORÆNELER, sandet, gruset, gråt		Gl	Gc		
						13			1951	MORÆNELER, sandet, gruset, med sandlaminæ, gråt		Gl	Gc		
									1952	MORÆNELER - * -		Gl	Gc		
						12									
						11									

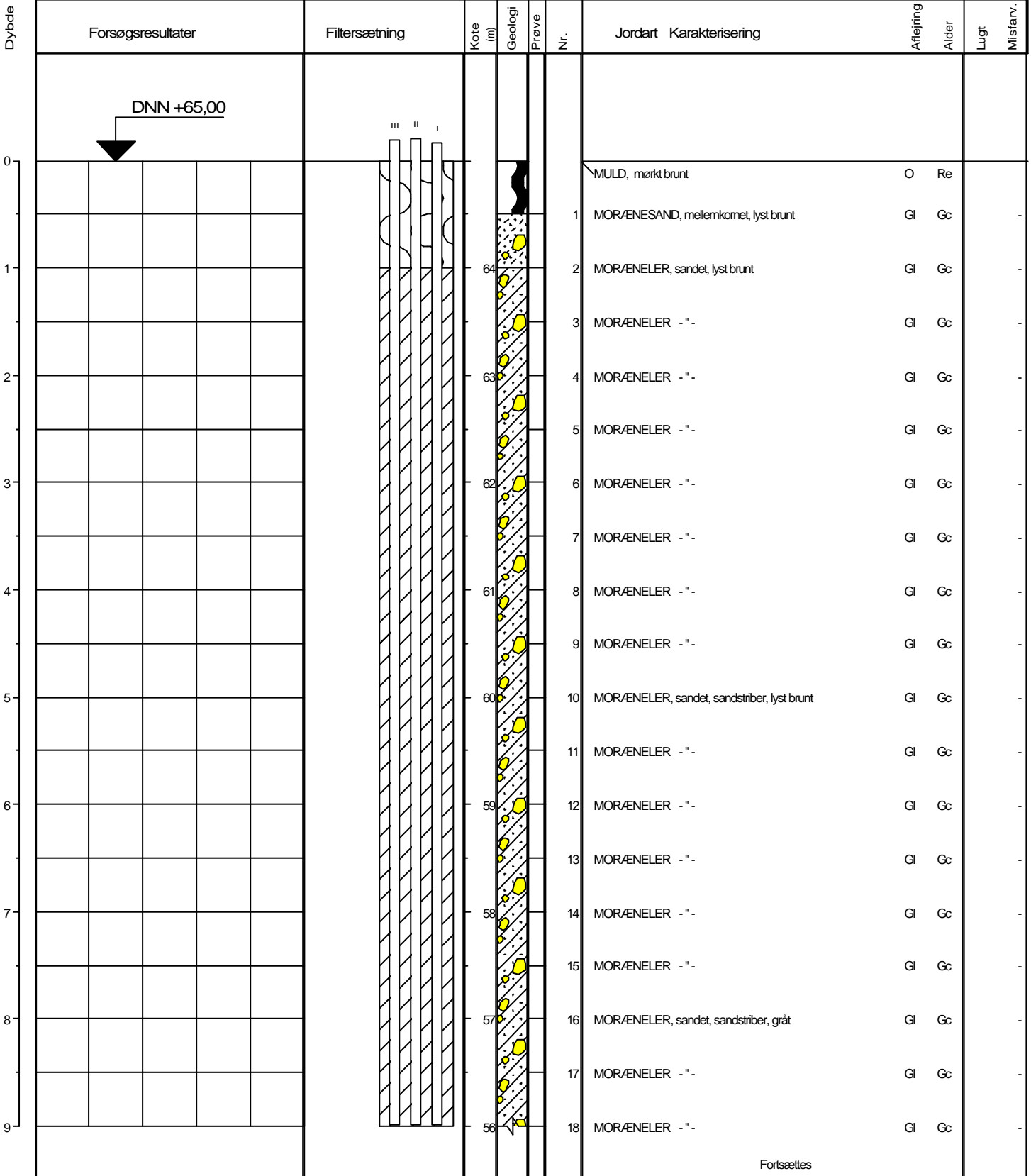
○ 10	20	30	40	W (%)	Rørkote: 4: +65.22 ; 3:+65.15 ; 2: +65.13 ; 1: +65.09
○ 10	100	1000	10000	PID	
Boremetode : Tørboring med foring					
Plan :					

Sag : 14715425 Tommerup. Sortebovej

Strækning : Boret af : GEO HEM Dato : 2001-05-16 DGU-nr.: Boring : 302
 Udarb. af : DPF Kontrol : *BRU* Godkendt : *JPL* Dato : 2007-09-14 Bilag : 2.34 s. 6 / 6



Miljøprofil



○ 10 20 30 40 W (%)

Målepunkt: top af ø 63mm PEH-filterør

Målepunktskote: FI= 66,163m, FI= 65,202m, FI= 65,188m

Vandspejlskote: FI= 36,838m, FI= 36,812m, FI= 39,478m

Boremethode: Tørboing 10"

Plan:

Sag: 22402063

Sortebrovej 26, Tommerup, Lokalitet nr. 485-20,

Strækning:

Boret af: GEO

Dato: 030113

DGU-nr.:

Boring: B303

Udarb. af: JON

Kontrol: CW

Godkendt:

Dato:

Bilag: 3

s. 1 / 6

Boreprofil

Dybde	Forsøgsresultater	Filtersætning	Kote (m)	Geologi	Prøve	Nr.	Jordart Karakterisering	Aflæjring		Lugt	Mistarv.
								Alder			
9							Fortsat				
						19	MORÆNELER, sandet, sandstriber, lyst gråt	Gl	Gc		
10			55			20	MORÆNELER - "-	Gl	Gc		
						21	MORÆNELER - "-	Gl	Gc		
11			54			22	MORÆNELER - "-	Gl	Gc		
						23	MORÆNELER - "-	Gl	Gc		
12			53			24	MORÆNELER - "-	Gl	Gc		
						25	MORÆNELER - "-	Gl	Gc		
13			52			26	MORÆNELER - "-	Gl	Gc		
						27	MORÆNELER - "-	Gl	Gc		
14			51			28	MORÆNELER - "-	Gl	Gc		
						29	MORÆNELER - "-	Gl	Gc		
15			50			30	MORÆNELER - "-	Gl	Gc		
						31	MORÆNELER, sandet, sandstriber, gråt	Gl	Gc		
16			49			32	MORÆNELER - "-	Gl	Gc		
						33	MORÆNELER - "-	Gl	Gc		
17			48			34	MORÆNELER - "-	Gl	Gc		
						35	MORÆNELER - "-	Gl	Gc		
18			47			36	MORÆNELER - "-	Gl	Gc		

Fortsættes

○ 10 20 30 40 W (%)	Målepunkt: top af ø 63mm PEH-filterør
	Målepunktskote: FI= 66,163m, FII= 65,202m, FIII= 65,188m
	Vandspejlskote: FI= 36,838m, FII= 36,812m, FIII= 39,478m
	Boremethode: Tørboing 10"
	Plan:

Sag : 22402063	Sortebrovej 26, Tommerup, Lokalitet nr. 485-20,				
Strækning :	Boret af : GEO	Dato : 030113	DGU-nr.:	Boring : B303	
Udarb. af : JON	Kontrol : CW	Godkendt :	Dato :	Bilag : 3	s. 2 / 6

Boreprofil

BRRegister - PSTMDK 2.0 - 31/03/2003 14:44:12

Dybde	Forsøgsresultater	Filtersætning	Kote (m)	Geologi	Prøve	Nr.	Jordart Karakterisering	Aflejrng	Alder	Lugt	Måstfarv.
18											
						37	MORÆNELER, sandet, sandstriber, gråt	Gl	Gc		
19						46	MORÆNELER -"	Gl	Gc		
						39	MORÆNELER -"	Gl	Gc		
						45	MORÆNELER -"	Gl	Gc		
20						41	MORÆNELER -"	Gl	Gc		
						44	MORÆNELER -"	Gl	Gc		
21						43	MORÆNELER -"	Gl	Gc		
						44	MORÆNELER, sandet, sandstriber, lyst gråt	Gl	Gc		
22						45	MORÆNELER -"	Gl	Gc		
						42	MORÆNELER -"	Gl	Gc		
23						47	MORÆNELER -"	Gl	Gc		
						48	MORÆNELER -"	Gl	Gc		
24						49	MORÆNELER -"	Gl	Gc		
						50	MORÆNELER -"	Gl	Gc		
25						51	MORÆNELER -"	Gl	Gc		
						52	MORÆNELER -"	Gl	Gc		
26						53	MORÆNELER -"	Gl	Gc		
						54	MORÆNELER -"	Gl	Gc		
27											

III : 030602

Fortsættes

○ 10 20 30 40 W (%)	Målepunkt: top af ø 63mm PEH-filterør
	Målepunktskote: FI= 66,163m, FI= 65,202m, FII= 65,188m
	Vandspejlskote: FI= 36,838m, FI= 36,812m, FII= 39,478m
	Boremethode: Tørboing 10"
	Plan:

Sag : 22402063	Sortebrovej 26, Tommerup, Lokalitet nr. 485-20,
Strækning :	Boret af : GEO Dato : 030113 DGU-nr.:
Udarb. af : JON	Kontrol : CW Godkendt : Dato : Bilag : 3 s. 3 / 6

Boreprofil

BRRegister - PSTMDK 2.0 - 31/03/2003 14:44:12

Dybde	Forsøgsresultater	Filtersætning	Kote (m)	Geologi	Prøve	Nr.	Jordart Karakterisering	Aflæjring		Lugt	Mistarv.
								Sm	Gc		
27							Fortsat				
						55	LER, svagt siltet, få tynde sandstriber, lyst gråt LER - "-	Sm	Gc		
28		<u>1: 030206</u>	37			56	LER - "-	Sm	Gc		
						57	LER - "-	Sm	Gc		
29			36			58	LER - "-	Sm	Gc		
						59	LER - "-	Sm	Gc		
30			35			60	LER - "-	Sm	Gc		
						61	LER - "-	Sm	Gc		
31			34			62	LER - "-	Sm	Gc		
						63	LER - "-	Sm	Gc		
32			33			64	LER - "-	Sm	Gc		
						65	LER - "-	Sm	Gc		
33			32			66	LER - "- MORÆNELER, sandet, gråt	Sm	Gc		
						67	MORÆNELER - "-	Gl	Gc		
34			31			68	MORÆNELER - "-	Gl	Gc		
						69	MORÆNELER - "-	Gl	Gc		
35			30			70	MORÆNELER - "-	Gl	Gc		
						71	MORÆNELER - "-	Gl	Gc		
36			29			72	MORÆNELER - "-	Gl	Gc		

Fortsættes

○ 10 20 30 40 W (%)	Målepunkt: top af ø 63mm PEH-filterør
	Målepunktskote: FI= 66,163m, FII= 65,202m, FIII= 65,188m
	Vandspejlskote: FI= 36,838m, FII= 36,812m, FIII= 39,478m
	Boremethode: Tørboing 10"
	Plan:

Sag : 22402063	Sortebrovej 26, Tommerup, Lokaltet nr. 485-20,			
Strækning :	Boret af : GEO	Dato : 030113	DGU-nr.:	Boring : B303
Udarb. af : JON	Kontrol : CW	Godkendt :	Dato :	Bilag : 3

Boreprofil

BRRegister - PSTMDK 2.0 - 31/03/2003 14:44:12

Dybde	Forsøgsresultater	Filtersætning	Kote (m)	Geologi	Prøve	Nr.	Jordart Karakterisering	Aflæjring		Lugt	Mistarv.
								Alder			
							Fortsat				
36						73	MORÆNELER, sandet, gråt	Gl	Gc		
37			28			74	MORÆNELER - "-	Gl	Gc		
						75	MORÆNELER - "-	Gl	Gc		
38			27			76	MORÆNELER - "-	Gl	Gc		
							SAND, fin - til mellemkomet, gulbrunt til gråt	Sm	Gc		
						77	SAND - "-	Sm	Gc		
39			26			78	SAND - "-	Sm	Gc		
						79	SAND - "-	Sm	Gc		
40			25			80	SAND - "-	Sm	Gc		
						81	SAND - "-	Sm	Gc		
41			24			82	SAND - "-	Sm	Gc		
						83	SAND - "-	Sm	Gc		
42			23			84	SAND - "-	Sm	Gc		
						85	SAND - "-	Sm	Gc		
43			22			86	SAND - "-	Sm	Gc		
						87	SAND - "-	Sm	Gc		
							SILT, leret, gråt	Sm	Gc		
44			21			88	SILT - "-	Sm	Gc		
							SAND, fin - til mellemkomet, gråt	Sm	Gc		
						89	SAND - "-	Sm	Gc		
45			20			90	SAND - "-	Sm	Gc		

Fortsættes

<p>○ 10 20 30 40 W (%)</p>	<p>Målepunkt: top af ø 63mm PEH-filterør</p> <p>Målepunktskote: FI= 66,163m, FI= 65,202m, FII= 65,188m</p> <p>Vandspejlskote: FI= 36,838m, FI= 36,812m, FII= 39,478m</p> <p>Boremethode: Tørboring 10"</p> <p style="text-align: right;">Plan:</p>
----------------------------	--

Sag: 22402063	Sortebrovej 26, Tommerup, Lokalitet nr. 485-20,		
Strækning:	Boret af: GEO	Dato: 030113	DGU-nr.: Boring: B303
Udarb. af: JON	Kontrol: CW	Godkendt:	Dato: Bilag: 3 s. 5 / 6

Boreprofil

BRRegister - PSTMDK 2.0 - 31/03/2003 14:44:12

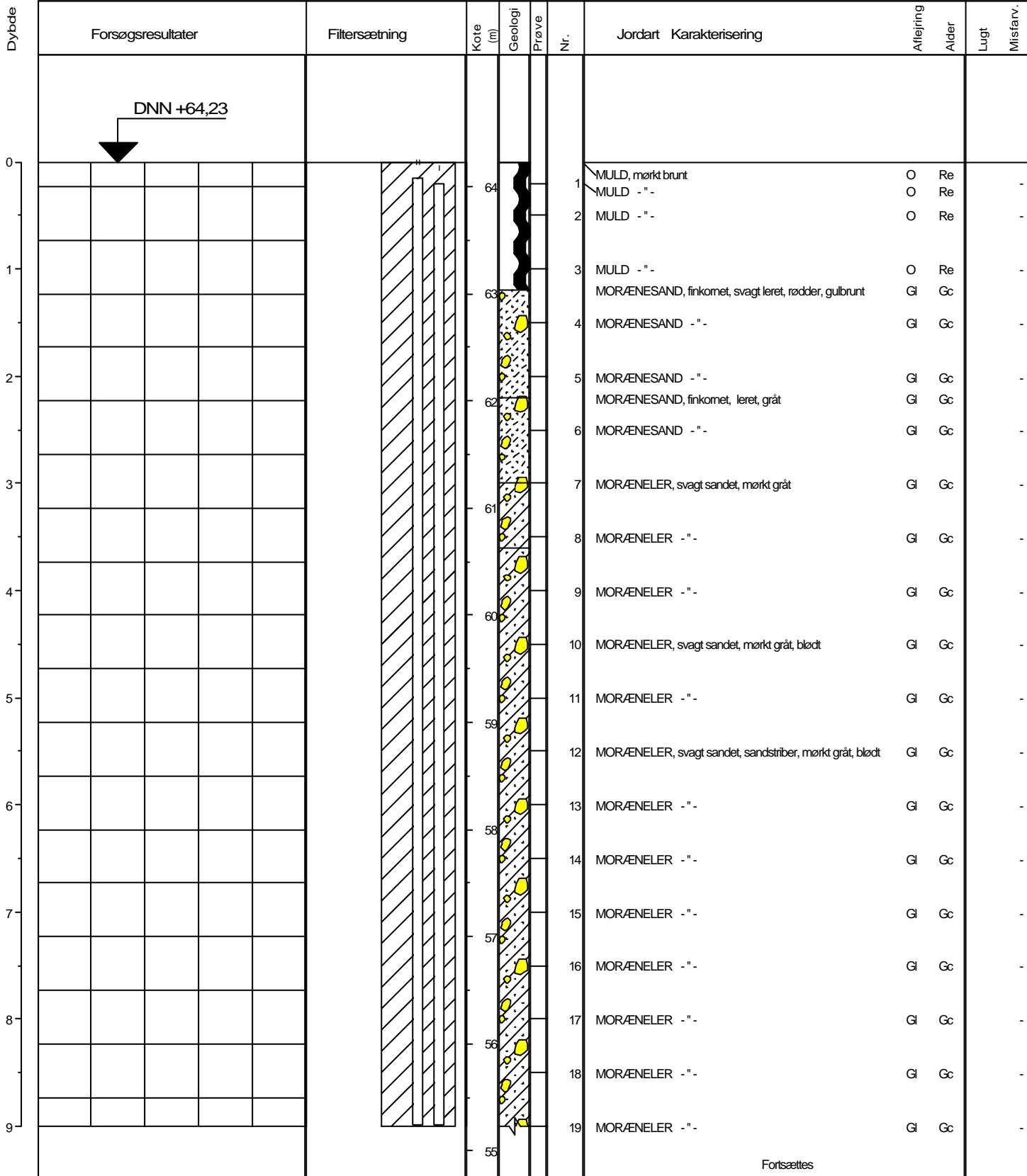
Dybde	Forsøgsresultater	Filtersætning	Kote (m)	Geologi	Prøve	Nr.	Jordart Karakterisering	Aflejring	Alder	Lugt	Målfarv.
45											
						91	SAND, fin - til mellemkornet, gråt	Sm	Gc		
46						92	SAND - "-	Sm	Gc		
						93	SAND - "-	Sm	Gc		
47						94	SAND - "-	Sm	Gc		
						95	SAND - "-	Sm	Gc		
48						96	SAND - "-	Sm	Gc		
						97	SAND - "-	Sm	Gc		
49						98	SAND - "-	Sm	Gc		
						99	SAND - "-	Sm	Gc		
						100	SILT, leret, gråt	Sm	Gc		
50						101	SILT - "-	Sm	Gc		
						102	SILT - "-	Sm	Gc		
51						103	SILT - "-	Sm	Gc		
						104	MORÆNELER, siltet, gråt	Gl	Gc		
52						105	MORÆNELER - "-	Gl	Gc		
						106	MORÆNELER - "-	Gl	Gc		
53											
54											

○ 10 20 30 40 W (%)	Målepunkt: top af ø 63mm PEH-filterør
	Målepunktskote: FI= 66,163m, FI= 65,202m, FI= 65,188m
	Vandspejlskote: FI= 36,838m, FI= 36,812m, FI= 39,478m
	Boremethode: Tørboing 10"
	Plan:

Sag : 22402063	Sortebrovej 26, Tommerup, Lokalitet nr. 485-20,				
Strækning :	Boret af : GEO	Dato : 030113	DGU-nr.:	Boring : B303	
Udarb. af : JON	Kontrol : CW	Godkendt :	Dato :	Bilag : 3	S. 6 / 6

Boreprofil

BRRegister - PSTMDK 2.0 - 31/03/2003 14:44:12



○ 10 20 30 40 W (%)

Målepunkt: top af ø63mm PEH-filterør

Målepunktskote: FI = m, FII = m

Vandspejlskote: FI = m, FII = m

Boremethode: Tørboing 10"

Plan:

Sag: 22402063

Sortebrovej 26, Tommerup, Lokalitet nr. 485-20,

Strækning:

Boret af: GEO

Dato: 021216

DGU-nr.:

Boring: B304

Udarb. af: JON

Kontrol: CW

Godkendt:

Dato:

Bilag: 3

s. 1 / 5

Boreprofil

Dybde	Forsøgsresultater	Filtersætning	Kote (m)	Geologi	Prøve	Nr.	Jordart Karakterisering	Aflæjring		Lugt	Mistarv.
								Alder			
9							Fortsat				
			55			20	MORÆNELER, svagt sandet, sandstriber, mørkt gråt, blødt	Gl	Gc		
						21	MORÆNELER - "-	Gl	Gc		
			54			22	MORÆNELER - "-	Gl	Gc		
						23	MORÆNELER - "-	Gl	Gc		
			53			24	MORÆNELER - "-	Gl	Gc		
						25	MORÆNELER, svagt sandet, fugtige sandstriber, mørkt gråt, blødt	Gl	Gc		
			52			26	MORÆNELER - "-	Gl	Gc		
						27	MORÆNELER - "-	Gl	Gc		
			51			28	MORÆNELER - "-	Gl	Gc		
						29	MORÆNELER - "-	Gl	Gc		
			50			30	MORÆNELER - "-	Gl	Gc		
						31	MORÆNELER - "-	Gl	Gc		
			49			32	MORÆNELER, svagt sandet, mørkt gråt, blødt	Gl	Gc		
						33	MORÆNELER - "-	Gl	Gc		
			48			34	MORÆNELER - "-	Gl	Gc		
						35	MORÆNELER - "-	Gl	Gc		
			47			36	MORÆNELER - "-	Gl	Gc		
						37	MORÆNELER - "-	Gl	Gc		
18			46				Fortsættes				

○ 10 20 30 40 W (%)	Målepunkt: top af ø63mm PEH-filterør
	Målepunktskote: FI = m, FII = m
	Vandspejlskote: FI = m, FII = m
	Boremethode: Tørboing 10"
	Plan:

Sag: 22402063	Sortebrovej 26, Tommerup, Lokalitet nr. 485-20,			
Strækning:	Boret af: GEO	Dato: 021216	DGU-nr.:	Boring: B304
Udarb. af: JON	Kontrol: CW	Godkendt:	Dato:	Bilag: 3 s. 2 / 5

Boreprofil

BRRegister - PSTMDK 2.0 - 31/03/2003 14:46:25

Dybde	Forsøgsresultater	Filtersætning	Kote (m)	Geologi	Prøve	Nr.	Jordart Karakterisering	Aflæjring		Lugt	Mistarv.
								Alder			
18							Fortsat				
						38	MORÆNELER, svagt sandet, mørkt gråt, blødt	Gl	Gc		
19						39	MORÆNELER, svagt sandet, enkelte fugtige sandstriber, mørkt gråt, blødt	Gl	Gc		
						40	MORÆNELER - "	Gl	Gc		
20						41	MORÆNELER - "	Gl	Gc		
						42	MORÆNELER - "	Gl	Gc		
21						43	MORÆNELER - "	Gl	Gc		
						44	MORÆNELER - "	Gl	Gc		
22						45	MORÆNELER - "	Gl	Gc		
						46	MORÆNELER - "	Gl	Gc		
23		II : 030206				47	MORÆNELER - "	Gl	Gc		
						48	MORÆNELER - "	Gl	Gc		
24						49	MORÆNELER - "	Gl	Gc		
						50	MORÆNELER - "	Gl	Gc		
25						51	MORÆNELER - "	Gl	Gc		
						52	MORÆNELER - "	Gl	Gc		
26						53	MORÆNELER - "	Gl	Gc		
						54	SAND, finkomet, stærkt siltet, stærkt leret, lyst gråt	Sm	Gc		
27						55	SAND - "	Sm	Gc		

Fortsættes

○ 10 20 30 40 W (%)	Målepunkt: top af ø63mm PEH-filterør
	Målepunktskote: FI = m, FII = m
	Vandspejlskote: FI = m, FII = m
	Boremethode: Tørboing 10"
	Plan:

Sag : 22402063	Sortebrovej 26, Tommerup, Lokalitet nr. 485-20,			
Strækning :	Boret af : GEO	Dato : 021216	DGU-nr.:	Boring : B304
Udarb. af : JON	Kontrol : CW	Godkendt :	Dato :	Bilag : 3 s. 3 / 5

Boreprofil

Dybde	Forsøgsresultater	Filtersætning	Kote (m)	Geologi	Prøve	Nr.	Jordart Karakterisering	Aflæjring	Alder	Lugt	Mistarv.
27			37			56	SAND, finkomet, stærkt siltet, stærkt leret, lyst gråt	Sm	Gc	-	
28		I: 030206	36			57	SAND, finkomet, stærkt siltet, stærkt leret, lerstriber, lyst gråt	Sm	Gc	-	
						58	SAND - "-	Sm	Gc	-	
29			35			59	SAND, finkomet, stærkt siltet, stærkt leret, lerstriber, fugtigt sandstriber, lyst gråt	Sm	Gc	-	
						60	SAND - "-	Sm	Gc	-	
30			34			61	SAND, finkomet, stærkt siltet, leret, lyst gråt, svagt fugtigt	Sm	Gc	-	
						62	SAND - "-	Sm	Gc	-	
31			33			63	SAND - "-	Sm	Gc	-	
						64	SAND - "-	Sm	Gc	-	
32			32			65	LER, siltet, finsandet, lyst gråt, tørt	Sm	Gc	-	
						66	LER - "-	Sm	Gc	-	
33			31			67	LER - "-	Sm	Gc	-	
						68	LER - "-	Sm	Gc	-	
34			30			69	LER - "-	Sm	Gc	-	
						70	LER - "-	Sm	Gc	-	
35			29			71	LER - "-	Sm	Gc	-	
						72	LER - "-	Sm	Gc	-	
36			28			73	LER - "-	Sm	Gc	-	

Fortsættes

○ 10 20 30 40 W (%)	Målepunkt: top af ø63mm PEH-filterør
	Målepunktskote: FI = m, FII = m
	Vandspejlskote: FI = m, FII = m
	Boremethode: Tørboing 10"
	Plan:

Sag : 22402063	Sortebrovej 26, Tommerup, Lokaltet nr. 485-20,			
Strækning :	Boret af : GEO	Dato : 021216	DGU-nr.:	Boring : B304
Udarb. af : JON	Kontrol : CW	Godkendt :	Dato :	Bilag : 3

Boreprofil

BRRegister - PSTMDK 2.0 - 31/03/2003 14:46:25

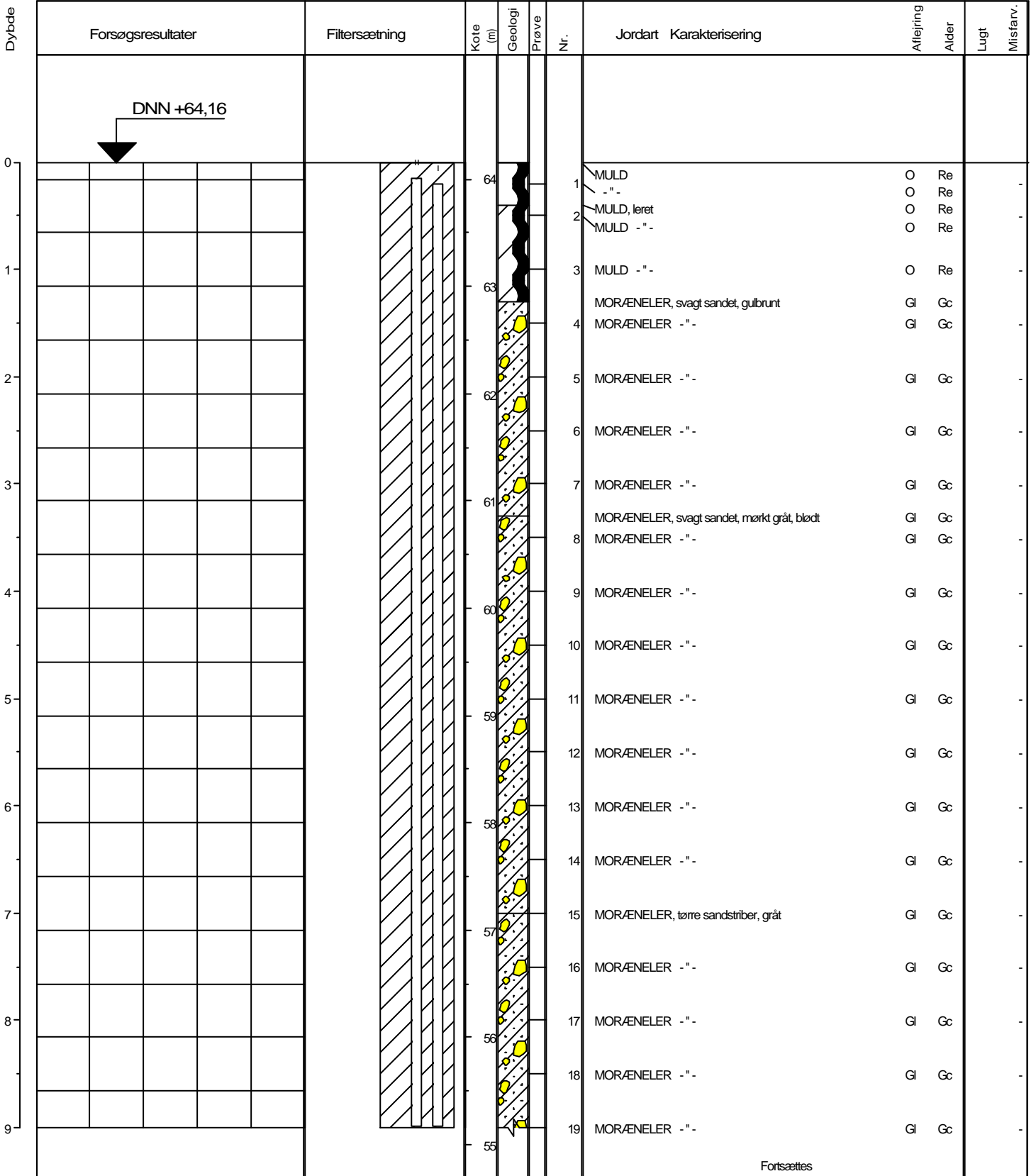
Dybde	Forsøgsresultater	Filtersætning	Kote (m)	Geologi	Prøve	Nr.	Jordart Karakterisering	Aflejrng	Alder	Lugt	Mistarv.
36			28			74	LER, finsandet, lyst gråt, fugtigt	Sm	Gc		
						75	LER - "-	Sm	Gc		
37			27			76	LER - "-	Sm	Gc		
						77	MORÆNELER, sandet, meget blødt, lyst gråt	Gl	Gc		
			26			78	MORÆNELER - "-	Gl	Gc		
						79	MORÆNELER - "-	Gl	Gc		
38			25			80	MORÆNELER - "-	Gl	Gc		
						81	SAND, fin - til mellemkomet, lyst rødbrunt, vådt	Sm	Gc		
			24			82	SAND - "-	Sm	Gc		
						83	SAND, fin - til mellemkomet, gulbrunt, vådt	Sm	Gc		
39			23			84	SAND - "-	Sm	Gc		
						85	SAND - "-	Sm	Gc		
			22			86	SAND, fin - til mellemkomet, gråt, vådt	Sm	Gc		
						87	SAND, fin - til mellemkomet, gråt, vådt	Sm	Gc		
40			21			88	SAND - "-	Sm	Gc		
						89	SAND - "-	Sm	Gc		
			20			90	SAND - "-	Sm	Gc		
						91	SAND - "-	Sm	Gc		
41			19								

○ 10 20 30 40 W (%)	Målepunkt: top af ø63mm PEH-filterør
	Målepunktskote: FI = m, FII = m
	Vandspejlskote: FI = m, FII = m
	Boremethode: Tørborring 10"
	Plan:

Sag : 22402063 Sortebrovej 26, Tommerup, Lokalitet nr. 485-20,
 Strækning : Boret af : GEO Dato : 021216 DGU-nr.: Boring : B304
 Udarb. af : JON Kontrol : CW Godkendt : Dato : Bilag : 3 s. 5 / 5

Boreprofil

BRRegister - PSTMDK 2.0 - 31/03/2003 14:46:25



Fortsættes

○ 10 20 30 40 W (%)

Målepunkt: top af ø63mm PEH-filterør

Målepunktskote: FI = m, FII = m

Vandspejlskote: FI = m, FII = m

Boremethode: Tørboing 10"

Plan:

Sag : 22402063 Sortebrovej 26, Tommerup, Lokalitet nr. 485-20,

Strækning : Boret af : GEO Dato : 021209 DGU-nr.: Boring : B305

Udarb. af : JON Kontrol : CW Godkendt : Dato : Bilag : 3 s. 1 / 5

Boreprofil

Dybde	Forsøgsresultater	Filtersætning	Kote (m)	Geologi	Prøve	Nr.	Jordart Karakterisering	Aflæjring		Lugt	Mistarv.
								Alder			
9							Fortsat				
			55			20	MORÆNELER, tørre sandstriber, gråt	Gl	Gc		
			54			21	MORÆNELER - "-	Gl	Gc		
			53			22	MORÆNELER, sandet, gråt	Gl	Gc		
			52			23	MORÆNELER - "-	Gl	Gc		
			51			24	MORÆNELER - "-	Gl	Gc		
			50			25	MORÆNELER - "-	Gl	Gc		
			49			26	MORÆNELER - "-	Gl	Gc		
			48			27	MORÆNELER - "-	Gl	Gc		
			47			28	MORÆNELER - "-	Gl	Gc		
			46			29	MORÆNELER - "-	Gl	Gc		
						30	MORÆNELER - "-	Gl	Gc		
						31	MORÆNELER - "-	Gl	Gc		
						32	MORÆNELER, svagt, sandet, mørkt gråt	Gl	Gc		
						33	MORÆNELER - "-	Gl	Gc		
						34	MORÆNELER - "-	Gl	Gc		
						35	MORÆNELER - "-	Gl	Gc		
						36	MORÆNELER - "-	Gl	Gc		
						37	MORÆNELER - "-	Gl	Gc		

Fortsættes

<p>○ 10 20 30 40 W (%)</p>	<p>Målepunkt: top af ø63mm PEH-filterør</p> <p>Målepunktskote: FI = m, FII = m</p> <p>Vandspejlskote: FI = m, FII = m</p> <p>Boremethode: Tørboing 10"</p> <p style="text-align: right;">Plan:</p>
----------------------------	--

Sag: 22402063		Sortebrovej 26, Tommerup, Lokalitet nr. 485-20,	
Strækning:	Boret af: GEO	Dato: 021209	DGU-nr.: Boring: B305
Udarb. af: JON	Kontrol: CW	Godkendt:	Dato: Bilag: 3 s. 2 / 5

Boreprofil

BRRegister - PSTMDK 2.0 - 31/03/2003 14:46:51

Dybde	Forsøgsresultater	Filtersætning	Kote (m)	Geologi	Prøve	Nr.	Jordart Karakterisering	Aflæjring		Lugt	Målfarv.
								Alder			
18							Fortsat				
						38	MORÆNELER, svagt, sandet, mørkt gråt	Gl	Gc		
19						39	MORÆNELER - "-	Gl	Gc		
						40	MORÆNELER - "-	Gl	Gc		
20						41	MORÆNELER - "-	Gl	Gc		
						42	MORÆNELER - "-	Gl	Gc		
21						43	MORÆNELER, svagt, sandet, mørkt gråt, fed	Gl	Gc		
						44	MORÆNELER - "-	Gl	Gc		
22						45	MORÆNELER - "-	Gl	Gc		
						46	MORÆNELER - "-	Gl	Gc		
23						47	MORÆNELER - "-	Gl	Gc		
						48	MORÆNELER - "-	Gl	Gc		
24						49	MORÆNELER - "-	Gl	Gc		
						50	MORÆNELER - "-	Gl	Gc		
25						51	MORÆNELER - "-	Gl	Gc		
						52	MORÆNELER - "-	Gl	Gc		
26						53	MORÆNELER - "- SAND, finkomet, siltet, leret, mørkt gråt	Gl Sm	Gc Gc		
						54	SAND - "-	Sm	Gc		
27						55	SAND - "-	Sm	Gc		

II : 030206

Fortsættes

○ 10 20 30 40 W (%)

Målepunkt: top af ø63mm PEH-filterør

Målepunktskote: FI = m, FII = m

Vandspejlskote: FI = m, FII = m

Boremethode: Tørboing 10"

Plan:

Sag : 22402063 Sortebovej 26, Tommerup, Lokalitet nr. 485-20,

Strækning : Boret af : GEO Dato : 021209 DGU-nr.: Boring : B305

Udarb. af : JON Kontrol : CW Godkendt : Dato : Bilag : 3 s. 3 / 5

Boreprofil

Dybde	Forsøgsresultater	Filtersætning	Kote (m)	Geologi	Prøve	Nr.	Jordart Karakterisering	Aflæjring	Alder	Lugt	Målfarv.
27											
		I: 030206				56	SAND, finkornet, siltet, leret, mørkt gråt, fugtigt	Sm	Gc		
28						57	SAND - "-	Sm	Gc		
						58	LER, siltet, mørkt gråt, fast LER - "-	Sm	Gc		
29						59	LER - "-	Sm	Gc		
						60	LER - "-	Sm	Gc		
30						61	LER - "-	Sm	Gc		
						62	LER - "- SILT, fugtigt	Sm	Gc		
31						63	SILT - "-	Sm	Gc		
						64	SILT - "-	Sm	Gc		
32						65	SILT, sandet, fugtigt MORÆNELER, svagt sandet, mørkt gråt, blødt	Sm	Gc		
						66	MORÆNELER - "-	Gl	Gc		
33						67	MORÆNELER - "-	Gl	Gc		
						68	MORÆNELER - "-	Gl	Gc		
34						69	MORÆNELER - "-	Gl	Gc		
					70	MORÆNELER - "-	Gl	Gc			
35					71	MORÆNELER - "-	Gl	Gc			
					72	MORÆNELER - "-	Gl	Gc			
36					73	MORÆNELER - "-	Gl	Gc			

Fortsættes

○ 10 20 30 40 W (%)	Målepunkt: top af ø63mm PEH-filterør
	Målepunktskote: FI = m, FII = m
	Vandspejlskote: FI = m, FII = m
	Boremethode: Tørboing 10"
	Plan:

Sag : 22402063 Sortebovej 26, Tommerup, Lokalitet nr. 485-20,
 Strækning : Boret af : GEO Dato : 021209 DGU-nr.: Boring : B305
 Udarb. af : JON Kontrol : CW Godkendt : Dato : Bilag : 3 s. 4 / 5

Boreprofil

BRegister - PSTMDK 2.0 - 31/03/2003 14:46:51

Dybde	Forsøgsresultater	Filtersætning	Kote (m)	Geologi	Prøve	Nr.	Jordart Karakterisering	Aflejring	Alder	Lugt	Mistarv.
36			28			74	MORÆNELER, svagt sandet, mørkt gråt, blødt	Gl	Gc		
37			27			75	MORÆNELER - "-	Gl	Gc		
38			26			76	MORÆNELER - "-	Gl	Gc		
39			25			77	MORÆNELER, svagt sandet, sandstriber, mørkt gråt, meget blødt	Gl	Gc		
40			24			78	MORÆNELER - "-	Gl	Gc		
41			23			79	MORÆNELER - "- SAND, fin - til mellemkornet, lyst gråt, vådt	Gl Sm	Gc Gc		
42			22			80	SAND - "-	Sm	Gc		
43			21			81	SAND - "-	Sm	Gc		
44			20			82	SAND - "-	Sm	Gc		
45			19			83	SAND - "-	Sm	Gc		
						84	SAND - "-	Sm	Gc		
						85	SAND - "-	Sm	Gc		
						86	SAND - "-	Sm	Gc		
						87	SAND - "-	Sm	Gc		
						88	SAND - "-	Sm	Gc		
						89	SAND - "-	Sm	Gc		
						90	SAND - "-	Sm	Gc		
						91	SAND - "-	Sm	Gc		

○ 10 20 30 40 W (%)	Målepunkt: top af ø63mm PEH-filterør
	Målepunktskote: FI = m, FII = m
	Vandspejlskote: FI = m, FII = m
	Boremethode: Tørboing 10"
	Plan:

Sag : 22402063	Sortebrovej 26, Tommerup, Lokalitet nr. 485-20,			
Strækning :	Boret af : GEO	Dato : 021209	DGU-nr.:	Boring : B305
Udarb. af : JON	Kontrol : CW	Godkendt :	Dato :	Bilag : 3 s. 5 / 5

Boreprofil

BRegister - PSTMDK 2.0 - 31/03/2003 14:46:51

Dybde	Forsøgsresultater	Filtersætning	Kote (m)	Geolog	Prøve	Nr.	Jordart Karakterisering		Afløjning	Alder	Misfarv.
0	DNN +64,0										
0						1	FYLD: LER, sandet, enk. sten, rødder, gråbrunt, fugtigt	O	Re		
1						2	FYLD: LER - " -	O	Re		
2						3	MORÆNELER, st. forvitret, sandet, enk. sten, blød, lysebrunt m. orange pletter	GI	Gc		
2						4	MORÆNELER - " -	GI	Gc		
3						5	MORÆNELER, sandet, enk. sten, m. kalk - og flintestykker, lysebrunt	GI	Gc		
3						6	MORÆNELER - " -	GI	Gc		
4						7	MORÆNELER - " -	GI	Gc		
4						8	MORÆNELER, sandet, enk. sten, m. større kalk - og flintestykker, lysebrunt	GI	Gc		
5						9	MORÆNELER - " -	GI	Gc		
5						10	MORÆNELER, sandet, enk. sten, fast, knoldet, m. kalk - og flintestykker, lysebrunt, vådt	GI	Gc		
6						11	MORÆNELER - " -	GI	Gc		
6						12	MORÆNELER - " -	GI	Gc		
7						13	MORÆNELER, sandet, enk. sten, fast, knoldet, m. kalk - og flintestykker, lysebrunt, vådt	GI	Gc		
7						14	MORÆNELER, sandet, enk. sten, fast, knoldet, m. kalk - og flintestykker, lysebrunt, vådt	GI	Gc		
8						15	MORÆNELER - " -	GI	Gc		
8		2 : 031028				16	MORÆNELER, sandet, enk. sten, fast, knoldet, m. kalk - og flintestykker, lysebrunt, vådt	GI	Gc		
9						17	MORÆNELER - " -	GI	Gc		
9						18	MORÆNELER, sandet, enk. sten, fast, knoldet, m. kalk - og flintestykker, lysebrunt, vådt	GI	Gc		

○ 10 20 30 40 W (%)

1 : Ø 63 mm PEH-filter, kote af filtertop = 64,153

2 : Ø 63 mm PEH-filter, kote af filtertop = 64,173

Boremetode : 12" tørboring, med foring

Plan :

Sag : 224.02063 Sortebovej 26

Strækning : Boret af : GEO

Dato : 030424

DGU-nr.:

Boring : B306

Udarb. af : HEP

Kontrol : LCL

Godkendt :

Dato :

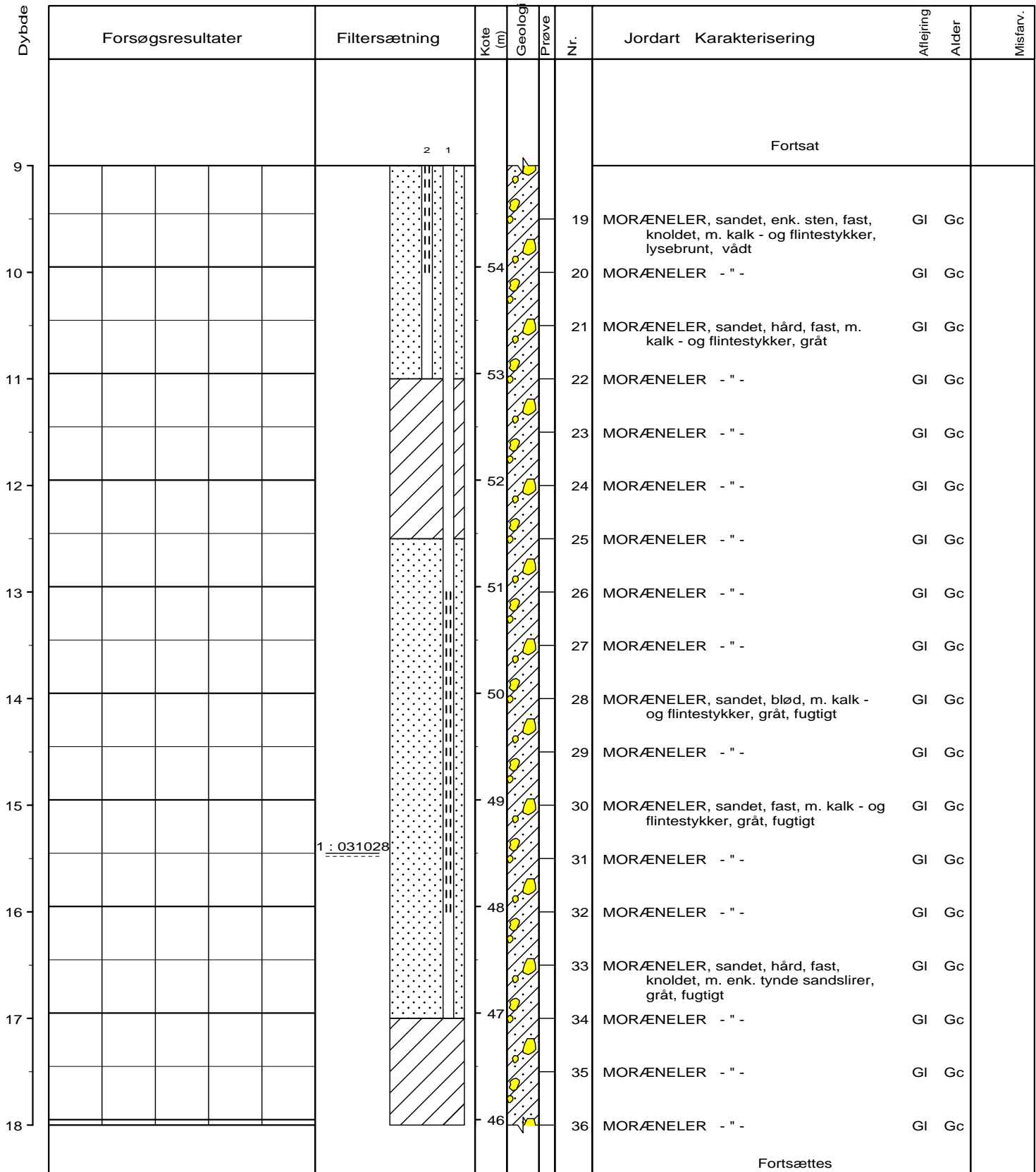
Bilag : 2

s. 1 / 3

HEDESELSKABET

Boreprofil

BRRegister - PSTMDK 2.0 - 11/02/2004 13:57:22



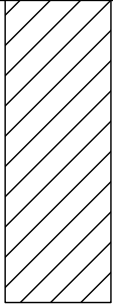

○ 10 20 30 40 W (%)	1 : Ø 63 mm PEH-filter, kote af filtertop = 64,153
	2 : Ø 63 mm PEH-filter, kote af filtertop = 64,173
	Boremethode : 12" tørboring, med foring
	Plan :

Sag : 224.02063 Sortebovej 26

Strækning : Boret af : GEO Dato : 030424 DGU-nr.: Boring : B306

Udarb. af : HEP Kontrol : LCL Godkendt : Dato : Bilag : 2 s. 2 / 3

BRRegister - PSTMDK 2.0 - 11/02/2004 13:57:22

Dybde	Forsøgsresultater	Filtersætning	Kote (m)	Geologi	Prøve	Nr.	Jordart Karakterisering	Aflejring	Alder	Misfarv.
18							Fortsat			
19			45			37	MORÆNELER, sandet, hård, fast, knoldet, m. enk. tynde sandslirer, gråt, fugtigt	GI	Gc	
20						38	MORÆNELER - " -	GI	Gc	
21						39	MORÆNELER - " -	GI	Gc	
22						40	MORÆNELER - " -	GI	Gc	
23										
24										
25										
26										
27										

○ 10	20	30	40	W (%)

1 : Ø 63 mm PEH-filter, kote af filtertop = 64,153
2 : Ø 63 mm PEH-filter, kote af filtertop = 64,173

Boremetode : 12" tørboring, med foring

Plan :

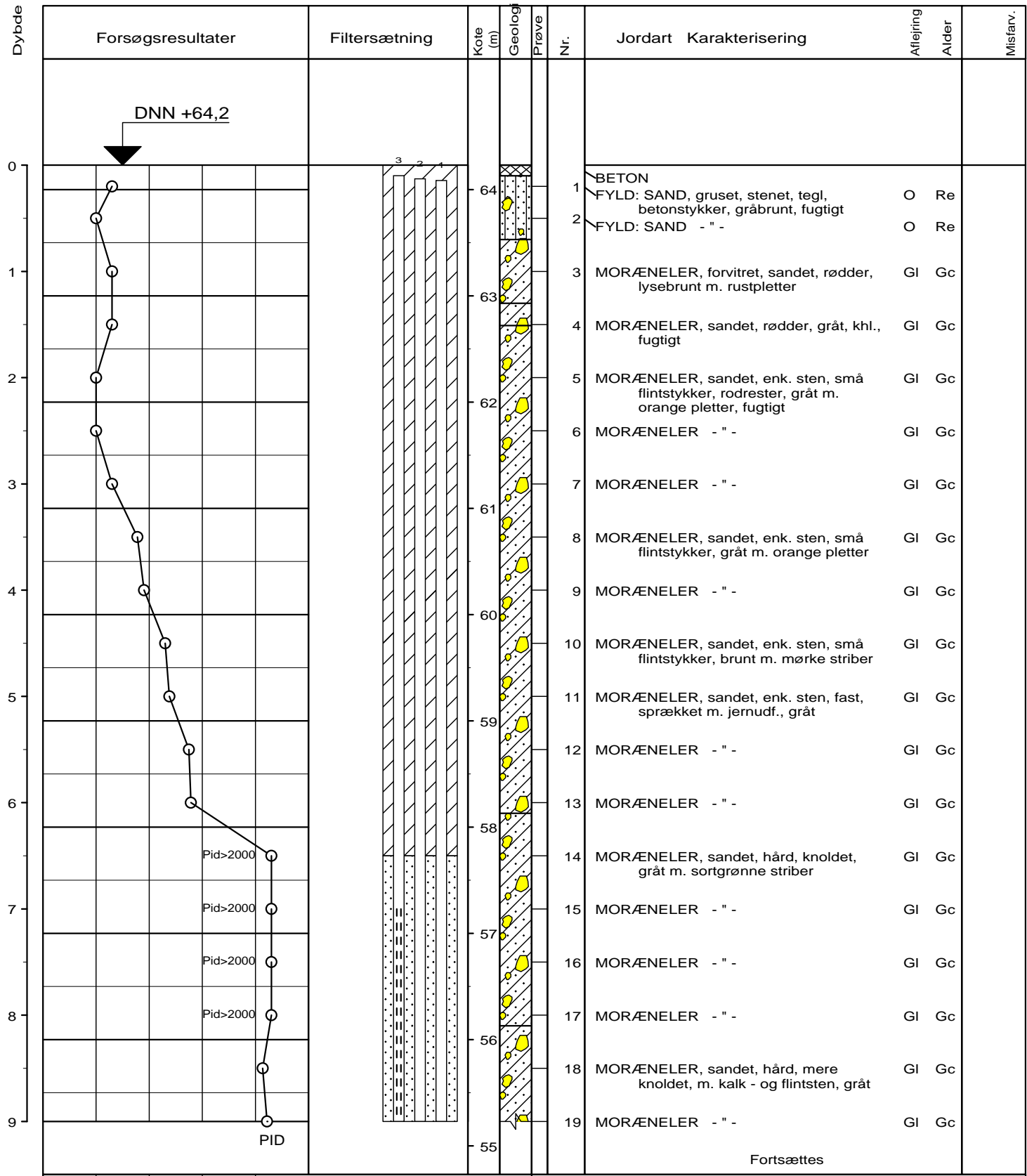
BRRegister - PSTMDK 2.0 - 11/02/2004 13:57:22

Sag : 224.02063 Sortebrovej 26

Strækning : Boret af : GEO Dato : 030424 DGU-nr.: Boring : B306

Udarb. af : HEP Kontrol : LCL Godkendt : Dato : Bilag : 2 S. 3 / 3

HEDESELSKABET **Boreprofil**



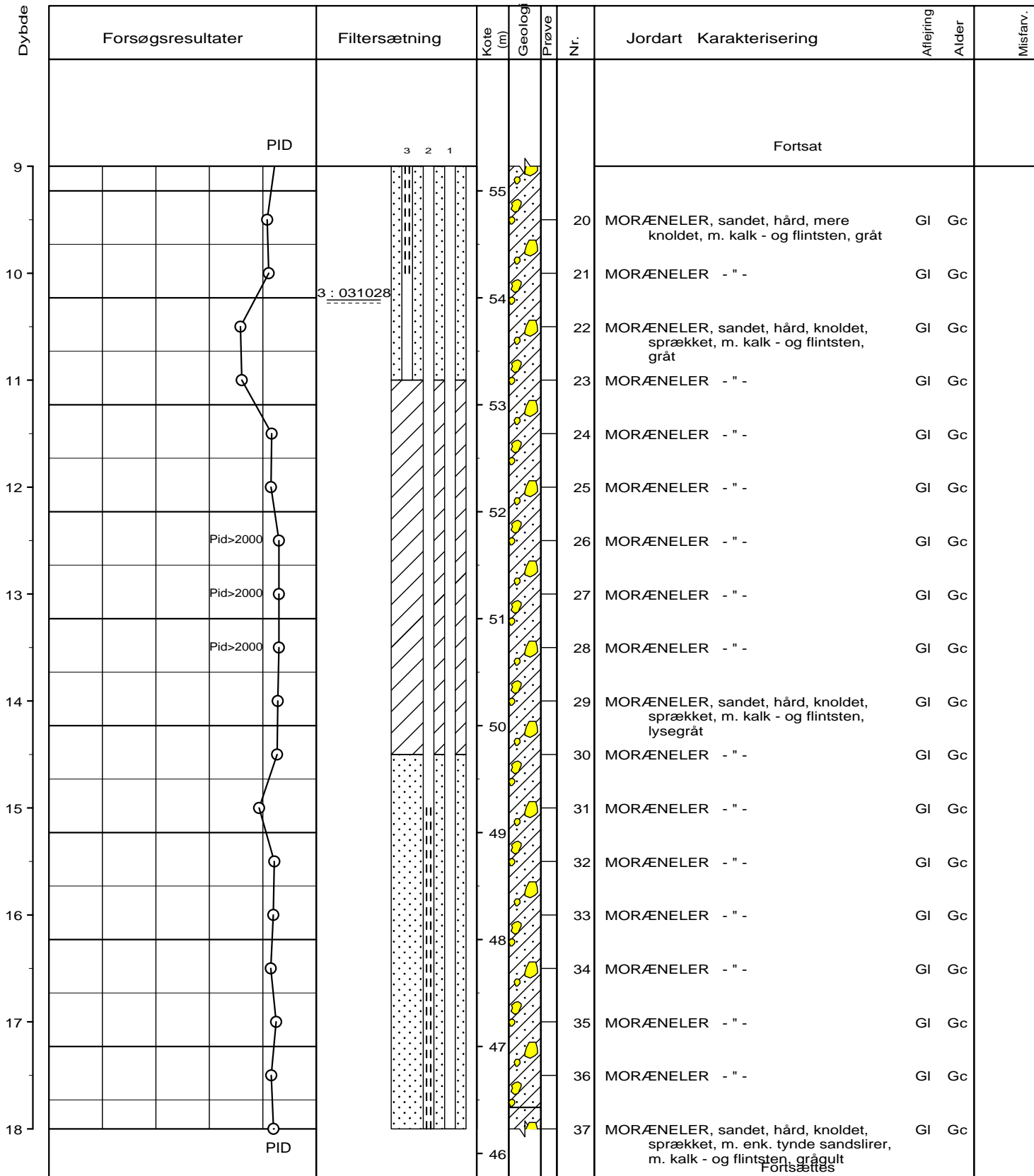
○ 10	○ 20	○ 30	○ 40	W (%)
○ 1	○ 10	○ 100	○ 1000	PID
1 : Ø 63 mm PEH-filter, kote af filtertop = 64,086				
2 : Ø 63 mm PEH-filter, kote af filtertop = 64,101				
3 : Ø 63 mm PEH-filter, kote af filtertop = 64,131				
Boremetode : 12" tørboring, med foring				
Plan :				

Sag : 224.02063 Sortebovej 26

Strækning : Boret af : GEO Dato : 030409 DGU-nr.: Boring : B307

Udarb. af : HEP Kontrol : LCL Godkendt : Dato : Bilag : 2 S. 1 / 3

BRRegister - PSTMDK 2.0 - 11/02/2004 13:59:01



1 : Ø 63 mm PEH-filter, kote af filtertop = 64,086
 2 : Ø 63 mm PEH-filter, kote af filtertop = 64,101
 3 : Ø 63 mm PEH-filter, kote af filtertop = 64,131

Boremethode : 12" tørboring, med foring

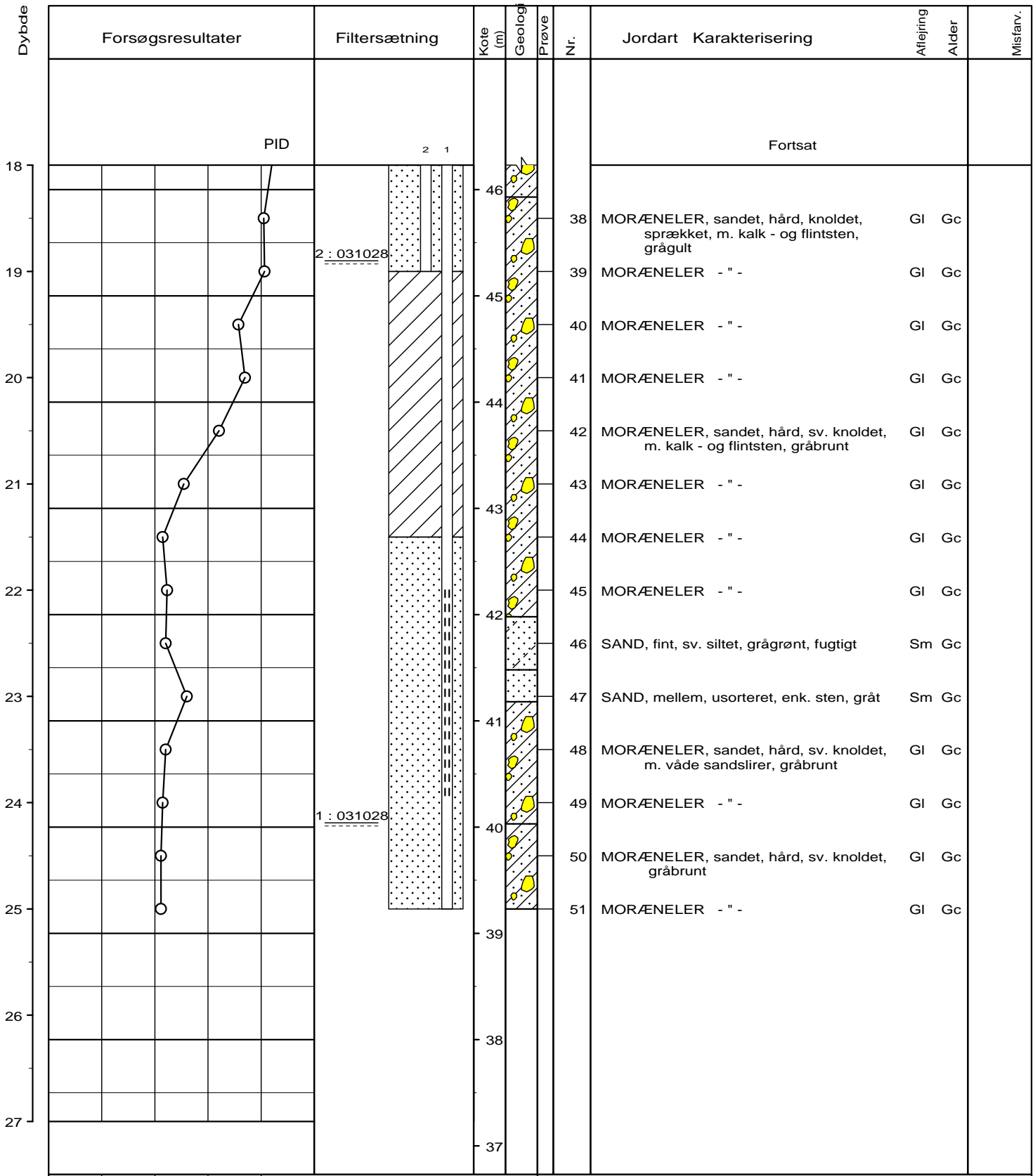
Plan :

Sag : 224.02063 Sortebovej 26

Strækning : Boret af : GEO Dato : 030409 DGU-nr.: Boring : B307

Udarb. af : HEP Kontrol : LCL Godkendt : Dato : Bilag : 2 S. 2 / 3

HEDESELSKABET **Boreprofil**



○ 10 20 30 40 W (%)

○ 1 10 100 1000 PID

1 : Ø 63 mm PEH-filter, kote af filtertop = 64,086

2 : Ø 63 mm PEH-filter, kote af filtertop = 64,101

3 : Ø 63 mm PEH-filter, kote af filtertop = 64,131

Boremetode : 12" tørboring, med foring

Plan :

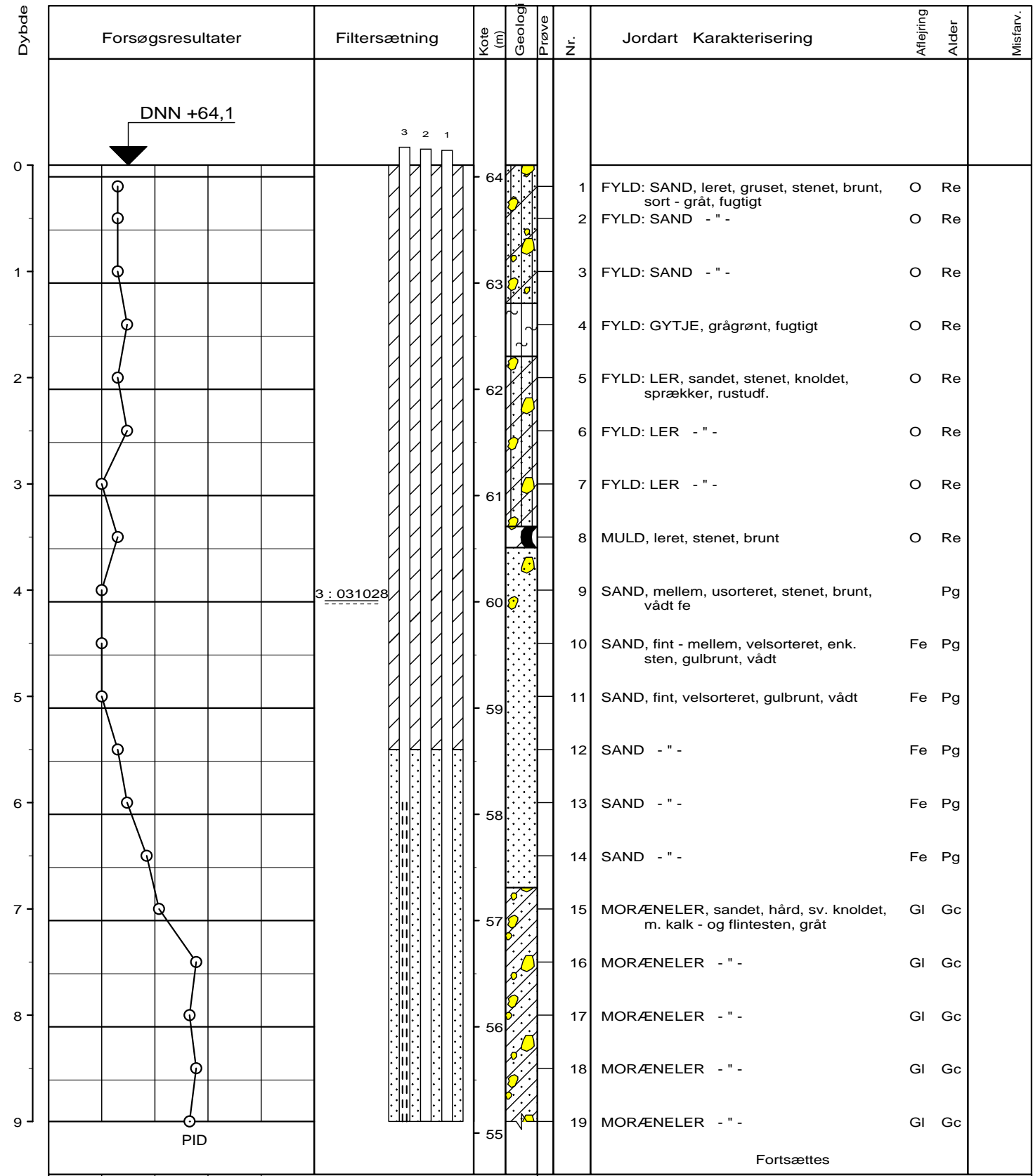
Sag : 224.02063 Sortebovej 26

Strækning : Boret af : GEO Dato : 030409 DGU-nr.: Boring : B307

Udarb. af : HEP Kontrol : LCL Godkendt : Dato : Bilag : 2 S. 3 / 3

HEDESELSKABET

Boreprofil



Fortsættes

○ 10 20 30 40	W (%)
○ 1 10 100 1000	PID

1 : Ø 63 mm PEH-filter, kote af filtertop = 64,249
 2 : Ø 63 mm PEH-filter, kote af filtertop = 64,261
 3 : Ø 63 mm PEH-filter, kote af filtertop = 64,279

Boremetode : 12" snegl, med foring

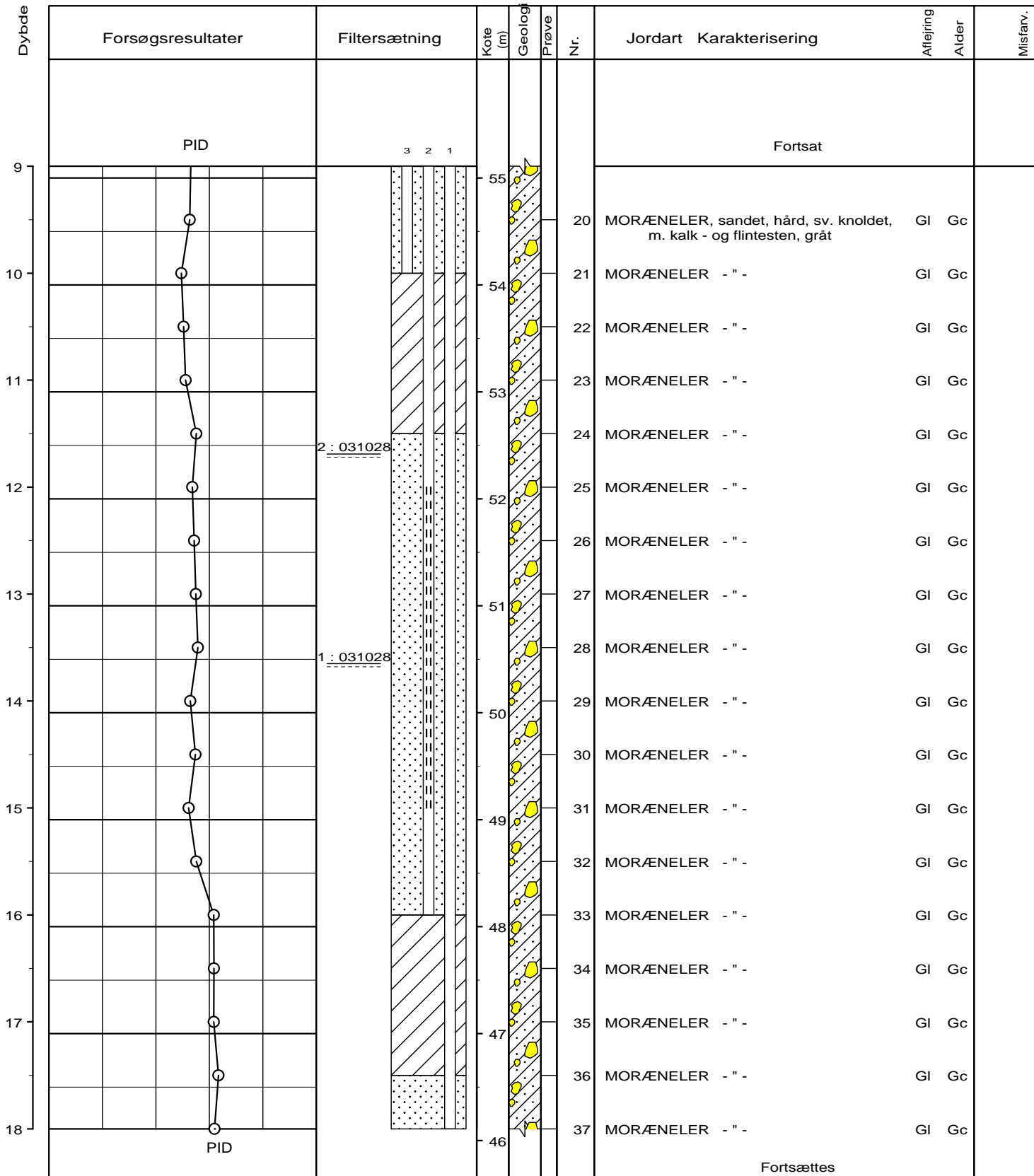
Plan :

Sag : 224.02063 Sortebovej 26

Strækning : Boret af : GEO Dato : 030416 DGU-nr.: Boring : B308

Udarb. af : HEP Kontrol : LCL Godkendt : Dato : Bilag : 2 s. 1 / 3

HEDESELSKABET **Boreprofil**



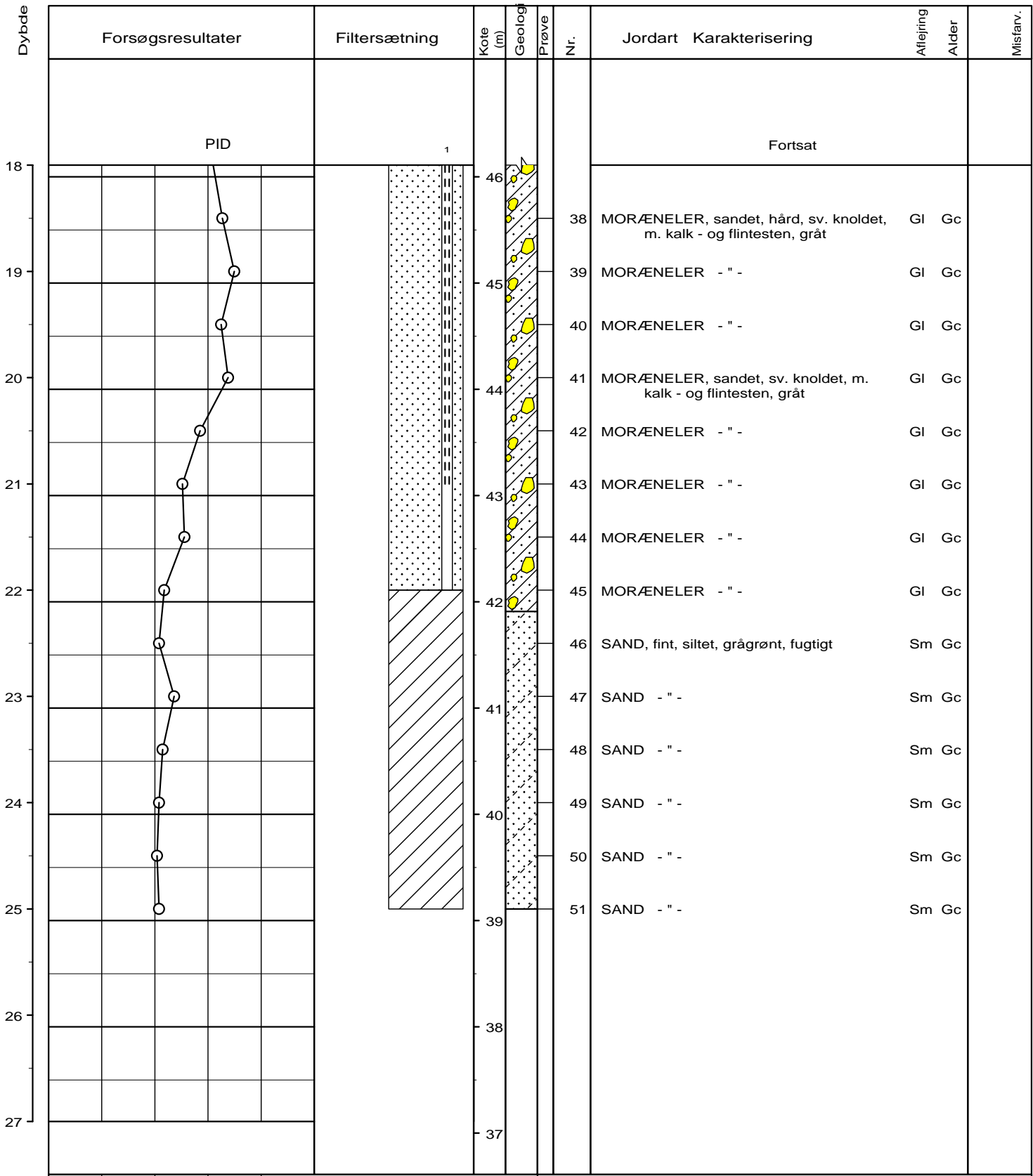
○ 10	20	30	40	W (%)
○ 1	10	100	1000	PID
1 : Ø 63 mm PEH-filter, kote af filtertop = 64,249				
2 : Ø 63 mm PEH-filter, kote af filtertop = 64,261				
3 : Ø 63 mm PEH-filter, kote af filtertop = 64,279				
Boremetode : 12" snegl, med foring				
Plan :				

Sag : 224.02063 Sortebrovej 26

Strækning : Boret af : GEO Dato : 030416 DGU-nr.: Boring : B308

Udarb. af : HEP Kontrol : LCL Godkendt : Dato : Bilag : 2 s. 2 / 3

BRRegister - PSTMDK 2.0 - 11/02/2004 13:59:46



1 : Ø 63 mm PEH-filter, kote af filtertop = 64,249
 2 : Ø 63 mm PEH-filter, kote af filtertop = 64,261
 3 : Ø 63 mm PEH-filter, kote af filtertop = 64,279

Boremetode : 12" snegl, med foring

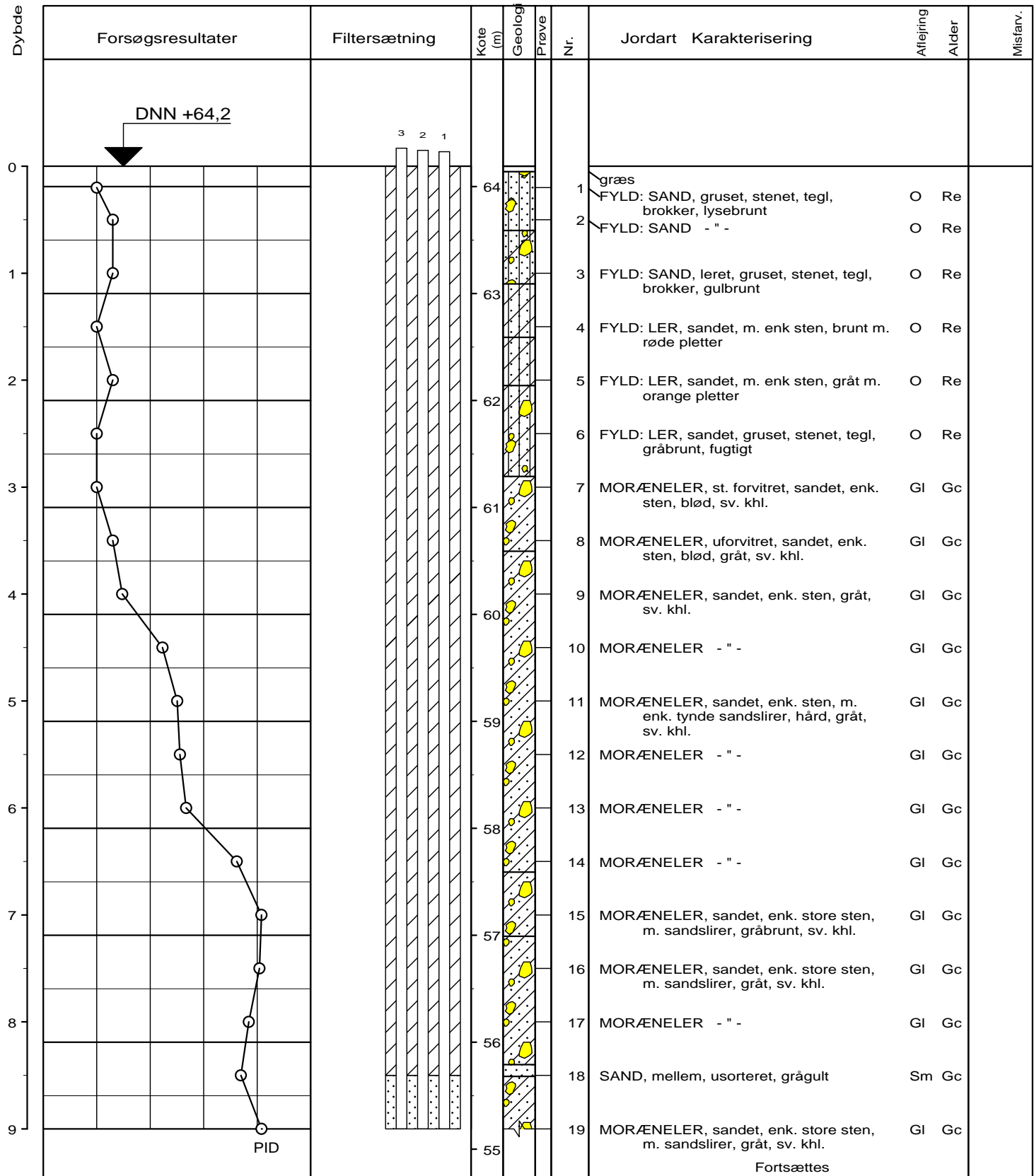
Plan :

Sag : 224.02063 Sortebovej 26

Strækning : Boret af : GEO Dato : 030416 DGU-nr.: Boring : B308

Udarb. af : HEP Kontrol : LCL Godkendt : Dato : Bilag : 2 S. 3 / 3

HEDESELSKABET **Boreprofil**



○ 10	20	30	40	W (%)
○ 1	10	100	1000	PID

Fortsættes

1 : Ø 63 mm PEH-filter, kote af filtertop = 64,326
 2 : Ø 63 mm PEH-filter, kote af filtertop = 64,339
 3 : Ø 63 mm PEH-filter, kote af filtertop = 64,359

Boremetode : 12" snegl, med foring

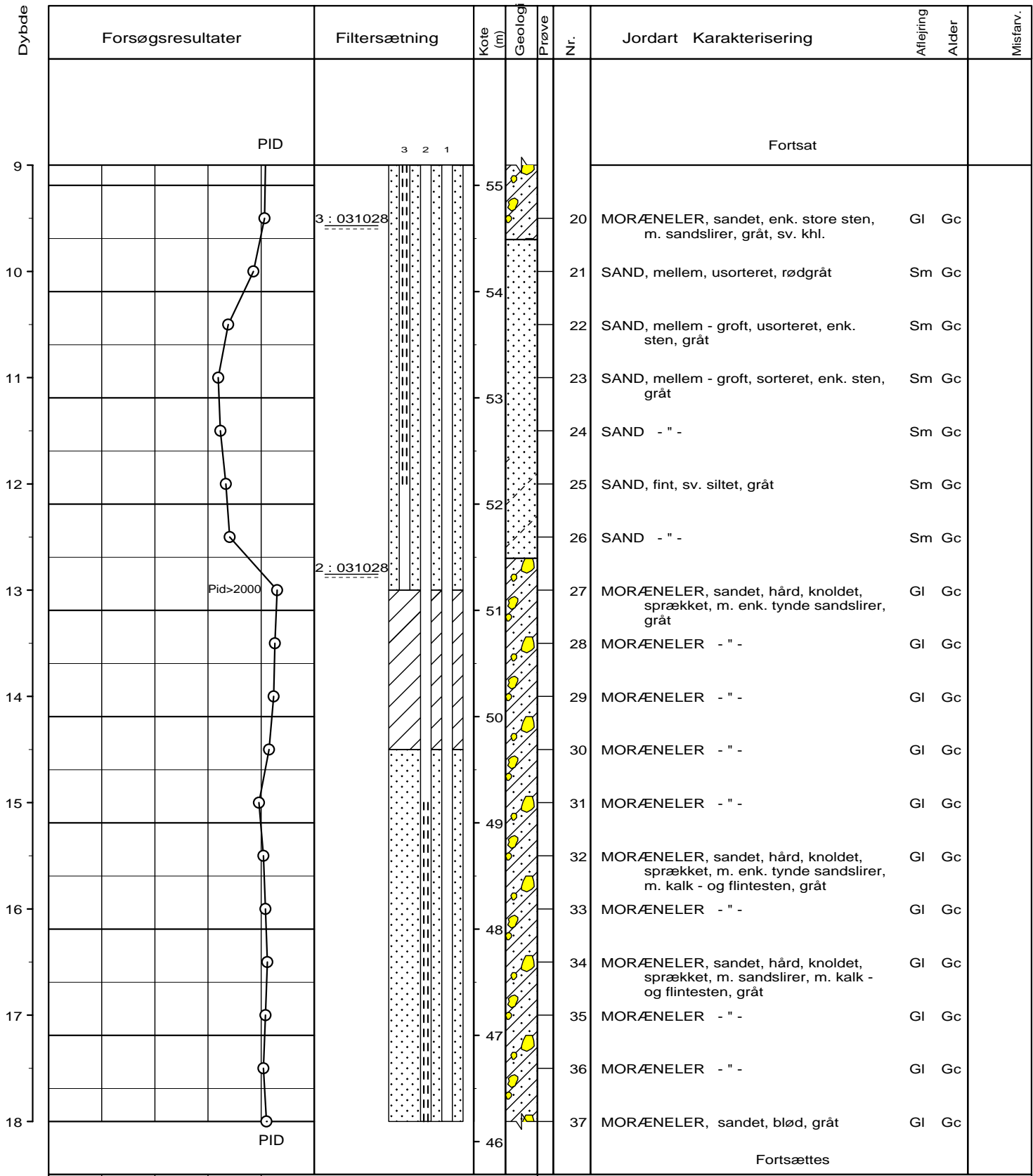
Plan :

Sag : 224.02063 Sortebovej 26

Strækning : Boret af : GEO Dato : 030411 DGU-nr.: Boring : B309

Udarb. af : HEP Kontrol : LCL Godkendt : Dato : Bilag : 2 s. 1 / 3

BRegister - PSTMDK 2.0 - 11/02/2004 14:00:21



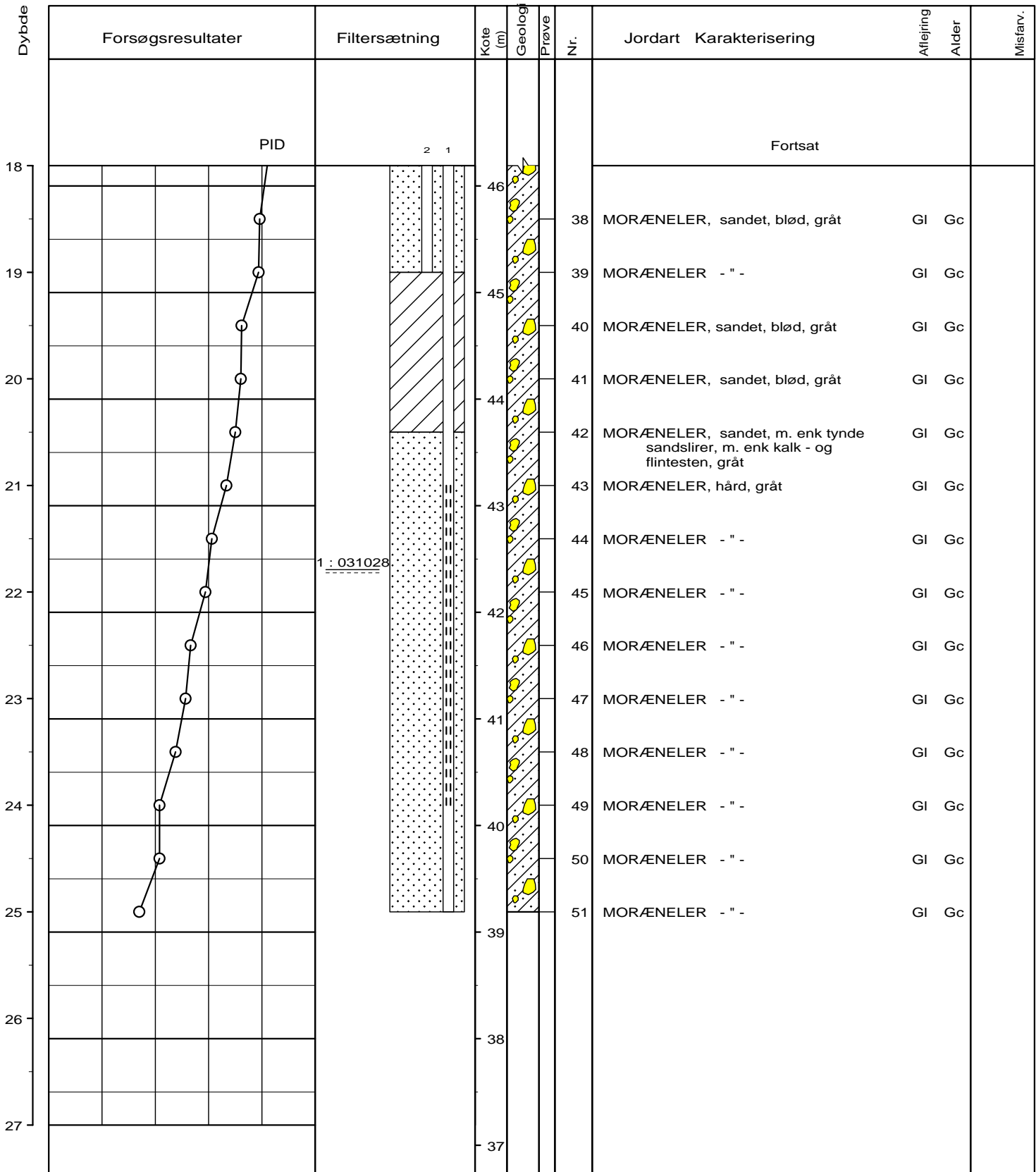
○ 10	20	30	40	W (%)
○ 1	10	100	1000	PID
1 : Ø 63 mm PEH-filter, kote af filtertop = 64,326				
2 : Ø 63 mm PEH-filter, kote af filtertop = 64,339				
3 : Ø 63 mm PEH-filter, kote af filtertop = 64,359				
Boremetode : 12" snegl, med foring				
Plan :				

Sag : 224.02063 Sortebovej 26

Strækning : Boret af : GEO Dato : 030411 DGU-nr.: Boring : B309

Udarb. af : HEP Kontrol : LCL Godkendt : Dato : Bilag : 2 S. 2 / 3

BRegister - PSTMDK 2.0 - 11/02/2004 14:00:21



○ 10 20 30 40 W (%)
 ○ 1 10 100 1000 PID

1 : Ø 63 mm PEH-filter, kote af filtertop = 64,326
 2 : Ø 63 mm PEH-filter, kote af filtertop = 64,339
 3 : Ø 63 mm PEH-filter, kote af filtertop = 64,359

Boremetode : 12" snegl, med foring

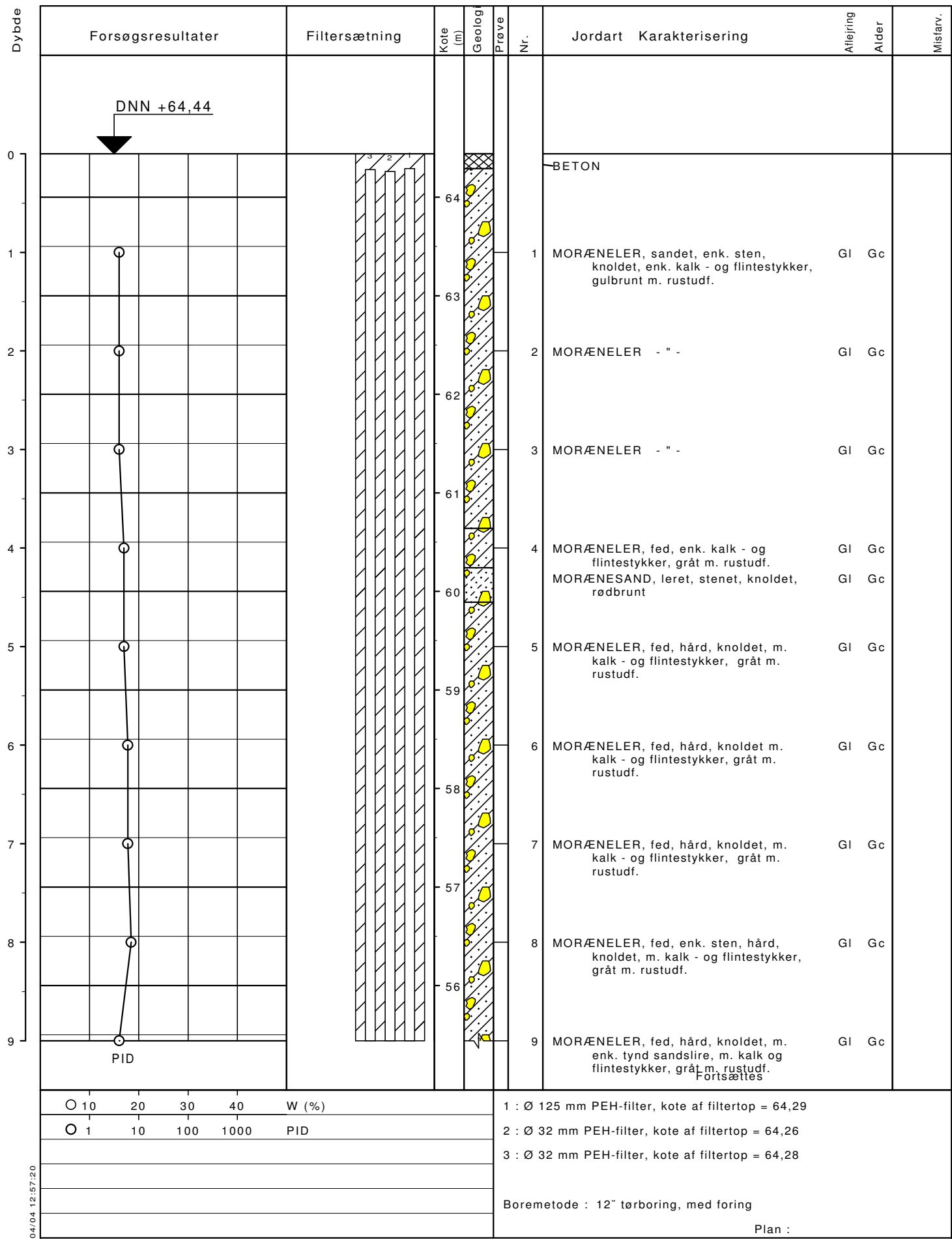
Plan :

Sag : 224.02063 Sortebovej 26

Strækning : Boret af : GEO Dato : 030411 DGU-nr.: Boring : B309
 Udarb. af : HEP Kontrol : LCL Godkendt : Dato : Bilag : 2 s. 3 / 3

HEDESELSKABET

Boreprofil



○ 10 20 30 40 W (%)
 ○ 1 10 100 1000 PID

1 : Ø 125 mm PEH-filter, kote af filtertop = 64,29
 2 : Ø 32 mm PEH-filter, kote af filtertop = 64,26
 3 : Ø 32 mm PEH-filter, kote af filtertop = 64,28

Boremetode : 12" tørboring, med foring

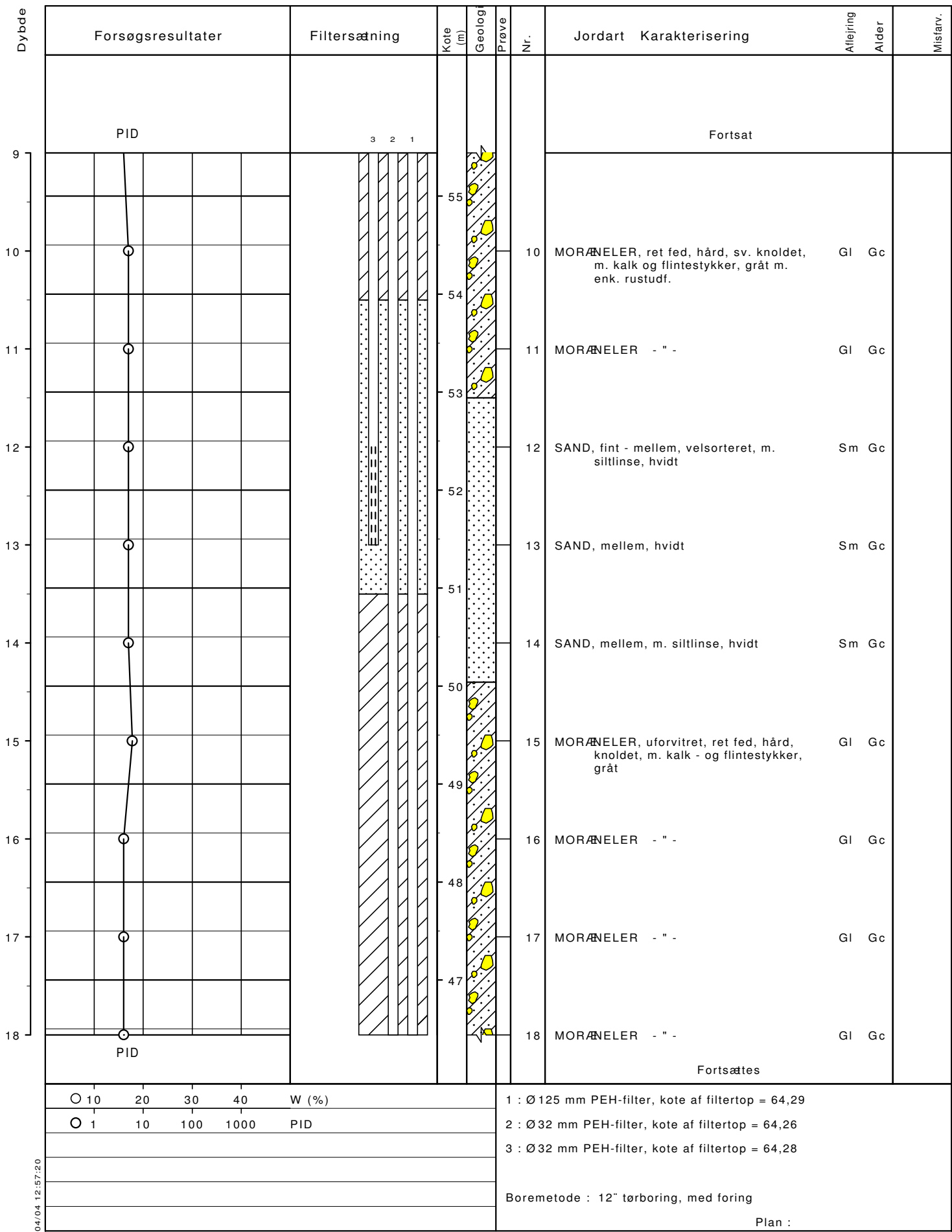
Plan :

Sag : 224.02063 Sortebrovej 26

Strækning : Boret af : GEUS Dato : 040114 DGU-nr.: 145.2681 Boring : B315

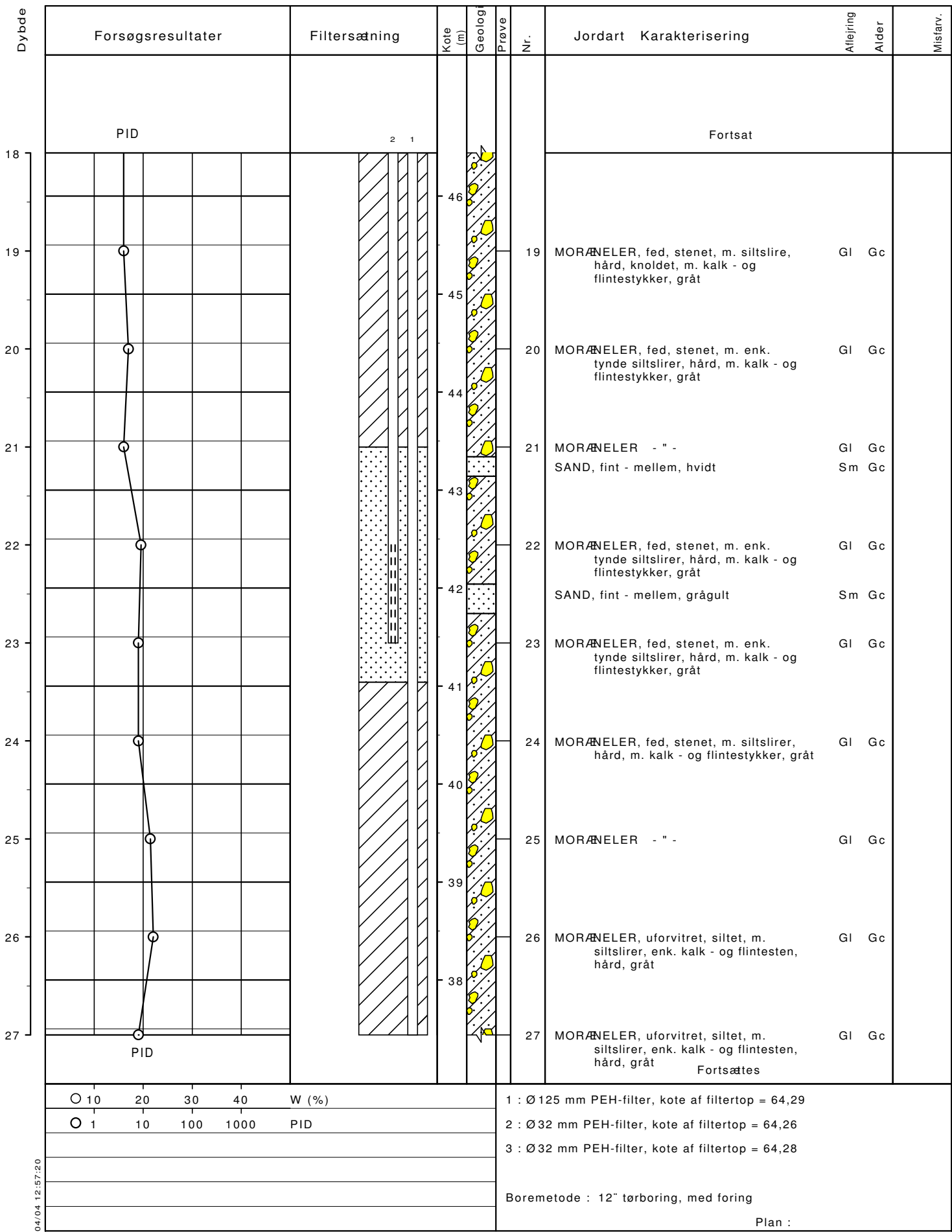
Udarb. af : HEP Kontrol : Godkendt : Dato : Bilag : 2 s. 1 / 5

Lister - PSTMDK 2.0 - 19/04/04 12:57:20



lister - PSTMDK 2.0 - 19/04/04 12:57:20

Sag : 224.02063 Sortebrovej 26
 Strækning : Boret af : GEUS Dato : 040114 DGU-nr.: 145.2681 Boring : B315
 Udarb. af : HEP Kontrol : Godkendt : Dato : Bilag : 2 s. 2 / 5



○ 10 20 30 40 W (%)
 ○ 1 10 100 1000 PID

1 : Ø125 mm PEH-filter, kote af filtertop = 64,29
 2 : Ø32 mm PEH-filter, kote af filtertop = 64,26
 3 : Ø32 mm PEH-filter, kote af filtertop = 64,28

Boremethode : 12" tørboring, med foring

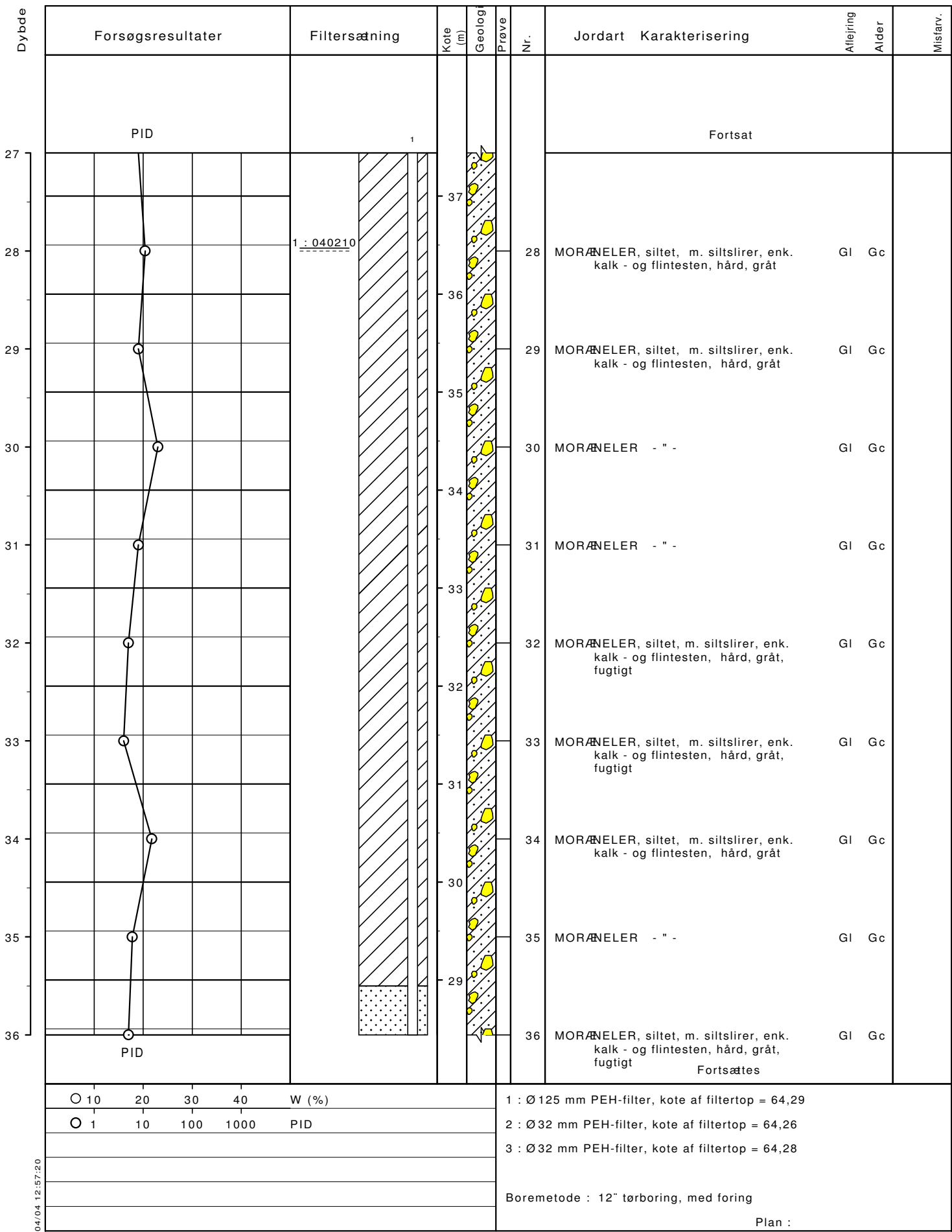
Plan :

Sag : 224.02063 Sortebrovej 26

Strækning : Boret af : GEUS Dato : 040114 DGU-nr.: 145.2681 Boring : B315

Udarb. af : HEP Kontrol : Godkendt : Dato : Bilag : 2 s. 3 / 5

Lister - PSTMDK 2.0 - 19/04/04 12:57:20



○ 10	20	30	40	W (%)
○ 1	10	100	1000	PID

1 : Ø 125 mm PEH-filter, kote af filtertop = 64,29
 2 : Ø 32 mm PEH-filter, kote af filtertop = 64,26
 3 : Ø 32 mm PEH-filter, kote af filtertop = 64,28

Boremethode : 12" tørboring, med foring

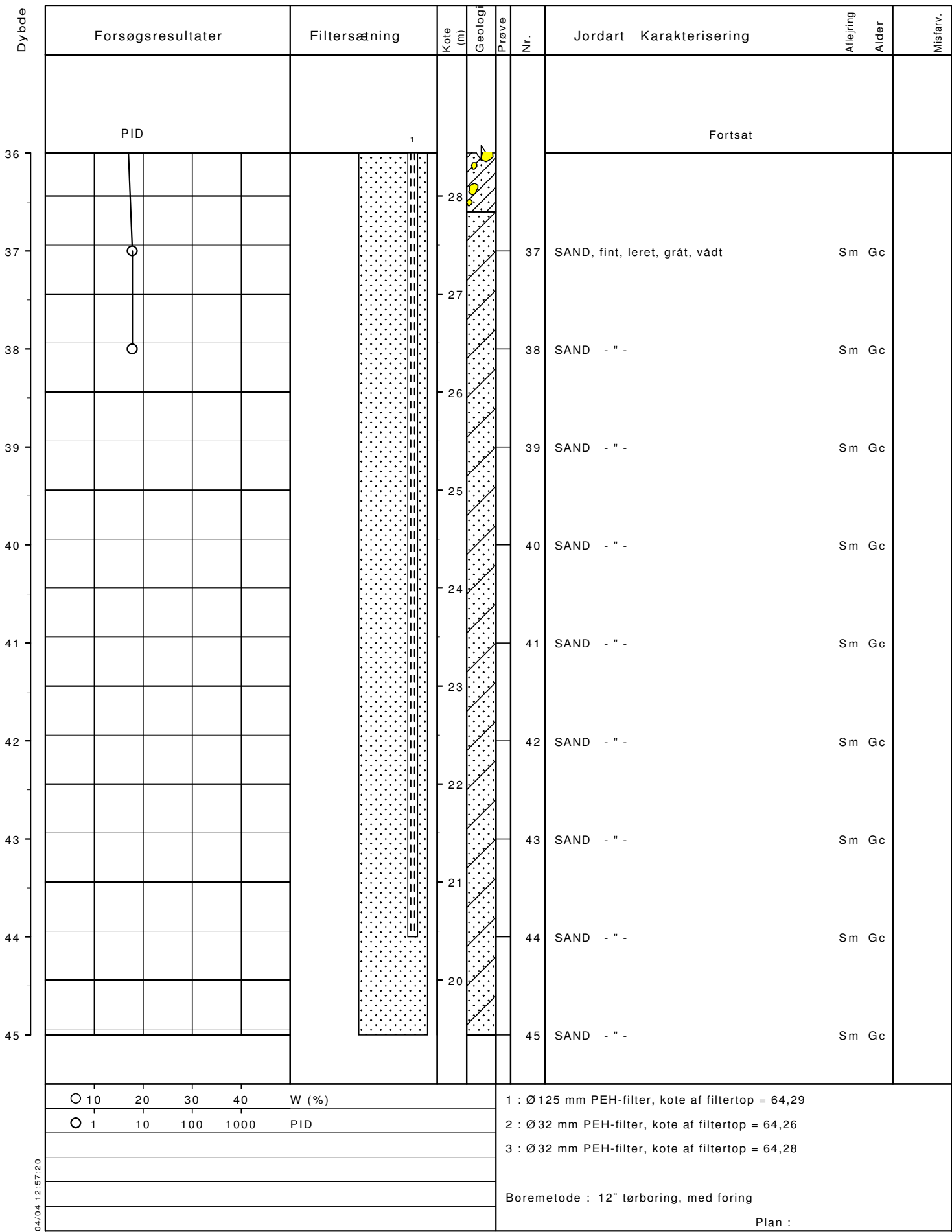
Plan :

Sag : 224.02063 Sortebrovej 26

Strækning : Boret af : GEUS Dato : 040114 DGU-nr.: 145.2681 Boring : B315

Udarb. af : HEP Kontrol : Godkendt : Dato : Bilag : 2 s. 4 / 5

Lister - PSTMDK 2.0 - 19/04/04 12:57:20



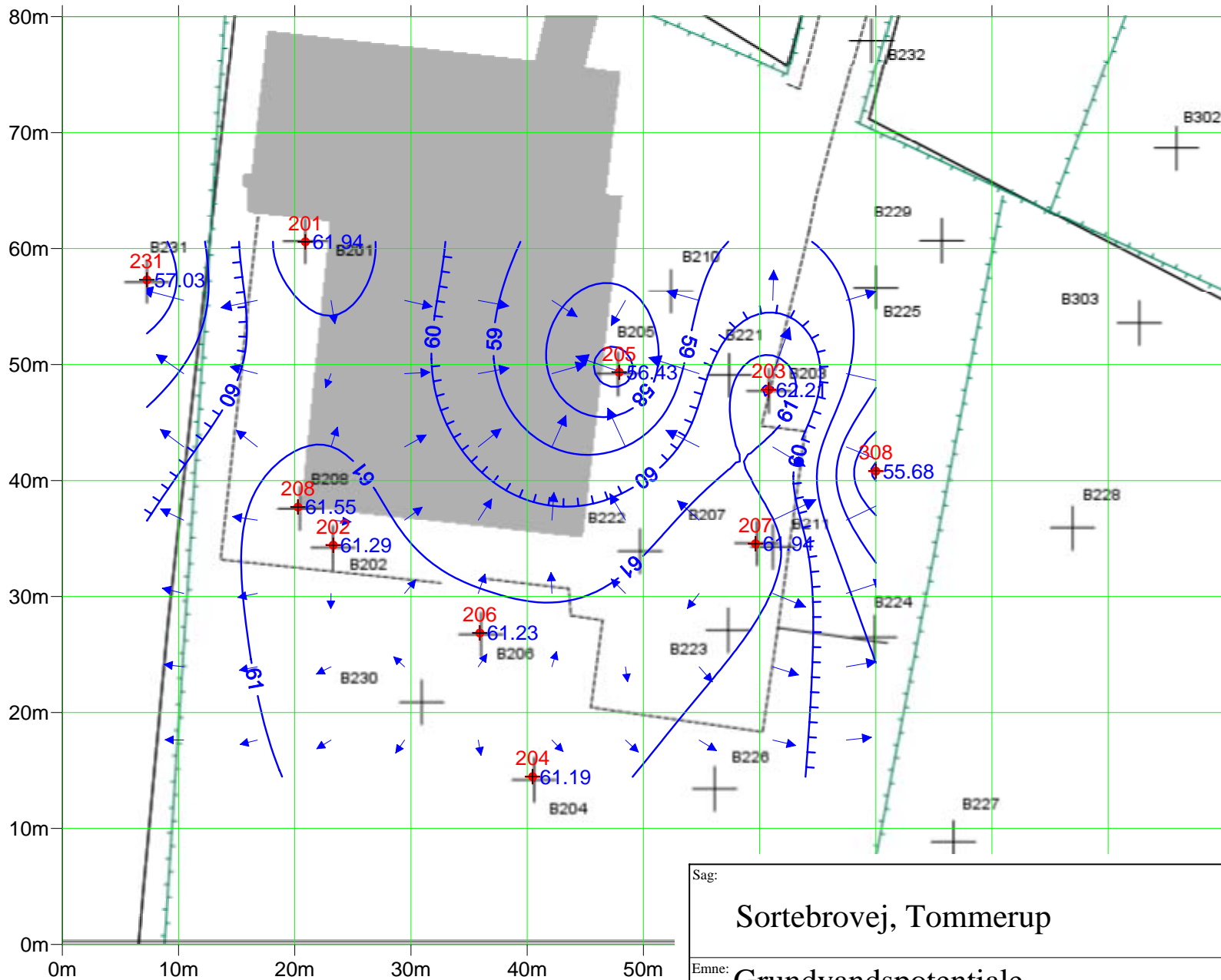
○ 10 20 30 40 W (%)
 ○ 1 10 100 1000 PID

1 : Ø125 mm PEH-filter, kote af filtertop = 64,29
 2 : Ø32 mm PEH-filter, kote af filtertop = 64,26
 3 : Ø32 mm PEH-filter, kote af filtertop = 64,28
 Boremetode : 12" tørboring, med foring
 Plan :

Sag : 224.02063 Sortebrovej 26
 Strækning : Boret af : GEUS Dato : 040114 DGU-nr.: 145.2681 Boring : B315
 Udarb. af : HEP Kontrol : Godkendt : Dato : Bilag : 2 s. 5 / 5

LISTER - PSTMDK 2.0 - 19/04/04 12:57:20

Bilag 2



Sag: **Sortebrovej, Tommerup**

Emne: **Grundvandspotentiale
Øvre moræne, ca. 0-10 m u.t.**

Sagsnummer: **224-02063**

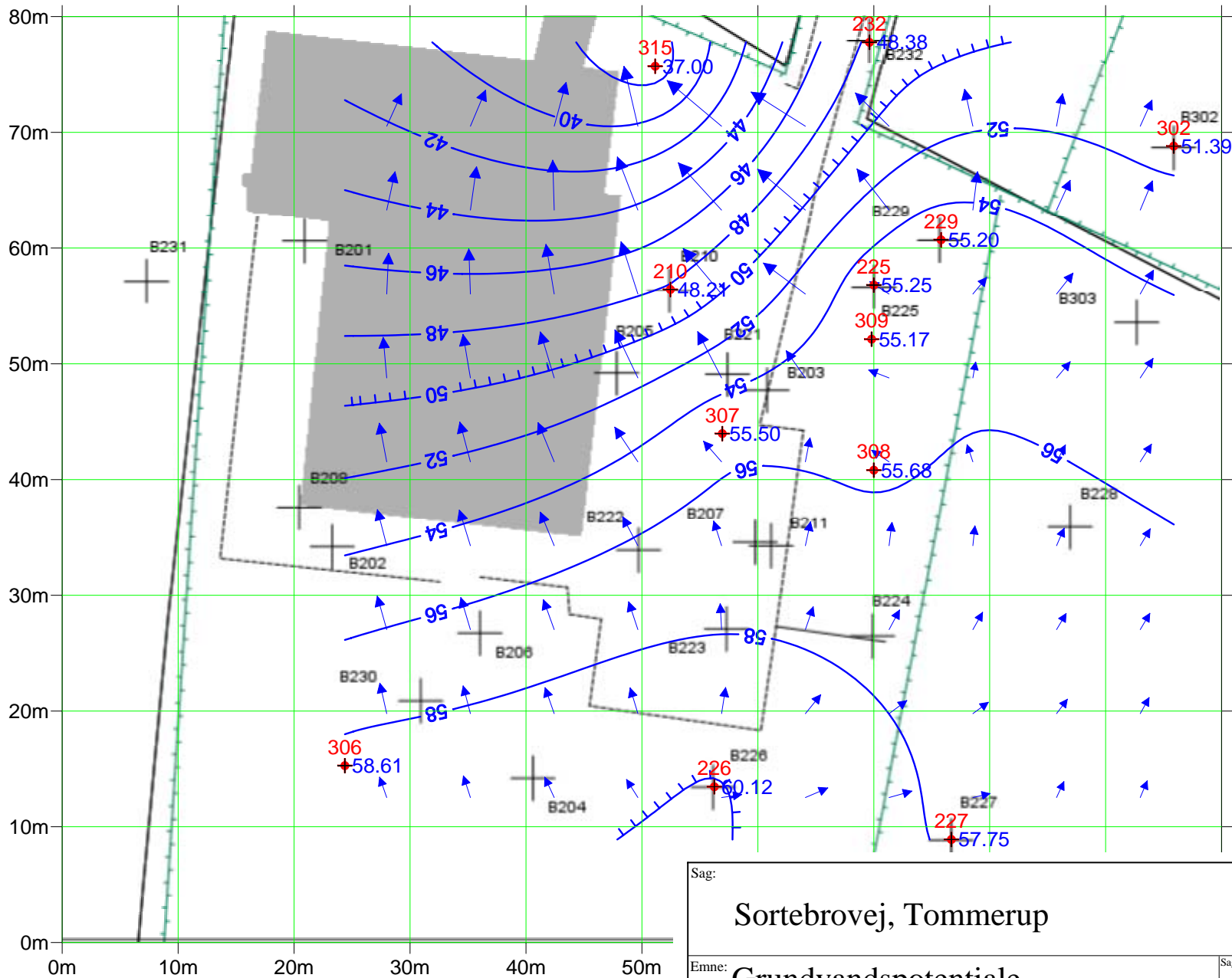
Målforhold: Kotesystem

Dato: **11-10-04** Sagsansvarlig: **CW** Projekteret: Tegner: **LCL** Kontrol: **THL** Godkendt: **CMO** Bilag nr.: **2.1** Rev.:

Miljø og Energi as
Forurennet Jord
og Grundvand
Ringstedvej 20
4000 Roskilde

Telefon 46 30 03 10
Telefax 46 30 03 11
me-ros@hedeselskabet.dk

HEDESELSKABET



Sag:

Sortebrovej, Tommerup

Emne:

Grundvandspotentiale
Øvre sandlag, ca. 10 m u.t.

Sagsnummer

224-02063

Målforhold

Kotesystem

Dato

11-10-04

Sagsansvarlig

CW

Projekteret

Tegner

LCL

Kontrol

THL

Godkendt

CMO

Bilag nr.

2.2

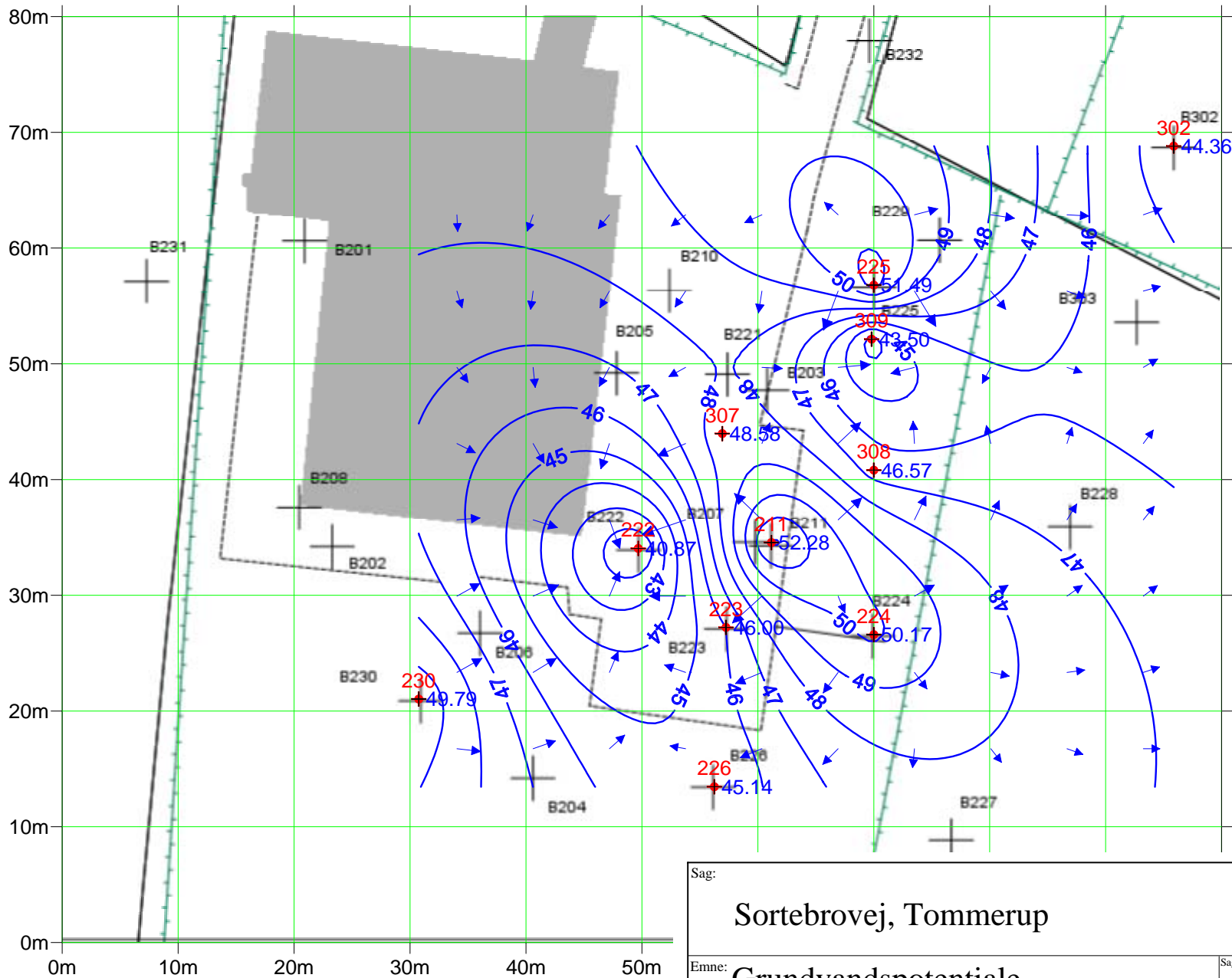
Rev.



Miljø og Energi as
Forurennet Jord
og Grundvand
Ringstedvej 20
4000 Roskilde

Telefon 46 30 03 10
Telefax 46 30 03 11
me-ros@hedeselskabet.dk

HEDESELKABET



Sag:

Sortebrovej, Tommerup

Emne:

Grundvandspotentiale
mellemste moræne, ca 10-20 m u.t.

Sagsnummer

224-02063

Målforhold

Kotesystem

Dato

11-10-04

Sagsansvarlig

CW

Projekteret

Tegner

LCL

Kontrol

THL

Godkendt

CMO

Bilag nr.

2.3

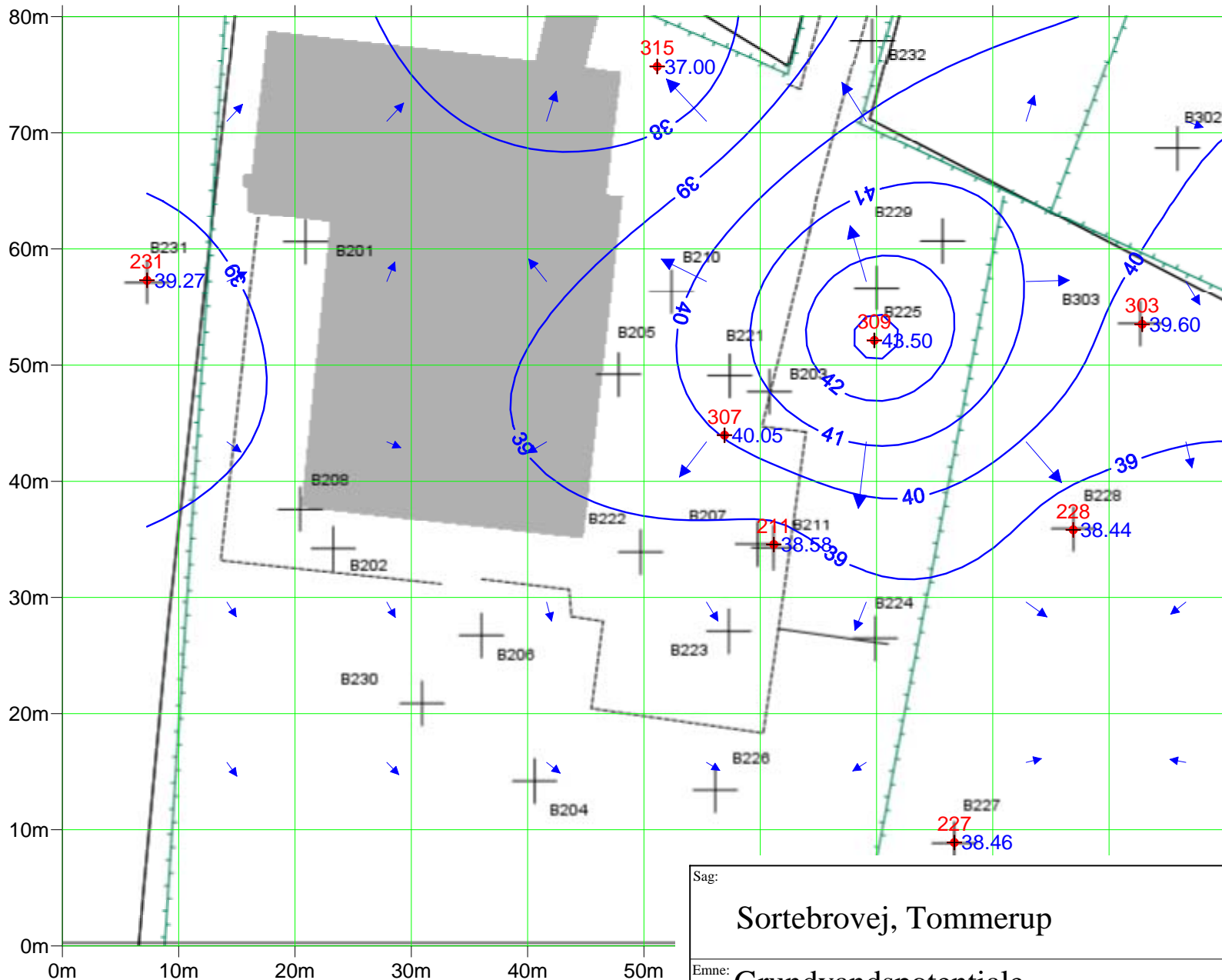
Rev.



Miljø og Energi as
Forurenet Jord
og Grundvand
Ringstedvej 20
4000 Roskilde

Telefon 46 30 03 10
Telefax 46 30 03 11
me-ros@hedeselskabet.dk

HEDESELSKABET



Sag:

Sortebrovej, Tommerup

Emne:

Grundvandspotentiale
Mellemste sandlag, ca 20-25 m u.t.

Sagsnummer

224-02063

Målforhold

Kotesystem

Dato

11-10-04

Sagsansvarlig

CW

Projekteret

Tegner

LCL

Kontrol

THL

Godkendt

CMO

Bilag nr.

2.4

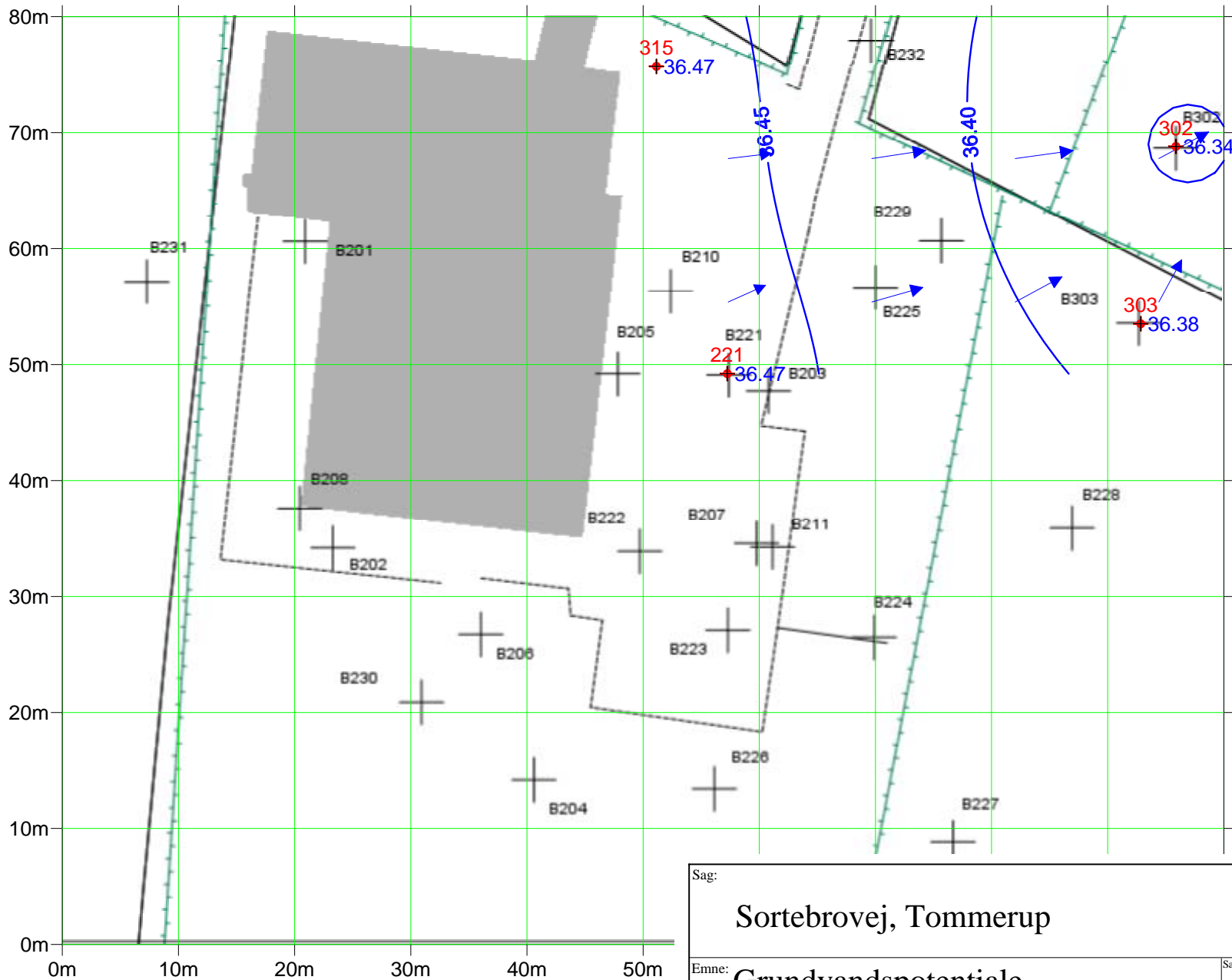
Rev.



Miljø og Energi as
Forurennet Jord
og Grundvand
Ringstedvej 20
4000 Roskilde

Telefon 46 30 03 10
Telefax 46 30 03 11
me-ros@hedeselskabet.dk

HEDESELSKABET



Sag:

Sortebrovej, Tommerup

Emne:

Grundvandspotential
Primære magasin ca. 40 m u.t.

Sagsnummer

224-02063

Målforhold

Kotesystem

Dato

11-10-04

Sagsansvarlig

CW

Projekteret

Tegner

LCL

Kontrol

THL

Godkendt

CMO

Bilag nr.

2.5

Rev.

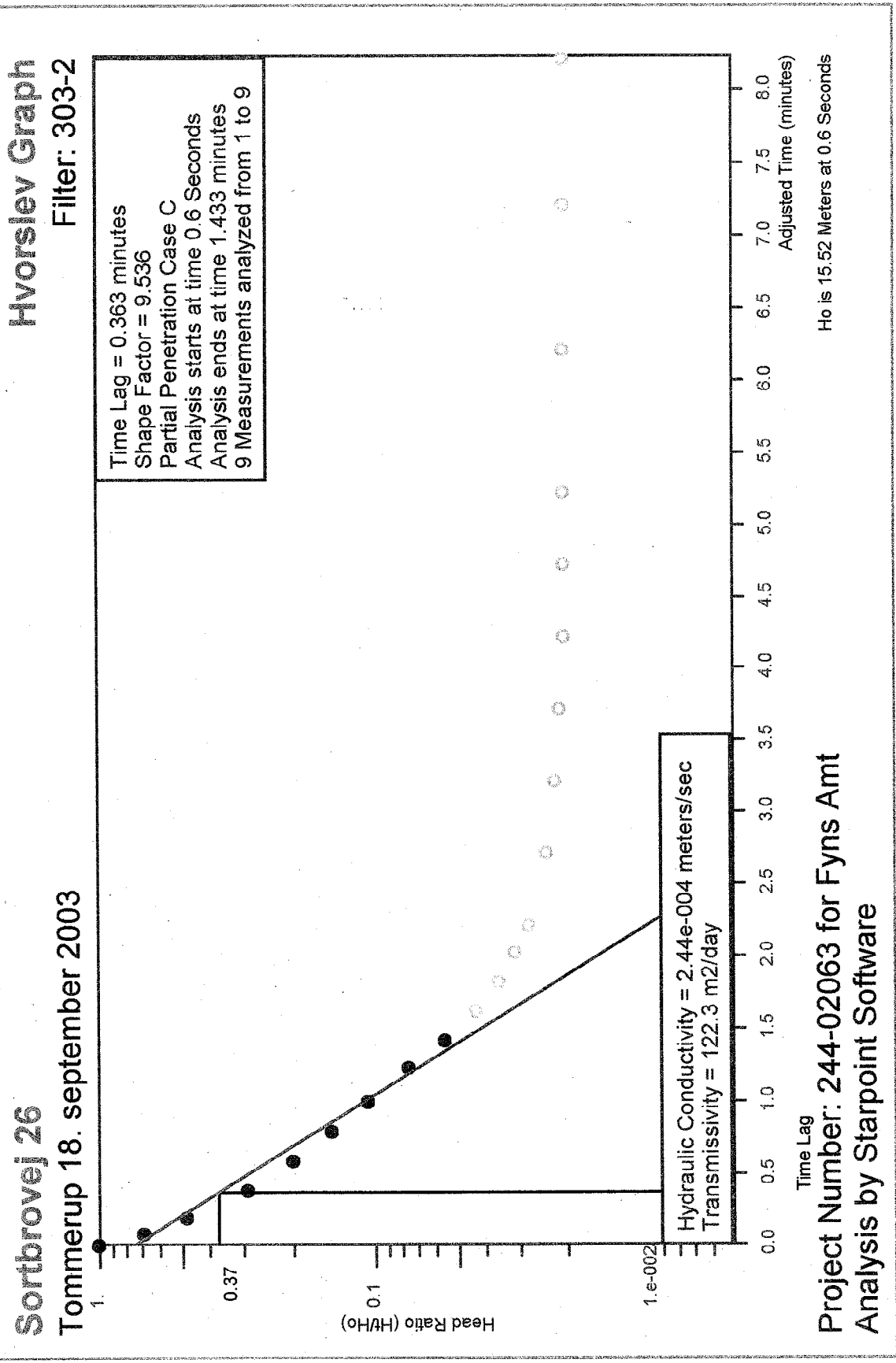


Miljø og Energi as
Forurennet Jord
og Grundvand
Ringstedvej 20
4000 Roskilde

Telefon 46 30 03 10
Telefax 46 30 03 11
me-ros@hedeselskabet.dk

HEDESELSKABET

Bilag 3



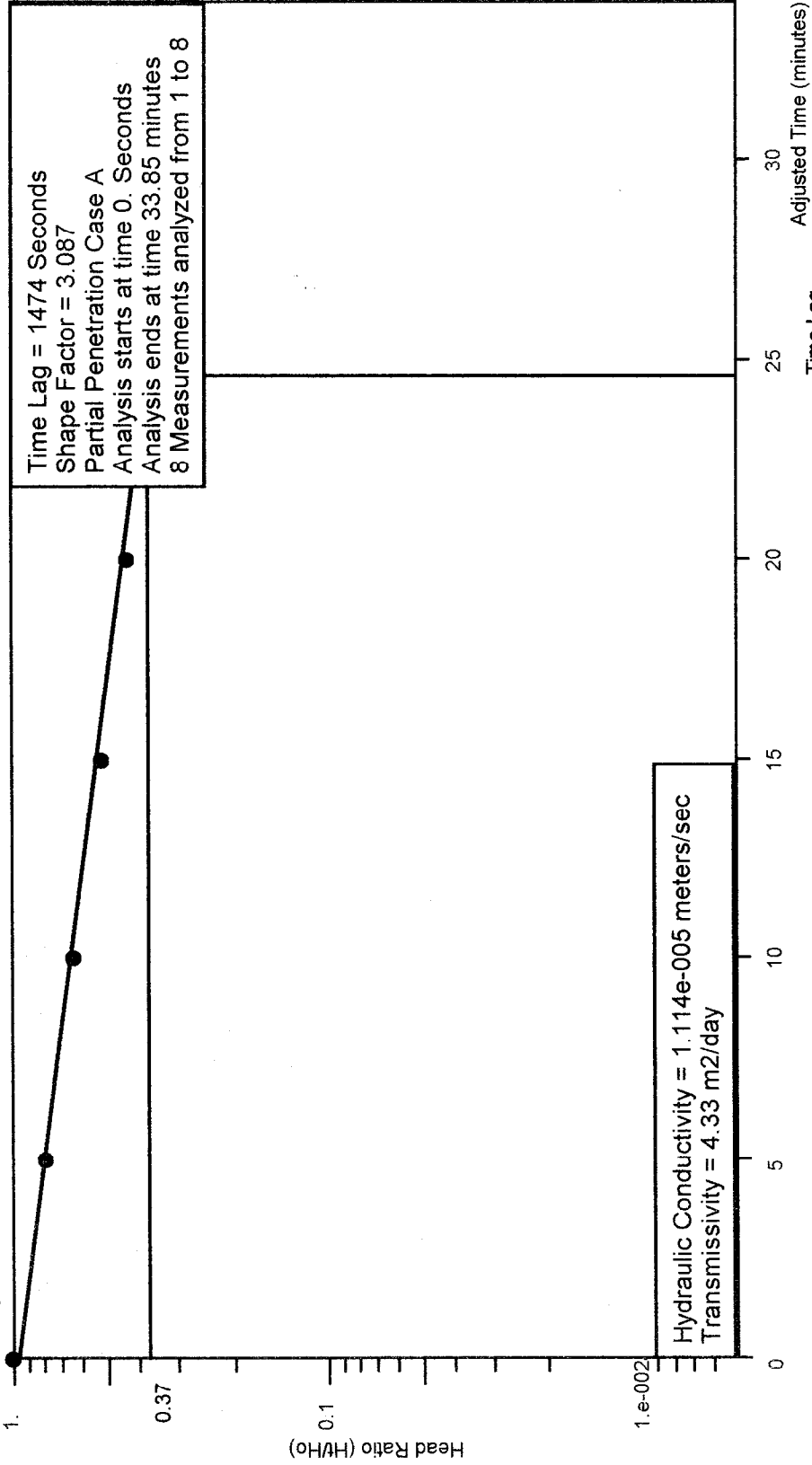
Project Number: 244-02063 for Fyns Amt
 Analysis by Starpoint Software

Sortbrovej 26

Tommerup 18. september 2003

Hvorslev Graph

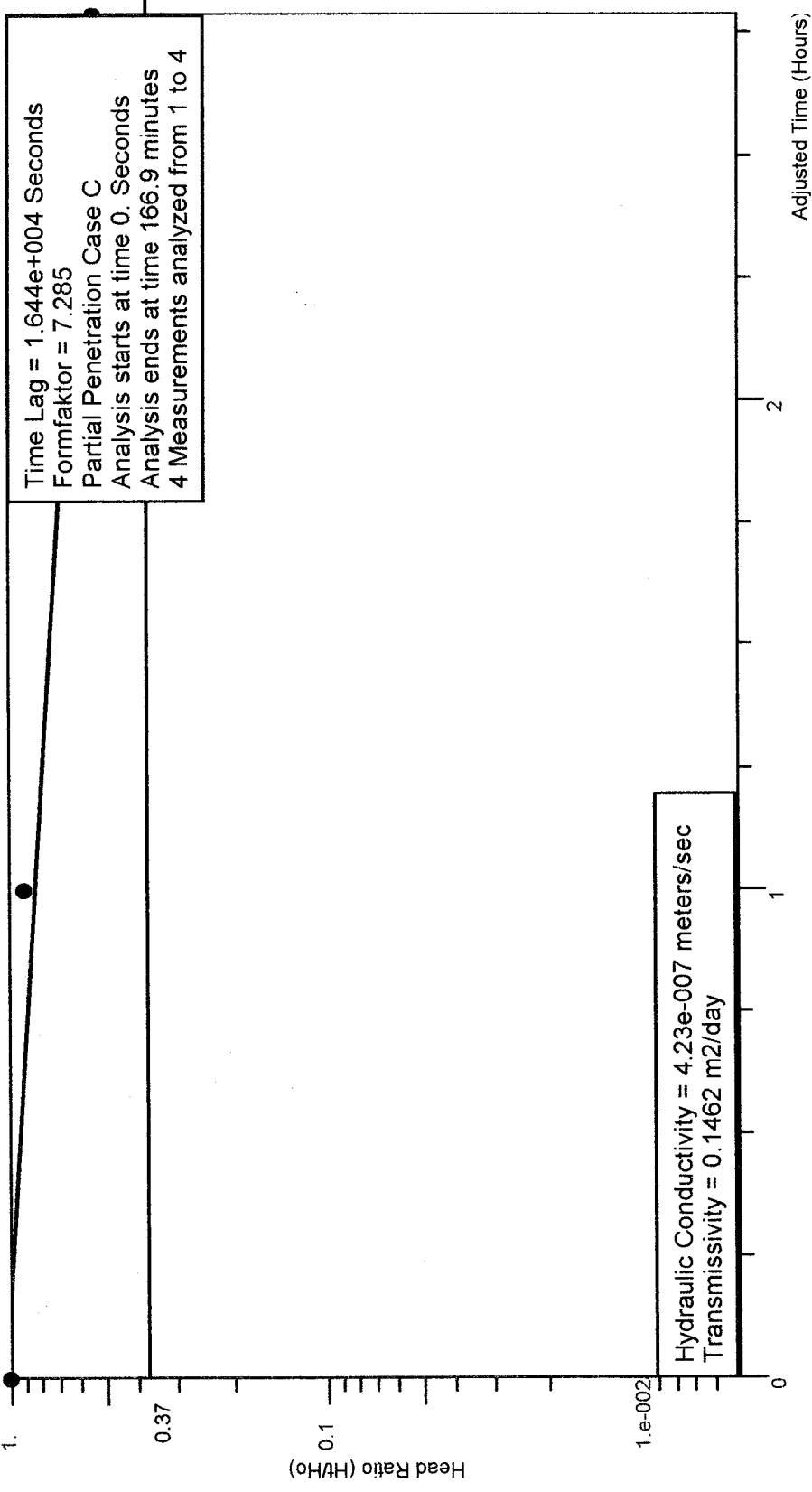
Filter: 306-1



Project Number: 244-02063 for Fyns Amt
 Analysis by Starpoint Software

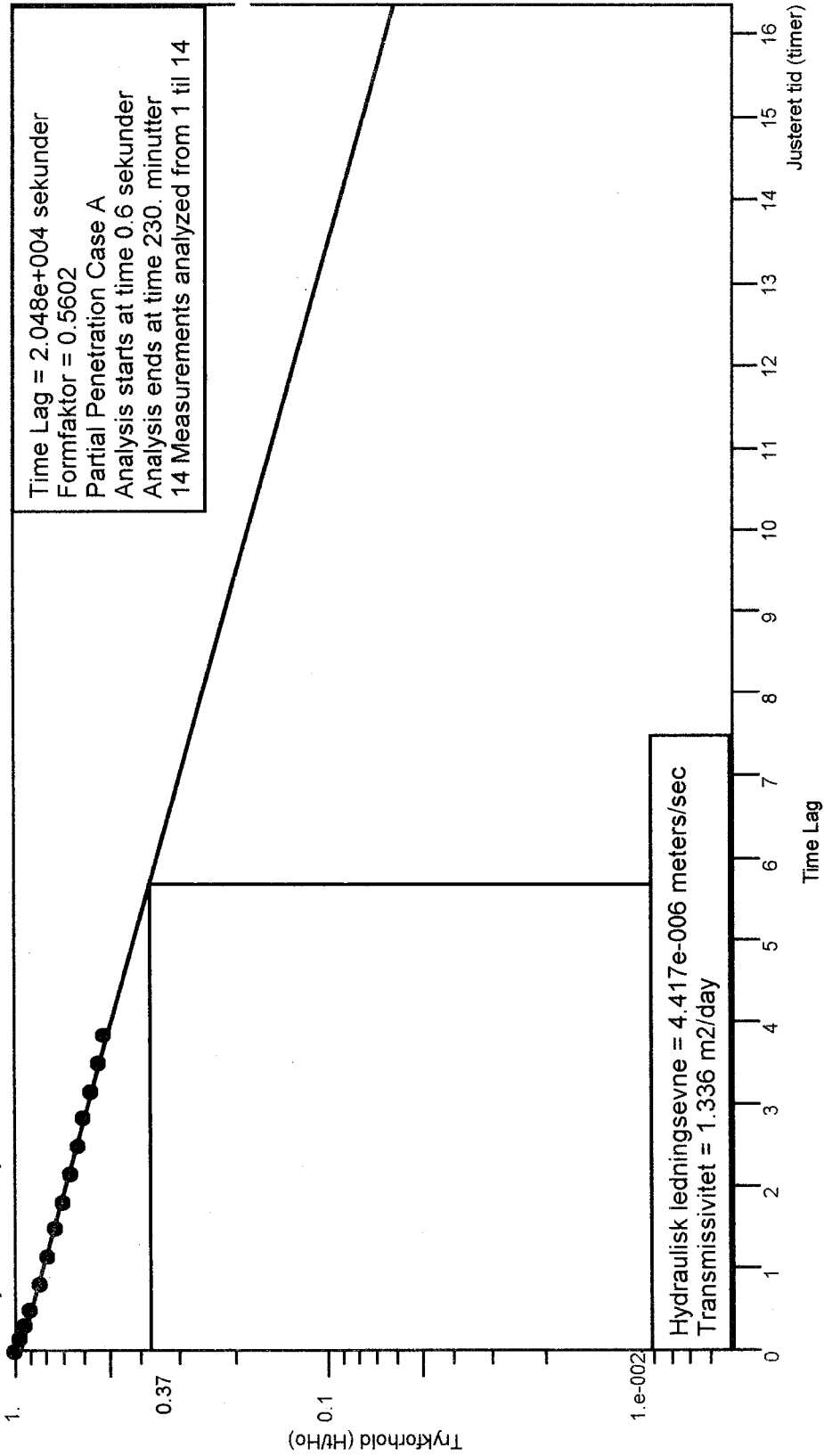
Hvorslev graf Filter: 306-2

Sortbrovej 26
Tommerup 19. september 2003



Sags nr. 244-02063 for Fyns Amt
Udført af Lars Chr. Larsen - Hedeselskabet Miljø & Energi

Sortbrovej 26
Tommerup 19. september 2003
Hvorslev graf
Filter: 307-1



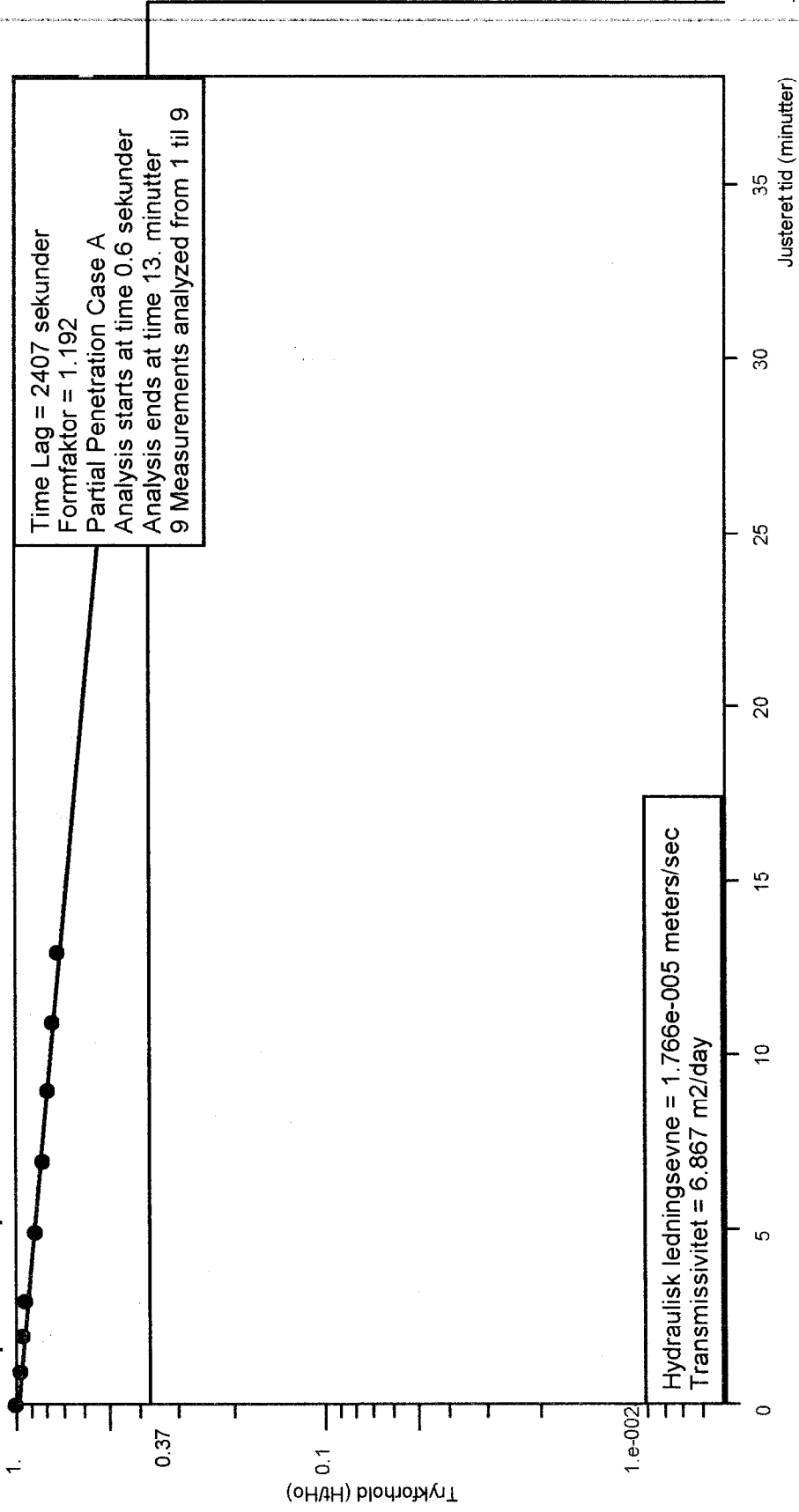
Sags nr. 244-02063 for Fyns Amt
Udført af Lars Chr. Larsen - Hedeselskabet Miljø & Energi

Sortbrovej 26

Tommerup 19. september 2003

Hvorslev graf

Filter: 307-2



Sags nr. 244-02063 for Fyns Amt

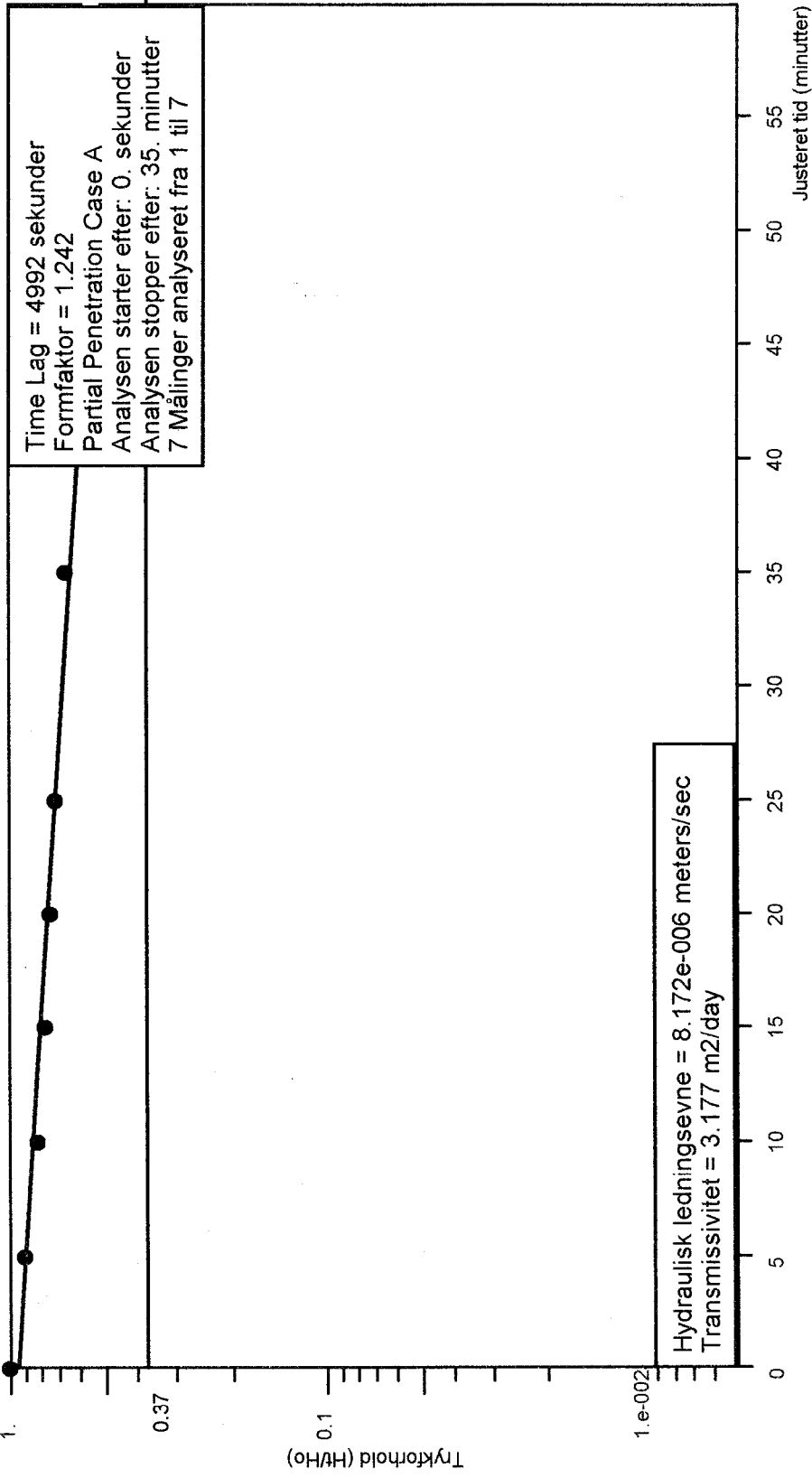
Udført af Lars Chr. Larsen - Hedeselskabet Miljø & Energi

Sortbrovej 26

Tommerup 19. september 2003

Hvorslev graf

Filter: 307-3



Sags nr. 244-02063 for Fyns Amt

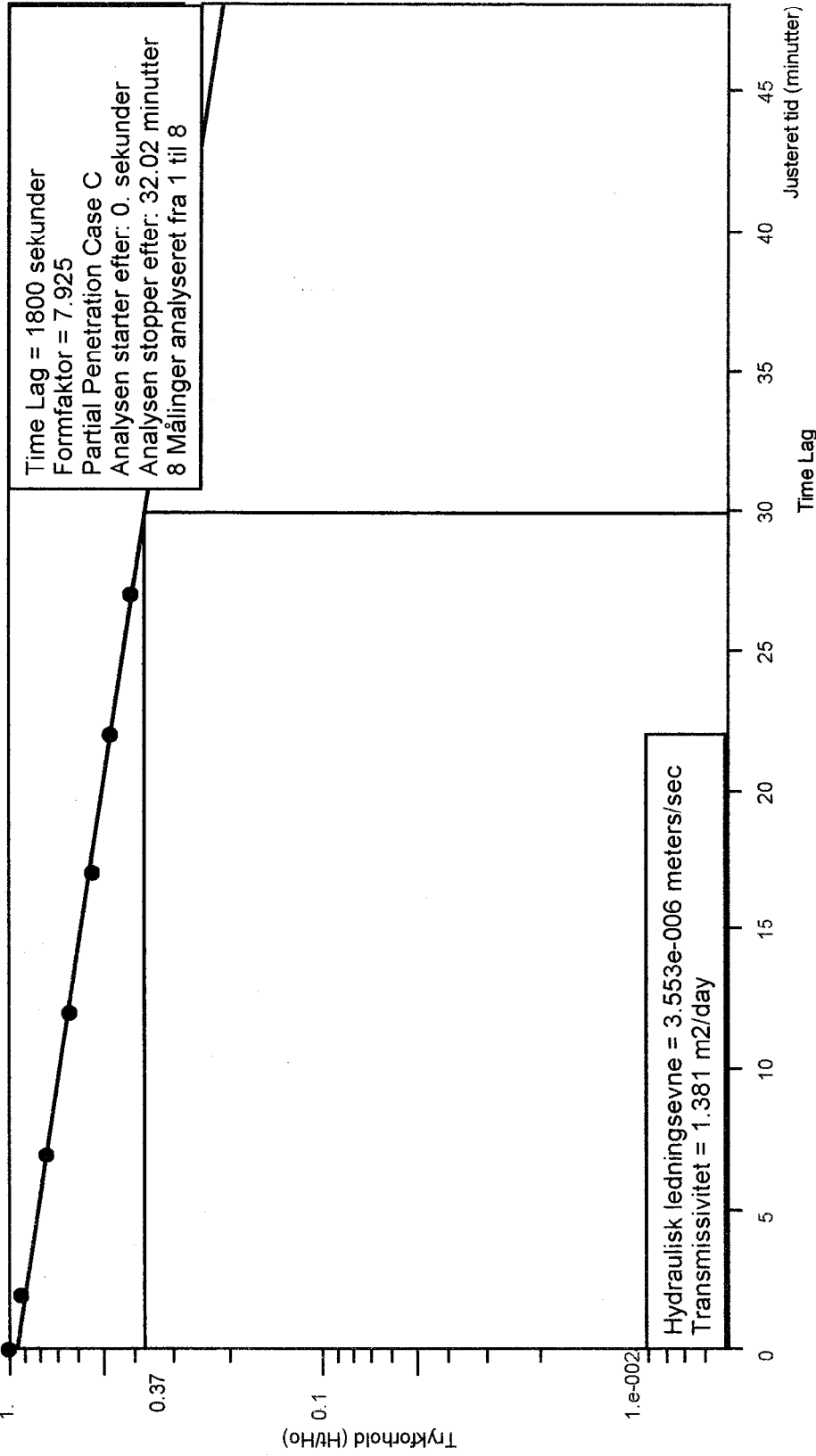
Udført af Lars Chr. Larsen - Hedeselskabet Miljø & Energi

Sortbrovej 26

Tommerup 19. september 2003

Hvorslev graf

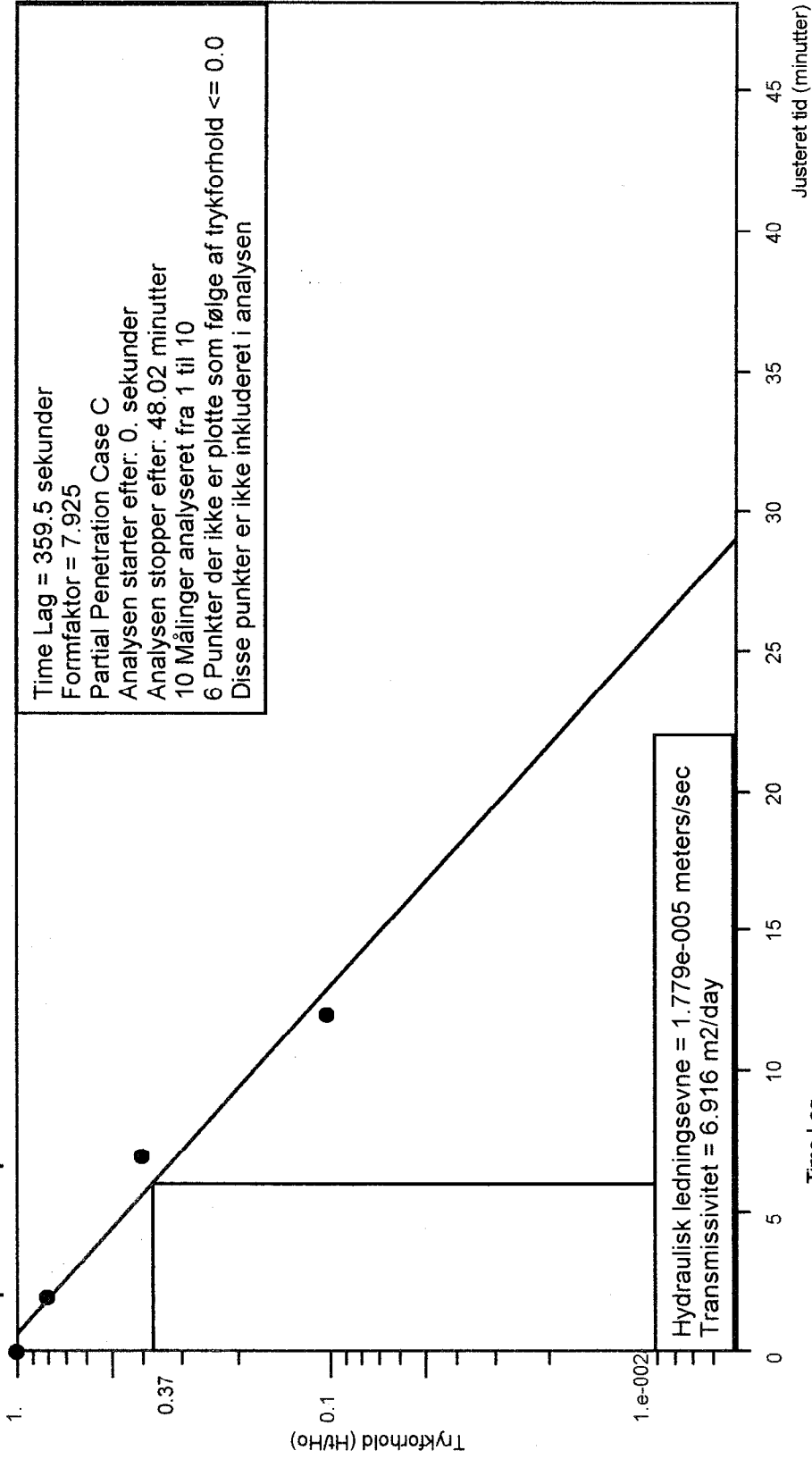
Filter: 308-2



Sags nr. 244-02063 for Fyns Amt

Udført af Lars Chr. Larsen - Hedeselskabet Miljø & Energi

Sortbrovej 26
Tommerup 19. september 2003
Hvorslev graf
Filter: 308-3



Sags nr. 244-02063 for Fyns Amt
 Udført af Lars Chr. Larsen - Hedeselskabet Miljø & Energi

Ho er 4.56 meter ved 0. sekunder

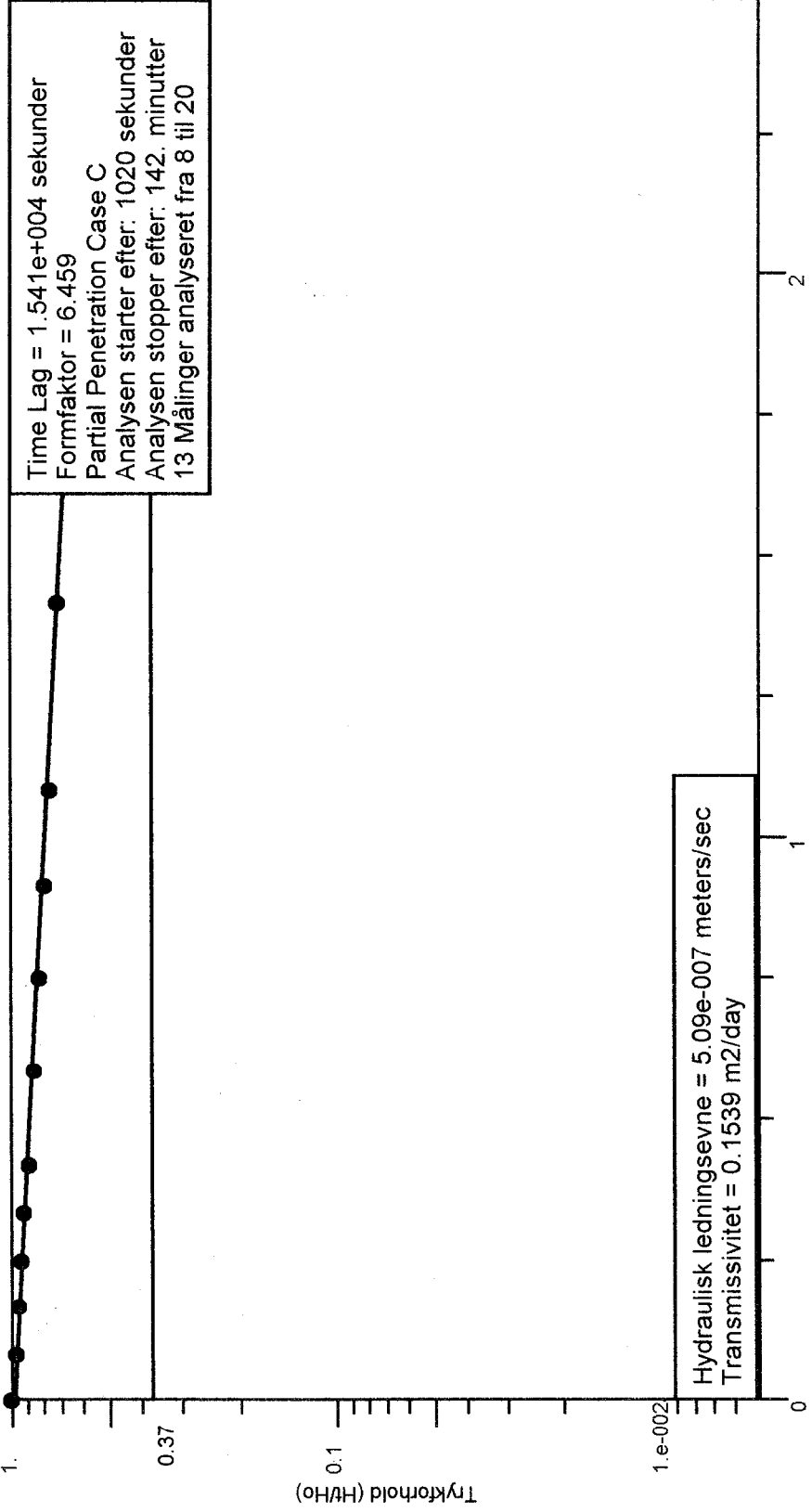
Sortbrovej 26

Tommerup 19. september 2003

Hvorslev graf

Filter: 309-1

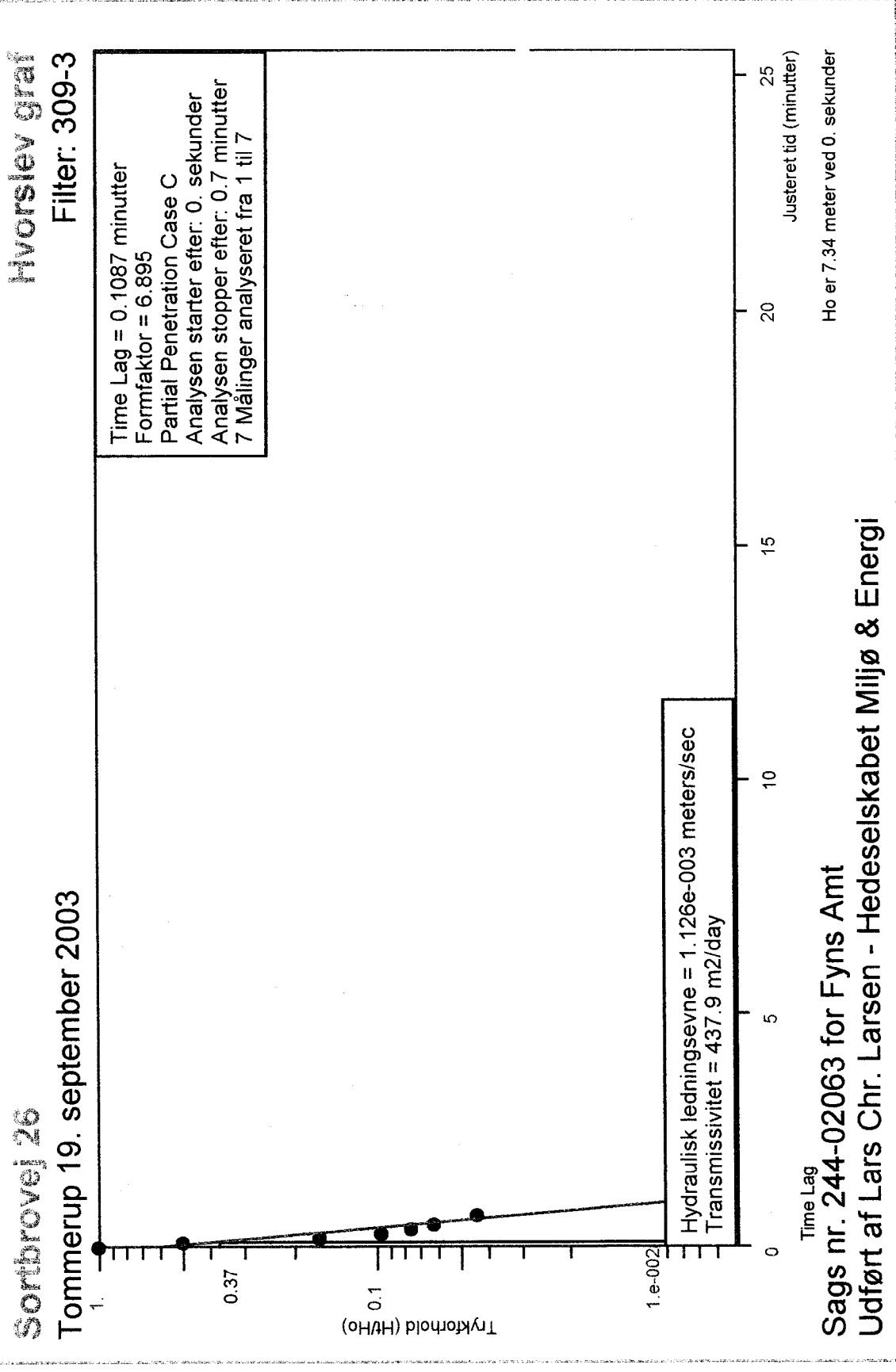
Time Lag = 1.541e+004 sekunder
 Formfaktor = 6.459
 Partial Penetration Case C
 Analysen starter efter: 1020 sekunder
 Analysen stopper efter: 142. minutter
 13 Målinger analyseret fra 8 til 20



Sags nr. 244-02063 for Fyns Amt

Udført af Lars Chr. Larsen - Hedeselskabet Mijjø & Energi

Ho er 16.21 meter ved 1020 sekunder

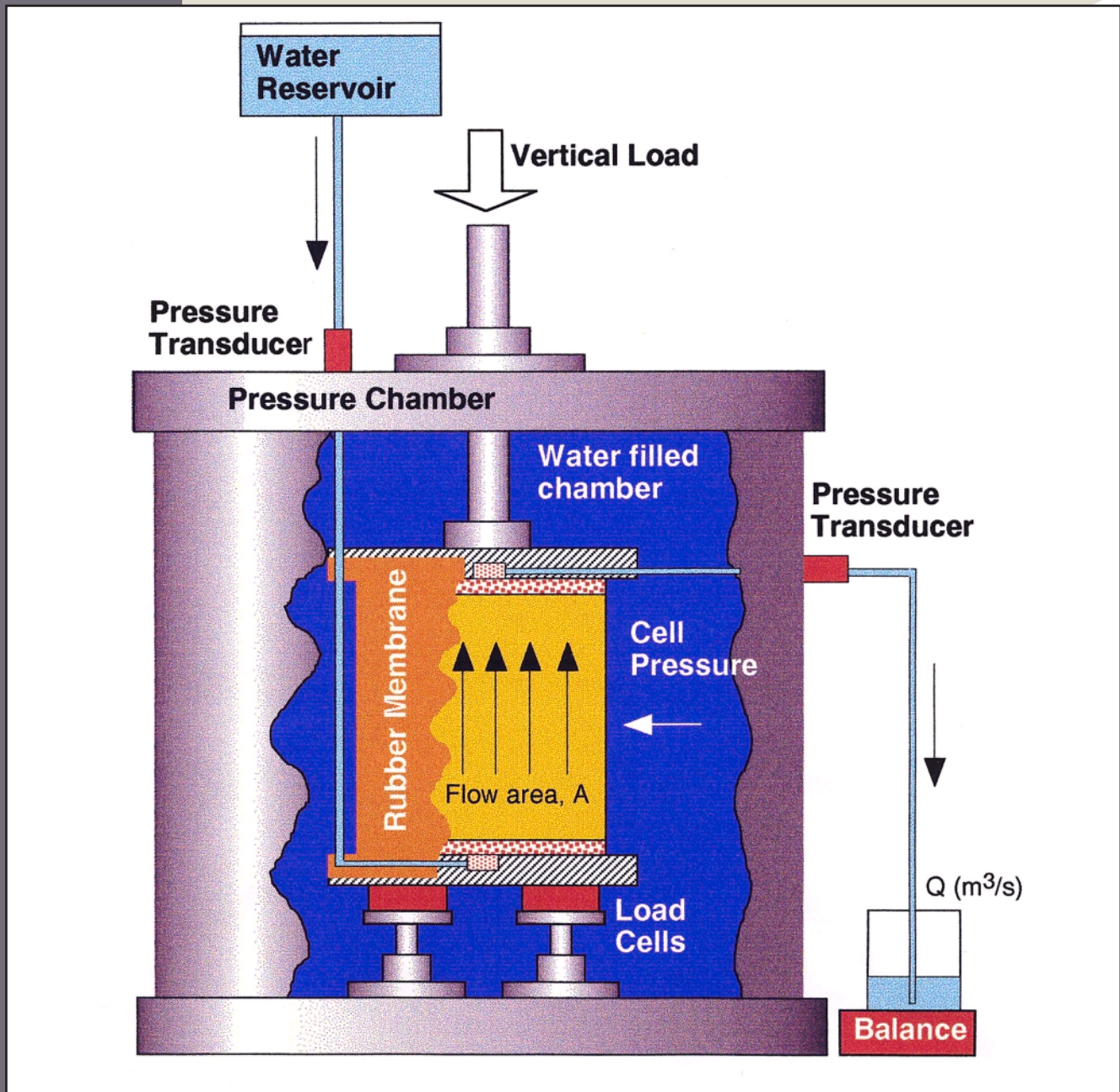


Sags nr. 244-02063 for Fyns Amt
 Udført af Lars Chr. Larsen - Hedeselskabet Miljø & Energi

Bilag 4

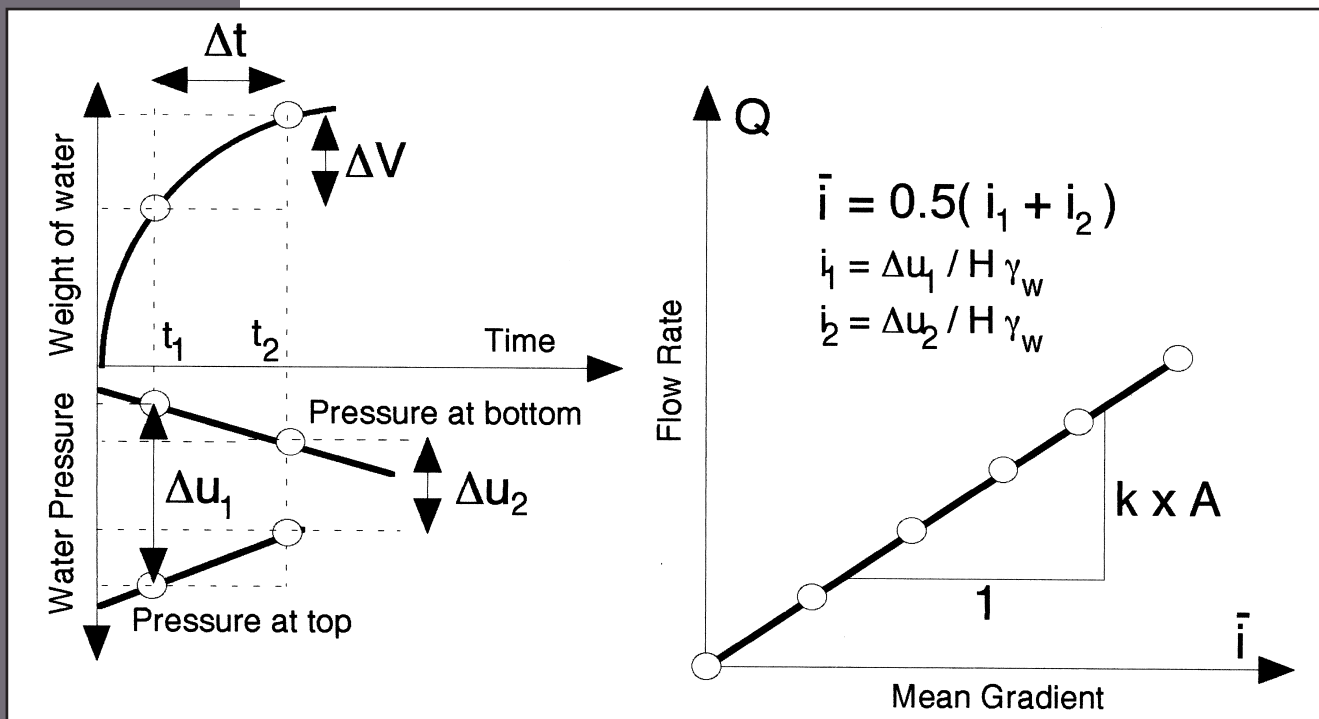
LARGE SCALE PERMEABILITY TEST

Test on 500 mm by 500 mm specimen



Determination of the coefficient of permeability from test on 500 mm by 500 mm specimens under anisotropic or isotropic stress condition: $k=Q/(A \times i)$

The gradient, i , is calculated from water pressure measurements at top and bottom of specimen. The current flow rate, Q , is measured by an electrical balance.



General

The large scale permeameter cell allows testing of cylindrical specimens with dimensions $H \times D = 500 \text{ mm} \times 500 \text{ mm}$. Using the measured water pressures the hydraulic gradient, i , the flow rate, Q , and the coefficient of permeability k is calculated as a mean value by

$$i = \frac{Du}{gw \cdot H} \quad Q = \frac{DV}{Dt} \quad k = \frac{4Q}{D^2 \cdot p \cdot i}$$

DV = the change with time, Dt , of the weight of water on the balance,
 \bar{i} = the mean gradient for the time interval Dt .

Test Equipment

The specimen is confined in a rubber membrane used in standard large scale triaxial tests at GEO. Filters are placed at each of the levelled specimen ends. A central filter block connects each of the filters to the inlet system and the drainage tube. The test specimen in the rubber membrane is subjected to a constant cell pressure.

Reference

Schuppener, B. , Amar, S. & Kawadas, M. (1995): Determination of soil permeability by constant and falling head. (Document Number:ETC5-N.94.38) Draft recommendations for laboratory testing presented at Workshop 2, X IECSMFE, Copenhagen 1995

GEO

EXPERTS IN SOIL, WATER AND THE ENVIRONMENT

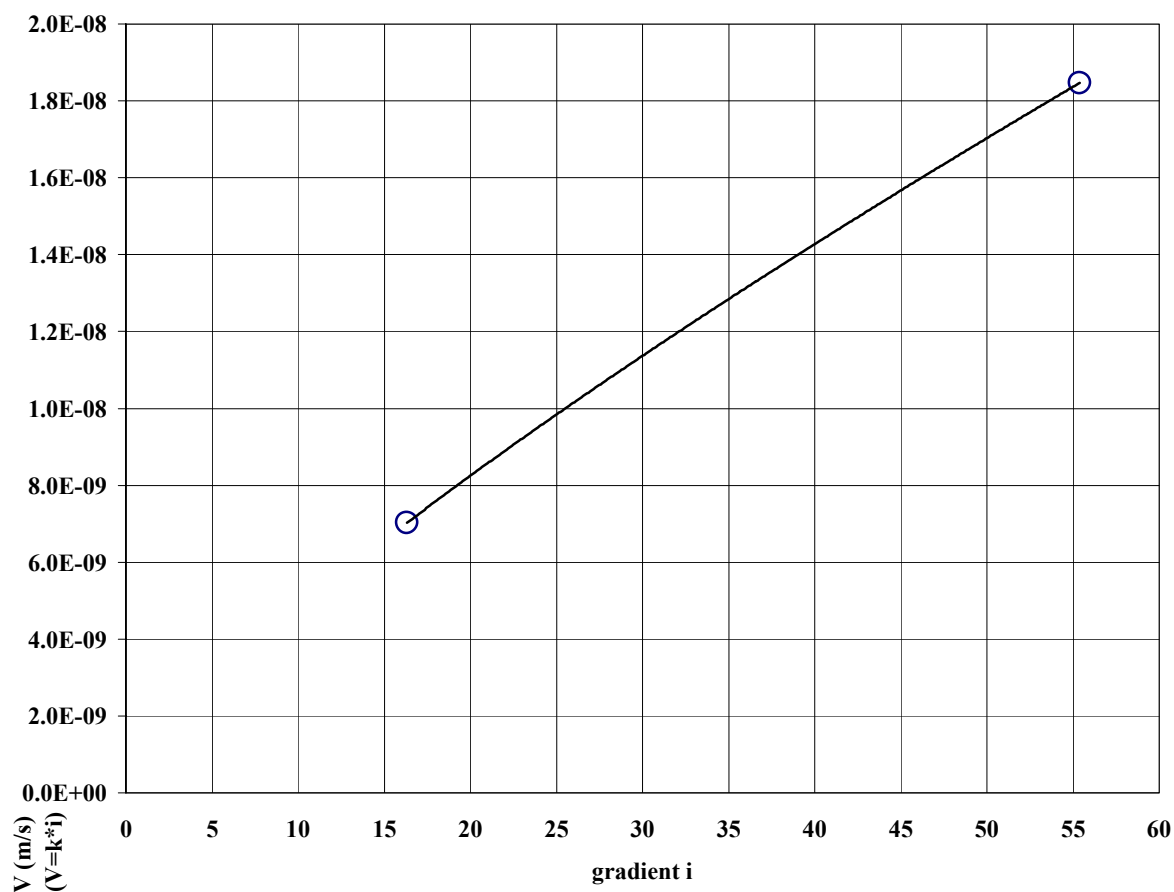
GEO
 Maglebjergvej 1
 2800 Lyngby
 Denmark
 Tel.: +45 4588 4444

Employing some of the country's highest qualified engineers, GEO offers Denmark's most comprehensive expertise within the areas of soil, water and the environment.

At GEO, specialists are working with soil mechanics and foundation engineering both offshore and land-based, as well as laboratory and field testing, soil and groundwater contamination, hydrogeology, drilling and groundwater technology.

GEO solves some of the largest and also the most complex construction tasks in Denmark. GEO also ensures that Danish one-family houses are founded on solid ground.

GEO is there when excavations need to be made, procures clean drinking water and solves problems caused by contaminated soil or groundwater.



Geologi: MORÆNELER, sandet, sv. gruset, kalkholdig, m. rustbelagte sprækker grå.

Prøvediameter	42	mm	σ_3	50	kPa
Prøvehøjde	42	mm	Hydraulisk ledningsevne		
e	0.326		k_{23}	$3.70 * 10^{-10}$	m/s (middel)
n	0.246		Temperatur	23	°C
ρ_d	2.021	g/cm ³	S_0	100	%
w	12.7	%	ρ_s (skønnet)	2.68	g/cm ³

Dybde:	5	m	Bor. Nr.	306
Kote:		m	Lab. Nr.	1

Test Procedure: Hydraulic conductivity ASTM D5084-97

NOTE: Kurveform iht DIN 18130: For hydraulisk ledningsevne måling i meget finkornet jord (ler og finsilt) vises kurven, der forbinder målepunkterne, nedad krum, hvilket repræsenterer pre-lineær strømning. I finkornet jord (sand og grovsilt) vises kurven retlinet svarende til lineær strømning (DARCY-strømning), mens den i grovkornede jordarter (grov sand, grus og sten) vises opad krum svarende til post-lineær (turbulent) strømning.

GEO

Job: 23623-30-1 Hedeselskabet

Udført : JLC

Dato : 2003-05-15

Emne: Hydraulisk ledningsevne

Kontrolleret :

Dato :

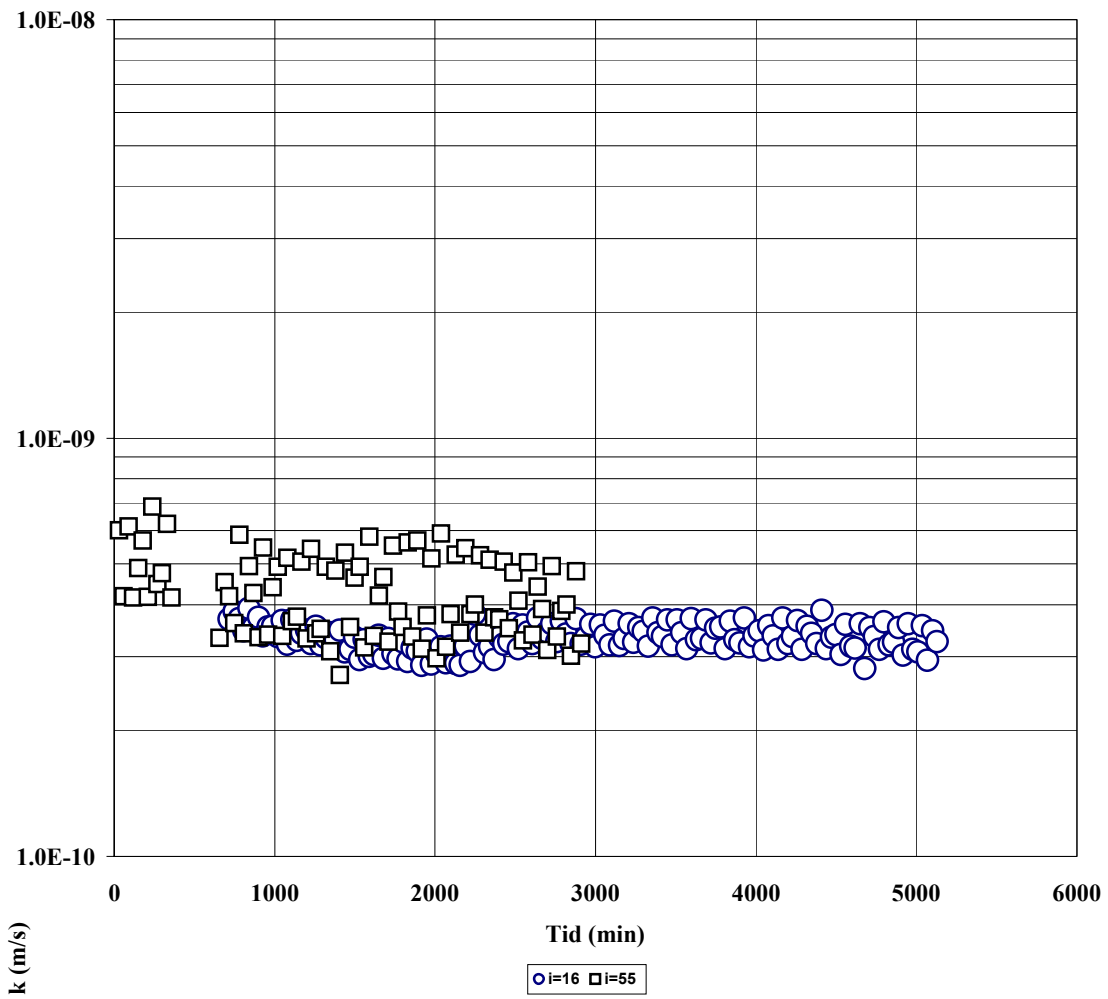
Godkendt :

Dato :

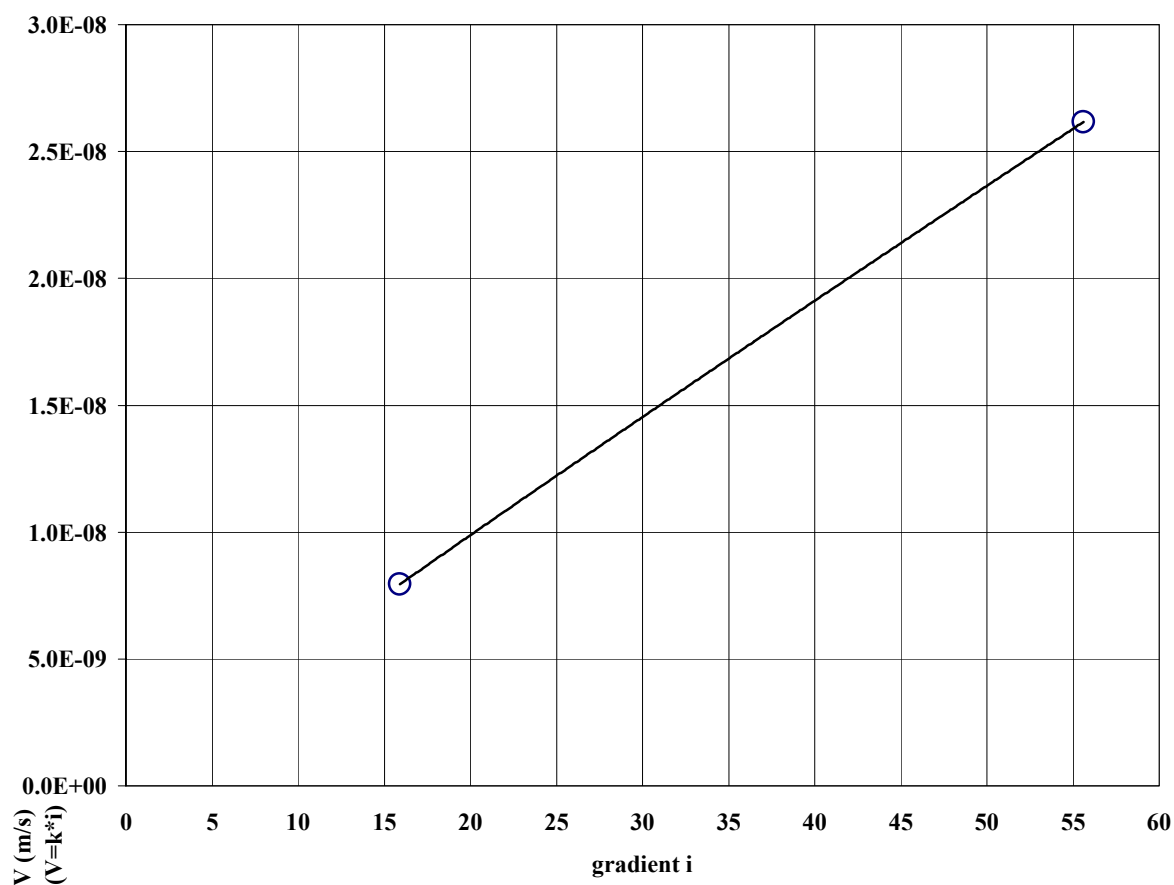
Rapport 1

Bilag 1

Side: 1 / 2



Dybde:	5	m	Bor. Nr.	306
Kote:		m	Lab. Nr.	1



Geologi: MORÆNELER, sandet, sv. gruset, kalkholdig, grå.

Prøvediameter	42	mm	σ_3	100	kPa
Prøvehøjde	42	mm	Hydraulisk ledningsevne		
e	0.291		k_{23}	$4.8 \cdot 10^{-10}$	m/s (middel)
n	0.225		Temperatur	23	°C
ρ_d	2.076	g/cm ³	S_0	95	%
w	10.3	%	ρ_s (skønnet)	2.68	g/cm ³

Dybde:	10	m	Bor. Nr.	306
Kote:		m	Lab. Nr.	2

Test Procedure: Hydraulic conductivity ASTM D5084-97

NOTE: Kurveform iht DIN 18130: For hydraulisk ledningsevne måling i meget finkornet jord (ler og finsilt) vises kurven, der forbinder målepunkterne, nedad krum, hvilket repræsenterer pre-lineær strømning. I finkornet jord (sand og grovsilt) vises kurven retlinet svarende til lineær strømning (DARCY-strømning), mens den i grovkornede jordarter (grovsand, grus og sten) vises opad krum svarende til post-lineær (turbulent) strømning.

GEO

Job: 23623-30-1 Hedeselskabet

Udført : JLC

Dato : 2003-05-15

Emne: Hydraulisk ledningsevne

Kontrolleret :

Dato :

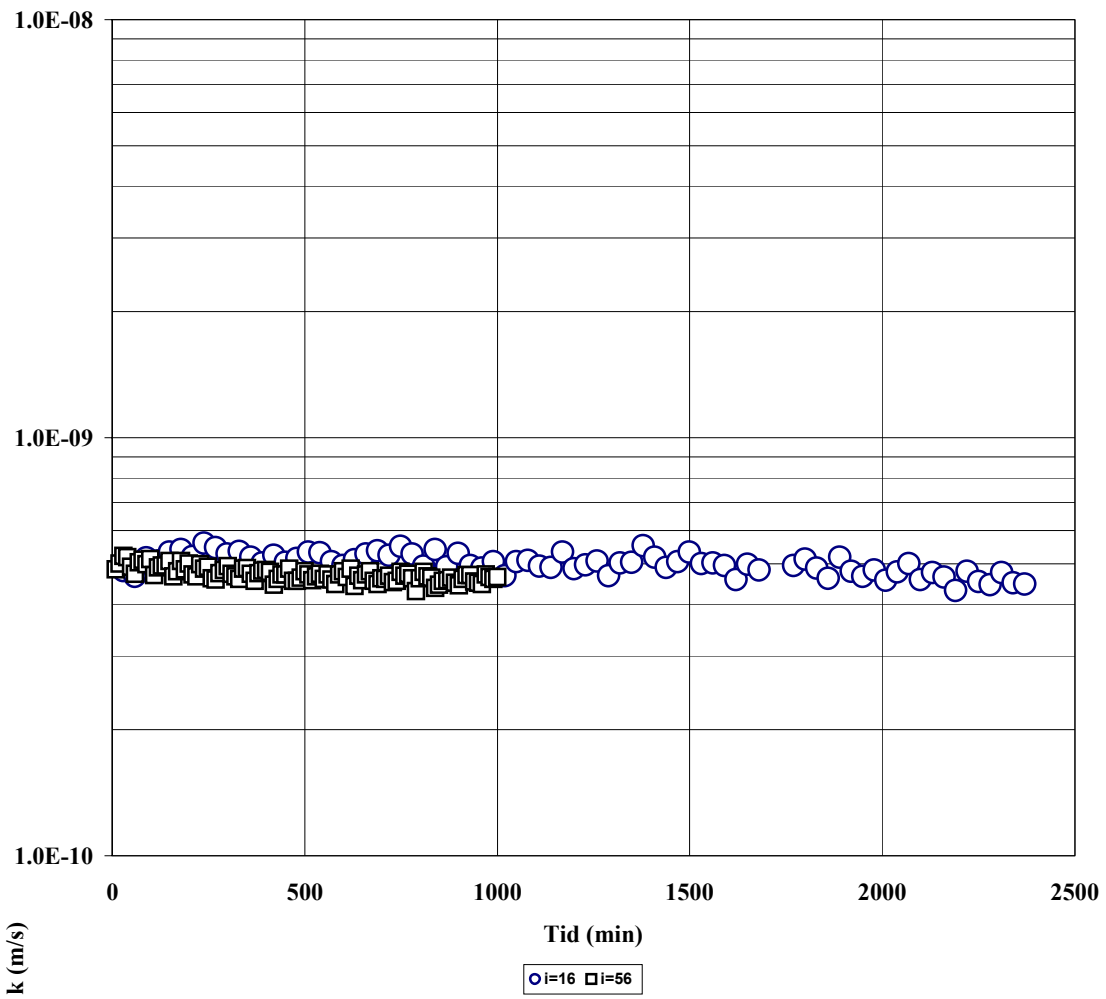
Godkendt :

Dato :

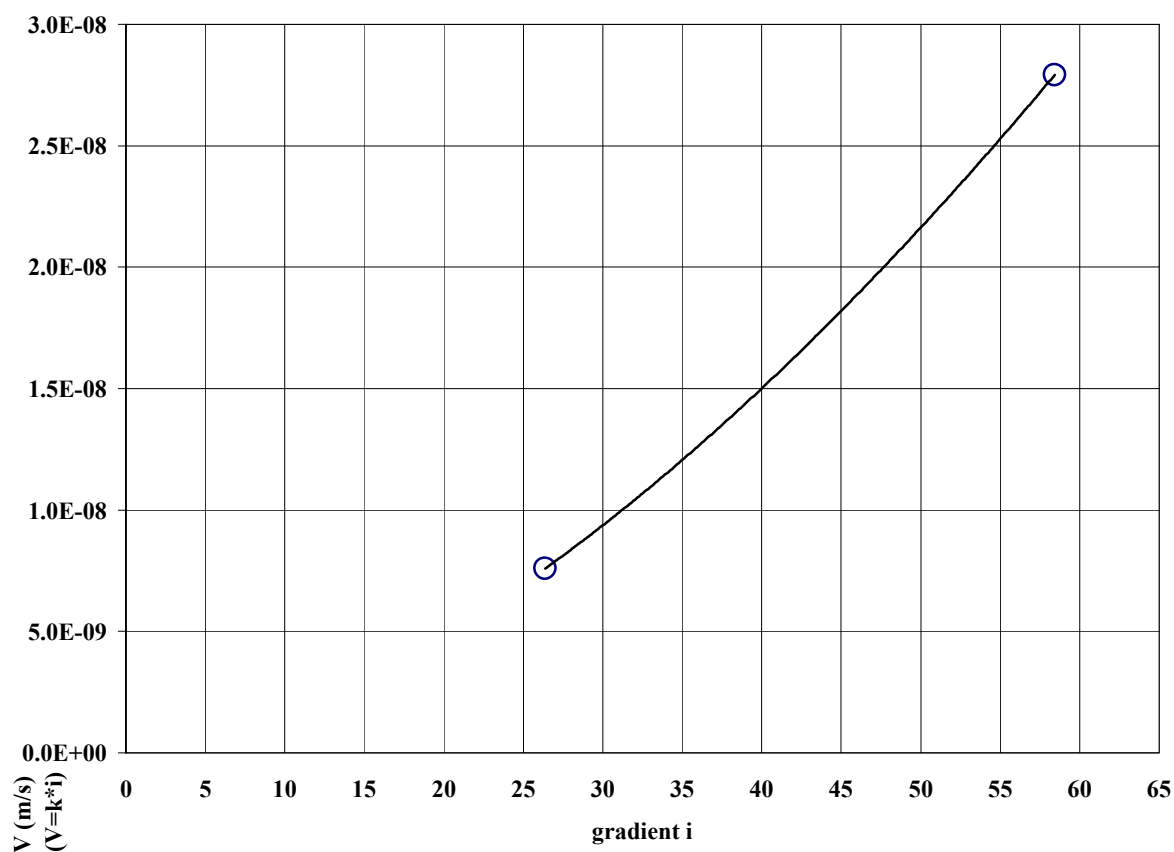
Rapport 1

Bilag 2

Side: 1 / 2



Dybde:	10	m	Bor. Nr.	306
Kote:		m	Lab. Nr.	2



Geologi: MORÆNELER, sandet, sv. gruset, kalkholdig, grå.

Prøvediameter	42	mm	σ_3	150	kPa
Prøvehøjde	42	mm	Hydraulisk ledningsevne		
e	0.267		k_{23}	$3.60 \cdot 10^{-10}$	m/s (middel)
n	0.211		Temperatur	23	°C
ρ_d	2.115	g/cm ³	S_0	99.6	%
w	9.9	%	ρ_s (skønnet)	2.68	g/cm ³

Dybde:	15	m	Bor. Nr.	306
Kote:		m	Lab. Nr.	3

Test Procedure: Hydraulic conductivity ASTM D5084-97

NOTE: Kurveform iht DIN 18130: For hydraulisk ledningsevne måling i meget finkornet jord (ler og finsilt) vises kurven, der forbinder målepunkterne, nedad krum, hvilket repræsenterer pre-lineær strømning. I finkornet jord (sand og grovsilt) vises kurven retlinet svarende til lineær strømning (DARCY-strømning), mens den i grovkornede jordarter (grov sand, grus og sten) vises opad krum svarende til post-lineær (turbulent) strømning.

GEO

Job: 23623-30-1 Hedeselskabet

Udført : JLC

Dato : 2003-05-15

Emne: Hydraulisk ledningsevne

Kontrolleret :

Dato :

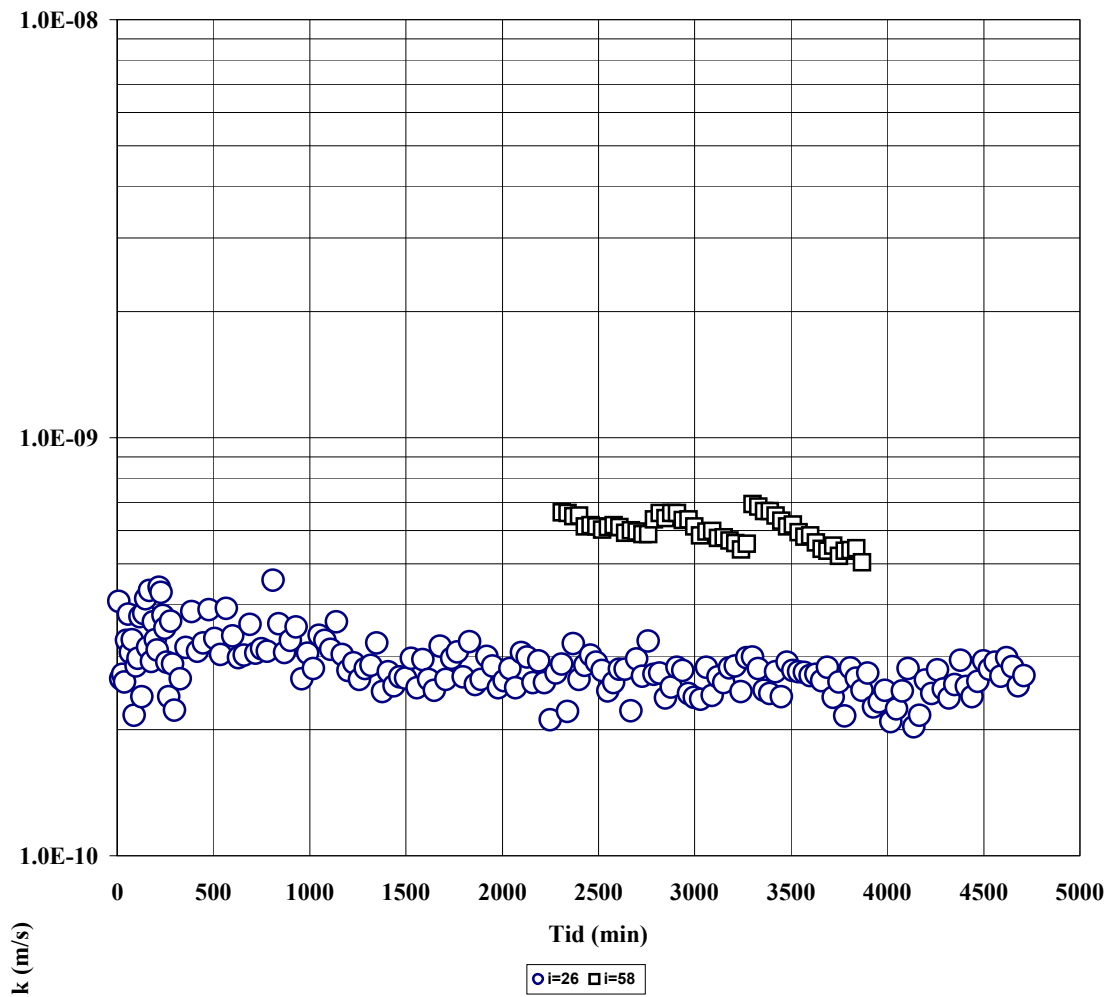
Godkendt :

Dato :

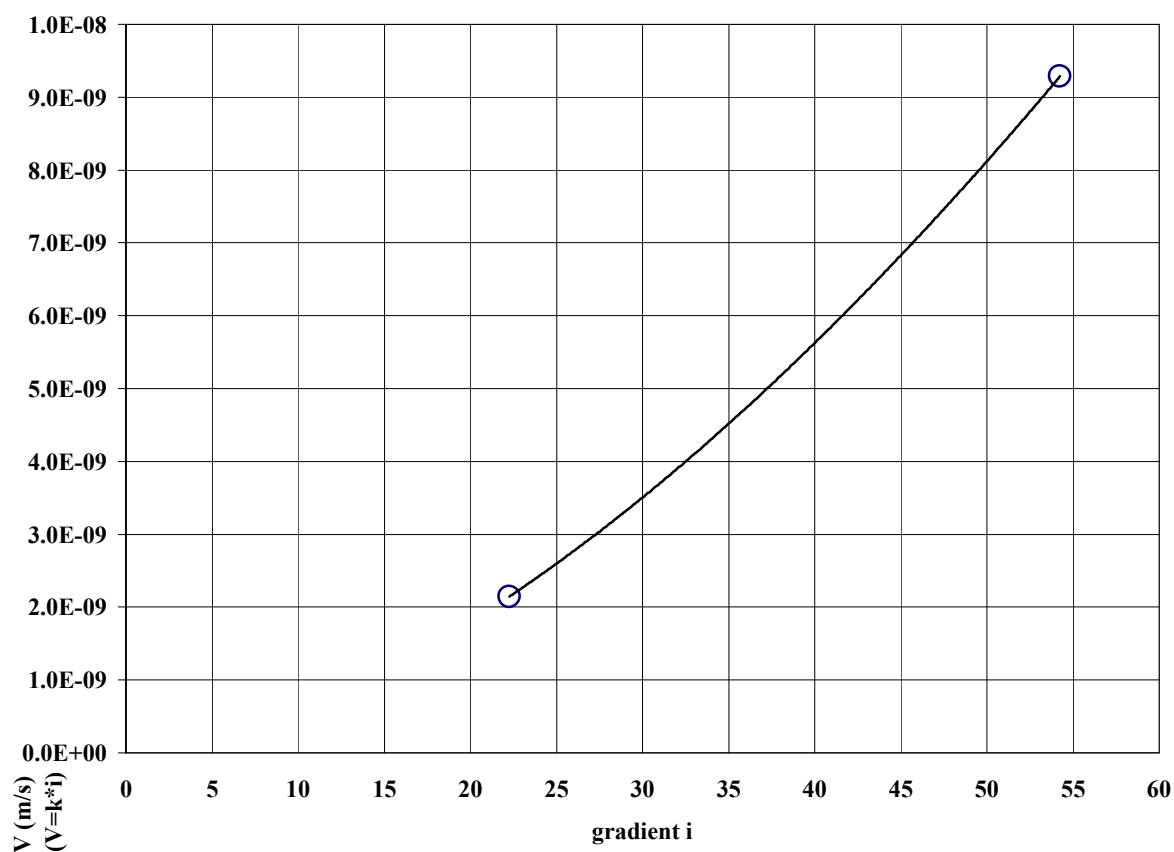
Rapport 1

Bilag 3

Side: 1 / 2



Dybde:	15	m	Bor. Nr.	306
Kote:		m	Lab. Nr.	3



Geologi: MORÆNELER, sandet, sv. gruset, kalkholdig, grå.

Prøvediameter	42	mm	σ_3	200	kPa
Prøvehøjde	42	mm	Hydraulisk ledningsevne		
e	0.282		k_{23}	$1.57 * 10^{-10}$	m/s (middel)
n	0.220		Temperatur	23	°C
ρ_d	2.091	g/cm ³	S_0	99.1	%
w	10.4	%	ρ_s (skønnet)	2.68	g/cm ³

Dybde:	20	m	Bor. Nr.	306
Kote:		m	Lab. Nr.	4

Test Procedure: Hydraulic conductivity ASTM D5084-97

NOTE: Kurveform iht DIN 18130: For hydraulisk ledningsevne måling i meget finkornet jord (ler og finsilt) vises kurven, der forbinder målepunkterne, nedad krum, hvilket repræsenterer pre-lineær strømning. I finkornet jord (sand og grovsilt) vises kurven retlinet svarende til lineær strømning (DARCY-strømning), mens den i grovkornede jordarter (grov sand, grus og sten) vises opad krum svarende til post-lineær (turbulent) strømning.

GEO

Job: 23623-30-1 Hedeselskabet

Udført : JLC

Dato : 2003-05-15

Emne: Hydraulisk ledningsevne

Kontrolleret :

Dato :

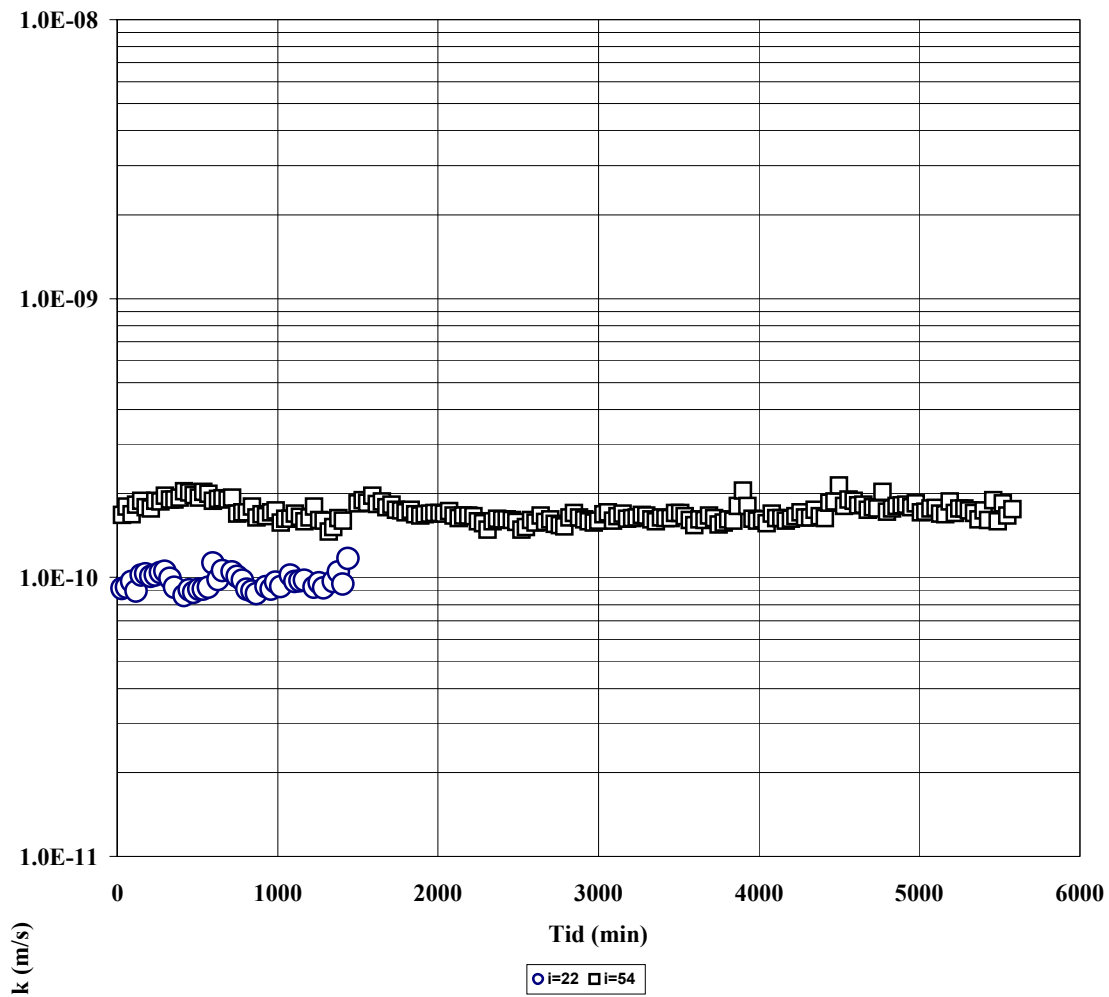
Godkendt :

Dato :

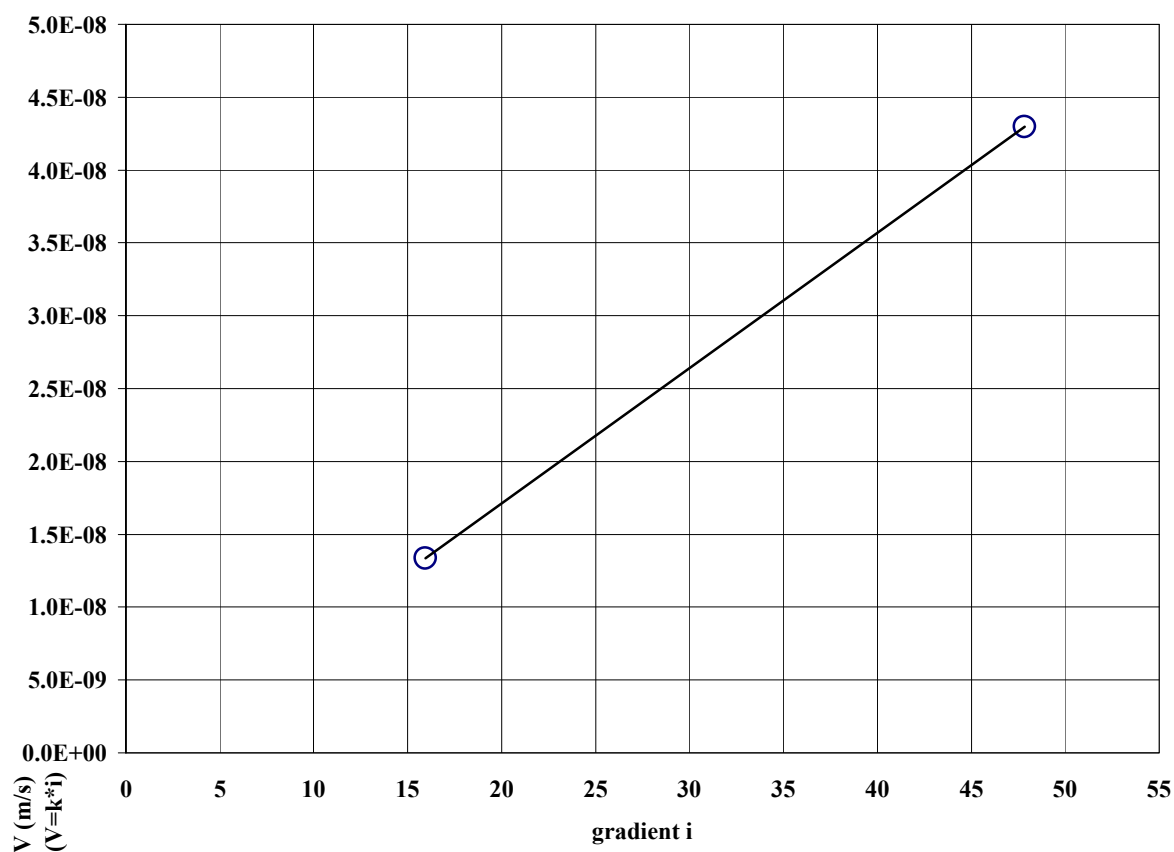
Rapport 1

Bilag 4

Side: 1 / 2



Dybde:	20	m	Bor. Nr.	306
Kote:		m	Lab. Nr.	4



Geologi: MORÆNELER, sandet, sv. gruset, kalkholdig, m. rustbelagte sprækker, grå.

Prøvediameter	42 mm	σ_3	50 kPa
Prøvehøjde	42 mm	Hydraulisk ledningsevne	
e	0.346	k_{23}	$9.8 \cdot 10^{-10}$ m/s (middel)
n	0.257	Temperatur	23 °C
ρ_d	1.991 g/cm ³	S_0	95 %
w	12.3 %	ρ_s (skønnet)	2.68 g/cm ³

Dybde:	5 m	Bor. Nr.	307
Kote:	m	Lab. Nr.	5

Test Procedure: Hydraulic conductivity ASTM D5084-97

NOTE: Kurveform iht DIN 18130: For hydraulisk ledningsevne måling i meget finkornet jord (ler og finsilt) vises kurven, der forbinder målepunkterne, nedad krum, hvilket repræsenterer pre-lineær strømning. I finkornet jord (sand og grovsilt) vises kurven retlinet svarende til lineær strømning (DARCY-strømning), mens den i grovkornede jordarter (grovsand, grus og sten) vises opad krum svarende til post-lineær (turbulent) strømning.

GEO

Job: 23623-30-1 Hedeselskabet

Udført : JLC

Dato : 2003-05-15

Emne: Hydraulisk ledningsevne

Kontrolleret :

Dato :

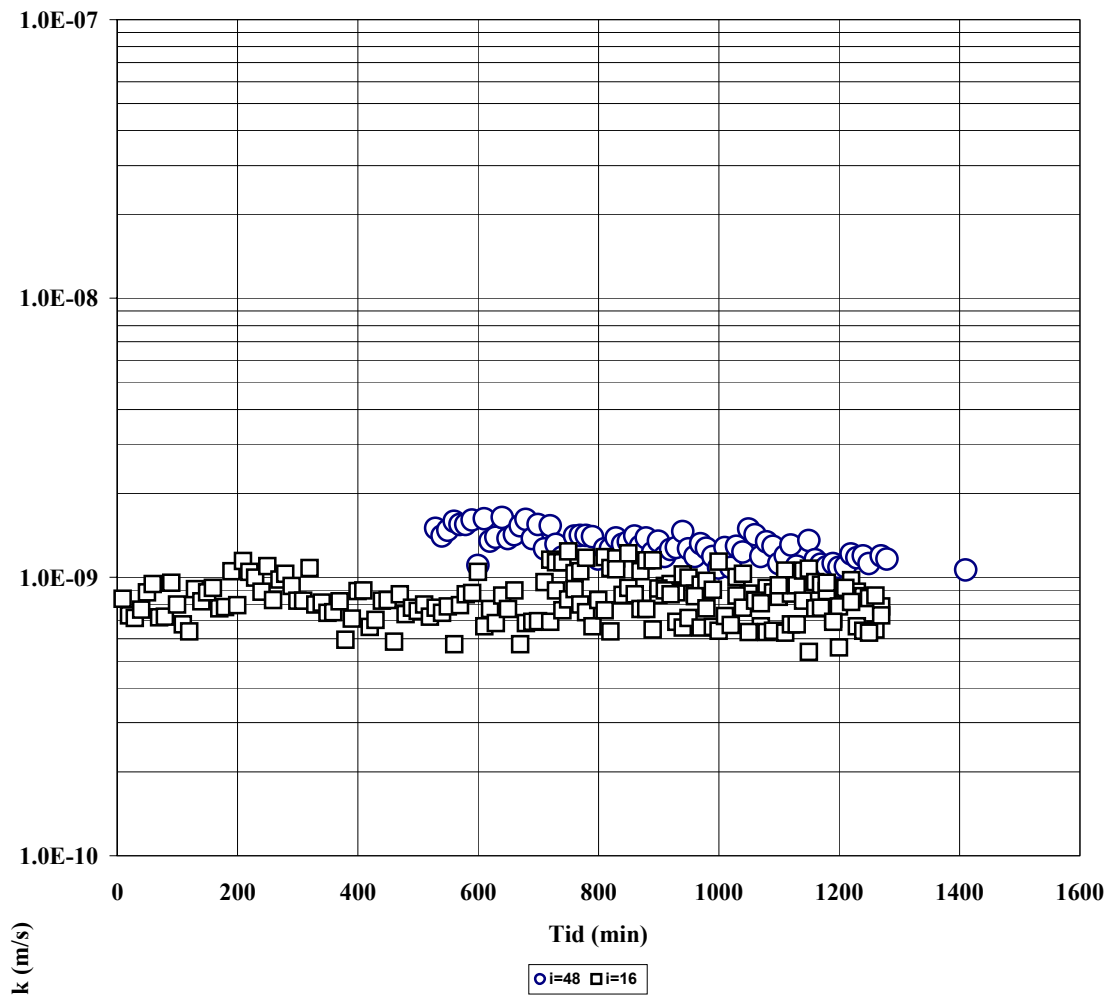
Godkendt :

Dato :

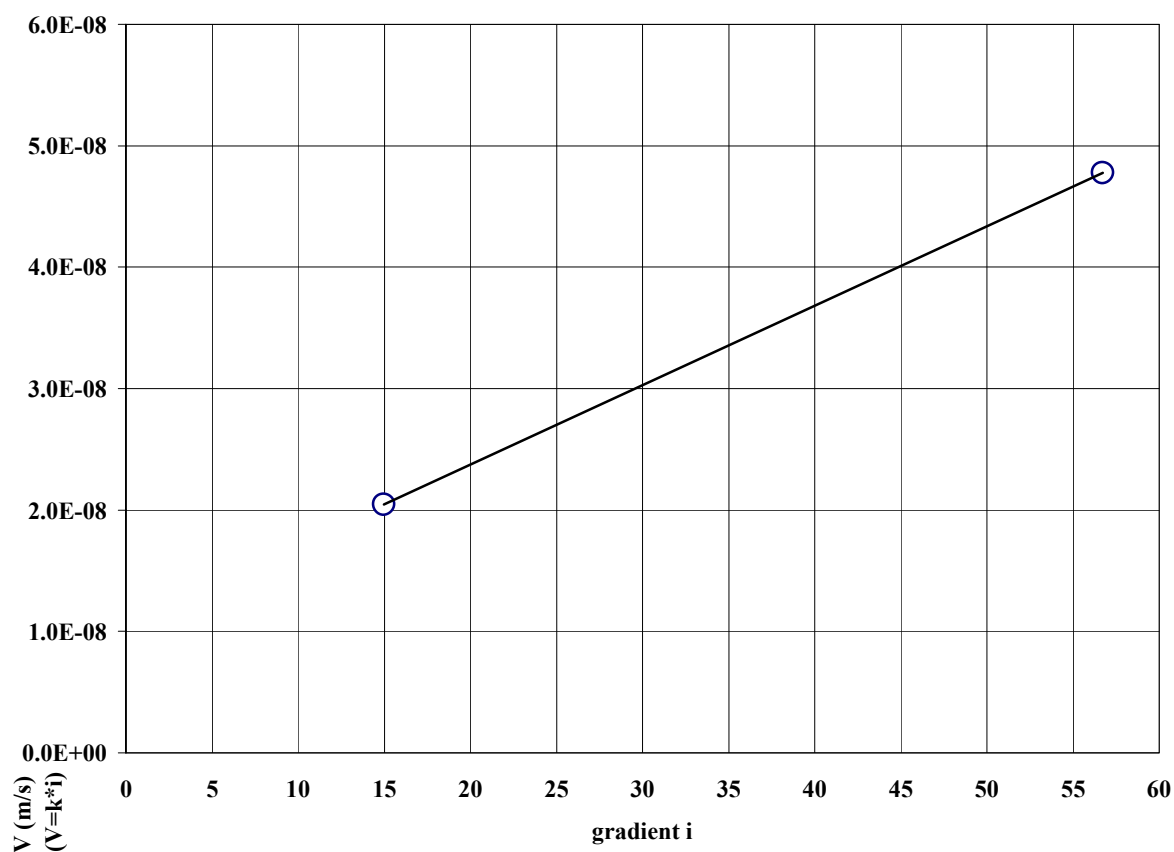
Rapport 1

Bilag 5

Side: 1 / 2



Dybde:	5	m	Bor. Nr.	307
Kote:		m	Lab. Nr.	5



Geologi: MORÆNELER, sandet, sv. gruset, kalkholdig, grå.

Prøvediameter	42	mm	σ_3	100	kPa
Prøvehøjde	42	mm	Hydraulisk ledningsevne		
e	0.284		k_{23}	$1.2 \cdot 10^{-9}$	m/s (middel)
n	0.221		Temperatur	23	°C
ρ_d	2.088	g/cm ³	S_0	94.7	%
w	10	%	ρ_s (skønnet)	2.68	g/cm ³

Dybde:	10	m	Bor. Nr.	307
Kote:		m	Lab. Nr.	6

Test Procedure: Hydraulic conductivity ASTM D5084-97

NOTE: Kurveform iht DIN 18130: For hydraulisk ledningsevne måling i meget finkornet jord (ler og finsilt) vises kurven, der forbinder målepunkterne, nedad krum, hvilket repræsenterer pre-lineær strømning. I finkornet jord (sand og grovsilt) vises kurven retlinet svarende til lineær strømning (DARCY-strømning), mens den i grovkornede jordarter (grov sand, grus og sten) vises opad krum svarende til post-lineær (turbulent) strømning.

GEO

Job: 23623-30-1 Hedeselskabet

Udført : JLC

Dato : 2003-06-24

Emne: Hydraulisk ledningsevne

Kontrolleret :

Dato :

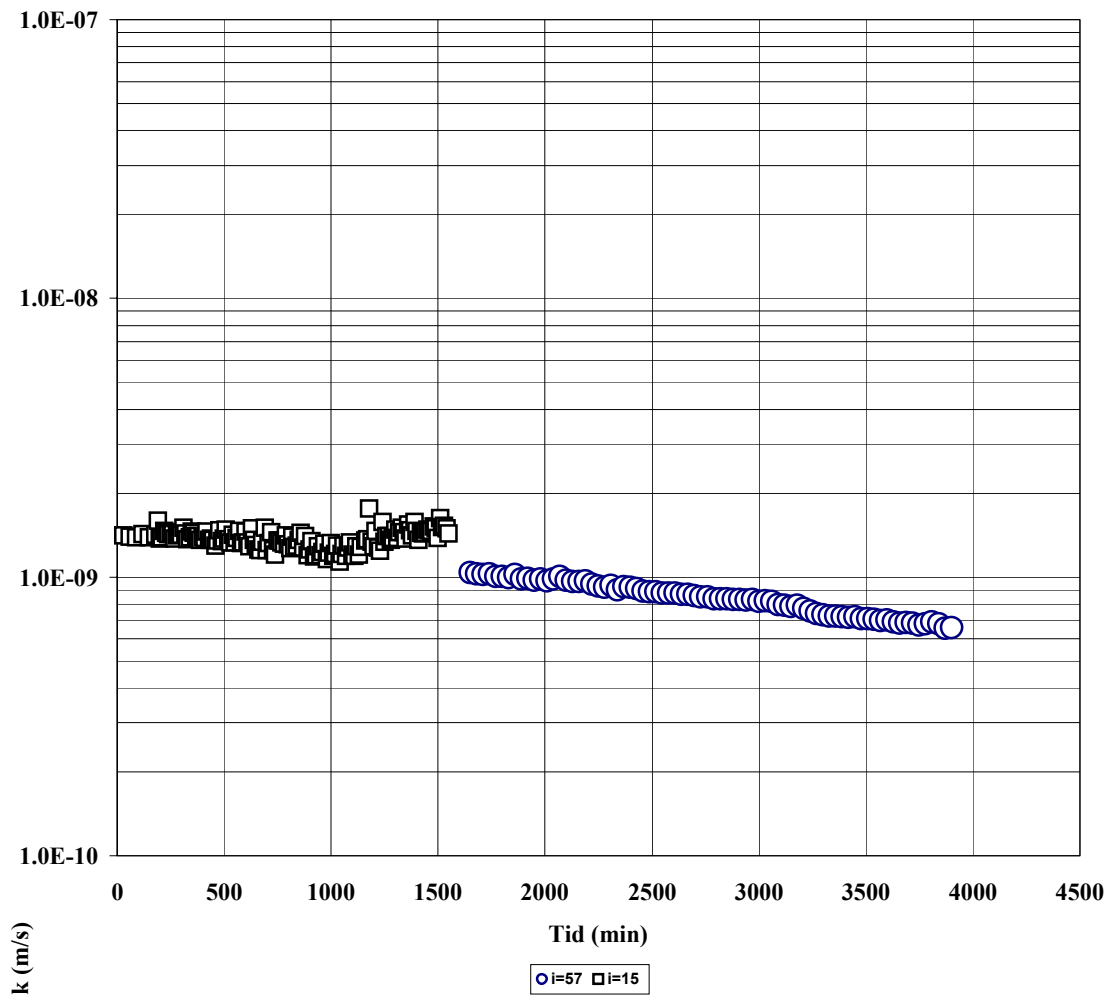
Godkendt :

Dato :

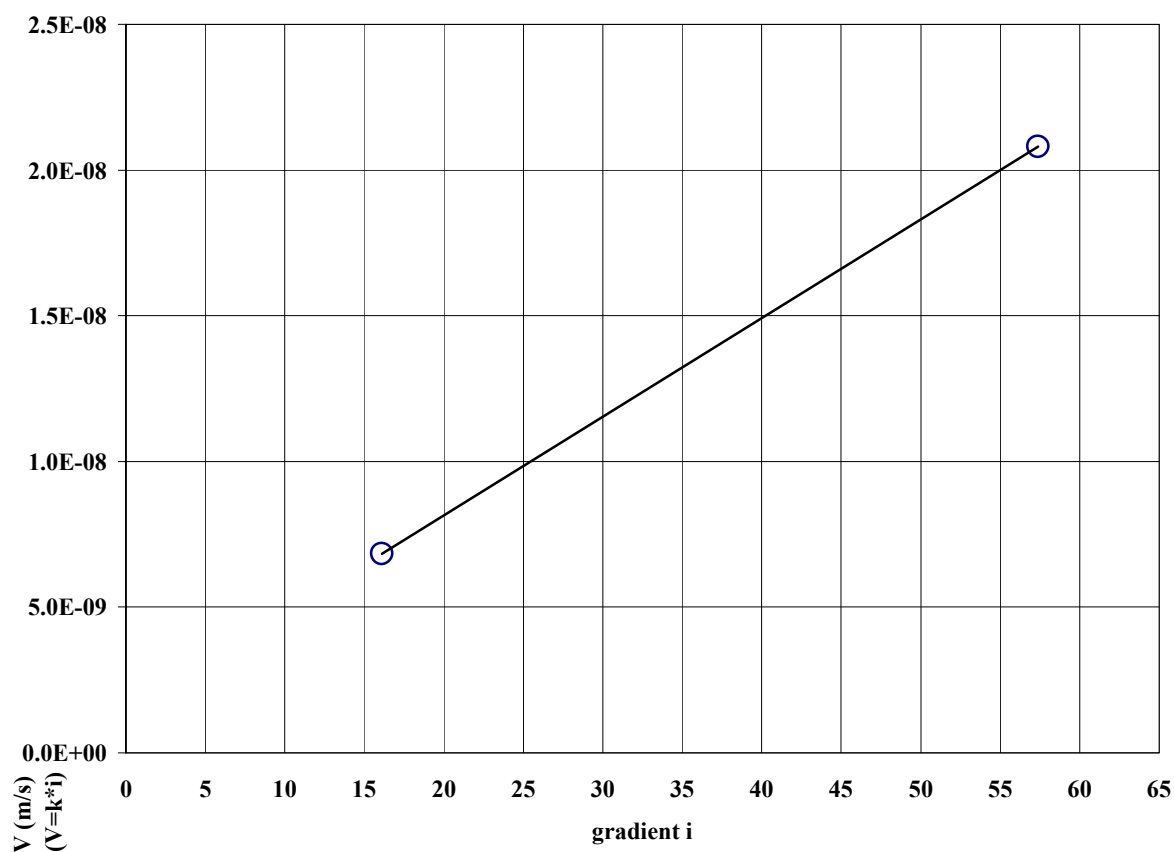
Rapport 1

Bilag 6

Side: 1 / 2



Dybde:	10	m	Bor. Nr.	307
Kote:		m	Lab. Nr.	6



Geologi: MORÆNELER, sandet, sv. gruset, kalkholdig, grå.				
Prøvediameter	42	mm	σ_3	150 kPa
Prøvehøjde	42	mm	Hydraulisk ledningsevne	
e	0.284		k_{23}	$3.96 * 10^{-10}$ m/s (middel)
n	0.221		Temperatur	23 °C
ρ_d	2.087	g/cm ³	S_0	98.3 %
w	10.4	%	ρ_s (skønnet)	2.68 g/cm ³

Dybde:	15	m	Bor. Nr.	307
Kote:		m	Lab. Nr.	7

Test Procedure: Hydraulic conductivity ASTM D5084-97

NOTE: Kurveform iht DIN 18130: For hydraulisk ledningsevne måling i meget finkornet jord (ler og finsilt) vises kurven, der forbinder målepunkterne, nedad krum, hvilket repræsenterer pre-lineær strømning. I finkornet jord (sand og grovsilt) vises kurven retlinet svarende til lineær strømning (DARCY-strømning), mens den i grovkornede jordarter (grovsand, grus og sten) vises opad krum svarende til post-lineær (turbulent) strømning.

GEO

Job: 23623-30-1 Hedeselskabet

Udført : JLC

Dato : 2003-06-24

Emne: Hydraulisk ledningsevne

Kontrolleret :

Dato :

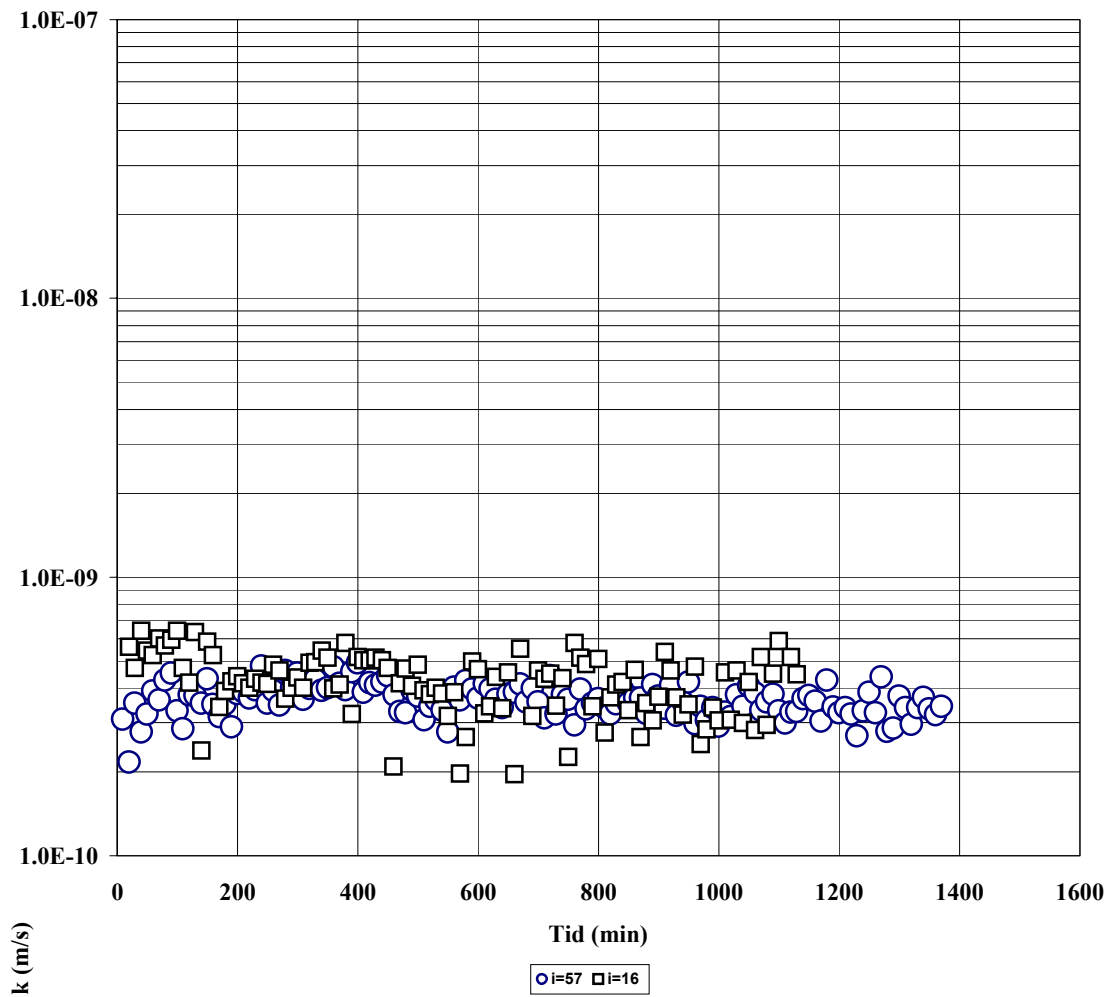
Godkendt :

Dato :

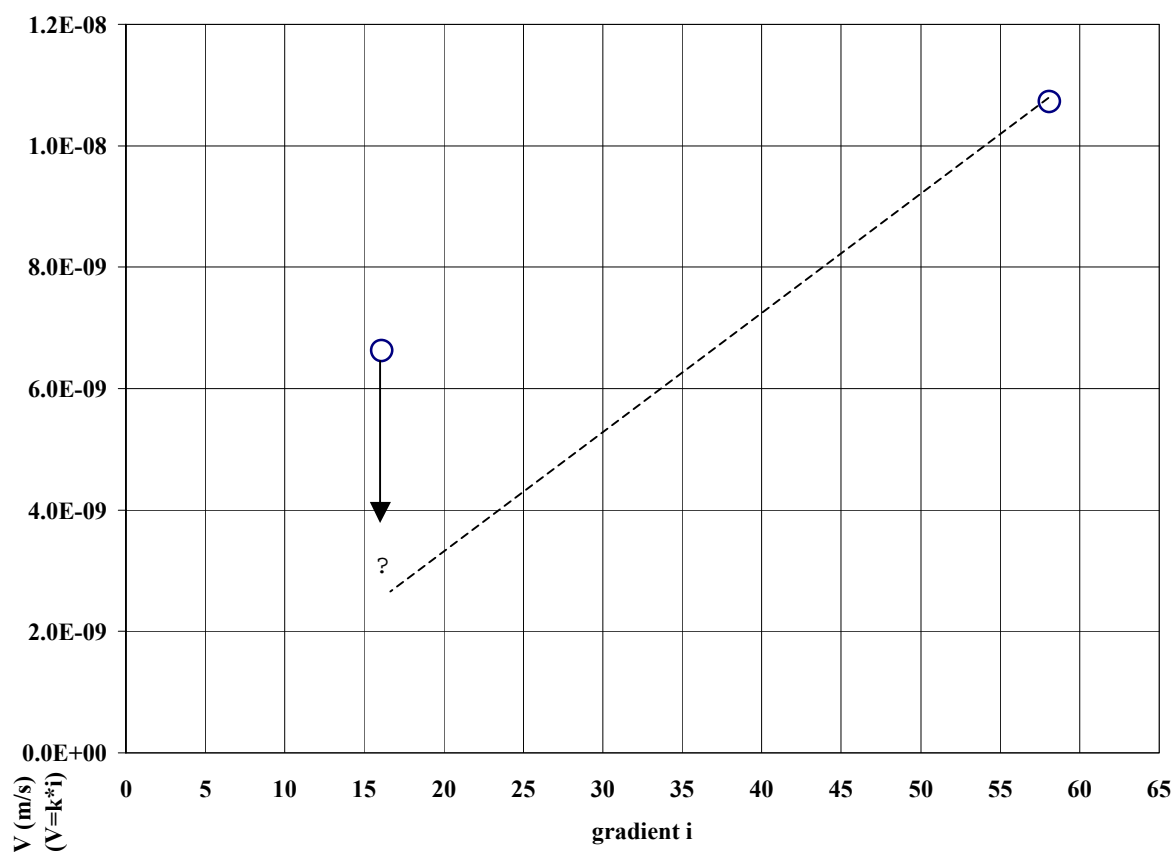
Rapport 1

Bilag 7

Side: 1 / 2



Dybde:	15	m	Bor. Nr.	307
Kote:		m	Lab. Nr.	7



Geologi: MORÆNELER, sandet, sv. gruset, kalkholdig, grå.				
Prøvediameter	42	mm	σ_3	200 kPa
Prøvehøjde	42	mm	Hydraulisk ledningsevne	
e	0.311		k_{23}	$1.84 \cdot 10^{-10}$ m/s (middel)
n	0.237		Temperatur	23 °C
ρ_d	2.044	g/cm ³	S_0	97 %
w	11.3	%	ρ_s (skønnet)	2.68 g/cm ³

Dybde:	20	m	Bor. Nr.	307
Kote:		m	Lab. Nr.	8

Test Procedure: Hydraulic conductivity ASTM D5084-97

NOTE: Kurveform iht DIN 18130: For hydraulisk ledningsevne måling i meget finkornet jord (ler og finsilt) vises kurven, der forbinder målepunkterne, nedad krum, hvilket repræsenterer pre-lineær strømning. I finkornet jord (sand og grovsilt) vises kurven retlinet svarende til lineær strømning (DARCY-strømning), mens den i grovkornede jordarter (grov sand, grus og sten) vises opad krum svarende til post-lineær (turbulent) strømning.

NOTE: Den hydrauliske ledningsevne (k m/s) er middel værdien ved gradient, $i = 58$
bestemmelse af k m/s ved gradient, $i = 16$ er usikker

GEO

Job: 23623-30-1 Hedeselskabet

Udført : JLC

Dato : 2003-06-24

Emne: Hydraulisk ledningsevne

Kontrolleret :

Dato :

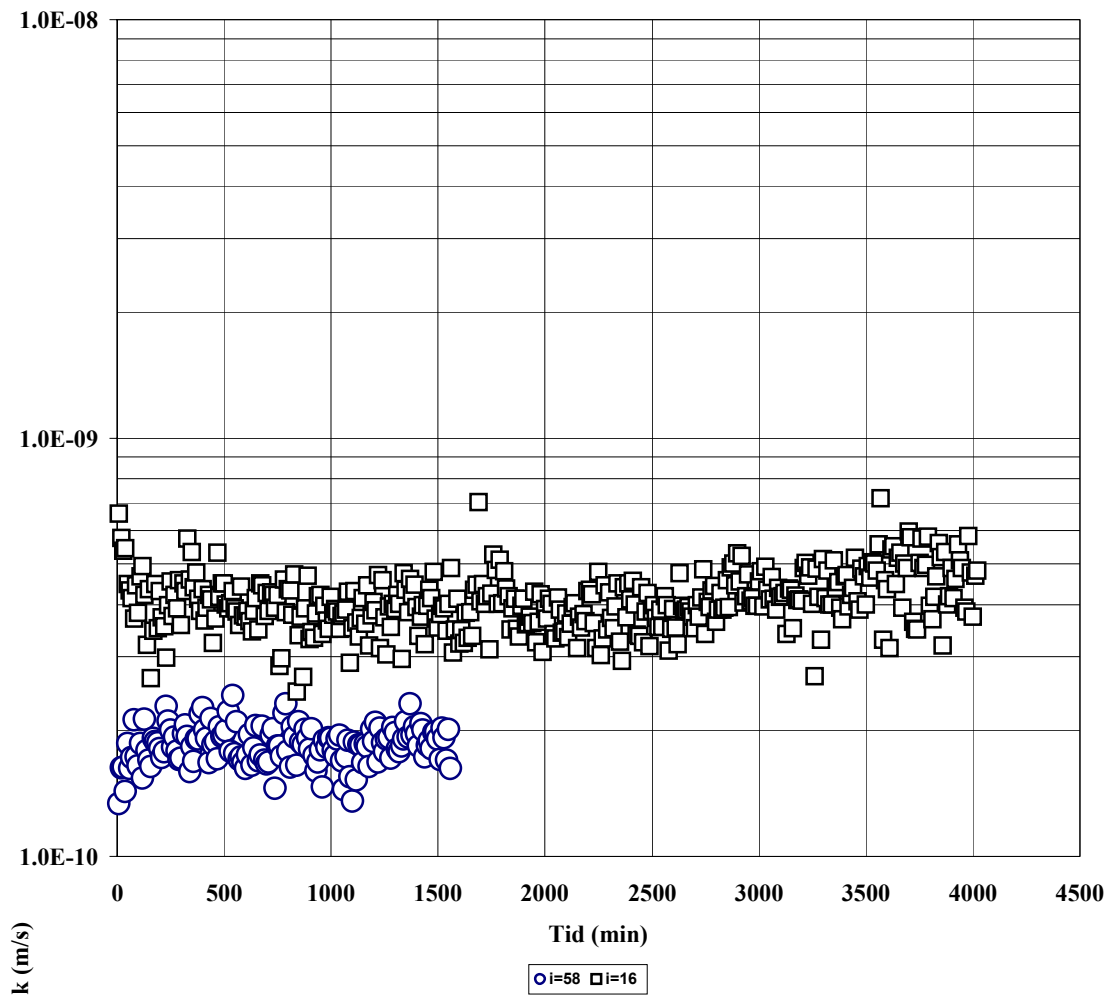
Godkendt :

Dato :

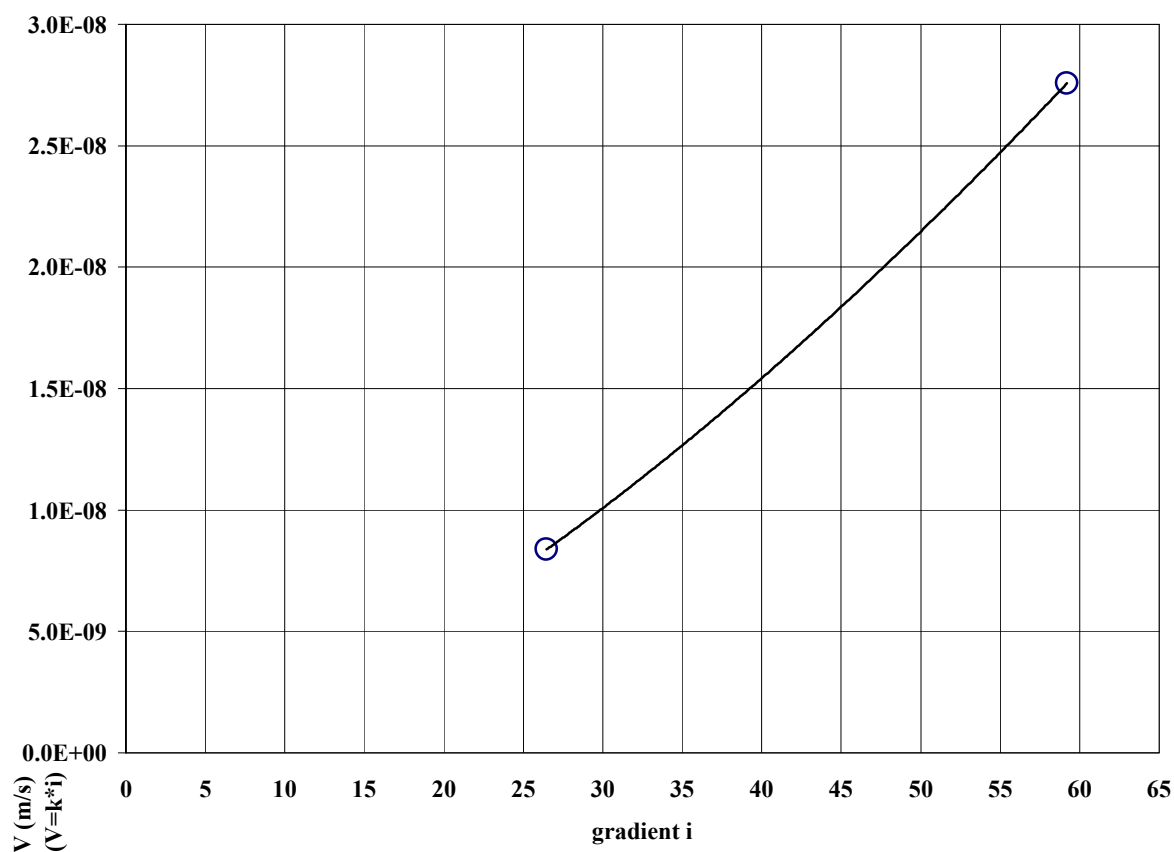
Rapport 1

Bilag 8

Side: 1 / 2



Dybde:	20	m	Bor. Nr.	307
Kote:		m	Lab. Nr.	8



Geologi: MORÆNELER, st sandet, sv. gruset, kalkholdig, grå.					
Prøvediameter	42	mm	σ_3	100	kPa
Prøvehøjde	42	mm	Hydraulisk ledningsevne		
e	0.251		k_{23}	$3.86 \cdot 10^{-10}$	m/s (middel)
n	0.201		Temperatur	23	°C
ρ_d	2.142	g/cm ³	S_0	97.5	%
w	9.1	%	ρ_s (skønnet)	2.68	g/cm ³

Dybde:	10	m	Bor. Nr.	308
Kote:		m	Lab. Nr.	9

Test Procedure: Hydraulic conductivity ASTM D5084-97

NOTE: Kurveform iht DIN 18130: For hydraulisk ledningsevne måling i meget finkornet jord (ler og finsilt) vises kurven, der forbinder målepunkterne, nedad krum, hvilket repræsenterer pre-lineær strømning. I finkornet jord (sand og grovsilt) vises kurven retlinet svarende til lineær strømning (DARCY-strømning), mens den i grovkornede jordarter (grovsand, grus og sten) vises opad krum svarende til post-lineær (turbulent) strømning.

GEO

Job: 23623-30-1 Hedeselskabet

Udført : JLC

Dato : 2003-06-24

Emne: Hydraulisk ledningsevne

Kontrolleret :

Dato :

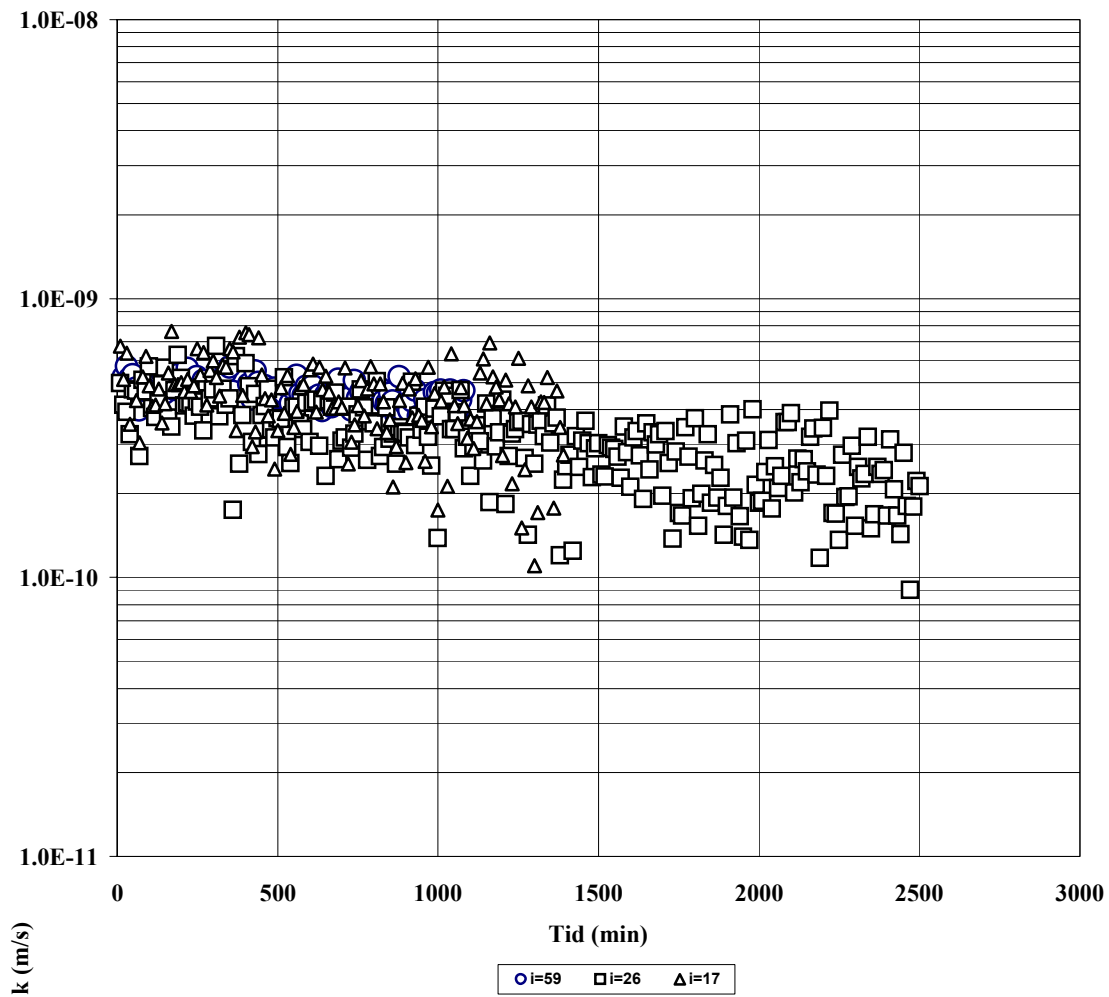
Godkendt :

Dato :

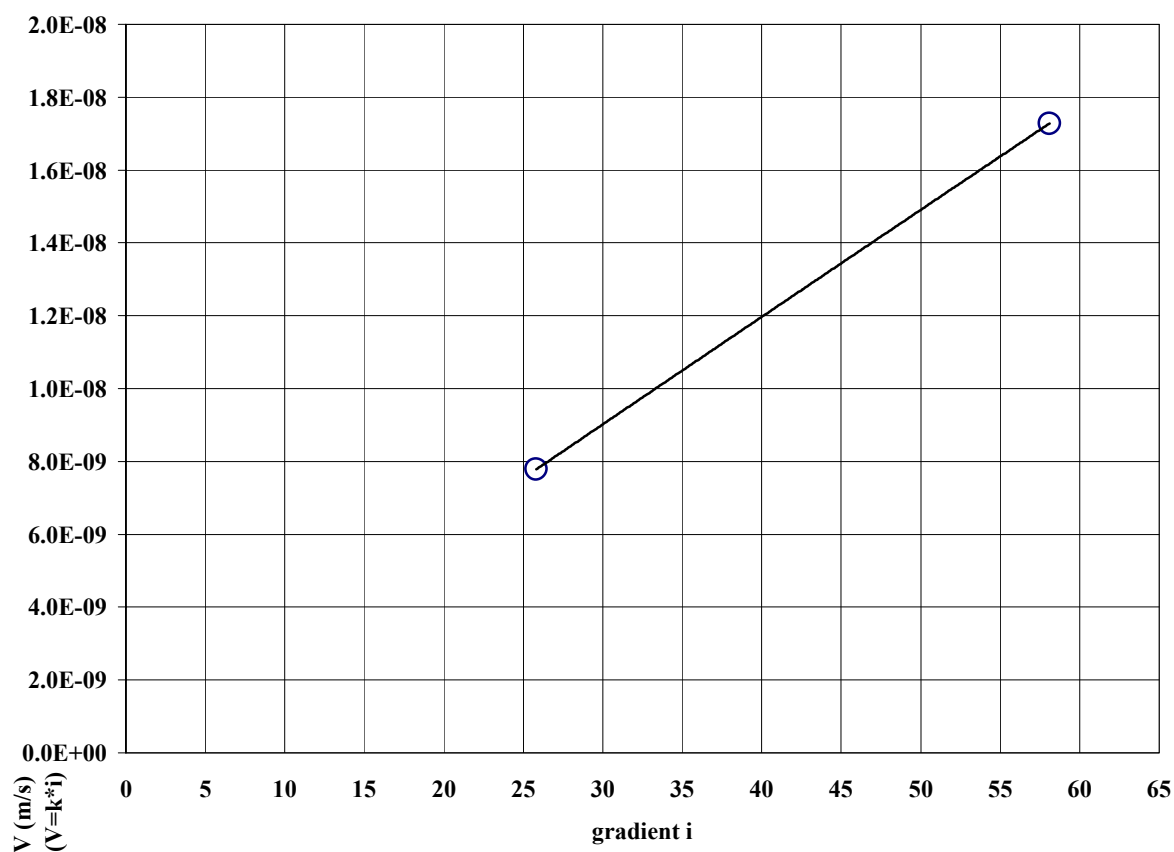
Rapport 1

Bilag 9

Side: 1 / 2



Dybde:	10	m	Bor. Nr.	308
Kote:		m	Lab. Nr.	9



Geologi: MORÆNELER, sandet, sv. gruset, kalkholdig, grå. (opblødt)				
Prøvediameter	42	mm	σ_3	200 kPa
Prøvehøjde	42	mm	Hydraulisk ledningsevne	
e	0.302		k_{23}	$3.0 \cdot 10^{-10}$ m/s (middel)
n	0.232		Temperatur	23 °C
ρ_d	2.058	g/cm ³	S_0	98.4 %
w	11.1	%	ρ_s (skønnet)	2.68 g/cm ³

Dybde:	20	m	Bor. Nr.	308
Kote:		m	Lab. Nr.	11

Test Procedure: Hydraulic conductivity ASTM D5084-97

NOTE: Kurveform iht DIN 18130: For hydraulisk ledningsevne måling i meget finkornet jord (ler og finsilt) vises kurven, der forbinder målepunkterne, nedad krum, hvilket repræsenterer pre-lineær strømning. I finkornet jord (sand og grovsilt) vises kurven retlinet svarende til lineær strømning (DARCY-strømning), mens den i grovkornede jordarter (grovsand, grus og sten) vises opad krum svarende til post-lineær (turbulent) strømning.

GEO

Job: 23623-30-1 Hedeselskabet

Udført : JLC

Dato : 2003-06-24

Emne: Hydraulisk ledningsevne

Kontrolleret :

Dato :

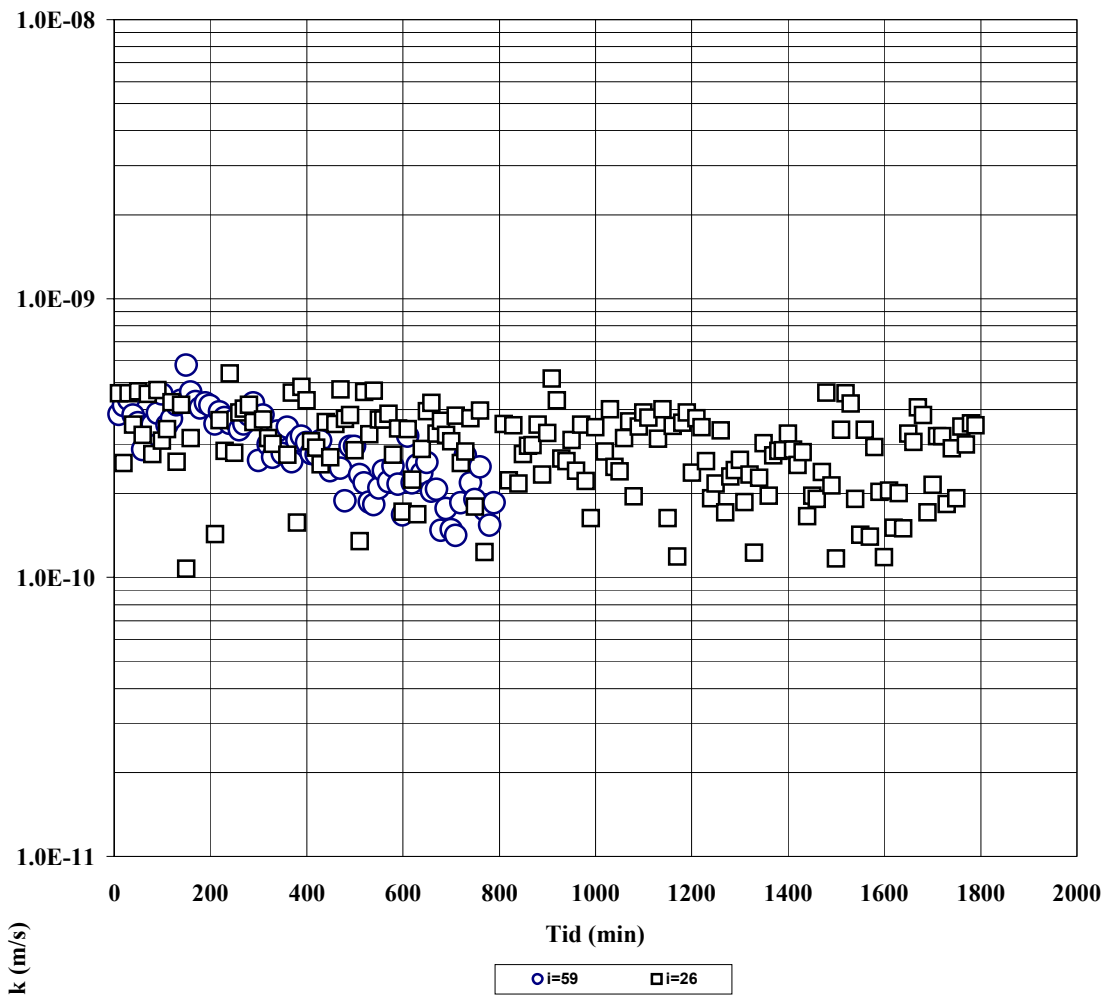
Godkendt :

Dato :

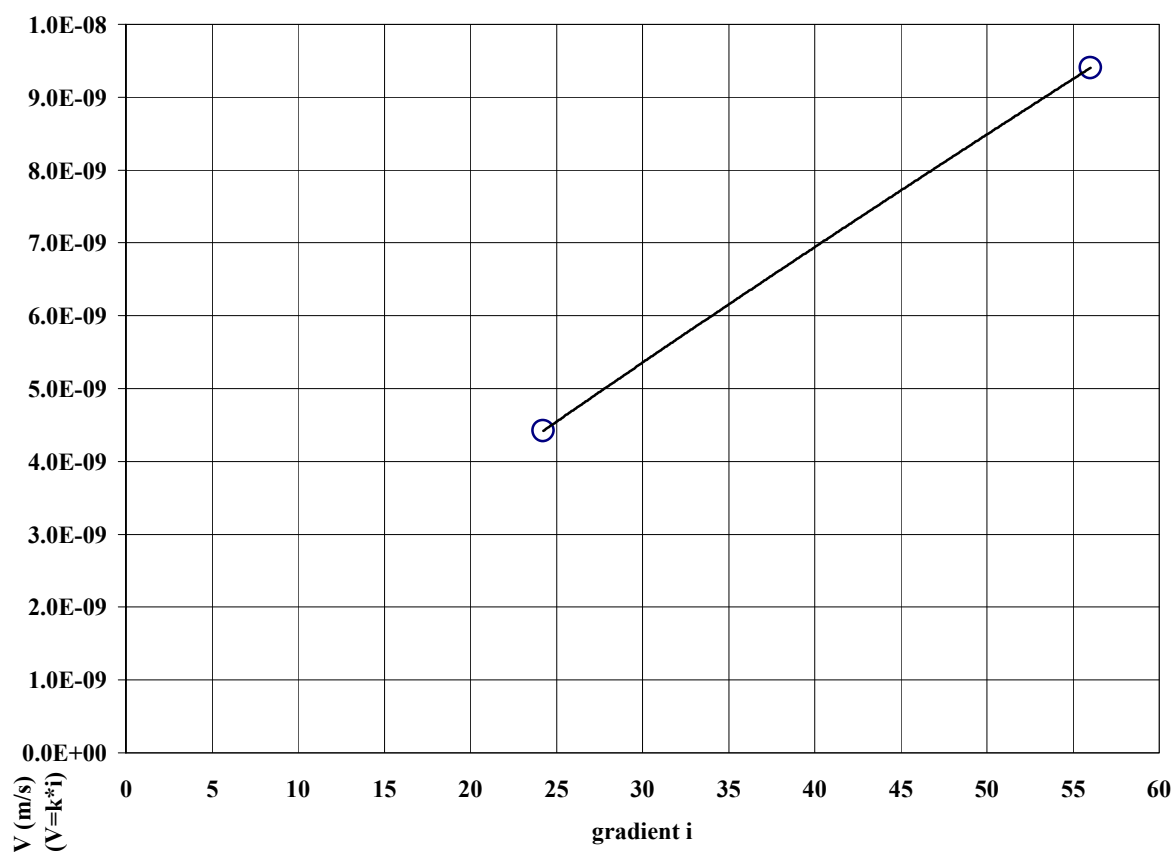
Rapport 1

Bilag 10

Side: 1 / 2



Dybde:	20	m	Bor. Nr.	308
Kote:		m	Lab. Nr.	11



Geologi: MORÆNELER, sandet, sv. gruset, kalkholdig, grå.				
Prøvediameter	42	mm	σ_3	50 kPa
Prøvehøjde	42	mm	Hydraulisk ledningsevne	
e	0.299		k_{23}	$1.74 * 10^{-10}$ m/s (middel)
n	0.230		Temperatur	23 °C
ρ_d	2.063	g/cm ³	S_0	99.7 %
w	11.1	%	ρ_s (skønnet)	2.68 g/cm ³

Dybde:	5	m	Bor. Nr.	309
Kote:		m	Lab. Nr.	12

Test Procedure: Hydraulic conductivity ASTM D5084-97

NOTE: Kurveform iht DIN 18130: For hydraulisk ledningsevne måling i meget finkornet jord (ler og finsilt) vises kurven, der forbinder målepunkterne, nedad krum, hvilket repræsenterer pre-lineær strømning. I finkornet jord (sand og grovsilt) vises kurven retlinet svarende til lineær strømning (DARCY-strømning), mens den i grovkornede jordarter (grov sand, grus og sten) vises opad krum svarende til post-lineær (turbulent) strømning.

GEO

Job: 23623-30-1 Hedeselskabet

Udført : JLC

Dato : 2003-06-24

Emne: Hydraulisk ledningsevne

Kontrolleret :

Dato :

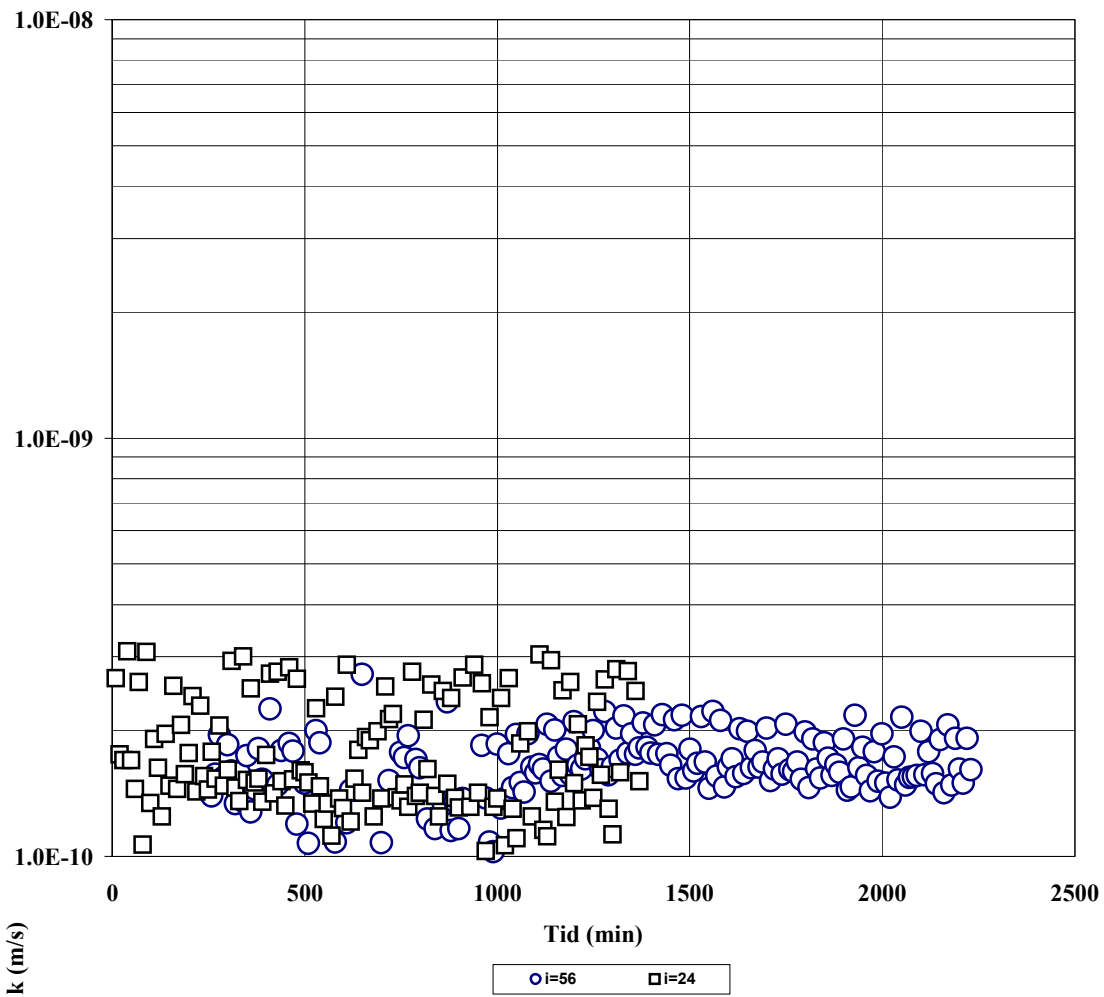
Godkendt :

Dato :

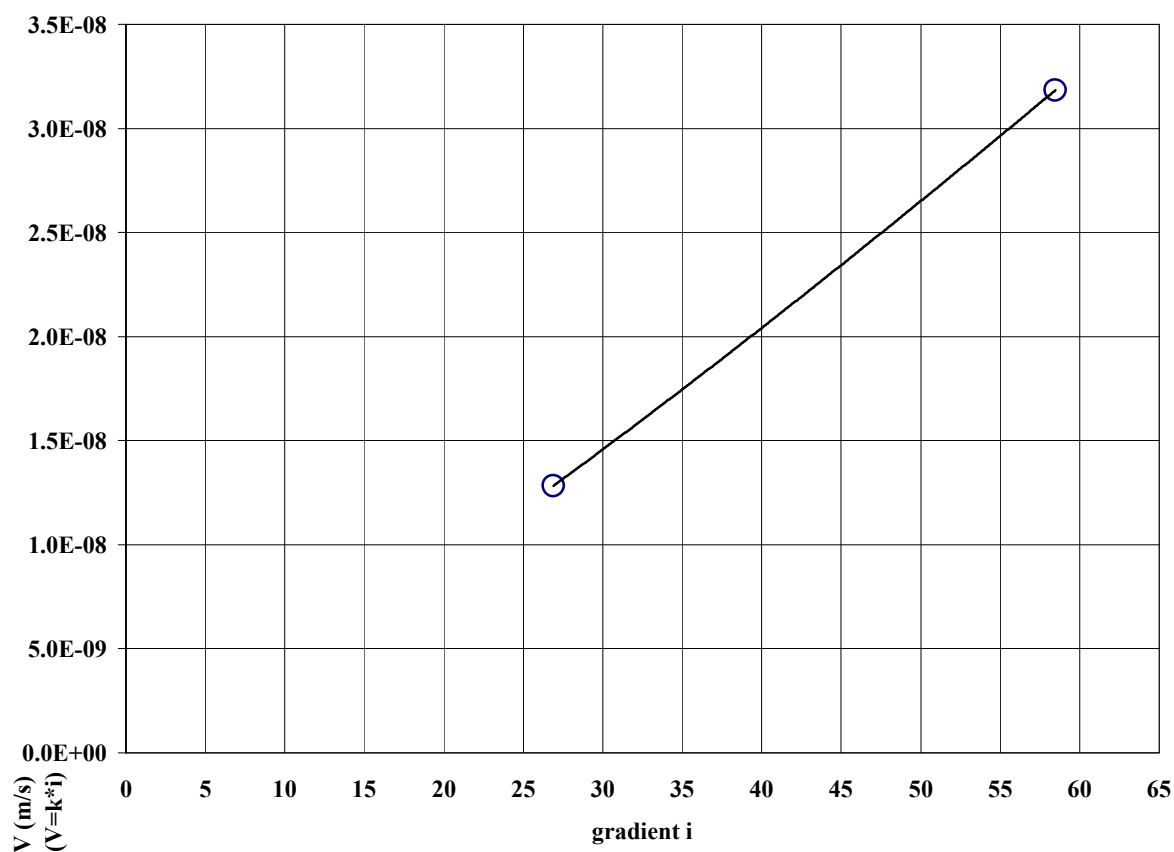
Rapport 1

Bilag 11

Side: 1 / 2



Dybde:	5	m	Bor. Nr.	309
Kote:		m	Lab. Nr.	12



Geologi: MORÆNELER, sandet, sv. gruset, kalkholdig, grå.

Prøvediameter	42	mm	σ_3	150	kPa
Prøvehøjde	42	mm	Hydraulisk ledningsevne		
e	0.288		k_{23}	$5.06 \cdot 10^{-10}$	m/s (middel)
n	0.224		Temperatur	23	°C
ρ_d	2.08	g/cm ³	S_0	99.2	%
w	10.7	%	ρ_s (skønnet)	2.68	g/cm ³

Dybde:	15	m	Bor. Nr.	309
Kote:		m	Lab. Nr.	13

Test Procedure: Hydraulic conductivity ASTM D5084-97

NOTE: Kurveform iht DIN 18130: For hydraulisk ledningsevne måling i meget finkornet jord (ler og finsilt) vises kurven, der forbinder målepunkterne, nedad krum, hvilket repræsenterer pre-lineær strømning. I finkornet jord (sand og grovsilt) vises kurven retlinet svarende til lineær strømning (DARCY-strømning), mens den i grovkornede jordarter (grov sand, grus og sten) vises opad krum svarende til post-lineær (turbulent) strømning.

GEO

Job: 23623-30-1 Hedeselskabet

Udført : JLC

Dato : 2003-06-24

Emne: Hydraulisk ledningsevne

Kontrolleret :

Dato :

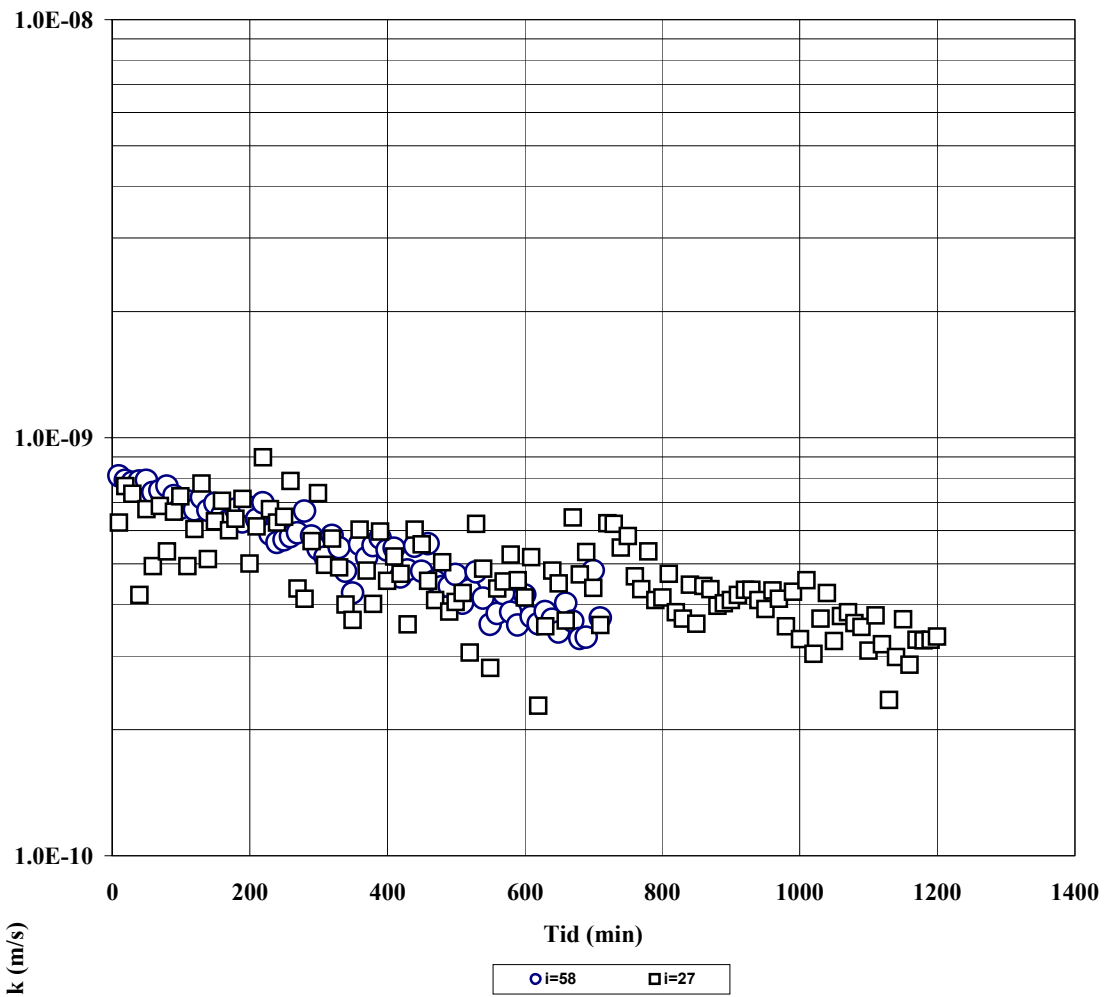
Godkendt :

Dato :

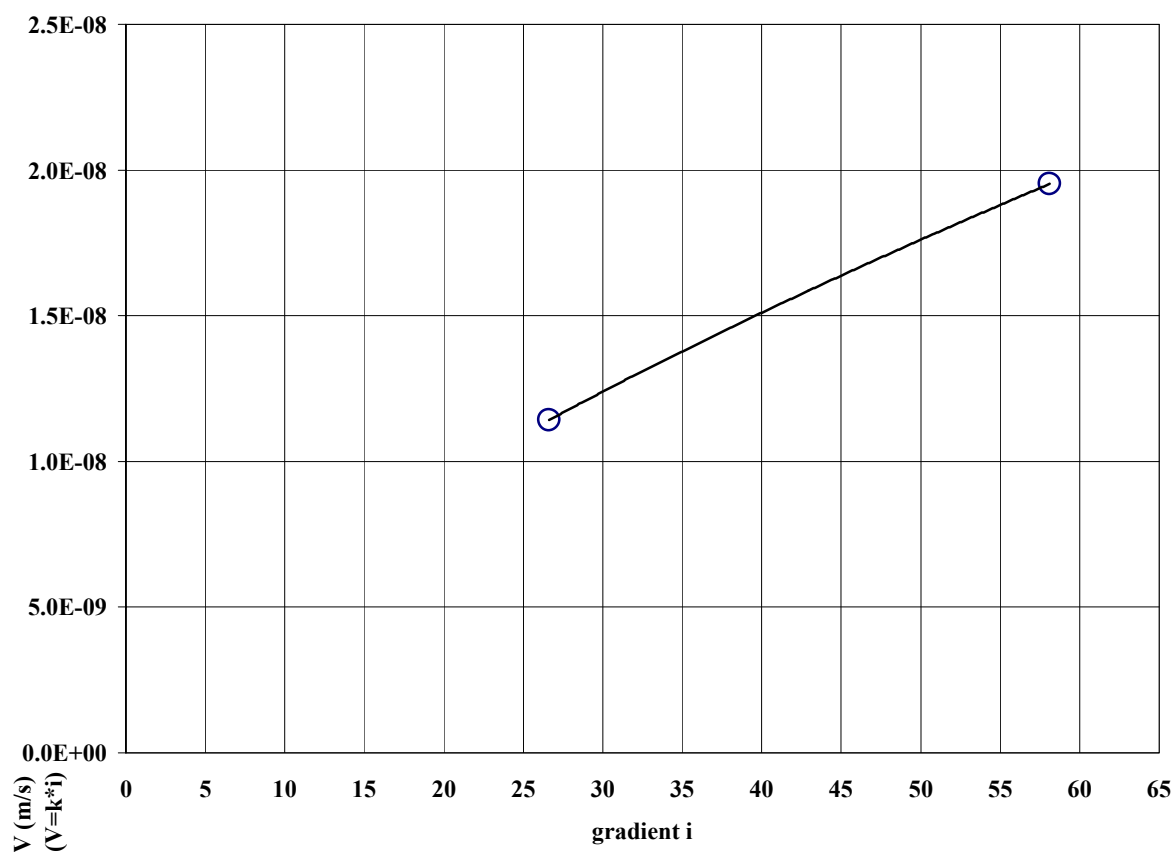
Rapport 1

Bilag 12

Side: 1 / 2



Dybde:	15	m	Bor. Nr.	309
Kote:		m	Lab. Nr.	13



Geologi: MORÆNELER, sandet, sv. gruset, kalkholdig, grå.

Prøvediameter	42	mm	σ_3	200	kPa
Prøvehøjde	42	mm	Hydraulisk ledningsevne		
e	0.29		k_{23}	$3.49 * 10^{-10}$	m/s (middel)
n	0.225		Temperatur	23	°C
ρ_d	2.077	g/cm ³	S_0	96.4	%
w	10.4	%	ρ_s (skønnet)	2.68	g/cm ³

Dybde:	21	m	Bor. Nr.	309
Kote:		m	Lab. Nr.	14

Test Procedure: Hydraulic conductivity ASTM D5084-97

NOTE: Kurveform iht DIN 18130: For hydraulisk ledningsevne måling i meget finkornet jord (ler og finsilt) vises kurven, der forbinder målepunkterne, nedad krum, hvilket repræsenterer pre-lineær strømning. I finkornet jord (sand og grovsilt) vises kurven retlinet svarende til lineær strømning (DARCY-strømning), mens den i grovkornede jordarter (grovsand, grus og sten) vises opad krum svarende til post-lineær (turbulent) strømning.

GEO

Job: 23623-30-1 Hedeselskabet

Udført : JLC

Dato : 2003-07-18

Emne: Hydraulisk ledningsevne

Kontrolleret :

Dato :

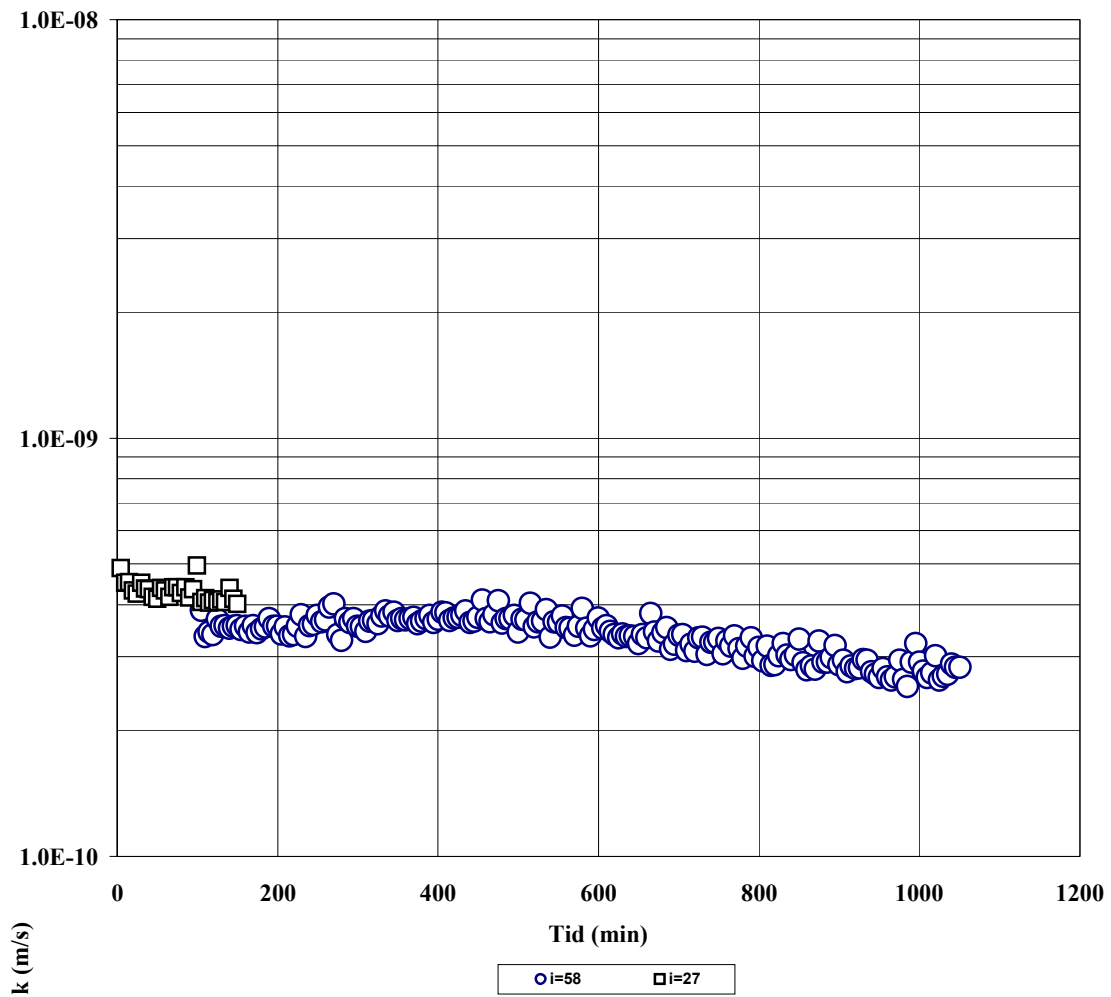
Godkendt :

Dato :

Rapport 1

Bilag 13

Side: 1 / 2



Dybde:	21	m	Bor. Nr.	309
Kote:		m	Lab. Nr.	14

Bilag 5

Boring med filterplace- ring	Prøve- tagnings- tidspunkt	Triklor- methan µg/l	1,1,1- triklor- ethan µg/l	Tetraklor- methan µg/l	Triklor- ethylen µg/l	Tetraklor- ethylen µg/l	Vinyl- klorid µg/l	1,1-diklor- ethylen µg/l	trans-1,2- diklor- ethylen µg/l	cis-1,2- diklor- ethylen µg/l	1,1-diklor- ethan µg/l	Ethen µg/l	Ethan µg/l	lt mg/l	pH
Sekundært grundvand 5-25 m u. t.															
B201															
2,0-4,0	Jan. 99	0.08	-	-	0.37	-	-	-	-	-	i.a.	i.a.	i.a.		
B203.1															
5,5-7,5	Jan. 99	-	-	-	3,700	-	0.99	0.62	2.2	69	i.a.	i.a.	i.a.		
	Dec. 02	-	-	-	1,900	-	-	-	2.4	45	-	i.a.	i.a.	1.1	6.95
B203.2															
2,0-4,0	Dec. 02	-	-	-	3.2	0.02	0.06	-	0.05	0.81	-	i.a.	i.a.	5.7	6.65
B204															
4,0-6,0	Jan. 99	-	-	1.1	45	-	-	-	-	0.34	i.a.	i.a.	i.a.		
B205															
6,0-8,0	Jan. 99	-	-	-	5.3	-	-	0.19	8.7	139	i.a.	i.a.	i.a.		
B206															
3,0-5,0	Aug. 98	-	-	-	27	-	-	-	-	0.73	i.a.	i.a.	i.a.		
B207															
7,0-11,0	Aug. 98	-	-	-	3,500	-	8	1.9	4	265	i.a.	i.a.	i.a.		
	Jan. 99	-	-	-	5,200	0.19	4.8	2.3	5	390	i.a.	i.a.	i.a.		
	Jul. 99	-	-	-	6,200	-	1.1	1.2	2.6	350	i.a.	i.a.	i.a.		
	Dec. 02	-	-	-	4,300	-	5.3	2.3	2.3	270	-	i.a.	i.a.	3.7	7.36

Boring med filterplace-ring	Prøvetagnings-tidspunkt	Triklor-methan µg/l	1,1,1-triklor-ethan µg/l	Tetraklor-methan µg/l	Triklor-ethylen µg/l	Tetraklor-ethylen µg/l	Vinyl-klorid µg/l	1,1-diklor-ethylen µg/l	trans-1,2-diklor-ethylen µg/l	cis-1,2-diklor-ethylen µg/l	1,1-diklor-ethan µg/l	Ethen µg/l	Ethan µg/l	Ilt mg/l	pH
B208															
2,5-3,5	Aug. 98	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	i.a.	i.a.		
B211.2															
15,0-18,0	Jan. 99	-	-	-	1,900	-	49	5.2	52	3,055	i.a.	i.a.	i.a.		
	Jul. 99	-	-	-	8,700	-	7.7	2.5	23	1,300	i.a.	i.a.	i.a.		
	Okt. 99	21	-	-	32,000	-	10	2.9	33	1,730	i.a.	i.a.	i.a.		
	Feb. 00	-	-	-	15,000	-	53	52	60	2,900	i.a.	i.a.	i.a.		
	Jun. 01	-	-	-	11,000	-	39	8.8	76	3,400	i.a.	i.a.	i.a.		
	Dec. 02	-	-	-	14,000	-	41	6.7	54	2,100	-	i.a.	i.a.	0.9	7.32
	Maj 03	<10	<10	<10	14,000	<10	<100	<10	24	1,700	<10	i.a.	i.a.	3.3	6.97
	Nov. 03	-	-	-	16,000	-	18	5.9	47	2,100	-	-	-	0.1	6.83
B223.2															
14,8-17,8	Jul. 99	-	-	-	3,800	-	4.9	0.54	7.1	300	i.a.	i.a.	i.a.		
	Dec. 02	-	-	-	1,800	-	6.3	2	1.8	160	-	i.a.	i.a.	1.1	6.83
B224															
14,5-19,5	Okt.99	1.7	-	-	3,200	-	0.7	0.4	2.6	101	i.a.	i.a.	i.a.		
B225.2															
9,5-12,5	Okt. 99	-	-	-	3,800	-	4.4	1.4	4.1	55	i.a.	i.a.	i.a.		
	Dec. 02	-	-	-	1,500	-	6	-	6.4	61	-	i.a.	i.a.	5.0	7.07
	Maj 03	<2,0	<2,0	<2,0	2,000	<2,0	1.9	<2,0	7	59	<2,0	i.a.	i.a.	2.0	7.10
	Nov. 03	-	-	-	1,900	-	<3	<1	13	71	<1	-	-	0.2	7.03

Boring med filterplace-ring	Prøvetagnings-tidspunkt	Triklor-methan µg/l	1,1,1-triklor-ethan µg/l	Tetraklor-methan µg/l	Triklor-ethylen µg/l	Tetraklor-ethylen µg/l	Vinyl-klorid µg/l	1,1-diklor-ethylen µg/l	trans-1,2-diklor-ethylen µg/l	cis-1,2-diklor-ethylen µg/l	1,1-diklor-ethan µg/l	Ethen µg/l	Ethan µg/l	lt mg/l	pH
B225.1															
15,5-17,5	Okt. 99	7.8	-	-	2,700	-	13	4.5	43	584	i.a.	i.a.	i.a.		
	Dec. 02	-	-	-	2,600	-	39	7	65	720	-	i.a.	i.a.	3.6	7.75
	Maj 03	<2,0	<2,0	<2,0	2,300	<2,0	6.5	<2,0	56	680	<2,0	i.a.	i.a.	i.m.	i.m.
	Nov. 03	-	-	-	2,800	-	12	4.9	53	690	-	-	-	0.1	7.16
B226.2															
10,0-13,0	Okt. 99	0.11	-	-	110	-	0.5	-	0.1	6	i.a.	i.a.	i.a.		
	Feb. 00	-	-	-	66	-	2.5	-	-	21	i.a.	i.a.	i.a.		
	Dec. 02	-	-	-	180	-	1.1	0.26	0.62	20	-	i.a.	i.a.	4.0	6.87
B226.1															
19,7-22,7	Okt. 99	0.07	-	-	52	-	0.4	-	0.1	5.2	i.a.	i.a.	i.a.		
	Feb. 00	-	-	-	55	-	2.3	-	-	18	i.a.	i.a.	i.a.		
	Dec. 02	-	-	-	94	-	-	-	-	20	-	i.a.	i.a.	0.7	7.37
	Maj 03	-	-	-	100	-	0.03	0.14	0.12	15	-	i.a.	i.a.	i.m.	i.m.
	Nov. 03	-	-	-	100	-	-	0.21	0.20	21	-	-	-	i.m.	i.m.
B227.2															
9,5 – 12,5	Feb. 00	-	-	-	1.4	-	0.6	-	-	0.21	i.a.	i.a.	i.a.		
B229.2															
10,0-12,0	Feb. 00	-	-	-	1,400	-	3.8	0.78	1.9	67	i.a.	i.a.	i.a.		
	Jul. 00	-	-	-	1,400	-	5	0.97	5	93	i.a.	i.a.	i.a.		
	Jun. 01	-	-	-	1,700	-	4.1	0.89	4.6	87	i.a.	i.a.	i.a.		
	Dec. 02	-	-	-	1,100	-	3.7	-	3.1	42	-	i.a.	i.a.	0.4	7.00
	Maj 03	-	-	-	1,000	-	1.1	<0,4	2.1	33	<0,4	i.a.	i.a.	2.0	7.08
	Nov. 03	-	-	-	890	-	<3	<1	4.0	38	<1	-	-	0.2	7.03

Boring med filterplace-ring	Prøvetagnings-tidspunkt	Triklor-methan µg/l	1,1,1-triklor-ethan µg/l	Tetraklor-methan µg/l	Triklor-ethylen µg/l	Tetraklor-ethylen µg/l	Vinyl-klorid µg/l	1,1-diklor-ethylen µg/l	trans-1,2-diklor-ethylen µg/l	cis-1,2-diklor-ethylen µg/l	1,1-diklor-ethan µg/l	Ethen µg/l	Ethan µg/l	It mg/l	pH
B230 18,0-20,0	Jul. 00	-	-	-	-	-	-	-	-	-	i.a.	i.a.	i.a.		
B231.2 8,0-10,0	Jul. 00	-	-	-	-	-	-	-	-	-	i.a.	i.a.	i.a.		
B232 17,0-19,0	Jul. 00	-	-	-	0.92	-	-	-	-	1.8	i.a.	i.a.	i.a.		
B302.4 13,5-16,5	Jun. 01	-	-	-	92	-	-	-	-	7.5	i.a.	i.a.	i.a.		
	Dec. 02	-	-	-	67	-	0.04	0.03	-	5.0	-	i.a.	i.a.	0.4	7.3
	Maj 03	-	-	-	43	-	<0,02	<0,05	0.08	5.2	<0,05	i.a.	i.a.	2.0	7.39
	Nov. 03	-	-	-	37	-	-	-	-	5.3	-	-	-	0.1	7.36
B302.3 22,4-24,4	Jun. 01	-	-	-	21	-	-	-	-	2.7	i.a.	i.a.	i.a.		
	Jul. 01	-	-	-	11	-	-	-	-	1.7	i.a.	i.a.	i.a.		
	Dec. 02	-	-	-	1.8	-	-	-	-	0.22	-	i.a.	i.a.	0.5	7.39
	Maj 03	-	-	-	0.78	-	-	-	-	0.11	-	i.a.	i.a.	2.1	8.6
	Nov. 03	-	-	-	0.60	-	-	-	-	0.11	-	i.a.	i.a.	0.2	7.73
B306.2 7,0-10,0	Aug. 03	-	-	-	0.87	-	-	-	-	0.23	-	i.a.	i.a.	0.6	7.19
B307.3 7,0-10,0	Aug. 03	-	-	-	9,900	-	7.7	2.7	15	1,100	-	i.a.	i.a.	3.6	7.51

Boring med filterplace-ring	Prøvetagnings-tidspunkt	Triklor-methan µg/l	1,1,1-triklor-ethan µg/l	Tetraklor-methan µg/l	Triklor-ethylen µg/l	Tetraklor-ethylen µg/l	Vinyl-klorid µg/l	1,1-diklor-ethylen µg/l	trans-1,2-diklor-ethylen µg/l	cis-1,2-diklor-ethylen µg/l	1,1-diklor-ethan µg/l	Ethen µg/l	Ethan µg/l	Ilt mg/l	pH
B307.2 15,0-18,0	Aug. 03	-	-	-	16,000	-	48	7.4	89	3,900	-	i.a.	i.a.	i.m.	i.m.
B308.3 6,0-9,0	Aug. 03	-	-	-	1.4	-	-	-	-	0.02	-	i.a.	i.a.	3.8	6.9
B308.2 12,0-15,0	Aug. 03	-	-	-	4,100	-	14	2.2	18	560	-	i.a.	i.a.	0.6	6.94
B308.1 18,0-21,0	Aug. 03	-	-	-	3,000	-	12	2.0	11	540	-	i.a.	i.a.	i.m.	i.m.
B309.3 9,0-12,0	Aug. 03	-	-	-	1,600	-	1.6	1.4	9.2	130	-	i.a.	i.a.	0.5	7.82
B309.2 15,0-18,0	Aug. 03	-	-	-	3,900	-	45	6.8	61	1,200	-	i.a.	i.a.	0.6	7.07
B309.1 21,0-24,0	Aug. 03	-	-	-	370	-	0.24	-	-	26	-	i.a.	i.a.	3.7	7.11

Boring med filterplace- ring	Prøve- tagnings- tidspunkt	Triklor- methan	1,1,1- triklor- ethan	Tetraklor- methan	Triklor- ethylen	Tetraklor- ethylen	Vinyl- klorid	1,1-diklor- ethylen	trans-1,2- diklor- ethylen	cis-1,2- diklor- ethylen	1,1-diklor- ethan	Ethen	Ethan	lt	pH
		µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mg/l	
Sekundært grundvand dybere ned 25 m u. t.															
B211.1	Jan. 99	-	-	-	230	-	-	-	0.13	0.66	i.a.	i.a.	i.a.		
26,0-29,0	Jul. 99	-	-	-	1.4	-	-	-	-	0.18	i.a.	i.a.	i.a.		
	Okt. 99	-	-	-	1.7	-	-	-	-	0.2	i.a.	i.a.	i.a.		
	Feb. 00	-	-	-	1.2	-	-	-	-	0.85	i.a.	i.a.	i.a.		
	Jun. 01	-	-	-	57	-	-	-	1	15	i.a.	i.a.	i.a.		
	Dec. 02	-	-	-	77	-	-	-	-	7.1	-	i.a.	i.a.	1.0	7.17
	Maj 03	-	-	-	59	-	-	-	-	5.8	-	i.a.	i.a.	2.6	7.53
	Nov. 03	-	-	-	160	-	-	-	0.37	21	-	-	-	0.2	7.46
B223.1															
28,6-30,6	Jul. 99	-	-	-	11	-	-	-	-	0.87	i.a.	i.a.	i.a.		
	Okt. 99	-	-	-	34	-	-	-	-	0.8	i.a.	i.a.	i.a.		
	Jun. 01	-	-	-	35	-	0.12	-	0.12	7.4	i.a.	i.a.	i.a.		
	Dec. 02	-	-	-	160	-	0.09	0.07	0.46	14	-	i.a.	i.a.	i.m.	i.m.
	Maj 03	-	-	-	48	-	-	-	0.16	7.5	-	i.a.	i.a.	i.m.	i.m.
	Nov. 03	-	-	-	21	-	-	-	0.09	3.4	-	-	-	i.m.	i.m.
B227.1															
31,0-34,0	Feb. 00	-	-	-	-	-	-	-	-	-	i.a.	i.a.	i.a.		
B228															
25,0-28,0	Feb. 00	-	-	-	-	-	-	-	-	-	i.a.	i.a.	i.a.		

Boring med filterplace-ring	Prøvetagnings-tidspunkt	Triklor-methan	1,1,1-triklor-ethan	Tetraklor-methan	Triklor-ethylen	Tetraklor-ethylen	Vinyl-klorid	1,1-diklor-ethylen	trans-1,2-diklor-ethylen	cis-1,2-diklor-ethylen	1,1-diklor-ethan	Ethen	Ethan	Itt	pH
		µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mg/l	
B229.1															
25,5-27,5	Feb. 00	-	-	-	6.4	-	-	-	-	2.9	i.a.	i.a.	i.a.		
	Jul. 00	-	-	-	2.8	-	-	-	-	0.9	i.a.	i.a.	i.a.		
	Jun. 01	-	-	-	31	-	0.12	-	0.22	5.5	i.a.	i.a.	i.a.		
	Jul. 01	-	-	-	3.3	-	-	-	-	0.73	i.a.	i.a.	i.a.		
	Dec. 02	-	-	-	19	-	0.1	-	0.14	2.4	-	i.a.	i.a.	i.m.	i.m.
	Maj 03	-	-	-	7.5	-	-	-	0.04	0.79	-	i.a.	i.a.	i.m.	i.m.
	Nov. 03	-	-	-	15	-	-	-	0.08	2.1	-	i.a.	i.a.	i.m.	i.m.
B231.1															
25,0-28,0	Jul. 00	-	-	-	-	-	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.		
B301.3															
32,5-34,5	Jul. 00	-	-	-	-	-	-	-	-	-	i.a.	i.a.	i.a.		
	Jun. 01	-	-	-	4.2	-	-	-	-	0.28	i.a.	i.a.	i.a.		
	Jul. 01	-	-	-	0.12	-	-	-	-	-	i.a.	i.a.	i.a.		
	Dec. 02	-	-	-	0.15	-	-	-	-	-	-	i.a.	i.a.	i.m.	i.m.
	Maj 03	-	-	-	0.11	-	-	-	-	-	-	i.a.	i.a.	i.m.	i.m.
B303.3															
28,0-33,5	Feb. 03	-	-	-	17	-	-	-	-	2.3	-	i.a.	i.a.	i.m.	i.m.
	Maj 03	-	-	-	5.8	-	-	-	-	0.51	-	i.a.	i.a.	i.m.	i.m.
	Nov. 03	-	-	-	2.0	-	-	-	-	0.25	-	i.a.	i.a.	i.m.	i.m.
B304.2															
28,8-31,8	Feb. 03	-	-	-	0.03	-	-	-	-	-	-	i.a.	i.a.	0.1	6.91
B305.2															
30,2-32,2	Feb. 03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	i.a.	i.a.	3.4	7.13

Boring med filterplace-ring	Prøvetagnings-tidspunkt	Triklor-methan	1,1,1-triklor-ethan	Tetraklor-methan	Triklor-ethylen	Tetraklor-ethylen	Vinyl-klorid	1,1-diklor-ethylen	trans-1,2-diklor-ethylen	cis-1,2-diklor-ethylen	1,1-diklor-ethan	Ethen	Ethan	lt	pH
		µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mg/l	
Primært grundvand, dybere end 38 m u. t.															
B221															
35,5-38,5	Jul. 99	-	-	-	0.1	-	-	-	-	-	i.a.	i.a.	i.a.		
	Okt.99	-	-	-	0.33	-	-	-	-	-	i.a.	i.a.	i.a.		
	Feb. 00	-	-	-	1.2	-	-	-	-	-	i.a.	i.a.	i.a.		
	Jul. 00	-	-	-	0.12	-	-	-	-	-	i.a.	i.a.	i.a.		
	Jun. 01	-	-	-	0.48	-	-	-	-	-	i.a.	i.a.	i.a.		
	Dec. 02	-	-	-	26	-	-	-	-	-	i.a.	i.a.	0.5	7.3	
	Maj 03	-	-	-	0.88	-	-	-	0.02	0.23	-	i.a.	i.a.	1.9	7.61
	Nov. 03	-	-	-	160	-	-	0.12	0.82	24	-	-	-	0.1	7.39
B301.2															
39,0-41,0	Jul. 00	-	-	-	-	-	-	-	-	-	i.a.	i.a.	i.a.		
	Jun. 01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	i.a.	i.a.	i.a.		
	Dec. 02	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	i.a.	i.a.	0.3	8.12
	Maj 03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	i.a.	i.a.	2.0	7.44
	Nov. 03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	i.a.	i.a.	0.2	7.33
B301.1															
53,0-55,0	Jul. 00	-	-	-	-	-	-	-	-	-	i.a.	i.a.	i.a.		
	Jun. 01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	i.a.	i.a.	i.a.		
	Dec. 02	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	i.a.	i.a.	2.2	11.82
B302.2															
39,7-42,7	Jun. 01	-	-	-	0.11	-	-	-	-	-	i.a.	i.a.	i.a.		
	Dec. 02	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	i.a.	i.a.	0.3	7.17

Boring med filterplace-ring	Prøvetagnings-tidspunkt	Triklor-methan	1,1,1-triklor-ethan	Tetraklor-methan	Triklor-ethylen	Tetraklor-ethylen	Vinyl-klorid	1,1-diklor-ethylen	trans-1,2-diklor-ethylen	cis-1,2-diklor-ethylen	1,1-diklor-ethan	Ethen	Ethan	lft	pH
		µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mg/l	
B302-1															
49,5-51,5	Jun. 01	-	-	-	0.17	-	-	-	-	-	i.a.	i.a.	i.a.		
	Dec. 02	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	i.a.	i.a.	0.3	7.22
B303.2															
38,1-43,6	Feb. 03	-	-	-	0.03	-	-	-	-	-	-	i.a.	i.a.	0.1	8.39
B303.1															
47,6-49,6	Feb. 03	-	-	-	0.13	-	-	-	-	-	-	i.a.	i.a.	0.1	7.57
	Maj 03	-	-	-	0.11	-	-	-	-	0.09	-	i.a.	i.a.	2.0	7.47
	Nov. 03	-	-	-	0.05	-	-	-	-	0.02	-	i.a.	i.a.	0.1	7.3
B304.1															
41,0-45,0	Feb. 03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	i.a.	i.a.	0.1	7.4
B305.1															
41,0-45,0	Feb. 03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	i.a.	i.a.	0.1	7.31
B315.1															
36,0-44,0	Feb. 04	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	i.a.	i.a.	0.1	8.56
-: Under detektionsgrænsen															
i.a.: Ikke analyseret															
i.m.: Ikke målt, da det ikke var muligt at pumpe kontinuerligt															
lft og pH-værdier er målt i felten i forbindelse med prøvetagningen															

Boring		B203.1	B206	B207	B211.1	B221	B225.2	B226.2	B229.2	B303.1	B211.2	B225.1	B229.1	B230	B302.3	B302.4	B303.3	B306.2	B307.3	B307.2	B308.2	B308.1	B309.3	
	Enhed																							
Filterinterval, m u. t.		5,5-7,5	3,0-5,0	7,0-11,0	26,0-29,0	35,5-38,5	9,5-12,5	10,0-13,0	10,0-12,0	47,6-49,6	15,0-18,0	15,5-17,5	25,5-27,5	17,5-20,5	22,4-24,4	13,5-16,5	28,0-33,5	7,0-10,0	7,0-10,0	15,0-18,0	12,0-15,0	18,0-21,0	9,0-12,0	
Prøvetagningstidspunkt		03/03	03/03	03/03	03/03	03/03	03/03	03/03	03/03	03/03	03/03	03/03	03/03	03/03	03/03	03/03	03/03	03/03	08/03	08/03	08/03	08/03	08/03	08/03
Ilt, feltmåling	mg/l	1.3	0.2	0.8	2.3	0.2	0.2	0.2	0.4	0.3	0.4	1.0	i.m.	0.7	i.m.	0.1	1.7	0.6	3.6	i.m.	0.6	i.m.	0.5	
pH, feltmåling		6.98	6.36	6.87	7.65	7.47	6.96	6.82	6.92	7.37	6.89	7.24	i.m.	7.17	i.m.	7.34	8.95	7.19	7.51	i.m.	6.94	i.m.	7.82	
pH, laboratorie		7.1	6.5	7.0	7.7	7.6	7.0	7.0	7.1	7.5	7.2	7.3	7.8	7.5	8.0	7.5	8.3	6.9	7.1	6.9	6.8	6.9	6.9	
Ledningsevne	mS/m	86.0	45.6	101.0	43.7	54.4	82.7	84.2	92.2	63.0	109.0	86.5	64.8	88.0	67.9	77.2	57.7	108.0	94.1	118.0	102.0	102.0	89.9	
Calcium, filt. i felten	mg/l	150	73	190	68	86	160	160	170	94	200	140	100	170	100	130	84	200	170	190	180	180	150	
Magnesium, filt. i felten	mg/l	11.0	5.8	13.0	2.6	6.4	8.8	9.0	13.0	9.9	14.0	16.0	6.6	6.2	8.9	13.0	6.5	18.0	16.0	19.0	15.0	14.0	12.0	
Kalium, filt. i felten	mg/l	0.92	1.2	1.3	2.4	1.8	1.2	1.5	1.2	3.2	1.5	2.0	5.7	1.8	2.0	2.4	1.7	1.0	1.2	1.5	1.3	1.8	1.0	
Natrium, filt i felten	mg/l	20	13	18	15	16	17	13	18	24	28	26	32	18	30	16	21	13	19	35	20	23	26	
Jern, filt. i felten	mg/l	<0,010	<0,010	0.027	0.016	0.93	1.9	2.9	1.1	2.0	0.13	<0,010	0.045	0.19	0.34	0.74	<0,010	0.02	<0,010	0.016	1.5	0.32	0.44	
Mangan, filt. i felten	mg/l	0.073	0.15	0.25	0.032	0.11	0.60	0.66	0.27	0.25	0.29	0.23	0.13	0.82	0.12	0.30	0.057	1.00	0.10	0.45	0.43	0.32	0.32	
Ammonium	mg/l	0.026	0.006	0.031	0.024	0.053	0.027	0.018	0.016	0.33	0.017	0.019	0.083	0.088	0.048	0.019	0.037	<0,005	0.005	0.008	0.029	0.019	<0,005	
Nitrit	mg/l	<0,010	<0,010	<0,010	0.037	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	0.023	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	0.029	<0,010	
Nitrat	mg/l	<1,0	12	<1,0	3.1	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	
Total-P	mg/l	0.017	0.080	0.019	0.075	<0,005	<0,005	0.005	0.016	0.094	0.010	<0,005	0.090	0.024	0.076	0.045	0.044	0.062	0.009	<0,005	0.099	0.005	0.012	
Klorid	mg/l	13.6	16	18	29.8	26.2	16.7	14.6	20.5	23.8	22.3	18.3	27	24.9	29.4	25.1	34.9	23.0	14.6	25.1	17.0	20.8	14.2	
Flourid	mg/l	0.11	0.14	0.14	0.19	0.23	0.11	0.13	0.088	0.27	0.13	0.14	0.17	0.17	0.27	0.20	0.34	<0,050	0.11	0.08	<0,050	0.11	<0,050	
Sulfat	mg/l	24	22	25	27	71	39	27	66	42	27	44	65	52	130	138	107	54	29	27	39	41	26	
Aggressiv kuldioxid	mg/l	<2	72	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	
Hydrogencarbonat	mg/l	529	222	632	184	211	503	510	529	324	688	520	311	479	230	310	162	662	595	747	646	616	561	
Inddampningsrest	mg/l	523	287	632	286	373	558	488	560	368	695	568	466	555	483	549	398	763	571	710	669	631	549	
Iltindhold, laboratorie	mg/l	8.2	0.4	8.2	3.3	0.6	0.3	0.8	0.6	0.4	7.9	5.7	2.5	8.7	1.5	1.4	2.4	0.7	5.1	0.6	0.2	2.9	0.5	
NVOC	mg/l	2.0	4.1	4.0	2.7	1.2	1.6	3.7	1.9	1.9	4.2	2.7	2.1	2.5	1.5	1.5	1.8	4.1	3.3	4.1	3.3	4.8	2.5	
Sulfid-S	mg/l	0.08	<0,010	0.052	0.018	<0,010	<0,010	0.016	<0,010	<0,010	0.022	<0,010	<0,010	0.055	<0,010	<0,010	0.055	<0,010	<0,010	<0,010	0.011	<0,010	<0,010	
Methan	mg/l	0.023	<0,010	0.064	0.18	0.029	0.042	0.17	0.034	0.021	0.15	0.072	0.21	<0,010	0.013	<0,010	0.017	<0,010	0.052	0.41	0.43	0.45	0.15	
Arsen	µg/l	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	0.70	0.57	0.71	1.40	0.87	1.00	
Barium	µg/l	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	71	550	130	130	110	59	
Bor	µg/l	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	31	180	
Nikkel	µg/l	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	23	5.3	

i.a.: Ikke analyseret

i.m.: Ikke målt, da det ikke var muligt at pumpe kontinuerligt

1) Prøve til metaller fra B307.3 er filtreret i laboratoriet

Bilag 6A

Dette notat er en afrapportering af måling af isotopforholdet for ^{12}C og ^{13}C for klorerede ethener på grundvandsprøver fra Sortebrovej

Materialer og metoder

Der er udtaget i alt 6 vandprøver i august 2003 fra Sortebrovej. Alle prøverne er efter udtagning blevet konserveret og sendt til University of Neuchatel for analyse for specifikke stabile isotoper for de specifikke klorerede ethener (PCE, TCE, *cis*-DCE og VC). Der er parallelt foretaget en analyse på Miljø & Ressourcer DTU for indholdet af klorerede ethener.

De udvalgte boringer svarer til de boringer, hvor der er udtaget vand og/eller sedimentkerner til treatabilityforsøg. Der er ikke udtaget vandprøver fra boringer med meget lav ydelse/ingen vand. Det blev også fravalgt at udtage vand fra baggrundsboringerne, da koncentrationerne ikke ville give basis for isotopanalyserne.

Analysemetode:

$^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ -isotopforholdene blev målt vha. en gaschromatograf med en HP-5 kolonne koblet til et Thermo Finnigan DeltaPlus XP isotope-ratio massespektrometer via et interface, hvor de eluerende organiske forbindelser forbrændes til CO_2 . Vandprøver blev ekstraheret ved fastfasemikroekstraktion (SPME) fra headspace i 40 mL VOC vials, hvor 5 mL vandfase var blevet udskiftet med luft. Der anvendtes polydimethylsiloxane-carboxen fibre, en ekstraktionstid på 15 min under magnetomrøring med 1100 rpm, og desorption i 5 min ved 300°C . Isotopforholdene blev beregnet i forhold til en ekstern CO_2 reference gas og korrigeret for den lille isotopfraktionering ved ekstraktionen vha. reference TCE og PCE, som blev analyseret analogt til prøverne og i tilsvarende koncentrationer. Standardafvigelsen ved metoden er 0.5‰.

Resultaterne opgives i en delta notation ($\delta^{13}\text{C}$) i forhold til VPDB (Vienna Pee Dee Belemnite). $\delta^{13}\text{C}$ værdien er defineret som $\delta^{13}\text{C} = (R_s/R_r - 1) * 1000$, hvor R_s og R_r er $\delta^{13}\text{C}/\delta^{12}\text{C}$ forholdet i henholdsvis vandprøven og standarden (Hunkeler et al., 1999). Med denne notation betyder en ændring af $\delta^{13}\text{C}$ fra fx -30 ‰ til -20 ‰ at der er sket en relativ stigning i indholdet af ^{13}C i forhold til ^{12}C . Det vil typisk være tegn på nedbrydning af fx PCE, da der vil ske en præferentiel nedbrydning af PCE molekyler med ^{12}C frem for PCE molekyler med ^{13}C . Isotopfraktionering er mest udtalt for anaerob deklorering af *cis*-DCE og VC (Hunkeler et al., 1999; Lollar et al., 2001).

Resultater

Resultaterne for målinger af isotopforholdet for ^{13}C -isotopen for de klorerede ethener og indholdet af klorerede ethener i vandprøverne er angivet i tabel 1.

På grund af detektionsgrænsen på ca. 50 $\mu\text{g}/\text{l}$ er der ingen data for VC for vandprøverne.

Molfraktionen for de forskellige boringer er vist i figur 1. Alle resultater viser tilstedeværelse af både TCE og *cis*-DCE. Der er kun PCE tilstede i begrænset omfang, hvilket svarer til, at hovedkilden består af TCE. Der er ingen prøver som umiddelbart kan tolkes som værende repræsentativ for en TCE forureningskilde.

Isotopforholdet $\delta^{13}\text{C}$ varierer for TCE fra $-27,8$ til $-24,5$ ‰, mens $\delta^{13}\text{C}$ forholdet for cis-DCE stort set udviser en konstant værdi på -30 ‰. Variationen i TCE isotopforholdet kan skyldes flere forureningskilder med lidt forskellig isotopsammensætning eller forskellig grad af nedbrydning. Der er tilsyneladende i dette tilfælde flere kilder med forskellig isotopsammensætning, da den teoretiske sammenhæng mellem stigende molær fraktion af cis-DCE og stigende indhold af ^{13}C TCE ikke eksisterer (figur 1 og 2). Dette er fx markant for 307-III, der har en værdi for $\delta^{13}\text{C}$ på $-24,5$ ‰ samtidig med en meget begrænset molfraktion for cis-DCE (ca. 0,87).

Forekomsten af cis-DCE med en mere negativ $\delta^{13}\text{C}$ end $\delta^{13}\text{C}$ for TCE viser, at nedbrydning også spiller en rolle, da der er sket en berigelse af ^{12}C (reduktion af ^{13}C) i nedbrydningsproduktet. Dette viser entydigt, at der er sket en nedbrydning af TCE til cis-DCE, men tilsyneladende ikke en signifikant videre nedbrydning til VC. Dette er i overensstemmelse med de molære fraktioner for vandprøverne, hvor VC kun udgør en ubetydelig del.

Der kan under forudsætning af, at isotopfraktioneringen i laboratorieforsøg er repræsentativ for feltforholdene og kendskab til forureningskildens isotopsammensætning beregnes en relativ nedbrydning af TCE i de forskellige boringer (Lollar et al., 2001). Desværre er der på Sortebovej ikke anvendelige tal for forureningskildens isotopsammensætning, hvilket gør en sådan beregning upålidelig.

Sammenfattende viser isotopfordelingen i forureningsfanen på Sortebovej, at der i begrænset omfang er sket en nedbrydning fra TCE til cis-DCE på lokaliteten. Der er tegn på, at der eksisterer flere kilder med en lidt forskellig isotopsammensætning.

Isotopforhold giver som metode en uafhængig vurdering af den anaerobe deklorerings på forurenede lokaliteter. Hvis detektionsgrænsen i fremtiden reduceres med en faktor 10, vil metoden være et meget stærkt værktøj for at vurdere omfanget af anaerob deklorerings.

Referencer

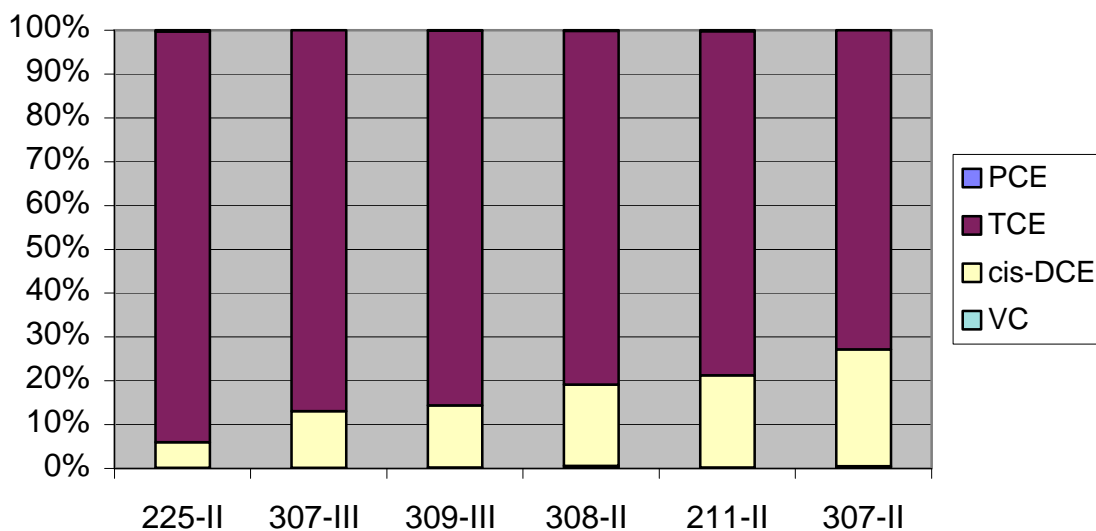
Hunkeler, D.; Aravena, R.; Butler, B.J. (1999). Monitoring Microbial dechlorination of tetrachloroethene (PCE) in groundwater using compound-specific stable carbon isotopes ratios: microcosm and field studies. *Environmental Science and Technology*, 33, 2733-2738.

Lollar, B.S.; Slater, G.F.; Sleep, B.; Witt, M.; Klecka; Harkness, M.; Spivack, J. (2001): Stable carbon isotope evidence for intrinsic bioremediation of tetrachloroethene and trichloroethene at area 6, Dover Air Force Base. *Environmental Science and Technology*, 35, 261-269.

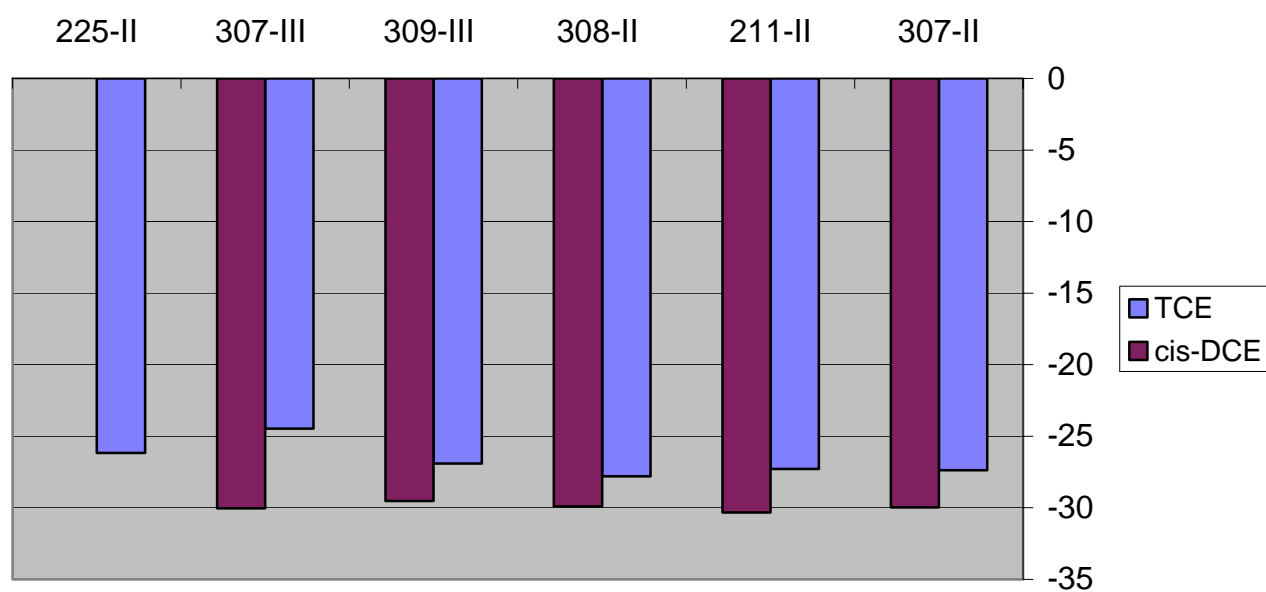
Tabel 1: Koncentration ($\mu\text{g/l}$) og $\delta^{13}\text{C}$ isotopforholdet for PCE, TCE og cis-DCE for vandprøver på Sortebrovej.

	PCE	PCE $\delta^{13}\text{C}$	TCE	TCE $\delta^{13}\text{C}$	cis DCE	Cis-DCE $\delta^{13}\text{C}$	VC	VC $\delta^{13}\text{C}$
307-II	6	u.d.	24602	-27.4	6646	-30.0	80	u.d.
211-II	47	u.d.	14195	-27.3	2808	-30.3	16	u.d.
308-II	11	u.d.	4093	-27.8	695	-29.9	14	u.d.
309-III	3	u.d.	1990	-26.9	242	-29.5	3	u.d.
307-III	3	u.d.	10798	-24.5	1186	-30.0	7	u.d.
225-II	7	u.d.	1731	-26.2	80	u.d.	2	u.d.

u.d. under detektionsgrænsen



Figur 1: Molfraktion af de klorerede ethener for vandprøver ved Sortebrovej, hvor der målt isotopforhold for klorerede ethener.



Figur 2: Isotopforhold ($\delta^{13}\text{C}$) for klorerede ethener i vandprøver for Sortebovej.

Bilag 6B

Dette notat er en afrapportering af bestemmelse af oxidationskapacitet på 5 grundvandssedimenter fra Sortebovej.

Materialer og metoder

Der er udtaget 5 kerner i maj 2003 på Sortebovej. Prøverne er i laboratoriet håndteret anaerobt i en anaerob box. De fem prøver svarer til de 5 sedimenter, der parallelt indgår i det udførte treatability studie, således at resultaterne direkte kan sammenholdes med disse. Prøvetagningssteder er angivet i tabel 1.

Oxidationskapaciteten giver et mål for den mængde oxiderede stoffer der kan reduceres ved titrering med Ti(III)-50mM EDTA. Metoder er oprindeligt udviklet af Heron et al. (1994). Princippet i metoden er, at ca. 1g våd sedimentprøve udrystes i 24 timer med Ti(III)-50mM EDTA. Den forbrugte mængde Ti(II) kvantificeres ved en dichromat titrering, som et mål for prøvens oxidationskapacitet. Tørstofindholdet i sedimentet bestemmes, og oxidationskapaciteten angives i $\mu\text{eq/g}$ tørvægt (dw).

Efterfølgende bestemmes indholdet af Fe(II) og Mn i opløsningen, således at den reducerede mængde jern(III) og Mn(IV) kan beregnes. Indholdet af jern og mangan blev analyseret på Atom Absorption Spektrofotometri (AAS).

Resultater

Resultaterne for oxidationskapaciteten er givet i tabel 1. Oxidationskapaciteten varierer mellem 27,3 $\mu\text{eq/g}$ og 40,3 $\mu\text{eq/g}$ for de 5 sedimenter, hvilket er en ganske begrænset variation.

Lidt over halvdelen af oxidationskapaciteten (51-60%) kan for alle 5 prøver forklares ud fra indholdet af jern og mangan. Mangan kan i alle prøver kun forklare få procent.

Prøverne fra boring 306-308 viser meget ens resultater, hvilket svarer til den geologiske beskrivelse. Dog indikerer den lysebrune farve for B306 (8-9 m), at denne prøve stammer fra en øvre oxideret zone i moræneleren. Dette forhold afspejles ikke i oxidationskapaciteten. B309 (11-12 m) har en lavere oxidationskapacitet end de øvrige prøver, hvilket kan hænge sammen med prøvens sandede karakter. Overordnet er variationen i oxidationskapacitet mellem alle prøver dog relativ begrænset.

Resultaterne viser, at der i alle prøver er et potentiale for jernreduktion og i mindre omfang manganreduktion. På baggrund af disse resultater kan der foretages en vurdering af substratforbruget for at omsætte den samlede oxidationskapacitet eller dele af oxidationskapaciteten.

Tabel 1: Prøvetagningssteder, geologi, oxidationskapacitet, Fe, Mn i sedimenter fra Sortebrovej.

Placering		Baggrund	Kilde/fane	Kilde/fane	Kilde/fane	Kilde/fane
Boring	Nummer	B306	B307-II	B307-III	B308	B309
Dybde (m.u.t.)	m.u.t.	8,0-9,0	16,0-17,0	8,0-9,0	14,0-14,5	11,0-12,0
Geologisk beskrivelse	Baseret på boreprofiler fra Hede-selskabet	Moræneler, sandet, med kalk og flintestykker, lysebrunt	Moræneler, sandet, med kalk og flintestykker, lysegråt	Moræneler, sandet, med kalk og flintestykker, gråt	Moræneler, sandet, med kalk og flintestykker, gråt	Sand, mellemgroft, sorteret, enk. sten, gråt
Oxidations kapacitet	µeq/g dw	38,8	38,2	34,9	40,3	27,3
Fe	%	50,9	56,2	52,7	50,6	47,0
Mn	%	5,0	3,8	4,2	4,3	4,3

Referencer

Heron, G., Christensen, T.H. & Tjell, J.C. (1994): Oxidation capacity of aquifer sediments. *Environmental Science and Technology*, 28, 153-158.

Bilag 6C

Dette notat er en afrapportering af målinger af indholdet af opløst H_2 i grundvandet fra Sortebrovej lokaliteten

Materialer og metoder

Der er målt for H_2 ved Sortebrovej i August 2003, ved de beregninger der er lavet herudfra er eksisterende målinger der ligger tættest herpå i tid anvendt. Det drejer sig for de fleste boringer og parametres vedkommende om nogle måneder.

De H_2 koncentrationer der findes i grundvandet er meget små, i størrelsesordenen nanomol/l. For at måle de lave koncentrationer benytter man sig af, at H_2 er ret uopløseligt i vand. Ved at lade vandet passere gennem en luftbobbel, som efter ca. 10-20 min vil være i ligevægt med vandet, opnår man en koncentration i gasfasen, der er ca. 50 gange højere. De små koncentrationer betyder, at der ikke skal meget til, for at de værdier der måles slet ikke afspejler forholdene i grundvandsmagasinet. Det viste sig at være forbundet med en del vanskeligheder at prøvetage de eksisterende boringer for H_2 på Sortebrovej.

Som bekendt indeholder vand store mængder H_2 , ca. 110 mol/liter, så hvis bare lidt af vandet spaltes i H_2 og O_2 vil det påvirke H_2 koncentrationen. Vandet kan spaltes ved elektrolyse, og det har vist sig at jævnstrømspumper som f.eks. de såkaldte "Whale" pumper kan frigøre enorme mængder H_2 ved elektrolyse. Derudover kan mange metaller, jern, zink, aluminium, kobber mfl. medføre en reduktion og frigørelse af H_2 fra vandet. Derfor er den mest anvendte pumpe ved prøvetagning af eksisterende boringer en peristaltisk pumpe, fordi vandet her ikke kommer i kontakt med metaldele. Dette var imidlertid ikke umiddelbart muligt fordi vandspejlet ligger for langt nede til at en peristaltisk pumpe kunne anvendes.

På grund af disse forhold er der på Sortebrovej brugt en inertpumpe, dvs en kugleventil der sidder for enden af en slange som skubbes op og ned i boringen. Kugleventilen er lavet af rustfrit stål og der er derfor mulighed for at der udvikles H_2 når den er i kontakt med vandet. Der blev gennemført nogle sammenlignende målinger med begge metoder ved søster lokaliteten ved Middelfartsvej, og resultaterne antyder, at der bliver udviklet H_2 ved brug af inertipumpen, 0,4-1 nM . Samtidig er der resultater fra Sortebrovej som er en del lavere (0.1 nM) end den mængde der tilsyneladende blev produceret ved testen på Middelfartsvej, muligvis på grund af en anden vandkemi. Det tyder på, at selvom værdierne fra Sortebrovej nok er forhøjede, er de ikke urealistiske, og formentlig kun lidt forhøjede.

Trods det, at der blev brugt en inertpumpe, blev der enkelte steder målt urealistisk høje værdier. Dette tolkes som værende enten et resultat af, at der har siddet en "Whale" pumpe i boringen inden prøvetagningen og at metaldele i sig selv har været nok til at danne H_2 , eller at det er rester af H_2 dannet ved tidligere prøvetagninger.

Resultater

De resultater som det alt i alt har været muligt at opnå, og som skønnes med rimelighed at afspejle det reelle H₂ niveau er gengivet i tabel H2.1.

Tabel H2.1 : H₂ Koncentrationer fra Sortebrovej

Boring	Prøvetagningspumpe	H2 nM
225-2	Inerti	7.7*
309-3	Inerti	0.1
308-2	Inerti	0.3
307-3	Inerti	3*
211-2	Inerti	0.75
B306	Inerti	2.8*
B230	Inerti	0.5

*den forhøjede værdi er sandsynligvis påvirket af, at der har været brugt en DC Whale pumpe der har produceret H₂

Koncentrationerne er generelt ret lave, og lavere end det niveau, ca. 0,4- 2nM, der normalt angives som værende karakteristisk når der observeres dechlorering (Yang og McCarty, 1998; Mazur og Jones, 2001). Antallet af gode feltdatasæt er imidlertid meget begrænset, og intervallet er baseret på laboratorieforsøg.

Udfra målingerne af H₂ koncentrationerne samt koncentrationerne af de reaktanter og produkter som indgår i mikrobielt medierede redox reaktioner med H₂ kan man beregne den energi der er til rådighed for reaktionen. En given reaktion kræver en vis ekstra energi for at kunne foregå, og det ser ud til at der er en tendens til at des mere energi processen kan frigive des mere "ødselhed" er der plads til. Således ser det ud til at den ekstra energi der er til rådighed når der foregår nitratreduktion er >150 kJ/mol H₂, mens når der sker methandannelse er den ekstra energi kun ca. 5-10 kJ/mol. Hvor meget af den ekstra energi bakterierne kan udnytte er vanskeligt at sige for processer med en stor ekstra energi. For methandannelse er den ekstra energi, der er til rådighed meget tæt på den teoretiske minimumsværdi for hvor meget energi, der skal være til rådighed for, at mikroorganismene kan oplagre den energi de opnår ved reaktionen. Gibbs energierne (som er negative når der er tale om en energigevinst) for de tre dechloreringstrin der er relevante for Sortebrovej er gengivet i tabel H2.2.

TABEL H2.2: Beregnede Gibbs energier for de tre relevante dehalogeneringstrin for prøver fra Sortebrovej. Her er udelukkende medtaget de prøver hvor H_2 koncentrationen ikke ser ud til at være påvirket af brugen eller tilstedeværelsen af DC Whale pumperne. Bemærk at inertipumpen i sig selv kangive anledning til forhøjede H_2 værdier.

	TCE->cDCE	CDCE->VC
	kJ/mol	kJ/mol
B211-2	-152.1	-122.6
B230	-152.4	-122.9
B308-2	-150.8	-121.4
B309-3	-153.4	-124.0

Energigevinsterne ligger meget tæt for de enkelte dehalogeneringstrin og antyder at der kan være en termodynamisk styring af nedbrydningen, svarende til det man ofte ser for sulfat reduktion og methandanelse i naturlige systemer. De meget tætliggende energigevinster kan imidlertid også være relateret til at variationerne i forholdet mellem den ethen der er reaktant og den der er produkt er små samtidig med at H_2 koncentrationen ikke varierer så meget, evt. fordi H_2 niveauet styres af de naturlige redoxprocesser.

I de tilfælde hvor der foreligger målinger af reaktanter og produkter er energigevinsten for de naturlige redox processer på lokaliteten beregnet, værdierne er gengivet i tabel H2.3.

Table H2.3.: Beregnede Gibbs energier for relevante naturlige elektron accepterende processer for prøver fra Sortebrovej. Energierne for Mn- og Fe-oxid reduktion kan kun bruges relativt, da det ikke vides hvilke mineralfaser der reelt reduceres.

	Mn-oxid red.	Fe-oxid red.	Sulfatred.	Methandan.
	kJ/mol	kJ/mol	kJ/mol	kJ/mol
B211-2	-161.6	-21.6	-9.9	-2.3
B230	-154.9	-12.1	-8.2	
B308-2	-157.9	-6.6	-8.2	0.56
B309-3	-147.1	9.2		3.8

Gibbs energierne for Mn- og Fe-oxid reduktion kan ikke bruges absolut, men viser dog at forudsat er de samme mineraler findes alle steder så er der markante forskelle mellem de fire filtre. Det relative potentiale for Fe-oxid reduktion er størst i B211-2, hvor det er sandsynligt at der foregår Fe-oxid reduktion, og mindst i B309-3. Gibbs energierne for sulfatreduktion ligger meget tæt og på en værdi, der godt kunne svare til den minimumsenergi mikroorganismene skal bruge. Det tyder altså på, at H_2 niveauet er styret af sulfatreduktion. De beregnede Gibbsenergi for methandannelse methandannelsen tyder på at energigevinsten ved methandannelse er for lille. Der er imidlertid målt methan i lave koncentrationer, og den mest nærliggende forklaring er at der i de meget lerede sedimenter lokalt findes mere reducerede forhold og højere H_2 niveauer som gør methandannelse mulig.

Referencer

Yang Y., McCarty P.L. (1998) Competition for Hydrogen within a Chlorinated Solvent Dehalogenating Anaerobic Mixed Culture. *Environ. Sci. Technol*, 30, 3591-3597

Mazur C.S. and Jones W.J. (2001) Hydrogen Concentrations in Sulfate-Reducing Estuarine Sediments during PCE Dehalogenation. *Environ. Sci. Technol*, 35, 4783-4788.

Bilag 6D

Dette notat er en afrapportering af tælling af bakterier ved epifluorescensmetoden (AODC) på 5 grundvandssedimenter fra Sortebovej.

Materialer og metoder

Der er udtaget 5 kerner i maj 2003 på Sortebovej. Prøverne er i laboratoriet håndteret anaerobt i en anaerob box, og der er udtaget en delprøve til bakterietælling, som er konserveret med formalin.

De fem prøver svarer til de 5 sedimenter, der parallelt indgår i det udførte treatability studie, således at resultaterne direkte kan sammenholdes med disse. Prøvetagningssteder er angivet i tabel 1. Bakterietælling med AODC metoden giver et mål for indholdet af bakterier (levende og døde) pr. g sediment.

Princip for analysen er følgende:

Prøven filtreres på et carbonfilter således bakterier tilbageholdes på filteret. Filteret farves med flouochromet acridinorange – et farvestof der farver cellers DNA og RNA. Både levende og døde celler farves. Der tilsættes tween-80 for at nedsætte overfladespændingen og derved forbedre fasthæftelsen på filteret. Efter farvning tilsættes Dapco for at forlænge flouescensen. Filteret mikroskopieres på UV-mikroskop, hvor acridinorange danner flouescens. Bakterier i vækst har et højere RNA-indhold end DNA og flouescerer mest orange. Bakterier der ikke er i vækst med dominerende DNA-indhold viser grønlig flouescens. Bakterierne tælles ved hjælp af tællenet og hvert filter tælles 10-40 forskellige steder og testes for den indbyrdes spredning for at sikre, at materialet er jævnt fordelt

Resultater

Resultaterne for bakterietællingen er angivet i tabel 1. Antallet af bakterier varierer mellem $0,2-1,8 \cdot 10^7$, hvilket svarer til typiske antal for uforurenede grundvandsedimenter (Kjeldsen et al., 1996). Ludvigsen et al. (1999) måler lidt højere bakterieantal med samme metode i lossepladsforurenede grundvandsmiljø ved Grindsted losseplads. Der er ikke nogen umiddelbar sammenhæng mellem sedimenttype/forureningsniveau og antallet af bakterier.

Referencer

Kjeldsen,P. & Christensen,T.H.(eds.) (1996): Kemiske stoffers opførsel i jord og grundvand. Vol. 1-2. (Behaviour of pollutants in soil and groundwater, in Danish). Miljøstyrelsen, København. Projekt om jord og grundvand fra Miljøstyrelsen, 20. pp. 1-508.

Ludvigsen,L., Albrechtsen,H.-J., Ringelberg,D., Ekelund,F. & Christensen,T.H. (1999): Distribution and composition of microbial populations in a landfill leachate contaminated aquifer (Grindsted, Denmark). *Microbial Ecology*, 37, (3), 197-207.

Table 1: Prøvetagningssteder, geologi, og antal bakterier bestemt ved AODC-metoden på sedimenter fra Sortebrovej.

Placering		Baggrund	Kilde/fane	Kilde/fane	Kilde/fane	Kilde/fane
Boring	Nummer	B306	B307-II	B307-III	B308	B309
Dybde (m.u.t.)	m.u.t.	12,0-12,5	7,5-8,0	9,5-10,0	8,8-9,3	12-12,5
Geologisk beskrivelse	Baseret på boreprofiler fra Hede-selskabet	Moræneler, sandet, med kalk og flintestyk-ker, lysebrunt	Moræneler, sandet, med kalk og flintestyk-ker, lysegråt	Moræneler, sandet, med kalk og flintestyk-ker, gråt	Moræneler, sandet, med kalk og flintestyk-ker, gråt	Sand, mellem-groft, sorteret, enk.sten, gråt
Bakterie-antal	Døde og levende celler pr. g tørvægt	$1,2 \cdot 10^7$	$7,4 \cdot 10^6$	$3,5 \cdot 10^6$	$1,8 \cdot 10^7$	$2,3 \cdot 10^6$

Bilag 6E



Molekylærbiologisk detektion af bakterier involveret i nedbrydning af PCE/TCE i sedimentprøver fra Sortebovej.

Indledning:

Detektion af bakterier tilhørende slægten *Dehalococcoides* sp.

Det er generelt meget vanskeligt at dyrke bakterier tilhørende slægten *Dehalococcoides* sp. Derimod er det muligt at detektere bestemte stykker af DNA, der findes i *Dehalococcoides* sp., men det har hidtil ikke været muligt at kvantificere antallet af DNA stykker eller omregne dette til et celletal. Dette projekt har haft til formål at udvikle en metode til at kvantificere DNA'et fra *Dehalococcoides* sp. i sediment, samt undersøge om det er muligt at kvantificere DNA'et i sediment fra Sortebovej.

Detektion af bakterier ved hjælp af kendskab til konserverede 16SrDNA molekyler

Alle bakterier bærer genetisk information som DNA, og bakteriers genomer varierer generelt meget, da der hele tiden sker mutationer herunder indbygning af fremmed DNA, som organismene skal bruge til forskellige processer. F.eks. findes en række gener for nedbrydning af fremmedstoffer på mobile genetiske elementer, der kan spredes mellem organismer. Der kan være en betydelig variation mellem funktionelle gener, der koder for den samme nedbrydningsproces, f.eks. findes der flere forskellige typer af enzymer, der kan nedbryde fremmedstoffet 2,4-D, og med de forskellige enzymer, findes der også forskellige DNA sekvenser. Arbejde med fremskaffelse af genskvenser for enzymer, der nedbryder fremmedstoffer er endnu meget forskningstungt, og i den internationale litteratur har der i gennem de seneste år ikke været arbejdet meget med sekventering af de gener, der er vist at være ansvarlige for PCE nedbrydning. Det har derimod været vist, at under nogle bestemt redoxforhold er nedbrydningen af PCE oftest knyttet til tilstedeværelse af bakterier, der tilhører slægten *Dehalococcoides* sp. Man anvender altså en slags indirekte approach, hvor man i stedet for at detektere nedbrydningsgenerne detektere den gruppe af organismer, der almindeligvis menes at være dækkende for nedbrydning af PCE. *Dehalococcoides* sp. er beslægtede, hvis de bærer nogle særlige genskvenser i det DNA, der koder for bakteriernes ribosomer. Det er vist, at især 16SrDNA er velegnet til at sortere bakterier i familier (bl.a. Thirup et al. 2000). I artiklen Hendrikson (2002) er der nævnt 5 forskellige primer sæt som alle angives at være gode for detektion af *Dehalococcoides* sp. i naturlige prøver. I en senere artikel anvender Cupples et al. 2003 et andet primersæt, men de anvender alene PCR i en renkultur af en *Dehalococcoides* lignende mikroorganisme.

Test af egnet primersæt

Baseret på Hendrickson et al. 2002 blev der gennemført en test af de forskellige primersæt: Testen blev udover den positive kontrol udført på jorde, dels sediment fra Sortebrovej, dels en landbrugsjord, der ikke forventes at have en mikrobiel sammensætning, der vil omfatte *Dehalococcoides* sp. Alle numre nævnt i det følgende refererer til primernes baseplacering i genet.

Ikke alle primersæt fungerer lige godt. Det viste sig at sættene: 1-692; 587-1090 samt 946-1212 i ingen tilfælde gav signal med prøverne fra Sortebrovej.

Primersættene 1-1212 og 1-1377 var placeret for langt fra hinanden og gav derfor ikke reproducerbart signal, selv ikke med den positive kontrol.

Primersættet 385-806 gav signal med alle jorde fra Sortebrovej. Dette primersæt var derfor umiddelbart det primersæt, der virkede bedst, men desværre viste to test vi yderligere lavede, at primersættet var uegnet. Den første test var en kørsel med primersættet på DNA ekstraheret fra en landbrugsjord, og denne test gav et positivt signal. Det er usandsynligt, at signalet kunne hidrører fra en *Dehalococcoides* sp. og vi igangsatte derfor en partiel sekventering af flere af de bånd, der fremkom også fra prøver fra Middelbrovej. Det viste sig, at de bånd der fremkom, hidrørte fra andre organismer end *Dehalloccoides* sp., hvorfor vi på grund af en for lav specificitet måtte opgive at arbejde med dette primersæt.

Primersættet 774-1212 blev også testet grundigt. Primersættet 774-1212 viste sig at være det bedste valg, da det dels gav signal med DNA ekstraheret fra prøver på Sortebrovej og ikke viste signal med landbrugsjorden. Vi har tilfældigt udvalgt tre fragmenter, som vi har sekventeret med godt signal.

```

1212→ CTAATCGAGG TCAAGTGTGA CAACGTTGGA TAACAAGACA GGTAACATCG

CACACACATC GGGTTCTATA TTTCCGGTAC GACTGAACTG CAGTAGGGGT GGAAGGAGGG
      TA TTTCCGGTAC GACCTGAACTGCAGTAGGGGT GGAAGGAGGG

GCAAAGCGCC CCGTCAGAGC GATCTTTTAA ATTGATCGTT GTTCCAACGC GAGCAACGTC
GCAAAGCGCC CCGTCAGAGC GATCTTTTAA ATTGATCGTT GTTCCAACGC GAGCAACGTC

CTGAATTGGG TTGTGGAGTG CCGTGCTCGA CTGCTGTCGG TACGTCGTGG ACACGTTTGA
CTGAATTGGT TTGTGGAGTG CCGTGCTCGA CTGCTGTCGG TACGTCGTGG ACACGTTTGA

GGACTGAATT GTCCAGCAAA GGGAAAGCCA AGTGATGAAG TACGTACAGT TTAGAACCAT
GGACTGAATT GTCCAGCAAA GGGAAAGCCA AGTGATGAAG TACGTACAGT TTAGAACCAT

TCAAGAAGCA CATCGTAGCT TAATTTGGTG TCGGAGGCGA CGAACACGCC CGGGGGCAGT
TCAAGAAGCA CATCGTAGCT TAATTTGGTG TCGGAGGCGA CGAACACGCC CGGGGGCAGT

TAAGGAAACT CAAAATCGGA ACGCTGGCAT GAGGGGTCCG CCCTGTGAAT TTCGCAATCG
TAAGGAAACT CAAAATCGGA ACGCTGGCAT GAGGGGTCCG CCCTGTGAAT TTCGCAATCG

AAGCCGTGTC TCTCCCAGCTATGA GGG ← 774
AAGCCGTGTC TCTCCCAGCTATGA

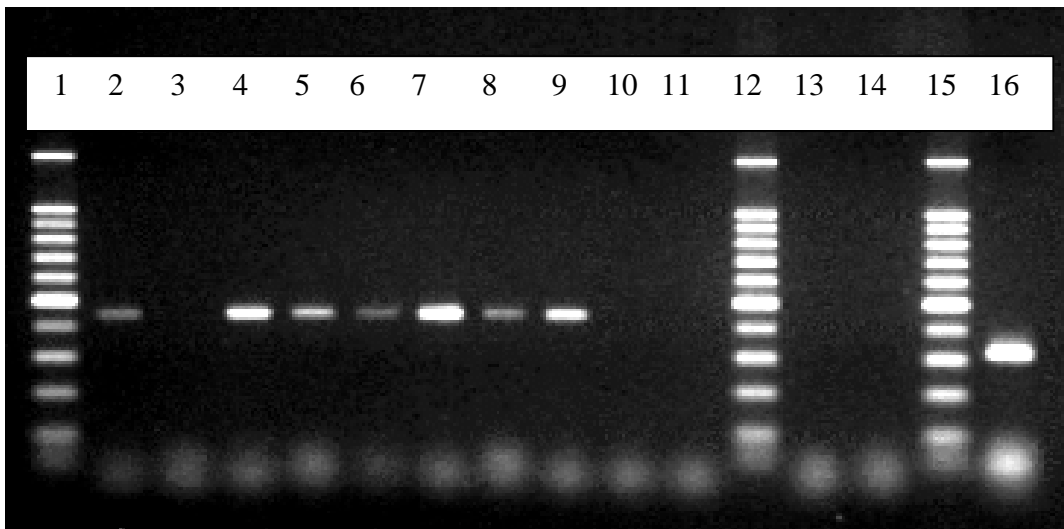
```

Figur 1 Sekvens af amplificeret DNA fra Sortebovej prøve 307III , de blå bogstaver (nederste række) er DNA baser fundet i jordprøven, mens de sorte bogstaver er den kendte sekvens. De to fejl der ses, kan også findes ved tilfældige opståede fejl under sekventeringen.

På baggrund af disse resultater har vi valgt at gå videre med primersættet 774-1212 for amplificering af *Dehalococcoides* sp. DNA fra Sortebovej.

Bestemmelse af detektionsniveau med primersættet 774-1212

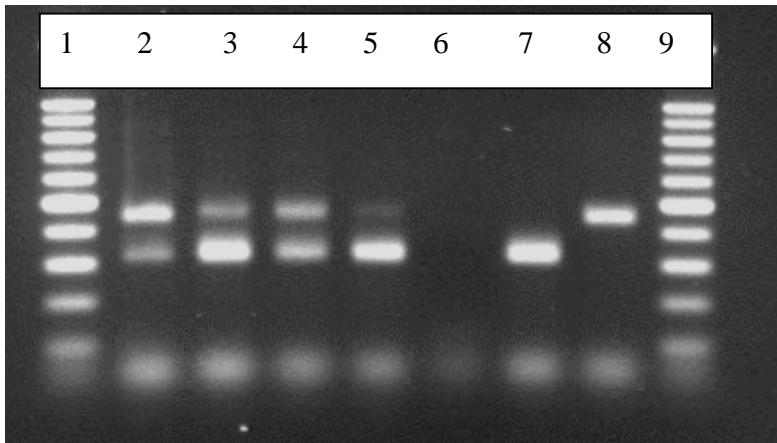
Ved hjælp af den positive kontrol, DNA fragment modtaget fra Dr. S.H. Zinder, (Cornell University), gennemførte vi en analyse af følsomheden af vores assay. Vi fandt at vi kunne finde signal fra det DNA der svarer til 700 celler pr. gram jord (under antagelsen af der kun findes én kopi af DNA'et i hver celle – hvilket er en normal antagelse).



Figur 2 Detektions grænse for PCR på fragmentet med anvendelse af primersættet 774-1212. Bestemmelsen af detektionsgrænsen er i første forsøg udført med en grovere inddeling og den viste gel er en mere præcis bestemmelse. Banerne 1, 12 og 15 er kontrol DNA, Bane 2: 12,5 DNA-kopier, bane 3 tom; bane 4: 10 DNA-kopier; bane 5: 9 DNA-kopier; bane 6: 8,2 DNA-kopier; bane 7: 7,7 DNA-kopier; bane 8: 7,2 DNA-kopier; bane 9: 7,1 DNA-kopier; bane 10: 6,6 DNA kopier; bane 11: 6,2 DNA-kopier. Banerne 13 og 14 indeholder jord DNA fra boring 302 i søsterprojektet fra Middelfartvej. Bane 16 indeholder den interne standard (se nedenfor).

Udvikling af competitiv PCR til kvantificering af DNA

Den competitive PCR blev udviklet til primersættet 774-1212. Ved udviklingen af competitiv PCR skal der bruges et stykke DNA, der er kortere, end det DNA man ønsker at genfinde. Det korte stykke DNA skal starte og begynde med samme sekvens, sådan at det amplificeres med samme primersæt som selve DNA stykket.

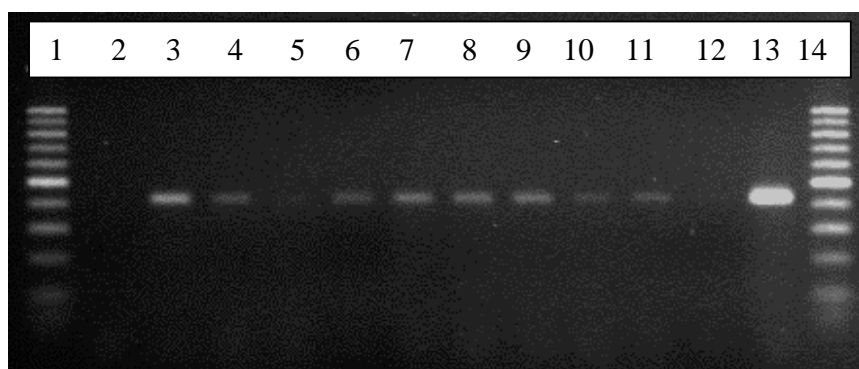


Figur 3. Eksempel på competitiv PCR. Den øvre række bånd er prøve DNA, der er tilsat i konstant mængde. Den nedre række er intern standard DNA. Bane 1 og 9: størrelsesmarkør DNA. Bane 8: prøve DNA alene; bane 7: intern standard; bane 6: negativ kontrol; bane 2: 4 dele prøve og 1 del standard; bane 3: 2 dele prøve og 3 dele standard; bane 4: 2 dele prøve og 3 dele standard; bane 5 1 del prøve og 4 dele standard. Ved hjælp af kendskab til den tilsatte mængde kontrol DNA kan koncentrationen af prøve DNA beregnes ved hjælp af billedbehandling og non-linear regression.

Cupples et al. (2003) har anvendt competitiv PCR til tælling af én bestemt *Dehalococcoides* lignede bakterie i vækst forsøg i laboratorie kulturer med vækst på vinyl klorid og *cis*-dichlorethen. De har anvendt et andet primersæt, men har ikke haft behov for at kunne differentiere mellem denne stamme og andre stammer. Vi har gennemført en BLAST søgning (Altschul et al 1997) på deres foreslåede sekvenser og finder disse sekvenser i lighed med de af Hendrickson et al (2002) at være overvejende specifikke for *Dehalococcoides* sp , men vi har som tidligere omtalt fundet andet DNA i jorden end det, der ligger publicerede sekvenser for i internationale databaser.

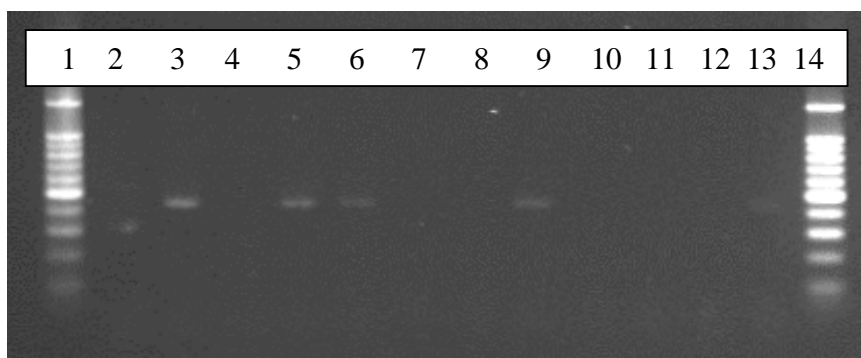
Resultater for undersøgelse af jord prøver fra Sortebrovej

Vi har gennemført undersøgelser af DNA ekstraheret fra prøverne B309, B307II, B 307III, B 308 samt B306 (baggrundsprøve). Ved screeningen for anvendelsen af primersættene brugte vi duplikate prøver fra jordene B 307II, B307III, B309 og B306.



Figur 4. Screening for signal med primersæt 385-806. Bane 1 og 14: størrelsesmarkør. Bane 2 og 3: replikate prøver fra B307II; bane 4 og 5 replikate prøver fra B307III; bane 6 og 7: replikate prøver fra B309; bane 8 og 9: replikate prøver fra søsterprojektet på Middelfartvej bane 10 og 11: replikate prøver fra prøve 306, bane 12 negativ kontrol, bane 13: positiv kontrol.

Der blev gennemført PCR kørsler med primersættet 385-806 (figur 4), som gav et pænt reproducerbart signal med prøverne. Desværre viste det sig som omtalt ovenfor, at en efterfølgende sekvens analyse viste at dette primersæt fandt andet DNA, end det der kommer fra *Dehalococcoides* sp.



Figur 5 Screening for signal med primersæt 774-1212. Annealing temperatur 55C
Bane 1 og 14: størrelsesmarkør. Bane 2 og 3: replikate prøver fra B307II; bane 4

og 5 replikate prøver fra B307III; bane 6 og 7: replikate prøver fra B309; bane 8 og 9: replikate prøver fra søsterprojektet på Middelfartvej bane 10 og 11: replikate prøver fra prøve 306, bane 12 negativ kontrol, bane 13: positiv kontrol.

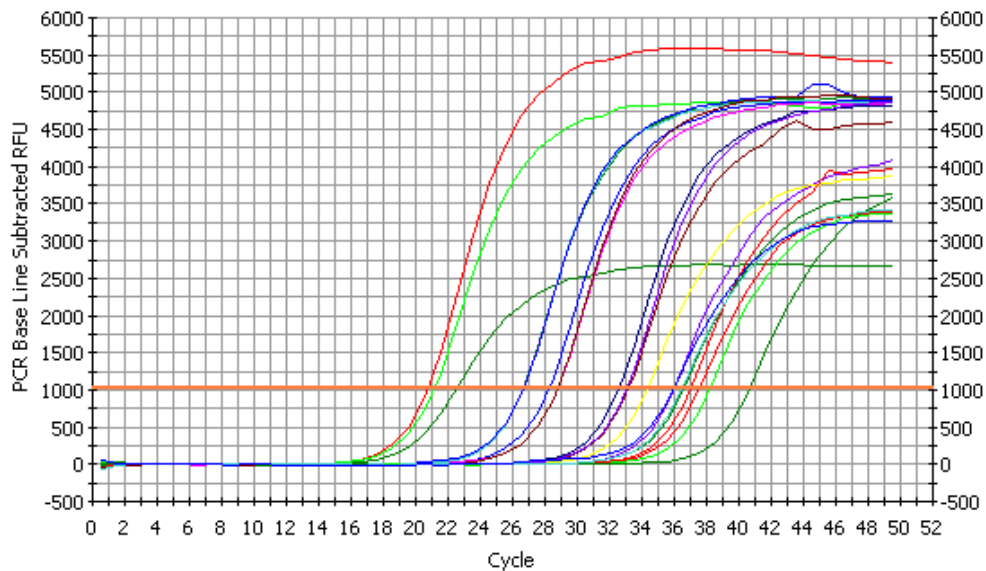
Der blev gennemført en række undersøgelser med primersættet 774-1212, og et eksempel på disse kørsler er vist i figur 5. Det ses først og fremmest, at der er tale om meget svage signaler. Dernæst ses det, at der er problemer med reproducerbarheden mellem de to replikate prøver, sammenlign signal i bane 4 og 5. Ved sekventering af bånd, der kommer fra prøver fra Sortebovej blev det eftervist, at DNA-sekvensen svarer til *Dehalococcoides* sp.. Imidlertid var det bedst opnåelige signal med dette primersæt fra jordene på detektionsgrænsen for den competitive PCR assay.

Vi har ikke kunnet gennemføre kvantitative analyser af jordprøverne på grund af det lave antal *Dehalococcoides* sp gensekvenser der er tilstede i jorden.

Realtime PCR på prøver fra Sortebovej

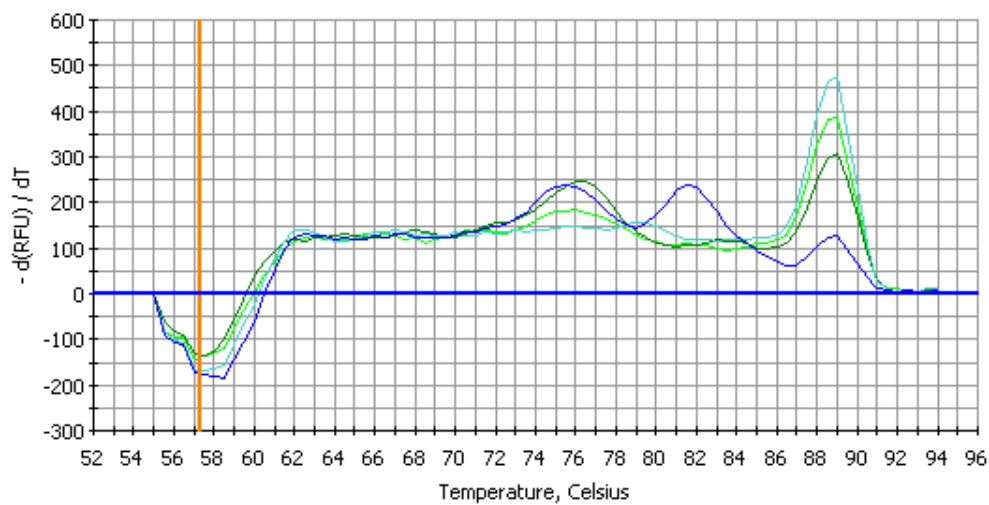
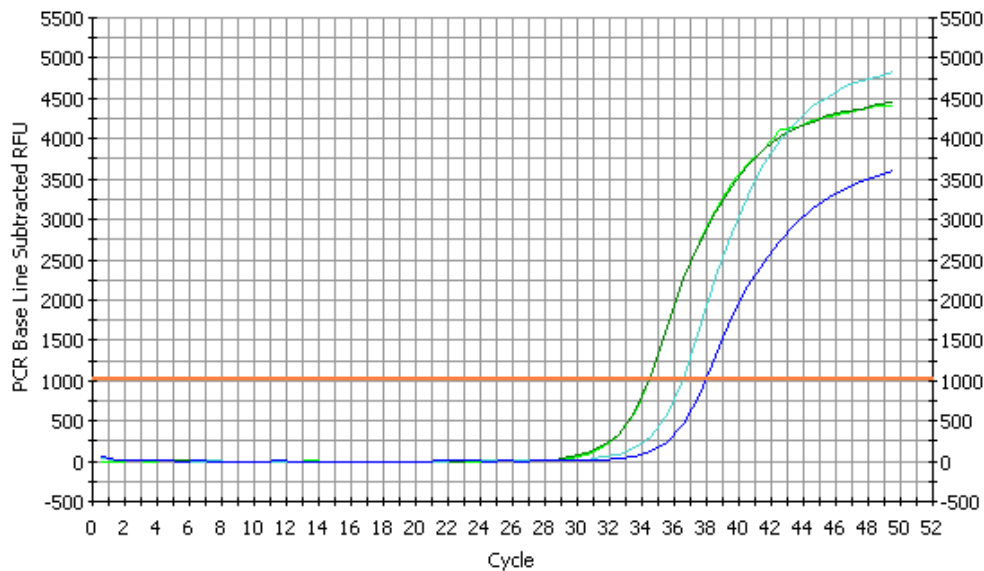
GEUS modtog i sommeren 2003 en bevilling fra Statens Naturvidenskabelige Forskningsråd, der muliggjorde indkøb af en avanceret PCR maskine, der er istand til at måle det dannede PCR produkt online. Hovedparten af aktiviteterne om Realtime PCR, er ikke finansieret af bevillingen fra Fyns Amt, men alligevel lavet med primersæt og prøver relevante for undersøgelser af *Dehalococcoides* sp.

Ved at måle på dannelsen af PCR produkt online kan man udføre kvantitative analyser på samme niveau som ved den tidligere omtalte competitive PCR. Fordelen ved det nye system er at udviklingsomkostningerne til fremstilling af intern standard ikke er til stede, samt at man kan køre langt flere prøver af gangen – med følgende lavere omkostninger. Ved den competitive PCR er vi typisk nødt til at køre 3 gang 10 PCR reaktioner per prøve for at fastslå koncentrationen i en jordprøve, med det nye system kan vi bestemme mindst 15 jordprøver i en kørsel med 96 brønde.



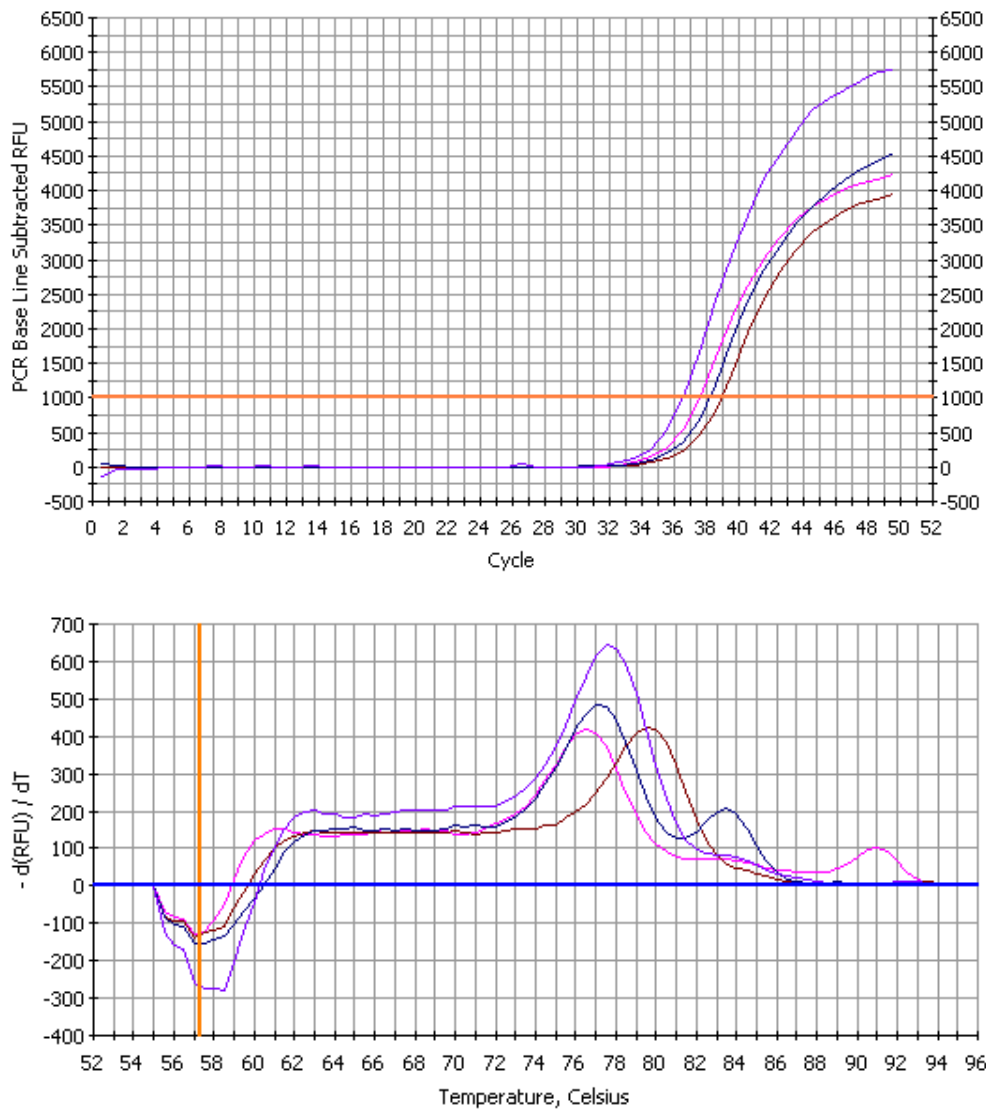
Figur 6 Eksempel på REAL time PCR med anvendelse af primersættet 774-1212 på en fortyndningsrække af rent DNA fra *Dehalococcoides* sp.

Vi har gennemført analyser af jordprøverne fra Sortebrovej Real Time PCR. I figur 7 vises resultaterne fra B301A. Ved hjælp af en enkelt kørsel i Real Time PCR kan vi altså vise, at der *Dehalococcoides* sp. DNA, der findes i prøven findes i lave niveauer. Ved hjælp af en klassisk gelkørsel efterfølgende kan vi se at DNA'et har den rigtige størrelse og det er også muligt at foretage en sekventering af fragmenterne og at sikre sig at vi stadig detektere det rigtige DNA i prøven.



Figur 7 REAL TIME PCR med prøve DNA fra boring B309. Der er kørt duplikate PCR analyser af DNA ekstraheret fra to forskellige klumper jord fra samme prøve. Øverste panel: De fire farvede kurver passere den angivne kvantificerings line mellem 34. og 38. cykel. Dette er svarende til et meget lavt niveau af celler. Nederste panel: En efterfølgende smeltekurve analyse af det dannede DNA viser at hovedparten af det dannede produkt først smelter ved temperature over 85°C Dette viser, at alle de fire reaktioner danner et produkt af flere hundrede basepar (kan også verificeres med en gammeldags gel).

Kvantificerings metoden ved hjælp af Real Time PCR er følsom på samme niveau som den competitive PCR, og i figur 8 viser vi hvordan resultaterne kan blive problematiske, hvis der er endnu lavere antal DNA kopier i prøven.



Figur 8. REAL TIME PCR på jord DNA fra boringen B306 (baggrundslokalitet). Der er kørt duplikate PCR kørsler på dublikate jordprøver. Øverste panel: De fire kurver passerer den angivne kvantificerings på forskellige tidspunkter mellem 36. og 39. cykel. Nederste panel: Alle kurver smelter ved temperatur mellem 72 og 80°C. Kun den lyserøde har et lille signal ved den høje smeltetempertur.

I figur 8 vises et eksempel. Der så lidt *Dehalococcoides* sp.lignende DNA i jord DNA'et, at der begynder at blive dannet primer-dimer. Primer-dimer DNA produkt dannes ved en artifakt hvor primerne klistre sammen i længere stykker og bliver amplificeret. Graden af primer-dimer afhænger først og fremmest af hvor meget rigtigt DNA der er i prøven. Hvis der er masser af *Dehalococcoides* sp DNA i prøven, vil der ikke blive dannet primer-dimer, mens meget tynde prøver vil generere primer-dimer. Primer-dimer er ikke så stabilt som rigtige DNA-PCR-produkt og vil smelte ved en betydelig lavere temperatur. Der findes i teorien mange muligheder for at designe primere der kun i mindre grad danner primer-dimer. Det har vi ikke gjort i nærværende projekt.

Anvendelse af REALTIME PCR til måling af KB2 kultur i prøver fra Sortebrovej

Vi har anvendt RealTimePCR med primersættet 774-1212 til måling på nogle rester af vandprøver, der var efterladt fra ionbestemmelse fra DTU's nedbrydningsforsøg. Det er nemt at detektere KB2 kulturen i de prøver, hvor den er tilsat. Vi finder et meget højere antal, end vi er vant til nemlig op til 4×10^4 celler pr ml.

Konklusioner og anbefalinger.

Vi har gennemført udvikling af kvantitativ PCR som detektionssystem til at fastslå niveauer af *Dehalococcoides* sp DNA i prøver fra Sortebrovej.

Vi har ved DNA sekvens analyse fastslået, at det DNA, vi finder med primer sættet 774-1212, er *Dehalococcoides* sp.

Vi finder så lave niveauer af naturlige *Dehalococcoides* sp, at vi ikke kan gennemføre en egentlig kvantificering.

Vi har i prøvematerialet observeret problemer med fordelingen af *Dehalococcoides* sp. Vi har gennemført ægte replikate samlinger, DNA ekstraktioner samt PCR kørsler. Vi finder det rigtige DNA i en klump ler men ikke i den anden fra samme prøve. Samme problem har vi ikke med DNA fra mere udbredte grupper af organismer (jævnfør resultater med primersættet 385-806). Dette peger på en opskalering af prøvemængden med efterfølgende repræsentativ masseneddeling. Evt. kan man i fremtidige undersøgelser anvende en større mængde formationsvand (½ liter), som udgangspunkt for DNA ekstraktionerne.

Sideløbende med projektet har vi udviklet Real Time PCR til detektion af *Dehalococcoides* sp DNA i jordprøverne. Vi opnår med dette system betydelig

hurtigere svar. Vi vil derfor anbefale at man i forbindelse med en påtænkt udsætning af bakterie kulturen KB2 anvender Real Time PCR til at følge overlevelsen af den udsatte bakteriekultur.

Referencer

Altschul SF, Madden TL, Schäffer AA, Zhang J, Zhang Z, Miller W and Lipman DJ. 1997. "Gapped BLAST and PSI-BLAST: a new generation of protein database search programs", *Nucleic Acids Res.* 25:3389-3402.

Cupples AM, Spormann AM and McCarty PL. 2003. Growth of a Dehalococcoides-like microorganism on vinyl chloride and cis-dichloroethane as electron acceptors as determined by competitive PCR. *Appl. Environ. Microbiol.* 69:953-959.

Hendrickson ER, Payne JA, Young RM, Starr MG, Perry MP, Fahnestock S, Ellis DE, Ebersole RC. 2002. Molecular analysis of Dehalococcoides 16S ribosomal DNA from chloroethene-contaminated sites throughout North America and Europe. *Appl Environ Microbiol.* 68:485-95.

Johnsen K, Enger O, Jacobsen CS, Thirup L, Torsvik V. 1999. Quantitative selective PCR of 16S ribosomal DNA correlates well with selective agar plating in describing population dynamics of indigenous *Pseudomonas* spp. in soil hot spots. *Appl Environ Microbiol.* 65:1786-8.

Thirup L, Ekelund F, Johnsen K, Jacobsen CS. 2000. Population dynamics of the fast-growing sub-populations of *Pseudomonas* and total bacteria, and their protozoan grazers, revealed by fenpropimorph treatment. *Soil Biology and Biochemistry.* 32:1615-1623

Bilag 6F

Laboratorieforsøg til undersøgelse af potentialet for stimuleret anaerob dechlorering af TCE på Sortebrovej

Baggrund

Stimuleret anaerob dechlorering er en *in situ* afværgemetode, der kan anvendes ved oprensning af grunde forurenet med chlorerede ethener, hvorved de naturlige nedbrydningsprocesser i grundvandssystemet initieres eller stimuleres ved tilsætning af elektrondonor i form af organisk stof og/eller mikroorganismer. Anaerob dechlorering har været anvendt som afværgestrategi på en række forurenede grunde i USA, hvorimod der i Danmark kun er få erfaringer med metoden. Ved anaerob dechlorering nedbrydes PCE sekventielt via trichlorethen (TCE), *cis*-dichlorethen (*cis*-DCE) og vinylchlorid (VC) til ethen. Anaerob dechlorering er en redoxproces, hvor visse mikroorganismer kan benytte de chlorerede ethener som elektronacceptor til generering af energi i en respirationsproces ofte kaldet dehalorespiration eller halorespiration. De fleste halorespirerende bakterier anvender hydrogen som den primære elektrondonor i nedbrydningen af chlorerede ethener, men oftest tilsættes substrater som laktat, propionat, methanol, ethanol, butyrat, benzoat og acetat, som via fermentering danner hydrogen (Fennell et al., 1997; Ballapragada et al., 1997; He et al., 2002). Ligeledes er det forsøgt at tilsætte mere komplekse substrater såsom valle, melasse, spiseolier, avisepapir samt det patenterede produkt HRCTM (Hydrogen Release Compound) (Zenker et al., 2000; Wu et al., 1998; Lee et al., 2000; DiStefano & Baral, 2000; Koeningsberg & Farone, 2000).

Reduktiv dechlorering kan kun finde sted under anaerobe forhold og helst under så reducerede forhold som muligt. På lokaliteter forurenet med chlorerede ethener, vil tilsætning af substrat derfor både have som formål at være elektrondonor for den anaerobe dechlorering, men også at skabe de rette redoxforhold for processen. Substratet vil forbruges som elektrondonor til reduktion af andre elektronacceptorer, såsom ilt, nitrat, jernoxider og sulfat, som ofte er til stede i grundvandet eller bundet til sedimentet. Da elektronacceptorer som ilt, nitrat, jernoxider, sulfat er mere energimæssige favorable for mikroorganismene vil de blive helt eller delvist opbrugt før den anaerobe dechlorering vil finde sted. Nedbrydning kræver ydermere, at der er mikroorganismer tilstede, der er i stand til at nedbryde PCE. Det har indtil nu kun været muligt at isolere én organisme *Dehalococoides ethenogens* (stamme 195), der kan katalysere fuldstændig nedbrydning fra PCE til ethen (Mayó-Gatell et al., 1997). For tiden foregår der internationalt en diskussion mellem forskere om, hvorvidt disse bakterier er universelt tilstede i naturen eller kun findes på nogle lokaliteter forurenet med chlorerede opløsningsmidler (Nyer et al., 2003; Major et al., 2003, Lendvay et al., 2003).

Lokaliteten Sortebrovej 26 beliggende i Tommerup på Fyn er forurenet med TCE, som følge af tidligere aktiviteter fra et smedeværksted og senere et maskinværksted, der har været på grunden i perioden 1886 til 1995. Til vurdering af potentialet for anvendelse af anaerob reductiv dechlorering er udført en række nedbrydningsforsøg såkaldte treatability-forsøg i laboratoriet, hvor forskellige elektrondonorer er afprøvet i sammenhæng med tilsætning af mikroorganismer. Dette notat beskriver opsætning af laboratorieforsøg; valg af testsystem, valg af elektrondonorer og mikroorganismer, analyseparametre samt resultaterne af de udførte forsøg.

Formål med nedbrydningsforsøg

Det overordnede formål med udførsel af laboratorieforsøgene er at vurdere potentialet for anvendelse af stimuleret anaerob dechlorering som afværgeteknologi på Sortebrovej 26, der er forurenet med TCE.

Laboratorieforsøgene skal belyse følgende:

- Potentialet for at de naturligt tilstedeværende bakterier kan nedbryde TCE ved reduktiv dechlorering samt, hvilke nedbrydningsprodukter der dannes
- Potentialet for at stimulere de naturligt tilstedeværende bakterier til anaerob dechlorering af TCE ved tilsætning af elektrondonorer (ethanol og laktat)
- Potentialet for om tilsætning af bakterier af typen *Dehalococcoides* kan fremme anaerob dechlorering af TCE til ethen
- Er der andre elektronacceptorer til stede, der vil bidrage til forbruget af elektron donor og i så fald, hvor stort er forbruget af elektron donor?

Udtagning af sedimentprøver og grundvand

Laboratorieforsøgene er udført som batchforsøg med sediment og grundvand fra lokaliteten. Sediment blev udtaget ved etablering af 4 nye borer, hvoraf de tre blev placeret i det forurenede område (B307-B309), mens én boring placeredes udenfor det forurenede område (B306). Fra boring B307 blev udtaget sedimentkerner i to dybder således, at der i alt blev udtaget 5 sedimentkerner. Generelt etableredes de nye borer forholdsvis tæt på eksisterende borer, da der således var størst sikkerhed for at kende de geologiske-, forurenings- og redoxmæssige forhold. Boring B308 er dog placeret ud fra et hensyn til at afdække et område, hvor forureningen ikke endnu var kortlagt på detailniveau.

Geologien i kildeområdet består af moræneler med indslag af usammenhængende sandlirer. Sediment udtaget til laboratorieforsøgene kan generelt karakteriseres som ler, mens sediment udtaget fra boring B309 kan karakteriseres som sand.

Efter udtagning af sedimentkernerne blev borerne filtersatte med formålet at udtage vandprøver svarende til de udtagne sedimentprøver. Efterfølgende viste dette sig imidlertid ikke at være muligt, da feltanalyser indikerede at grundvandet fra de nye filtre var påvirket af skyllevand anvendt ved etableringen af borerne. Da borerne primært er placeret i moræneler var det ikke muligt at renpumpe borerne på grund af den lave vandføring. Grundvand blev derfor udtaget fra nærliggende tidligere etablerede borer. I Tabel 1 er vist de borer, hvorfra der er udtaget sediment og grundvand til opsætning af nedbrydningsforsøg. Af tabellen fremgår det, at vandkoncentrationen af TCE er meget varierende for de forskellige borer (1.500 til 14.000 µg/L). Det ses også, at der måles TCE om end i lav koncentration (20 µg/L) i baggrundsboringen.

Sedimentkernerne blev udtaget i A-rør, der straks efter udtagning forseglede, og derefter opbevarede i lufttætte poser på køl, for at holde kernerne redox-intakte. Grundvand blev oppumpet med en whalepumpe og fyldt i sterile glasflasker ved overløb under nitrogenstrøm for at undgå tab af flygtige stoffer samt kontakt med atmosfærisk luft. Vandprøverne opbevarede indtil opsætning af forsøgene ligeledes på køl.

Tabel 1. Udtag af sediment og grundvand til nedbrydningsforsøg på Sortebrovej 26

Boring	Dybde (m.u.t.)	Geologi	Placering	Tilhørende vand fra boring	TCE konc. (µg/L)	cis-DCE konc. (µg/L)	VC konc. (µg/L)
B306	12,0-12,5	ler	Baggrund	B230A	20***	2	< 5
B307 III	9,5-10,0	ler	Kilde	B207	4.300*	270	5,3
B307 II	7,5-8,0	ler	Kilde	B211-2	14.000*	2100	41
B308 II	8,8-9,3	ler	Kilde	B308	4.100**	560	14
B309 III	12,0-12,5	sand	Kilde	B225-2	1.500*	61	6,0

* analyser udført af Eurofins 4.12.2002

** analyser udført af Eurofins 19.8.2003

*** analyser udført på M&R DTU 2.5.2003

Opsætning af nedbrydningsforsøg – "treatability" studier

Laboratorieforsøgene er udført i 320mL infusionsflasker, hvor der tilsættes 100g sediment samt 200mL grundvand, hvilket medførte en gasfase på ca. 80mL. Denne opsætning skulle sikre, at der var nok materiale til løbende udtag af et større antal væske/gas-prøver (omtales senere i notatet). Flaskerne opsættes i en anaerob boks, hvor hver enkelt sedimentkerne blev åbnet, udtaget og homogeniseret før afvejning i flasker. Efter tilsætning af grundvand blev flaskerne lukket med butylgummipropper således, at der igennem forsøgsperioden løbende kunne udtages gas- eller væskeprøver med en kanyle til analyse. Forsøgene blev udført ved 10°C, da dette er repræsentativt for grundvandstemperaturen i Danmark.

Ved opsætning af forsøgene blev der som udgangspunkt ikke tilsat ekstra TCE, hvilket betyder, at startkoncentrationerne af TCE i flaskerne er forskellig afhængig af tilsætningen af sediment og grundvand. En undtagelse var dog flasker med vand fra boring B230A, der ligger udenfor kildeområdet, hvor TCE koncentrationen ville være for lav til at analysere for eventuelle nedbrydningsprodukter. Der blev til disse flasker tilsat TCE i startkoncentration på ca. 500µg/L i vandfasen, da det vurderedes, at dette var den omtrentlige minimale koncentration for at kunne analysere for nedbrydningsprodukter. Ved opsætning af forsøgene bobledes vandfasen fri for hydrogen, der stammer fra den anaerobe boks, da brint ellers vil bidrage til puljen af elektrondonorer. Under denne proces tabes en del af de chlorerede flygtige, hvilket medfører, at startkoncentrationerne i forsøgsflaskerne er noget lavere end koncentrationerne i vandprøverne.

Der er i forsøgene afprøvet to typer elektrondonorer; laktat og ethanol. Elektrondonorerne er valgt ud fra stoffernes forventede evne til også at kunne spredes i en lavpermeabel geologi kombineret med en forholdsvis lav anskaffelsespris. Fra laboratorieforsøg refereret i litteraturen vides, at både ethanol og laktat kan fermenteres under dannelse af brint under anaerobe forhold (Fennel et al., 1997; He et al., 2002). Endvidere har begge stoffer været anvendt i feltforsøg med reduktiv dechlorering (Cox et al., 2002; Ellis et al., 2000; Henssen et al., 2001; Lendvay et al., 2003). Elektrondonor blev tilsat nedbrydningsforsøgene med en startkoncentration på ca. 3mM, hvilket svarer til 140mg ethanol/L og 270 mg laktat/L. Elektrondonor tilsættes i overskud i forhold til forbruget til reduktiv dechlorering af TCE således, at det naturlige donorforbrug dækkes som skyldes tilstedeværelse af andre oxiderede stoffer som NO₃⁻ og SO₄²⁻, der er vandopløselige, samt Fe³⁺ og Mn⁴⁺, der er bundet til sedimentet. Tabel 2 viser beregningen af det maximale forbrug af elektrondonor i nedbrydningsforsøgene. Det fremgår af tabellen, at en væsentlig del af elektrondonorforbruget

skyldes jernreduktion, mens forbruget til den anaerobe dechlorering kun udgør en lille del af det samlede elektrondonorforbrug.

Tabel 2. Beregning af det maximale forbrug af natriumlaktat i laboratorieforsøg

Reaktionsligning	Donor/ acceptor mg/mg	Max. konc. mg/L *mg/g	Max. forbrug mg
$C_3H_5O_3Na + 3O_2 + H^+ \rightarrow 3CO_2 + 3H_2O + Na^+$	1,17	0	0
$5C_3H_5O_3Na + 12NO_3^- + 17H^+ \rightarrow 15CO_2 + 6N_2 + 21H_2O + 5Na^+$	0,75	0	0
$C_3H_5O_3Na + 6MnO_2 + 13H^+ \rightarrow 3CO_2 + 6Mn^{2+} + 9H_2O + Na^+$	0,34	0,09*	3
$C_3H_5O_3Na + 12FeOOH + 25H^+ \rightarrow 3CO_2 + 6Fe^{2+} + 21H_2O + Na^+$	0,17	1,14*	17
$2C_3H_5O_3Na + 3SO_4^{2-} + 5H^+ \rightarrow 6CO_2 + HS^- + 6H_2O + 2Na^+$	0,78	45	7
$C_3H_5O_3Na + 2H_2O \rightarrow C_2H_4O_2 + HCO_3^- + H_2 + Na^+$			
$C_2HCl_3 + 3H_2 \rightarrow C_2H_4 + 3H^+ + 3Cl^-$	2,0	5	2
Total forbrug af natriumlaktat i laboratorieforsøg			30

Beregningen er baseret på det maximale indhold af sulfat i nedbrydningsforsøg og den maximale oxidationskapacitet, der er målt. Elektrondonorforbruget til reduktion af jern(III) og mangan(IV) er beregnet på baggrund af den maximale procentvise andel disse forbindelser udgør af den samlede oxidationskapacitet. Koncentrationen af TCE er sat til 5mg/L.

For at undersøge om nedbrydningen af TCE kan stimuleres ved tilsætning af mikroorganismer, er der til nogle af forsøgene tilsat en blandingskultur (KB1TM) indeholdende bakterier af typen *Dehalococcoides*, da disse anses for at kunne fuldføre den totale dechlorering af PCE og TCE til ethen. Bakteriekulturen KB1TM består af en blandingskultur af naturligt forekommende mikroorganismer, der er isoleret og naturligt selekteret fra en TCE-forurenede lokalitet i USA. Udover bakterier af typen *Dehalococcoides* indeholder kulturen omkring 15 andre bakteriearter bl.a. acetogene og sulfatreducerende bakterier. KB1TM er testet negativ for en række af patogene bakterier. KB1TM har til dato været anvendt på 7 forurenede lokaliteter i USA. På alle lokaliteter resulterede tilsætning af KB1TM i omsætning af PCE/TCE til ethen. KB1TM sælges som et kommercielt produkt af det amerikanske firma SiREM. SiREM oplyser, at KB1TM i teorien er virksom ved tilsætning af enhver elektrondonor, der fermenteres under produktion af H₂. KB1TM er blevet testet til at være aktiv ved tilsætning af en lang række elektrondonorer: sukkerstoffer (glukose, melasse, majs sirup), alkoholer (methanol, ethanol, isopropanol), organiske syrer (laktat og acetat), vegetabiliske olier, HRCTM samt fedtstoffer. Bakteriekulturen har ifølge SIREM en celledensitet på ca. 10⁸ til 10⁹ celler/mL. Bakterietællinger udført på M&R af den specifikke kultur, der er anvendt i forsøgene, som viste en celledensitet på 8·10⁸ celler/mL. Til hver forsøgsflaske er tilsat 100µL, hvilket svarer til en startkoncentration på ca. 4·10⁵ celler/mL, forudsat at bakterierne befinder sig i vandfasen i flaskerne.

I tabel 3 er skitseret opstilling af batchforsøg med angivelse af navn på hver enkelt flaske. Af tabel 3 fremgår også startkoncentrationen af TCE i flaskerne. Alle flasker opsættes i duplikater. Det samlede antal flasker, der skal håndteres, er således 54 stk.

Table 3. Opstilling af batchforsøg med sediment og grundvand fra Sortebovej 26

		B309	B307 II	B307 III	B308	B306
Boring - sediment		B309	B307 II	B307 III	B308	B306
Dybde		12,0-12,5	7,5-8,0	9,5-10,0	8,8-9,3	12,0-12,5
Sediment type		sand	ler	ler	ler	ler
Grundvand fra boring		B225-2	B211-2	B207	B308	B230
Gennemsnitlig start konc. af TCE i forsøg (µg/L)		1900	13600	3400	1300	200
Dato for forsøg opsat		25.04.03	25.04.03	25.04.03	13.05.03	13.05.03
Tilsat bakterier		02.07.03	02.07.03	02.07.03	18.07.03	18.07.03
Nr.	Forsøg					Baggrund
1	Kontrol – tilsat HgCl ₂ (tilsat laktat)	1A	1B	1C	1D	
2	Kontrol – tilsat HgCl ₂ (tilsat ethanol)	2A	2B	2C	2D	
3	ingen tilsætning	3A	3B	3C	3D	1E
4	ingen tilsætning	4A	4B	4C	4D	2E
5	laktat	5A	5B	5C	5D	3E
6	laktat	6A	6B	6C	6D	4E
7	laktat (+ KB1 TM)	7A	7B	7C	7D	5E
8	laktat (+ KB1 TM)	8A	8B	8C	8D	6E
9	ethanol	9A	9B	9C	9D	
10	ethanol	10A	10B	10C	10D	
11	ethanol (+ KB1 TM)	11A	11B	11C	11D	
12	ethanol (+ KB1 TM)	12A	12B	12C	12D	

Forsøgsopstillingen bestod af en række kontrollforsøg (række 1-2) for at undersøge, om der var abiotiske processer (sorption, tab gennem propper, abiotisk omsætning), der kunne påvirke koncentrationen af chlorerede opløsningsmidler gennem forsøget. Til kontrollforsøgene tilsattes 2mL kviksølvchlorid (5%) for at hæmme den mikrobielle aktivitet. For at undersøge potentialet for naturlig nedbrydning opsattes forsøg, hvor der hverken tilsattes elektrondonor eller mikroorganismer (række 3-4). Formålet med forsøgene listet i række 5 og 8 var at undersøge, om nedbrydning ved reductiv dechlorering kan stimuleres ved tilsætning af elektrondonor hhv. laktat og ethanol. Til halvdelen af forsøgene tilsattes bakterier (KB1TM) for at undersøge om nedbrydningen af TCE kunne føre til fuldstændig dechlorering og dermed dannelse af ethen. KB1TM kultur blev tilsat efter ca. 67 dage. Til halvdelen af flaskerne (den ene af duplikaterne) gentilsattes laktat og ethanol efter ca. 175 dage, for at undersøge, om nedbrydningen var elektrondonor-begrænset. Der udførtes et færre antal forsøg med materiale fra boringen placeret opstrøms forureningen. Disse forsøg fungerede som en slags kontrollforsøg, idet man må forvente et lavere potentiale for dechlorering uden for fanen, da de naturligt tilstedeværende bakterier ikke tidligere har været eksponeret for chlorerede stoffer i højere koncentrationer. Forsøgene skulle belyse udbredelsen af de specifikke dechlorerende bakterier og ses i sammenhæng med undersøgelsen af forekomsten af dechlorerende bakterier udført parallelt på GEUS.

Analyseprocedure, prøveudtagning og databehandling

I tabel 4 er vist, hvilke parametre, der i løbet af forsøget, er analyseret for, hvilken analysemetode, der er anvendt, samt hvor ofte der er udtaget prøver. For at følge nedbrydningen af TCE er der fra alle forsøg løbende udtaget væskeprøver til analyse af de chlorerede ethener samt ethen/ethan. Disse komponenter er analyseret på gaschromatograf udstyret med et massespektrometer (GC-MS). Ved denne analyse fås ligeledes koncentrationen af ethanol. Laktat samt de fede syrer som acetat, format og propionat er

ligeledes analyseret ved udtag af væskeprøver og efterfølgende analyse ved en modificeret HPLC-analyse. Acetat er en vigtig parameter, da både ethanol og laktat omsættes til acetat under dannelse af H_2 . Generelt er der udtaget gasprøver til analyse for H_2 og CH_4 parallelt med analyse af de chlorerede stoffer samt de fede syrer. Til undersøgelse af redox-forholdene udtages væskeprøver til analyse af SO_4^{2-} , NO_3^- , Fe^{2+} . Der er udtaget prøver til analyse for chlorerede stoffer (inkl. ethen og ethanol) ca. 15-20 gange over forsøgsperioden, mens der er udtaget prøver til analyse af laktat og fede syrer, H_2 , CH_4 , ioner og Fe^{2+} ca. 10-12 gange i de flasker, der har stået længst dvs. ca. 250 dage. Der udtages ca. 4-5 prøver over forsøgsperioden.

Tabel 4. Prioriterede analyseparametre, analysemetoder samt antal prøveudtag.

Parametre	Prøve-matrix	Analysemetode	Prøveudtag
PCE → TCE, <i>cis</i> -DCE, <i>trans</i> -DCE, 1,1-DCE, VC, ethen/ethan	vand	Gas chromatograf m. massespektrometer	15-20
Ethanol	vand	Gas chromatograf m. massespektrometer	15-20
Laktat, acetat, propionat, format	vand	Modificeret HPLC	10
H_2	gas	Gas chromatograf	11
CH_4	vand	Gas chromatograf m. flammeioniseringsdetektor	11
Cl^- , SO_4^{2-} , NO_3^-	vand	Ion chromatograf	12
Fe^{2+}	vand	Ferrozine, spektrofotometer	9

For at følge nedbrydningen af chlorerede stoffer er opstillet en massebalance for hver enkelt flaske. De målte vandkoncentrationer er derfor omregnet til totale masser i mol, hvorved der tages højde for at de forskellige stoffers molvægte. Ved opstilling af massebalance for de chlorerede stoffer og andre flygtige stoffer som ethen, ethan og CH_4 er der taget hensyn til stoffernes fordeling imellem vand- og luftfasen. Endvidere er koncentrationerne korrigeret for volumenændringer i gas og væskefase som følge af udtag af vand- og gasprøver. Der er i behandlingen af data ikke taget hensyn til sorption.

Resultater og diskussion

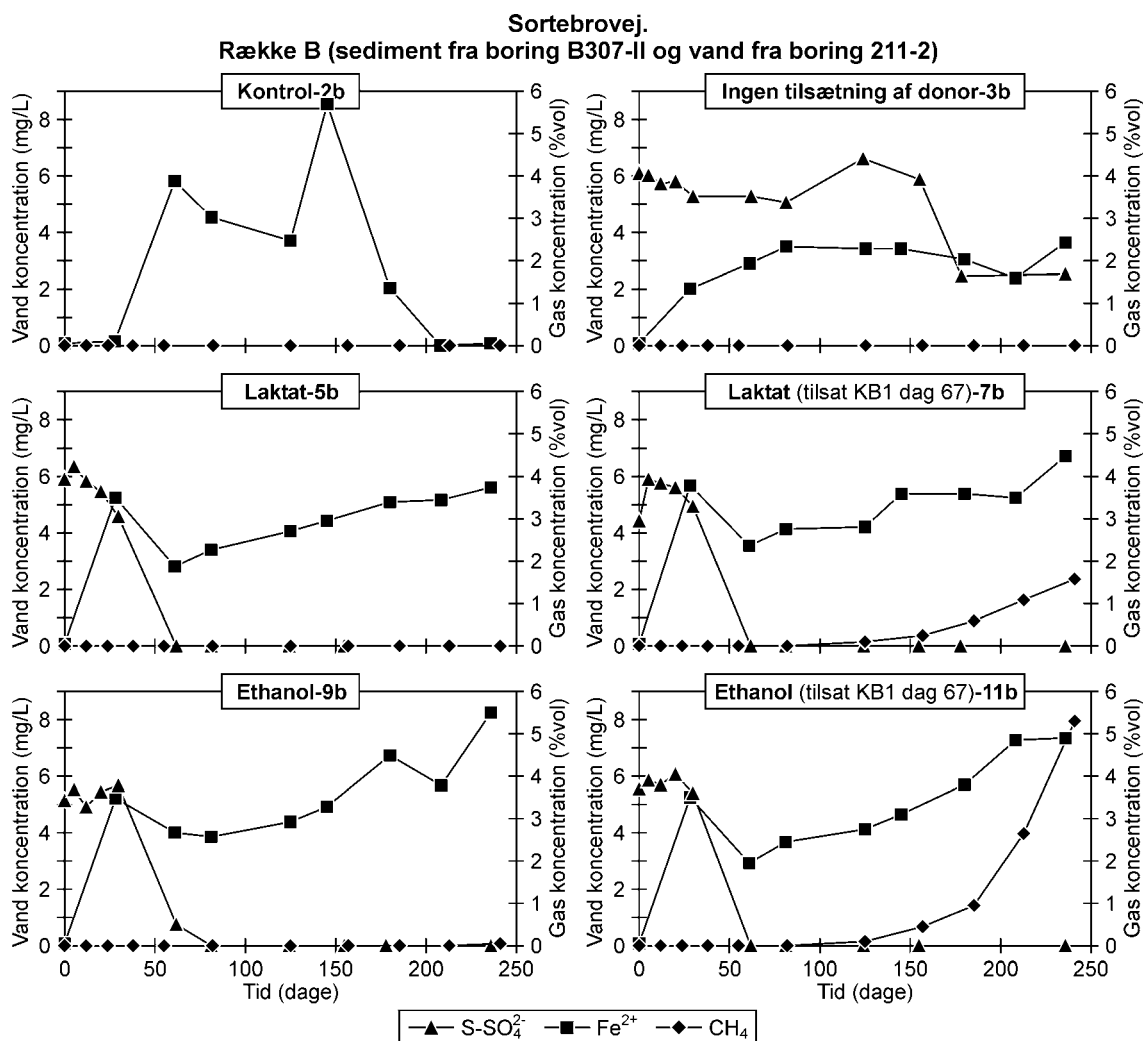
Redoxforhold

Ved tilsætning af elektrondonor i form af organisk stof vil en del af donoren forbruges af bakterier, der kan omsætte det organiske stof vha. andre tilstedeværende oxidationsmidler som O_2 , NO_3^- , $Fe(III)$, SO_4^{2-} . Energiudbyttet for de forskellige processer er meget forskelligt, og de bakterier, der får det største energiudbytte, vil dominere over andre bakterier, hvilket vil medføre at ilt forbruges først og derefter nitrat, $Fe(III)$ og sulfat. Generelt ses samme tendens i udvikling i redoxforhold i forsøgsflaskerne uafhængig af, hvilket sediment/grundvand der er tilsat. På figur 1 er vist udvikling i redox-forhold i forskellige forsøgsflasker med sediment fra boring B307II. Der er ikke fundet nitrat i nogen af forsøgene. Indenfor de første 20-30 dage ses en stigning i jern(II)koncentrationen, hvilket er tegn på, at der foregår jern(III)reduktion. Efter 20-30 dage ses sulfatreduktion, og samtidig ses et fald i jern(II)koncentrationen, hvilket

sandsynligvis skyldes udfældning af jernsulfider, da der på dette tidspunkt observeredes en sortfarvning af sedimentet i forsøgsflaskerne. Efter sulfatreduktionen stiger jern(II)koncentrationen igen, hvilket højst sandsynligt skyldes reduktion af de mere stabile jernoxider, som er en mindre energigivende proces end sulfatreduktion.

I alle flasker tilsat donor ses efter endt sulfatreduktion begyndende methandannelse omkring dag 60 til 80. I flasker tilsat bakteriekultur KB1TM ses en højere methanproduktion end i flasker, hvor der kun er tilsat elektrondonor. Dette skyldes sandsynligvis, at KB1TM kulturen ud over dechlorerende bakterier også indeholder methandannende bakterier samt rester af elektrondonor sandsynligvis i form af methanol og gærekstrakt, som kan omdannes til methan. Endvidere ses det, at den dannes mest methan i forsøgsflaskerne tilsat ethanol sammenlignet med laktat. Antages det, at ethanol omsættes til acetat og brint, som begge derefter går til methandannelse, kan det beregnes at ca. 93% af den tilsatte mængde ethanol er brugt til methandannelse, hvor det i flaskerne tilsat laktat er ca. 23% af den tilsatte mængde laktat, som går til methandannelse.

I forsøg, hvor der ikke er tilsat elektrondonor, ses generelt, at der foregår jern(III)reduktion om end i begrænset omfang i hele forsøgsperioden, og der observeres generelt ikke sulfatreduktion eller methandannelse. I forsøg med sediment fra boring B309 og baggrundsboringen B306 observeres der også jern(III)reduktion men i højere grad end i de øvrige forsøg, idet der efter 250 dage er dannet hhv. 24 og 11 mgFe²⁺/L sammenlignet med de andre forsøg, hvor der dannes ca. 3 mgFe²⁺/L. I forsøg med sediment fra boring B309 og B306 ses der efter ca. 10-15 dage også sulfat-reduktion. Overordnet ses der altså ikke nogen entydig forskel i udviklingen i redoxforholdene mellem forsøg med sediment taget fra forureningskilden og forsøg med sediment taget udenfor forureningskilden, og generelt tyder det på, at der naturligt på lokaliteten er jern til sulfatreducerende forhold.



Figur 1. Udvikling af redoxparametre i nedbrydningsforsøg med sediment fra boring B307II og vand fra boring B211-2.

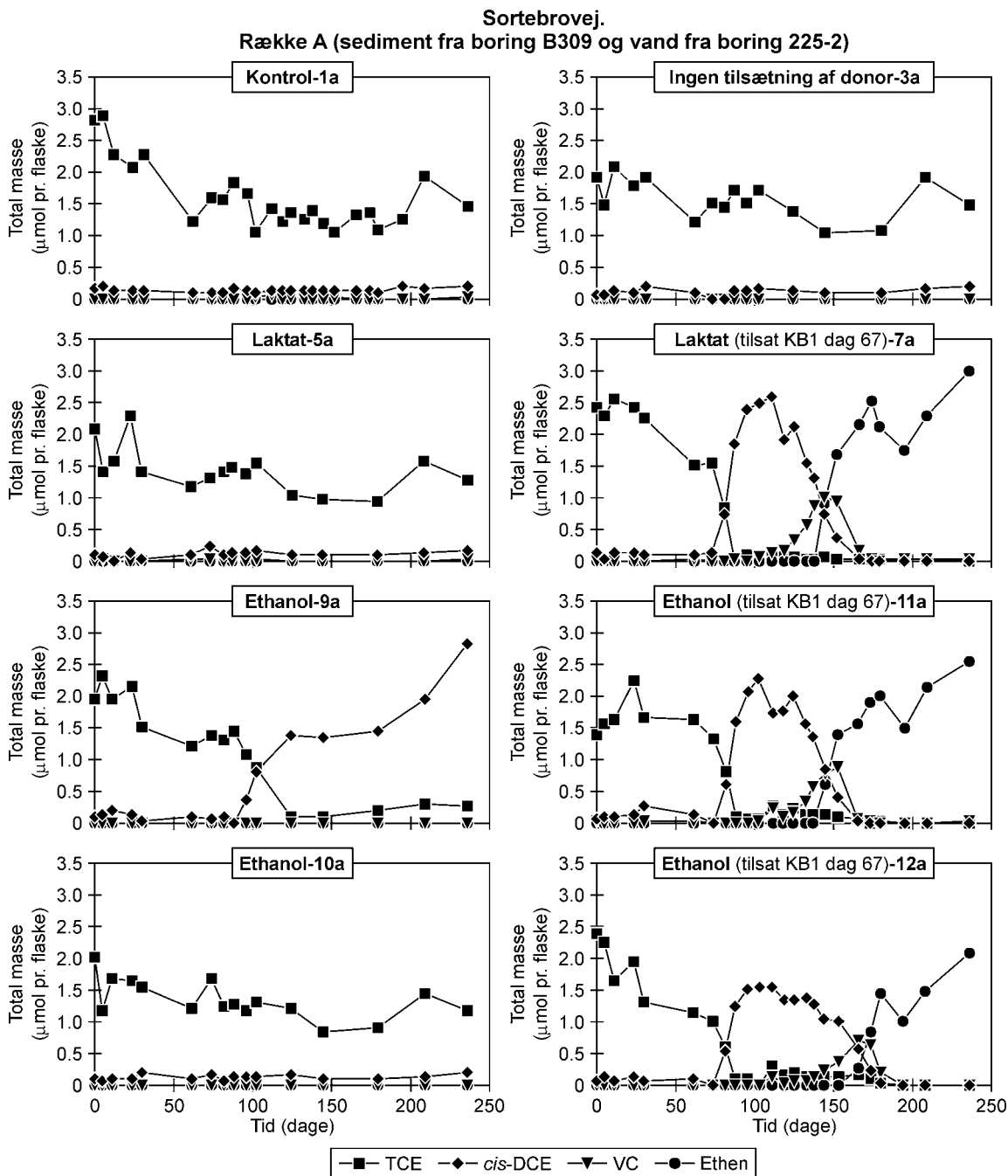
Nedbrydning af chlorerede ethener

I følgende afsnit præsenteres og diskuteres resultaterne af de udførte forsøg med henblik på nedbrydning af chlorerede ethener. På figur 2 og 3 vises nedbrydningskurver for udvalgte forsøg, mens en oversigt over resultaterne fra samtlige nedbrydningsforsøg er vist i tabel 5. Generelt ses ikke nedbrydning af TCE i kontrolforsøg tilsat kviksølvchlorid. I flere af kontrolforsøgene ses dog et lille fald i TCE-koncentrationen i starten af forsøgene, hvilket sandsynligvis skyldes sorption af TCE til sedimentet, da der ikke observeres nedbrydningsprodukter. På baggrund af TCEs fysiske/kemiske egenskaber er det forventeligt, at sorption af TCE vil være af større betydning sammenlignet med de lavere chlorerede ethener, da disse er mindre hydrophobe. Et eksempel på et kontrolforsøg er vist i figur 2.

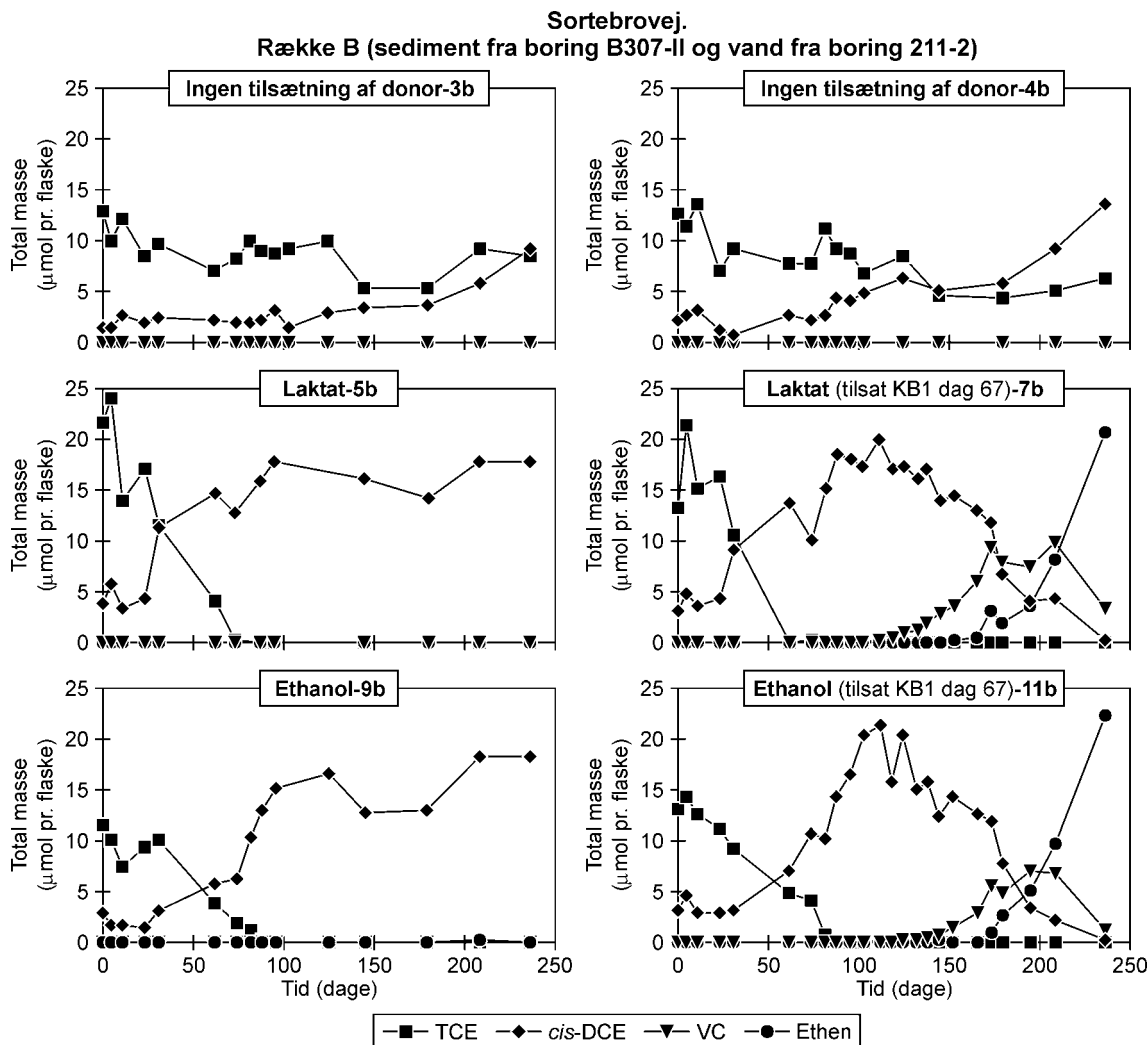
Generelt ses ikke nedbrydning af TCE i flasker, hvortil der ikke er tilsat elektrondonor eller mikroorganismer (se figur 2). En undtagelse er dog forsøg, der er udført med materiale fra boring B307II og vand fra boring 211-2, hvor der ses nedbrydning af TCE til *cis*-DCE (se figur 3). Nedbrydningen forløber dog meget langsomt og først efter en tilvænningsperiode på 60-80 dage. Endvidere ses der ikke videre dechlorering af *cis*-DCE til vinylchlorid eller ethen indenfor en forsøgsperiode på ca. 240 dage. Karakteristisk for forsøgene udført med vand fra

boring 211-2 er, at koncentrationen af TCE er meget høj (ca. 14 mg/L) sammenlignet med de øvrige forsøg. Den observerede nedbrydning i forsøg udført med materiale fra boring 211-2 skyldes sandsynligvis, at der er flere bakterier til stede, der kan nedbryde chlorerede stoffer pga. de mere optimale forhold samt at disse er bedre tilvænnet forholdene. Generelt tyder forsøgene dog på, at potentialet for nedbrydning ved anaerob dechlorering under naturlige forhold er lavt og vil være begrænset til områder med meget høje koncentrationer af chlorerede stoffer. Det er endvidere uvist om nedbrydningen vil føre til fuldstændig dechlorering til ethen, da der i forsøgene ikke observeredes videre nedbrydning af *cis*-DCE.

Tilsætning af elektrodonor i form af laktat eller ethanol ses i flere af forsøgene at kunne stimulere nedbrydningen af TCE til *cis*-DCE. Sammenlignet med forsøgene uden donor forløber nedbrydningen relativt hurtigt (over en 30-40 dage), men går først i gang efter en tilvænningsperiode på ca. 60-80 dage. Ved sammenligning med de målte redoxparametre ses, at tidspunktet, hvor nedbrydningen går i gang, er nogenlunde sammenfaldende med tidspunktet, hvor sulfat er opbrugt. Det er i litteraturen ikke entydigt, hvorvidt dechlorering kan finde sted samtidig med sulfatreduktion, fravær af dechlorering under sulfatreducerende forhold er dog observeret i flere tilfælde (Townsend og Suflita, 1997). I forsøg med vand fra boring 211-2 går nedbrydningen i gang allerede efter 10-20 dage, hvilket som tidligere nævnt tyder på, at der er flere dechlorerende bakterier til stede i materialet tilsat disse forsøg, og at det er muligt at stimulere disse ved tilsætning af donor. Generelt ses der ikke nogen forskel i nedbrydningsforløbet mellem flasker tilsat ethanol og laktat. I nogle af duplikaterne ses kun nedbrydning i den ene af flaskerne (se figur 2 og tabel 5), hvilket sandsynligvis er et udtryk for, at de dechlorerende bakterier ikke er homogent fordelt i akvifer materialet, men snarere lever i mindre kolonier på steder, hvor der er en god tilførsel af donor og næringsstoffer. Ved opsætning af forsøgene blev det forsøgt at homogenisere sedimenterne, men dette var vanskeligt pga. materialets lerede karakter. I forsøg tilsat sediment fra boring 306 ses også nedbrydning af TCE til *cis*-DCE i den ene af duplikaterne, hvilket ikke umiddelbart er forventeligt, da denne boring ligger uden for forureningsfanen. Analyse af vandprøver fra boring 230 viser dog, at der er både TCE og *cis*-DCE tilstede i lave koncentrationer, hvilket indikerer, at boringen er påvirket af forurening og derfor ikke er en reel baggrunds boring. I alle forsøg, hvor der ses nedbrydning af TCE gælder dog generelt at *cis*-DCE ikke nedbrydes videre, hvilket kunne tyde på, at bakterier af typen *Dehalococcoides*, der kan nedbryde TCE til ethen ikke er tilstede eller kun er tilstede i meget lave koncentrationer. Yderligere tilsætning af elektrodonor alene efter dag 175 førte ikke til videre nedbrydning, hvorfor det kan konkluderes, at manglende nedbrydning ikke skyldes mangel på elektrodonor. Potentialet for at kunne stimulere anaerob reduktiv dechlorering ved tilsætning af elektrodonor er begrænset, da dette sandsynligvis ikke vil føre til fuldstændig dechlorering af TCE.



Figur 2. Nedbrydning af TCE i forsøg med sediment fra boring B309 og vand fra boring B225-2.



Figur 3. Nedbrydning af TCE i forsøg med sediment fra boring B307II og vand fra boring B211-2.

I alle forsøg tilsat elektrondonor og bakteriekultur KB1TM ses nedbrydning af TCE til ethen. Der ses ikke nogen forskel i nedbrydningsforløbet mellem forsøg tilsat ethanol og laktat. Nedbrydningen forløber ved reduktiv dechlorering, hvor TCE nedbrydes til *cis*-DCE der nedbrydes til vinylchlorid, som nedbrydes til ethen. Bakteriekulturen er tilsat efter dag 67, og det ses, at nedbrydningen starter straks herefter (se figur 2). I forsøg med grundvand fra boring 211-2 ses nedbrydning af TCE til *cis*-DCE allerede inden tilsætning af bakterier, hvilket skyldes de naturligt tilstedeværende bakterier. Ved tilsætning af bakteriekultur opnås dog videre nedbrydning af *cis*-DCE til ethen, mens dette ikke ses i forsøg, hvor der kun tilsættes elektrondonor (se figur 3). Efter tilsætning af bakteriekultur ses fuldstændig nedbrydning af TCE til ethen efter mellem 120 til 170 dage. Generelt stemmer disse resultater pænt overens med resultater fra lignende forsøg rapporteret i litteraturen. I forsøg med sediment og grundvand fra en TCE-forurenet lokalitet observeredes nedbrydning af TCE til *cis*-DCE efter en inkubationsperiode på 126 dage. Ved tilsætning af bakteriekultur KB1TM sås fuldstændig nedbrydning af TCE til ethen efter 205 dage (Castellanos et al., 2002). Lignende resultater er opnået af Major et al. (2002), som observerede fuldstændig nedbrydning af TCE til ethen på mellem 60 til 150 dage efter tilsætning af KB1TM til nedbrydningsforsøg med

sediment og grundvand. I forsøg uden tilsætning af bakteriekultur sås kun nedbrydning af TCE til *cis*-DCE.

Af de udførte forsøg fremgår det, at nedbrydningen af TCE forløber hurtigere end nedbrydningen af *cis*-DCE, hvilket medfører akkumulering af *cis*-DCE. Endvidere ses, at vinylchlorid nedbrydes relativt hurtigt sammenlignet med *cis*-DCE, da der ses dannelse af vinylchlorid og ethen samtidig med, at der foregår nedbrydning af *cis*-DCE. Dette nedbrydningsforløb er i overensstemmelse med andre forsøg udført med KB1TM, hvor nedbrydningen af *cis*-DCE til vinylchlorid er fundet at være det hastighedsbegrænsende trin, mens omsætning af vinylchlorid til ethen var relativt hurtig (Major et al., 2002). Endvidere er KB1TM bakteriekulturen, der er anvendt i forsøgene, dyrket på TCE, hvorfor det er forventeligt at TCE vil nedbrydes relativt hurtigt (Duhamel et al., 2002).

Table 5. Samlet oversigt over resultaterne af de udførte nedbrydningsforsøg efter ca. 240 dage.

		B309	B307 II	B307 III	B308	B306
Boring - sediment		B225-2	B211-2	B207	B308	B230
Vand fra boring						
Startkonc. af TCE (µg/L)		1.900	13.600	3.400	1.300	200
Nr.	Forsøg	A	B	C	D	E
1	Kontrol – steril	-	-	-	-	-
2	Kontrol – steril	-	-	-	-	-
3	ingen tilsætning	-	+ DCE	-	(+) DCE	-
4	ingen tilsætning	-	+ DCE	-	-	-
5	laktat	-	+ DCE	+ DCE	+ DCE	+ DCE
6	laktat	+ DCE	+ DCE	-	+ DCE	-
7	laktat (+ KB1 TM)	+ DCE,VC,E	+ DCE,VC,E	+ DCE,VC,E	+ DCE,VC,E	+ DCE,VC,E
8	laktat (+ KB1 TM)	+ DCE,VC,E	+ DCE,VC,E	+ DCE,VC,E	+ DCE,VC,E	+ DCE,VC,E
9	ethanol	+ DCE	+ DCE	+ DCE	+ DCE	-
10	ethanol	-	+ DCE	+ DCE	+ DCE	-
11	ethanol (+ KB1 TM)	+ DCE,VC,E	+ DCE,VC,E	+ DCE,VC,E	+ DCE,VC,E	+ DCE,VC,E
12	ethanol (+ KB1 TM)	+ DCE,VC,E	+ DCE,VC,E	+ DCE,VC,E	+ DCE,VC,E	+ DCE,VC,E

-: ikke observeret nedbrydning af trichlorethen (TCE)

+: observeret nedbrydning af TCE samt hvilke nedbrydningsprodukter der er observeret (DCE=*cis*-dichlorethen, VC=vinylchlorid, E=ethen)

Konklusion

På baggrund af de udførte nedbrydningsforsøg kan følgende konklusioner drages:

- potentialet for at opnå nedbrydning af TCE til ethen under naturlige forhold er begrænset. I dele af forureningen hvor TCE er tilstede i høje koncentrationer kan der være mulighed for nedbrydning af TCE til *cis*-DCE, det er dog tvivlsomt at nedbrydningen vil føre til fuldstændig dechlorering med dannelse af ethen
- potentialet for at stimulere nedbrydning af TCE til ethen ved tilsætning af elektron donor i form af enten ethanol eller laktat er begrænset, da nedbrydningen formentligt ikke vil føre til fuldstændig dechlorering men mere sandsynligt dannelse af *cis*-DCE.
- på baggrund af de udførte laboratorieforsøg vil det være muligt at opnå nedbrydning af TCE til ethen ved tilsætning af bakteriekulturen KB1TM samt elektrondonor
- både ethanol og laktat vil kunne stimulere nedbrydning af TCE til ethen ved samtidig tilsætning af bakteriekulturen KB1TM. Ved anvendelse af ethanol vil der dog være et større tab af donor til methandannelse.

- på lokaliteten er der naturligt jern- og sulfatreducerende forhold, hvilket betyder, at der ved tilsætning af elektrondonor skal tages højde for et ekstra forbrug til reduktion af jern og sulfat.

Referencer

- Castellanos, M.R., T.A. Peel, M.L. McMaster, J. Adkisson, og S. Dworatzek. 2002. Laboratory Evaluation of Enhanced Bioremediation of Chlorinated Ethenes in Groundwater at the MLP/VAB Area. I: A.R. Gavaskar og A.S.C. Chen (Eds), Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds - 2002. Battelle Press, Columbus Ohio.
- Cox, E.E., og S. Neville. 2002. "In Situ Bioremediation of Perchlorate: Comparison of Results from Multiple Field Demonstrations." Abstract. SERDP/ESTCP Partners in Environmental Technology Symposium & Workshop. Washington, DC, December 3 – 5, 2002.
- DiStefano, T.D., og R. Baral. 2000. PCE Dechlorination With Complex Electron Donors I: G.B. Wickramanayake, A.R. Gavaskar, B.C. Alleman, og V.S. Magar (Eds), Bioremediation and Phytoremediation of Chlorinated Recalcitrant Compounds. Battelle Press, Columbus Ohio. pp. 55-61.
- Duhamel, M., S.D. Wehr, L.Yu, H. Rizvi, D. Seepersad, S. Dworatzek, E.E. Cox, og E.A. Edwards. 2002. "Comparison of Anaerobic Dechlorinating Enrichment Cultures Maintained on Tetrachloroethene, Trichloroethene, cis-Dichloroethene, and Vinyl Chloride." *Wat. Res.* 36:4193-4202.
- Ellis, D.E., E.J. Lutz, J.M. Odom, R.J. Buchanan, C.L. Bartlett, M.D. Lee, M.R. Harkness, og K.A. Deweed. 2000. "Bioaugmentation for Accelerated In Situ Anaerobic Bioremediation." *Environ. Sci. Technol.* 34(11):2254-2260.
- Fennell, D.E., J.M. Gossett, og S.H. Zinder. 1997. Comparison of butyric acid, ethanol, lactic acid, and propionic acid as hydrogen donors for the reductive dechlorination of tetrachloroethene, *Environ. Sci. Technol.* 31: 918-926.
- He, J.Z., Y. Sung, M.E. Dollhopf, B.Z. Fathepure, J.M. Tiedje, og F.E. Löffler. 2002. Acetate versus hydrogen as direct electron donors to stimulate the microbial reductive dechlorination process at chloroethene-contaminated sites, *Environ. Sci. Technol.* 36: 3945-3952.
- Henssen, M.J.C., A.W. van der Werf, S. Keuning, C. Hubach, R. Blokzijl, E. van Keuklen, B. Alblas, C. Haasnoot, H. Boender, og E. Meijerink. 2001. Engineered Full Scale Bioremediation of Chlorinated Ethenes. I: Leeson, A., B.C. Alleman, P.J. Alvarez, og V.S. Magar (Eds.), Bioaugmentation, Biobarriers, and Biogeochemistry. Battelle Press, Columbus, OH. pp. 73-78.
- Koenigsberg, S.S., W.A. Farone, og C.A. Sandefur. 2000. Time-Release Electron Donor Technology for Accelerated Biological Reductive Dechlorination. I: G.B. Wickramanayake, A.R. Gavaskar, B.C. Alleman, og V.S. Magar (Eds), Bioremediation and Phytoremediation of Chlorinated Recalcitrant Compounds. Battelle Press, Columbus Ohio. pp. 39-46.
- Lee, M.D., R.J. Buchanan, og D.E. Ellis. 2000. Laboratory Studies Using Edible Oils to Support Reductive Dechlorination. I: G.B. Wickramanayake, A.R. Gavaskar, B.C. Alleman, og V.S. Magar (Eds), Bioremediation and Phytoremediation of Chlorinated Recalcitrant Compounds. Battelle Press, Columbus Ohio. pp. 77-84.
- Lendvay, J.M., F.E. Löffler, M. Dollhopf, M.R. Aiello, G. Daniels, B.Z. Fathepure, M. Gebhard, R. Heine, R. Helton, J. Shi, R. Krajmalmnik-Brown, C.L. Major, M.J. Barcelona, E. Petrovskis, J.M. Tiedje, og P. Adriaens. 2003. "Bioreactive Barriers: A Comparison of Bioaugmentation and Biostimulation for Chlorinated Solvent Remediation." *Environ. Sci. Technol.* 37(7) :1422-1431.

- Major, D., E. Edwards, P. McCarty, J. Gossett, E. Hendrickson, F. Loeffler, S. Zinder, D. Ellis, J. Vidumsky, M. Harkness, G. Klecka og E. Cox. 2003. A Response to Environment vs. Bacteria or Let's Play, "Name that Bacteria" by E. K. Nyer, F. Payne and S. Suthersan. *Ground Water Monitoring & Remediation*
- Maymo-Gatell, X., Y.-T. Chien, J.M. Gossett, og S.H. Zinder. 1997. "Isolation of a Bacterium that Reductively Dechlorinates Tetrachloroethene to Ethene." *Science*. 276:1568-1571.
- Nyer, E.K, F. Payne og S. Suthersan. 2003. Environment vs. Bacteria or Let's Play "Name that Bacteria". *Ground Water Monitoring & Remediation*. 23 (1), 37-45.
- Townsend, G.T. og J.M. Suflita. 1997. Influence of sulfur oxyanions on reductive dehalogenation activities in *Desulfomonile tiedjei*. *Appl. Environ. Microbiol.* 63, 3594-3599.
- Wu, W.M., J. Nye, M.K. Jain, og R.F. Hickey. 1998. Anaerobic dechlorination of trichloroethylene (TCE) to ethylene using complex organic materials. *Water Research* 32: 1445-1454.
- Zenker, M.J., R.C. Borden, M.A. Barlaz, M.T. Lieberman, og M.D. Lee. 2000. Insoluble Substrates for Reductive Dehalogenation in Permeable Reactive Barriers. I: G.B. Wickramanayake, A.R. Gavaskar, B.C. Alleman, og V.S. Magar (Eds), *Bioremediation and Phytoremediation of Chlorinated Recalcitrant Compounds*. Battelle Press, Columbus Ohio. pp. 39-46.

Bilag 6G

Kemisk Oxidation

Laboratorieforsøg – Sortebrovej



Jirij Hønning
Poul L. Bjerg

Miljø & Ressourcer DTU

juli 2003

- revideret 28. august 2003

Dette notat er en afrapportering af gennemførte laboratorieforsøg med kemisk oxidation på Sortebrovej, som beskrevet i notat af 26. marts 2003 (bilag 1).

Materialer og metoder

Der er udført forsøg med i alt 8 sæt sedimentprøver udtaget henholdsvis i forurenede og svagt forurenede sediment (ler og sand) i kildeområdet og i svagt forurenede sediment opstrøms kildeområdet. Prøvetagningssteder er angivet i tabel 1.

Tabel 1: Prøvetagningssteder Sortebrovej

Prøve	I	J	K	L	M	N	O	P
Boring	B307	B307	B307	B309	B309	B308	B308	B306
Dybde (m.u.t.)	6	13	22	9	16	7	18	10

For hver sedimentprøve er forbrugt af henholdsvis kaliumpermanganat (KMnO_4) og natriumpersulfat ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$) ved tre forskellige koncentrationer bestemt. Forsøgene er udført som batchtest i 100 mL red cap flasker som vist på figur 1.



Figur 1: Red cap flasker benyttet til laboratorieforsøg

Ved forsøgene er der til 80 g forstyrret sediment tilsat 90-100 mL væske indtil flasken var fyldt. Der er benyttet følgende koncentrationer af oxidationsmiddel; 6,25, 12,5 og 25 g/L for permanganat og 12,5, 25 og 50 g/L for persulfat. Til hvert sæt af sedimentprøver er der kørt 3 blindprøver, der bestod af 80 g sediment og postevand.

Efter klargøring har batchflaskerne henstået i en roterkasse, med 1 omdrejning i minuttet, i et 10°C rum. Forsøgene er kørt efter høstprincippet. Det vil sige, at batchflaskerne til udvalgte tidspunkter er blevet "høstet" fra roterkassen og efterfølgende analyseret. Prøvetagningen har fulgt planen, der er skitseret i tabel 2.

Tabel 2: Prøvetagning ved laboratorieforsøg.

	Blind 25 dage	Dage efter forsøgsstart			Analyser i alt	
		15	20	25		
MnO_4^-		X	X	X	72	
PCE/TCE	X				24	
pH	X	X	X	X	96	
	Blind 25 dage	Dage efter forsøgsstart				Analyser i alt
		21	28	35	42	
$\text{S}_2\text{O}_8^{2-}$		X	X	X	X	96
pH	X	X	X	X	X	120

Det skal bemærkes, at der ved forsøg med KMnO_4 har været prøveudtagning efter hhv. 15, 20 og 25 dage, mens der ved forsøg med $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$ har været prøveudtag efter 21, 28, 35 og 42 dage. Blindprøverne er høstet efter 25 dage.

Der er derudover udført 1 supplerende forsøg, med sediment fra prøve J, L, N og P, hvor der til 40 g sediment blev tilsat KMnO_4 (6,25 g/L) til red cap flasken var fyldt. Prøverne blev høstet efter 15 dage. Forsøget skulle validere NOD ved den lave oxidantkoncentration, da alt oxidationsmiddel var opbrugt i det oprindelige forsøg.

Forsøgsgangen ved udtag af prøver har fulgt følgende plan;

1. Centrifugering af prøver – 15 minutter ved 1500 rpm
2. Måling af pH i væskefase
3. Udtag af væskefase til måling for PCE (kun for blindprøver)
4. Udtag af væskefase til måling for $\text{KMnO}_4/\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$

PCE og TCE er blevet målt på en Carlo Erba HRGC Mega 5300. Prøver til måling af batchforsøgene blev udtaget i 10 mL målekolber. Dertil blev der tilsat 1 mL ekstraktions-middel (Pentan tilsat 1,1,1 TCA) og kolberne blev rystet i ca. 1 minut, hvorved de chlorerede stoffer blev ekstraheret helt over i den organiske fase. Hele fremgangsmåden ved analyserne er beskrevet i bilag 2.

Analysen af KMnO_4 og $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$ er foregået ved titrering. Fremgangsmåden for de to titreringsmetoder er beskrevet i bilag 3 og 4.

Forbruget af KMnO_4 og $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$ er benævnt som sedimentets naturlige oxidantforbrug (NOD). I denne forbindelse anses forbruget af oxidationsmiddel fra PCE/TCE for at være minimal og ikke bidrage til størrelsen af det målte oxidatnforbrug.

Karakterisering af sedimentprøver

Tabel 3 angiver flere parametre for de 8 sæt sedimentprøver. Geologien er angivet ud fra borejournaler udarbejdet af Hedeselskabet. Tørstofindholdet (TS) er bestemt ved klargøring af prøverne. Værdier for pH og PCE ($\mu\text{g/L}$) er resultater fra blindprøverne. PCE/TCE angiver koncentrationen målt i sedimentprøver tilsat postevand.

Tabel 3: Karakterisering af sedimentprøver

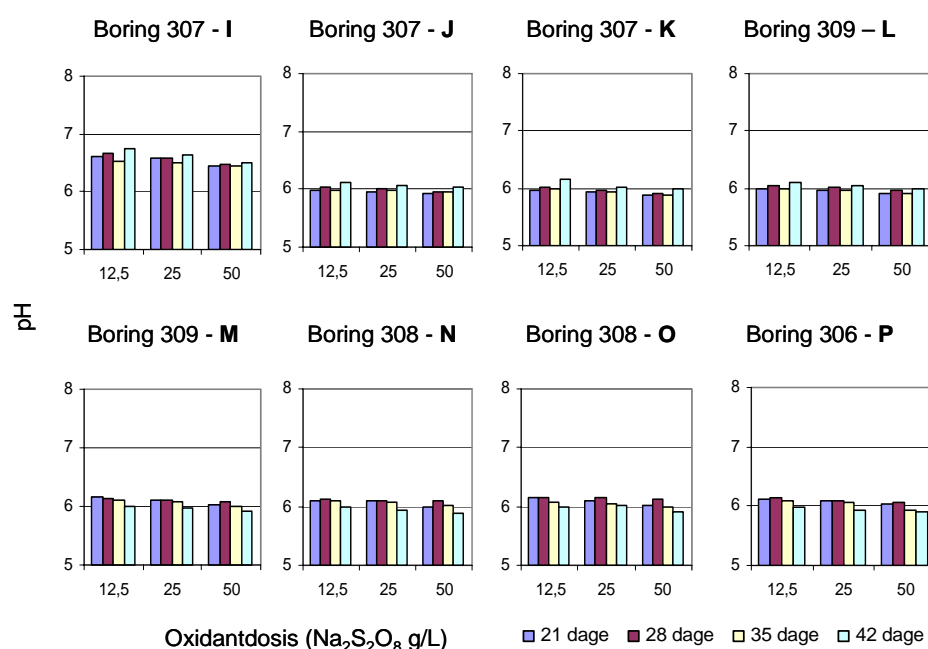
Prøve	I	J	K	L	M	N	O	P
Boring	B307	B307	B307	B309	B309	B308	B308	B306
Dybde (m.u.t.)	6	13	22	9	16	7	18	10
Geologi	Ler, gråt sand, sten sprækket	Ler, gråt sand, kalk	Ler, sand, kalk gråbrun	Ler, gråt sand, kalk	Ler, gråt sandet	Ler, gråt sand, kalk	Ler, gråt sand, kalk	Ler, gråt sand, kalk
TS (%)	90,3	90,3	89,2	90,2	86,9	88,9	87,9	90,3
pH	7,08	7,19	7,29	7,25	7,06	7,20	7,17	7,15
PCE	20	76	6	0	1	1	1	1
TCE	482	1847	420	585	79	1885	48	263

Forsøg med natriumpersulfat ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$)

pH

Generelt viste resultaterne fra pH-målingen et ensartet resultat for prøve J-P. For de 7 sæt sedimentprøver lå pH lige omkring 6 for alle prøveudtag. Målingerne for prøve I ligger mellem 6,5 og 7. På figur 2 er pH målingerne angivet i et tabeldiagram for de 8 sæt sedimentprøver. Det skal bemærkes at y-aksen på diagrammet først starter ved pH 5. Alle værdierne fremgår af bilag 6.

Det kan bemærkes, at pH i blindprøverne ligger omkring 7, som vist i tabel 3. Dette betyder, at pH falder fra 7 til 6-6,5 i alle 8 prøver ved tilsætning af persulfat, hvilket er lige omvendt for permanganat, hvor pH stiger en smule.

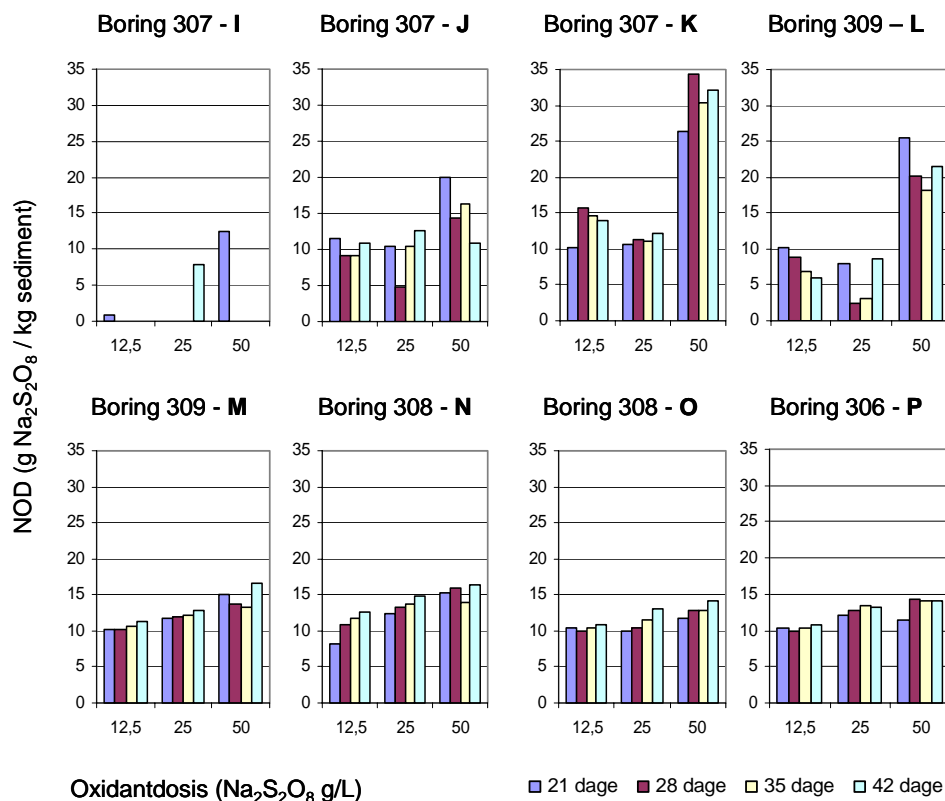


Figur 2: pH værdier for de 8 sæt sedimentprøver ved persulfatforsøg

Sedimentets naturlige oxidantforbrug (NOD- $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$)

NOD- $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$ fremgår af figur 3. Opsætningen af de enkelte batchforsøg for de 8 sæt sedimentprøver er angivet i bilag 5, og alle målte værdier er angivet i bilag 6.

Figur 3 viser, at resultaterne for persulfat varierer en del. Selve analysen, jf. bilag 4, er behæftet med nogen usikkerhed, der primært skyldes, at omslagspunktet er meget diffust og svært at konstatere. Det betyder, at de målte NOD- $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$ værdier for de tre tilsatte oxidantdoser antages, at have en usikkerhed på $\pm 1,5$ g/kg for den lave dosis, $\pm 2,5$ g/kg for den mellemste dosis og ± 5 g/kg for den høje dosis.



Figur 3: NOD- $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$ værdier for de 8 sæt sedimentprøver ved persulfatforsøg. Værdier for boring I er usikre, grundet væsketab fra batchflasker. Prøver fra M-P er analyseret 3 uger efter prøveudtag. De udtagne prøver er opbevaret ved 5° C.

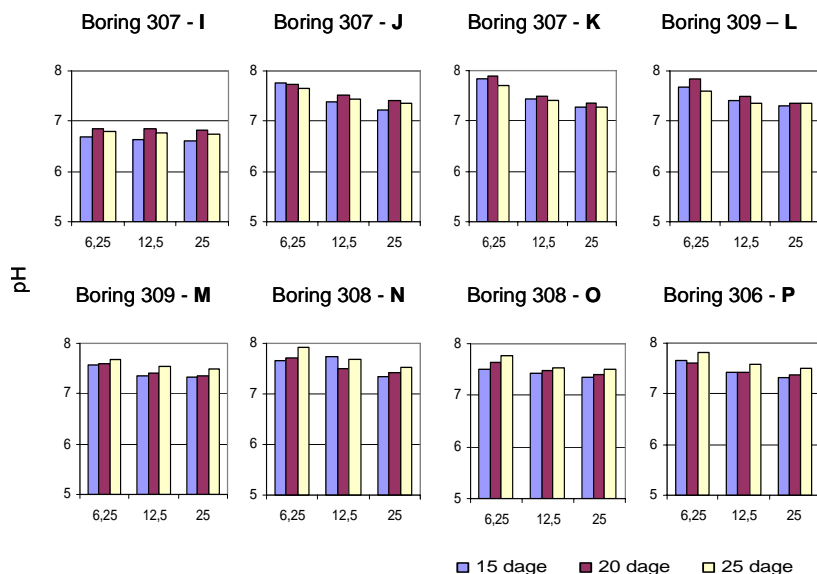
Det er bemærkelsesværdigt, at de fleste målinger for prøve I indikerer, at der ikke er sket noget forbrug af persulfat. Der er ikke konstateret nogen problemer i forbindelse med analysen, der skulle forklare dette. Der er heller ikke konstateret nogen problemer omkring analysen af prøve K og L, hvor værdierne for den høje oxidantdose er markant høje. Den anvendte målemetode, jf. bilag 4, er undersøgt i forhold til tilsætning af Fe^{2+} i overskud, som anført i fremgangsmåden. Resultatet heraf fremgår af bilag 7, hvor det ses, at der har været overskud af Fe^{2+} i alle analyserede prøver.

Når der tages højde for de nævnte usikkerheder, ser NOD- $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$ ud til at ligge omkring 8-15 g $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$ /kg sediment. Prøve K og L viser imidlertid værdier for NOD- $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$ op til 30 g/kg for den høje oxidantdose på 50 g/L. Generelt ses der en svag tendens til, at NOD stiger ved en højere oxidantdose. Ud fra resultaterne ser det ud til, at der ikke sker et forbrug af persulfat i prøve I.

Forsøg med kaliumpermanganat (KMnO_4)

pH

Generelt viste resultaterne fra pH-målingen et ensartet resultat. For hovedparten af prøverne lå pH mellem 7 og 8, som angivet på figur 4, undtaget herfra er prøve I, hvor pH lå under 7. Det skal bemærkes at y-aksen på diagrammet først starter ved pH 5. Alle værdierne fremgår af bilag 9.

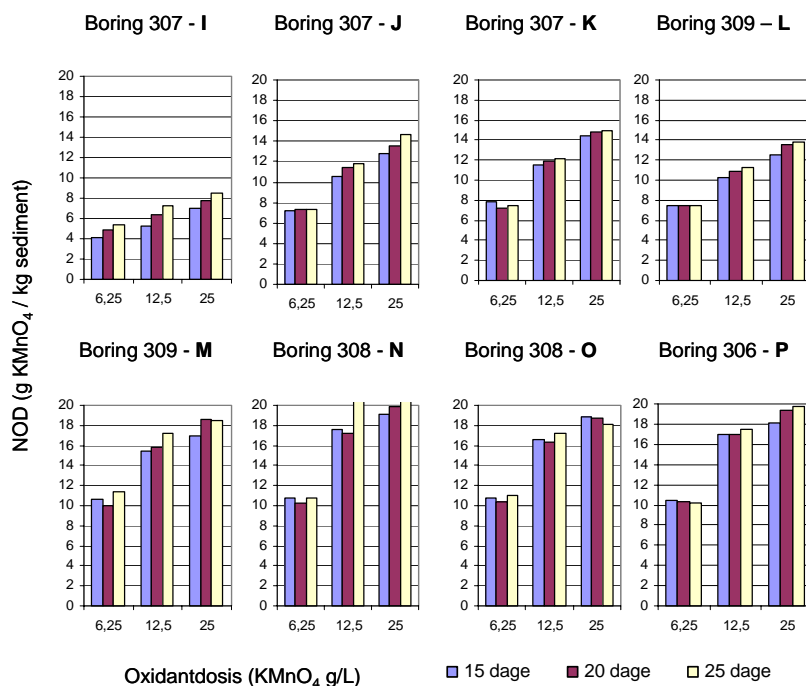


Figur 4: pH værdier for de 8 sæt sedimentprøver ved permanganatforsøg

Resultaterne viste, at indholdet af PCE/TCE ikke har markant betydning for den målte pH. Dertil viser resultaterne, at pH i prøverne hvor der har været tilsat KMnO_4 generelt er højere end pH i blindprøverne, bortset fra prøve I hvor den er lavere, jf. tabel 3.

Sedimentets naturlige oxidantforbrug (NOD- KMnO_4)

NOD- KMnO_4 fremgår af figur 5. Opsætningen af de enkelte batchforsøg for de 8 sæt sedimentprøver er angivet i bilag 8, og alle målte værdier er angivet i bilag 9.



Figur 5: NOD- KMnO_4 værdier for de 8 sæt sedimentprøver ved permanganatforsøg

Resultaterne viser, at sedimentets naturlige oxidantforbrug (NOD-KMnO₄) generelt ligger mellem 8-20 g KMnO₄/kg sediment. Figur 5 viser tydeligt, at niveauet for NOD-KMnO₄ stiger ved en større oxidantdosis. Resultaterne viser endvidere, at der er et fuldstændigt forbrug af permanganat i alle prøver, bortset fra prøve I ved den lave oxidantdosis, jf. bilag 9, hvilket medfører at den målte NOD-KMnO₄ i disse tilfælde sandsynligvis er for lav.

Boring 307 – Prøve I

Resultaterne viser, at det naturlige oxidantforbrug (4-8 g/kg) er lavest i denne prøve, samtidig med at pH for denne boring er lavere end i blindprøverne og kun en anelse større end i persulfatprøverne. Målingerne anses for at være gode nok, idet sediment fra prøve I hellere ikke forbrugte noget persulfat.

Boring 307 – Prøve J & K

De to prøver fra hhv. 13 og 22 m.u.t. giver tilsvarende resultater. NOD-KMnO₄ ligger mellem 7 g/kg og 15 g/kg, hvor tallene for den lave oxidantdosis sandsynligvis er for lave. For begge prøver ses en stigning i NOD ved højere dosis og længere reaktionstid.

Boring 309 – Prøve L

Niveauet og spredningen af NOD-KMnO₄ ligger tæt op ad prøve J og K.

Boring 309 – Prøve M

Niveauet for NOD-KMnO₄ (10-18 g/kg) ligger markant højere for prøve M, i forhold til prøve L der kommer fra samme boring.

Boring 308 – Prøve N

Resultaterne viser, at det naturlige oxidantforbrug er højest i prøve N. Samtidig er der den største spredning mellem de forskellige oxidantdoser, selv om NOD for den lave oxidantdosis sandsynligvis er for lav.

Boring 308 – Prøve O

Niveauet og spredningen af NOD-KMnO₄ ligger tæt op ad prøve M.

Boring 306 – Prøve P

Niveauet og spredningen af NOD-KMnO₄ ligger tæt op ad prøve M og O.

Supplerende forsøg 1 (NOD-KMnO₄)

Det supplerende forsøg med prøve J, L, N og P hvor der er tilsat 40 g sediment, viser at den nye værdi for NOD-KMnO₄ i batchflaskerne er 9,5 g/kg for prøve J, 9,3 g/kg for prøve L, 11,6 g/kg for prøve N, og 10,7 g/kg for prøve P, jf. bilag 10. Dette viser, at NOD-KMnO₄ for den lave oxidantdosis er større end ved det oprindelige forsøg.

Det supplerende forsøg, at NOD-KMnO₄ i de prøver hvor der indledningsvist er set et 100% forbrug af KMnO₄, sandsynligvis alle ligger 1-2 g/kg højere end først antaget.

Sammenfatning

Analysen af PCE/TCE viste, at prøve J (B 307) og prøve N (B308) var markant forurenede. Efterfølgende analyser viste, at dette ikke havde indflydelse på hverken pH eller sedimentets naturlige forbrug af permanganat og persulfat.

Målingerne af pH viste, at startniveauet lå omkring pH 7. Ved tilsætning af permanganat stiger pH en smule, hvorimod pH falder til omkring 6 ved tilsætning af persulfat. Dette gælder dog ikke for prøve I, hvor pH er lavere i permanganatforsøget end i blindprøverne.

Resultaterne for NOD- $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$ viser generelt et niveau for NOD- $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$ på 8-15 g/kg. Prøve K og L giver imidlertid NOD op til 30 g/kg for den høje oxidantdose på 50 g/L. For persulfat er der ikke konstateret en entydig sammenhæng mellem NOD og antal dage reaktionen forløb, til gengæld er der en tendens til at NOD stiger ved en højere oxidantdose.

For permanganat viser analyserne et niveau for NOD- KMnO_4 på 8-18 g/kg for hovedparten af prøverne, der primært er lerede sedimenter. Undtaget herfra er prøve I, hvor NOD ligger fra 4-8 g/kg. Resultaterne viser endvidere en klar sammenhæng mellem NOD- KMnO_4 og anvendt oxidantdose.

Det første supplerende forsøg viser, at NOD- KMnO_4 er 1-2 g/kg højere end målt i de prøver, hvor der er 100% forbrug ved den lave oxidantdose i de oprindelige forsøg.

Bilag 7

Bilag 7

Fysiske, hydrologiske og kemiske parametre for de udførte simuleringer.

Modelparameter	Værdi			Kilde
Modeldimensioner				Antaget
X (syd-nord)	0m til +100 (100m)			
Y (øst-vest)	0 m til +80 m (80 m)			
Z (dybde)	+12 til +64 m (52 m)			
Modelareal	8.000 m ²			
Modelvolumen	416.000 m ³			
Lithologier				
Fyldjord	zone 1			
Øvre moræneler	zone 2			
Mellemste moræneler	zone 3			
Nedre moræneler	zone 4			
Primært sandmagasin	zone 5			
Moræneler under det primære magasin	zone 6			
Beton	zone 7			
Sandslirer i morænen	zone 8			
Sand i nedre sandlag	zone 9			
Smeltevandssilt	zone 10			
Smeltevandsler	zone 11			
Smeltevandsgrus	zone 12			
Lagtykkelser				Denne undersøgelse og Fyns Amt 2000, 2001, 2002, 2003
Fyldjord (zone 1)	1 m (+63 - +64)			
Øvre moræneler (zone 2)	13 m (+50 - +63)			
Mellemste moræneler (zone 3)	10 m (+40 - +50)			
Nedre moræneler (zone 4)	14 m (+26 - +40)			
Primært sandmagasin (zone 5)	12 m (+14 - +26)			
Moræneler under det primære magasin (zone 6)	2 m (+12 - +14)			
Øvre sekundære sandlag (zone 8+9+12)	1-4 m (+46 - +58)			
Nedre sekundære sandlag (zone 8+9+10)	1-4 m (+34 - +42)			
Matrix porøsitet/tortuositet, n/τ				Miljøstyrelsen 2002
Fyldjord (zone 1)	0.35/0.35			
Øvre moræneler (zone 2)	0.30/0.30			
Mellemste moræneler (zone 3)	0.28/0.28			
Nedre moræneler (zone 4)	0.30/0.30			
Primært sandmagasin (zone 5)	0.30/0.30			
Moræneler under det primære magasin (zone 6)	0.30/0.30			
Beton (zone 7)	0.35/0.35			
Sandslirer i morænen (zone 8)	0.30/0.30			
Sand i nedre sandlag (zone 9)	0.30/0.30			
Smeltevandssilt (zone 10)	0.35/0.35			
Smeltevandsler (zone 11)	0.30/0.30			
Smeltevandsgrus (zone 12)	0.35/0.35			
Horisontal sprækkeafstand, 2B 0-24 m u terræn	2 m			Kalibreret 1 m i Miljøstyrelsen 2002
Sprækkeapertura, 2b	20 μm			Kalibreret 10 μm i Miljøstyrelsen 2002
Matrix hydraulisk ledningsevne				Denne undersøgelse og Miljøstyrelsen 2002
	X m/dag	Y m/dag	Z m/dag	
Fyldjord (zone 1)	5,00•10 ⁻¹	5,00•10 ⁻¹	5,00•10 ⁻⁰	
Øvre moræneler (zone 2)	5,17•10 ⁻⁴	5,17•10 ⁻⁴	5,17•10 ⁻⁵	
Mellemste moræneler (zone 3)	3,81•10 ⁻⁴	3,81•10 ⁻⁴	3,81•10 ⁻⁵	
Nedre moræneler (zone 4)	2,14•10 ⁻⁴	2,14•10 ⁻⁴	2,14•10 ⁻⁵	
Primært sandmagasin (zone 5)	2,30•10 ⁻¹	2,30•10 ⁻¹	2,30•10 ⁻⁰	
Moræneler under det primære magasin (zone 6)	2,00•10 ⁻⁴	2,00•10 ⁻⁴	2,00•10 ⁻⁵	
Beton (zone 7)	=	=	=	
Sandslirer i morænen (zone 8)	1,56•10 ⁻⁴	1,56•10 ⁻⁴	1,56•10 ⁻⁵	

Modelparameter	Værdi			Kilde
Sand i nedre sandlag (zone 9)	$2,30 \cdot 10^{-1}$	$2,30 \cdot 10^{-1}$	$2,30 \cdot 10^{-0}$	
Smeltevandssilt (zone 10)	-	-	-	
Smeltevandsler (zone 11)	$1,00 \cdot 10^{-4}$	$1,00 \cdot 10^{-4}$	$1,00 \cdot 10^{-5}$	
Smeltevandsgrus (zone 12)	$2,30 \cdot 10^{-2}$	$2,30 \cdot 10^{-2}$	$2,30 \cdot 10^{-1}$	
Grundvandsdannelse				Antaget
Ubefæstede arealer	200 mm/år			
Befæstede arealer	15 mm/år			
Bulk massefylde				Miljøstyrelsen 2002
Fyldjord (zone 1)	1600 kg/m ³			
Øvre moræner (zone 2)	1794 kg/m ³			
Mellemste moræner (zone 3)	1950 kg/m ³			
Nedre moræner (zone 4)	1700 kg/m ³			
Primært sandmagasin (zone 5)	1690 kg/m ³			
Moræner under det primære magasin (zone 6)	1690 kg/m ³			
Beton (zone 7)	-			
Sandslirer i morænen (zone 8)	1690 kg/m ³			
Sand i nedre sandlag (zone 9)	1690 kg/m ³			
Smeltevandssilt (zone 10)	1620 kg/m ³			
Smeltevandsler (zone 11)	2000 kg/m ³			
Smeltevandsgrus (zone 12)	1690 kg/m ³			
Dispersivitet	α_L	α_{TV} og α_{TH}		Miljøstyrelsen 2002
Fyldjord (zone 1)	0.4	0.04		
Øvre moræner (zone 2)	0.1	0.01		
Mellemste moræner (zone 3)	0.1	0.01		
Nedre moræner (zone 4)	0.1	0.01		
Primært sandmagasin (zone 5)	0.4	0.04		
Moræner under det primære magasin (zone 6)	0.1	0.01		
Beton (zone 7)	-	-		
Sandslirer i morænen (zone 8)	0.2	0.02		
Sand i nedre sandlag (zone 9)	0.4	0.04		
Smeltevandssilt (zone 10)	0.4	0.04		
Smeltevandsler (zone 11)	0.1	0.01		
Smeltevandsgrus (zone 12)	0.4	0.04		
Simuleringstid				
Initial koncentration (____ - ____)	45 år			
Jævn tilsætning af PCE	(16.436,25 dage)			
Forureningsstyrke i primært magasin (TCE) år 2004	160 µg/l			Denne undersøgelse
Kildeudbredelse (horisontalt)	8•10 m (80 m ²)			Denne undersøgelse
Tyngdeacceleration	9.81 m•s ⁻² (7.3223e10 m•dag ⁻²)			Fetter C. W., 1994
Væskedensitet, ρ_w	999.85 kg/m ³			Fetter C. W., 1994
Væskeviskositet, μ	1.386•10 ⁻³ kgm ⁻¹ s ⁻¹ (119.75 kgm ⁻¹ dag ⁻¹)			Fetter C. W., 1994
Kompresibilitet	4.40E-10 ms ² kg ⁻¹ 5.8942e-20 mdag ² kg ⁻¹			Fetter C. W., 1994
Fri diffusionskoefficient for PCE, D_w	5.38•10 ⁻⁵ m ² /d			Beregnet
Fordelingskoefficient, K_d				Beregnet
Fyldjord (zone 1)	0.000618 m ³ /kg			
Øvre moræner (zone 2)	0.000062 m ³ /kg			
Mellemste moræner (zone 3)	0.000062 m ³ /kg			
Nedre moræner (zone 4)	0.000062 m ³ /kg			

Modelparameter	Værdi	Kilde
Primært sandmagasin (zone 5)	0.000062 m ³ /kg	
Moræneler under det primære magasin (zone 6)	0.000062 m ³ /kg	
Beton (zone 7)	0.000062 m ³ /kg	
Sandslirer i morænen (zone 8)	0.000062 m ³ /kg	
Sand i nedre sandlag (zone 9)	0.000062 m ³ /kg	
Smeltevandssilt (zone 10)	0.000062 m ³ /kg	
Smeltevandsler (zone 11)	0.000062 m ³ /kg	
Smeltevandsgrus (zone 12)	0.000062 m ³ /kg	
Nedbrydningskonstant, k	- dag ⁻¹	-