

Forundersøgelser til pilotprojekt om stimuleret reduktiv deklorering

Torben Højbjerg Jørgensen, Laila Nielsen og Helen Berger,
COWI A/S

Charlotte Scheutz, Rasmus Jakobsen og Poul L. Bjerg,
Danmarks Tekniske Universitet

Neal D. Durant og Evan Cox
GeoSyntec Consultants

Christian Holmegaard Mossing
Orbicon

Carsten Suhr Jacobsen
GEUS

Poul Rasmussen
Fyns Amt

Miljøprojekt **Nr. 1146** 2007
Teknologiudviklingsprogrammet for
jord- og grundvandsforurening

Miljøstyrelsen vil, når lejligheden gives, offentliggøre rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, finansieret af Miljøstyrelsens undersøgelsesbevilling.

Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter.

Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Indhold

FORORD	5
SAMMENFATNING	7
SUMMARY AND CONCLUSION	9
1 INDLEDNING	9
1.1 BAGGRUND	11
1.2 FORMÅL	12
1.3 LERPROJEKTET	12
2 LOKALITETEN	15
2.1 BESKRIVELSE AF LOKALITETEN	15
2.2 FELT- OG LABORATORIEARBEJDE	17
2.2.1 <i>Feltarbejde</i>	17
2.2.2 <i>Laboratoriearbejde</i>	19
2.3 GEOLOGI	19
2.4 HYDROGEOLOGI	22
2.4.1 <i>Primært grundvand</i>	22
2.4.2 <i>Sekundært grundvand</i>	22
2.5 HYDRAULISKE TEST	23
2.5.1 <i>Baggrund og formål</i>	23
2.5.2 <i>Prøvepumpning</i>	23
2.5.3 <i>Slugtests</i>	28
2.5.4 <i>Injektionstests</i>	29
2.6 FORURENINGSSITUATIONEN	31
2.6.1 <i>Klorerede opløsningsmidler og nedbrydningsprodukter</i>	31
2.6.2 <i>Isotopforhold for klorerede ethener</i>	36
2.6.3 <i>Sammenfatning - spredning og nedbrydning af klorerede ethener</i>	39
2.7 REDOXSITUATIONEN	40
2.7.1 <i>Grundvandskemi</i>	40
2.7.2 <i>Oxidationskapacitet</i>	43
2.7.3 <i>Brintmålinger</i>	44
2.7.4 <i>Geokemiske ligevægte</i>	46
2.7.5 <i>Sammenfatning - redoxsituationen</i>	46
2.8 MIKROBIOLOGISK KARAKTERISERING	47
2.8.1 <i>Sammenfatning - mikrobiologisk karakterisering</i>	48
2.9 SAMMENFATNING AF FORHOLDENE PÅ LOKALITETEN	49
3 GRUNDVANDSMODEL	51
3.1 MODELOPSÆTNING OG KALIBRERING	51
3.2 BEREGNINGSSCENARIER	52
3.3 RESULTAT AF SIMULEREDE SCENARIER	53
3.3.1 <i>Vurdering af beregninger</i>	54
3.4 SAMMENFATNING	61
4 TREATABILITY FORSØG	63
4.1 BAGGRUND	63
4.2 FORMÅL MED NEDBRYDNINGSFORSØG	63

4.3	OPSÆTNING AF NEDBRYDNINGSFORSØG – ”TREATABILITY” - FORSØG	63
4.4	RESULTATER OG DISKUSSION	65
4.4.1	<i>Redoxforhold</i>	65
4.4.2	<i>Omsætning af tilsat donor</i>	66
4.4.3	<i>Nedbrydning af klorerede ethener</i>	66
4.5	SAMMENFATNING	70
	REFERENCELISTE	71
	BILAG 1. TEGNINGER	75
	BILAG 2 BOREPROFILER	87
	BILAG 3. BESKRIVELSE AF INTAKTPRØVER	101
	BILAG 4. AKKREDITEREDE ANALYSER	103
	BILAG 4.1 UDVALGTE JORDANALYSER FRA FYNS AMT (2003)	104
	BILAG 4.2 UDVALGTE GRUNDEVANDSANALYSER FRA FYNS AMT (2003)	105
	BILAG 5. PEJLERESULTATER	107
	BILAG 6. PUMPETEST	111
	UDVALGTE AQTESOLV GRAFER. PUMPEBORING AV1	114
	UDVALGTE AQTESOLV GRAFER. PUMPEBORING M3	121
	PRØVEPUMPNINGSRISULTATER	128
	BEREGNING AF INFLUENSRADIUS OG VIRKNINGSGRAD	130
	BILAG 7. INJEKTIONSTEST	131
	BILAG 8. SLUGTEST	133
	BILAG 8.1. UDFØRELSE AF SLUGTESTS	134
	BILAG 8.2 RESULTATER	136
	BILAG 9. GRUNDEVANDSMODEL	143
	BILAG 9.1 MODELOPSÆTNING	143
	BILAG 9.2 BEREGNINGSSCENARIER	157
	BILAG 10. OXIDATIONSKAPACITET	181
	BILAG 11. ISOTOPMÅLINGER	185
	BILAG 12. REDOXKARAKTERISERING OG H₂ MÅLINGER	191
	BILAG 13 MIKROBIOLOGISK KARAKTERISERING	199
	BILAG 14 TREATABILITYFORSØG	203

Forord

Som et led i Teknologiprogrammet er der igangsat en række projekter til at undersøge forskellige oprensningsteknikkers effektivitet og anvendelse under danske forhold.

Dette projekt beskriver forundersøgelser til anvendelsen af teknikken ”stimuleret *in situ* reduktiv deklorering”. Forundersøgelserne er sket på en lokalitet i Fyns Amt i 2004 - 2005. Ud over de specifikke undersøgelser på den valgte lokalitet er det forfatterens håb, at rapportens beskrivelser kan anvendes som erfaringsgrundlag til fremtidige undersøgelser på lokaliteter, hvor denne teknik virker attraktiv.

Projektet er finansieret af Miljøstyrelsens Teknologiprogram for jord- og grundvandsforurening og Fyns Amt. Rapporten er udarbejdet i et samarbejde mellem Institut for Miljø & Ressourcer ved Danmarks Tekniske Universitet, GeoSyntec Consultants, Orbicon A/S og COWI A/S.

Miljøstyrelsen har nedsat en styregruppe til at følge arbejdet. Styregruppen har bestået af:

- Poul Rasmussen (formand) og Trine Korsgaard, Fyns Amt
- Ole Kiilerich, Ulla Højsholt og Inger Asp Fuglsang, Miljøstyrelsen
- Carsten Bagge Jensen, Københavns Amt
- Mogens R. Flindt, Syddansk Universitet

Sammenfatning

Denne rapport beskriver resultaterne af forundersøgelser til anvendelsen af teknikken "stimuleret *in situ* reduktiv deklorering". Forundersøgelser er sket i 2004-2005 på Rugårdsvej 234-238 i Odense mhp. at vurdere om lokaliteten er egnet til afprøvning af oprensningemetoden i et efterfølgende pilotprojekt.

Undersøgelserne er knyttet til et sekundært magasin i ca. 10-14 m's dybde kaldet mellemste sekundære magasin. Dette sandlag er kraftigt forurenet med klorerede opløsningsmidler. Om muligt ønskes pilotprojektet gennemført som et aktivt oprensningssystem, dvs. med kontinuerlig oppumpning og reinjektion af grundvand.

Teknologiprojektets overordnede formål er at få belyst anvendeligheden af stimuleret *in situ* reduktiv deklorering som afværgeteknologi i forhold til danske lokaliteter, der er forurenet med klorerede opløsningsmidler.

Delformålet med denne rapport er at undersøge, om det mellemste sekundære magasin på Rugårdsvej 234 - 238 kan anvendes til afprøvning af stimuleret reduktiv deklorering som afværgemetode i et efterfølgende pilotprojekt.

Resultaterne af undersøgelserne viser, at lokaliteten er velegnet som forsøgslokalitet til afprøvning af stimuleret reduktiv deklorering som afværgemetode:

- I kildeområdet og nedstrøms herfor findes typiske indhold af klorerede opløsningsmidler mellem 1.000 og 20.000 µg/l, hvilket vurderes at være optimalt i forhold til et pilotprojekt
- Grundvandet er reduceret med negativt redoxpotentiale, lave indhold af ilt og nitrat, moderate-høje indhold af opløst jern, moderat indhold af sulfat samt mindre indhold af metan. Redoxforholdene vurderes at være gunstige for den stimulerede reductive deklorering, men sulfaten skal formentlig reduceres inden deklorering kan finde sted.

De geokemiske forhold viser neutralt pH, moderat indhold af sulfat, bicarbonat, calcium og andre uraniske komponenter. De geokemiske forhold vurderes ikke at skabe problemer

Redoxforholdene og de geokemiske forhold er typisk for østdansk grundvand, hvilket gør lokaliteten velegnet mht. at overføre resultaterne til andre lokaliteter i Danmark

- *Dehalococcoides* og ethen er tilstede i det mellemste sekundære magasin, hvilket indikerer at der er et potentiale for reduktiv deklorering i det mellemste sekundære magasin. *Dehalococcoides* er dog kun fundet i lave koncentrationer. Undersøgelserne tyder på at ethen dannes i den overliggende moræneler og at der i dag ikke sker nogen væsentlig nedbrydning af cis-DCE og VC i det mellemste sekundære magasin. Dette forhold er dog ikke fuldt belyst

- De hydrogeologiske undersøgelser og grundvandsmodelleringen viser, at der som ønsket, kan anvendes et aktivt system, dvs. med oppumpning og reinjektion af grundvand. Indsatsområdet for pilotprojektet er det mellemste sekundære magasin, som ligger i dybdeintervallet 10-15 m u.t. Testfeltet svarer til et område på ca. 20 m i bredden og ca. 40 m i længden (ca. 800 m²). Indholdet af klorerede opløsningsmidler i indsatsområdet varierer mellem ca. 100 og 20.000 µg/l
- Det foreslås at anvende laktat som elektrondonor. Laktat er nem at håndtere i felten (ingen eksplosionsrisiko), den er veldokumenteret i feltforsøg og laboratorieforsøgene viser, at der ved brug af denne donor fås en fuldstændig nedbrydning til ethen, under forudsætning af at der tilsættes bakteriekultur
- Ud fra laboratorieforsøgene blev det vist, at det er nødvendigt at tilsætte bakteriekultur (KB1TM), hvis der skal opnås anvendelige resultater i pilotprojektet indenfor den forventede tidsramme på ca. ½ år

Afværgeprojektet på lokaliteten foreslås opbygget ved en kontinuert oppumpning fra 1 pumpeboring (AV1) og reinjektion af grundvand i 3 injektionsboringer (I101, I102 og I103). Der foreslås en gennemsnitlig oppumpning på 3 l/min, svarende til ca. 4-4,5 m³ i døgnet. Det oppumpede grundvand blandes med laktat inden reinjektion. Efter ca. 1 måned med donortilsætning tilsættes bakteriekultur (KB1TM). Ifølge modelberegninger vil opholdstiden være ca. 40-50 dage. Over en forsøgsperiode på ca. ½ år forventes reinfiltration af ca. 3 porevolumer i testcellen.

Summary and conclusion

This report describes the results of the preliminary investigations for the application of the remediation technique "enhanced in situ reductive dechlorination". The preliminary investigations were carried out during 2004 and 2005 at 234 - 238 Rugårdsvej in Odense with the view to assessing whether the site is suitable for testing the remediation technology in a subsequent pilot project.

The investigations are linked to a secondary aquifer (the intermediate secondary aquifer) at a depth of approx. 10 - 14 m. This sand stratum is heavily contaminated with chlorinated solvents. If possible, the pilot project is to be carried out as an active remediation system, i.e. with continuous pumping and reinjection of ground water.

The overall objective of the technology project is to clarify the applicability of enhanced in situ reductive dechlorination as remediation technology in relation to Danish sites contaminated with chlorinated solvents.

A sub-objective of this report is to investigate whether the intermediate secondary aquifer at 234 - 238 Rugårdsvej can be used to test enhanced reductive dechlorination as a remediation technology in a subsequent pilot project.

The results of the investigation show that the site is well suited as a test site to test enhanced reductive dechlorination as a remediation technology:

- In the source area and downstream, the typical concentration of chlorinated solvents is between 1,000 and 20,000 µg/l, which is considered optimal in relation to a pilot project.
- The groundwater is reduced with negative redox potential, low contents of oxygen and nitrate, moderate to high contents of dissolved iron, moderate content of sulphate and minor content of methane. The redox conditions are assessed favourable for the enhanced reductive dechlorination, but the sulphate will probably have to be reduced, before dechlorination can be carried out.

The geochemical conditions show neutral pH, and moderate contents of sulphate, bicarbonate, calcium and other inorganic constituents. It is assessed that the geochemical conditions will create no problems.

The redox conditions and the geochemical conditions are typical for eastern Danish groundwater, which makes the location well suited with a view to applying the results to other Danish sites.

- *Dehalococcoides* and ethene are present in the intermediate secondary aquifer, which indicates that there is a potential for reductive dechlorination in the intermediate secondary aquifer. *Dehalococcoides* are, however, only found in low concentrations. The investigations indicate that ethene is formed in the upper moraine clay and that no significant

biodegradation of cis-DCE and VC in the intermediate secondary aquifer takes place at present. This has, however, not been fully documented.

- The hydrogeological investigations and the ground-water modelling show that - as desired - an active system can be applied, i.e. with pumping and reinjection of groundwater. The test area of the pilot project is the intermediate secondary aquifer at a depth interval between 10 - 15 m below surface. The test area corresponds to an area of a width of approx. 20 m and a length of approx. 40 m (approx. 800 m²). The contents of chlorinated solvents in the test area vary between approx. 100 and 20,000 µg/l.
- It is proposed to use lactate as the electron donor. Lactate is easy to handle in the field (no explosion risk); it is well documented in field investigations, and the laboratory tests show that when this fermentable organic substrate is used, there is a complete degradation to ethene when the bacteria culture is added.
- The laboratory tests showed that it is necessary to add a dechlorinating bacterial culture (e.g. KB1TM), if the objective is to achieve reasonable results in the pilot project within the expected timeframe of approx. 6 months.

It is proposed to carry out the remediation project at the site with continuous pumping from one extraction well (AV1) and reinjection of groundwater in three injection wells (I101, I102 and I103). An average pumping of 3 l/min., corresponding to approx. 4-4.5 m³/24 hours, is proposed. The extracted groundwater is mixed with lactate prior to injection. After approx. one month with donor added, the dechlorinating culture (KB1TM) will be added. According to model calculations, the retention time will be approx. 40-50 days. During a test period of approx. 6 months, reinfiltration of approx. 3 void volumes in the test cell is expected.

1 Indledning

Denne rapport belyser muligheden for at anvende stimuleret *in situ* reduktiv deklorering som afværgeteknologi i forhold til en grundvandsforurening med klorerede opløsningsmidler på en lokalitet i Odense.

1.1 Baggrund

Stimuleret *in situ* reduktiv deklorering er i Nordamerika en af de mest lovende metoder til oprensning af klorerede opløsningsmidler i grundvandet. Der er her efterhånden stor erfaring med metoden - især inden for de sidste 5 år - hvor der er gennemført en række pilot- og fuldskala oprensninger. I Danmark er der kun et enkelt eksempel på felterfaringer i form af et pilotforsøg.

I forhold til mange andre oprensningsmetoder er stimuleret reduktiv deklorering forholdsvis kompliceret, da den udover de traditionelle arbejdsområder (hydrogeologi, forureningskemi, dimensionering og implementering) omfatter et meget betydende mikrobielt og geokemisk element, især efter at bioaugmentation (tilsætning af bakterier) indgår som en del af teknologien.

Der er i Danmark stigende interesse fra såvel myndigheder, forskningsinstitutioner og rådgivere i at få afprøvet metoden under danske forhold. For at imødekomme problemer er det vigtigt at få overført nogle af de væsentligste erfaringer, som der allerede er høstet i udlandet.

Som et led i denne erfaringsopsamling er der gennemført en opsamling af den viden, som nationalt og internationalt er tilgængelig om emnet (Miljøstyrelsen, 2005). Der er udviklet en screeningsmodel til en indledende vurdering af oprensning med stimuleret *in situ* reduktiv deklorering på en given lokalitet. Modellen er blevet anvendt til at screene 13 lokaliteter på Fyn, som alle er forurenet med klorerede opløsningsmidler. Ud fra screeningen af disse lokaliteter er Rugårdsvej 234 - 238, Odense udvalgt som den forventet mest egnede lokalitet til afprøvning af metoden.

Denne rapport beskriver forundersøgelser på Rugårdsvej 234 - 238 mhp. at vurdere om lokaliteten er egnet til afprøvning af oprensningsmetoden i et efterfølgende pilotprojekt. Undersøgelserne er målrettet mod et sekundært magasin i ca. 10-14 m's dybde (mellemste sekundære magasin). Dette sandlag er kraftigt forurenet med klorerede opløsningsmidler. Om muligt ønskes pilotprojektet gennemført som et aktivt oprensningssystem, dvs. med kontinuerlig oppumpning og reinjektion af grundvand.

Rapporten er opdelt i følgende kapitler:

- Kapitel 2: Karakterisering af lokaliteten med henblik på et pilotforsøg. Beskrivelse af felt- og laboratorieundersøgelser
- Kapitel 3: Beskrivelse af grundvandsmodellering til vurdering af oprensningsdesign
- Kapitel 4: Beskrivelse af treatability forsøg med grundvand og sedimenter fra lokaliteten, som baggrund for valg af elektrondonor og behov for tilsætning bakteriekultur i pilotforsøget

Der er tidligere gennemført forureningsundersøgelser på Rugårdsvej 234 - 238 og naboejendomme. Disse undersøgelser er beskrevet i Fyns Amt (2003)

1.2 Formål

Teknologiprojektets overordnede formål er at få belyst anvendeligheden af stimuleret *in situ* reduktiv deklorering som afværgeteknologi i forhold til danske lokaliteter, der er forurenede med klorerede opløsningsmidler.

Delformålet med denne rapport er at undersøge, om det mellemste sekundære magasin på Rugårdsvej 234 - 238 kan anvendes til afprøvning af stimuleret reduktiv deklorering som afværgemetode i et efterfølgende pilotprojekt. Det kræver afklaring af en række problemstillinger:

- hydrauliske forhold med henblik på, om der kan anvendes et aktivt system, dvs. med oppumpning og reinjektion af grundvand
- at beskrive redoxforholdene, den naturlige nedbrydning af klorerede opløsningsmidler og de mikrobiologiske forhold som baggrund for design og baseline for monitorering
- at belyse behovet for elektrondonorer og vurdere potentielle elektrondonorer
- at undersøge om oprensningen skal ske med eller uden tilsætning af bakterier (biostimulering eller bioaugmentation)
- at udarbejde et forslag til pilotprojekt med hensyn til hydrauliske forhold, injektion og monitorering

1.3 Lerprojektet

Sideløbende med disse undersøgelser udføres der også undersøgelser på Rugårdsvej 234 - 238, mhp. at undersøge, om stimuleret reduktiv deklorering med tilsætning af bakterier kan anvendes til oprensning af kildeområdet i moræneler ("lerprojektet"). Disse undersøgelser omfatter bl.a.:

- A. Karakterisering af forureningsforhold i moræneler
- B. Treatabilityforsøg med oprensning af klorerede opløsningsmidler i moræneler
- C. Pilotprojekt mht. oprensning i lavpermeable aflejringer ved et passivt afværgesetup

Punkt A og B er udført i 2004. Pilotprojektet (C) er opstartet i april 2005 og afsluttes i december 2006. Pilotprojektet består af forsøg i to områder tæt på kildeområdet. I forsøgsområde 1 tilsættes der donor og bakteriekultur i moræneleren gennem traditionelle filtersatte borer. I forsøgsområde 2 tilsættes der donor og bakteriekultur gennem kunstige sandsprækker i lerjorden. Sandsprækkerne er udført ved hydraulisk frakturering. Som donor anvendes emulgeret soja olie (Newman Zone) iblandet ca. 4 % laktat. Newman Zone er en langsomtfrigivende donor.

Beskrivelse af lerprojektet fremgår af Fyns Amt (2004a).

De gennemførte undersøgelser i forbindelse med lerprojektet rapporteres særskilt. Enkelte af lerprojektets resultater omkring feltlokaliteten er for overblikkets skyld dog også medtaget i denne rapport.

2 Lokaliteten

2.1 Beskrivelse af lokaliteten

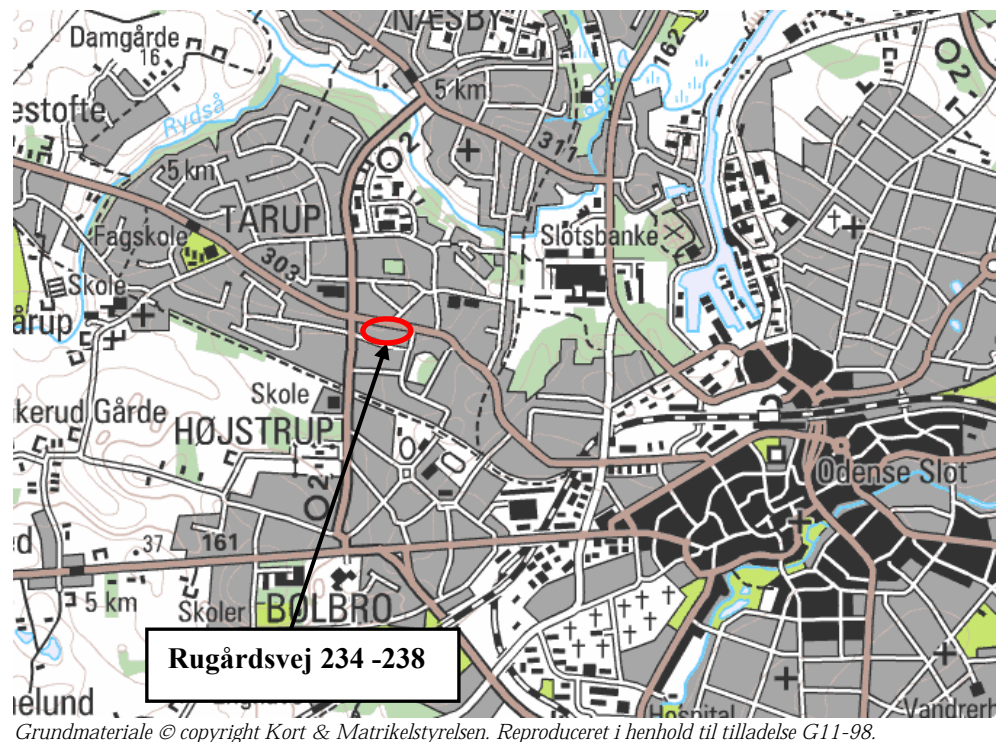
Rugårdsvej 234-238 har tidligere været anvendt til maskinfabrik:

- fra 1951 til 1979: H. E. Christiansens Maskinfabrik A/S
- 1979 - 1989: Maskinfabrikken Hymo A/S (smede- og maskinværksted)

Fra 1989 er bygningerne udlejet til forskellige lejere (håndværkere mv.)

Der har været anvendt TCE på virksomheden siden midt i 1950-erne. Da produktionen var størst, var TCE-forbruget på ca. 900 kg/måned svarende til ca. 10 tons om året. På virksomhederne har der også været anvendt olieprodukter til smøring og opvarmning.

Figur 2.1 viser lokalitetens placering i Odense.



Figur 2.1 Oversigtskort med placering af Rugårdsvej 234-238 i Odense

Der er sket forurening med skæreolie og TCE flere steder på ejendommen. Den største forurening er sket på Rugårdsvej 234 - 238. Drejespæner med olieforurening og TCE-holdigt slam fra affedtningsanlæggene er her udlagt på ubefæstet udendørs areal.

Undersøgelser frem til 2003 viser en kraftig jord- og grundvandsforurening ned til ca. 15 m's dybde, primært med nedbrydningskomponenterne cis-DCE og i mindre grad vinylklorid (Fyns Amt, 2003).

Der er tidligere gennemført oprensningstiltag på lokaliteten:

- I 1973 blev der gennemført en frivillig, delvis oprensning på ejendommen. Oprensningen blev gennemført, fordi naboerne havde klaget over olie. Der foreligger ikke oplysninger om, hvor store mængder olieforurenede jord, der blev fjernet
- I 1991 blev der udført en frivillig oprensning af en del af olieforureningen af den nuværende ejer. Der blev bortkørt ca. 400 m³ forurenede jord til Stige Ø Losseplads
- Fyns Amt gennemførte i 1994 en oprensning på ejendommen Rugårdsvej 234 - 238, og på naboarealer mod sydøst, se figur 2.2. Der blev bortgravet ca. 4.500 tons olie- og TCE-forurenede jord. I kildeområdet blev der oprenset TCE forurening ned til ca. 8 m's dybde (se figur 2.2). Ved oprensningen blev der dog efterladt en betydelig restforurening i både jord og grundvand. Restforureningens størrelse er i Fyns Amt (2003) skønnet til ca. 100 kg klorerede opløsningsmidler.

2.2 Felt- og laboratoriearbejde

I det følgende præsenteres de undersøgelser, der er foretaget i forbindelse med nærværende projekt. Der fokuseres på de nye undersøgelser, der er udført i 2004 - 2005, men der inddrages også relevante data fra tidligere undersøgelser.

2.2.1 Feltarbejde

Undersøgelserne har omfattet følgende feltundersøgelser:

- Boringer til det mellemste sekundære magasin
- Pumpeforsøg til vurdering af hydrauliske parametre og magasinssammenhænge
- Injektionstest til vurdering af mulighed for injektion af elektrondonor
- Udtagning af vandprøver til analyse for klorerede opløsningsmidler, ethen/ethan, redoxparametre, brint, isotoper og bakterier (*Dehalococoides*)

Figur 2.2 viser oversigtskort med placering af både nye og tidligere boringer.

2.2.1.1 Borearbejde

Der er udført 7 boringer til 7-16 m's dybde. Boringernes indretning fremgår af tabel 2.1 og boreprofiler fremgår af bilag 2. Oplysninger om tidligere boringer fremgår af tabel 2.3, bilag 2 og Fyns Amt (2003).

Tabel 2.1 Oversigt over nye boringer

Boring nr.	Filtersætning	Dybde	Magasin
Enhed	m u.t.	m u.t.	
U101	6-7	7	ØS
I1	10-11	12	MS
M1	10,5-11,5	14	MS
M2	11-12	14	MS
M3	13-14	15	MS
M4	12,5 - 13,5	12	MS
AV1	13-14	16	MS

MS: Mellemste sekundære magasin

ØS: Øvre sekundære magasin

Boringerne er udført med Unimog og minirig (Rugårdsvej 232) som 6" boringer med snegl og sandspand. Der er udtaget jordprøver til geologisk beskrivelse og forureningsvurdering for hver ½ meter. Alle boringer er renpumpet med MP1-pumpe. Boringerne er filtersat med ø63 PEH mm rør, bortset fra boring AV1, som er filtersat med ø90 mm PEH rør.

Der er udtaget intaktprøver i A-rør. Prøvetagningssteder og beskrivelse af procedure for udtagning af intaktprøver fremgår af bilag 3.



Figur 2.2 Oversigtskort med tidligere graveområde og placering af boringer i området ved Rugårdsvej 234 - 238 i Odense.

2.2.2 Laboratoriearbejde

Der er gennemført en række analyser og forsøg på det udtagne sediment og grundvand på lokaliteten. De specifikke materialer og metoder i forbindelse med disse er beskrevet i bilag til rapporten.

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

- Generel redoxkarakterisering (se bilag 12)
- Bestemmelse af sedimentets oxidationskapacitet (se bilag 10)
- Isotop fraktionsbestemmelse på klorerede opløsningsmidler udført af University of Neuchatel (se bilag 11)
- Feltnmålinger af brint i grundvandet (se bilag 12)
- Treatabilityforsøg i flaskeforsøg med sediment og grundvand fra lokaliteten (se bilag 14).

Følgende analyser er gennemført hos GEUS:

- Bestemmelse af tilstedeværelsen af *Dehalococcoides* bakterier i grundvand og sedimenter (se bilag 13).

Følgende analyser er gennemført hos Eurofins (se bilag 4):

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

2.3 Geologi

Ejendommen ligger i kote + 12-14 m DNN, med en terrænhældning svagt mod syd, hvor der tidligere har været et vandløb, der blev rørlagt i 1952-53. Dette rørlagte vandløb kloakerer nu ejendommene på Rugårdsvej og Saxovej på strækningen Sagavej mod nord til Eddavej mod syd

Landskabsmæssigt ligger grunden på en morænelersflade mellem flere tunnel-dal-systemer. Området er centralt beliggende i Langesø Tunneldalsystemet, der består af fire vestnordvest til østsydøst orienterede dalstrøg. Dalene med bl.a. Stavids Å og Ryds Å er nederoderet i den sydlige del af den store nordfynske moræneflade kaldet Sletten.

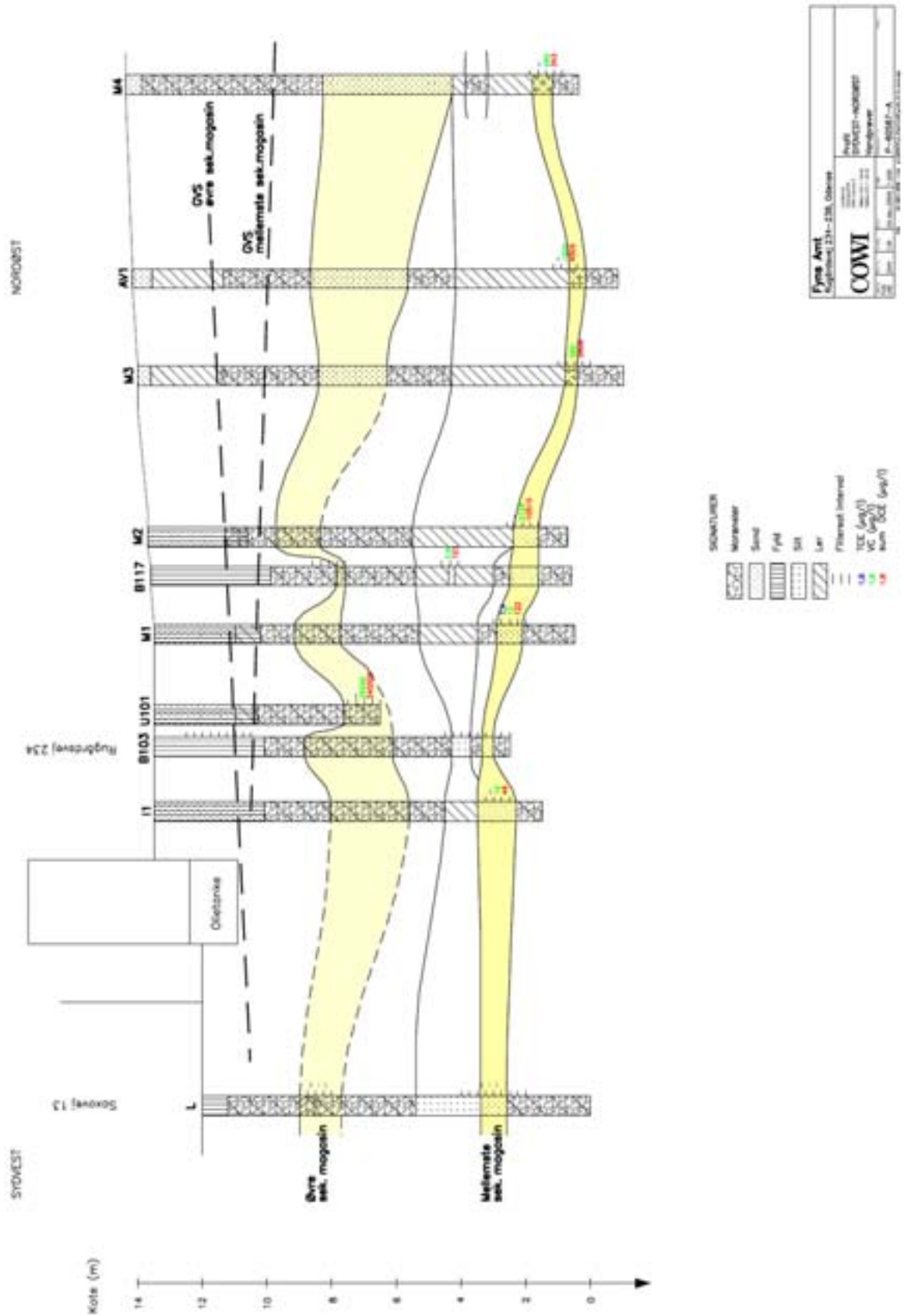
Den regionale geologi viser ca. 25-30 m moræneler, der overlejrer smeltevandssand. Sandlaget er delvist indlejret i moræneaflejringerne og består af et 5-15 m tykt lag af smeltevandssand med meget stor horisontal udstrækning (flere km²). Dette smeltevandssand udgør det primære magasin i området, bl.a. for Tarup Vandværk 400 m nord for ejendommen. Den kvartære lagserie går ned til ca. kote - 40 m DNN.

Lokalt på Rugårdsvej 234-238 er der fundet 1-2 m fyld (i det tidligere oprensingsområde dog 3-4 m). Lagfølgen under fyldlaget vurderes at være moræneler ned til ca. 30-35 m's dybde med indlejring af smeltevands-aflejringer af sand, silt og ler. Der er generelt fundet sandslirer i moræneleren helt ned til det primære magasin som ca. 50 m nord for Rugårdsvej er truffet i

33 m's dybde. Geologiske profiler fremgår af figur 2.3 og tegning 2.1-2.6 i bilag 1. Den typiske lagfølge på Rugårdsvej 232-234 er vist i tabel 2.1.

Tabel 2.2 Typisk geologisk lagfølge på Rugårdsvej 234 - 238

Lag	Beskrivelse	Dybde-niveau (m .u.t.)	Lagtykkelse (m)
1	Fyld	0-4 m u.t.	2-4
2	Moræneler med vekslende indslag af smeltevandsand. I den øvre del er moræneleren sandet med tynde sandlag og sandstriber (øvre sekundære magasin ØS). Mod nord (Rugårdsvej 232) findes et egentligt sandlag med tykkelse på op til 4 m. Den nedre del af moræneleren er typisk meget hård og tør (uden sandstriber)	2- 8 m u.t.	4-8 m
3	Smeltevandssilt eller -ler	7-10 m u.t.	1-4 m
4	Smeltevandssand, fint-mellemkornet (mellemste sekundære magasin, MS)	10-15 m u.t.	½ - 1 m
5	Smeltevandssand, fint-mellemkornet (nedre sekundære magasin, NS)	16 - 20 m u.t.	½ - 1 m
6	Moræneler ned til ca. 30-35 m u.t. med vekslende indslag af smeltevandssand	10-35 m u.t.	ca. 20 m
7	Smeltevandssand (primære magasin)	30-40 m u.t.	5-15 m



Figur 2.3 Tolket geologisk tværsnit (nord-syd) gennem den centrale del af forureningsfanen

2.4 Hydrogeologi

2.4.1 Primært grundvand

Det primære magasin i området udgøres af smeltevandssand fra ca. kote -17 m DNN til ca. -25 m DNN. Strømningen i magasinet er i nordøstlig retning, styret dels af grundvandsindvindingen ved Tarup Vandværk, dels recipienten - Stavis Å/Odense Fjord. Grundvandspotentialets kote ved Rugårdsvej 234-238, er registreret til kote ca. +9 m DNN.

2.4.2 Sekundært grundvand

Ved de gennemførte undersøgelser er der fundet 2-3 sekundære grundvandsmagasiner, som beskrives nedenfor.

Øvre sekundært magasin

Fra ca. 3 - 6,5 m u.t. er der konstateret et øvre sekundært magasin bestående typisk af tynde vandførende sandstriber i moræneleren. På Rugårdsvej 232 er der dog fundet deciderede sandlag med tykkelse på op til 4 m. Magasinet er spændt med potentiale ca. 1-3 m u.t. svarende til ca. kote +10,5 - +12,5 m DNN. Strømningsretningen er på baggrund af pejlinger vurderet til at være i syd-sydøstlig retning. Der er en nedadrettet gradient mod dybereliggende magasiner.

Mellemste sekundære magasin

Fra ca. 10 - 14 m u.t. er der konstateret et udbredt sekundært magasin bestående af sand (fin - grov) og grus (flere steder kun som tynde sandlinser i moræneleren). Magasinet er spændt med potentiale ca. 3 - 4 m u.t. svarende til kote ca. +10 DNN på Rugårdsvej 234 - 238. I nedstrøms retning falder potentialet ned til kote +7 DNN ved Rugårdsvej/Roers Alle. Strømningsretningen er nord-nordøstlig ved Rugårdsvej 234-238. Længere nedstrøms lokaliteten er strømningsretningen mere østlig, jf. potentialekort på tegning 6.1. Gradienten på grundvandsspejlet er ca. 10-15 promille ved kildeområdet. Nedstrøms boring M3 hvor magasinet er mere grovkornet er gradienten mindre (1-5 promille). Nedstrøms boring B502 stiger gradienten igen (mere fintkornet materiale). Her er gradienten i 2002 målt til ca. 60 promille. I kildeområdet på Rugårdsvej 234 - 238 er der en nedadrettet gradient mod det primære magasin.

Det skal bemærkes, at det er det mellemste sekundære magasin som indgår i Teknologiprojektet.

Evt. nedre sekundært magasin

Der er fundet et dybereliggende sandlag omkring 16-20 m's dybde med en tykkelse på ca. 1 m. Magasinet står i god hydraulisk kontakt med det mellemste sekundære magasin. Strømningsretningen er den samme som for det mellemste sekundære magasin. Magasinet indgår ikke i pilotforsøget.

2.5 Hydrauliske test

2.5.1 Baggrund og formål

Der er udført følgende undersøgelser af de hydrogeologiske forhold i det mellemste sekundære magasin:

- Prøvepumpning i AV1 og M3
- Slugtest i boring B102, I1 og M2
- Synkronpejlerunder i udvalgte boringer
- Injektionstest i I1, B102 og B103

Tabel 2.3 viser en samlet oversigt over hydrogeologiske undersøgelser i både det øvre og mellemste sekundære magasin.

Formålet med udførelse af prøvepumpning, slugtest og synkronpejlerunder er, at bestemme den hydrauliske ledningsevne og strømningsretning i det mellemste sekundære magasin. Disse data er brugt som indgangsparametre i grundvandsmodellen (se kapitel 3). Formålet med injektionsforsøget har været, at undersøge mulighederne for injektion af grundvand til det mellemste sekundære magasin.

I Fyns Amt (2005) er der en detaljeret gennemgang af de hydrogeologiske undersøgelser. I det følgende gives en opsummering af de væsentligste resultater.

2.5.2 Prøvepumpning

I perioden den 27/10 – 29/10 er der blevet udført prøvepumpningsforsøg på boringerne AV1 og M3. Formålet med forsøgene var at få bestemt de hydrauliske egenskaber og undersøge hydrauliske sammenhænge i det mellemste sekundære magasin samt mellem det mellemste- og øvre sekundære magasin.

For at kunne følge variationen i grundvandsspejlet i de 2 magasiner under prøvepumpningsforsøgene blev der installeret dataloggere i 12 boringer jf. tabel 2.3. Der blev desuden løbende foretaget håndpejlinger under pumpeforsøgene, se tabel 2.3 og bilag 5.

Alle tolkninger af prøvepumpningsdata er foretaget vha. programmet AQTESOLV Pro 3.5.

Prøvepumpning i boring AV1

Det var muligt at pumpe med en ydelse på 5 l/min fra AV1, hvorved en halvering af vandstanden i boringen blev opnået (svarende til en sænkning på ca. 5 m). Der blev pumpet over en periode på 5 timer, dog med en kort afbrydelse efter 2 ½ time. Figur 2.4 viser variationen i grundvandsstanden i AV1 samt i udvalgte observationsboringer filtersat i det mellemste sekundære magasin. I bilag 6 er potentialet i samtlige observationsboringer afbildet.

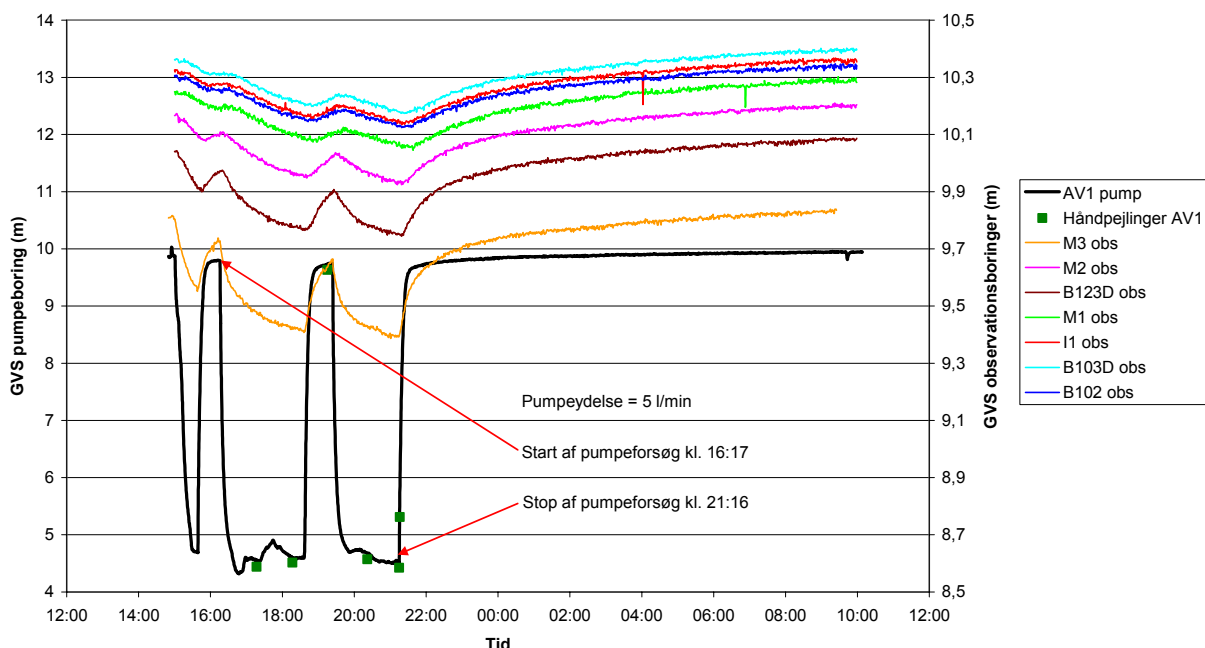
Ved pumpningen fra AV1 observeres en tydelig sænkning i det mellemste sekundære magasin, mens der ikke ses nogen respons i boringerne filtersat i

det øvre magasin. Den tydeligste sænkning ses i M3, hvor vandstanden falder med 0,4 m under pumpningen. Det ses, at sænkningen i observationsboringerne aftager med stigende afstand til pumpeboringen.

Tabel 2.3 Oversigt over hydrogeologiske undersøgelser. De rastede markeringer angiver, at undersøgelserne er udført i forbindelse med 1erprojektet

Boring nr.	Filtersætning	Dybde	Magasin	Synkronpejlerunder	Prøvepumpning	Observationsboringer (dataloggere)	Observationsboringer (pejlinger) 1)	Slugtest	Injektionsforsøg 2)
Enhed	m u.t.	m		Antal	Antal/timer	Antal	Antal	Antal	Antal
Eksisterende boringer									
B103-kort	1-3	3	ØS				1		
B105-kort	1-4	4,5	ØS				1		
AB1	3-8	8	ØS			1	1		
B117-kort	5-6	6,5	ØS			1	1		1
B119-kort	4,5-5,5	6,5	ØS			1	1		
B121	5-7	7	ØS			1	1		
B123-kort	5,5-6,5	6,5	ØS				1		1
B101	10,5 - 12,5	13	MS	2			1		
B102	10 - 12	12	MS	2		1	1	1	1
B103, dyb	9 - 11	11	MS	2		1	1	1	1
B104, dyb	10 - 12	12	MS	2					
B105, dyb	9 - 11	11	MS?	2					
B110	9 - 11	14	MS	2			1		
B111	9 - 11	11	MS	2					
B112, dyb	10 - 12	12	MS	2					
B117, dyb	9 - 9,5	13	MS?	2			1		
B118	15,7 - 17,7	18,7	NS	2					
B119, dyb	10 - 12	12	MS	2			1		
B123, dyb	12,5 - 14,5	15	MS	2		1	1		
A	13 - 15	16	MS	2					
B, dyb	12 - 14	14	MS	2					
C	12 - 14	15,5	MS	2					
D, dyb	11,5 - 14,5	15	MS	2					
E, dyb	10,5 - 12,5	13,5	MS	2					
F, dyb	11,5 - 13	14,2	MS	2					
H, dyb	11 - 13	13,5	MS	2					
K, dyb	10,5 - 12,5	13	MS	2					
L, dyb	8 - 10	12	MS	2					
N, dyb	10 - 12	13	MS	2					
O, dyb	8,5 - 10,5	11,5	MS	2					
P, dyb	10 - 12	13	MS	2					
B 501	14 - 15,5	16	MS	2					
B 502	14,5 - 15,5	16,5	MS	2					
B 503	13,7 - 14,7	15,7	MS	2					
Nye boringer i 2004									
U101	6-7	7	ØS				1		1
I1	10-11	12	MS	2		1	1	1	1
M1	10,5-11,5	14	MS	2		1	1		
M2	11-12	14	MS	2		1	1	1	
M3	13-14	15	MS	2		1	1		
M4	12,5 - 13,5	12	MS	2	1		1		
AV1	13-14	16	MS	2	1	1	1		
Samlet antal				66	2	12	21	4	6

Vandstand i pumpeboring AV1 og observationsboringerne i mellemste sekundære magasin



Figur 2.4 Pumpeforsøg AV1 den 27. oktober 2004

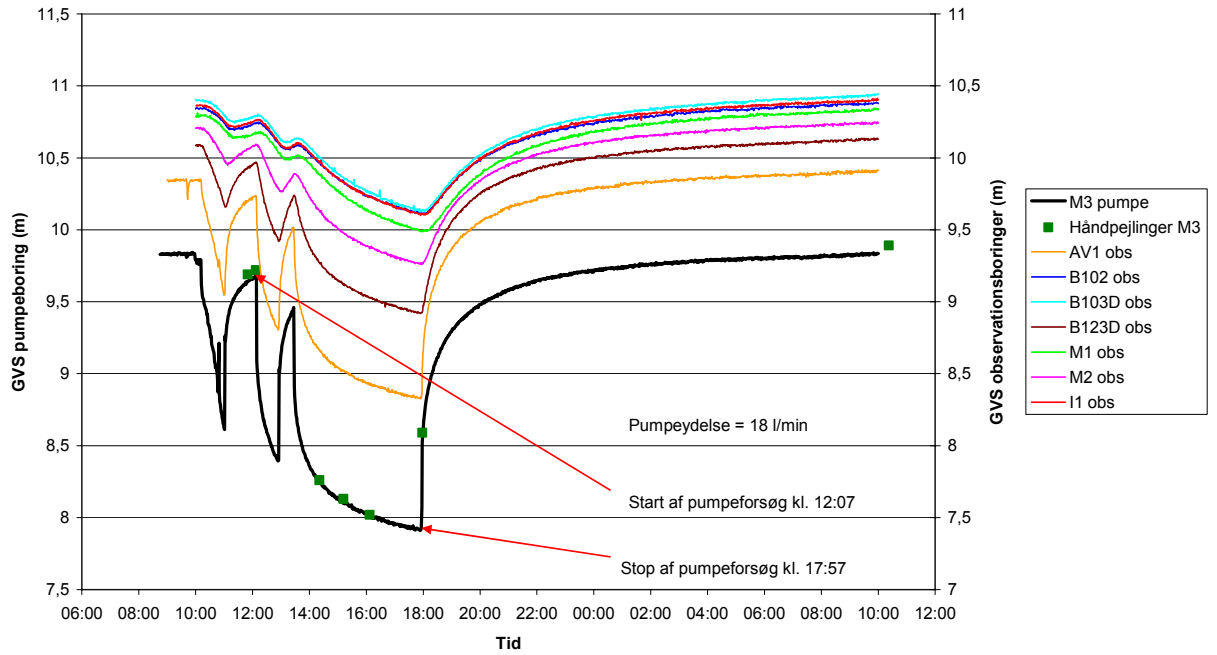
Prøvepumpning i boring M3

Fra M3 boringen blev der pumpet med fuld ydelse fra MP1-pumpen, hvilket svarede til ca. 18 l/min. Ved denne pumpeydelse opnåedes en sænkning af vandstanden i M3 på knap 2 m.

Der blev pumpet i en periode på 6 timer, dog med en afbrydelse af en halv times varighed efter 50 minutters pumpning. Der ses en tydelig sænkning af vandspejlet i alle observationsboringerne, som er filtersat i det mellemste magasin, jf. figur 2.5. Den største sænkning ses som forventet i AV1, hvor vandstanden sænkes med 1,5 m. I boringerne B102, I1 og B103, som befinder sig længst fra pumpeboringen, er sænkningen 0,6 m.

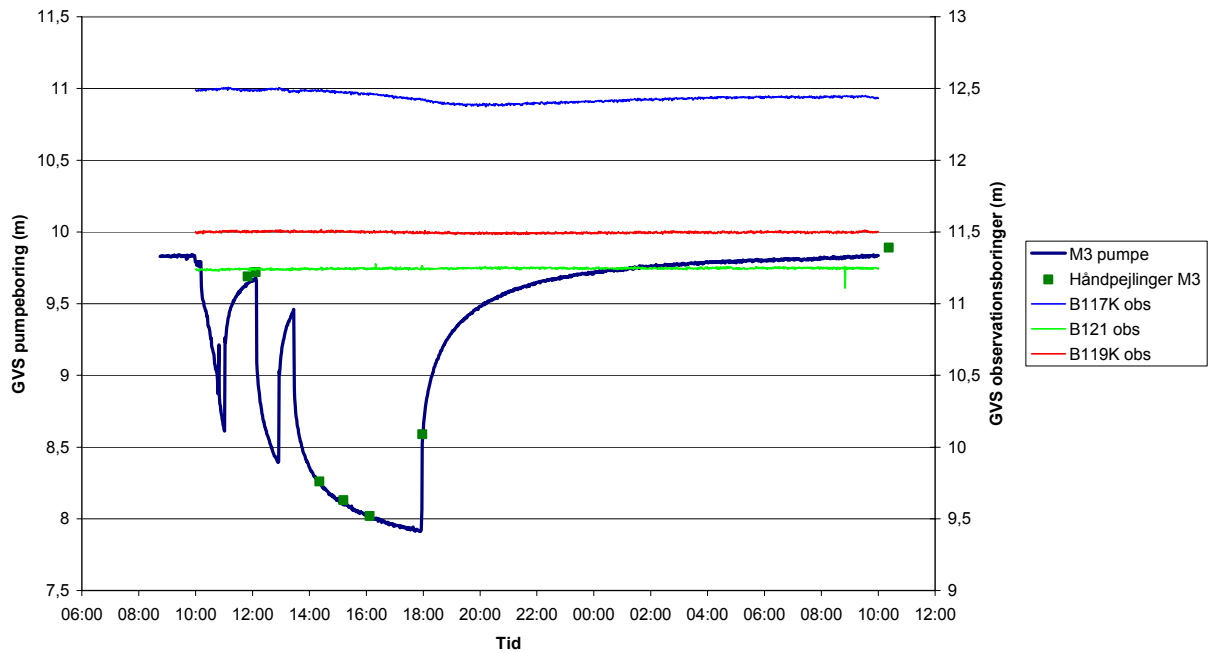
Figur 2.6 viser trykniveau i det øvre sekundære magasin ved pumpning i M3. Der anes en mindre påvirkning i B117, men ingen påvirkning i B119 og B121.

Vandstand i pumpeboring M3 og observationsboringerne i mellemste sek. magasin



Figur 2.5 Prøvepumpning fra M3 den 28. oktober 2004

Vandstand i pumpeboring M3 og observationsboringerne filtersat i ØS: B117, B119 og B121



Figur 2.6 Potentialeforhold i øvre sekundære magasin ved pumpning fra M3 den 28. oktober 2004.

2.5.2.1 Resultater

De udvalgte stignings- og sænkingsforløb i observationsboringerne er tolket i programmet AQTESOLV. Der er beregnet transmissivitet, magasintal og vertikal hydraulisk ledningsevne (lækage fra øvre sekundære magasin).

De overordnede resultater fremgår af tabel 2.4. For en mere detaljeret gennemgang henvises til bilag 6 og Fyns Amt (2005).

Tabel 2.4 Hydrauliske parametre bestemt ud fra tolkning af data fra observationsboringer ved pumpeforsøg på AV1 og M3.

Pumpeboring	Transmissivitet (T) (m ² /s)		Magasintal (S)		Vertikal ledningsevne for akvitard (K _z) (m/s)	
	Interval	Gennemsnit	Interval	Gennemsnit	Interval	Gennemsnit
AV1	5 - 9 · 10 ⁻⁵	7.0 · 10 ⁻⁵	4 - 14 · 10 ⁻⁴	8 · 10 ⁻⁴	1.4 · 10 ⁻⁸ - 8 · 10 ⁻⁷	2.7 · 10 ⁻⁷
M3	5 - 9 · 10 ⁻⁵	6.4 · 10 ⁻⁵	5 - 25 · 10 ⁻⁴	11 · 10 ⁻⁴	2 · 10 ⁻⁸ - 3.5 · 10 ⁻⁷	1.4 · 10 ⁻⁷

Ved pumpeforsøgene på AV1 og M3 er der estimeret transmissiviteter (T-værdier) inden for samme interval med værdier mellem 0,2 - 9,2 · 10⁻⁵ m²/s, hvor størstedelen af værdierne dog ligger inden for et interval på 5 - 9 · 10⁻⁵ m²/s. Der er desuden fundet magasintal S i størrelsesordenen 1 - 25 · 10⁻⁴ med værdier overvejende beliggende mellem 5 - 18 · 10⁻⁴. Der ses en tendens til at magasintallene bestemt ud fra M2 ligger højere end for de andre boringer.

Af lækagetolkningen er værdier for den vertikale hydrauliske ledningsevne, K_z, af det ovenliggende morænelerlag, beregnet til mellem 2 · 10⁻⁸ - 8 · 10⁻⁷ m/s. Til beregningen af denne ledningsevne er der anvendt en tykkelse af det ovenliggende lag, der adskiller det øvre og det mellemste sekundære magasin på 5 meter.

Umiddelbart ses kun lille hydraulisk sammenhæng mellem det øvre (ØS) og det mellemste sekundære magasin (MS), idet der ved pumpning på MS kun anes en mindre respons i B117.

På baggrund af sænkings- og stigningsdata for selve pumpeboringerne er et magasintal på hhv. 5 x 10⁻⁴ og 8 x 10⁻⁴ blevet estimeret for de to pumpeboringer AV1 og M3, mens transmissiviteten for begge pumpeboringer er blevet bestemt til 8 · 10⁻⁵ m²/s (Se Fyns Amt, 2005). Efter 1 times pumpning med en ydelse på 5 L/min er der observeret en sænkning på 5,24 m i AV1. Da AV1 har en diameter på 90 mm, er en teoretisk sænkning på 1,11 meter blevet beregnet, hvoraf en virkningsgrad på 21% opnås. Dette er en temmelig lav virkningsgrad og betyder, at der er et forholdsvis stort filtertab i AV1 og at sænkings- og stigningsdataene for selve pumpeboringen derfor ikke afspejler forholdene i det omkringliggende magasin specielt godt (Fyns Amt, 2005).

Efter 1 times oppumpning med 18 l/min blev en sænkning på 1,37 meter observeret i M3, mens den teoretiske sænkning er udregnet til 4,06 meter (M3 har en diameter på 63 mm). Heraf er en virkningsgrad på 296 % blevet opnået, hvilket er meget højt. Under feltarbejdet viste M3 sig at være meget ydende, og selvom pumpen kørte på maksimal effekt blev der stadig kun konstateret en relativ lille sænkning i boringen. Den høje virkningsgrad kan skyldes at transmissiviteten, som følge af inhomogenitet lokalt i magasinet, er blevet underestimeret. Tolkningen i AQTESOLV er for M3 foretaget på sænkings- og stigningskurvernes mellemste del (se bilag 6). Var tolkningen i

stedet blevet foretaget på kurvens første del, ville en højere transmissivitet være fremkommet og dermed en lavere virkningsgrad. Beregningen af virkningsgraden for pumpeboringerne findes i bilag 6. De høje virkningsgrader i M3 tyder således på, at T-værdien er underestimeret. Dette er i overensstemmelse med resultaterne fra grundvandsmodelleringen, hvor T-værdien ved M3 er vurderet til at være ca. $1 \times 10^{-4} \text{ m}^2/\text{s}$.

2.5.3 Slugtests

Der er gennemført slugtest på borerne B102, I1 og M2, som alle er filtersat i det mellemste sekundære magasin. Formålet med slugtestene er ligesom for prøvepumpningerne at få vurderet de hydrauliske egenskaber af det vandførende magasin. Værdier fra tolkninger af slugtest afspejler dog kun de hydrauliske forhold lokalt omkring den pågældende boring, hvor tolkning af prøvepumpninger i højere grad giver værdier for hele magasinet. Slugtestene var da også udelukkende tiltænkt som supplement til de udførte prøvepumpninger.

Slugtestene er udført med udgangspunkt i bilag 8 med visse modifikationer, da beskrivelsen i bilag 8 er møntet på større magasiner. Slugtesten på I1 blev gennemført vha. en speciel designet beholder. Her blev vand til at starte med pumpet op fra I1 og ført over i beholderen. Da vandstanden i boringen var regenereret blev vandet reinjiceret vha. en hane i beholderen. Denne metode viste sig imidlertid meget tidskrævende, og ved slugtestene på B102 og M2 blev der derfor i stedet injiceret rent vand vha. en 10 liters spand og en tragt. Det vand, der tilføres boringen, bør ideelt set være hentet fra den boring som slugtesten udføres på, da man ellers risikerer at ændre den kemiske sammensætning af vandet i boringen. For tolkningen af slugtesten og bestemmelsen af hydrauliske parametre har det dog ingen betydning, at der tilføres rent vand.

Fra dataloggerne er dataserier for tid og modtryk udarbejdet, som efterfølgende er blevet bearbejdet og tolket vha. programmet Superslug.

Resultaterne af slugtestene fremgår af bilag 8 og er summeret i tabel 2.5. Der er estimeret horisontale hydrauliske ledningsevner for de 3 borer i intervallet $2 \cdot 10^{-7} - 1,3 \cdot 10^{-6} \text{ m/s}$. Den hydrauliske ledningsevne i I1 er lidt lavere end i M2 og B102, hvilket er i overensstemmelse med prøvepumpnings-tolkningerne. De hydrauliske ledningsevner baseret på tolkningerne af slugtestene er omkring 100 gange lavere end værdierne fra prøvepumpningerne, og det må konkluderes at der ikke er god overensstemmelse resultaterne imellem.

Tabel 2.5. Horisontal hydraulisk ledningsevne bestemt ved slugtests på B102, M2 og I1

Boring	K_H (m/s) Interval	K_H (m/s) Gennemsnit
B102	$2,1 \cdot 10^{-7} - 1,3 \cdot 10^{-6}$	$6,6 \cdot 10^{-7}$
M2	$3,0 \cdot 10^{-7} - 1,4 \cdot 10^{-6}$	$7,3 \cdot 10^{-7}$
I1	$1,7 \cdot 10^{-7} - 1,2 \cdot 10^{-6}$	$4,2 \cdot 10^{-7}$

Årsagen til denne forskel kendes ikke, men de fundne ledningsevner fra slugtestene virker umiddelbart meget lave for en sandformation. Da slugtests repræsenterer et væsentligt mindre volumen i magasinet end en

prøvepumpning, må der forventes en større variation i hydrauliske ledningsevner ved slugtets i forhold til prøvepumpninger pga. lokale variationer i geologien. Der forventes imidlertid ikke en systematisk lavere ledningsevne ved slugtets i forhold til prøvepumpninger, som det er tilfældet her. De lave beregnede ledningsevner ved slugtsten skyldes, at vandspejlet falder meget langsomt efter vandet er tilsat i borerne. Det vurderes derfor ikke at være kritisk, at der kun er tilsat ca. 10 liter i modsætning til de foreslåede 150-180 liter, da afsænkningen er meget langsom og tilstrækkeligt belyst ved dataopsamlingen. Det er mere realistisk, at den lave hydrauliske ledningsevne ved slugtstene skyldes fysiske forhold lokalt omkring boringen. Det er velkendt, at der kan optræde 2. ordens tab ved den fysiske udformning af borerne. Eksempelvis er der ofte en "skineffekt" i grænsefladen mellem formationen og gruskastningen i boringen, der nedsætter vandbevægelsen. Skineffekten stammer fra fine lerpartikler, der lægger sig som en film i grænsefladen. Skineffekten kan nedsættes ved en kraftig renpumpning og vil kun påvirke f.eks. prøvepumpninger i begrænset omfang.

Det er derfor vurderet, at resultaterne fra pumpeforsøgene afspejler magasinets reelle hydrauliske egenskaber bedst.

2.5.4 Injektionstests

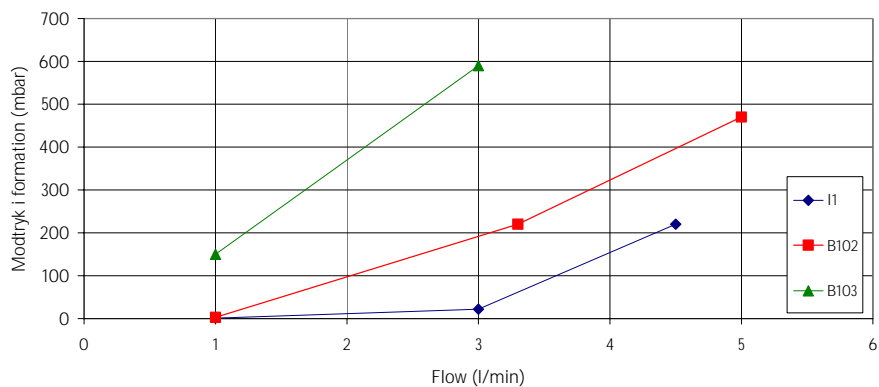
Der er foretaget injektionstest på 3 borer filtersat i det mellemste sekundære magasin (B102, B103dyb og I1). Boring B102 og B103 er tidligere borer, mens boring I1 er etableret i forbindelse med Teknologiprojektet. Det vurderes, at den hydrauliske ledningsevne er nogenlunde ens for de 3 borer. Det vurderes tillige, at de tidligere etablerede borer ikke er så velegnede til testen som I1, da der kan være sket en vis tilklokning af de gamle borer. Testene blev udført med henblik på at vurdere magasinernes evne til at modtage vand og derigennem få et billede af muligheden for en tilsætning af donor og bakteriekultur.

Ved injektionsforsøgene er rent vand injiceret i borerne under tryk. Injektionstestene på borerne er forsøgt foretaget med en trinvis varieret injektionsydelse, hvor der over 3 trin er injiceret med ydelser på hhv. 1, 3 og 5 l/min. Varigheden af hvert trin var omkring 15 minutter. Under hele injektionsforløbet er et udvalgt antal nærliggende observationsboringer blevet pejlet hvert 5. minut og injektionsflowet samt modtrykket i injektionsboringen er samtidig blevet registreret. Resultaterne af injektionstestene fremgår af figur 2.7 og bilag 7.

Boring I1 har et lille modtryk ved både 1 og 3 l/min. Boring B102 har et lille modtryk ved 1 l/min og et moderat modtryk ved 3 l/min. Boring B103 vurderes ikke at være velegnet som injektionsboring, sandsynligvis pga. tilklokning eller en dårlig virkningsgrad.

Ved injektion i borerne B102, B103dyb og I1 sås en tydelig stigning i vandstanden i de omkringliggende borer, der var filtersat i det mellemste sekundære magasin. Under injektionen i I1 blev der fx observeret en vandstandsstigning på knap 1 meter i B102, mens vandstanden i B103 steg med 1,7 meter.

Modtryk ved injektion i mellemste sekundære magasin



Figur 2.7 Resultater af injektionstest i mellemste sekundære magasin

På baggrund af de udførte injektionstest vurderes det, at mulighederne for injektion og spredning af en donor i det mellemste sekundære magasin er rimelige. Det vurderes muligt at injicere ca. 1 l/min i hver boring uden det store modtryk. Forsøgene er lavet inden for en kort periode. Ved længere tids injektion vil modtrykket i formationen sandsynligvis blive større. Desuden vil der ved injektion af donor ske en vis tilkloknings af borerne, hvorfor modtrykket i formationen forventes at stige.

2.6 Forureningssituationen

I denne rapport beskrives kun forureningsforholdene i det mellemste sekundære magasin i det valgte indsatsområde omkring kildeområdet på Rugårdsvej 234 - 238. Desuden gives en kort opsummering af jord- og grundvandsforureningen i kildeområdet (knyttet til leraflejringerne). For en mere uddybende beskrivelse af jord- og grundvandsforureningen i moræneleren henvises til Fyns Amt (2004a).

2.6.1 Klorerede opløsningsmidler og nedbrydningsprodukter

2.6.1.1 Jordforurening

De nye jordanalyser fra 2004 er vist i tabel 2.6. Udvalgte jordanalyser fra tidligere undersøgelser (Fyns Amt, 2003) fremgår af bilag 4.1. Det højeste indhold af klorerede opløsningsmidler er fundet i boring U101 i 5 m's dybde med et samlet indhold af klorerede opløsningsmidler på 126 mg/kg TS. Boringen er placeret i det forventede kildeområde ved afværgeboringen, AB1, hvor der i 1994 blev opgravet forurenede jord til ca. 8 m u.t.

Tabel 2.6. Analyseresultater for jordprøver på Rugårdsvej 234 - 238 samt øst for Rugårdsvej 234 - 238, Odense

Boring	Dybde	PID	TCE	Cis-1,2-DCE	Vinylklorid	Sum klor. opløsningsm.
	m u.t.	PPM	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS
I1	4,5	60	0,094	1,9	0,031	2,0
I1	5,5	230	<	1,9	0,029	1,9
I1	6,5	40	<	1,0	0,1	1,1
U101	4,0	1670	0,042	26	0,082	26
U101	5,0	>2000	65	63	0,28	128
U101	6,0	1140	0,37	35	0,29	36
U101	7,0	1220	0,018	33	0,29	33
M1	3,5	960	<	20	1,2	21
M1	4,5	1530	<	77	1,9	79
M1	5,5	800	<	15	0,53	16
M1	6,5	410	<	4,4	0,041	4,4
M1	7,5	250	<	6,2	0,69	6,9
M1	8,5	90	<	0,28	0,61	0,9
M1	9,5	130	<	0,35	0,78	1,1
M2	4,0	50	0,17	1,7	<	1,9
M2	5,0	50	0,14	2,2	<	2,3
M2	6,0	10	0,69	0,14	<	0,8
M2	7,0	40	1,1	0,62	<	1,7
M2	8,0	100	0,064	2,3	<	2,4
M2	9,0	120	<	4,1	0,014	4,1
M2	10,0	280	<	7,5	0,046	7,5
M2	11,0	130	<	3,9	0,011	3,9
Det. grænse			0,005	0,01	0,01	-
KK			5	5	0,4	

KK: Fyns Amts kvalitetskriterier

Det højeste TCE-indhold er ligeledes fundet i boring U101 i 5 m's dybde med et indhold på 65 mg/kg TS. Der er påvist indhold af cis-1,2-diklorethylen op til 77 mg/kg TS (højeste koncentration i M1 4,5 m u.t.). Der er påvist indhold af vinylklorid i de analyserede jordprøver op til 1,9 mg/kg TS (M1 i 4,5 m's dybde).

De fundne koncentrationer i 2004 svarer fint overens med tidligere undersøgelser i Fyns Amt (2003).

Andelen af nedbrydningsprodukterne DCE og VC udgør typisk over 95 % af det samlede forureningsindhold. Kun i to boringer, U101 og B103 i kildeområdet er der fundet TCE indhold op til 50 % af det samlede indhold.

Forureningen forekommer typisk i dybdeintervallet ca. 4 - 9 m u.t. Den kraftigste forurening (>10 mg/kg TS) er afgrænset til ca. 10 m's dybde i kildeområdet, men der er fundet forureningsindhold i kildeområdet på 1-10 mg/kg TS ned til 13-14 m's dybde.

Den vertikale og horisontale forureningsudbredelse fra tidligere undersøgelser (Fyns Amt, 2003) er vist på tegning 3.1 og 3.2 i bilag 1.

2.6.1.2 Grundvandsforurening

Øvre sekundære magasin

I tabel 2.7 er der vist udvalgte grundvandsanalyser fra det øvre sekundære magasin. I forbindelse med teknologiprojektet er der kun udtaget én vandprøve fra det øvre sekundære magasin - de resterende prøver er fra Fyns Amt (2003).

TCE indholdet er meget lavt i forhold til det samlede indhold af klorerede opløsningsmidler (under 1 % af det samlede indhold). Det højeste TCE indhold er fundet til 140 µg/l. Derimod er der fundet meget høje indhold af nedbrydningsprodukterne DCE og VC. Det højeste indhold af cis-1,2-DCE er fundet til ca. 240.000 µg/l i boring U101 tæt på kildeområdet. Det højeste indhold af vinylklorid er fundet til 25.000 µg/l i boring U101.

Det fremgår, at de højeste forureningsindhold forekommer i området med den kraftigste jordforurening. Forureningsspredningen i nedstrøms retning er meget begrænset. Ca. 10-20 m nedstrøms fra kildeområdet er forureningsniveauet aftaget til under 10 µg/l. Det bemærkes, at selv om der er fundet et TCE indhold i jorden i U101 på 65 mg/kg TS, så er der ikke påvist TCE i vandprøver fra denne boring. Det tyder på en meget hurtig omdannelse af TCE til c-DCE. Det bemærkes dog at detektionsgrænsen for TCE er relativ høj (300 µg/l)

Tabel 2.7. Udvalgte analyseresultater for vandprøver fra det øvre sekundære magasin

Boring nr	Pejle- dybde	Filtersat	TCE	PCE	T-1,2-DCE	C-1,2-DCE	VC	SUM klor. opl.	Kul- brinter
	m u.mp.	m u.t.	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
108	1,39	3 - 5	<	<	<	1,1	<	1,1	
109	2,68	4 - 6	28	0,085	140	10.000	740	11.000	
113	1,31	1 - 4	2,1	<	1,4	600	280	880	740
115	0,98	1 - 3	0,12	<	<	1,2	<	1,3	
117	1,81	5 - 6	140	<	98	4.300	160	4.700	
AB1			7,2	<	40	4.500	6.500	11.000	
121	2,85	5 - 7	0,14	<	8,2	1600	2000	3.600	
K	1,94	4 - 6	0,3	<	<	0,7	<	1,0	
123	1,18	5,5 - 6,5	130	<	20	2600	550	3.300	
302	0,91	1 - 4	0,43	<	790	8.900	2.700	12.400	
112	2,32	2 - 3	81	0,23	0,97	14	0,95	95	
N	2,75	6,5 - 7,5	0,074	<	<	<	<	0,074	30
O	1,63	2 - 5	470	<	33	2000	10	2.500	
R	2,51	5 - 7	0,72	<	<	9,6	<	10	
304	0,55	0,5 - 2,5	8,0	<	5,6	11	3	30	
B	2,52	6,5 - 9,5	<	<	<	<	<	0	
D	1,98	5,0 - 8,5	<	<	<	29	8,9	40	
107	2,09	1 - 4	0,18	<	0,15	0,35	4,5	5,2	
E	1,67	4 - 6	<	<	<	<	7,5	7,5	
H	2,26	3 - 5	<	0,31	0,22	0,37	0,69	1,6	
F	1,94	5 - 7	<	0,59	<	2,2	3,3	6,1	
L	2,56	3 - 4	<	<	<	<	<	0	
U101 *		6-7	<300	<300	<300	240.000	25.000	265.000	

*: prøve udtaget i oktober 2004. Øvrige prøver er udtaget i 2000-2002

Mellemste sekundære magasin

Den horisontale forureningsudbredelse i det mellemste sekundære magasin fremgår af figur 2.8. Den vertikale forureningsspredning fremgår af tegning 2.3 og 2.4 i bilag 1. En samlet oversigt over analyser i det mellemste sekundære magasin fremgår af tabel 2.8.

I kildeområdet og umiddelbart nedstrøms herfor er der fundet et samlet indhold af klorerede opløsningsmidler på op til ca. 27.000 µg/l (boring B119 - januar 2005). TCE-indholdet er fraværende i alle boringer bortset fra boring B119 og M1, hvor der henholdsvis er fundet 8 µg/l og 7 µg/l. Den dominerende forureningskomponent er cis-DCE med indhold op til 22.000 µg/l i B119. Indholdet af vinylklorid er også højt med indhold op til 4.700 µg/l (boring B119).

I forhold til den tidligere gennemførte undersøgelse i Fyns Amt (2003), tyder de nye undersøgelser på, at forureningsindholdet generelt er steget i det mellemste sekundære magasin. Der ses således typisk en faktor 1-3 gange højere koncentrationer ved de nye undersøgelser i 2004. Det høje forureningsindhold i B119 var ikke ventet. Ved den tidligere undersøgelse (Fyns Amt, 2003) blev der kun fundet tegn på svag forurening i denne boring. Der er udtaget prøver 2 gange fra boringen, og begge analyser viste indhold over 10.000 µg/l.

Tabel 2.8. Klorerede opløsningsmidler i det mellemste sekundære magasin

Boring	Afstand fra kilde	Filter-sætning	TCE	cis-1,2-DCE	VC	TCE+c-DCE+ VC	Ethen	Ethan	Note
Enhed	m fra AB1	m u.t.	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	
L	-27	8-10	<	<	<	<	i.a.	i.a.	1
B104	-19	10-12	<	7	<	7	<	<	2
H	-18	11-13	<	<	<		i.a.	i.a.	1
B102	-10	10-12	<	44	20	64	<	<	2
I1	-9	10-11	<	46	19	65	<10	<10	3
B103, dyb	-4	9-11	<	300	110	410	<10	<10	3
B119	6	10-12	<	15.000	1.900	16.900	107	4	2
B119	6	10-12	8	22.000	4.700	26.700	54	<10	4
N	21	10-12	<	<	<	0	i.a.	i.a.	1
M1	2	10.5-11.5	7	120	12	140	<10	<10	3
F	21	11.2-13.2	<	0	0	0	i.a.	i.a.	1
B101	12	10.5-12.5	<	370	150	520	i.a.	i.a.	1
B101	12	10.5-12.5	1	100	510	610	30	<10	4
M2	9	11.1-12.1	<	10.400	2.100	12.600	128	3	2
B123, dyb	9	12.5-14.5	<	8.900	1.400	10.300	140	26	3
B110	14	12-14	<	315	110	425	6	<	2
E	21	10.5-12.5	<	<	11	11	i.a.	i.a.	1
M3	19	13-14	<	2.800	560	3.360	32	<10	3
AV1	24	13-14	<	4.000	1.000	5.000	24	<10	3
K	29	10.5-12.5	<	<	<		i.a.	i.a.	1
M4	37	12.5-13.5	<	340	490	830	95	<10	3
C	47	12-14	<	53	52	105	105	<	2
B	48	12-14	<	<	<		i.a.	i.a.	1
A	68	13-15	<	380	103	480	50	<	2
B503	97	13.7-14.7	<	14	9	23	<	<	2

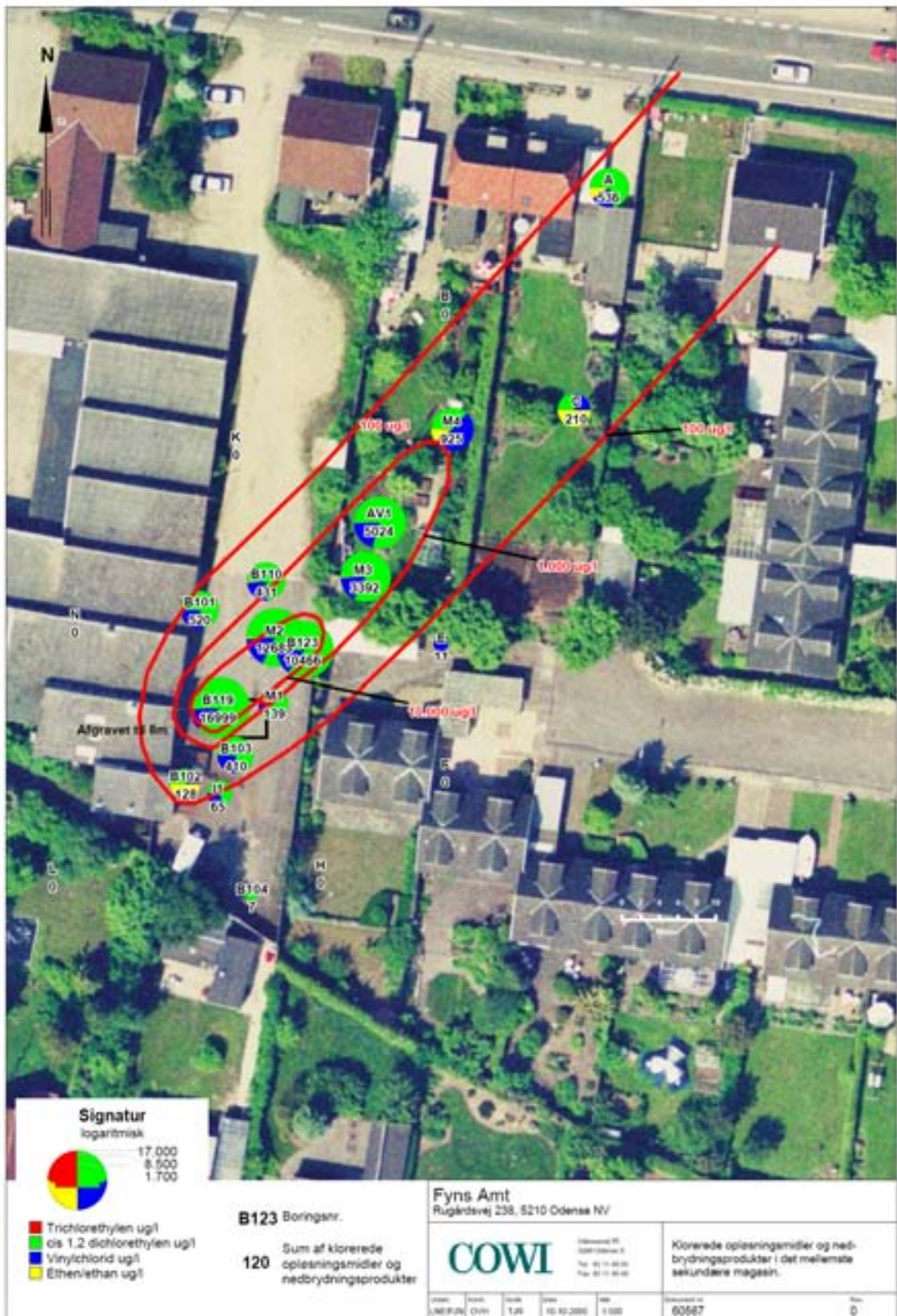
1): Akkrediterede analyser fra Fyns Amt (2003), perioden fra 2000 - 2002

2): Udført af DTU i december 2004

3): Akkrediterede analyser fra oktober 2004

4): Akkrediterede analyser fra 20. januar 2005

Det høje indhold i B119 har medført, at forureningsudbredelsen er lidt anderledes end tidligere tolket. Det fremgår, at det højeste forureningsindhold forekommer ved B119 og lige nedstrøms i strømlinien herfor (B119, M2, B123, M3, AV1 og M4). Det ser således ikke ud til, at den kraftigste forurening siver ned lige under kildeområdet. Den væsentligste nedsivning til det mellemste sekundære magasin ser ud til at ske mere mod nord-nordvest for kildeområdet. Dette nedsivningsmønster kan sandsynligvis forklares ud fra de geologiske og hydrogeologiske forhold. Prøvepumpningen fra AV1 viste således, at der skete en påvirkning af potentialet i det korte filter i boring b117 (filtersat i sandstriber i moræneleren). Isokort med 1.000 og 10.000 g/l isokurver er nu rykket lidt længere mod nord. Det betyder, at det forventede indsatsområde for et pilotprojekt også tilsvarende er lidt anderledes end forventet.



Figur 2.8 Vurderet forureningsudbredelse med klørede opløsningsmidler og eten/ethan.

2.6.2 Isotopforhold for klorerede ethener

Der er foretaget måling af isotopforholdet for ^{12}C og ^{13}C for klorerede ethener på grundvandsprøver fra Rugårdsvej. Analysens princip, prøvetagning, målemetode og resultater er beskrevet i bilag 11.

Der blev i alt udtaget 18 vandprøver fra Rugårdsvej i november 2004. 15 prøver er udtaget i det mellemste sekundære magasin, mens de sidste 3 er udtaget i lerlaget over magasinet for at beskrive isotopsammensætningen i denne del.

Resultaterne opgives i 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).

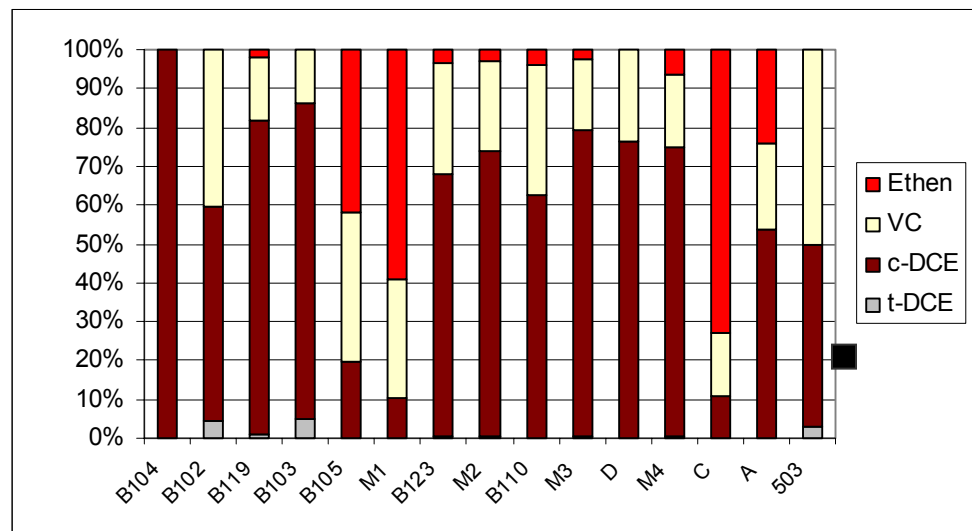
Resultaterne for målinger af isotopforholdet for ^{13}C -isotopen for de klorerede ethener og indholdet af klorerede ethener i vandprøverne er angivet i tabel 1 i bilag 11.

2.6.2.1 Lerlaget

U101, B117 og B105 er medtaget for at belyse kildens isotopsammensætning i lerlaget. Der er i disse boringer målbare koncentrationer af TCE, så de giver også et billede af isotopfordelingen for TCE. Koncentrationerne i B105 viser en betydelig nedbrydning af TCE til cis-DCE (cis-DCE: 110 mg/l). Alle $\delta^{13}\text{C}$ forholdene viser tydeligvis, at der er sket nedbrydning af TCE i overensstemmelse med, at cis-DCE dominerer molfraktionerne. Der er i B117 og U101 kun meget begrænsede tegn på videre nedbrydning til ethen, da $\delta^{13}\text{C}$ for VC er -30 til -37 , mens der desværre mangler en måling for B105.

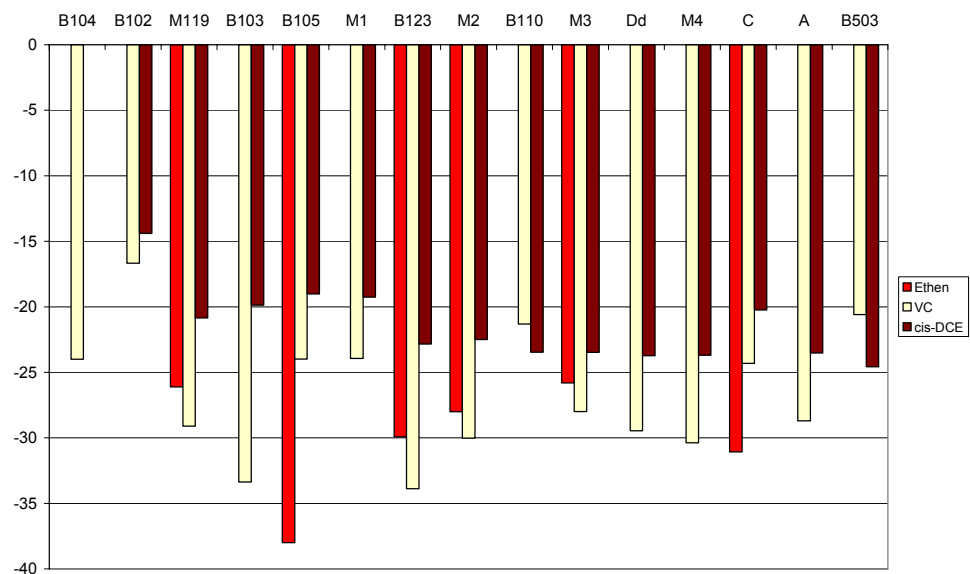
2.6.2.2 Mellemste sekundære magasin

I mellemste sekundære magasin er der udtaget 15 vandprøver. I figur 2.9 er optegnet molfraktion i boringer sorteret efter afstanden fra kilden. Jo større molfraktion for VC er i forhold til cis-DCE jo større grad af deklorering. Der er ikke nogen klar sammenhæng mellem afstand og graden af deklorering i form af molfraktioner



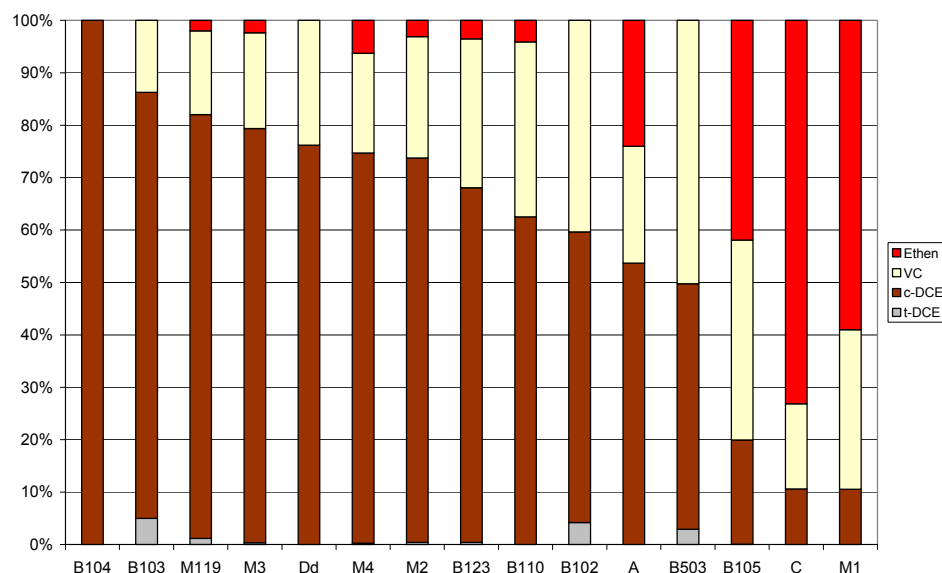
Figur 2.9 Molfraktioner sorteret efter afstand fra kilden

Dette tyder på at der ikke sker en entydig ændring i molforholdet på grund af anaerob de klorering i den generelle strømningsretning. Dette billede bekræftes af isotopforholdene i figur 2.10, som heller ikke viser denne sammenhæng. Der er dog for molforholdene en tendens til, at borerne længst ude i fanen har relativt størst indhold af ethen (B503, C, A).

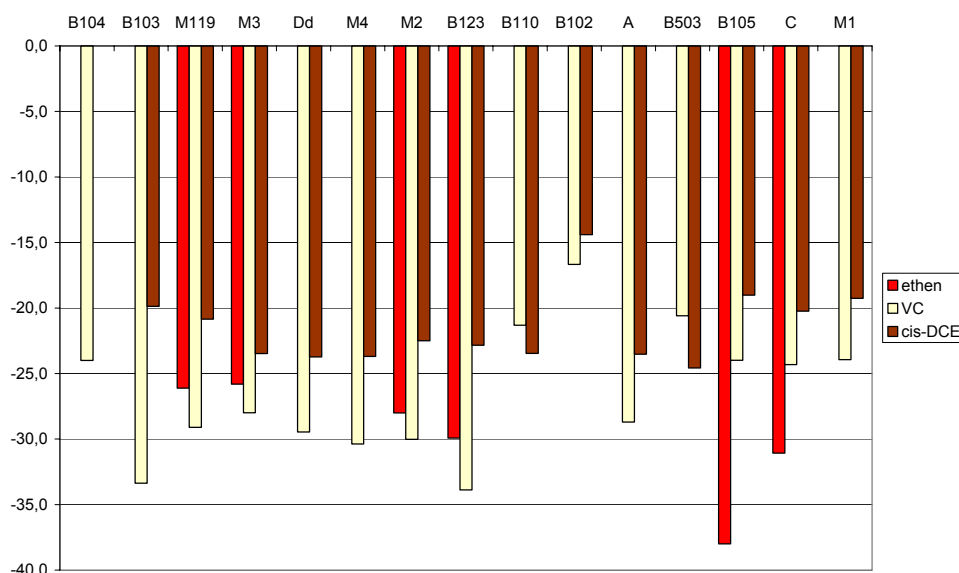


Figur 2.10 Isotopforhold sorteret efter afstanden fra kil den. Resultaterne er opgivet i del ta notation ($\delta^{13}\text{C}$)

Afstanden fra kilden siger ikke nødvendigvis noget om, hvor meget nedbrydning der er sket i en given vandpakke da de givne borerne formentlig ikke ligger på en sand strømlinje. I stedet for at se på data som en funktion af afstanden er data i figur 2.11 sorteret efter størrelsen af cis-DCE's molfraktion.



Figur 2.11 Molfraktioner for klorerede ethener sorteret efter størrelsen af cis-DCE fraktionen



Figur 2.12 Isotopforhold for klorerede ethener sorteret efter størrelsen af cis-DCE mol fraktionen – svarende til rækkefølgen i figur 2.11. Resultaterne er opgivet i del ta notation ($\delta^{13}\text{C}$)

Figur 2.11 viser tydeligt, at der er fundet mest ethen i boreriger med den mindste molfraktion af cis-DCE. Sammenholdes det med figur 2.12, hvor isotopdata er sorteret på tilsvarende måde er der også her sket en tydelig forskydning af isotopforholdene i disse prøver. Der er sket en berigelse af ^{13}C i forhold til ^{12}C i cis-DCE i vandprøverne for borerigerne B110, 102, B503, B105, C og M, i forhold til B103-123 i venstre side af figuren. For B110, 102, B503, B105, C og M er der også tegn på videre nedbrydning til ethen, da vinyl klorid er klart beriget med hensyn til ^{13}C sammenlignet med prøverne i venstre side af figuren. Ethen-målinger for B102 og B503 (figur 2.11) falder udenfor dette generelle billede. Det kan muligvis skyldes, at koncentrationerne i disse boreriger generelt er lave (tæt på detektionsgrænsen for ethen).

Boringerne B103, M119, M3, F, M4, M2, B123 ligner alle hinanden meget med hensyn til isotopforhold. Der er forholdsvis lave $d^{13}C$ værdier for VC i alle borer, som passer med en begrænset deklorering helt til ethen, som der også ses på molfraktionerne for disse borer. B104 falder udenfor det generelle billede. Det kan igen skyldes meget lave koncentrationer af ethener i denne boring (opstrøms).

2.6.3 Sammenfatning - spredning og nedbrydning af klorerede ethener

Uden for det område, der blev afgravet til 8 meter under terræn i 1994, er der fortsat betydelig jordforurening. Følgende kan konkluderes ud fra denne og tidligere undersøgelser:

- De nye borer etableret i 2004 understreger forureningsbilledet fra tidligere undersøgelser, jf. Fyns Amt (2003)
- Jordforureningen forekommer typisk i dybdeintervallet 4 – 9 m u.t.
- Typiske jordkoncentrationer i kildeområdet er >10 mg/kg TS (sum af klorerede opløsningsmidler) ned til 10 m u.t. I større dybde er koncentrationerne mellem 1 og 10 mg/kg TS ned til ca. 14 m u.t.

For mere detaljeret vurdering af jordforureningsforholdene henvises til Fyns Amt (2003).

På lokaliteten er der konstateret to adskilte sekundære magasiner, hvoraf der i denne rapport er primær fokus på det mellemste sekundære grundvandsmagasin.

I det øverste sekundære grundvandsmagasin er der truffet meget høje indhold af klorerede opløsningsmidler (Sum af klorerede opløsningsmidler på op til 265.000 $\mu\text{g/l}$). De højeste forureningsindhold forekommer i området med den kraftigste jordforurening. Forureningsspredningen i nedstrøms retning er meget begrænset. Ca. 10-20 m nedstrøms fra kildeområdet er forureningsniveauet aftaget til under 10 $\mu\text{g/l}$. Det bemærkes, at selv om der er fundet et TCE indhold i jorden i U101 på 65 mg/kg TS, så er der ikke påvist TCE i vandprøver fra denne boring. Det tyder på en meget hurtig omdannelse af TCE til c-DCE. Helt generelt for det øvre sekundære grundvandsmagasin gælder at der stort set ikke ses betydende indhold af TCE, men derimod kraftige indhold af cis-DCE og i mindre grad VC.

I det mellemste sekundære grundvandsmagasin er der ligeledes konstateret betydelige indhold af klorerede opløsningsmidler (Sum af klorerede opløsningsmidler på op til 27.000 $\mu\text{g/l}$). Maksimalkoncentrationerne er således ca. en faktor 10 lavere end i det øvre sekundære magasin. Der gælder ligesom for det øvre magasin at forureningen domineres af cis-DCE og i mindre grad VC, mens TCE stort set er fraværende. Forureningsfanen (indhold > 100 $\mu\text{g/l}$) er ca. 15 meter bred og mindst 75 meter lang. I Fyns Amt (2003) blev det vurderet, at forureningen er afgrænset til 1 $\mu\text{g/l}$ ca. 100 m fra kildeområdet.

De nyeste borer afslører, at centrum for forureningen i det mellemste sekundære ligger mere mod nord-nordvest i forhold til kildeområdet og tyder på de geologiske og hydrogeologiske forhold betinger at nedsivningen til magasinet sker lidt forskudt i forhold til kildeområdet. Dette betyder at

indsatsområdet for den stimulerede reductive deklorerer er rykket en anelse mod nord.

Isotopfordelingen i kildeområdet på Rugårdsvej viser en betydelig omsætning fra TCE til cis-DCE. Umiddelbart tyder det på, at den væsentligste omsætning til cis-DCE sker i kildeområdet. Der sker ved en række boringer i begrænset omfang en videre nedbrydning til VC og ethen. Der er ikke tydelige tegn på systematisk nedbrydning langs hovedstrømningsretningen, men de højeste relative koncentrationer af ethen forekommer i boringer længst væk fra kildeområdet. Forekomsten af nedbrydningsprodukter nedstrøms kilden kan skyldes transport fra kildeområdet. Variationerne i sammensætning i fanen kan stamme fra, at omsætningen i kildeområdet er varierende og transportvejene er komplicerede.

2.7 Redoxsituationen

2.7.1 Grundvandskemi

Der er generelt gennemført færre analyser af redoxparametre end analyser af forureningskomponenter. Analyseresultater fremgår af bilag 4.1 og bilag 12. Beskrivelsen gælder alene for filtre, der med sikkerhed er placeret i det mellemste sekundære magasin. Således er evt. kortmateriale i dette afsnit også kun baseret på boringer filtersat i det mellemste sekundære magasin.

2.7.1.1 *Ilt*

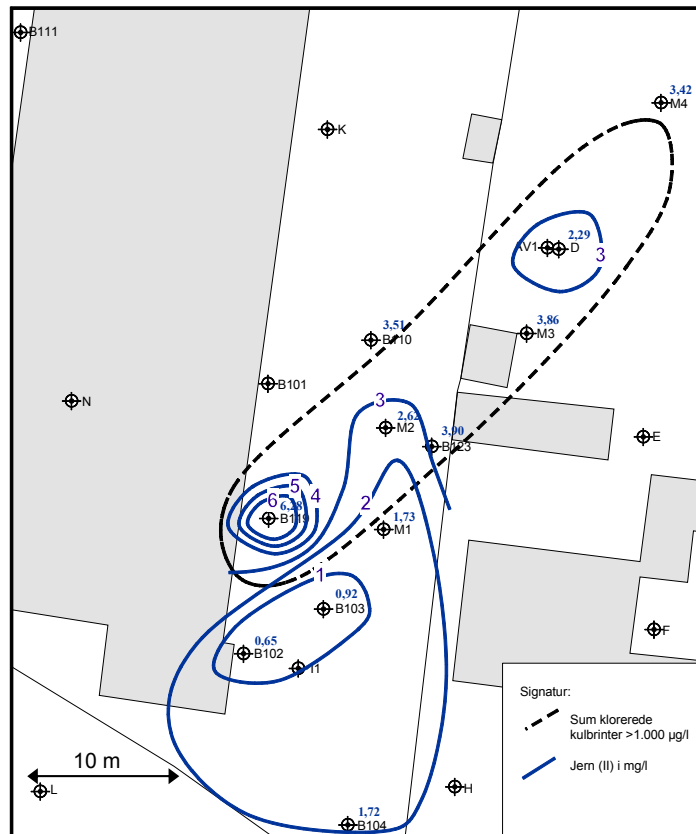
Feltmålingerne af iltindholdet i det mellemste sekundære magasin ses at variere noget. Niveauerne ligger jævnt fordelt mellem 0,4 og 1,2 mg/l. De fleste ligger under 1 mg/l, hvilket svarer til anaerobe forhold. Niveauerne passer også rimelig godt med hvad der tidligere er fundet. Pga. den forholdsvis lille variation i iltindholdet, er det ikke muligt at optegne et konturkort over koncentrationerne.

2.7.1.2 *Nitrat*

I samtlige gennemførte analyser, er der ikke konstateret nitratindhold over analysemetodernes detektionsgrænse på 0,5 mg/l. Det er uklart hvad årsagen til det meget lave nitratindhold er, men det kan ikke afvises, at nitratreduktion i hele området er årsag til de lave nitratindhold. Nitritindholdet er imidlertid også lavere end detektionsgrænsen, hvorfor der ikke er tydelige indikationer på omfattende nitratreduktion i denne parameter.

2.7.1.3 *Jern (opløst)*

I de fleste filtre i det mellemste sekundære magasin er der konstateret moderate til høje indhold af opløst jern (mellem 0,65 – 6,28 mg/l). Højeste indhold på 6,28 mg/l er truffet i B119 (filter placeret 10-12 m u.t.). Figur 2.13 viser koncentrationerne af jern (II) i området omkring kildeområdet og umiddelbart nedstrøms dette.



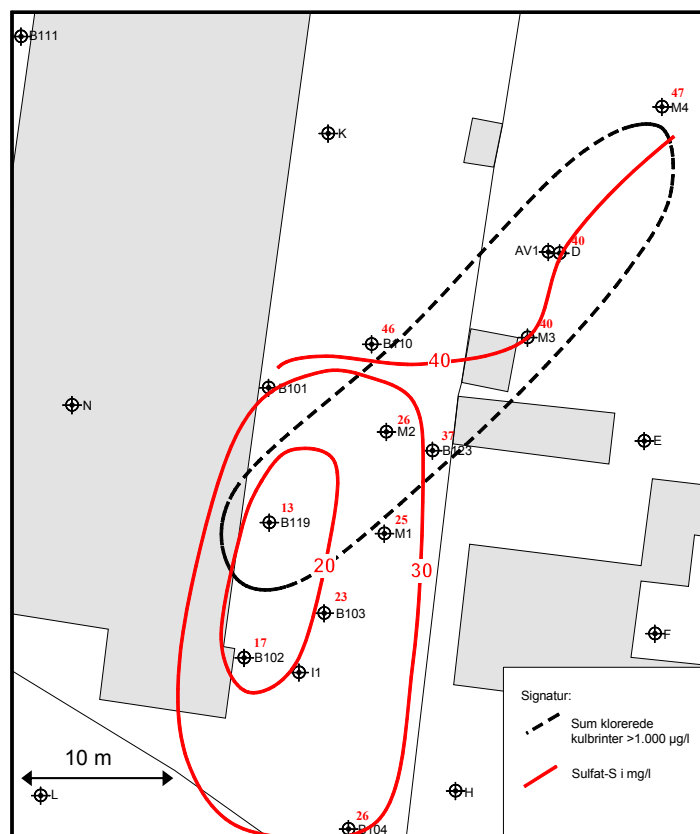
Figur 2.13 Indhold af jern(II) i det mellemste sekundære magasin (mg/l)

Som det fremgår af figur 2.13 er der forholdsvis lave niveauer af jern II opstrøms kildeområdet (B102, B103 og B104), mens niveauet er højest omkring hotspot ved boring B119. Niveauerne ser ud til at aftage igen ud langs fanen.

2.7.1.4 Sulfat og sulfid

Sulfatindholdet ses at variere mellem 13 og 47 mgS/l. Figur 2.14 viser sulfatkoncentration i det mellemste sekundære magasin.

Der ses generelt at være lavere sulfatindhold i kildeområdet (<20 mg sulfat-S/l). Baggrunds niveauet ser ud til at ligge på et niveau på 20-30 mg sulfat-S/l, baseret på borerne placeret opstrøms kildeområdet. Nedstrøms kildeområdet stiger sulfatindholdet noget til omkring 40-50 mg/l. Da niveauet er højere end niveauerne målt opstrøms, må det være udtryk for opblanding med noget mere sulfatholdigt grundvand i området nedstrøms kildeområdet. Der er generelt ikke konstateret indhold af sulfid i nogen af borerne filteret i det mellemste sekundære magasin. Eneste undtagelse er boring C med et indhold på 0,01 mg/l (boringen er ikke med på figur 2.14, men placering fremgår af figur 2.2). Den manglende indhold af sulfid kan skyldes udfældning med jern, da faldene i sulfatindholdet i kildeområdet trods alt indikerer, at der finder sulfatreduktion sted.

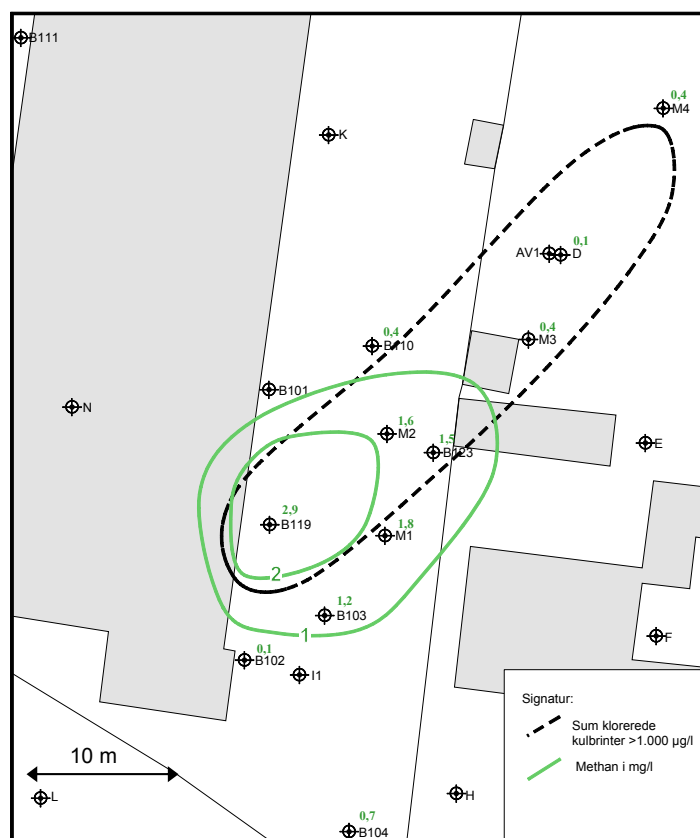


Figur 2.14: Indhold af Sulfat-s i det mellemste sekundære magasin (mg/l).

2.7.1.5 Metan

Metanindholdet ses at variere noget (0,1-2,9 mg/l). Figur 2.15 viser indholdet af metan i det mellemste sekundære magasin.

Som det fremgår af figur 2.15 er det højeste metanindhold konstateret i kildeområdet omkring boring B119. Boringerne omkring kildeområdet og umiddelbart nedstrøms ser også ud til at have forhøjet indhold af metan (>1 mg/l) i forhold til baggrundsniveauet (<1 mg/l). Der er således en indikation på, at der foregår en betydelig metanproduktion i og omkring kildeområdet. Metanindholdet er generelt højere end tidligere målt. Dette vurderes primært at skyldes en forbedret prøvetagning, der mere effektivt sikrer mod tab af den flygtige metangas i forbindelse med prøvetagning og efterfølgende håndtering.



Figur 2.16: Indhold af metan i det mellemste sekundære magasin (mg/l).

2.7.2 Oxidationskapacitet

Oxidationskapaciteten giver et mål for den mængde oxiderede stoffer der kan reduceres ved titrering og er en vigtig nøgleparameter til vurdering af potentialet for jernreduktionen. Baggrund, materialer og metoder samt resultater fremgår af bilag 10.

Oxidationskapaciteten varierer mellem 11,7 meq/g og 43 meq/g for de 3 sedimentprøver, der er udtaget i det mellemste sekundære magasin. En mindre og varierende del af oxidationskapaciteten (27-54%) kan forklares ved hjælp af indholdet af jern(III). Der er ikke umiddelbart nogen forklaring på dette, men tidligere undersøgelser har også vist varierende sammenhæng mellem jern(III) og oxidationskapaciteten.

Da jern(III) dataene mere direkte afspejler tilgængeligt jern(III) for jernreduktion er det valgt at fokusere på disse værdier.

Fe(III) fra TiE varierer mellem 5 og 16 meq/g. Der er ikke nogen klar sammenhæng mellem sedimenternes karakter og deres placering i forhold til kildeområdet. Niveaulet er klart lavere end tilsvarende målinger på Sortebrovej og Middelfartvej (se Fyns Amt 2004b og c).

Ekstraktionerne med 0,5 M HCl er en mild ekstraktion og opløser mindre stabile jernforbindelser end der reduceres ved titrering med TiE. Det er tidligere vist, at 0,5 M HCl fortrinsvis angriber letopløselige jernhydroxider som ferrihydrit. Fe(III) niveauet er konsistent for alle prøver omkring 5 meq/g. Dette er forholdsvist lavt og indikerer et begrænset

jernreduktionspotentiale. Der er i alle prøver ved en 0,5 M HCl ekstraktion blevet bestemt reduceret jern. Niveauerne ligger omkring 20-30 $\mu\text{eq/g}$, hvilket tyder på, at der har fundet jernreduktion sted på lokaliteten.

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

2.7.3 Brintmålinger

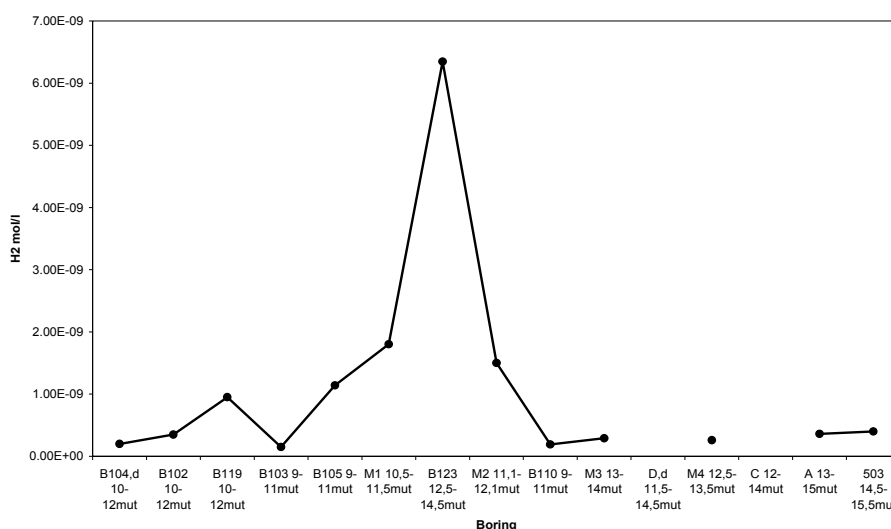
Der er målt for brintkoncentrationer (H_2) i en række boringer på Rugårdsvej (tabel 2.9). Analysens princip, prøvetagning, målemetode og resultater er beskrevet i bilag 12. Baggrunden for de andre parametre, der beskrives i dette afsnit, fremgår ligeledes af bilag 4.

De brintkoncentrationer der findes i grundvandet er meget små, i størrelsesordenen nanomol/l. For at måle de lave koncentrationer benytter man sig af at brint er ret uopløseligt i vand. Ved at lade vandet passere gennem en luftbobbel (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 har vist sig at prøvetagning med f.eks. de såkaldte "whalepumper" kan danne brint ved elektrolyse hvorfor der på Rugårdsvej er anvendt peristaltiske pumper til prøvetagningen.

Tabel 2.9: Brintkoncentrationer fra det mellemste sekundære magasin

Boring		B104,d	B102	B119	B103	B105	M1	B123	M2	B110	M3	D,d	M4	A	503
Hydrogen	nM	0.2	0.4	1.0	0.2	1.2	1.8	6.5	1.5	0.2	0.3	29.0	0.3	0.4	0.4

Værdierne virker troværdige, bortset fra værdien på 29 nM som ikke kan forklares. Værdien målt i B123 virker umiddelbart høj, på den anden side ser den ud til at passe ind med de omkringliggende relativt høje værdier. Brintkoncentrationerne er plottet på figur 2.17.



Figur 2.17: Hydrogen koncentrationer ved Rugårdsvej, sorteret efter afstanden fra kildeområdet

Der er forhøjede værdier omkring kildeområdet, men den meget høje værdi i B123 ligger længere nedstrøms end maksimumsværdien for metan. Under alle omstændigheder tyder det på, at kildeområdet er mest reduceret og det nedstrøms område er mindre reduceret. Uden for kildeområdet og den del af fanen nærmest kilden er koncentrationerne 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. Der ser ud til at være en meget svag stigning i brintniveauet mod den nedstrøms ende (om det er reelt er usikkert) men det tyder i modsætning til redoxparametrene på, at systemet bliver mere reduceret. Koncentrationerne er højere end de fleste målinger fra Middelfartvej lokaliteten og på niveau med de mest troværdige værdier målt ved Sortebrovej lokaliteten.

Beregning af den tilgængelige Gibbs energi for redoxprocesser og udvalgte dehalogeneringstrin samt brintniveauerne i de forskellige filtre, er vist i tabel 2.10. Baggrunden for hvordan energien er udregnet fremgår af bilag B12.

Tabel 2.10: Brintkoncentrationer og de herfra beregnede Gibbs energier for makro-redoxprocesser samt to relevante dehalogeneringstrin for filtre i det mellemste sekundære magasin

	H ₂	Mn-oxid red.	Fe-oxid red.	Sulfat red.	SO ₄ /Cl	Metano- genese	cDCE-red.	VC-red.
Filter	nM	kJ/mol H ₂	kJ/mol H ₂	kJ/mol H ₂		kJ/mol H ₂	kJ/mol H ₂	kJ/mol H ₂
B104,d 10-12mut	0.2	-159	-23	-7	0.5	2	-119	-129
B102 10-12mut	0.4	-158	-24	-7	0.4	0	-123	-133
B119 10-12mut	0.9	-161	-22	-11	0.1	-1	-121	-131
B103 9-11mut	0.2	-157	-25	-6	0.3	3	-118	-128
B105 9-11mut	1.1	-162	-24	-9	0.0	-1	-117	-127
M1 10,5-11,5mut	1.8	-161	-25	-12	0.3	-3	-124	-134
B123 12,5-14,5mut	6.3	-168	-32	-15	0.4	-6	-125	-135
M2 11,1-12,1mut	1.5	-162	-24	-12	0.3	-2	-123	-133
B110 9-11mut	0.2	-157	-19		1.5	2	-120	-131
M3 13-14mut	0.3	-159	-23		0.7	1	-119	-129
M4 12,5-13,5mut	0.3	-159	-24		1.3	1	-120	-130
A 13-15mut	0.4	-161	-28		0.9	0	-119	-130
503 14,5-15,5mut	0.4	-161	-29		1.1	0	-120	-130

Gibbs energierne for Mn-reduktion varierer en del og tyder ikke på at denne process har væsentlig indflydelse på brintniveauet. En del af Gibbs energierne for Fe-oxid reduktion ligger meget tæt (fra -22 til -25 kJ/mol brint) hvilket antyder, at Fe-oxid reduktion er en væsentlig mikrobiel proces i systemet. Værdierne for sulfatreduktion indikerer, at sulfatreduktion også foregår i systemet, da Gibbs energier helt op til - 5 kJ/mol brint ses i naturlige systemer (Hoehler et al., 2001). Derimod er Gibbs energien for metandannelse for høj bortset fra ved M1 og B123. Dette på trods af at vandkemien indikerer, at der sker metandannelse i kildeområdet. Dette paradoks ses i mange systemer og kan forklares ved at der findes "mikronicher" hvor brintkoncentrationen er

højere end den målte – og høj nok til at Gibbs energien kommer under ca. - 2,5 kJ/mol brint, som ser ud til at være grænsen (Hoehler et al., 2001).

For de to dehalogeneringstrin som Gibbs energien kan beregnes for, er værdierne meget negative, og for cDCE deklorering mere negative end de værdier, der blev beregnet for lokaliteterne ved Sortebrovej og Middelfartvej. Værdierne varierer en del, hvad der formentlig betyder, at processerne, hvis de foregår, ikke dominerer omsætningen af brint. Det er svært at vurdere om den beregnede Gibbs energi er lav nok, da der ikke findes nogen veldokumenterede værdier for hvad tærskelværdien er. Billedet kompliceres yderligere af, at beregningerne for metandannelse indikerer, at der formentlig findes mikronicher med højere brintniveauer og dermed endnu lavere Gibbs energier for deklorering.

2.7.4 Geokemiske ligevægte

Der er foretaget PHREEQC beregninger, hvorved kulstofbalancen kan vurderes, herunder udfældningsfænomener og ion-balancer. For detaljer henvises til bilag 12.

Generelt viser beregningerne at vandtypen er i ligevægt med mineralet Calcit, der medfører et relativt højt baggrunds niveau af uorganisk kulstof. Der er også overmættede forhold for siderit (jerncarbonat), så en forhøjelse af uorganisk kulstof, som følge af en biologisk omsætning, vil derfor være vanskelig at identificere i forhold baggrunds niveauet.

2.7.5 Sammenfatning - redoxsituationen

Baseret på de traditionelle redoxindikatorer (ilt, nitrat, opløst jern, sulfat, sulfid og metan), er det tydeligt at der i området omkring lokaliteten generelt er reducerede forhold i det mellemste sekundære grundvand. Der er typisk iltindhold lavere end 1 mg/l, nitratindholdene er under detektionsgrænsen, der er generelt lave indhold af opløst jern og metan. I kildeområdet er der konstateret endnu mere reducerede forhold, da der ses en tydelig stigning i indholdet af opløst jern og metan samtidig med lidt lavere indhold af sulfat. Målinger af oxidationskapaciteten viser, at der i alle prøver er et potentiale for jernreduktion.

Når brintmålingerne og beregningen af Gibbs energi sammenholdes med redoxkemien i afsnit 2.3, ses at der er tale om et system, som er mest reduceret i kildeområdet. Her er systemet domineret af jern og sulfatreduktion, mens der formentlig foregår metanproduktion i mikronicher. Der er en tendens til mindre reducerede forhold med afstanden fra kilden. I kildeområdet er der brintniveauer, der er karakteristiske for områder, hvor der kan foregå anaerob deklorering. Længere nedstrøms er værdierne lavere, så der tilsyneladende er dårligere betingelser for anaerob deklorering. Beregningerne af den tilgængelige Gibbs energi for processerne er ikke konklusive for den anaerobe deklorering, men værdierne er mere negative end for Middelfartvej og Sortebrovej, hvilket peger på et større potentiale for anaerob deklorering på Rugårdsvej end på de to andre lokaliteter.

Det vurderes, at det er omsætning af organisk stof der er årsag til udviklingen af redoxforholdene i kildeområdet. Det er imidlertid uklart hvilket organisk stof, der er tale om. Der har tidligere været en olieforurening på lokaliteten, men denne er i det store hele bortgravet i forbindelse med et tidligere afværgeprojekt. Der er målt NVOC (ikke flygtigt organisk kulstof) på 6 filtre

og indholdet her er mellem 3,6 og 6 mg/l, hvilket er lettere forhøjet i forhold til typiske værdier for sekundære grundvandsmagasiner. Endelig kan indhold af organisk stof bundet til sedimentet også have indflydelse på udviklingen i redoxforholdene. Der er dog ikke nogen signifikante forskelle/variationer i NVOC indholdet, der kan forklare de mere reducerede forhold i kildeområdet. Boring B105 (som dog ikke er filtersat i det mellemste sekundære magasin) viser meget forhøjede indhold af klorid og metan, hvilket kunne være et udtryk for at boringen er påvirket af spildevand el. lign. Det kan på den baggrund ikke udelukkes, at det kan være organisk stof fra f.eks. spildevand, der driver redoxforholdene i visse områder af kilden.

2.8 Mikrobiologisk karakterisering

Den mikrobiologiske karakterisering er alene baseret på kvantificering af tilstedeværelsen af de specifikke nedbrydere *Dehalococcoides* sp. Kvantificeringen er foretaget af GEUS. Baggrund, materialer og metoder, samt resultater fremgår af bilag 13.

Detektion af *Dehalococcoides* sp. DNA direkte fra jord og vandprøver er en indirekte måde at undersøge, om der findes mikroorganismer, der kan foretage nedbrydning af PCE/TCE. Det har nemlig været vist, at under bestemte redoxforhold er nedbrydningen af PCE oftest knyttet til tilstedeværelse af mikroorganismer, der tilhører slægten *Dehalococcoides* sp. Man anvender altså en slags indirekte tilgang, hvor man i stedet for at detektere nedbrydningsgenerne, detekterer den gruppe af organismer, der almindeligvis menes at være dækkende for nedbrydning af klorerede opløsningsmidler og i særdeleshed nedbrydningen fra cis-DCE til VC.

På de to andre fynske lokaliteter Sortebovej og Middelfartvej er kvantificeringen af *Dehalococcoides* sp. tidligere foretaget med primersættet 774-1212. Signalet ved brug af dette primersæt var temmelig lavt hvilket vanskeliggjorde tolkningen af analyserne og var med til at hæve detektionsgrænsen for antallet af mikroorganismer. Siden er der i litteraturen beskrevet brugen af et primersæt med et bedre respons (1-259). Dette primersæt og det oprindelige har derfor været anvendt på alle prøver fra Ruggårdsvej-, Sortebovej- og Middelfartlokaliteterne således at der kan foretages en sammenligning af resultaterne for de tre lokaliteter. Tabel 2.11 viser kvantificeringen af *Dehalococcoides* sp. i vand og sedimentprøver fra Ruggårdsvej. Prøverne er undersøgt ved brug af de to ovenfor nævnte forskellige primersæt. Resultatet er angivet som celler pr. prøve. Prøvemængden var 100 ml for vandprøverne og 0,5 g for jordprøverne.

Som det fremgår af tabel 2.11 ses der et højere antal af *Dehalococcoides* sp. i grundvandet i forhold til på sedimenterne. Det kunne tyde på, at bakterierne er forholdsvis mobile (ikke i så høj grad bundet til sedimenterne). Der er endvidere fundet flere *Dehalococcoides* sp. i lerprøverne end i prøverne fra sandlaget. Da der samtidig er den kraftigste forurening i de lavtydende borer (typisk ler med sandlirer), er det vanskeligt at konkludere om mikroorganismernes tilstedeværelse har noget med de geologiske forhold at gøre eller om det er knyttet til forureningsudbredelsen. I det mellemste sekundære magasin er det imidlertid tydeligt, at der ses flest *Dehalococcoides* sp. i kildeområdet (M2) mens antallet aftager med afstanden til kildeområdet (M4). Antallet er også lavt i M1 hvilket svarer godt overens med at boringen stort set er uforurenet.

Tabel 2.11 Kvantificeringen af *Dehalococcoides* sp. i vand og sedimentprøver fra Ruggårdsvej. Prøvemængder for sediment er 0,5 g og for grundvandsprøver 100 ml.

Lokalitet:	Primersæt 774-1212	Primersæt 1-259
Ruggårdsvej	Celler/prøve	Celler/prøve
Sediment		
M1 (6-6,5) ler	<750	200
M1 (6,5-7) ler	<750	500
M1 (11-11,5) sand	<750	15
M2 (5-5,5) ler	<750	450
M2 (7,5-8) ler	<750	750
M2 (11,0-11,4) sand	<750	75
M4 (13,1-13,4) sand	<750	100
U101 (5-5,5) ler	750	1000
U101 (6,0-6,5) ler	<750	25
I1 (6,0-6,5) ler	<750	300
Grundvand		
M1 (10,5-11,5)	750	100
M2 (11,1-12,1)	1,3x10 ⁴	2,4x10 ³
M4 (12,5-13,5)	750	600
B117 (5,0-6,0)	6,9x10 ⁴	3,2x10 ⁴
U101 B2	2,1x10 ⁶	2,1x10 ⁶
U101 B6	3,5x10 ⁶	4,0x10 ⁶
B117 B2	<750	1,8x10 ³
B117 B5	<750	1,1x10 ³
B105 A2	<750	2,3x10 ³
B105 A6	<750	1,7x10 ³

Det bemærkes, at der er en god overensstemmelse mellem de to primersæt i de prøver, hvor der er et højt niveau af *Dehalococcoides* sp. Det fremgår endvidere, at det er muligt at finde ret få celler pr prøve med anvendelse af det nye primersæt 1-259. Da der ikke blev fundet signal fra en almindelig landbrugsjord og heller ikke i flere prøver fra de gamle lokaliteter tyder resultaterne på, at primersættet 1-259 kunne være specifikt overfor *Dehalococcoides* sp. Der er udtaget flere af de fremkomne DNA-bånd og disse er sendt til sekventering for at bekræfte dette.

2.8.1 Sammenfatning - mikrobiologisk karakterisering

Overordnet set er der fremkommet gode (lave) detektionsgrænser for *Dehalococcoides* sp. ved brug af det nye primersæt. Der er generelt konstateret højere antal mikroorganismer i vandet i forhold til sedimentet, hvilket kan indikere at mikroorganismene ikke er sedimentassocierede. Dette er lovende for en evt. tilsætning af f.eks. KB1 kulturen, da denne derved vil kunne spredes effektivt i en evt. behandlingszone. Det højere antal af *Dehalococcoides* sp. i kildeområdet i forhold til de mindre forurenede/uforurenede områder understøtter tydeligt de foregående konklusioner om, at der foregår betydelig reaktiv deklorering i kildeområdet og mere spredt i specifikke områder i forureningsfanen.

2.9 Sammenfatning af forholdene på lokaliteten

Følgende kan konkluderes omkring forholdene på lokaliteten:

- Der er god forståelse af geologien baseret på de udførte borer. Overordnet er der konstateret en morænelerspække gennemskåret af mindst to sekvenser af smeltevandssand/sandslirer. I enkelte borer er der ligeledes konstateret et tredje, nedre sandlag.
- Hydrogeologien styres overordnet af sandlagene på lokaliteten, således at det øvre sekundære grundvandsmagasin er hydraulisk isoleret fra det mellemste og nedre sekundære magasin, der til gengæld vurderes at være hydraulisk forbundet.
- En væsentlig del af kildeområdet er tidligere bortgravet, jf. figur 2.2 der viser opgravningsområdet. Der er typisk opgravet til 4 m's dybde og i den centrale del af kildeområdet ned til 8 m u.t. Der findes dog stadig betydelig forurening i jorden og terrænnært grundvand. Hot spot ligger på forpladsen, umiddelbart øst for den nuværende fabrikshal. Hovedparten af forureningen er beliggende imellem 4 og 9 m u.t.
- Forureningen i sekundært grundvand er rimelig velafgrænset i det øvre- og mellemste sekundære magasin.
- Der er stærke indikationer på igangværende naturlig reaktiv deklorering. I kildeområdet er der tydelig omdannelse af TCE til cis-DCE og VC, mens der kun ses begrænset omsætning til ethen. Dette gælder både i det øvre- og mellemste sekundære magasin.
- Isotop analyserne understøtter at der sker tydelig omdannelse af TCE til cis-DCE og VC, men kun i begrænset omfang til ethen.
- Grundvandet på lokaliteten er generelt reduceret uden synderligt indhold af hverken ilt eller nitrat.
- Området omkring hotspot er domineret af jern- og sulfatreduktion og i mindre grad metanproduktion.
- Indholdet af opløst jern korrelerer godt med analyser for sedimentets oxidationskapacitet der viser, at der er et potentiale for jernreduktion.
- Brintmålingerne understøtter generelt vurderingen af redoxforholdene og beregningen af Gibbs frie energi viser at der er et potentiale for reaktiv deklorering.
- Det vurderes at det er omsætningen af organisk stof der driver redoxforholdene. Det er uklart om det er den tidligere olieforurening i området, eller naturligt forekommende organisk stof – enten bundet til sedimentet eller opløst i grundvandet. NVOC indholdet er lettere forhøjet, men varierer ikke tilstrækkeligt til at kunne forklare de mere reducerede forhold i kildeområdet.
- Metoden til måling af specifikke nedbrydende mikroorganismer er blevet forbedret i forhold til tidligere projekter på Middelfartvej og Sortebrovej (se Fyns Amt 2004b og c). Der er generelt konstateret

Dehalococcoides sp. i både jord og grundvand fra lokaliteten. Der er konstateret flere *Dehalococcoides* sp. i grundvandet end på sedimentet, hvilket kunne indikere at mikroorganismene ikke er så kraftigt bundet til sedimentoverfladen.

- Der er målt højere indhold af *Dehalococcoides* sp. i kildeområdet end i de andre områder, hvilket understøtter vurderingerne af, at der foregår betydelig reaktiv deklorerings i kildeområdet.

3 Grundvandsmodel

Der er opstillet en grundvandsmodel for det mellemste sekundære magasin på lokaliteten Rugårdsvej 234-238, Odense. Der er tale om en stationær model, som er kalibreret op imod et målt stationært potentiale.

Formålet med grundvandsmodellen har været at:

- simulere den oppumpning og reinjektion, som skal foregå i forbindelse med et efterfølgende pilotprojekt
- foretage partikelbanesimuleringer til vurdering af spredningsforhold af den injicerede donor
- vurdere det nødvendige antal pumpe- og injektionsboringer
- vurdere den optimale pumpe- og injektionsydelse
- vurdere stofspredningen i magasinet.

3.1 Model opsætning og kalibrering

Grundvandsmodellen er opstillet i MODFLOW. Der er anvendt applikationen Visual MODFLOW 3.1.0. Yderligere er MODPATH anvendt til partikelbanesimulering. Konservativ stoftransportberegninger (tracer injektion-advektiv stoftransport) er udført med beregningsmodulet MT3D

Grundvandsmodellen dækker et areal på 500 m x 500 m. Et modelområde på 500m x500 m er vurderet tilstrækkeligt. Ved simulering af oppumpninger uden reinfiltration skal man være opmærksom på randeffekter idet modellen ikke vurderes at kunne simulere pumpeforsøg på over 2 L/min, uden at der vil opstå væsentlige sænkninger ved randen.

Modelranden ligger henholdsvis 180 m opstrøms og 170 m nedstrøms fra afværgeboringen AV1. Den nordlige og sydlige grænse er placeret i en afstand af 100-130 m fra AV1.

Modellen er diskretiseret horisontalt med 16 x 16 m i randområder, mens en finere diskretisering ned til 1m x 1m er benyttet ved kildeområdet.

Modelkalibreringen er foretaget ud fra synkronpejlerunden den 27.oktober 2004 af boringer filtersat i det mellemste sekundære magasin.

Modelkalibrering- og opsætning er beskrevet i bilag 9.1 og i Fyns Amt (2005). Resultatet af kalibreringen er acceptabelt og svarer til kriteriet for en overslagsberegning og vurderes at være tilfredsstillende i forhold til målsætningen for modellen.

3.2 Beregningsscenarier

Der er udført 7 beregningsscenarier (scenarie 0-6), som er opsummeret i tabel 3.1. Indledningsvist blev der gennemført 3 beregningsscenarier med en injektions- og pumpeydelse på 0, 5 og 10 l/min. Disse simulerer henholdsvis vandstanden uden oppumpning samt vandstanden under en stationær oppumpning med samtidig reinjektion ved to forskellige pumpeydelser. I alle 3 beregningsscenarier blev der udført partikelbanesimuleringer.

Scenarie 1 og 2 viste imidlertid en relativ stor spredning af partiklerne uden for det ønskede område. Der blev derfor efterfølgende udført supplerende beregningsscenarier med en mindre ydelse på 3 l/min. Desuden blev der udført et scenarie hvor 40 % af det oppumpede grundvand blev afledt til kloak. Herudover blev der udført stoftransportsimuleringer for at få et skøn over udbredelsen af forureningsmassen. Disse supplerende scenarier er benævnt scenarie 3-6.

Ved beregningerne ønskes en opholdstid på maksimalt 40-50 dage, således at indsamlede monitoringsresultater i et pilotprojekt kan evalueres, og eventuelle justeringer af forsøgsopsætningen kan foretages, inden forsøgsperioden på ca. ½ år er slut.

De udførte beregninger er udført med stationære strømningssimuleringer, som simulerer de hydrauliske forhold, når en stationær tilstand er opnået, dvs. når den højeste vandstand omkring injektionsboringerne- og den laveste vandstand omkring pumpeboringerne er opnået, og når der i øvrigt ikke længere sker en vandstandsudvikling i området. Beregningerne kan ikke sige noget om hvornår denne situation indtræder, men det forventes at ske forholdsvis hurtigt med de forventede lave pumpe-/injektionsydelser.

Den største stofspredning forventes at ske ved den højeste vandstand i området omkring injektionsboringerne. Således forventes den stationære tilstand at give anledning til den største forureningsspredning, under forudsætning af kontinuert oppumpning og reinjecering med en given ydelse.

Tabel 3.1 Oversigt over beregnings-scenarier

Scenarie nr.	Injekt. /pumpeydelse (l/min)	Antal injektions-/pumpe – boringer	Beskrivelse
0	-	-	Basisscenarie uden oppumpning. Stofspredning fra kildeområdet simuleres ved hjælp af partikelbanesimulering og sammenholdes med den observerede faneretning. Der foretages håndberegninger af opholdstid for at sikre at modellen overordnet har fat på retning og hastigheder
1.1	5 / 5	3 / 1	Der pumpes med en totalydelse på 5 l/min fra 1-2 pumpeboringer og en tilsvarende vandmængde reinjiceres i 3 injektionsboringer. Pumpeboringerne er placeret ved den eksisterende afværgeboring, AV1, mens injektionsboringerne placeres ved boring 11. Injektionsfeltet ligger dermed ca. 30 m opstrøms fra pumpeboringerne. Der udføres stationære beregninger af den resulterende vandstand. Derudover udføres partikelbanesimuleringer til vurdering af stofspredningen i det sekundære magasin. Ved partikelbanesimuleringer frigives 16 partikler jævnt fordelt i hver injektionscelle, dvs i alt 48 partikler
1.2	5/5	3/2	
1.3	5 / 5	3 / 1	
1.4	5/5	3/2	
2.1	10/10	3/1	Scenarie 2 udføres som scenarie 1, men med en oppumpning på 10 l/min.
2.2	10/10	3/2	
3	3 / 3	3 / 1	Beregningsscenarie med en lavere injektions- og pumpeydelse (3 l/min)
4	3 / 3	3 / 1	Beregningsscenarier med en partikelfordeling, hvor partiklerne er mere centreret omkring centrum af injektionscellerne
5.1	3 / 3	3 / 1	Konservative stoftransportberegninger (tracer injektion-advektiv stoftransport) med MT3D. Der er beregnet med pumpe- og injektionsmængde på 3 og 5 l/min. Der er injiceret 100 mg stof /l i hver injektionsboring og stoftransportsimuleringerne er kørt i 200 dage. Scenarie 5.4 er et beregningsscenarie, hvor effekten af en større oppumpning i forhold til reinjecering belyses (afledning til kloak) Stoftransportsimuleringerne er udført for at fordelingen af den stofmængde, som spredes i indsatsområdet, kan anskueliggøres, hvilket ikke er muligt med partikelbaneberegninger. Stoftransportsimuleringerne er udført som advektive stoftransportsimuleringer.
5.2	5 / 5	3 / 1	
5.4	3 / 5	3 / 1	
5.5	5 / 5	3 / 3	
6	3 / 3	3 / 1	Beregningsscenarie med en finere horisontal diskretisering af modellen

3.3 Resultat af simulerede scenarier

Resultaterne af beregningsscenarierne fremgår i tabel 3.2 og 3.3. Figur 1 til 23 i bilag 9.2, viser de enkelte beregningsscenarier. Influensarealerne er beregnet som arealet af de påvirkede områder angivet på figurene i bilag 9.2. Ved beregning af influensarealerne er der ikke medtaget påvirkede områder nedstrøms indsatsområdet og for stoftransport-simuleringerne, er kun medtaget området inden for kurven som angiver 10 mg stof/l. Til sammenligning med størrelsen af de beregnede influensområder kan nævnes, at indsatsområdet er ca. 20 m bredt og ca. 40 m langt, svarende til et areal på ca. 800 m². I dette indsatsområde er koncentrationen over alt større end 100 µg/l af klorerede opløsningsmidler. Arealet af indsatsområdet mellem injektionsboringer og pumpeboring er ca. 650 m².

De beregnede opholdstider er beregnet manuelt, som opholdstiden mellem midterste injektionsboring og pumpeboringen. Afstanden mellem pumpeboring og den midterste injektionsboring er ca. 33 m. Opholdstiden er beregnet ud fra vandstandsgradienten, en effektiv porøsitet på 0,25 og en hydraulisk ledningsevne på $6 \cdot 10^{-5}$ m/s.

3.3.1 Vurdering af beregninger

Figur 3.1-a og figur 3.1-b viser partikelbanesimulering for oppumpning og injektion for henholdsvis 3 og 5 l/min. Beregningerne viser, at en injektions- og pumpeydelse på 3 l/min giver en væsentlig mindre spredning af stof i området sammenholdt med injektions- og pumpeydelser på 5 l/min (og 10 l/min)

Beregningerne viser, at en ydelse på 3 l/min er tilstrækkeligt for at få det injicerede vand spredt i hele indsatsområdet. Opholdstiden er ca. 50 dage hvilket er på grænsen af det acceptable. En opholdstid på 40 dage er at foretrække. En mindre opholdstid kan fås ved at rykke injektionsboringerne tættere på pumpeboringen. Ved at rykke injektionsboringerne ca. 5 m tættere på AV1 vil opholdstiden blive ca. 40 dage.

Det ser ikke ud til at have den store betydning, om der køres med 1 eller 3 pumpeboringer, hvis den samlede oppumpede ydelse er den samme

Stofspredningen ved en ydelse på 3 l/min er vist på figur 3.2-a efter 50 dage og figur 3.2.-b efter 200 dage. Disse beregninger viser en væsentlig større stofspredning end ved partikelbanesimuleringerne, hvilket bl.a. kan skyldes numerisk dispersion. Dette bekræftes af, at der ved en finere horisontal diskretisering ses en mindre stofspredning. Det ses desuden, at en vis mængde af det injicerede stof evt. slipper forbi pumpeboringen. Hvis injektionsboringen rykkes tættere på pumpeboringen vil stofspredningen reduceres. Desuden kan det overvejes, at rykke injektionsboringerne tættere sammen for at reducere stofspredningen.

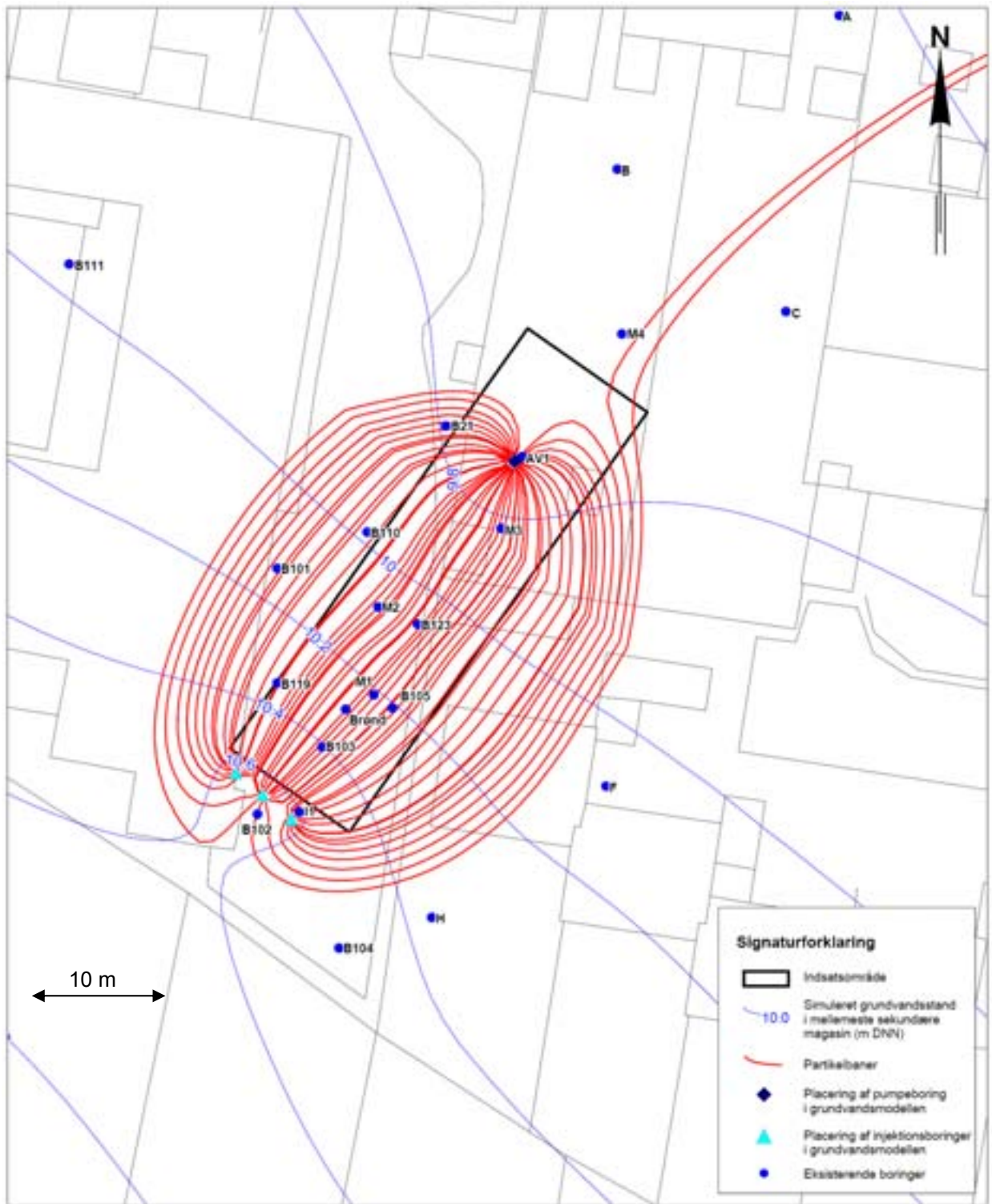
Figur 3.3 viser stoftransportberegninger ved oppumpning af 5 l/min, injektion på 3 l/min. Den resterende vandmængde på 2 l/min ledes til kloak. Der ses en mindre stofspredning i forhold til at alt det oppumpede grundvand reinjiceres. Opholdstiden er på 47 dage hvilket vurderes acceptabelt. Ulempen ved denne metode er at det vand som skal udledes til kloak sandsynligvis skal renses først, hvilket vil medføre relativt store udgifter hertil.

Tabel 3.2 Resultater af simulerede scenarier. Porevandshastigheden er beregnet ud fra en effektiv porøsitet på 0.25 og $K_n = 6 \cdot 10^{-5} \text{ m/s}$.

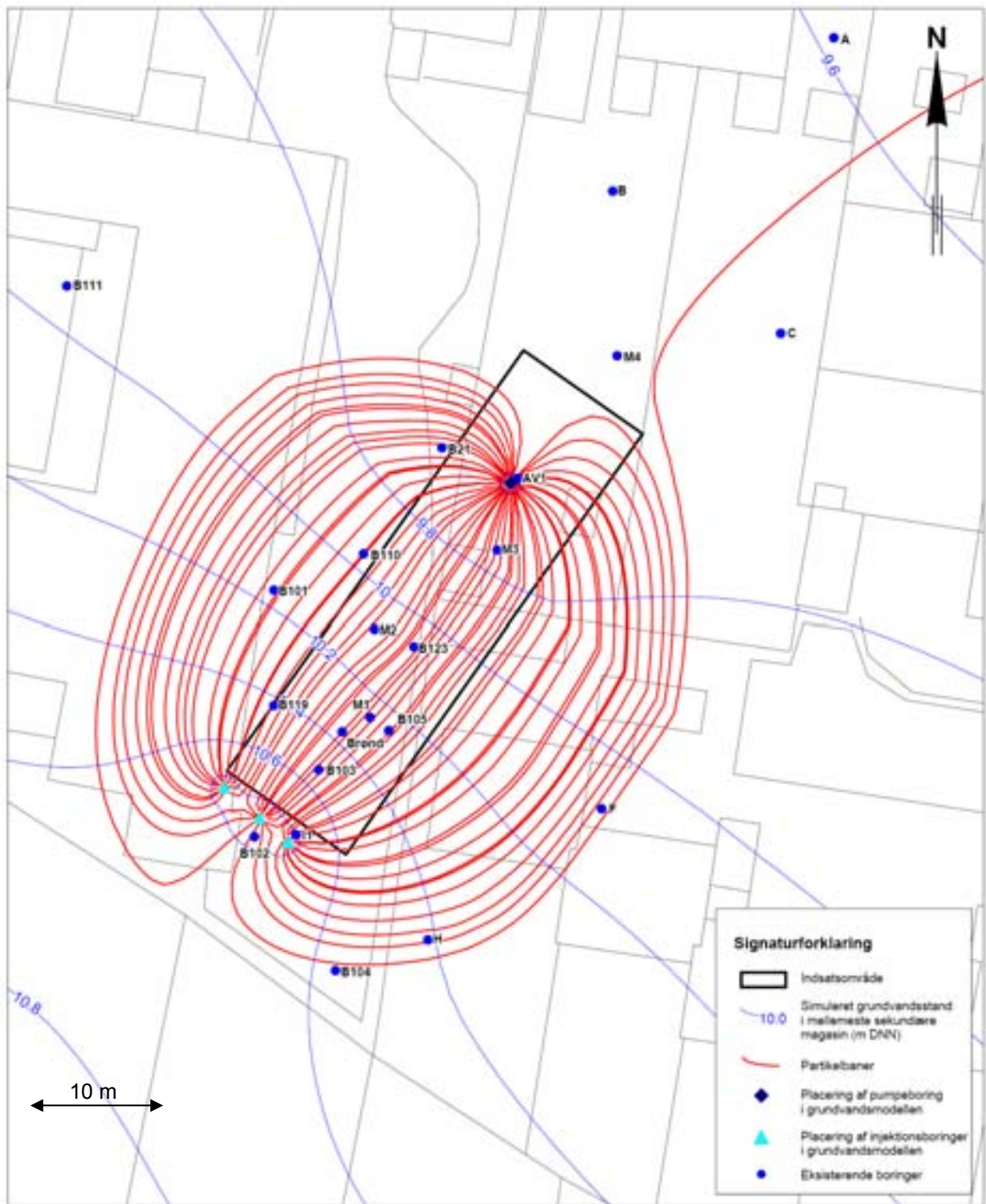
Scenarie nr.	Inj. /pumpe ydelse (l/min)	Antal inj. /pumpe bor.	Influens-areal (m ²)	Porevands-hastighed m/år	Opholds-tid (dage)	Beskrivelse
0	-	-	-	87	138	Ingen oppumpning/injektion
1.1	5 / 5	3 / 1	1774	298	40	Oppumpning og injektion med 5 l/min. Partikelbanesimulering
1.2	5/5	3/2	1766	275	43	Oppumpning og injektion med 5 l/min. Partikelbanesimulering
1.3	5 / 5	3 / 1	1638	275	43	Som 1.1 men med alternativ placering af pumpe- og injektionsboring. Partikelbanesimulering
1.4	5/5	3/2	1655	252	47	Som 1.2 men med alternativ placering af pumpe- og injektionsboring. Partikelbanesimulering
2.1	10/10	3/1	3049	527	22	Oppumpning og injektion med 10 l/min. Partikelbanesimulering
2.2	10/10	3/2	3045	481	25	Oppumpning og injektion med 10 l/min. Partikelbanesimulering
3	3 / 3	3 / 1	1130	241	50	Som scenarie 1.1 men med lavere ydelse, 3 l/min
4	3 / 3	3 / 1	1095	241	50	Som scenarie 3, men med centreret partikelfordeling (rad. 25 cm)
5.1	3 / 3	3 / 1	1650	241	50	Som scenarie 3, men med Konservativ stoftransport
5.2	5 / 5	3 / 1	2485	298	40	Som scenarie 5.1, men med højere pumpe- og injektionsydelse
5.4	3 / 5	3 / 1	1291	252	47	Som scenarie 5.2, men med lavere injektionsydelse (vand til kloak)
5.5	5 / 5	3 / 3	2503	298	40	Som scenarie 5.2, men med 3 pumpeboringer
6	3 / 3	3 / 1	1139 (partikel) 1493 (konc)	241	50	Som scenarie 5.1 men med 25 m x 25 m grid og centreret partikelfordeling (rad. 12 cm) og frigivelse af 50 partikler pr. injektionscelle

Tabel 3.3 Resultat af de enkelte beregningsscenarier. Optegning af de enkelte beregningsscenarier fremgår af figur 1-23 i bilag 9.2.

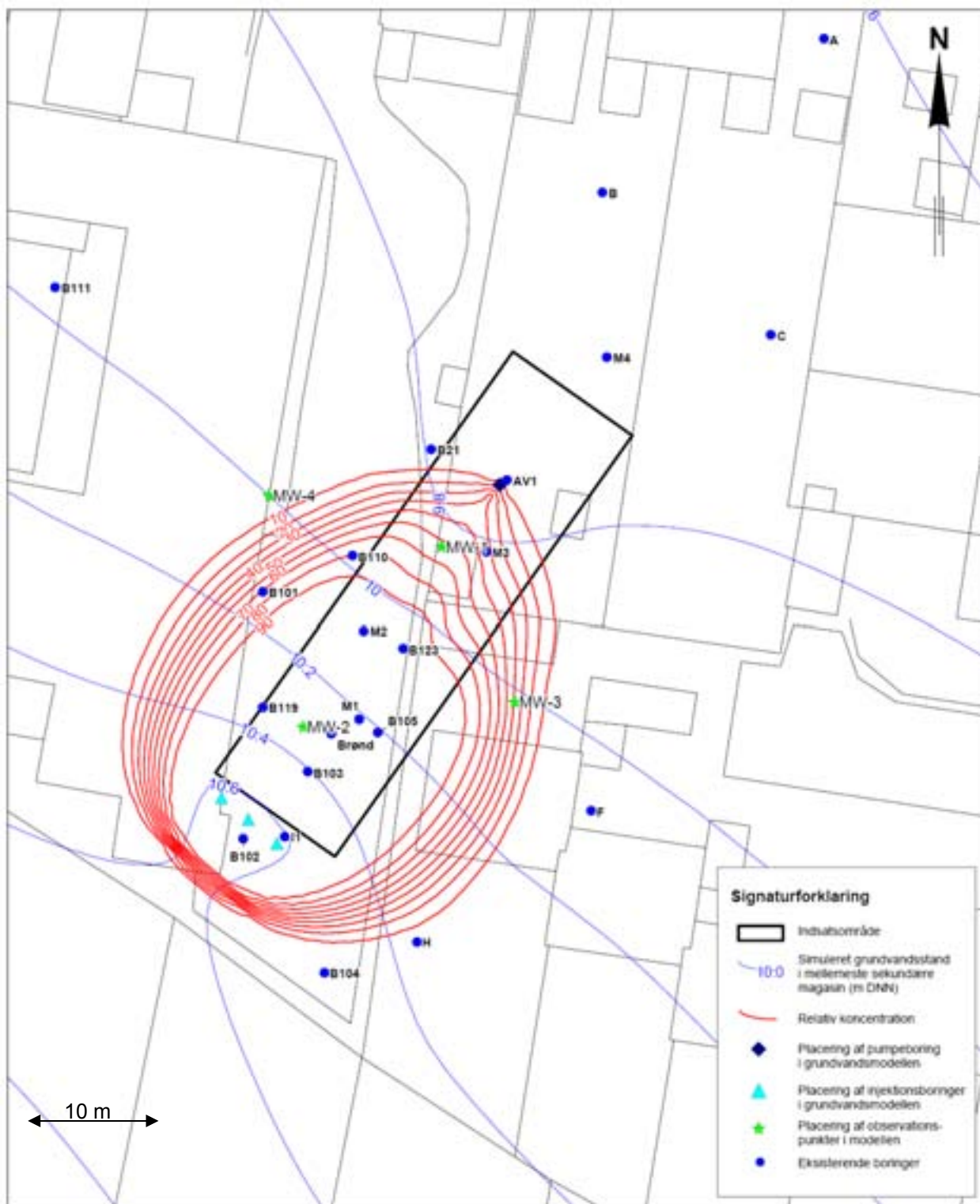
Scenarie nr.	Injekt. /pumpe - ydelse (l/min)	Beskrivelse	Figur henvisning i bilag 9.2
0	-	God overensstemmelse mellem målt og simuleret trykniveau i boringer filtersat i det mellemste sekundære magasin. God overensstemmelse mellem beregnet og observeret forureningsspredning	figur 1 og 2
1.1	5 / 5	Ved pumpning med en total ydelse på 5 L/min fra to afværgeboringer og samtidig reinjektion af samme vandmængde i 3 injektionsboringer opnås en spredning af det injicerede vand i hele det ønskede indsatsområde.	figur 3, 4 og 5
1.2	5/5		
1.3	5 / 5		
1.4	5/5		
2.1	10/10	Ved pumpning med 10 l/min fra AV1 med samtidig reinjektion af samme vandmængde i 3 injektionsboringer opnås en spredning af det injicerede vand til et areal der er større end i tilfældet med scenarie 1 og dækker nu ca 3.000 m ² mod før ca 1.800 m ² . Opholdstiden er næsten halveret	Figur 10 og 11
2.2	10/10	Ved pumpning med en total ydelse på 10 L/min fra 2 pumpeboringer med samtidig reinjektion af samme vandmængde i 3 injektionsboringer sker der en spredning af det injicerede vand til omtrent samme område som i tilfældet med 1 pumpeboring.	Figur 12
3	3 / 3	Scenarie 3, svarer til scenarie 1.1 blot med en injektions- og pumpeydelse på 3 l/min. I forhold til en injektion på 5 og 10 l/min ses en væsentlig mindre spredning af partikler (influensarealet på ca. 1.100 m ²). Opholdstiden er ca. 50 dage hvilket er det maksimale der kan accepteres i et pilotprojekt.	figur 3.1.
4	3 / 3	Der ses ikke væsentlig forskel i beregnet influensareal med en cirkulær partikelfordeling med en radius på 25 cm, så dette vurderes ikke at have indflyelse i modellets resultater	figur 14
5.1	3 / 3	Svarer til hhv. scenarie 1.1 og scenarie 3, men stofspredningen er simuleret med konservativ stoftransport. Der simuleres en væsentlig større stofspredning med stoftransportsimuleringerne sammenlignet med partikelbanesimuleringerne, hvilket bl.a. kan skyldes numerisk dispersion. Det ses desuden, at der vil være risiko for at en vis mængde af det injicerede stof slipper forbi pumpeboringen. Beregnet vandstand og koncentrationsfordeling efter hhv. 30, 50, 100 og 200 dage	figur 15, 16, 17, 18 og 19
5.2	5 / 5		
5.4	3 / 5	Scenarie 5.4 svarer til scenarie 5.2 men med en lavere injektionsydelse end pumpeydelse. Dette scenarie betyder, at der skal udledes 2 l/min til kloak. Stort set alt injiceret stof i indfanges i dette scenarie, selv efter 200 dages injektion og influensområdet ses at være noget mindre sammenholdt med scenarie 5.1.	Figur 20
5.5	5 / 5	Scenarie 5.5 svarer til scenarie 5.2 men her er kørt med 3 pumpeboringer i stedet for 1, for at vurdere betydningen af boringsplaceringen. Der ses ingen væsentlig effekt på hverken grundvandsstand eller stofspredning (ca. samme influensareal) sammenholdt med i scenarie 5.2, og der er stadig risiko for at en vis mængde af det injicerede stof slipper forbi pumpeboringen.	figur 21
6	3 / 3	Scenarie 6 svarer til scenarie 5.1, men med en findiskretisering af modellen således at diskretiseringen er nede på 25 cm x 25 cm i indsatsområdet. For partikelbanesimuleringen er der frigivet 50 partikler i hver injektionscelle i en cirkulær partikelfordeling med en radius på ca. 11 cm. Det ses, at der ikke er stor forskel på partikelbanesimuleringen i scenarie 3 og partikelbanesimuleringen i scenarie 6 (ca. samme influensareal), bortset fra den større tæthed af partikelbaner i scenarie 6. Sammenholdes koncentrationsfordelingen efter 200 dage i scenarie 6 med scenarie 5.1 ses dog en noget mindre stofspredning i scenarie 6. Dette vurderes at skyldes, at den numeriske dispersion er mindsket grundet den finere cellestørrelse. I scenarie 6 ses således, at en større andel af det injicerede stof opfanges, og influensarealet ses at være lidt mindre end for scenarie 5.1.	figur 23



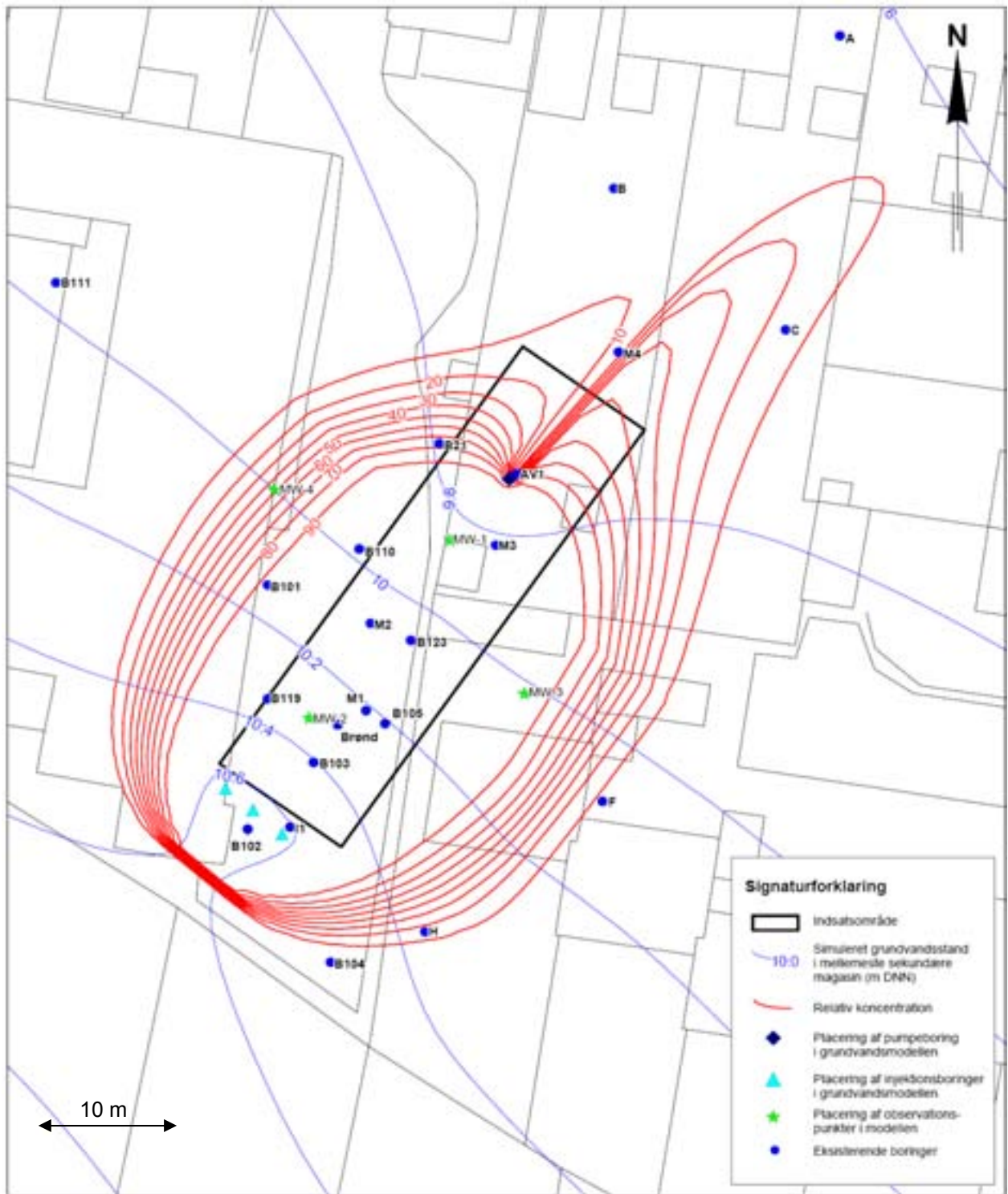
Figur 3.1-a Scenarie 3. Partikelbaner og grundvandsstand. Samlet injektions- og pumpeydelse på 3 l/min.



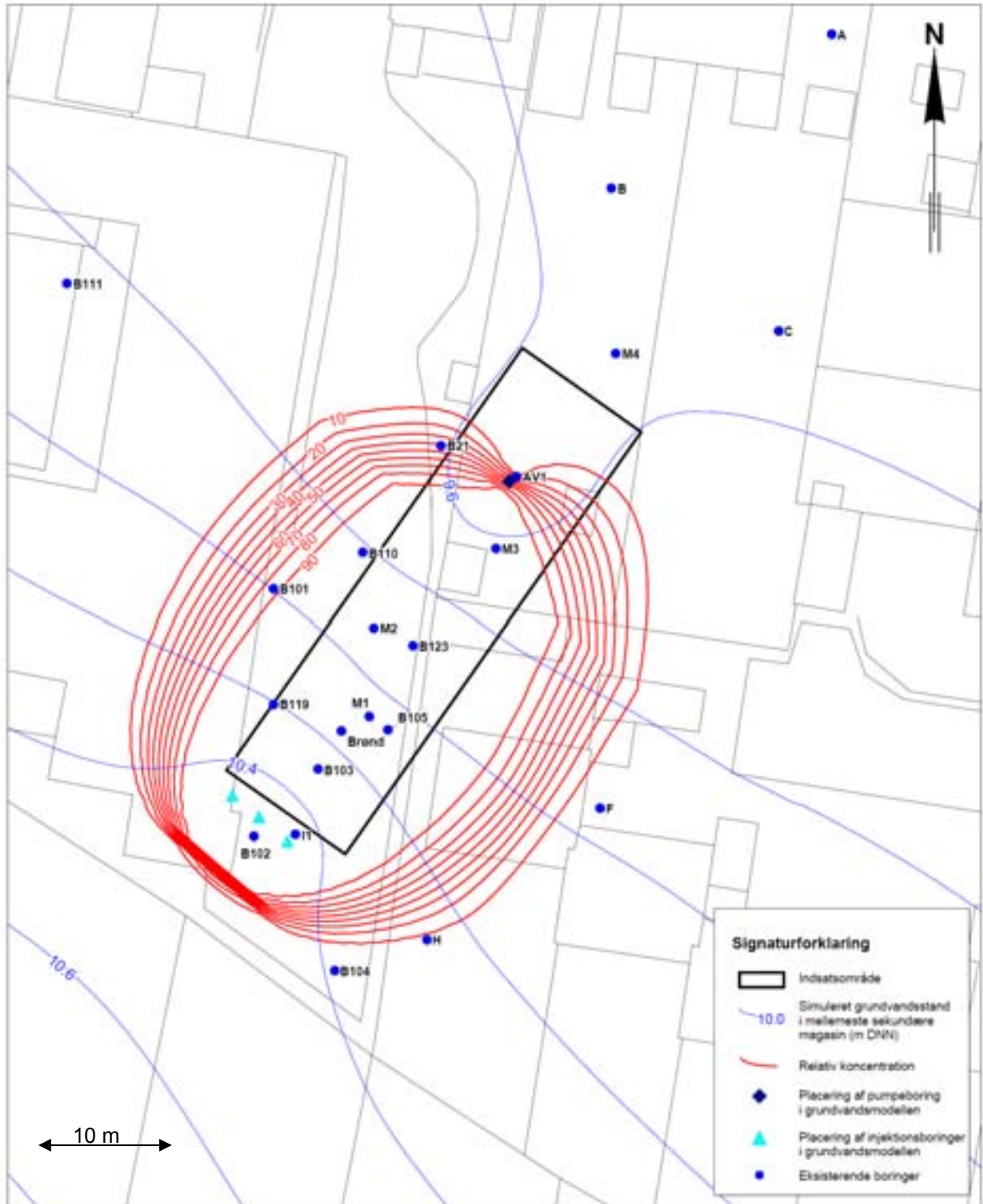
Figur 3.1-b Scenarie 1.1. Partikelbaner og grundvandsstand. Samlet injektions- og pumpeydelse på 5 l/min.



Figur 3.2-a Scenarie 5.1. Stoftransportberegninger efter 50 dage. relativ koncentration og grundvandspotentiale. injektions- og pumpeydelse er 3 l/min.



Figur 3.2-b Scenarie 5.1. Stoftransportberegninger efter 200 dage. relativ koncentration og grundvandspotentiale. injektions- og pumpeydelse er 3 l/min.



Figur 3.3 Scenarie 5.1. Stoftransportberegninger. Partikel baner og grundvandsstand. injektion på 3 l/min og pumpeydelse på 5 l/min. Overskud ledes til kloak

3.4 Sammenfatning

Det vurderes, at en pumpe- og injektionsydelse på 3 l/min er det optimale i forhold til et pilotprojekt.

Det foreslås at rykke injektionsboringerne lidt tættere på afværgeboringen (ved B103). Herved mindses stofspredningen og opholdstiden bliver omkring 40 dage. For yderligere at mindske stofspredningen, kan injektionsboringerne rykkes tættere sammen. Desuden kan injektionen evt. kunne ske fra 2 boringer.

Det vurderes at grundvandsmodellen har været et nyttigt redskab til design af pilotprojektet mht.:

- vurdering af pumpe- og injektionsmængder
- vurdering af spredningsforholdene af den injicerede donor
- vurdering af opholdstider i testfeltet
- vurdering af nødvendige antal injektions- og pumpeboringer samt placering af disse

4 Treatability forsøg

4.1 Baggrund

Til vurdering af potentialet for anvendelse af anaerob reduktiv deklorering 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, mikroorganismer, analyseparametre og metode henvises til bilag 14.

4.2 Formål med nedbrydningsforsøg

Det overordnede formål med udførsel af laboratorieforsøgene er at vurdere potentialet for anvendelse af stimuleret anaerob deklorering til oprensning af TCE/*cis*-DCE i det mellemste sekundære grundvandsmagasin på Rugårdsvej.

Laboratorieforsøgene skal konkret belyse følgende:

- de naturligt tilstedeværende bakteriers evne til at anaerobt deklorere TCE/*cis*-DCE
- potentialet for at stimulere de naturligt tilstedeværende bakterier til anaerob deklorering ved tilsætning af elektrondonorer (laktat og propionat)
- om tilsætning af bakterier af typen *Dehalococcoides* kan fremme anaerob deklorering af TCE/*cis*-DCE
- anvendeligheden af forskellige donorer (nedbrydningsforløb, dosering mm.)
- tilstedeværelse af andre elektronacceptorer, der vil bidrage til forbruget af elektrondonor
- om der er faktorer, der kan virke hæmmende på nedbrydningen

Konkret skal erfaringerne fra forsøgene bidrage til design af feltforsøg i pilotskala med stimuleret *in situ* reduktiv deklorering på lokaliteten.

4.3 Opsætning af nedbrydningsforsøg – "treatability"-forsøg

Laboratorieforsøgene er udført som batchforsøg med sediment og grundvand fra lokaliteten. Sediment blev udtaget ved etablering af 4 nye borer placeret dels under kildeområdet samt i forureningsfanen nedstrøms det forurenede område (M1-M4). Sedimentkerner er udtaget fra det mellemste sekundære grundvandsmagasin bestående af sand/sandstriber i moræneler. I boring M2 blev der yderligere udtaget en sedimentkerne fra den overliggende moræneler. Efter udtagning af sedimentkernerne blev borerne filtersat, således at der kunne udtages vandprøver svarende til de udtagne sedimentprøver.

Laboratorieforsøgene er udført i 320mL infusionsflasker, hvor der tilsattes 100g sediment samt 200mL grundvand. Ved opsætning af forsøgene bobledes vandfasen fri for nedbrydningsprodukter, og der blev derefter tilsat TCE i en startkoncentration på ca. 1500 µg/L i vandfasen.

Stimulering af anaerob deklorering er afprøvet ved tilsætning af to typer elektrondonorer; laktat og propionat. Laktat vides at fermenteres relativt hurtigt under anaerobe forhold under dannelse af hydrogen, mens propionat frigiver hydrogen langsommere end laktat. Laktat blev til nedbrydningsforsøgene tilsat som natriumlaktat med en startkoncentration på ca. 6mM, mens propionat blev tilsat som natriumpropionat i en startkoncentration på 4,2 mM. Elektrondonor tilsættes i overskud (3-4 gange) i forhold til forbruget til reduktiv deklorering af TCE således, at det naturlige donorforbrug som skyldes tilstedeværelse af andre oxiderede stoffer som NO_3^- og SO_4^{2-} , der er vandopløselige, samt Fe^{3+} og Mn^{4+} , der er bundet til sedimentet dækkes. For at undersøge om nedbrydningen af TCE kan stimuleres ved tilsætning af mikroorganismer, er der til nogle af forsøgene tilsat en blandingskultur (KB1™) bl.a. indeholdende bakterier af typen *Dehalococcoides*, da disse anses for at kunne fuldføre den totale deklorering af PCE og TCE til ethen. Bakterierne er tilsat 57 dage efter forsøgets opstart.

For at undersøge potentialet for den naturlige deklorering opsattes forsøg, hvor der hverken blev tilsat elektrondonor 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 batchforsøg er løbende analyseret for klorerede ethener incl. ethen og ethan; redoxparametre (CH_4 , SO_4^{2-} , NO_3^- , Fe^{2+}) samt tilsatte donorer (laktat og propionat) og deres forventede fermenteringsprodukter (acetat, format, butyrat og H_2).

I tabel 4.1 er skitseret opstilling af batchforsøg med angivelse af navn på hver enkelt flaske. Af tabel 4.1 fremgår også startkoncentrationen af TCE i flaskerne. Alle forsøg blev udført i duplikater og ved en temperatur på 10°C.

Tabel 4.1. Opstilling af batchforsøg med sediment og grundvand fra Rugårdsvej 234 - 238

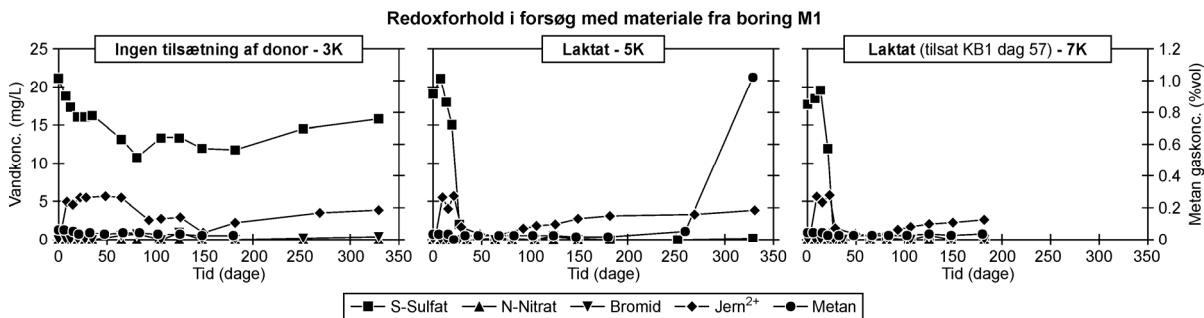
Boring – sediment	M1	M2 _{dyb}	M4	M2 _{lav}
Dybde	11,0-11,5	11,0-11,4	13,1-13,4	5,0-5,5
Sediment type	Sand	Sand	Sand-sten	Moræneler m. sandslire
Grundvand fra boring	M1	M2 _{dyb}	M4	B117
Filterdybde	10,5-11,5	11,1-12,1	12,5-13,5	5,0-6,0
Gennemsnitlig startkoncentration af TCE i forsøg (µg/L)	1550	1340	1490	1700
Nr.	Forsøg			
1,2	Kontrol – tilsat HgCl ₂ (tilsat laktat eller propionat)	1K, 2K	1L, 2L	1M, 2M 1N, 2N
3,4	ingen tilsætning	3K,4K	3L, 4L	3M, 4M 3N, 4N
5,6	Laktat	5K,6K	5L, 6L	5M, 6M 5N, 6N
7,8	laktat (+ KB1™)	7K, 8K	7L, 8L	7M, 8M 7N, 8N
9,10	Propionate	9K, 10K	9L, 10L	9M, 10M 9N, 10N
11,12	propionat (+ KB1™)	11K, 12K	11L, 12L	11M, 12M 11N, 12N

4.4 Resultater og diskussion

4.4.1 Redoxforhold

Generelt ses samme tendens i udvikling i redoxforhold i forsøgsflaskerne uafhængig af, hvilket sediment/grundvand der er tilsat. I forsøg tilsat elektrondonor ses generelt jern(III)reduktion efterfulgt af sulfatreduktion. På figur 4.1 er vist udvikling i redoxforhold i forskellige forsøgsflasker med sediment og vand fra boring M1. Indenfor de første 10 dage ses en stigning i jern(II)koncentrationen, hvilket er tegn på, at der foregår jern(III)reduktion. I forsøgene tilsat laktat, ses efter 10-15 dage 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 enkelte flasker tilsat laktat ses dog efter 250 til 330 dage en stigning metankoncentrationen. Samme udvikling i redoxforholdene ses i forsøgene tilsat propionat, dog forløber processerne generelt langsommere, og der ses ikke væsentlig metandannelse indenfor forsøgsperiodens længde.

I forsøg, hvor der ikke er tilsat elektrondonor, ses generelt, at der foregår jern(III)- og sulfatreduktion i hele forsøgsperioden. Sammenlignet med forsøgene tilsat donor forløber processerne dog meget langsomt og efter 330 dage er der stadig mellem 10 og 15 mg S-SO₄²⁻/L tilbage. Overordnet viser forsøgene, at der naturligt på lokaliteten er jern- til sulfatreducerende forhold med tendens til mere jernreducerende forhold og mindre sulfatreducerende forhold ude i fanen. Tilsætning af donor vil medføre jernreduktion med efterfølgende sulfatreduktion. Forsøgene viser også, at tilsætning af laktat i forhold til propionat hurtigere vil føre til reducerende forhold.



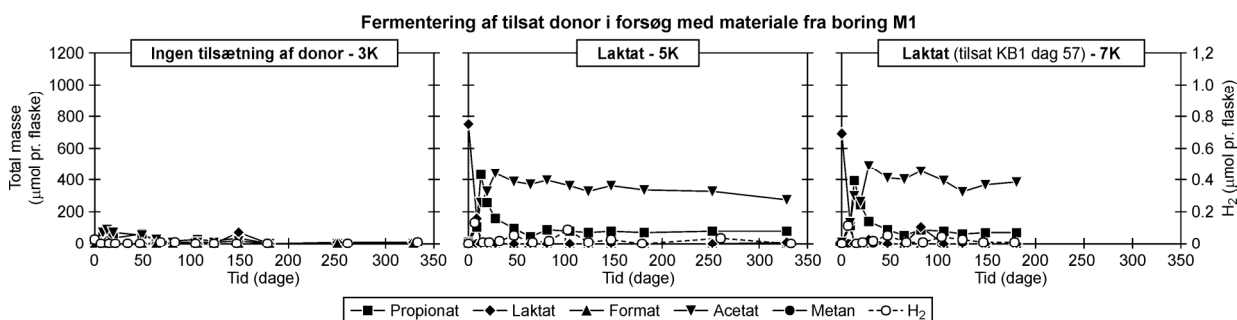
Figur 4.1. Udvikling af redoxparametre i nedbrydningsforsøg med sediment fra boring M1.

4.4.2 Omsætning af tilsat donor

I følgende afsnit præsenteres og diskuteres resultaterne af de udførte forsøg med henblik på omsætning af donor i form af laktat og propionat. På figur 4.2 vises omsætning af elektrondonor for udvalgte forsøg med materiale fra boring M1.

Ved tilsætning af donor i form af laktat ses, at laktat omsættes indenfor de første 10-20 dage. Laktat fermenteres til acetat og propionat under dannelse af hydrogen (se figur 4.2). Den hurtige nedbrydning af laktat resulterer i kortvarig akkumulering af hydrogen, som hurtig omsættes. Propionat omsættes videre formentlig under dannelse af acetat og hydrogen. Den dannede hydrogen forbruges dog hurtigt, og der ses derfor ikke videre akkumulering af hydrogen. Det ses, at koncentrationen af acetat kun falder langsomt, hvilket kan skyldes at acetat både forbruges men også dannes ved omsætning af propionat. I alle forsøg er der efter 330 dage stadig acetat i flaskerne, hvilket tyder på at nedbrydningen af de klorerede stoffer ikke er donorbegrænset.

Ved tilsætning af donor i form af propionat ses, at propionat omsættes relativt langsomt under dannelse af acetat og hydrogen. I alle forsøg er der efter 330 dage stadig propionat og acetat i flaskerne, hvilket tyder på at nedbrydningen af de klorerede stoffer ikke er donorbegrænset.



Figur 4.2. Omsætning af elektrondonor i nedbrydningsforsøg med sediment fra boring M1.

4.4.3 Nedbrydning af klorerede ethener

I følgende afsnit præsenteres og diskuteres resultaterne af de udførte forsøg med henblik på nedbrydning af klorerede ethener. På figur 4.3 vises nedbrydningskurver for udvalgte forsøg med materiale fra boring M1. Generelt ses ikke nedbrydning af TCE i kontrolforsøg tilsat kviksvølvklorid. I

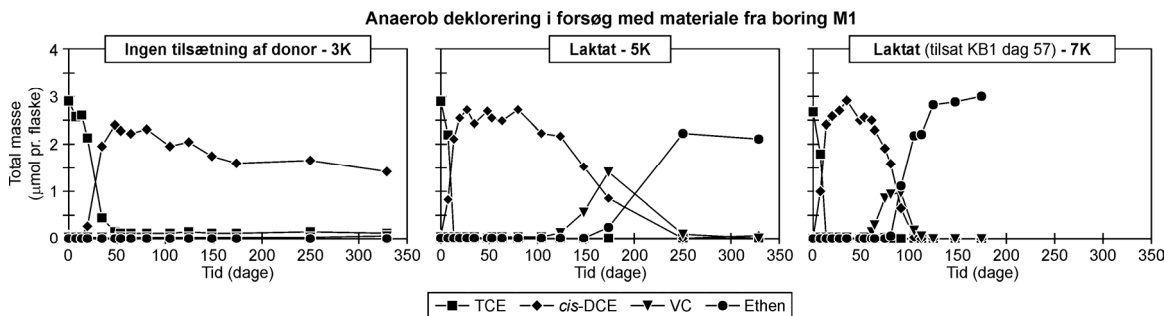
flere af kontrolforsøgene ses dog et fald i TCE-koncentrationen i starten af forsøgene, hvilket sandsynligvis skyldes sorption af TCE til sedimentet, da der ikke observeres nedbrydningsprodukter.

4.4.3.1 Ingen tilsætning af donor og bakteriekultur

Generelt ses et naturligt potentiale for nedbrydning af TCE til *cis*-DCE i alle flasker, hvortil der ikke er tilsat elektron donor eller mikroorganismer (se figur 4.3). Det største potentiale ses i forsøg udført med materiale fra boring M2_{dyb}, idet TCE her nedbrydes indenfor 10 dage, mens nedbrydningen af TCE til *cis*-DCE tager ca. 100 dage i forsøg med materiale fra boring M4, der er placeret længst ude i forureningsfanen (se figur 4.4). Generelt ses der dog ikke videre nedbrydning af *cis*-DCE indenfor forsøgsperioden på 330 dage, med undtagelse af forsøg med materiale fra M2_{dyb}, hvor der ses omsætning af *cis*-DCE til VC (se figur 4.4). Generelt tyder forsøgene på, at der er et potentiale for nedbrydning af TCE ved anaerob deklorering til *cis*-DCE under naturlige forhold i det mellemste sekundære grundvandsmagasin og at potentialet er størst i området omkring M2_{dyb}, hvor der er målt høje koncentrationer af klorerede stoffer. Det er dog uvist, om nedbrydningen vil føre til fuldstændig deklorering til ethen, da det kun er i forsøgene med materiale fra M2_{dyb}, hvor der efter 330 dage observeredes videre nedbrydning af *cis*-DCE til VC. Det observerede nedbrydningsforløb stemmer overens med sammensætningen af forureningen på Rugårdsvej, idet forureningen i det mellemste sekundære grundvandsmagasin primært består nedbrydningsproduktet *cis*-DCE og kun lave koncentrationer af VC og ethen. Endvidere ses ligeledes et potentiale for nedbrydning af TCE til *cis*-DCE i den overliggende lermatrice.

4.4.3.2 Tilsætning af donor men ingen bakteriekultur

I samtlige forsøg ses tilsætning af elektrodonor i form af laktat eller propionat at kunne stimulere nedbrydningen af TCE til *cis*-DCE. Sammenlignet med forsøgene uden donor forløber nedbrydningen af TCE generelt også hurtigere (over en 10-50 dage) (se figur 4.3). Endvidere ses tilsætning af laktat at resultere i hurtigere nedbrydning af TCE sammenlignet med propionat. I alle forsøg forløber nedbrydningen af TCE til *cis*-DCE samtidig med, at der foregår jern og sulfatreduktion. Først efter 105 til 150 dage ses videre nedbrydning af *cis*-DCE, idet der ses en dannelse af VC. Videre nedbrydning af *cis*-DCE til VC ses først i forsøg tilsat laktat, hvilket formentlig skyldes, at laktat omsættes hurtigere end propionat og dermed hurtigere skaber gunstige forhold for anaerob deklorering (reducerede forhold). I alle forsøg tilsat donor observeres fuldstændig deklorering af VC til ethen efter 250 til 330 dage, med undtagelse af forsøg udført med materiale fra boring M2_{dyb}, hvor der ses fuldstændig deklorering af *cis*-DCE til VC efter 330 dage (se figur 4.5). Beregnes dekloreringsraten af *cis*-DCE til VC for forsøgene med materiale fra sandlaget er raterne sammenlignelige (mellem 0,023 og 0,030 mol/dag). Det formodes derfor, at der med tiden også vil ses deklorering af VC til ethen i forsøgene med materiale fra boring M2_{dyb} og at den umiddelbare langsommere deklorering delvis skyldes den højere koncentration af *cis*-DCE i disse forsøg. De højeste dekloreringsrater af *cis*-DCE ses i forsøg med ler udtaget øverst i boring M2_{lav}, hvor der også er høje koncentrationer af *cis*-DCE.

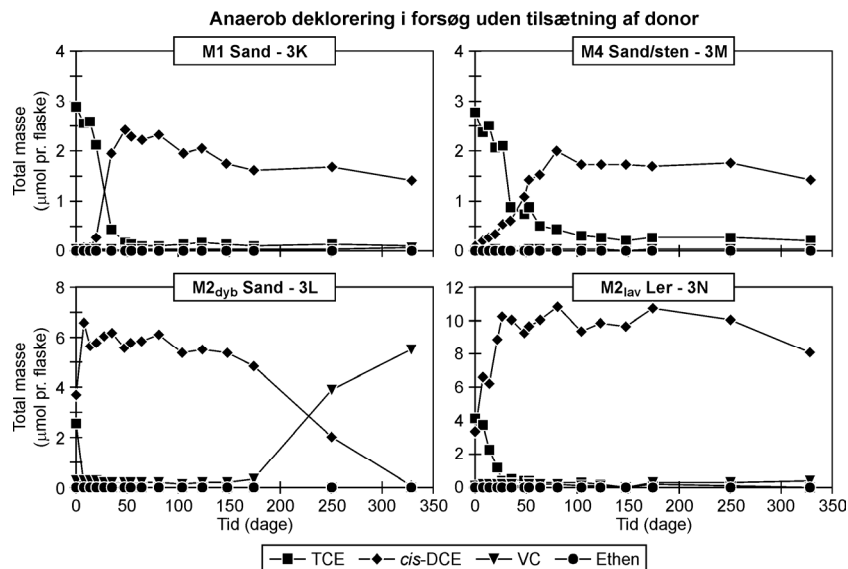


Figur 4.3. Nedbrydning af TCE i forsøg med sediment fra boring M1.

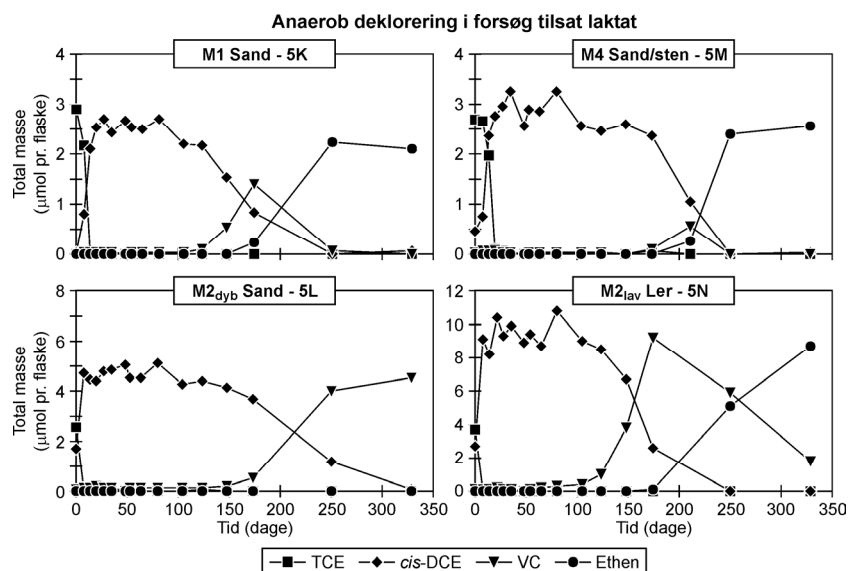
Generelt ses først deklorering af *cis*-DCE efter endt sulfatreduktion. Der ses dog både deklorering af *cis*-DCE og VC før der observeres begyndende metanproduktionen, hvilket tyder på, at der ikke behøve at være metanogene forhold før fuldstændig deklorering til ethen kan finde sted.

Generelt stemmer resultaterne fra batchforsøgene rimeligt overens med undersøgelsen af tilstedeværelse af *Dehalococcoides* på lokaliteten, idet det højeste antal af *Dehalococcoides* er fundet i vand fra boring B117, hvilket også er i de flasker, hvor der ses hurtigst omsætning af TCE og nedbrydning af *cis*-DCE til VC. Antallet af *Dehalococcoides* er dog generelt lavt, hvilket kan forklare den noget langsomme nedbrydning.

På baggrund af de udførte forsøg kan det konkluderes, at der ved stimulering med elektrondonor alene sandsynligvis vil kunne opnås fuldstændig deklorering af TCE til ethen. Forsøgene viser, at det kritiske nedbrydningstrin for fuldstændig deklorering til ethen er nedbrydning af *cis*-DCE til VC, og at der må forventes en længere periode før der ses videre deklorering forbi *cis*-DCE. Potentialet for at kunne stimulere anaerob reduktiv deklorering på Rugårdsvej alene ved tilsætning af elektrondonor vurderes derfor som værende begrænset, idet nedbrydningen til ethen vil forløbe meget langsomt og måske være begrænset til specifikke områder af forureningen, hvor der er høje koncentrationer af klorerede stoffer eller gunstige redoxforhold. Det er sandsynligt at tilstedeværelse af sulfat vil virke begrænsende for deklorering af *cis*-DCE og VC, og at der derfor skal være stærkt reducerende mod metanogene forhold.



Figur 4.4. Sammenligning af nedbrydning af TCE i forsøg med materiale fra forskellige boringer.



Figur 4.5. Sammenligning af nedbrydning af TCE i forsøg tilsat laktat med materiale fra forskellige boringer.

4.4.3.3 Tilsætning af donor og bakteriekultur

I alle forsøg tilsat elektrondonor og bakteriekultur KB1™ ses videre nedbrydning af *cis*-DCE til ethen. Der ses ikke nogen forskel i nedbrydningsforløbet mellem forsøg tilsat laktat og propionat. Nedbrydningen forløber ved reduktiv deklorering, hvor TCE nedbrydes til *cis*-DCE der nedbrydes til vinylklorid, som nedbrydes til ethen. Bakteriekulturen er tilsat efter dag 57, og det ses, at nedbrydningen af *cis*-DCE starter straks herefter (se figur 4.3). Efter tilsætning af bakteriekultur ses fuldstændig nedbrydning af *cis*-DCE til ethen efter mellem 65 til 120 dage. Generelt stemmer disse resultater godt 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.

4.5 Sammenfatning

På baggrund af de udførte nedbrydningsforsøg kan følgende konklusioner drages:

- potentialet for at opnå fuldstændig deklorering af TCE/*cis*-DCE til ethen under naturlige forhold er begrænset. TCE vil dog nedbrydes til *cis*-DCE. Videre deklorering af *cis*-DCE er sandsynligvis begrænset af mangel på elektrondonor, og vil formentlig kun forekomme i mindre grad på lokaliteten
- det vurderes, at der er et potentiale for at stimulere nedbrydning af TCE/*cis*-DCE ved tilsætning af elektron donor i form af enten propionat eller laktat, idet der i forsøgene observeres nedbrydning af *cis*-DCE til VC og ethen. Potentialet vurderes dog at være begrænset ved tilsætning af donor alene, da nedbrydning formentlig vil forløbe langsomt og være begrænset til dele af forureningen
- på baggrund af de udførte laboratorieforsøg vil det være muligt at opnå nedbrydning af TCE/*cis*-DCE til ethen ved tilsætning af bakteriekulturen KB1TM samt elektrondonor
- både laktat og propionat vil kunne stimulere nedbrydning af TCE/*cis*-DCE til ethen ved samtidig tilsætning af bakteriekulturen KB1TM
- 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. Det er sandsynligt, at tilstedeværelse af sulfat vil virke begrænsende for deklorering af *cis*-DCE og VC, og at der derfor skal være stærkt reducerende mod metanogene forhold for optimal deklorering af *cis*-DCE og VC.

Referenceliste

- 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. Deweerdt. 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.
- Fyns Amt (2003): Forureningsundersøgelse og afværgeprogram. Forurenet lokalitet nr. 461-169. Rugårdsvej 234 og 238 A-D, Odense. Fyns amt & COWI A/S, juli 2003.
- Fyns Amt (2004a): Rugårdsvej 234, Odense. Forslag til oprensning af forurening med klorerede opløsningsmidler i moræner. Fyns Amt, DTU og COWI, december 2004.
- Fyns Amt (2004b): Undersøgelser til vurdering af stimuleret in-situ reaktiv deklorering og kemisk oxidation ved oprensning af grundvandsforurening. Forurenet lokalitet nr. 485-20. Tidligere maskinfabrik. Sortebrovej 26, 5690 Tommerup. Fyns Amt og Hedeselskabet, november 2004.
- Fyns Amt (2004c): Undersøgelser til vurdering af stimuleret in-situ reaktiv deklorering ved oprensning af grundvandsforurening. Middelfartvej 126, Odese Kommune. Lokalitet nr. 461-123. Fyns Amt og Hedeselskabet, 2004.

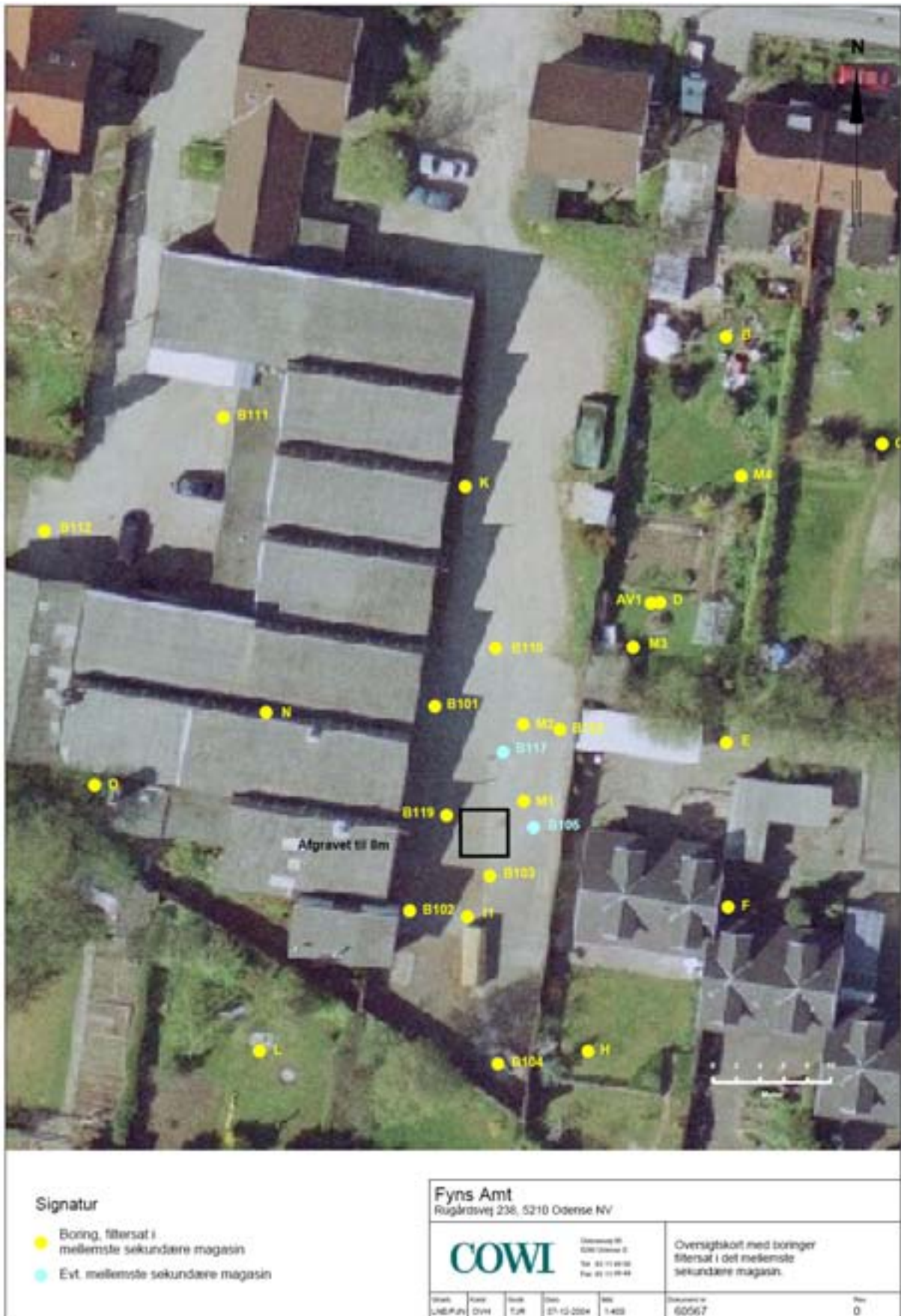
- Fyns Amt (2005): Grundvandsmodel for Rugårdsvej 234-238, Odense. Fyns Amt og COWI, januar 2005.
- He, J.Z., Y. Sung, M.E. Dollhopf, B.Z. Fathepure, J.M. Tiedje, og F.E. Löffler. 2002. Acetate versus hydrogen as direct electron donors to stimulate the microbial reductive dechlorination process at chloroethene-contaminated 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. Krajmalnik-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.
- Miljøstyrelsen (2005): Stimuleret *in situ* reaktiv deklorering. Vidensopsamling og screening af lokaliteter. Miljøprojekt nr. 983, 2005.
- 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 1. Tegninger

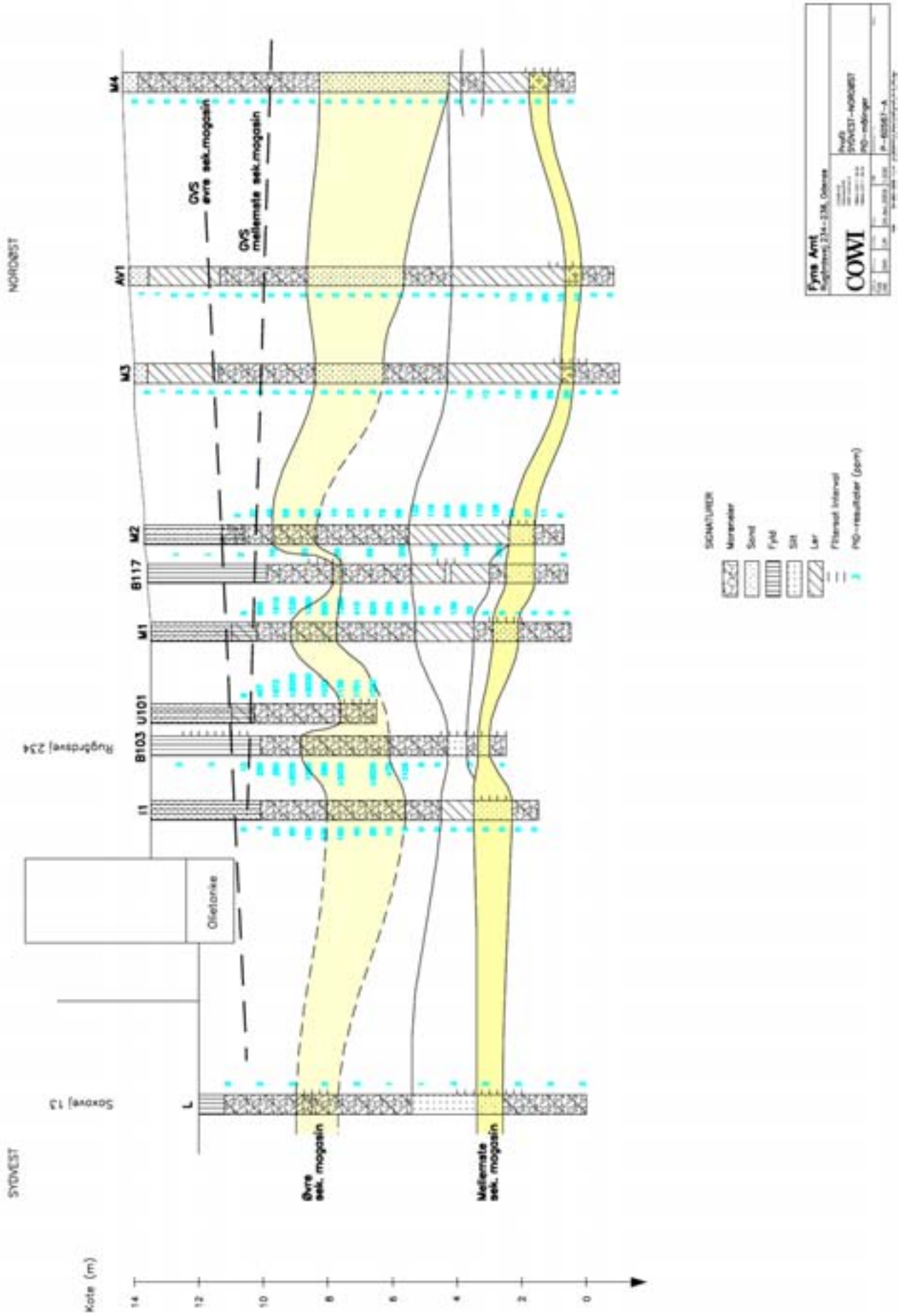
Tegning 1.1 Oversigtskort med boringer i det mellemste sekundære magasin



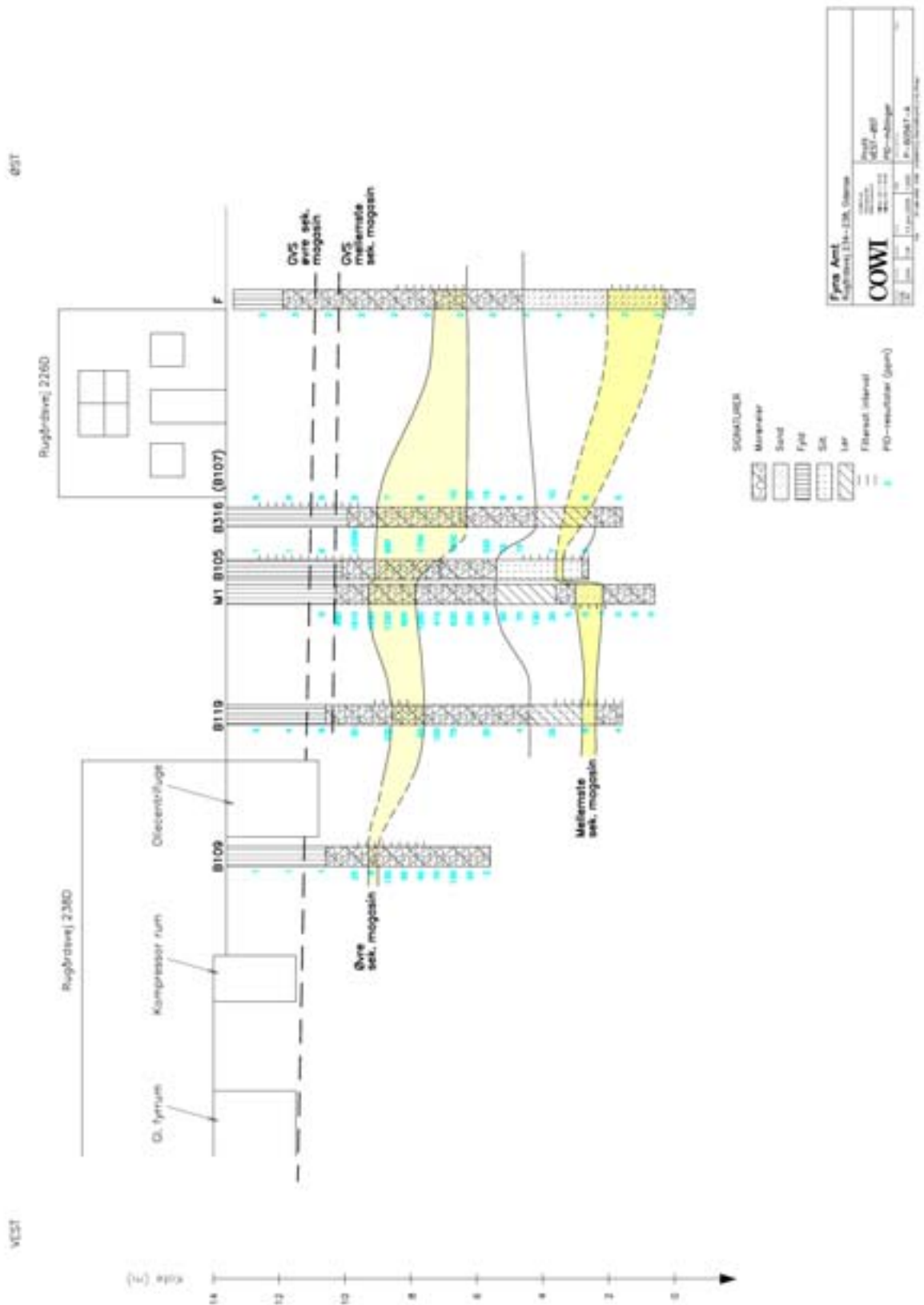
Tegning 1.2 Klørerede opløsningsmidler i det mellemste sekundære magasin (mol basis)



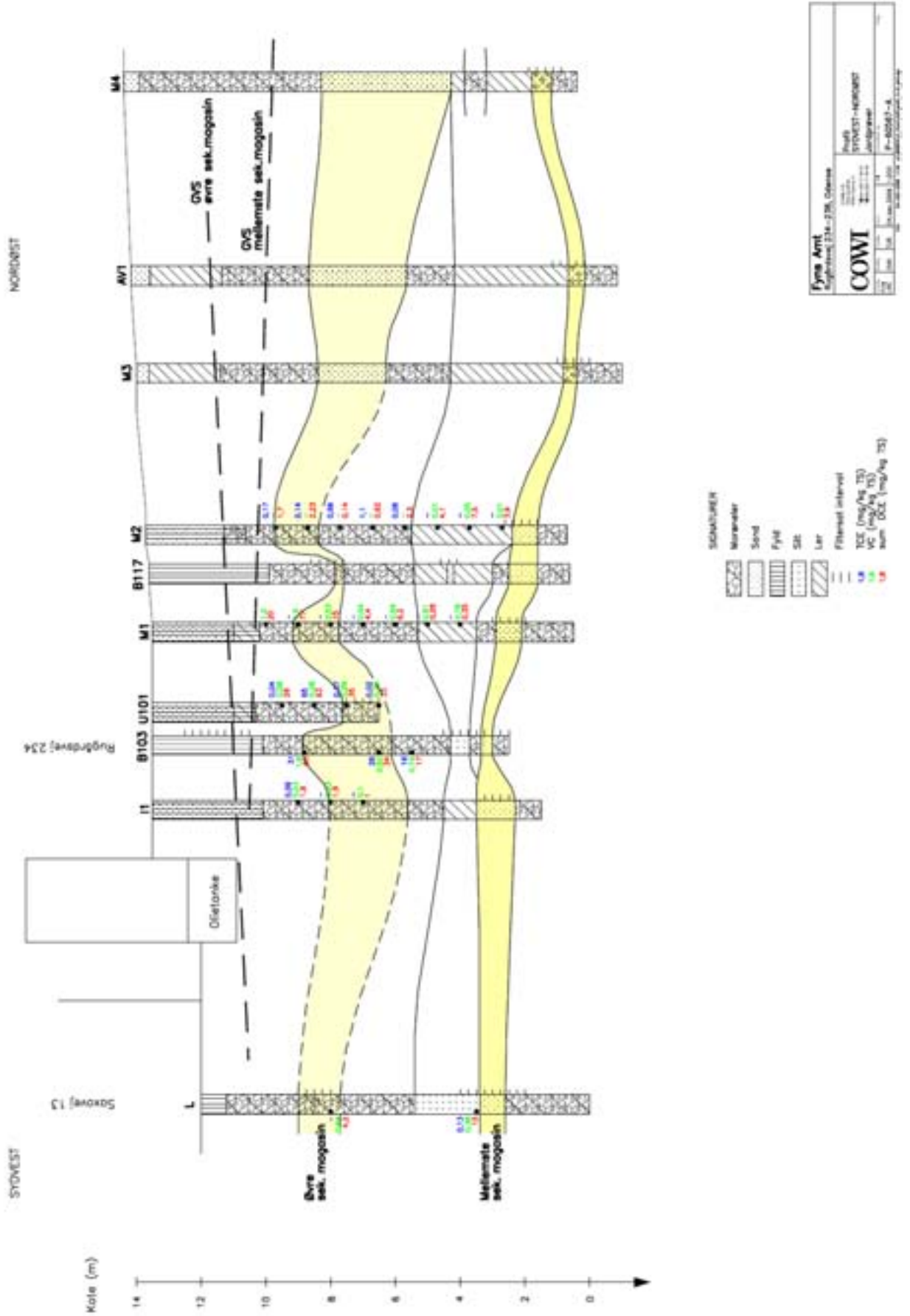
Tegning 2.1 Geologisk profil med PID prøver, sydvest - nordøst



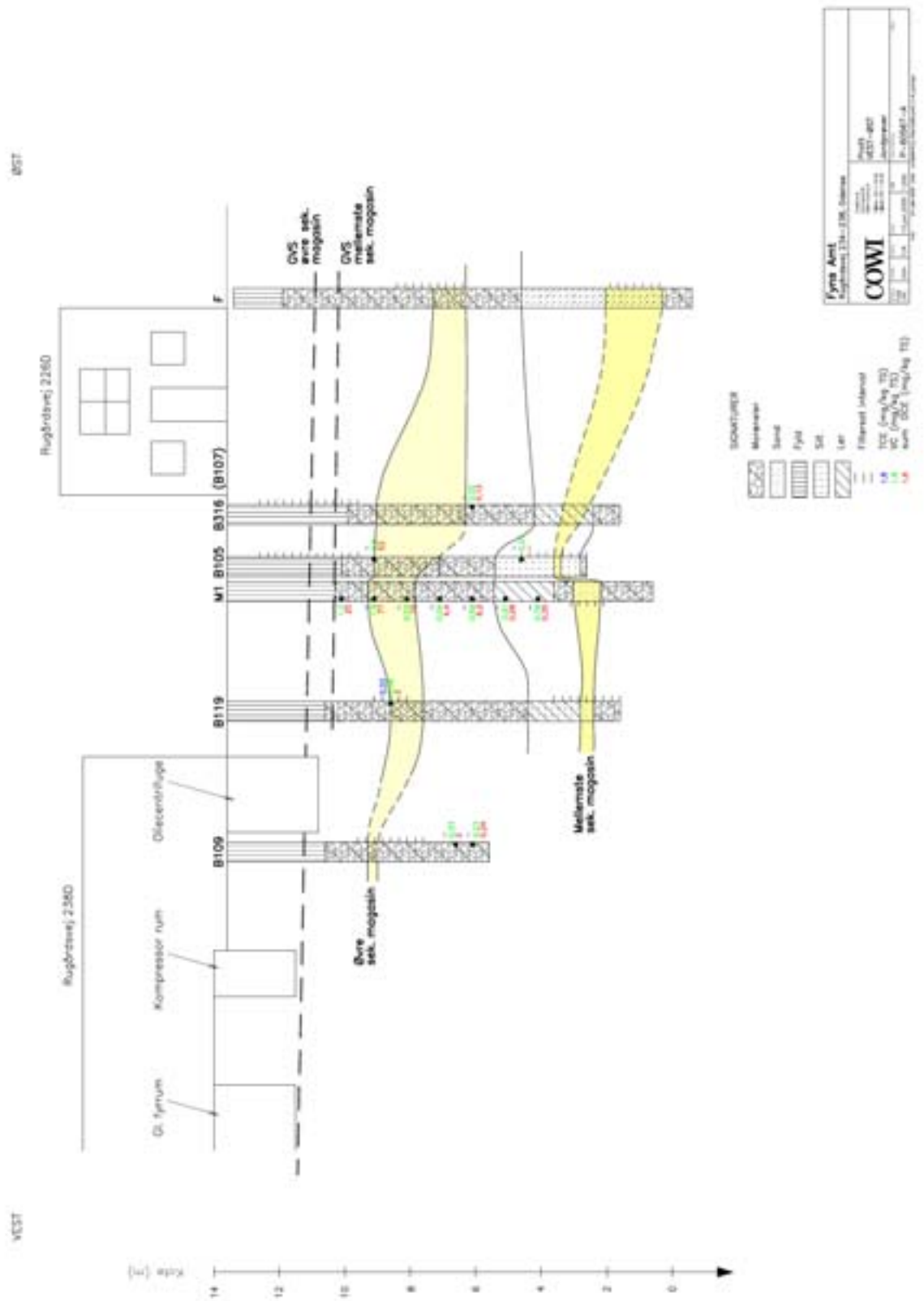
Tegning 2.2 Geologisk profil med PID prøver, vest - øst



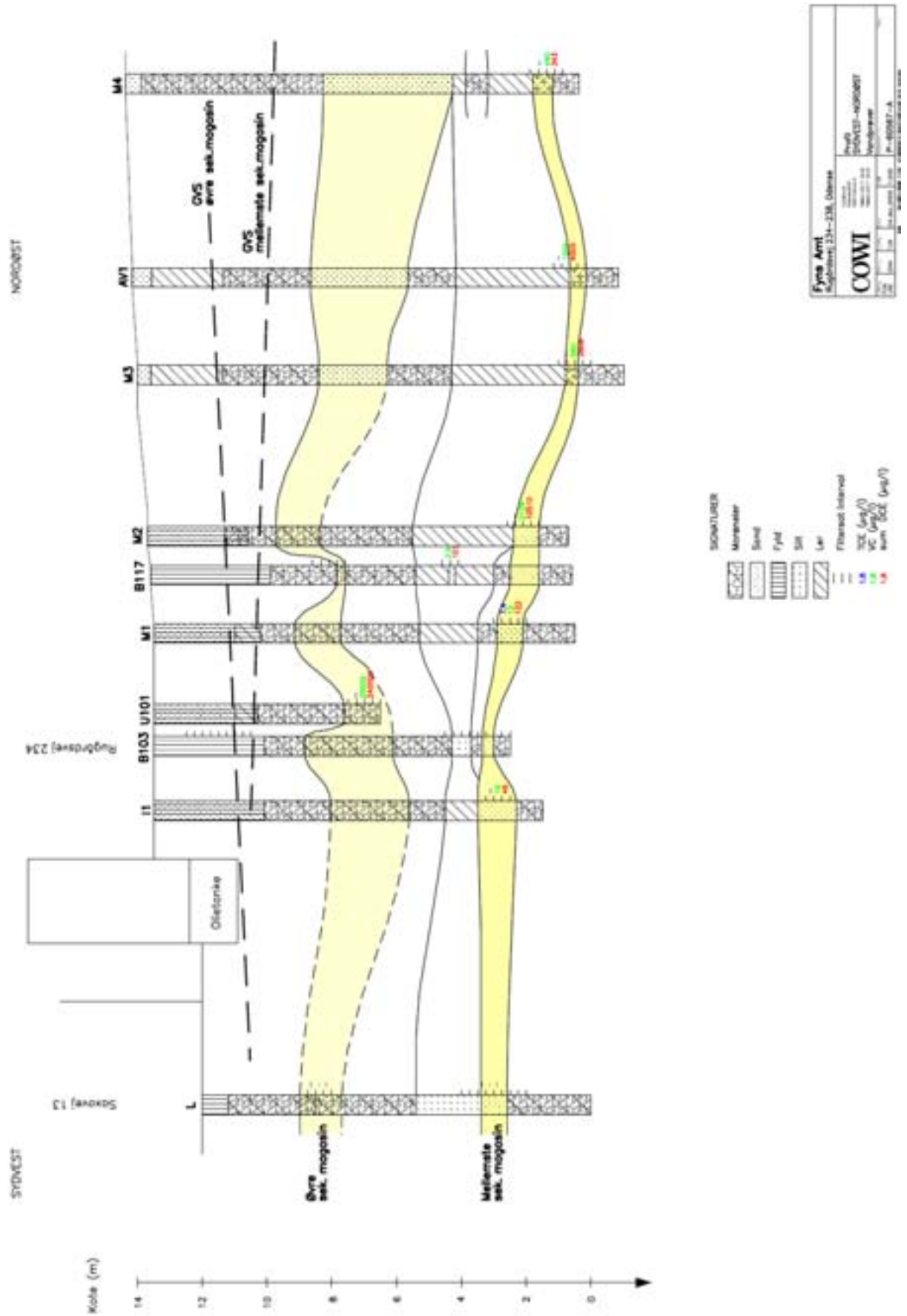
Tegning 2.3 Geologisk profil med jordanalyser, sydvest - nordøst



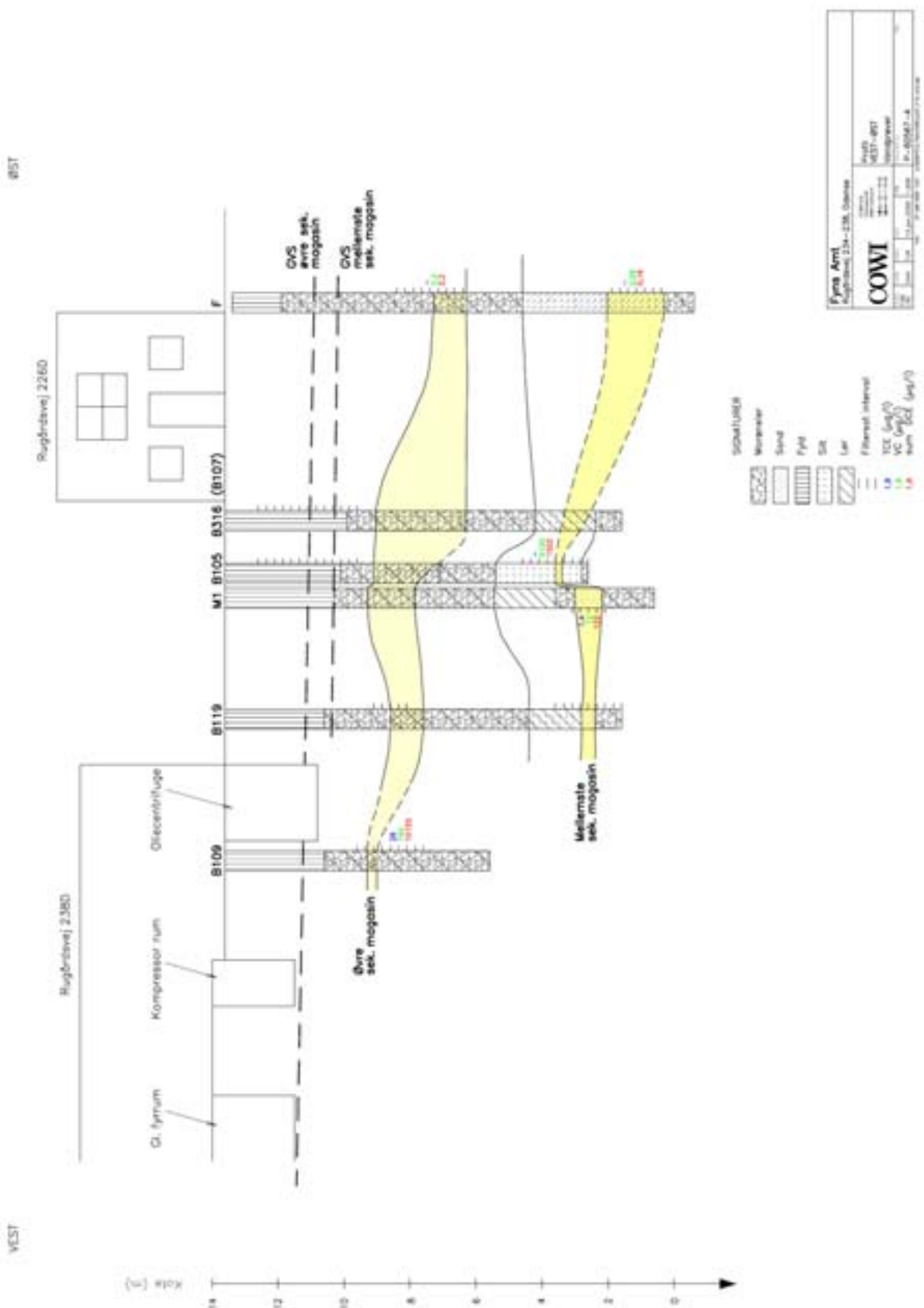
Tegning 2.4 Geologisk profil med jordanalyser, vest - øst



Tegning 2.5 Geologisk profil med vandanalyser, sydvest - nordøst



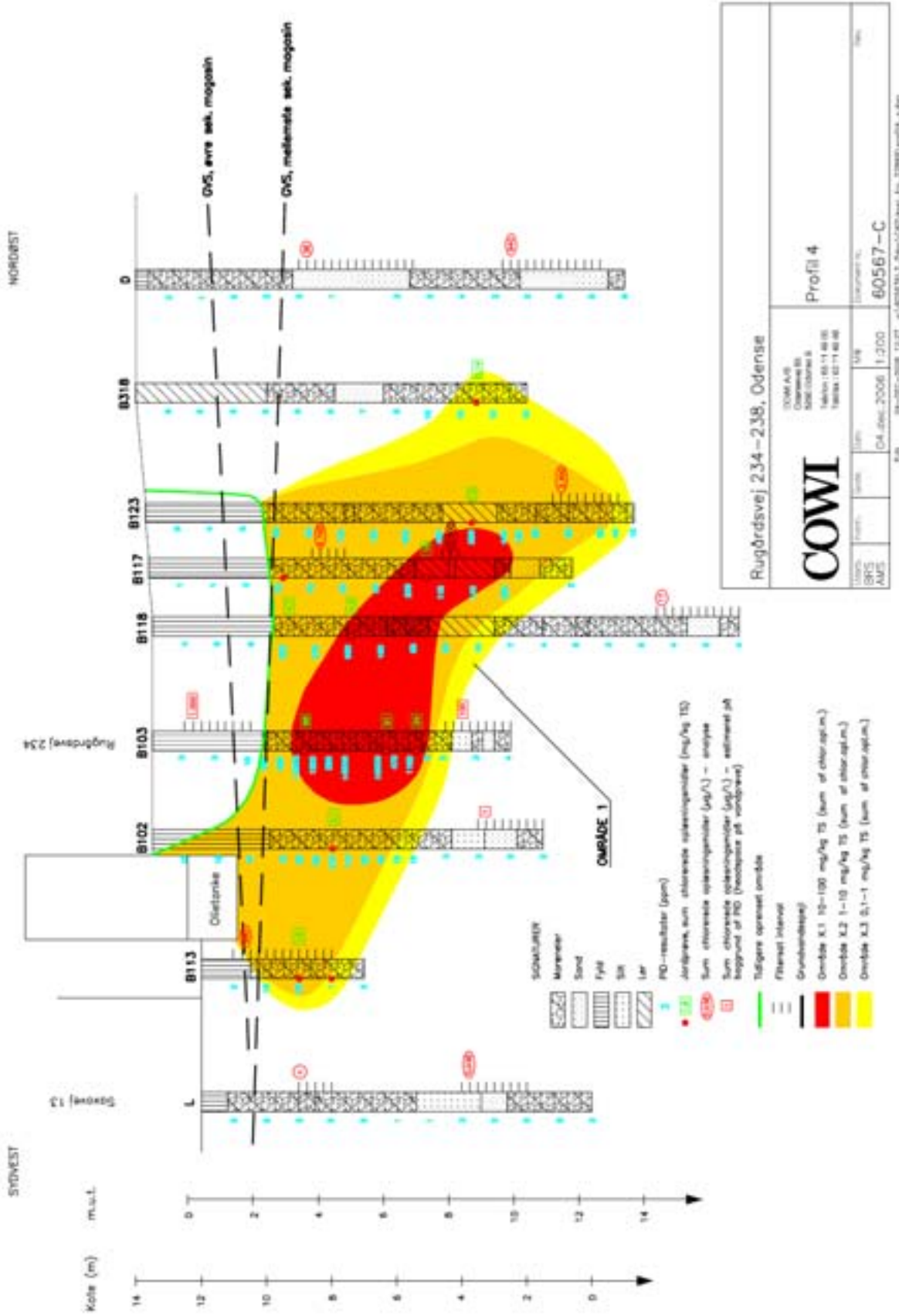
Tegning 2.6 Geologisk profil med vandanalyser, vest - øst



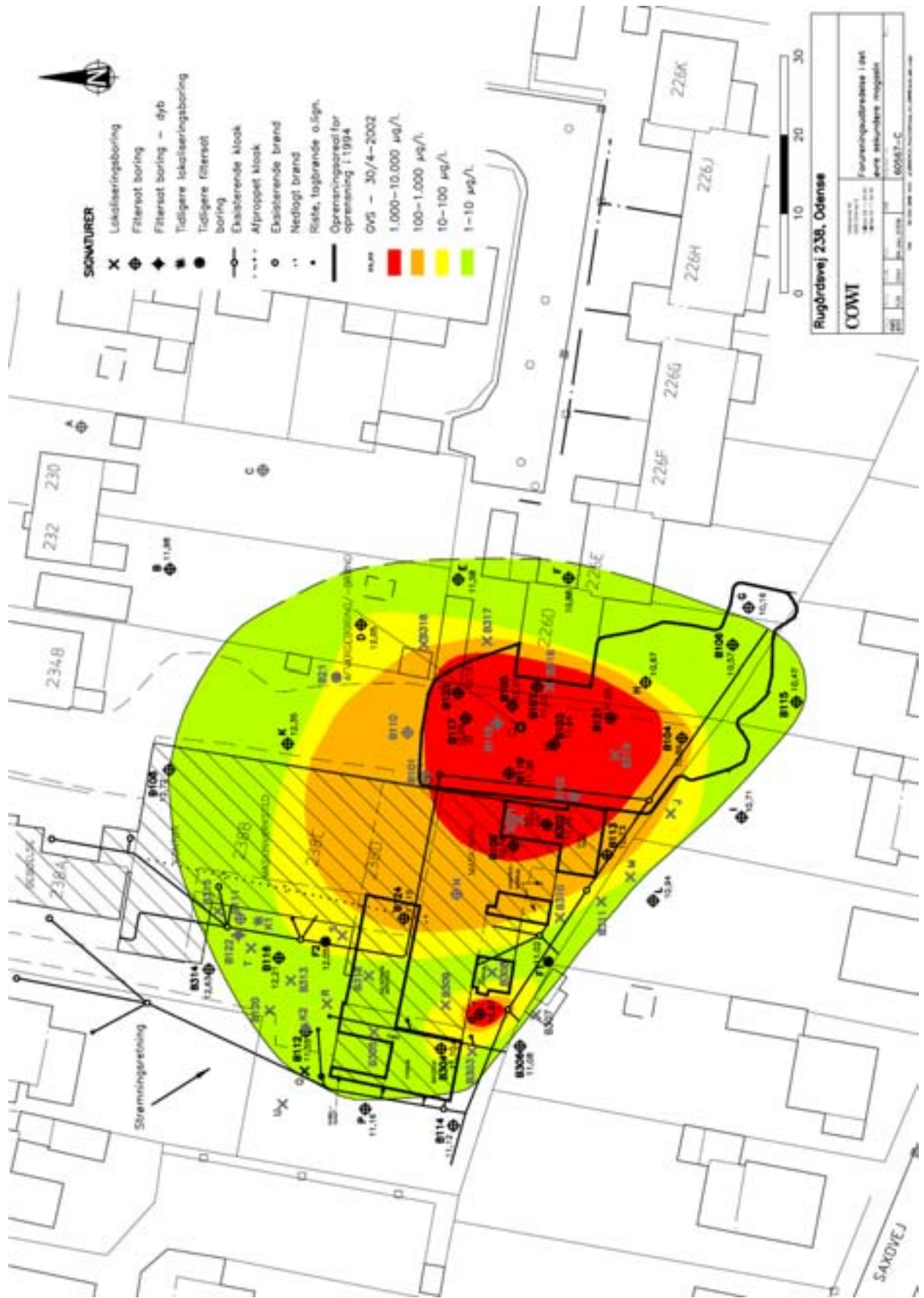
Tegning 3.1 Horizontal udbredelse af jordforurening (Fyns Amt, 2003)



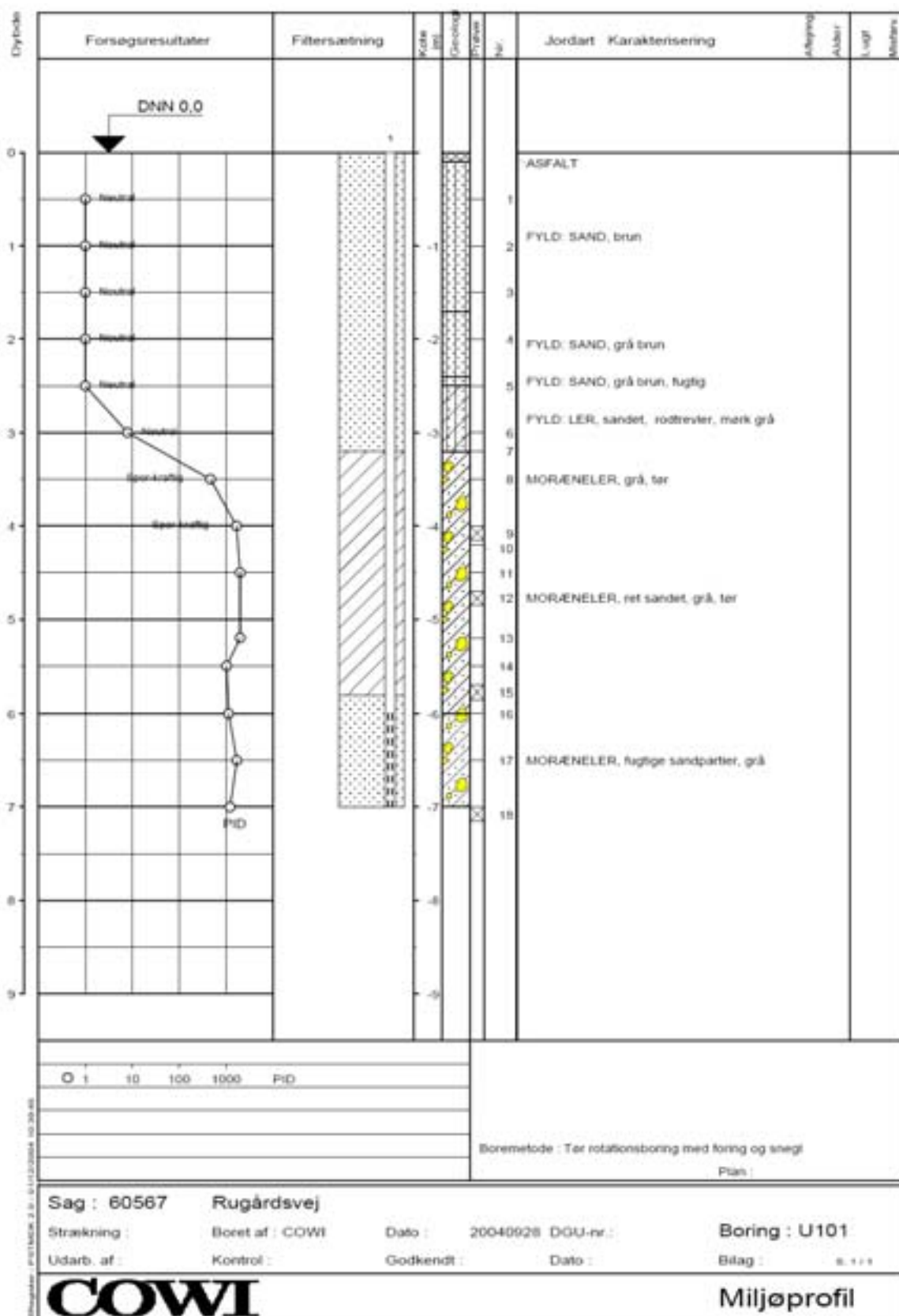
Tegning 3.2 Vertikal udbredelse af jordforurening (Fyns Amt, 2003)

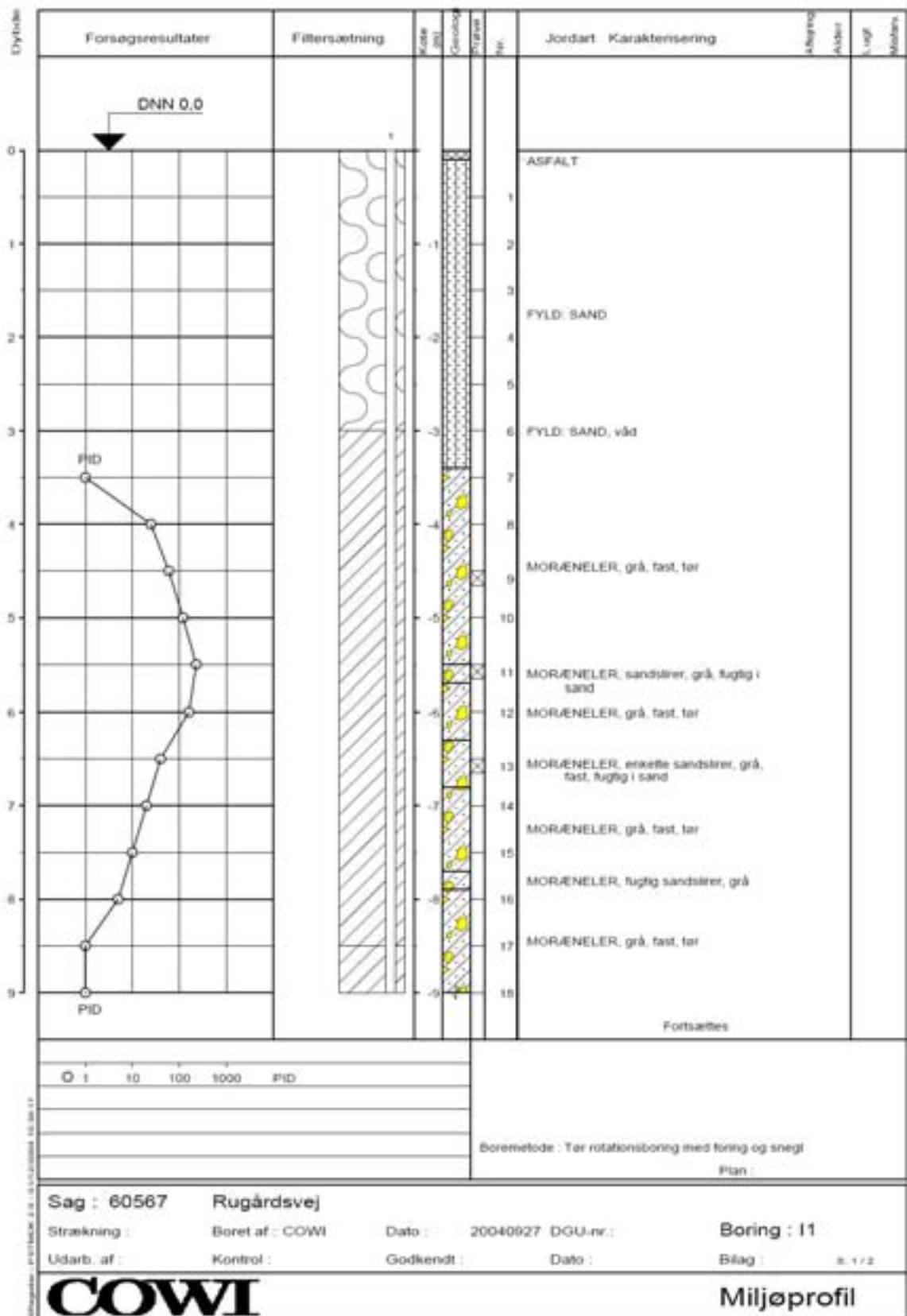


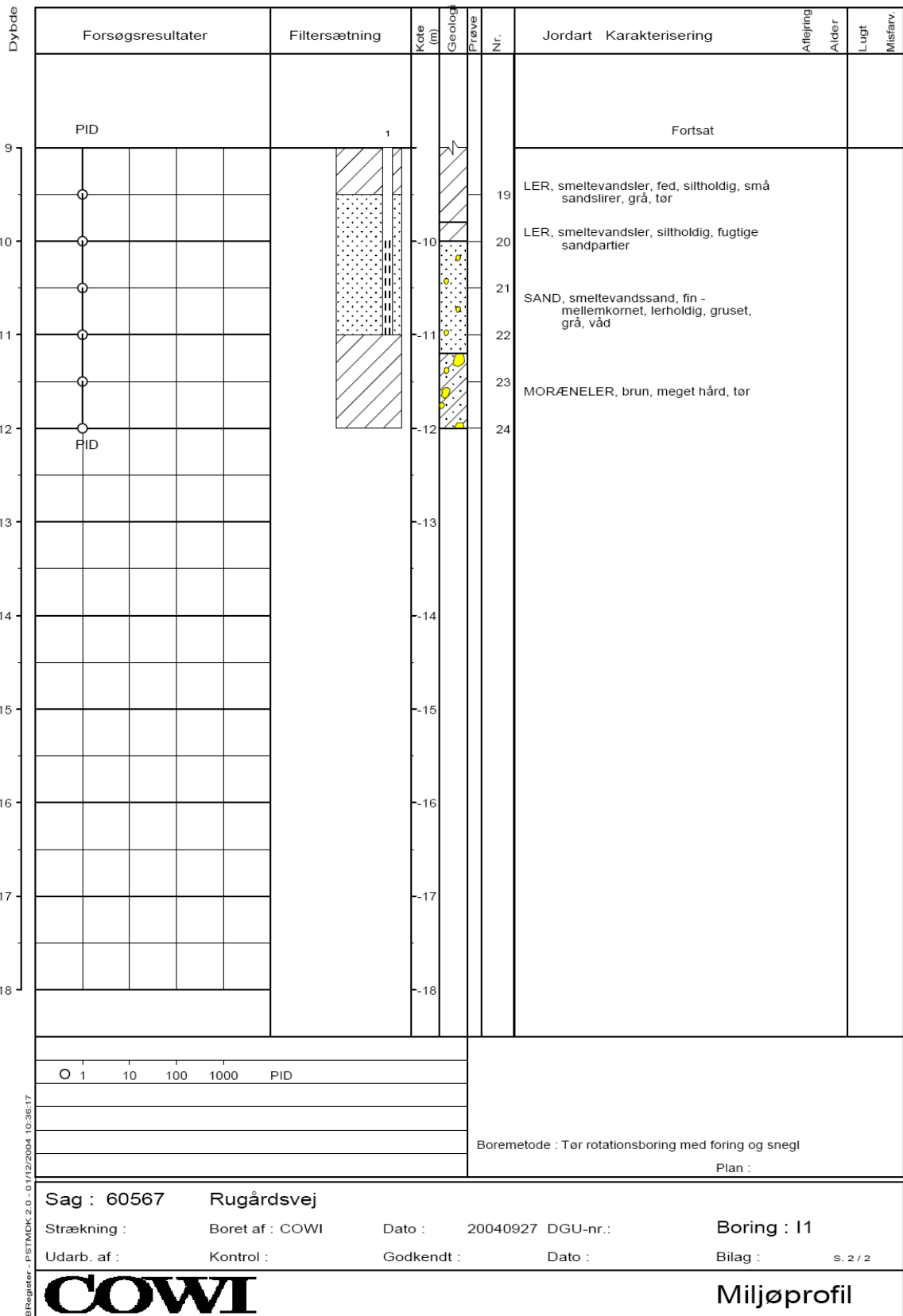
Tegning 3.3 Forureningsudbredelse i det øvre sekundære magasin (Fyns amt, 2003)



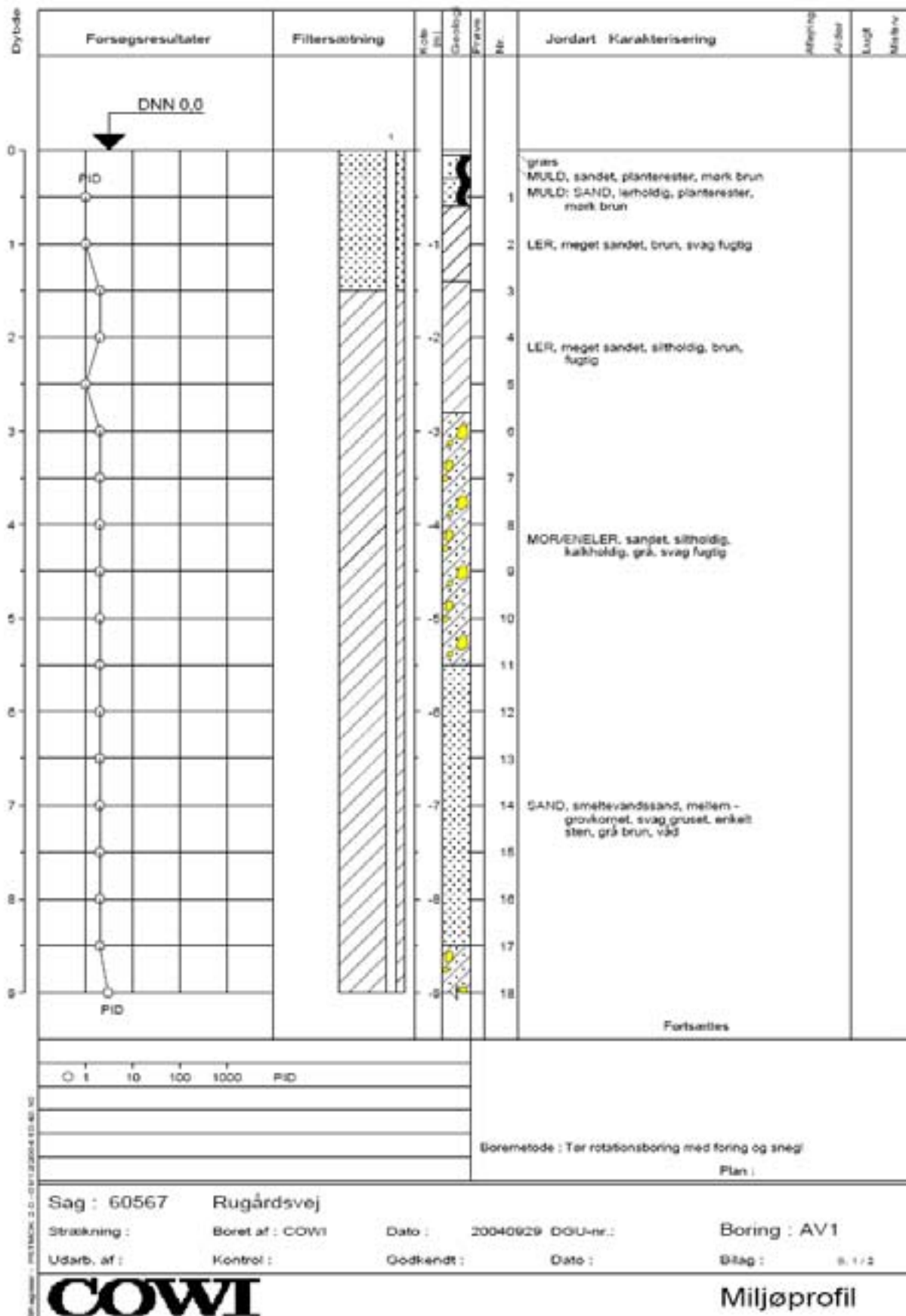
Bilag 2 Boreprofiler

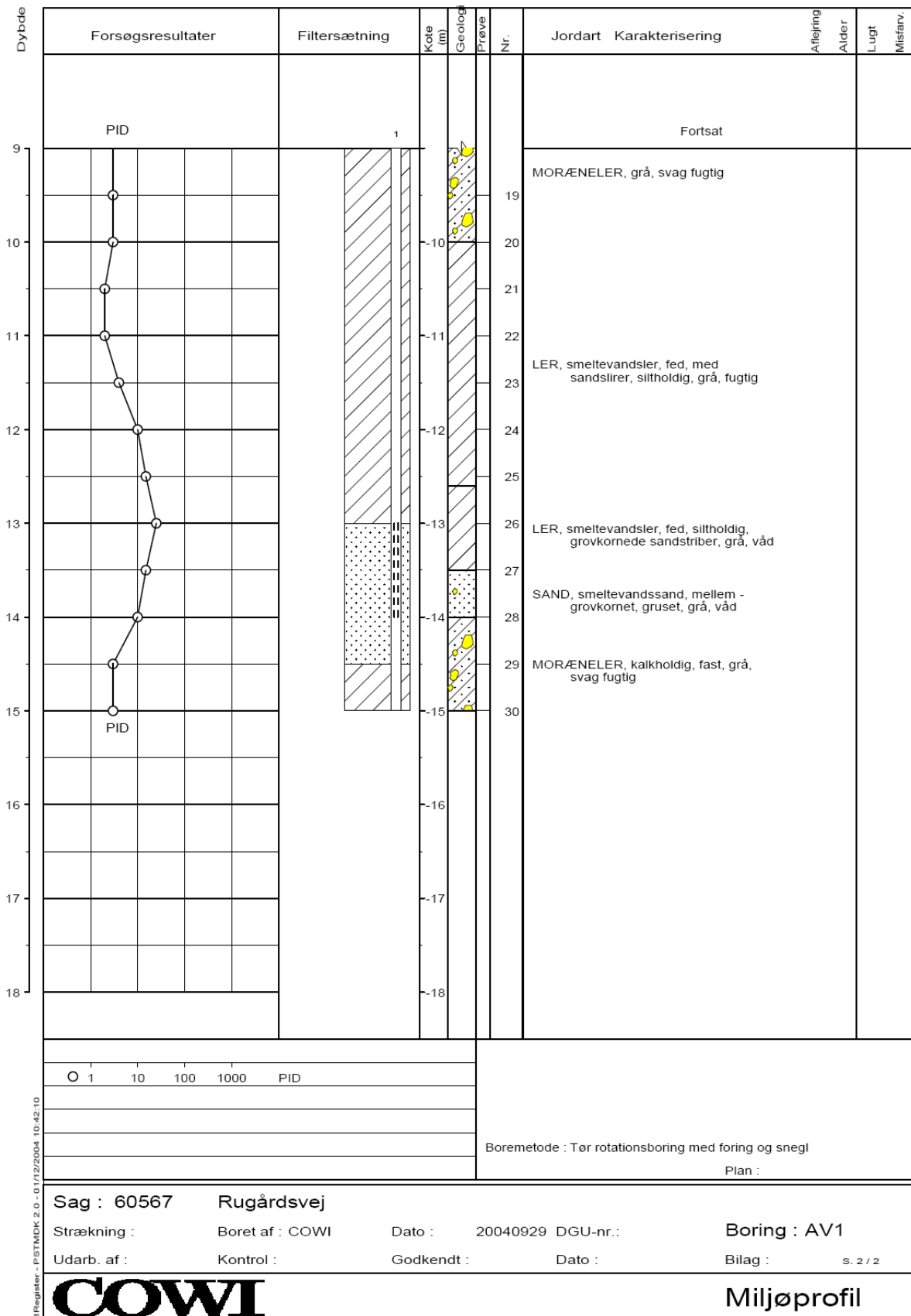


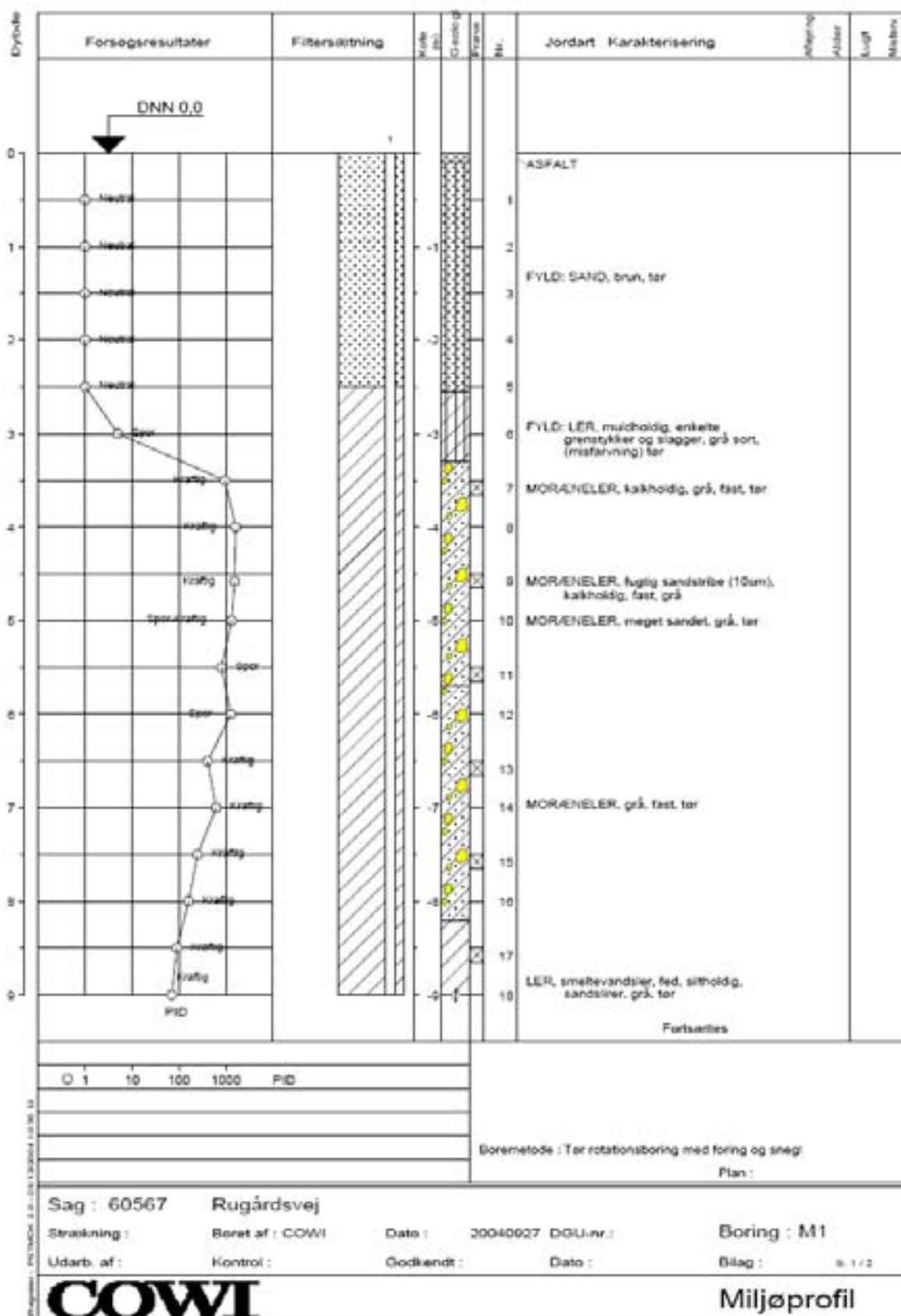


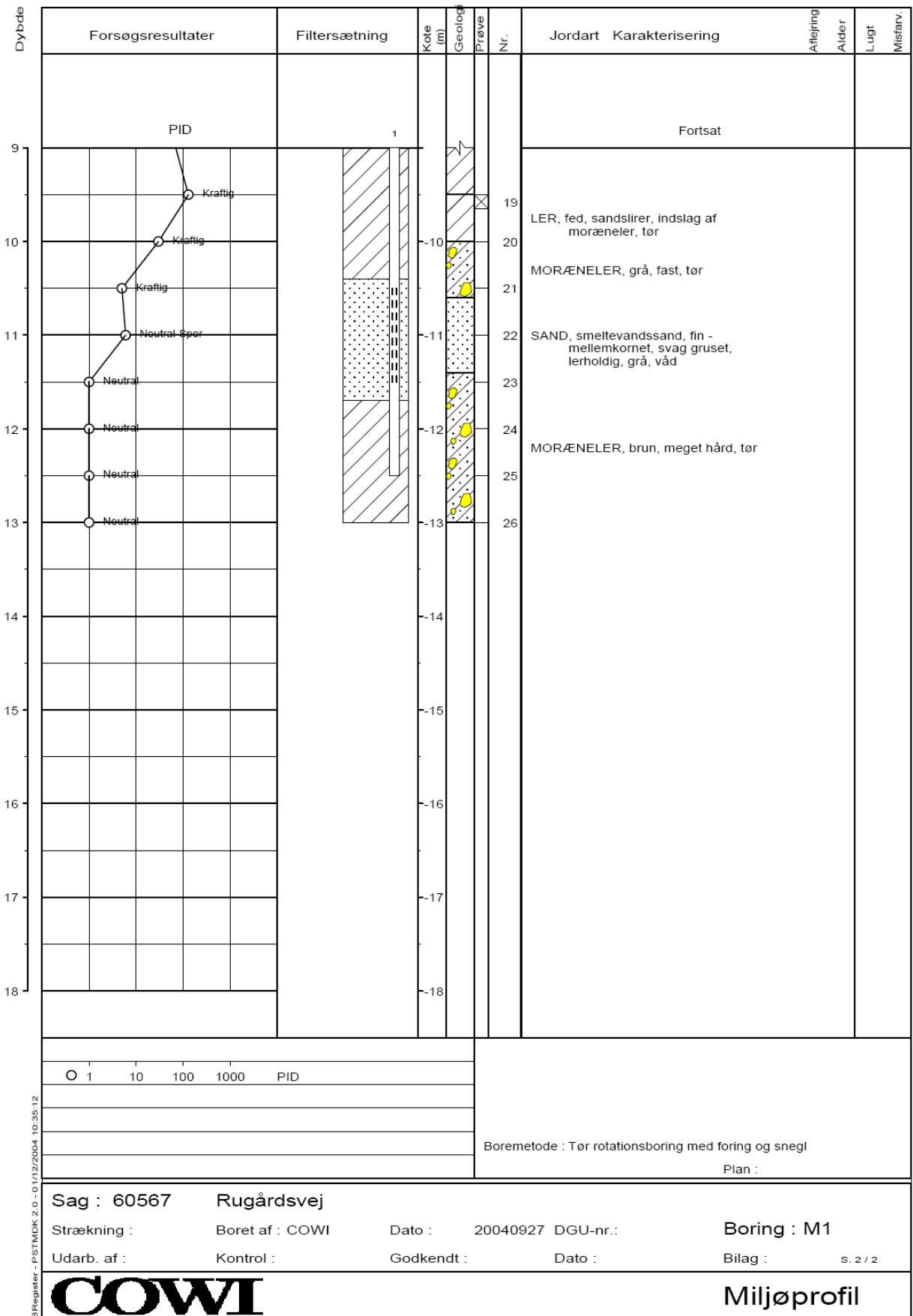


BR-register - PST/MDK 2.0 - 01/12/2004 10:36:17

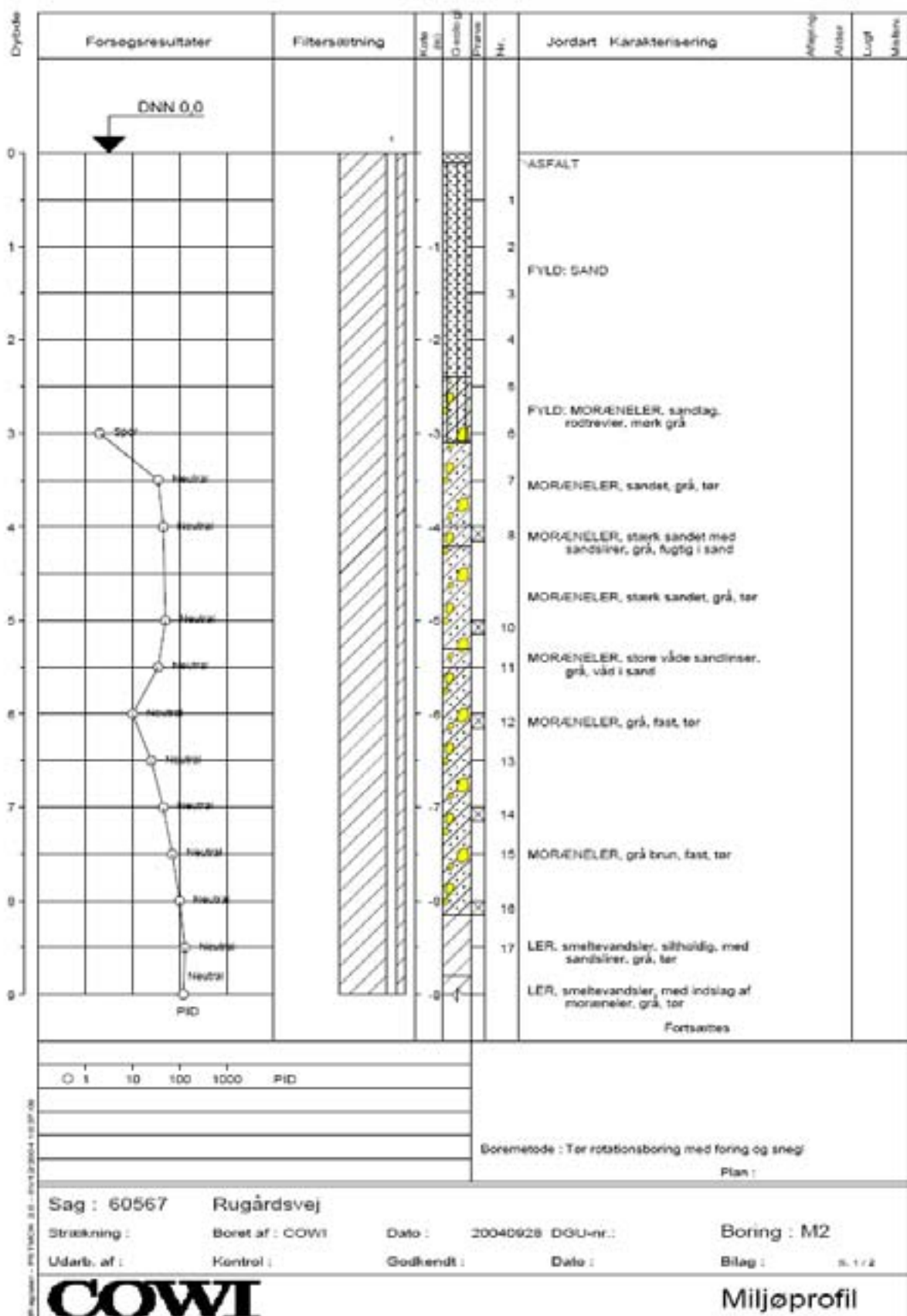


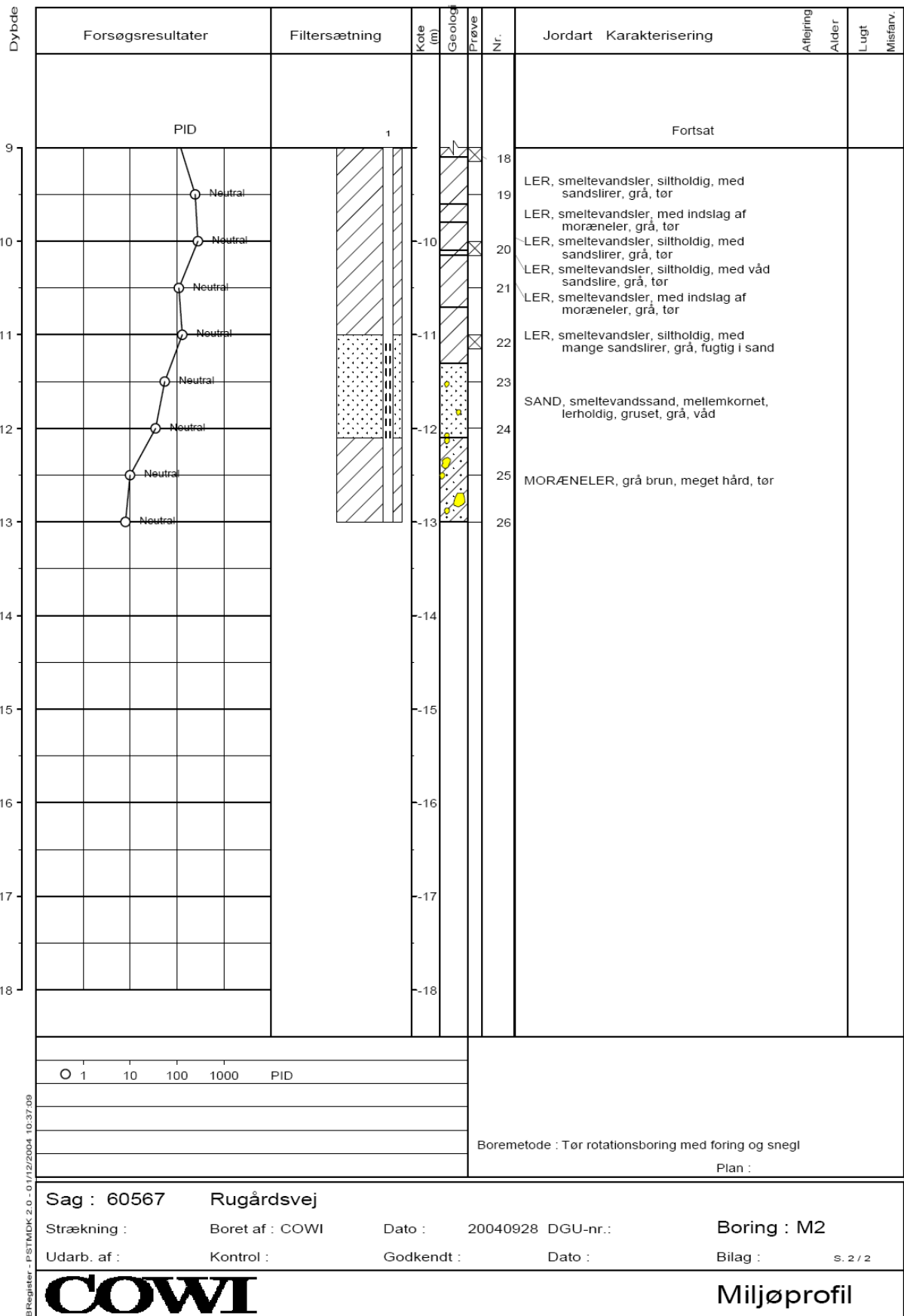




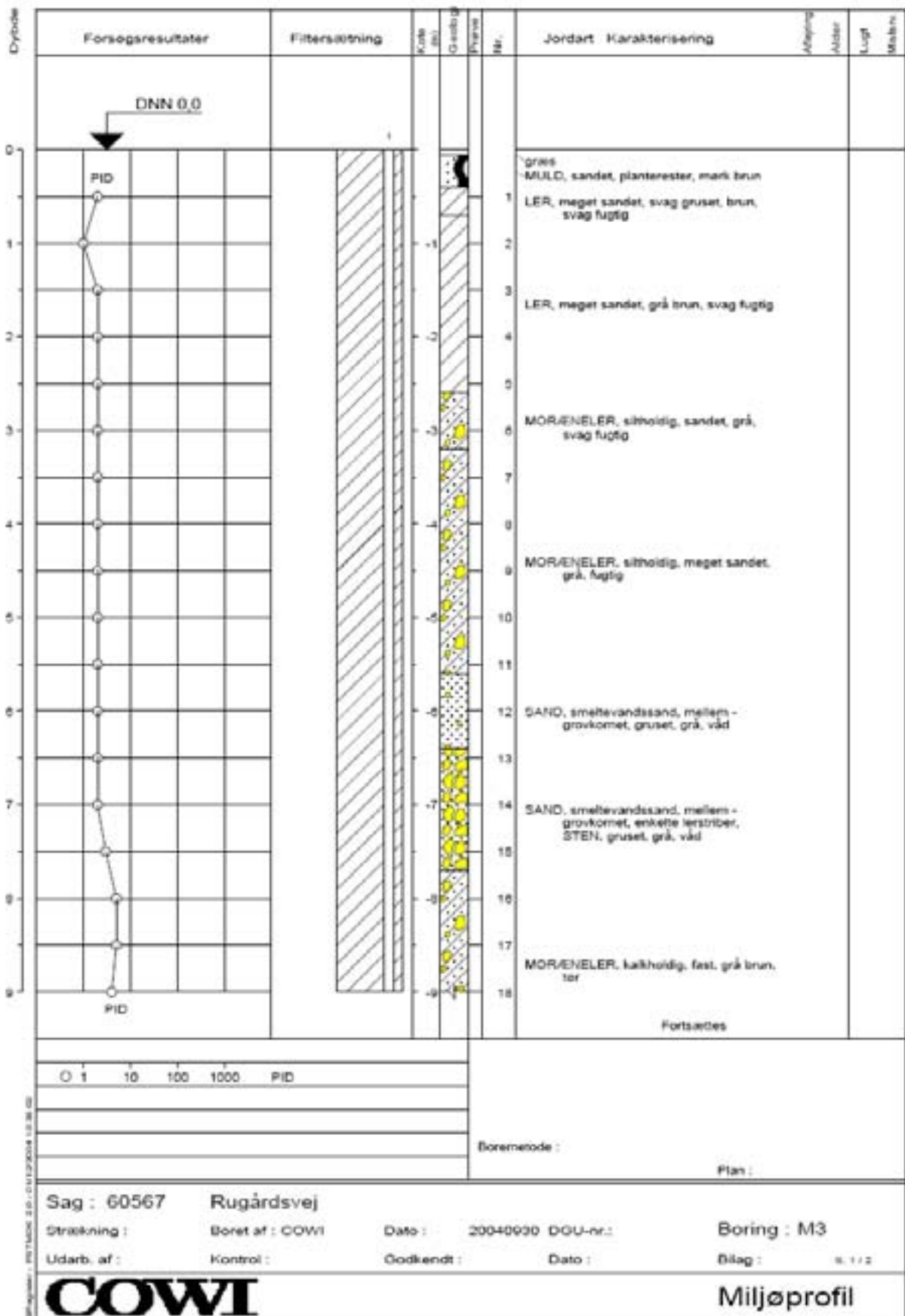


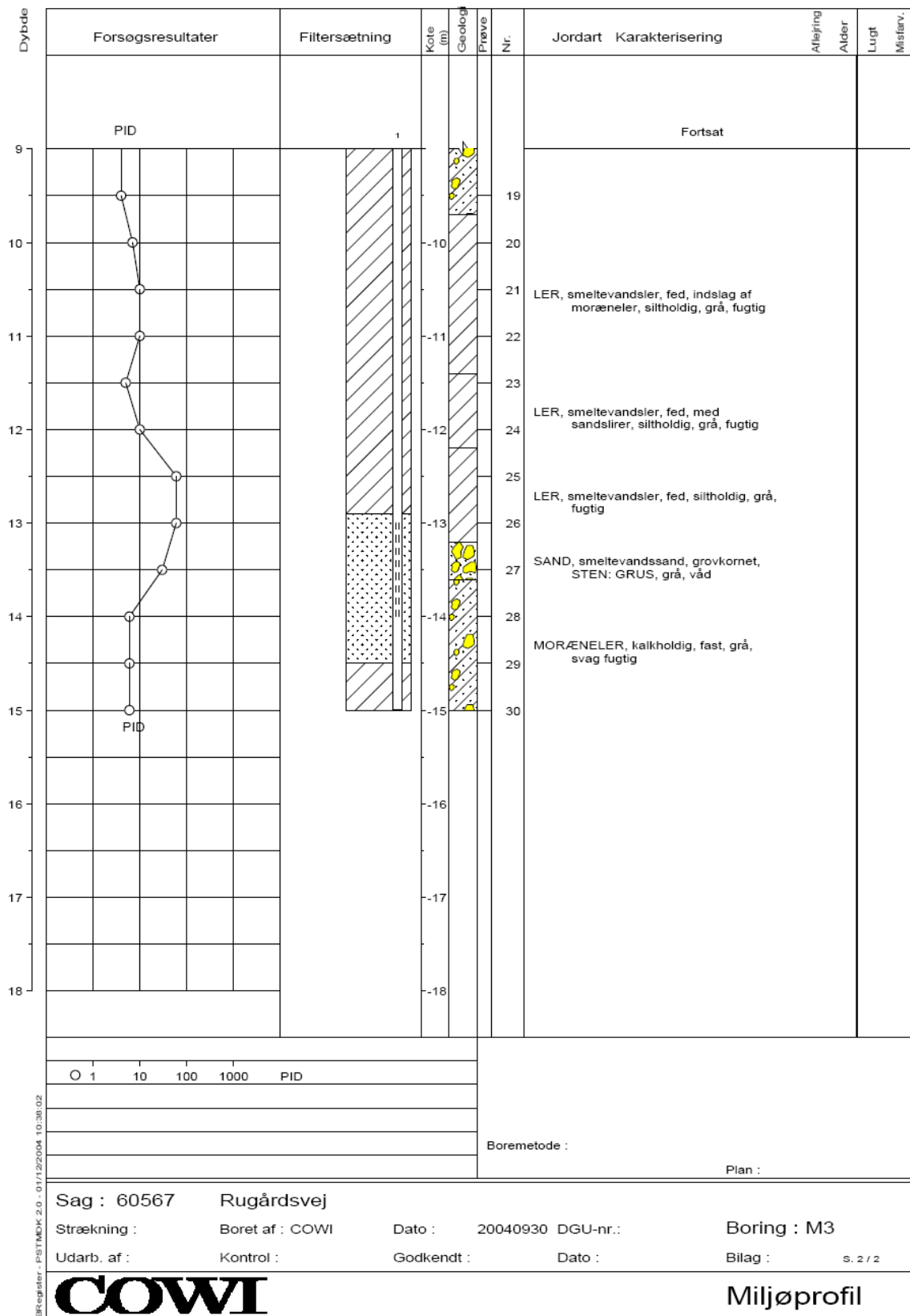
BRegister - PSTMDK 2.0 - 01/12/2004 10:35:12



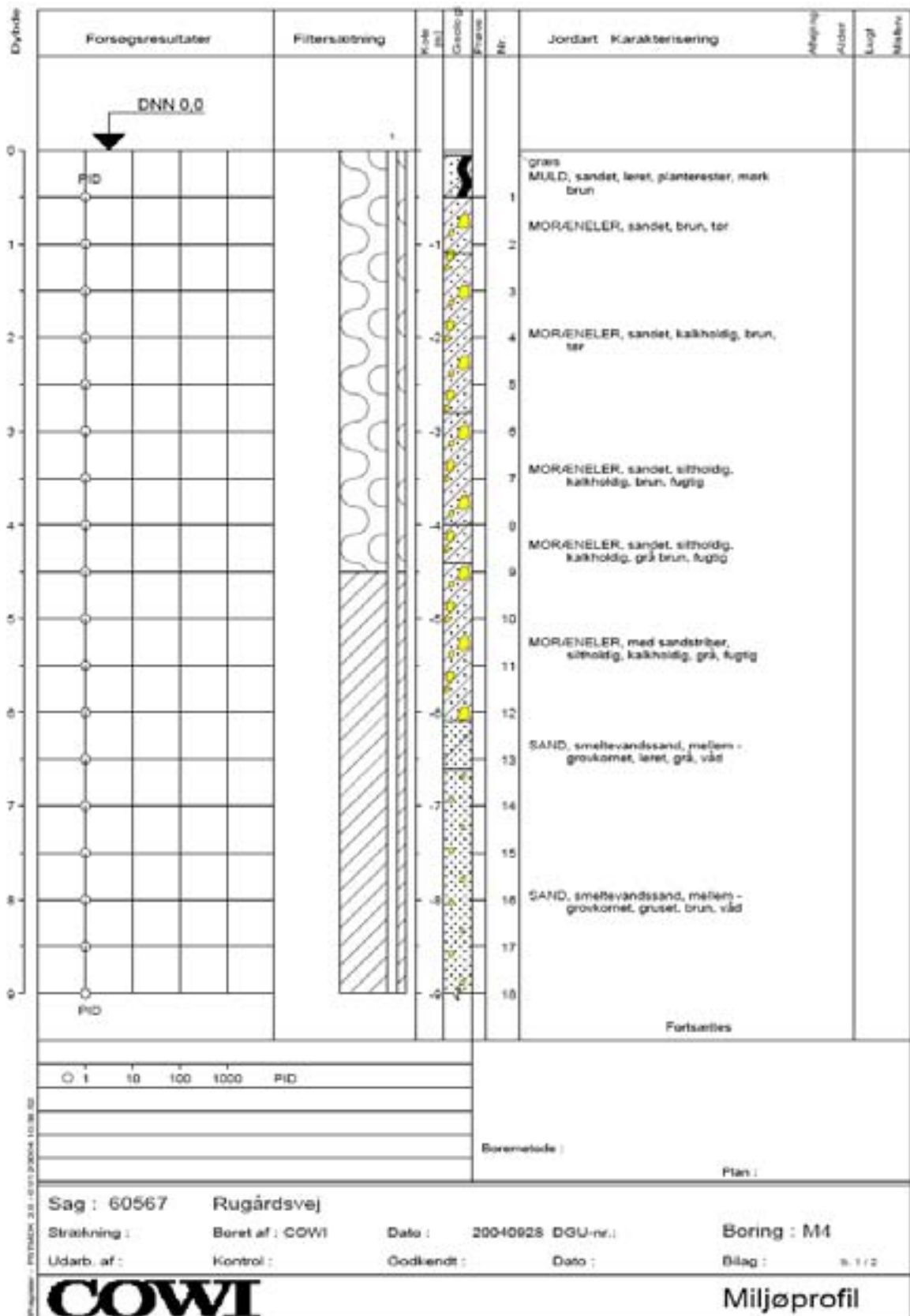


BRegister - PSTMDK 2.0 - 01/12/2004 10:37:09





Beregnet - PSTMDK 2.0 - 01/12/2004 10:36:02



Dybde	Forsøgsresultater	Filtersætning	Kote (m)	Geolog	Prøve	Nr.	Jordart	Karakterisering	Aflæsning	Alder	Lugt	Misfarv.
9	PID											
10						19	SAND, smeltevandssand, mellem - grovkornet, gruset, stenet, grå brun, våd					
11						20	LER, smeltevandsler, fed, sandslirer, siltholdig, grå					
12						21	MORÆNELER, sandet, kalkholdig, grå, svag fugtig					
13						22	LER, smeltevandsler, fed, sandslirer, siltholdig, grå					
14	PID					23	SAND, smeltevandssand, grovkornet, GRUS: STEN, brun, våd					
15						24	MORÆNELER, sandet, gruset, kalkholdig, fast, grå, fugtig					
16						25						
17						26						
18						27						
							<p>Boremetode :</p> <p>Plan :</p>					
<p>○ 1 10 100 1000 PID</p>							<p>Sag : 60567 Rugårdsvej</p> <p>Strækning : Boret af : COWI Dato : 20040928 DGU-nr. : Boring : M4</p> <p>Udarb. af : Kontrol : Godkendt : Dato : Bilag : S. 2 / 2</p>					
							<p>Miljøprofil</p>					

Boring nr.	Kote	Filtersætning	Dybde	Pejling 27-8-02	Magasin
Enhed	top af rør m	m u.t.	m	(m u.p.m.)	
Eksisterende boringer					
B101	13,634	10,5 - 12,5	13	3,56	MS
B102	13,540	10 - 12	12	3,34	MS
B103, dyb	13,255	9 - 11	11	3,10	MS
B104, dyb	13,395	10 - 12	12	3,14	MS
B105, dyb	13,471	9 - 11	11	3,42	MS?
B110	13,942	9 - 11	14	4,02	MS
B111	13,910	9 - 11	11	3,81	MS
B112, dyb	13,840	10 - 12	12	3,70	MS
B117, dyb	13,578	9 - 9,5	13	2,98	MS?
B118		15,7 - 17,7	18,7		NS
B119, dyb	13,519	10 - 12	12	3,36	MS
B123, dyb	13,687	12,5 - 14,5	15	3,79	MS
A	15,082	13 - 15	16	5,46	MS
B, dyb	14,665	12 - 14	14	3,08	MS
C	14,500	12 - 14	15,5	4,87	MS
D, dyb	13,998	11,5 - 14,5	15	4,38	MS
E, dyb	13,237	10,5 - 12,5	13,5	3,06	MS
F, dyb	13,036	11,5 - 13	14,2	3,38	MS
H, dyb	13,032	11 - 13	13,5	3,03	MS
K, dyb	14,367	10,5 - 12,5	13	2,29	MS
L, dyb	11,838	8 - 10	12	1,49	MS
N, dyb	13,934	10 - 12	13	-	MS
O, dyb	12,670	8,5 - 10,5	11,5	2,42	MS
P, dyb	13,332	10 - 12	13	3,17	MS
B 401	15,814	12 - 16	16	7,45	MS
B 402, kort	15,444	12,1 - 14,1	23,5	7,40	MS
B 402, dyb	15,439	19,4 - 20,4	16	8,02	NS
B 403	15,064	12,5 - 15,5	16	7,60	MS
B 404	14,209	13,1 - 15,1	16	7,02	MS
B 405	15,574	33 - 37	37	6,55	Primære
B 501	14,402	14 - 15,5	16	4,70	MS
B 502	14,720	14,5 - 15,5	16,5	5,08	MS
B 503	15,319	13,7 - 14,7	15,7	5,78	MS
B 504	13,570	14,4 - 16,4	16,9	6,72	MS
B505	14,075	14 - 16	16	6,84	MS

Bilag 3. Beskrivelse af intaktprøver

Der er udtaget en række redox-intakte kerneprøver på Rugårdsvej i Odense i forbindelse med etablering af en række nye borer. Formålet med kerneprøverne er at fremskaffe intakte prøver af sediment til opstilling af mikrobiologiske nedbrydningsforsøg mv. Det er i den forbindelse meget afgørende, at prøverne er så uforstyrrede som muligt – såvel fysisk som kemisk.

Fysisk bør prøverne være sikret ved, at de er udtaget som kerner og dermed ikke omrøres mv. Kemisk er det centralt at prøverne håndteres og forsegles effektivt, så de ikke påvirkes af luftens indhold af ilt (oxideres). Det kan naturligvis ikke helt undgås, at dele af prøven udsættes for atmosfærisk luft, men det skal generelt i håndteringen tilstræbes at denne eksponering for forsegling er minimal.

Materialer og metoder

Boringerne udføres som 6" forede snegleboringer til den forventede startdybde af intaktprøvetagningen. Se specifikation af prøvetagningsdybder fra COWI. Der forventes udtagning af intaktkerner fra fire borer, hvoraf tre vil være i vandmættes sand/moræneler med sandstriber/sandslirer og den sidste vil være decideret moræneler. Da geologien i de borer, der skal foretages, naturligvis er ukendt er prøveudtagningsdybderne baseret på kendskab til den overordnede geologi fra andre nærliggende borer. De sidste to boremeter før den planlagte prøveudtagning bør derfor opbores med **0,5 m** ad gangen for at sikre, at der ikke bores gennem aflejringer, der skulle have været taget intakte prøver af.

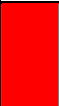

















Det skal sikres, at der minimum er 0,5 meter intakt kerne i hvert A-rør. Rørets totale længde vil derfor være længere, da der skal levnes plads til evt. modhold (bladfydre) i rørets nedre del samt koblingsstykke på rørets øvre del.





I sandede aflejringer skal der forventes brug af modhold i A-rørene.

Generelt gælder det, at A-rørene behandles med rene hænder (handsker), og bades i sprit inden de monteres i prøveoptager og prøven udtages. Umiddelbart efter A-røret er hentet til terræn forsegles det.

Forseglingen sker på følgende vis:

- I hver ende af A-røret placeres **inde i røret** en gummiprop ("kaffepropper"). Gummiproppen skal ekspandere mod rørets sider, så den lukker røret tæt.
- I hver ende af A-røret sættes efterfølgende en DBI-DUT **ud over** rørenderne og disse fastholdes ved grundig omvikling af elastisk tape på røret. Diameteren på DBI-DUT'en skal afpasses så den nøjagtigt passer over rørenden.
- Hvert rør skal tydeligt markeres med boringsnummer, prøvetagningsinterval (m u.t.), samt indikation af nedre og øvre ende. Det er vigtigt at mærkningen ikke kan bortviskes af evt. vand.
- Hvert rør skal efterfølgende pakkes i en kraftig plastpose, der lukkes med kabelstrips.

Boring	Øvre sekundære magasin?	Mellemste sekundære magasin	PID-forhøjet	A-rør	Materiale i A-rør	Filtersætning	Filtersat magasin
I1	ML med enkelte fugtige sandslirer 5,5-5,7 og 6,3-6,8 m u.t.	sand i 10,0-11,2 m u.t.,	4-7 m u.t.	nr. 317 (-) : 6,0-6,5 m u.t.	 ?	10-11 m u.t.	
U101	ML med fugtige sandpartier i 6-7 m u.t.		3,2- >7 m u.t.	nr. 516 (-) : 5,0-5,5 nr. 324 (-) : 6,0-6,5	 ?	6-7 m u.t.	
M1	?	sand i 10,6-11,4	3,3-10 m u.t.	nr. 310 (-) : 6,0-6,5 nr. 326 (-) : 6,5-7,0 nr. 345 (+) : 11,0-11,5	 	10,5-11,5	
M2	ML med store sandlinser i 5,3-5,5 m u.t.	sand i 11,3-12,1	3-12 m u.t.	nr. 328 (-) : 5,0-5,5 nr. 048 (-) : 7,5-8,0 nr. 202 (+) : 11,0-11,4* nr. 309 (+) : 11,8-12,3**	 ?   ? 	11,1-12,1	 
M3	Sand - grus i 5,6-6,4+ 6,4-7,7 (med ler-sandstriber)	sand, grus, sten i 13,2-13,6	10,5-13,5 m u.t.	Ikke udtaget pga. sten i magasin		13-14	
AV1	Sand - grus i 5,5-8,5 m u.t.	sand, grus i 13,5-14	12-13,5 m u.t.	Ikke udtaget pga. sten i magasin		13-14	
M4	Sand - sten i 6,1-10,1 m u.t.	sand, grus, sten i 12,6-13,2		nr. 347 (+) : 13,1-13,4***	 ? 	12,5-13,5	

	forhøjet PID - mulig forurening i jord/vand
	lav PID - mulig forureningsfri i jord/vand
	muligvis øverste sekundære magasin
	mellemste sekundære magasin

* NB. Kun ca. 0,4 m lagserie

** NB. Lagserie først genneboret med snegl til 12 m u.t. - alt afvasket, herefter A-rør - således ikke intaktprøve

*** NB. Kun ca. 0,3 m lagserie

(+): A-rør med "slør" til sandprøver

(-): A-rør uden slør til lerprøver

Bilag 4. Akkrediterede analyser

Bilag 4.1 Udvalgte Jordanalyser fra Fyns Amt (2003)

Jordanalyser fra Fyns Amt (2003)

Boring nr	Område 1	Dybde	TCE	C-1,2-DCE	VC	SUM klor. opl.	Kulbrinter
	Adresse	m u.t.	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS
102	R234	3,5					9.800 ¹⁾
102		5,5	<	2,1	0,95	3,1	
103		4,7	31	65	1,6	98	
103		7,0	26	34	0,92	61	
103		8,0	16	17	0,74	34	
105		4,5	<	53	2,5	56	
105		9,0	<	<	0,01	0,01	
109	R238'	7,0	<	2	0,33	2,3	
109		7,5	<	0,24	0,23	0,47	
113	R234	2,0					12.000 ²⁾
113		3,0	0,19	1	0,6	1,8	
117	R234	4,0	<	4,1	0,64	4,7	
117		8,5	0,13	15	0,38	16	
118		6,0	<	6,7	2,9	9,6	
119		5,0	0,03	3,2	0,06	3,3	
121		5,0	<	<	<	<	
123		10,0	<	6,6	0,4	7,0	
301	R238	0,5	<	1,4	0,023	1,4	1.700 ³⁾
302		3,5	<	1,7	0,0081	1,7	
302		4,0	<	0,024	<	0,02	
319	R234	6,5	<	1,6	0,12	1,7	

m u.t.: meter under terræn, <: mindre end detektionsgrænsen, 1: nedbrudt olie og tungere olieprodukter, 2: nedbrudt benzin/terpentin/petroleum og tungere olieprodukter, 3: nedbrudt gasolie, *: benzin/gasolie/motor-smøreolie, **: benzin/gasolie; ***: analyseresultat i mg/ kg vådstof

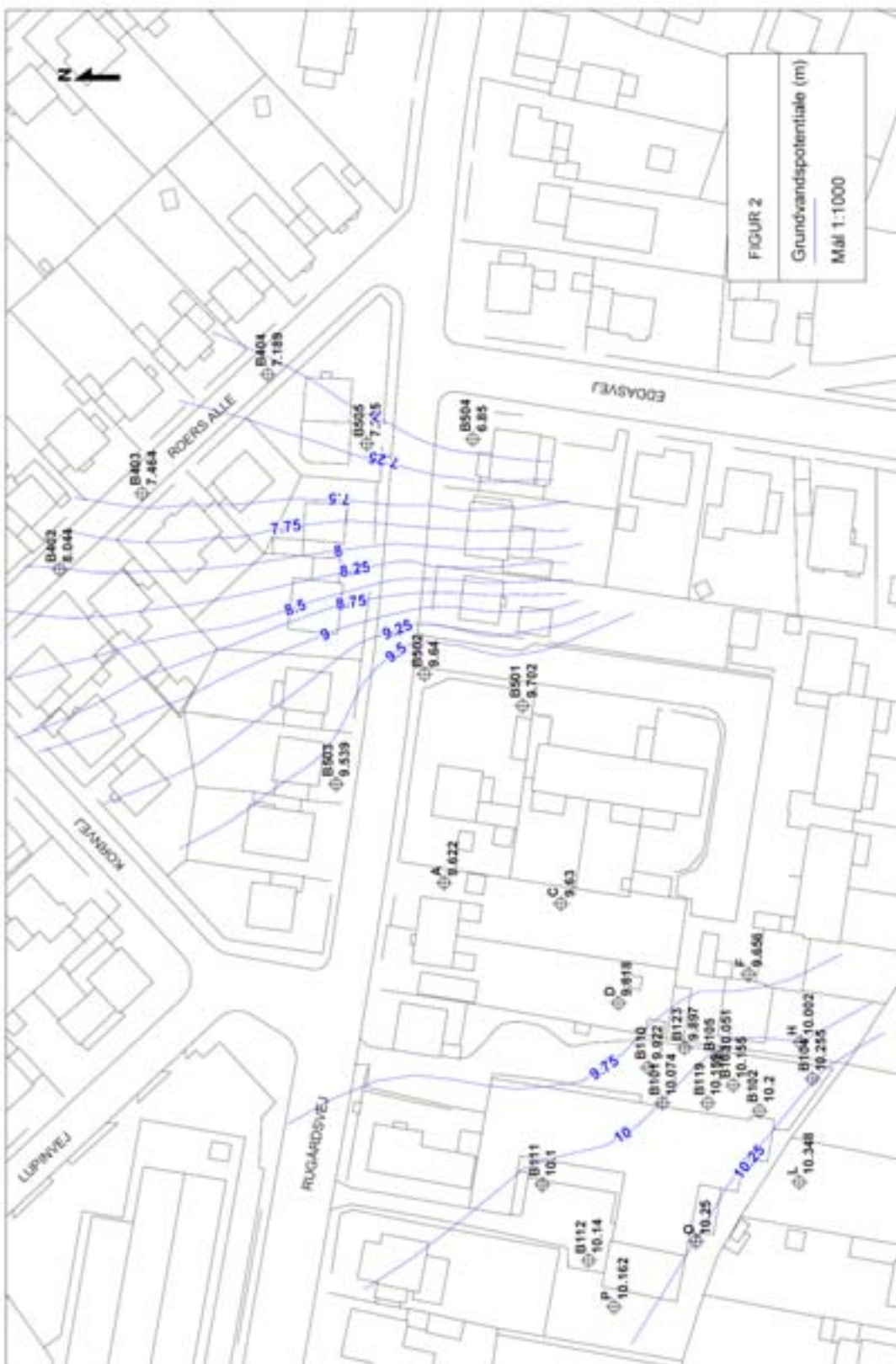
Bilag 4.2 Udvalgte grundvandsanalyser fra Fyns Amt (2003)

Boring	L	Bto4	H	Bto2	h	Bto5, dyb	B19	N	M1	F	Bto1	M2	B123, dyb	B110	E	M3	AV1	K	M4	C	B	A	B503
Afstand fra kilde ved AB1	27	19	18	10	9	4	6	21	2	21	12	9	9	14	21	19	24	29	37	47	48	68	97
Magasin	MS	MS	MS	MS	MS	MS	MS	MS	MS	MS	MS	MS	MS	MS	MS	MS	MS	MS	MS	MS	MS	MS	MS
Filtæsnings	8-10	10-12	11-13	10-12	10-11	9-11	10-12	10-12	10,5-11,5	11,2-13,2	10,5-12,5	11,1-12,1	12,5-14,5	12-14	10,5-12,5	13-14	13-14	10,5-12,5	12,5-13,5	12-14	12-14	13-15	13,7-14,7
Indikatorparametre																							
pH					8,0				7,8			7,7				7,5	7,9		7,6				
Jern					0,25				0,74			2,2				1,0	2,4		1,0				
Mangan					0,12				0,16			0,13				0,15	0,19		0,14				
Nitrit, filtreret					< 0,010				< 0,010			0,018				0,015	< 0,010		< 0,010				
Nitrat					< 0,50				< 0,50			< 0,50				< 0,50	< 0,50		< 0,50				
Chlorid					65				100			140				69	60		48				
Sulfat					61				81			88				120	120		130				
Agressiv kuldioxid					< 2,0				< 2,0			4,0				< 2,0	< 2,0		< 2,0				
Hydrogencarbonat					289				298			378				410	305		415				
lit					1,5				2,6			0,4				0,5	0,5		0,7				
NVOC					3,8				4,2			6,0				4,6	3,9		3,6				
Sulfid - S					0,051				0,07			0,049				0,085	0,056		0,059				
Methan					0,036				0,52			0,71				0,24	0,3		0,61				
Chlorede opløsningsmidler					< 0,1				0,55							< 0,02	< 0,02		< 0,02				
Trichlormethan					< 0,1				< 0,2							< 0,02	< 0,02		< 0,02				
1,1,1-Trichlorethan					< 0,1				< 0,1							< 0,02	< 0,02		< 0,02				
Tetrachlormethan					< 0,1				< 0,1							< 0,02	< 0,02		< 0,02				
Trichlorethylen					< 0,1			0,06	7,4		0,11					< 0,02	< 0,02		< 0,02				
Tetrachlorethylen					< 0,1				< 0,2		0,077					< 0,02	< 0,02		< 0,02				
Sum af chl. opløsningsm.								0,06	8,0		0,11												
Nedbrændingsprod. af chlor. opl.					< 0,1				< 0,2		0,16					3,0	1,9		0,8				
1,1-dichlorethylen					< 0,1		77		< 0,2		< 0,16	18				< 0,02	< 0,02		< 0,02				
trans-1,2-dichlorethylen					< 0,1		218		1,9		0,21	58				4,9	3,2		1,9				
cis-1,2-dichlorethylen					46		14976		120		0,16	10434				2800	4000		340				
1,1-dichlorethan					< 0,1				< 0,2							< 0,02	< 0,02		< 0,02				
Vinylchlorid					19		1912		12		0,28	2124				560	1000		490				
Sum af nedb. prod.					65		17183		134		0,44	12634				3368	5005		833				
Sum af chl. opløsningsm.					65		17183	0,06	142		0,52	12634	10300	425	11	3368	5005		833	105			
Alifæter					< 10		4	i.a.	< 10		i.a.	3	26			< 10	< 10		< 10				
Ethan					< 10		107	i.a.	< 10		i.a.	128	140	6		32	24		< 10				
Ethen					< 10			i.a.	< 10		i.a.												

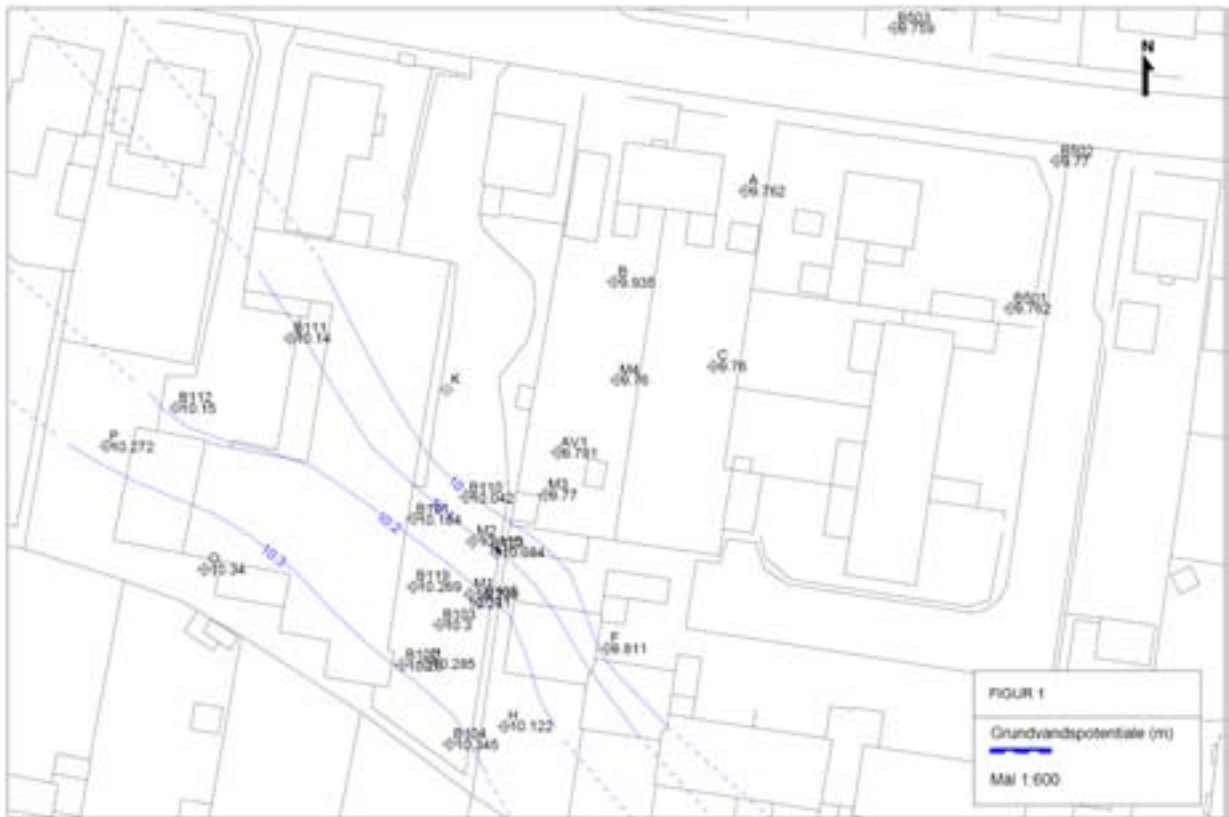
MS: Mellemløst sekundære magasin
 OS: Øvre sekundære magasin
 Akkrediterede analyser, 2005
 Akkrediterede analyser fra tidligere undersørelse / /
 DTU-analyser i 2004

Bilag 5. Pejleresultater

Synkronpejlerunde den 27. august 2002



Grundvandspotentiale 27-08-2002



TABEL 1:

Synkronpejlinger foretaget på Rugårdsvej, 27-28/10-2004

27/10/04: Pejlinger foretaget før opstart af pumpeforsøg på AV1

28/10/04: Pejlinger foretaget lige inden afslutningen af pumpeforsøget på M3

Boring	Terrænkote	Pejling (27/10/04)	GVS kote	Pejling (28/10/04)	GVS kote	Sænkning (m)
B101	13,634	3,45	10,184	4,18	9,454	0,73
B102	13,5	3,24	10,26	3,85	9,65	0,61
B103, dyb	13,3	3	10,3	3,66	9,64	0,66
B104, dyb	13,395	3,05	10,345	3,52	9,875	0,47
B105, dyb	13,471	3,23	10,241	3,79	9,681	0,56
B110	13,942	3,9	10,042	4,9	9,042	1
B111	13,91	3,77	10,14	4,03	9,88	0,26
B112, dyb	13,84	3,69	10,15	3,88	9,96	0,19
B117, dyb	13,578	2,69	10,888	2,69	10,888	0
B118	13,429	3,96	9,469	4,07	9,359	0,11
B119, dyb	13,519	3,25	10,269	3,87	9,649	0,62
B123, dyb	13,764	3,68	10,084	4,71	9,054	1,03
A	15,082	5,32	9,762	6,56	8,522	1,24
B, dyb	14,665	4,73	9,935	5,9	8,765	1,17
C	14,5	4,74	9,76	5,99	8,51	1,25
D, dyb	13,998	3,76	10,238	5,03	8,968	1,27
E, dyb	13,215	2,72	10,495	3,45	9,765	0,73
F, dyb	13,031	3,22	9,811	4,41	8,621	1,19
H, dyb	13,032	2,91	10,122	3,65	9,382	0,74
K, dyb	14,367	4,14	10,227	4,66	9,707	0,52
O, dyb	12,67	2,33	10,34	2,64	10,03	0,31
P, dyb	13,332	3,06	10,272	3,3	10,032	0,24
B501	14,402	4,64	9,762	5,67	8,732	1,03
B502	14,72	4,95	9,77	5,98	8,74	1,03
B503	15,319	5,56	9,759	6,05	9,269	0,49
I1	13,275	2,99	10,285	3,62	9,655	0,63
M1	13,435	3,2	10,235	3,87	9,565	0,67
M2	13,725	3,61	10,115	4,42	9,305	0,81
M3	13,86	4,09	9,77	5,9	7,96	1,81
M4	14,38	4,62	9,76	5,92	8,46	1,3
AV1	13,991	4,21	9,781	5,65	8,341	1,44

TABEL 2:

Synkronpejlinger foretaget på Rugårdsvej, 27/8-2002

Boring	Terrænkote	GVS-kote
B101	13,6	10,074
B102	13,5	10,2
B103	13,3	10,155
B104	13,4	10,255
B105	13,5	10,051
B110	13,9	9,922
B111	13,9	10,1
B112	13,8	10,14
B117	13,6	10,598
B119	13,5	10,159
B123	13,7	9,897
A	15,1	9,622
B	14,7	11,585
C	14,5	9,63
D	14	9,618
E	13,2	10,177
F	13	9,656
H	13	10,002
K	14,4	12,077
L	11,8	10,348
N	13,9	10,25
O	12,7	10,162
B401	15,8	8,364
B403	16,1	7,464
B404	14,2	7,189
B501	14,4	9,702
B502	14,7	9,64
B503	15,3	9,539
B504	13,6	6,85
B505	14,1	7,235

Bilag 6. Pumpetest

Prøvepumpning på boring AV1, Rugårdsvej

Dato: 27-10-2004	Pumpestart: 16.17	Pumpeslut: 21.16	Pumpeydelse: 5 L/min
Bemærkninger: Pumpen afbrydes uheldigvis mellem 2. og 3. time og startes først igen da pejlingerne ved 3.time skulle gennæføres! Pumpen standses kl. 21.16 og derefter pejles boringer! Kl. 21.15 pejles AV1 til 9.57 m.u.t.			

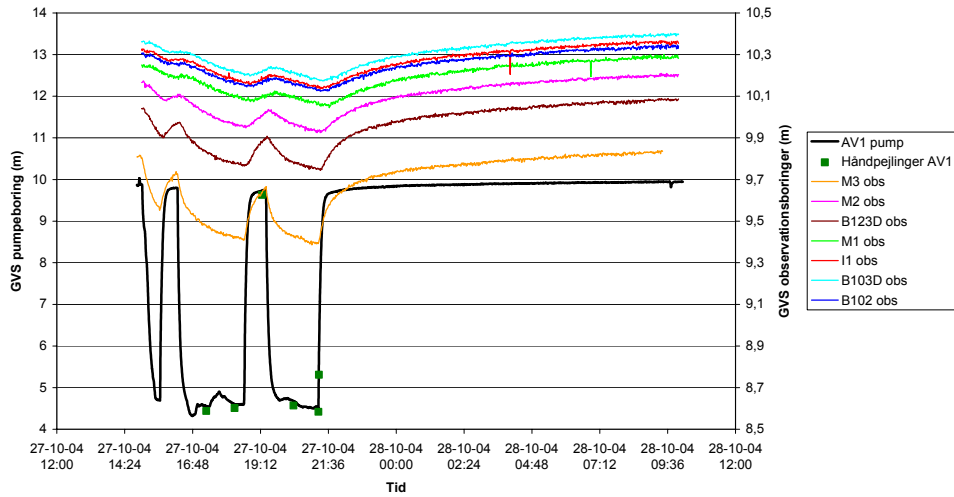
Boring	vs (før start)		vs (1 time)		vs (2 timer)		vs (3 timer)		vs (4 timer)		vs (5 timer)		Max sænkning meter
	tid	m.u.t.	tid	m.u.t.	tid	m.u.t.	tid	m.u.t.	tid	m.u.t.	tid	m.u.t.	
B103, kort	10:42	1,89	17:21	1,89	18:19	1,89	19:30	1,89	20:23	1,89	21:29	1,89	0,00
B105, kort		0,65	17:28	0,65	18:26	0,65	19:38	0,65	20:31	0,65	21:04	0,65	0,09
AB1	11:14	1,55	17:24	1,55	18:21	1,55	19:33	1,55	20:26	1,55	21:35	1,57	0,02
B117, kort	10:54	1,16	17:26	1,15	18:27	1,15	19:38	1,15	20:29	1,16	21:43	1,16	0,00
B119, kort	10:58	2,11	17:25	2,12	18:22	2,11	19:35	2,11	20:28	2,07	21:37	2,08	0,00
B121	11:45	2,12	17:17	2,11	18:17	2,11	19:17	2,10	20:19	2,10	21:18	2,10	0,00
B123, kort		1,28	17:25	1,28	18:26	1,28	19:33	1,28	20:28	1,28	21:46	1,29	0,01
B101		3,45	17:21	3,58	18:22	3,60	19:39	3,57	20:32	3,60	21:05	3,60	0,15
B102	10:22	3,24	17:20	3,31	18:18	3,36	19:18	3,36	20:22	3,36	21:19	3,39	0,15
B103,dyb	10:42	3,00	17:22	3,07	18:19	3,11	19:31	3,09	20:24	3,11	21:03	3,14	0,14
B110		3,90	17:02	4,11	18:21	4,16	19:31	4,03	20:26	4,15	21:48	4,07	0,26
B117, dyb	10:54	2,69	17:27	2,70	18:27	2,69	19:37	2,70	20:32	2,71	21:43	2,70	0,02
B119, dyb	10:58	3,25	17:26	3,33	18:24	3,37	19:36	3,35	20:28	3,37	21:37	3,40	0,15
B123, dyb		3,68	17:25	3,87	18:25	3,94	19:33	3,80	20:28	3,91	21:47	3,86	0,26
U101	10:47	1,91	17:23	1,92	18:02	1,92	19:32	1,92	20:25	1,92	21:32	1,93	0,02
I1		2,99	17:19	3,07	18:17	3,12	19:18	3,11	20:21	3,11	21:16	3,15	0,16
M1	11:00	3,20	17:27	3,29	18:25	3,33	19:37	3,32	20:03	3,33	21:39	3,37	0,17
M2		3,61	17:24	3,75	18:29	3,79	19:36	3,71	20:27	3,79	21:44	3,78	0,18
M3	11:22	4,09	17:16	4,39	18:16	4,45	19:12	4,23	20:02	4,43	21:19	4,47	0,38
M4	11:25	4,62	17:18	4,90	18:18	4,94	19:27	4,77	20:23	4,94	21:21	4,93	0,32
AV1	11:16	4,21	17:17	9,55	18:17	9,48	19:15	4,36	20:22	9,42	21:16	8,68	5,36

Prøvepumpning på boring M3, Rugårdsvej

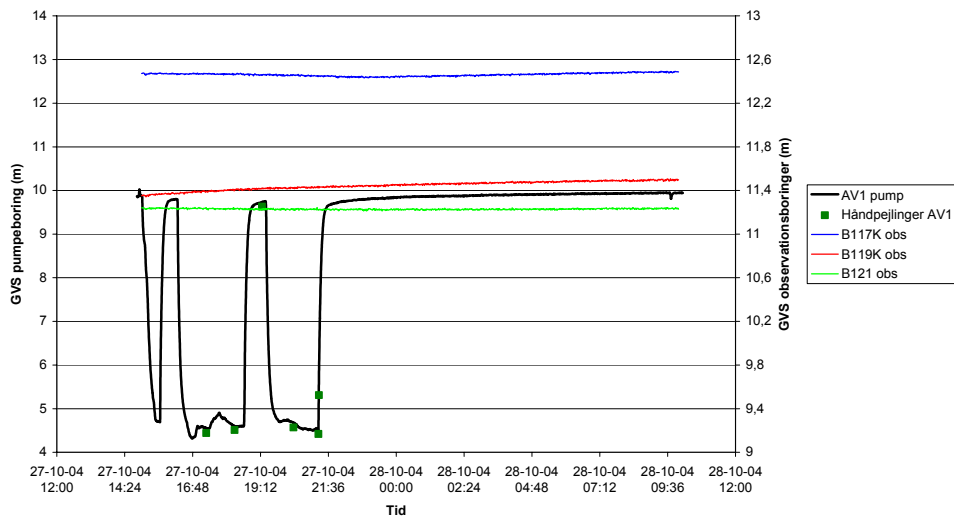
Dato: 28-10-2004	Pumpestart: 12.07	Pumpeslut: 17.57	Pumpeydelse: 18 L/min
Bemærkninger: Pumpen afbrydes uheldigvis mellem 2. og 3. time og startes først igen da pejlingerne ved 3.time skulle gennæføres! Pumpen standses kl. 17.57 og derefter pejles boringer! M3 pejles kl. 12.07 til 4.13 m.u.t			

Boring	vs (før start)		vs (2 time)		vs (3 timer)		vs (4 timer)		vs (5 timer)		Max sænkning meter
	tid	m.u.t.	tid	m.u.t.	tid	m.u.t.	tid	m.u.t.	tid	m.u.t.	
B103, kort	12:01	1,87	14:03	1,87	15:36	1,86	16:18	1,88	18:01	1,87	0,01
B105, kort	12:05	0,65	14:08	0,66	15:28	0,66	16:14	0,66	18:07	0,66	0,01
AB1	12:01	1,50	14:05	1,52	15:30	1,52	16:15	1,53	18:04	1,55	0,05
B117, kort	00:00	1,11	14:01	1,11	15:23	1,13	16:11	1,14	18:05	1,18	0,07
B119, kort	12:03	1,99	14:06	1,99	15:32	2,00	16:21	2,00	18:02	2,01	0,02
B121	11:56	2,08	14:00	2,09	15:39	2,11	16:16	2,11	17:59	2,11	0,03
B123, kort	11:59	1,24	14:13	1,24	15:25	1,24	16:13	1,25	18:03	1,28	0,04
B101	11:57	3,50	14:14	3,82	15:20	4,07	16:10	4,10	18:03	4,18	0,68
B102	11:58	3,29	14:17	3,53	15:39	3,74	16:19	3,80	18:10	3,88	0,59
B103,dyb	11:59	3,03	14:03	3,24	15:36	3,50	16:18	3,63	18:01	3,69	0,66
B110	11:55	3,97	14:15	4,56	15:18	4,74	16:09	4,82	18:02	4,81	0,85
B117, dyb	11:59	2,69	14:01	2,68	15:23	2,69	16:11	2,64	18:05	4,58	1,89
B119, dyb	12:03	3,29	14:07	3,50	15:32	3,73	16:16	3,81	18:03	3,92	0,63
B123, dyb	11:58	3,74	14:13	4,35	15:25	4,57	16:13	4,65	18:07	4,58	0,91
U101	12:00	1,92	14:04	1,92	15:23	1,92	16:17	1,92	18:04	1,92	0,00
I1	10:57	3,04	14:01	3,25	15:38	3,51	16:20	3,58	18:00	3,60	0,56
M1		3,20	14:09	3,49	15:26	3,72	16:14	3,81	18:06	3,93	0,73
M2	11:57	3,65	14:11	4,05	15:22	4,26	16:12	4,35	18:04	4,43	0,78
M3	10:05	4,16	14:21	5,59	15:12	5,72	16:07	5,83	17:58	5,26	1,67
M4	12:00	4,60	14:02	5,61	15:13	5,76	16:06	5,85	18:00	5,69	1,25
AV1	11:51	4,29	14:23	5,34	15:13	5,46	16:06	5,56	17:59	5,40	1,27

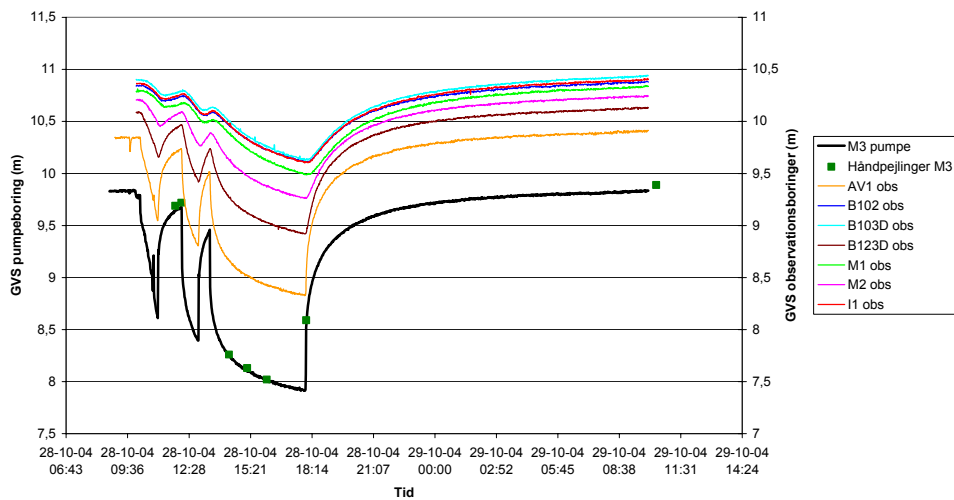
Figur 1: Vandstand i pumpeboring AV1 og observationsboringerne filtersat i MS: M1-M3, B102, B103, B123 og I1



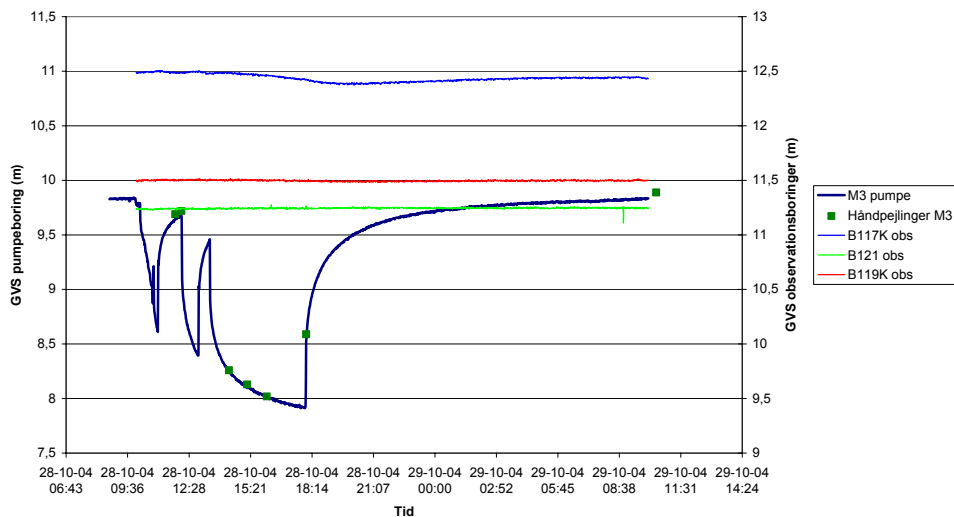
Figur 2: Vandstand i pumpeboring AV1 og observationsboringerne filtersat i ØS: B117, B119 og B121



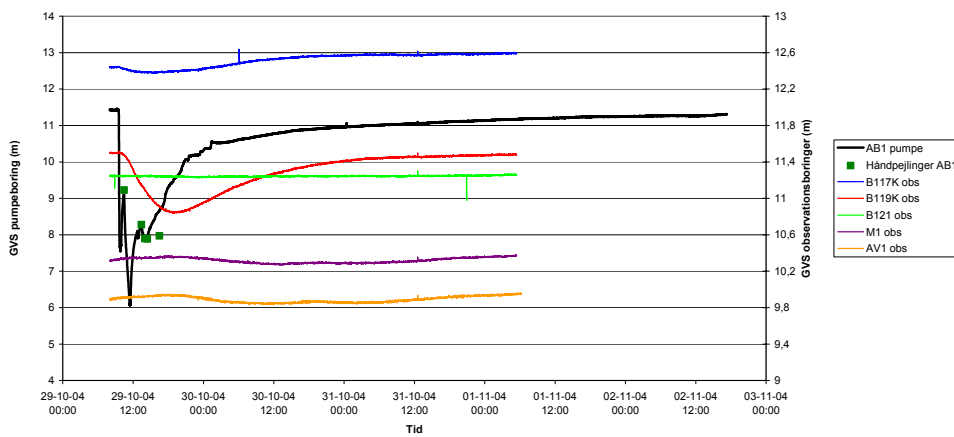
Figur 3: Vandstand i pumpeboring M3 og observationsboringerne filtersat i MS: M1-M3, B102, B103, B123 og I1.



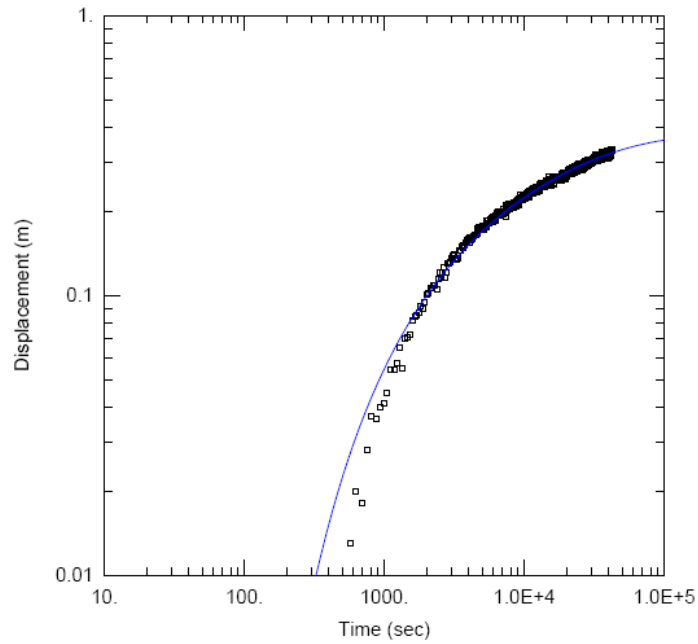
Figur 4: Vandstand i pumpeboring M3 og observationsboringerne filtersat i ØS: B117, B119 og B121



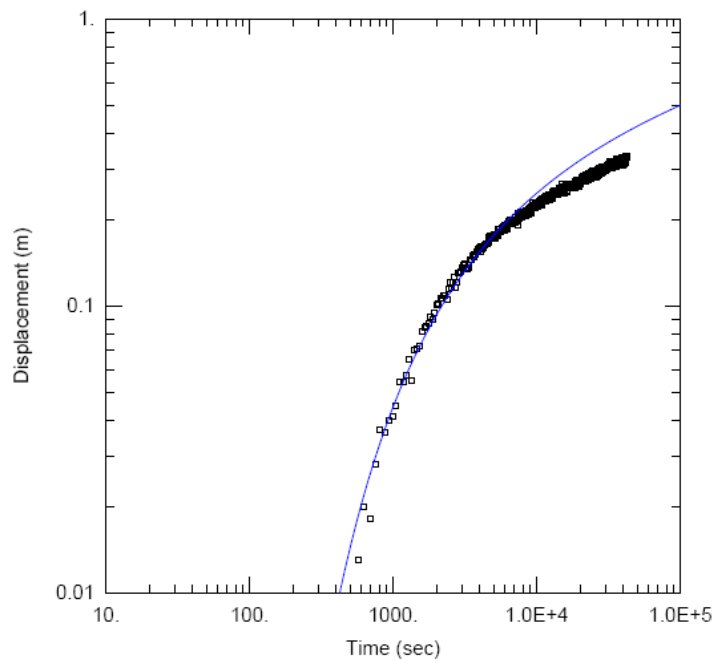
Figur 5: Vandstand i pumpeboring AB1 og observationsboringerne B117, B119, B121, M1 og AV1



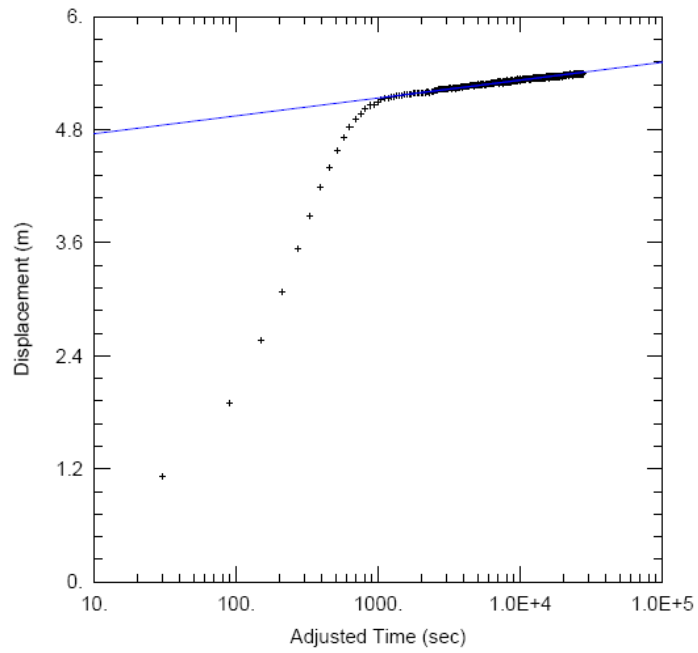
Udvalgte AQTESOLV grafer. Pumpeboring AV1



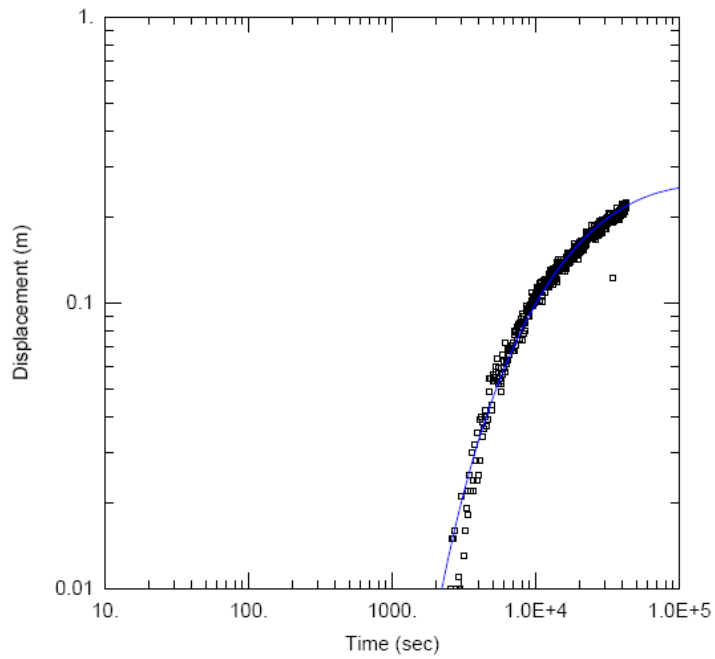
WELL TEST ANALYSIS					
Data Set: <u>N:\...123D_r_ppAV1_HJ.aqt</u>			Time: <u>16:31:31</u>		
Date: <u>01/12/05</u>					
PROJECT INFORMATION					
Company: <u>COWI</u>					
Location: <u>Rugårdsvej, Odense</u>					
Test Well: <u>AV1</u>					
Test Date: <u>27-10-2004</u>					
WELL DATA					
Pumping Wells			Observation Wells		
Well Name	X (m)	Y (m)	Well Name	X (m)	Y (m)
AV1	0	0	B123D	15.5	0
SOLUTION					
Aquifer Model: <u>Leaky</u>			Solution Method: <u>Hantush-Jacob</u>		
T	= <u>7.206E-5</u> m ² /sec		S	= <u>0.0005639</u>	
r/B	= <u>0.1505</u>		Kz/Kr	= <u>1.</u>	
b	= <u>1.</u> m				



<u>WELL TEST ANALYSIS</u>					
Data Set: N:\...123D_r_ppAV1_Tvisual.aqt			Time: 16:35:12		
Date: 01/12/05					
<u>PROJECT INFORMATION</u>					
Company: COWI					
Location: Rugårdsvej, Odense					
Test Well: AV1					
Test Date: 27-10-2004					
<u>WELL DATA</u>					
Pumping Wells			Observation Wells		
Well Name	X (m)	Y (m)	Well Name	X (m)	Y (m)
AV1	0	0	B123D	15.5	0
<u>SOLUTION</u>					
Aquifer Model: <u>Confined</u>			Solution Method: <u>Theis</u>		
T = <u>5.882E-5</u> m ² /sec			S = <u>0.0006581</u>		
Kz/Kr = <u>1</u>			b = <u>1</u> m		



<u>WELL TEST ANALYSIS</u>					
Data Set: N:\...AV1_recovery_ppAV1_CJ.aqt			Time: 16:35:24		
Date: 01/12/05					
<u>PROJECT INFORMATION</u>					
Company: COWI					
Location: Rugårdsvej, Odense					
Test Well: AV1					
Test Date: 27-10-2004					
<u>AQUIFER DATA</u>					
Saturated Thickness: 1. m			Anisotropy Ratio (Kz/Kr): 1.		
<u>WELL DATA</u>					
Pumping Wells			Observation Wells		
Well Name	X (m)	Y (m)	Well Name	X (m)	Y (m)
AV1	0	0	+ AV1	0.076	0
<u>SOLUTION</u>					
Aquifer Model: Confined			Solution Method: Cooper-Jacob		
T = 8.057E-5 m ² /sec			S = 2.468E-26		



WELL TEST ANALYSIS

Data Set: N:\...M1_r_ppAV1_HJ.aqt
 Date: 01/12/05

Time: 16:35:31

PROJECT INFORMATION

Company: COWI
 Location: Rugårdsvej, Odense
 Test Well: AV1
 Test Date: 27-10-2004

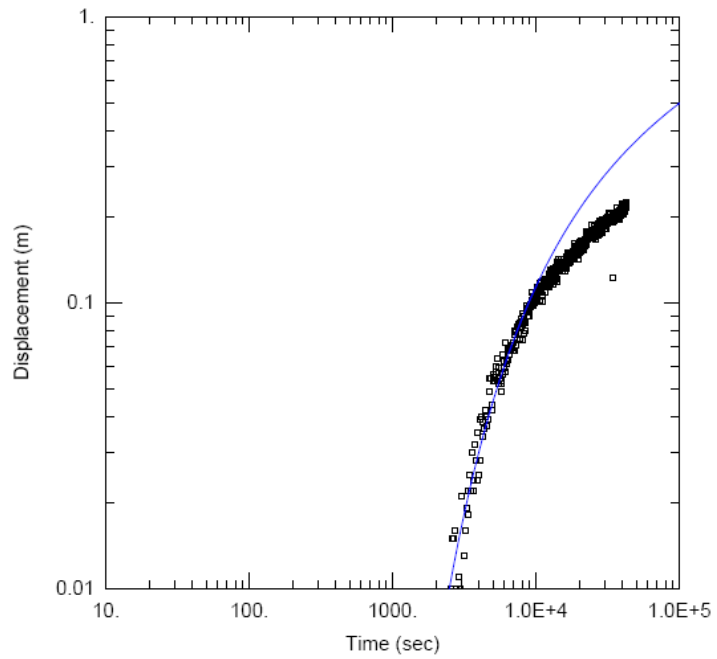
WELL DATA

Pumping Wells			Observation Wells		
Well Name	X (m)	Y (m)	Well Name	X (m)	Y (m)
AV1	0	0	M1	22	0

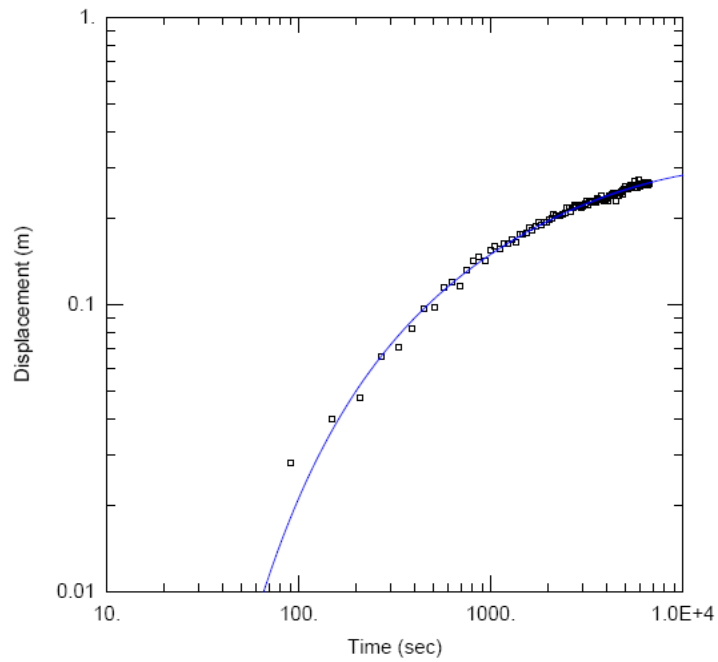
SOLUTION

Aquifer Model: Leaky
 T = 4.248E-5 m²/sec
 r/B = 0.56
 b = 1 m

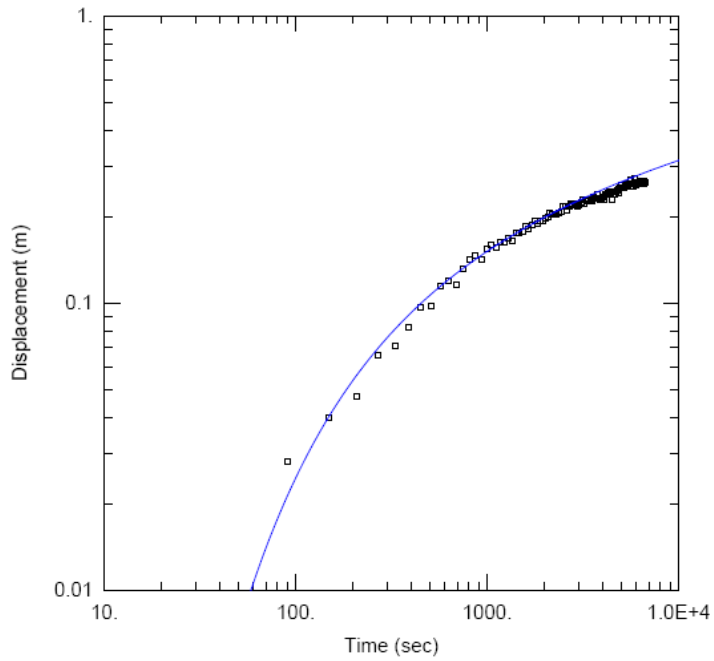
Solution Method: Hantush-Jacob
 S = 0.001388
 Kz/Kr = 1



<u>WELL TEST ANALYSIS</u>					
Data Set: <u>N:\...M1_r_ppAV1_T.aqt</u>			Time: <u>16:35:38</u>		
Date: <u>01/12/05</u>					
<u>PROJECT INFORMATION</u>					
Company: <u>COWI</u>					
Location: <u>Rugårdsvej, Odense</u>					
Test Well: <u>AV1</u>					
Test Date: <u>27-10-2004</u>					
<u>WELL DATA</u>					
Pumping Wells			Observation Wells		
Well Name	X (m)	Y (m)	Well Name	X (m)	Y (m)
AV1	0	0	M1	22	0
<u>SOLUTION</u>					
Aquifer Model: <u>Confined</u>			Solution Method: <u>Theis</u>		
T = <u>3.304E-5</u> m ² /sec			S = <u>0.001348</u>		
Kz/Kr = <u>1.</u>			b = <u>1.</u> m		

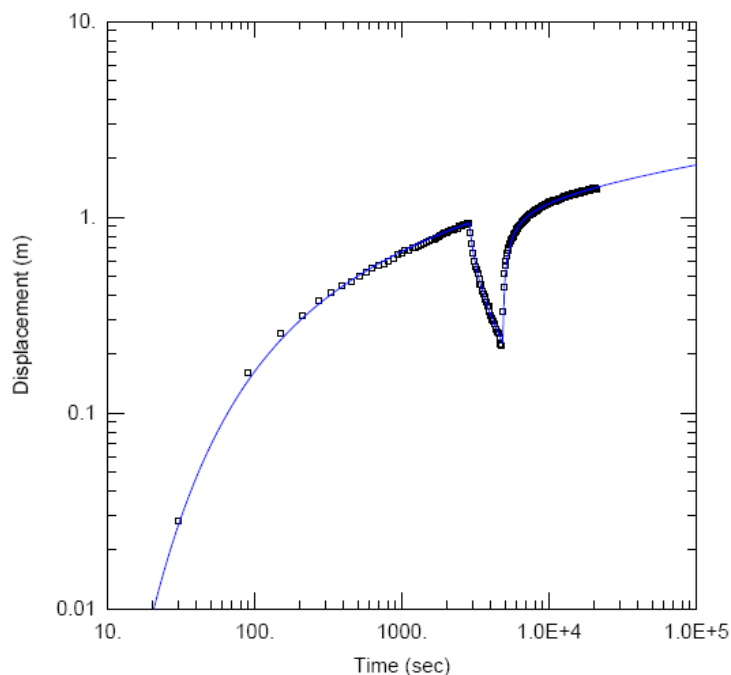


<u>WELL TEST ANALYSIS</u>					
Data Set: <u>N:\...M3_dd_ppAV1_HJ.aqt</u>			Time: <u>16:35:45</u>		
<u>PROJECT INFORMATION</u>					
Company: <u>COWI</u>					
Location: <u>Rugårdsvej, Odense</u>					
Test Well: <u>AV1</u>					
Test Date: <u>27-10-2004</u>					
<u>WELL DATA</u>					
Pumping Wells			Observation Wells		
Well Name	X (m)	Y (m)	Well Name	X (m)	Y (m)
AV1	0	0	M3	6	0
<u>SOLUTION</u>					
Aquifer Model: <u>Leaky</u>			Solution Method: <u>Hantush-Jacob</u>		
T	= <u>8.329E-5 m²/sec</u>		S	= <u>0.0008188</u>	
r/B	= <u>0.167</u>		Kz/Kr	= <u>1.</u>	
b	= <u>1. m</u>				



<u>WELL TEST ANALYSIS</u>					
Data Set: <u>N:\...M3_dd_ppAV1_Tvisuel.aqt</u>			Time: <u>16:35:51</u>		
Date: <u>01/12/05</u>					
<u>PROJECT INFORMATION</u>					
Company: <u>COWI</u>					
Location: <u>Rugårdsvej, Odense</u>					
Test Well: <u>AV1</u>					
Test Date: <u>27-10-2004</u>					
<u>WELL DATA</u>					
Pumping Wells			Observation Wells		
Well Name	X (m)	Y (m)	Well Name	X (m)	Y (m)
AV1	0	0	M3	6	0
<u>SOLUTION</u>					
Aquifer Model: <u>Confined</u>			Solution Method: <u>Theis</u>		
T = <u>9.134E-5 m²/sec</u>			S = <u>0.0007637</u>		
Kz/Kr = <u>1.</u>			b = <u>1. m</u>		

Udvalgte AQTESOLV grafer. Pumpeboring M3



WELL TEST ANALYSIS

Data Set: N:\...AV1_totaldd_ppM3_HJ.aqt

Date: 01/12/05

Time: 16:40:01

PROJECT INFORMATION

Company: COWI

Location: Rugårdsvej, Odense

Test Well: M3

Test Date: 28-10-2004

WELL DATA

Pumping Wells			Observation Wells		
Well Name	X (m)	Y (m)	Well Name	X (m)	Y (m)
M3	0	0	AV1	6	0

SOLUTION

Aquifer Model: Leaky

Solution Method: Hantush-Jacob

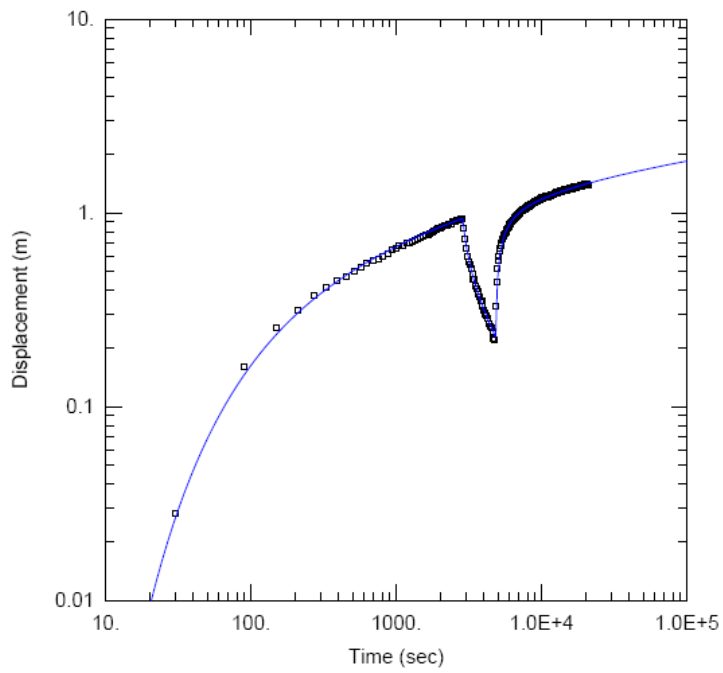
T = 9.173E-5 m²/sec

S = 0.0004564

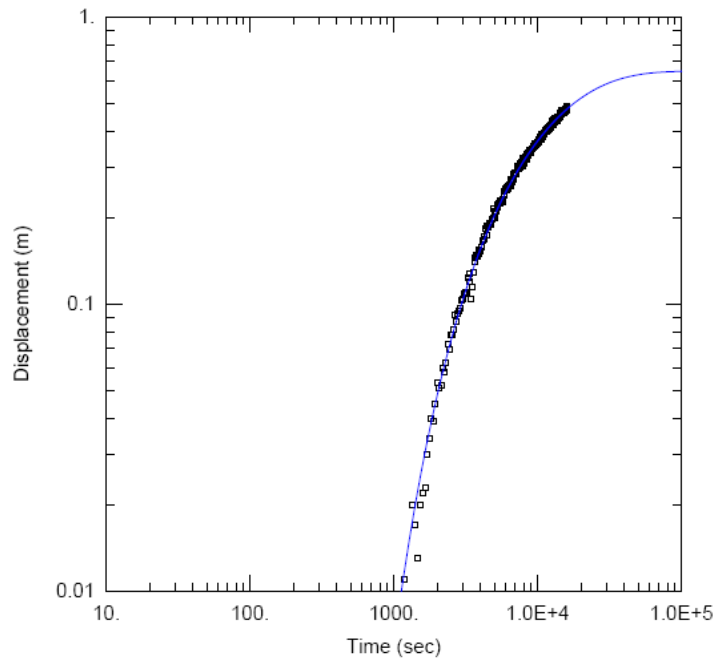
r/B = 1.0E-5

Kz/Kr = 1.

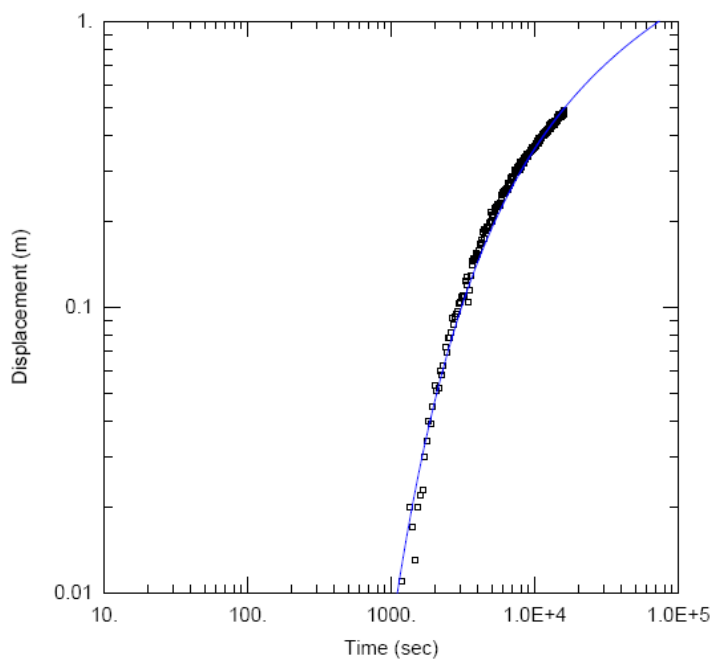
b = 1. m



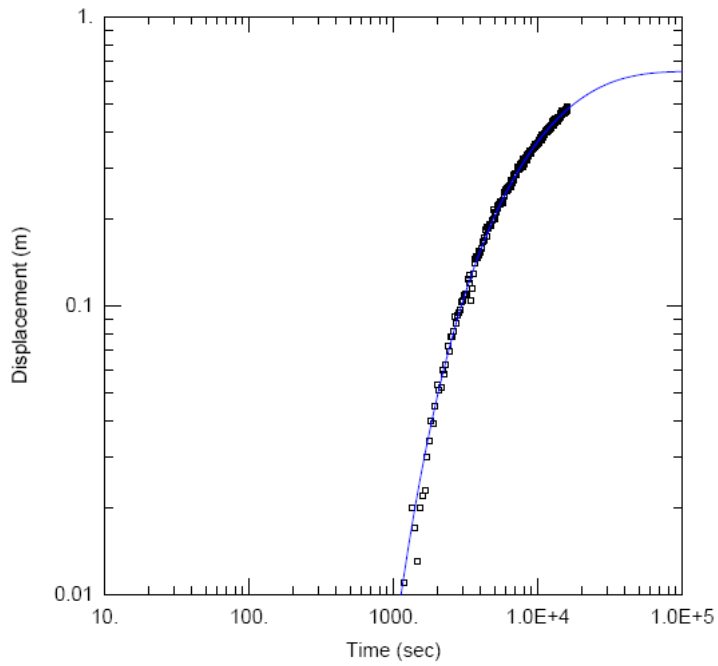
<u>WELL TEST ANALYSIS</u>					
Data Set: N:\...AV1_totaldd_ppM3_T.aqt			Time: 16:39:57		
Date: 01/12/05					
<u>PROJECT INFORMATION</u>					
Company: COWI					
Location: Rugårdsvej, Odense					
Test Well: M3					
Test Date: 28-10-2004					
<u>WELL DATA</u>					
Pumping Wells			Observation Wells		
Well Name	X (m)	Y (m)	Well Name	X (m)	Y (m)
M3	0	0	AV1	6	0
<u>SOLUTION</u>					
Aquifer Model: <u>Confined</u>			Solution Method: <u>Theis</u>		
T = <u>9.168E-5</u> m ² /sec			S = <u>0.0004568</u>		
Kz/Kr = <u>1.</u>			b = <u>1.</u> m		



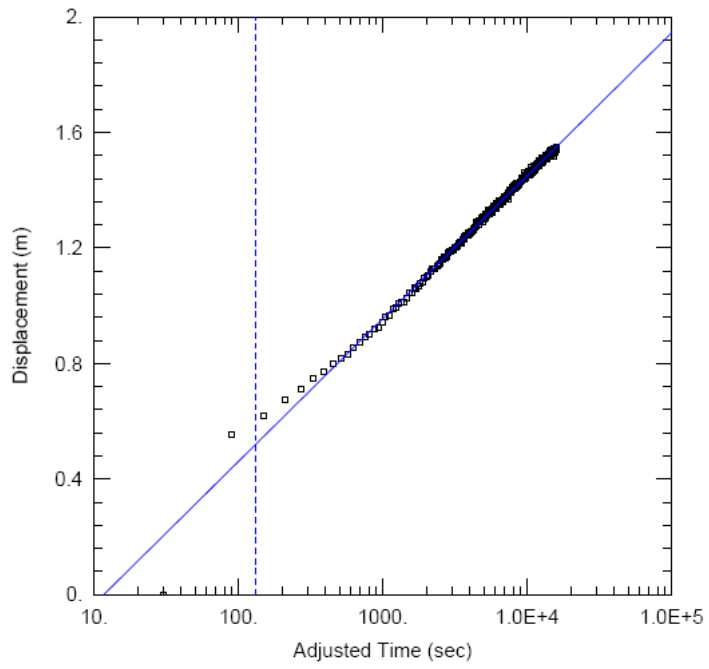
<u>WELL TEST ANALYSIS</u>					
Data Set: <u>N:\...M1_d2_ppM3_16L_HJ.aqt</u>			Time: <u>16:39:52</u>		
Date: <u>01/12/05</u>					
<u>PROJECT INFORMATION</u>					
Company: <u>COWI</u>					
Location: <u>Rugårdsvej, Odense</u>					
Test Well: <u>M3</u>					
Test Date: <u>28-10-2004</u>					
<u>WELL DATA</u>					
Pumping Wells			Observation Wells		
Well Name	X (m)	Y (m)	Well Name	X (m)	Y (m)
M3	0	0	□ I1	27	0
<u>SOLUTION</u>					
Aquifer Model: <u>Leaky</u>			Solution Method: <u>Hantush-Jacob</u>		
T	= <u>4.269E-5 m²/sec</u>		S	= <u>0.0007001</u>	
r/B	= <u>0.7211</u>		Kz/Kr	= <u>1</u>	
b	= <u>1</u> m				



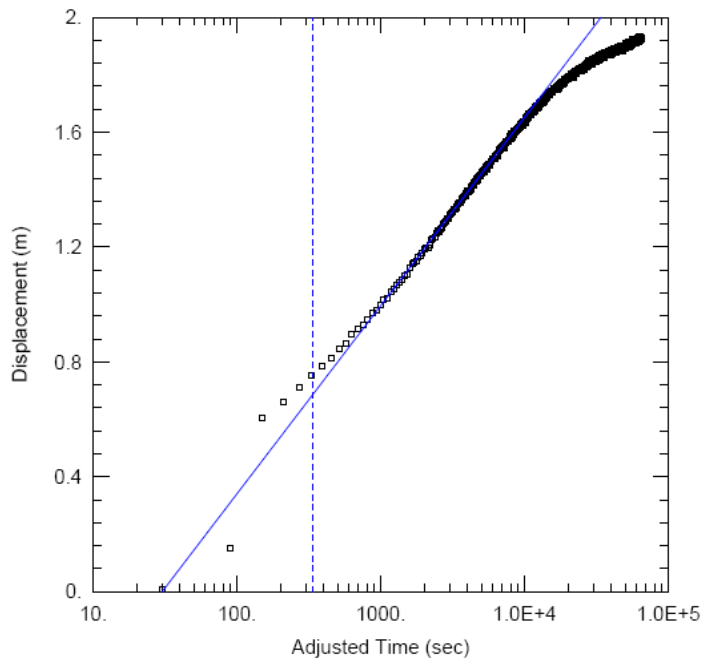
WELL TEST ANALYSIS					
Data Set: N:\...M1_d2_ppM3_16L_Tvisuel.aqt			Time: 16:39:44		
Date: 01/12/05					
PROJECT INFORMATION					
Company: COWI					
Location: Rugårdsvej, Odense					
Test Well: M3					
Test Date: 28-10-2004					
WELL DATA					
Pumping Wells			Observation Wells		
Well Name	X (m)	Y (m)	Well Name	X (m)	Y (m)
M3	0	0	□ I1	27	0
SOLUTION					
Aquifer Model: <u>Confined</u>			Solution Method: <u>Theis</u>		
T = <u>5.992E-5</u> m ² /sec			S = <u>0.0008763</u>		
Kz/Kr = <u>1</u>			b = <u>1</u> m		



<u>WELL TEST ANALYSIS</u>					
Data Set: <u>N:\...I1_d2_ppM3_18L_HJ.aqt</u>			Time: <u>16:39:40</u>		
Date: <u>01/12/05</u>					
<u>PROJECT INFORMATION</u>					
Company: <u>COWI</u>					
Location: <u>Rugårdsvej, Odense</u>					
Test Well: <u>M3</u>					
Test Date: <u>28-10-2004</u>					
<u>WELL DATA</u>					
Pumping Wells			Observation Wells		
Well Name	X (m)	Y (m)	Well Name	X (m)	Y (m)
M3	0	0	o I1	27	0
<u>SOLUTION</u>					
Aquifer Model: <u>Leaky</u>			Solution Method: <u>Hantush-Jacob</u>		
T	= <u>4.717E-5 m²/sec</u>		S	= <u>0.0007735</u>	
r/B	= <u>0.7211</u>		Kz/Kr	= <u>1.</u>	
b	= <u>1. m</u>				



<u>WELL TEST ANALYSIS</u>					
Data Set: N:\...lppM3_dd2_M3_CJ.aqt			Time: 16:39:35		
Date: 01/12/05					
<u>PROJECT INFORMATION</u>					
Company: COWI					
Location: Rugårdsvej, Odense					
Test Well: M3					
Test Date: 28-10-2004					
<u>AQUIFER DATA</u>					
Saturated Thickness: 1. m			Anisotropy Ratio (Kz/Kr): 1.		
<u>WELL DATA</u>					
Pumping Wells			Observation Wells		
Well Name	X (m)	Y (m)	Well Name	X (m)	Y (m)
M3	0	0	M3	0	0
<u>SOLUTION</u>					
Aquifer Model: <u>Confined</u>			Solution Method: <u>Cooper-Jacob</u>		
T = 0.0001111 m ² /sec			S = 2.943		



<u>WELL TEST ANALYSIS</u>					
Data Set: N:\...ppM3_R_r18_CJ.aqt			Time: 16:39:29		
Date: 01/12/05					
<u>PROJECT INFORMATION</u>					
Company: COWI					
Location: Rugårdsvej, Odense					
Test Well: M3					
Test Date: 28-10-2004					
<u>AQUIFER DATA</u>					
Saturated Thickness: 1 m			Anisotropy Ratio (Kz/Kr): 1		
<u>WELL DATA</u>					
Pumping Wells			Observation Wells		
Well Name	X (m)	Y (m)	Well Name	X (m)	Y (m)
M3	0	0	M3	0	0
<u>SOLUTION</u>					
Aquifer Model: Confined			Solution Method: Cooper-Jacob		
T = 8.386E-5 m ² /sec			S = 5.73		

Prøvepumpningsresultater

Tolkning af data fra observationsboringer ved pumpeforsøg på M3 og AV1

Pumpeforsøg: M3

Obs-boring ID		Model	Transmissivt $10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$	Magasintal 10^{-4}	r/B	K_z	β	Kommentarer
AV1	Total sænkning	Theis	9,188	4,568				Stigningsdata viser tegn på lækage. Bedste tilnærmelse til stigningsdata med Hantush-Jacob
	Total sænkning	Hantush-Jacob	9,173	4,564	1,00E-05	1,27E-15		
	Stigning (18L/m)	Theis	7,961	5,625				
	Stigning (16.3L/m)	Theis	7,204	5,091				
	Stigning (16.3L/m)	Hantush-Jacob	6,763	5,788	0,092	8,03E-08		
	Stigning (18L/m)	Hantush-Jacob	7,473	6,396	0,092	8,87E-08		
B123D	Total sænkning	Theis	8,02	9,442				Stigningsdata viser tegn på lækage. Bedste tilnærmelse til stigningsdata er opnået med Hantush-Jacob.
	Total sænkning	Hantush-Jacob	7,1	9,943	0,160	9,12E-08		
	Sænkning	Theis	8,97	13,83				
	Sænkning	Hantush-Jacob	8,26	13,42	0,204	1,72E-07		
	Stigning (18L/m)	Theis	7,23	10,96				
	Stigning (16.3L/m)	Theis	6,04	9,721				
	Stigning (18L/m)	Hantush-Jacob	6,44	10,14	0,221	1,57E-07		
	Stigning (16.3L/m)	Hantush-Jacob	5,83	9,365	0,221	1,42E-07		
	Stigning	Hantush	6,65	9,354			0,055	
M1	Total sænkning	Theis	5,883	19,06				Både sænkings- og stigningsdata viser tegn på lækage. Gode tilnærmelser vha. Hantush-Jacob!
	Total sænkning	Hantush-Jacob	4,967	18,28	0,387	1,31E-07		
	Sænkning	Theis	4,807	23,68				
	Sænkning	Hantush-Jacob	4,154	21,17	0,756	4,63E-07		
	Sænkning	hantush	4,449	17,87			0,153	
	Stigning	Theis	5,123	19,44				
M2	Total sænkning	Theis	7,44	16,19				Både sænkings- og stigningsdata viser tegn på lækage. God tilnærmelse med Hantush-Jacob i begge tilfælde.
	Total sænkning	Hantush-Jacob	6,9	16,29	0,169	6,65E-08		
	Sænkning	Theis	7,48	25,81				
	Sænkning	Hantush-Jacob	6,67	23,89	0,390	3,52E-07		
	Sænkning	hantush	5,81	18,1			0,1316	
	Stigning	Theis	6,76	18,81				
B103D	Total sænkning	Theis	6,4	9,248				Både sænkings- og stigningsdata viser tegn på lækage. God tilnærmelse med Hantush-Jacob i begge tilfælde. Bedste tilpasning til totalsænkning m Theis
	Total sænkning	Hantush-Jacob	6,08	9,154	0,188	2,03E-08		
	Sænkning	Theis	6,08	12,56				
	Sænkning	Hantush-Jacob	5,02	10,94	0,628	1,87E-07		
	Stigning	Theis	6,57	8,935				
B102	Total sænkning	Theis	6,88	6,165				Stigningsdata viser tegn på lækage. God tilnærmelse til stigningsdata med Hantush-Jacob.
	Total sænkning	Hantush-Jacob	6,06	6,05	0,294	3,23E-08		
	Sænkning	Theis	7,39	8,675				
	Sænkning	Hantush-Jacob	5,64	7,341	0,580	1,17E-07		
	Stigning	Theis	6,39	6,254				
	Stigning	Hantush-Jacob	5,72	5,684	0,485	8,29E-08		
I1	Total sænkning	Theis	6,69	9,442				På total sænkning er Theis bedst. Stigningsdata viser tegn på lækage. Bedste tilnærmelse til stigningsdata er opnået med Hantush-Jacob.
	Total sænkning	Hantush-Jacob	5,88	6,362	0,301	3,64E-08		
	Sænkning (18L/m)	Theis	6,26	6,915				
	Sænkning (16.3L/m)	Theis	5,89	6,196				
	Sænkning (18L/m)	Hantush-Jacob	4,72	7,735	0,721	1,66E-07		
	Sænkning (16.3L/m)	Hantush-Jacob	4,27	7,001	0,721	1,52E-07		
	Stigning (18L/m)	Theis	6,24	9,303				
	Stigning (16.3L/m)	Theis	5,93	8,676				
	Stigning (18L/m)	Hantush-Jacob	5,76	6,056	0,454	8,14E-08		
	Stigning (16.3L/m)	Hantush-Jacob	5,21	5,48	0,454	7,36E-08		

Pumpeforsøg: AV1

Obs-boring ID		Model	Transmissivt $10^{-5} \text{ m}^2/\text{s}$	Magasintal 10^4	r/B	K_z	β	Kommentarer
M3	Sænkning	Theis	9,13	7,637				Lille tendens til lækage, og tilnærning med Theis ser ok ud. Bedste tilnærning opnås dog med Hantush-Jacob og Hantush, så muligvis lille lækage
	Sænkning	Hantush-Jacob	8,329	8,188	0,167	3,23E-07		
	Stigning	Theis	7,17	9,26				
	Stigning	Hantush-Jacob	7,69	8,122	0,078	6,44E-08		
B123D	Sænkning	Theis	6,82	8,352				Lille tendens til lækage. Tilnærning med Theis ser ok ud. Bedste tilnærning opnås dog med Hantush-Jacob og Hantush, så muligvis lille lækage
	Sænkning	Hantush-Jacob	3,47	6,195	1,038	7,78E-07		
	Stigning	Theis	5,88	6,581				
	Stigning	Cooper-Jacob	8,605	4,77				
	Stigning	Hantush-Jacob	7,206	5,639	0,151	3,40E-08		
M1	Sænkning	Theis	1,811	12,95				Sænkning er ikke gode til tolkning, pga. meget små og svingende sænkninger. Stigning viser tegn på lækage
	Stigning	Theis	3,304	13,48				
	Stigning	Hantush-Jacob	4,245	13,88	0,560	1,38E-07		
M2	Sænkning	Theis	8,16	17,84				Theis og Hantush-Jacob giver et nogenlunde ens billede og derfor ikke tegn på lækage. Lidt bedre tilnærning ved Hantush-Jacob og Hantush
	Sænkning	Hantush-Jacob	5,243	13,84	0,828	6,99E-07		
	Sænkning	hantush	5,594	11,85			0,1633	
	Stigning	Theis	6,6	11,96				
B102	Stigning	Hantush-Jacob	7,473	10,99	0,166	4,01E-08		Tolkning på den sidste sænkning gav et meget tvivlsomt billede og er derfor udeladt.
	Stigning	Theis	7,419	5,372				
	Stigning	Hantush-Jacob	7,243	5,256	0,219	1,51E-08		
	Total sænkning	Theis	8,33	5,453				
B103D	Total sænkning	Hantush	5,583	3,85			0,1494	Bedste tilnærning er opnået vha. Theis på stigningsdataene. Umiddelbart ikke tegn på lækage. Sænkingsdataene ser ikke pålidelige ud - store udsving!
	Sænkning	Theis	2,899	9,791				
	Sænkning	Hantush-Jacob	0,1516	0,8738	4,351	1,77E-07		
	Stigning	Theis	6,41	7,596				
Stigning	Hantush-Jacob	2,891	5,21	1,130	2,27E-07			

Bemærkninger
 Ved prøvepumpningerne på AV1 og M3 blev pumpen uheldigvis afbrudt efter hhv. ca. 140 og 50 minutter, og der ses derfor to sænkningsforløb på kurverne for pumpe- og observationsboringerne. Hele sænkningsforløbet (total sænkning) er blevet forsøgt tolket at benytte en variabel pumpeydelse (0 L/min hvor pumpen er afbrudt). Der er desuden foretaget tolkninger på den sidste sænkning, hvor pumpen igen er startet - både ved at benytte en ydelse på 18 L/min og en gennemsnitlig pumpeydelse på 16,3L/min. Derudover er der for alle borerer foretaget tolkninger af det sidste stigningsforløb

	Alle observationsboringer				Zone 1		Zone 2	
	T ($10^{-8} \text{ m}^2/\text{s}$)	S (10^{-4})	r/B	K_z	T ($10^{-8} \text{ m}^2/\text{s}$)	T ($10^{-8} \text{ m}^2/\text{s}$)	T ($10^{-8} \text{ m}^2/\text{s}$)	
GENNEMSNIT	6,53	7,71	0,40	1,77E-07	6,29	8,01		
MAX	9,173	13,83	1,04	7,78E-07	8,97	9,173		
MIN	3,47	3,85	0,09	1,51E-08	3,47	6,763		

BEMÆRKNINGER
 Der er set bort fra M1 (AV1 pumpeforsøg) B103D (AV1 pumpeforsøg) ved beregning af middel T for alle observationsboringer. Der er set bort fra M1 og M2 resultater samt B103D (AV1 pumpeforsøg) ved beregning af middel S for alle observationsboringer.

	Afstand, r, fra observationsboringer til pumpeboring-er samt tykkelse af ovenliggende morænelerlag.		
	Pumpning AV1	Pumpning M3	Tykkelse af ML
	r (m)	r (m)	b (m)
AV1		6,00	5,00
B102	34	28,5	5,00
B103D	28,5	23	5,00
B123D	15,5	10	5,00
I1		27	5,00
M1	22	18	5,00
M2	18	12	5,00
M3	6		5,00

Tolkning af data fra pumpeboringer

Pumpeboring		Model	Transmissivt $10^{-5} \text{ m}^2/\text{s}$	Kommentarer
AV1	Sænkning	Cooper-Jacob	4,283	Tolkning på sænkingsdata er upålidelig
	Stigning	Cooper-Jacob	8,057	
M3	Total sænkning	Cooper-Jacob	9,087	Der er fittet til sidste del af kurven inden den bøjer af.
	Sænkning 2	Cooper-Jacob	11,11	
	Stigning (16,3L/min)	Cooper-Jacob	7,648	
	Stigning (18L/min)	Cooper-Jacob	8,388	

Beregning af influensradius og virkningsgrad

Beregning af influensradius for AV1

Theis løsning		Hantush - Jacob			Jacobs løsning	
T (m ² /s)	0,00007	T (m ² /s)	0,00007	0,00007	T (m ² /s)	0,00007
Q (L/min)	5	Q (L/min)	5	10	Q (L/min)	5
Q (m ³ /s)	8,3333E-05	Q (m ³ /s)	8,33E-05	0,000167	Q (m ³ /s)	8,333E-05
t (s)	864000	t (s)	864000	864000	t (s)	864000
S	0,0008	S	0,0008	0,0008	S	0,0008
Sænkning (m)	0,05	Sænkning (m)	0,05	0,05	Sænkning (m)	0,05
		r/B (fra pp-tolkning)	0,4	0,4		
W(u) - beregnet	0,5278	W(u,r/B) - beregnet	0,5278	0,2639		
1/u (aflæst)	1,90					
u	0,5254	u (aflæst)	0,5067	0,8767	u (beregnet)	0,332
Teoretisk r (m)	398,60	Teoretisk r (m)	391,46	514,90	Teoretisk r (m)	316,68

Interpolation af værdier fra tabeller						Bemærkning
W(u)	1/u	Hældning	W(u,r/B)	u	Hældning	Den udregnede radius er ikke gyldig, da kriteriet for Jacobs løsning ikke er opfyldt (u<0,05)
0,491	1,78		0,5344	0,5		
0,667	2,37	3,3523	0,4364	0,6	-1,0204	
0,5278	1,9033		0,5278	0,5067		

Beregning af virkningsgrad

AV1		M3	
T (m ² /s)	0,00008	T (m ² /s)	0,00008
Q (L/min)	5	Q (L/min)	18
Q (m ³ /s)	8,33333E-05	Q (m ³ /s)	0,0003
t (s)	3600	t (s)	3600
S	0,0005	S	0,0008
r (m)	0,045	r (m)	0,0315
Teoretisk stigning s60	1,107	Teoretisk stigning s60	4,058
Observerede stigning (60min)	5,24	Observerede stigning (60min)	1,37
Virkningsgrad (%)	21,13	Virkningsgrad (%)	296,178

Bilag 7. Injektionstest

Injektionstest udført 02-11-2004, Rugårdsvej 234-238, Odense

Injektionsboring: I1		Pumpestart: 9.33			Filtersætning: 10-11			Magasin: MS	
Tid	Injektionsboring				Observationsboringer				
	Flow [L/min]	Modtryk [bar]	Vandmåler [m ³]	Total vand [L]	B102 [m.u.t.]	B103 kort [m.u.t.]	B103 dyb [m.u.t.]	U101 [m.u.t.]	B121 [m.u.t.]
9.33					3,16	1,96	2,91	2,01	2,09
9.50	2	0,002	0,3884		2,83	1,96	2,06	2,01	2,04
10.00	3	0,002	0,4045	16,1	2,66	1,96	1,82	2,01	2,03
10.10	1	0,001	0,414	9,5	2,61	1,96	1,88	2,01	2,03
10.20	1	0,001	0,424	10	2,62	1,96	2,04	2,02	2,03
10.30	0,8	0,001	0,4322	8,2	2,63	1,96	2,12	2,02	2,03
10.37	3	0,0022	0,452	19,8	2,59	1,96	1,96	2,02	2,03
10.45	3	0,0022	0,4704	18,4	2,46	1,96	1,67	2,02	2,03
10.50	2,5	0,0025	0,4855	15,1	2,42	1,96	1,57	2,02	2,03
10.57	4,5	0,22	0,5155	30	2,24	1,96	1,22	2,02	2,03

* Datalogger taget op af I1 under injektionen. Installeret efter injektion

Injektionsboring: B102		Pumpestart: 11.13			Filtersætning: 10-12			Magasin: MS	
Tid	Injektionsboring				Observationsboringer				
	Flow [L/min]	Modtryk [bar]	Vandmåler [m ³]	Total vand [L]	I1 [m.u.t.]	B103 kort [m.u.t.]	B103 dyb [m.u.t.]	U101 [m.u.t.]	B121 [m.u.t.]
11.13	1	0,003	0,5243	8,8	2,06	1,96	1,9	2,01	2,04
11.19	1	0,003	0,529	4,7	2,17	1,96	2,11	2,01	2,04
11.24	1	0,003	0,5355	6,5	2,2	1,96	2,2	2,01	2,04
11.29	3,3	0,22	0,5487	13,2	2,08	1,96	2,2	2,01	2,04
11.35	3,3	0,23	0,5675	18,8	1,81	1,96	2,05	2,01	2,04
11.40	3,3	0,23	0,5832	15,7	1,67	1,96	1,92	2,01	2,04
11.45	5	0,47	0,6043	21,1	1,37	1,96	1,76	2,01	2,04

* Datalogger taget op af B102 under injektionen. Installeret efter injektion.

Injektionsboring: U101 Pumpestart: 12.08 Filtersætning: 10-12 Magasin: ØS														
Tid	Injektionsboring				Observationsboringer									
	Flow [L/min]	Modtryk [bar]	Vandmåler [m ³]	Total vand [L]	B102 [m.u.t.]	I1 [m.u.t.]	B103 kort [m.u.t.]	B103 dyb [m.u.t.]	B119 kort [m.u.t.]	B119 dyb [m.u.t.]	M1 [m.u.t.]	B105 kort [m.u.t.]	B105 dyb [m.u.t.]	
12.08	1	0,003	0,6197	15,4	2,69	2,35	1,96	2,26		2	2,52	2,48	0,68	2,5
12.13	0,8	0,14	0,6262	6,5	2,78	2,45	1,96	2,42		2	2,58	2,55	0,68	2,5
12.18	0,9	0,14	0,6295	3,3	2,85	2,52	1,96	2,49	1,99		2,66	2,63	0,67	2,53
12.23	1	0,14	0,6329	3,4	2,89	2,56	1,96	2,54	1,98		2,71	2,66	0,67	2,55
12.30	3	0,17	0,6483	15,4	2,94	2,6	1,96	2,6	1,99		2,79	2,73	0,67	2,6
12.35	3	0,19	0,6636	15,3	2,97	2,64	1,96	2,65	1,99		2,82	2,77	0,67	2,64
12.40	3	0,19	0,672	8,4	2,99	2,66	1,96	2,67	1,99		2,85	2,8	0,67	2,66
12.45	5,5	0,32	0,695	23	3,01	2,68	1,96	2,69	1,99		2,88	2,83	0,67	2,7
12.50	5,5	0,29	0,7318	36,8	3,09	2,7	1,96	2,72	1,99		2,9	2,85	0,67	2,72

* Datalogger taget op af B102 under injektionen. Installeret efter injektion.

Injektionsboring: B103 dyb Pumpestart: 13.00 Filtersætning: 9-11 Magasin: MS														
Tid	Injektionsboring				Observationsboringer									
	Flow [L/min]	Modtryk [bar]	Vandmåler [m ³]	Total vand [L]	B102 [m.u.t.]	I1 [m.u.t.]	B103 kort [m.u.t.]	U101 [m.u.t.]	B119 kort [m.u.t.]	B119 dyb [m.u.t.]	M1 [m.u.t.]	B105 kort [m.u.t.]	B05 dyb [m.u.t.]	
13.05	1	0,007	0,7588	27	2,97	2,56	1,96	2,01	1,99		2,91	2,85	0,67	2,79
13.18	1	0,007	0,7703	11,5	2,89	2,43	1,96	2,02	1,99		2,82	2,75	0,67	2,78
13.23	0,8	0,007	0,775	4,7	2,87	2,42	1,96	2,02	1,98		2,79	2,72	0,67	2,77
13.28	3	0,066	0,7941	19,1	2,82	2,28	**	2,02	1,99		2,75	2,7		2,75
13.33														

* Datalogger taget op af B103 dyb under injektionen. Installeret efter injektion.
 ** Der var hydraulisk kontakt mellem den korte og den dybde filtersætning i B103. Vandet pilede op af B103 kort, og forsøget blev afbrudt.
 Bentonit-opfyldning af mellemrum mellem filtre er muligvis nødvendig.

Injektionsboring: B117 kort Pumpestart: 13.50 Filtersætning: 5-6 Magasin: ØS													
Tid	Injektionsboring				Observationsboringer								
	Flow [L/min]	Modtryk [bar]	Vandmåler [m ³]	Total vand [L]	B123 kort [m.u.t.]	B123 dyb [m.u.t.]	M2 [m.u.t.]	B101 [m.u.t.]	M1 [m.u.t.]	B119 dyb [m.u.t.]	B119 kort [m.u.t.]	B117 dyb [m.u.t.]	
13.53								3,35					
13.56	1	0,051	0,802	7,9	1,19	3,5	3,35	3,23		2,74	2,79	1,97	2,57
14.01	1	0,15	0,8095	7,5	1,16	3,5	3,37	3,24		2,78	2,83	1,97	2,58
14.06	1	0,15	0,8135	4	1,13	3,5	3,37	3,24		2,81	2,86	1,97	2,57
14.11	3	0,56	0,828	14,5	1,12	3,5	3,39	3,25		2,84	2,9	1,97	2,58
14.18	3	0,59	0,84	12		1	3,5	3,4	3,26	2,89	2,93	1,97	2,57
14.23	3	0,59	0,861	21	0,95	3,5	3,41	3,26		2,9	2,96	1,97	2,57
14.28	5,3	0,8	0,893	32	0,85	3,52	3,42	3,3				1,97	2,56

* Datalogger taget op af B117 kort under injektionen. Installeret efter injektion.
 ** Gevindet ved injektionsboringen var lidt utæt, hvilket resulterede i et spild.

Injektionsboring: B123 kort Pumpestart: 14.38 Filtersætning: 5.5-6.5 Magasin: ØS												
Tid	Injektionsboring				Observationsboringer							
	Flow [L/min]	Modtryk [bar]	Vandmåler [m ³]	Total vand [L]	B123 dyb [m.u.t.]	B117 kort [m.u.t.]	B117 dyb [m.u.t.]	M2 [m.u.t.]	B105 kort [m.u.t.]	B105 dyb [m.u.t.]	B110 [m.u.t.]	M1 [m.u.t.]
14.42	1	0,56	0,9015		3,51	0,33	2,52	3,42	0,67	2,89	3,76	2,97
14.47	1	0,52	0,9078	6,3	3,51	0,41	2,52	3,42	0,66	2,9	3,77	2,97
14.52	1	0,49	0,9129	5,1	3,5	0,46	2,51	3,43	0,67	2,9	3,77	2,98
15.01	3	0,54	0,947	34,1	3,51	0,55	2,51	3,43	0,67	2,93	3,77	3
15.06	3	0,56			3,52	0,57	2,51	3,43	0,67	2,94	3,77	3
15.12	3	0,57	0,973	26	3,52	0,6	2,52	3,43	0,67	2,95	3,77	3,01
15.20	5	0,69	1,014	41	3,52	0,61	2,51	3,43	0,67	2,96	3,77	3,01
15.24	5	0,6										

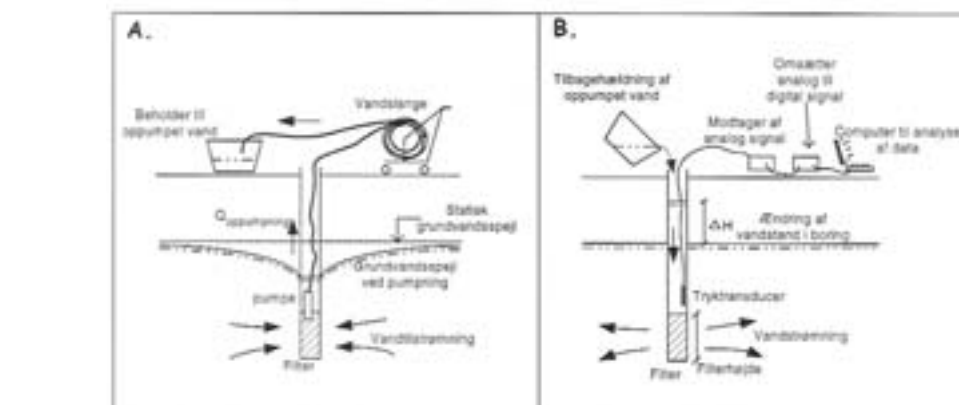
* Det er ikke muligt at se hvorvidt injektionen i B123kort medfører en stigning i vandstanden i B117kort, da injektionstesten på B117kort netop var afsluttet, og vandstanden derfor var unaturlig høj.

Bilag 8. Slugtest

Bilag 8.1. Udførelse af slugtests

Slugtests udføres ved at hæve evt. sænke vandstanden i en boring momentant og derefter logge trykfaldet i boringen som funktion af tiden.

Hedeselskabet udfører typisk denne hydrauliske test ved at oppumpe et vandvolumen på 150-180 L i en boring, hvor den hydrauliske ledningsevne ønskes bestemt, og efterfølgende logge trykudviklingen når vandvolumenet reinjiceres, jf. figur 1.



Figur 1: Skitseret forløb for udførelse af slugtests

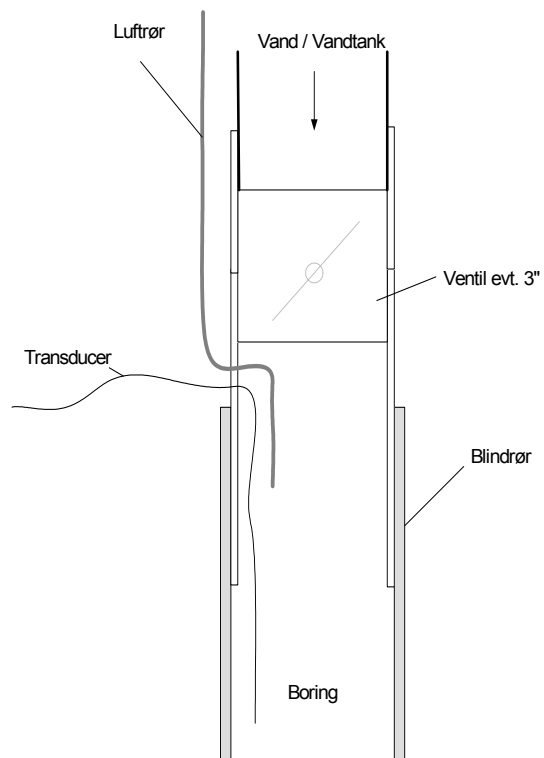
Princip i arbejdsgang er følgende:

1. Pejling af grundvandsstand i udvalgt boring. Montering af datalogger 1-2 meter under naturligt grundvandsspejl.
2. Oppumpning af 150-180 L i en overjordisk beholder
3. Løbende pejling af grundvandsstand indtil den naturlige grundvandsstand er genoprettet.
4. Hurtig/momentan tilsætning af det oppumpede grundvand til boring.
5. Logning af trykniveau med datalogger (trykniveau logges fx hver 1/10 sek.) - noter hvornår vandtank er tom.
6. Forsøg slutes.

Det foreslås, at boringens blindrør kobles til tanken gennem en ventil samt et tætsluttende rør, således at evt. overskydende vand bliver i boringen og ikke tømmes i tørbrønden omkring boringen. Der er vigtigt at dimensionen af rør/slange er størst mulig, så vandet løber frit når ventilen åbnes.

I den tætsluttende pakning mellem blindrør og tank skal der samtidig være et udtag til en slange der sikrer at luften kan undslippe boringen når vandstanden stiger. Denne slange bør stikke højere end vandtanken således at evt. overløb undgås. Ledningen til dataloggeren kan med fordel lægges sammen med slangen til luftudtag, jf. figur 2.

Data fra datalogger udtages som en (tid, tryk)-fil i ascii format eller Excel som efterfølgende tolkes i fx tolkningsprogrammet Superslug. Denne fil leveres digitalt til Hedeselskabet, der varetager bearbejdningen og tolkningen af de udførte tests.



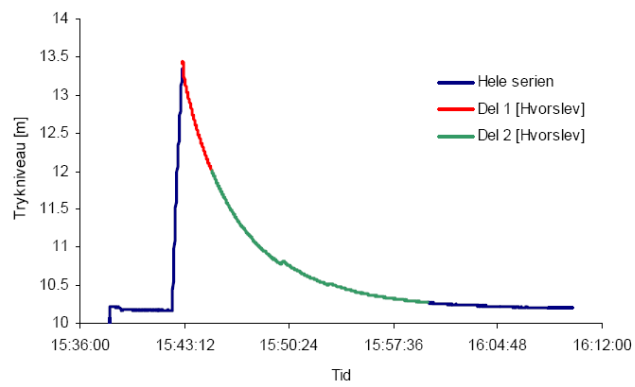
Figur 2: Opstilling for slugtest

Bilag 8.2 Resultater

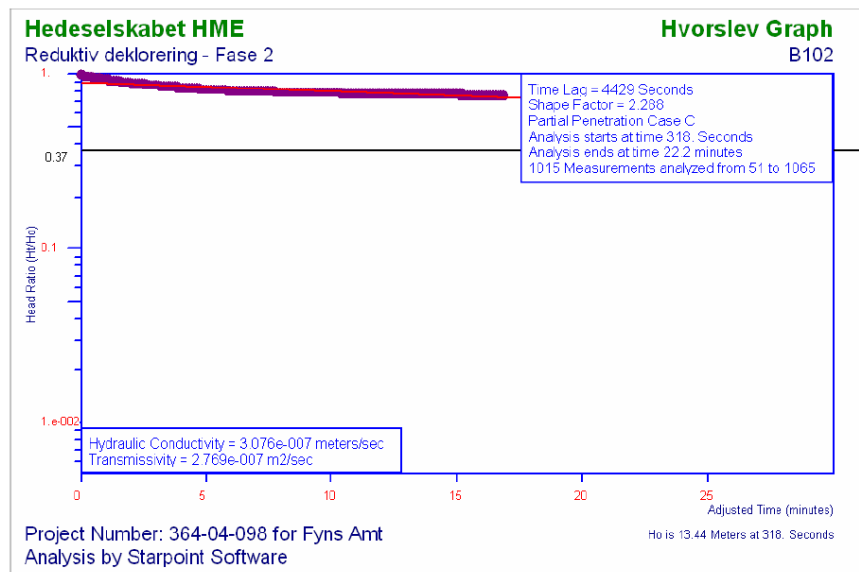
Tabel 1: Resultater af udførte slugtests på baggrund af Hvorslev's metode

Boring	Metode	K_H (m/s) Hele serien	K_H (m/s) Del 1	K_H (m/s) Del 2	K_H (m/s) Del 3
B 102	Hvorslev Grafiske metode	$3,08 \cdot 10^{-7}$	$1,2 \cdot 10^{-6}$	$2,1 \cdot 10^{-7}$	-
B 102	Hvorslev parameter estimation, Aritmetrisk	$5,39 \cdot 10^{-7}$	$1,3 \cdot 10^{-6}$	$4,2 \cdot 10^{-7}$	-
B 102	Hvorslev parameter estimation, Geometrisk	$3,99 \cdot 10^{-7}$	$1,2 \cdot 10^{-6}$	$3,4 \cdot 10^{-7}$	-
B M2	Hvorslev Grafiske metode	$4,21 \cdot 10^{-7}$	$1,32 \cdot 10^{-6}$	$2,95 \cdot 10^{-7}$	-
B M2	Hvorslev parameter estimation, Aritmetrisk	$6,13 \cdot 10^{-7}$	$1,35 \cdot 10^{-6}$	$4,64 \cdot 10^{-7}$	-
B M2	Hvorslev parameter estimation, Geometrisk	$4,68 \cdot 10^{-7}$	$1,27 \cdot 10^{-6}$	$3,82 \cdot 10^{-7}$	-
B I1	Hvorslev Grafiske metode	$1,73 \cdot 10^{-7}$	$1,16 \cdot 10^{-6}$	$3,43 \cdot 10^{-7}$	$3,06 \cdot 10^{-7}$
B I1	Hvorslev parameter estimation, Aritmetrisk	$4,11 \cdot 10^{-7}$	$1,13 \cdot 10^{-6}$	$4,49 \cdot 10^{-7}$	$2,70 \cdot 10^{-7}$
B I1	Hvorslev parameter estimation, Geometrisk	$2,97 \cdot 10^{-7}$	$9,38 \cdot 10^{-7}$	$3,56 \cdot 10^{-7}$	$2,26 \cdot 10^{-7}$

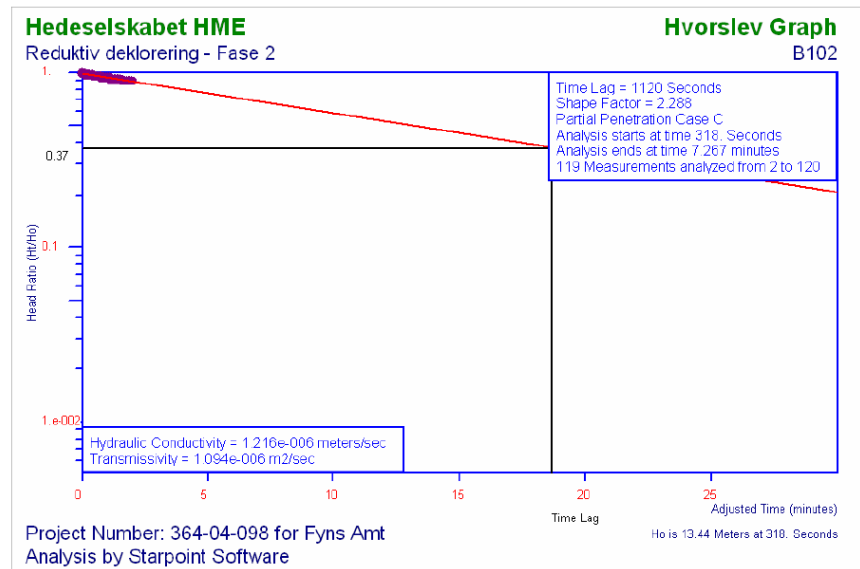
Boring B102



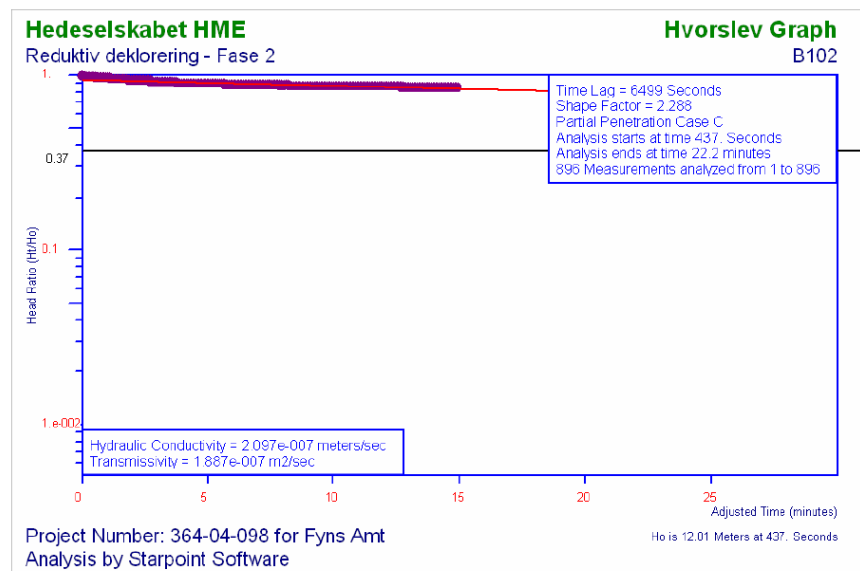
Figur 1-1: Vandstand ved udført slugtest i boring 102 samt datagrundlag for udførelse af Superslug beregning.



Figur 1-2: Superslug resultater ved Hvorslev's grafiske metode for hele serien (del 1 og del 2).

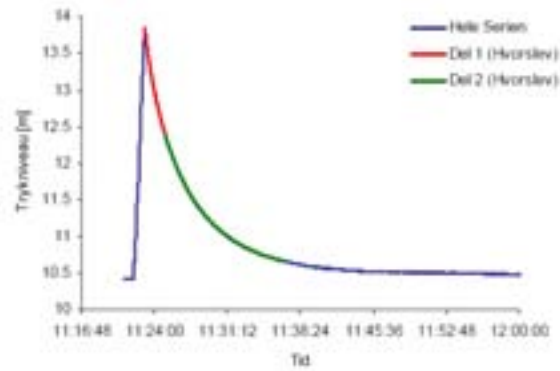


Figur 1-3: Superslug resultater ved Hvorslev's grafiske metode for seriens 1. del.

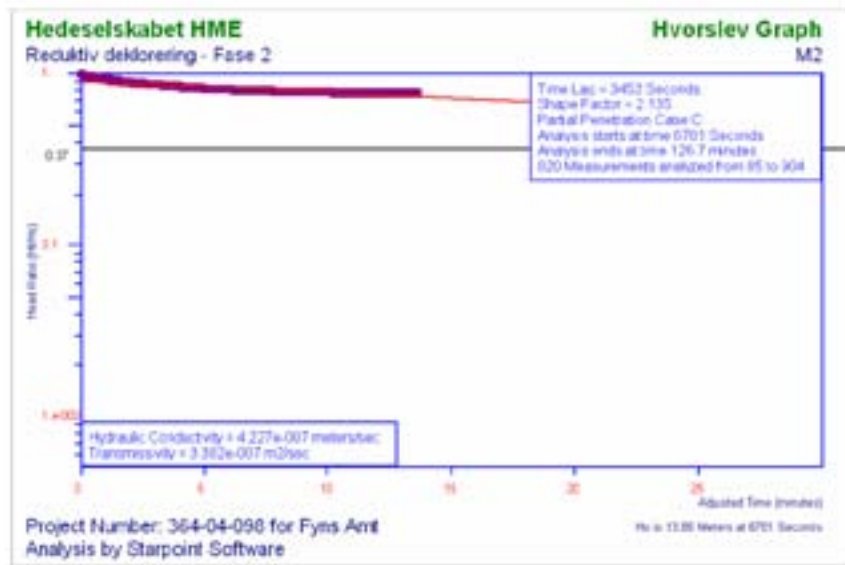


Figur 1-4: Superslug resultater ved Hvorslev's grafiske metode for 2. del af serien.

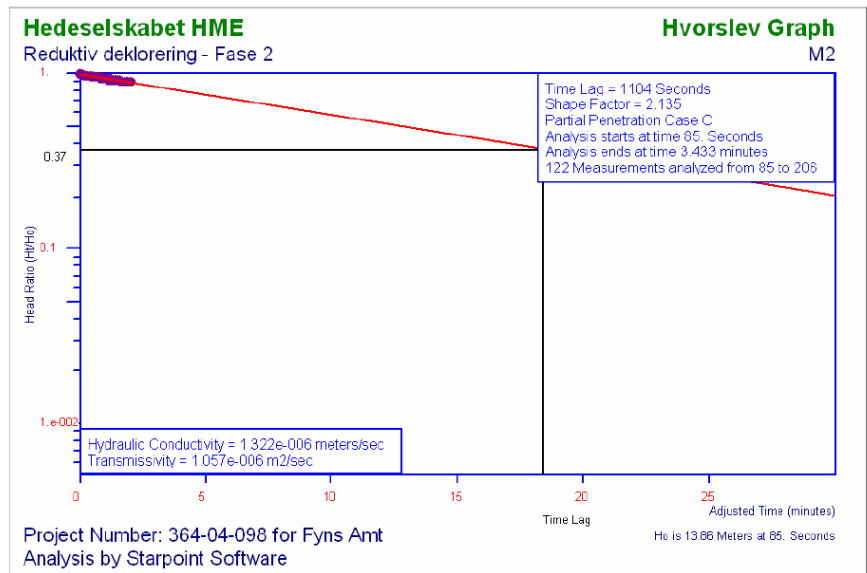
Boring M2



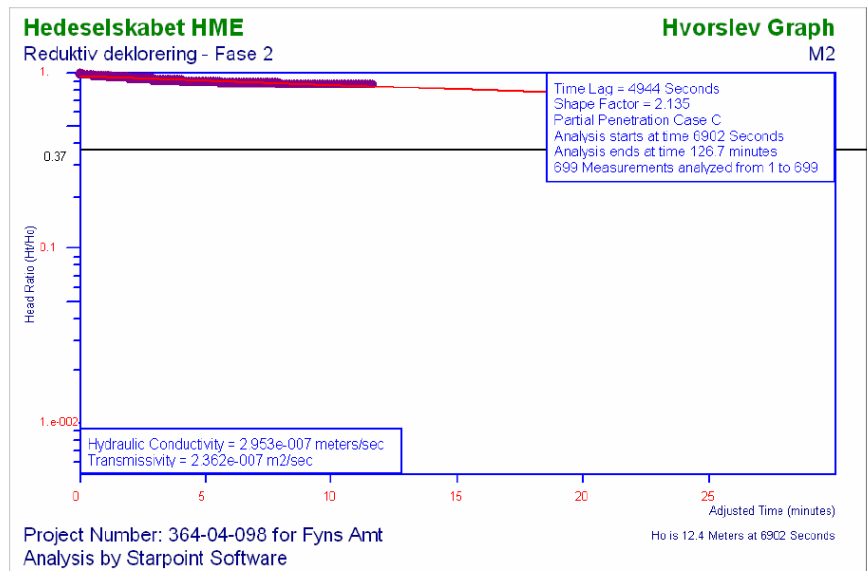
Figur 2-1: Vandstand ved udført slugtest i boring M2 samt datagrundlag for udførelse af Superslug beregning.



Figur 2-2: Superslug resultater ved Hvorslev's grafiske metode for hele serien (del 1 og del 2).

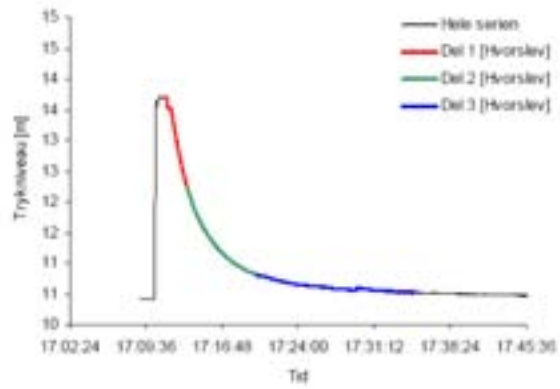


Figur 2-3: Superslug resultater ved Hvorslev's grafiske metode for seriens 1. del.

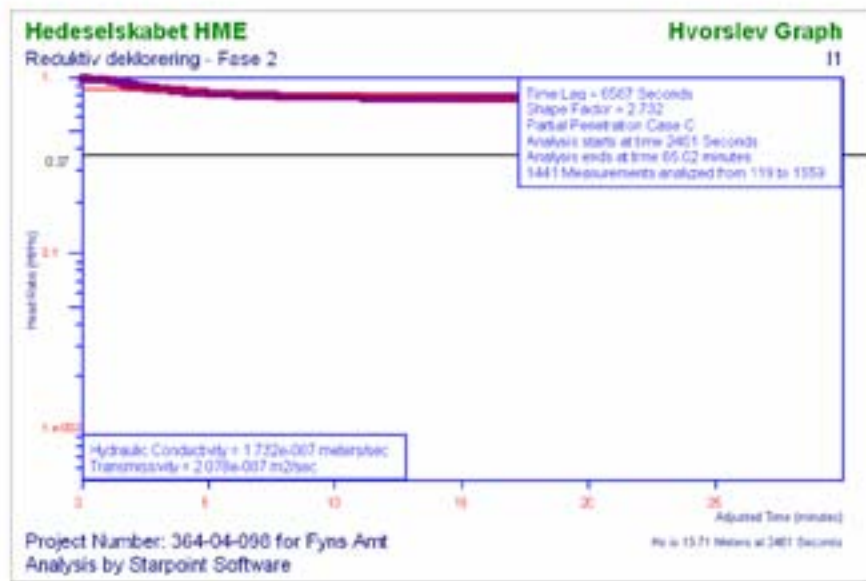


Figur 2-4: Superslug resultater ved Hvorslev's grafiske metode for 2. del af serien.

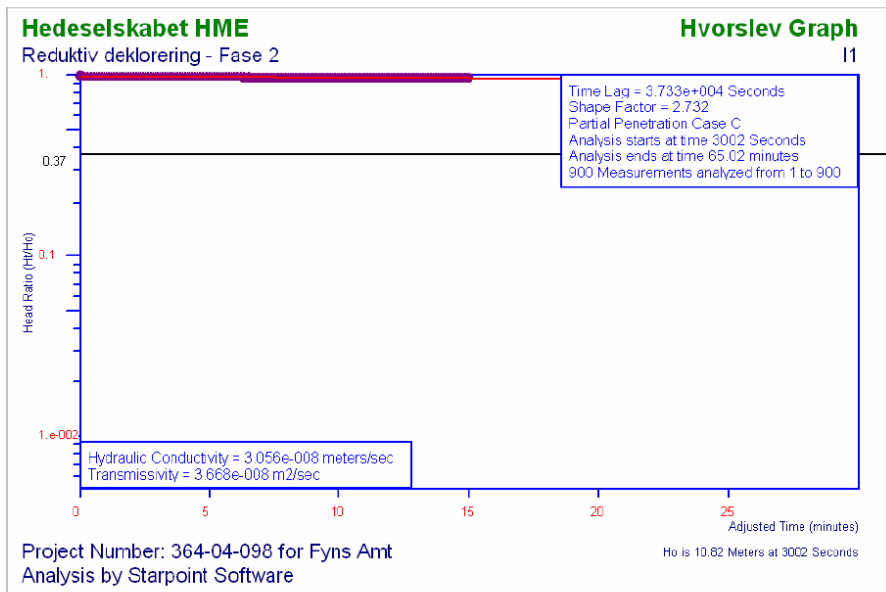
Boring II



Figur 3-1: Vandstand ved udført sløstet i boring II samt datagrundlag for udførelse af Superslug beregning.



Figur 3-2: Superslug resultater ved Hvorslev's grafiske metode for hele serien (del 1, 2 og 3).



Figur 2-4: Superslug resultater ved Hvorslev's grafiske metode for 3. del af serien.

Bilag 9. Grundvandsmodel

Bilag 9.1 Modelopsætning

Modelværktøj	Grundvandsmodellen er opstillet i MODFLOW. Der er anvendt applikationen Visual MODFLOW 3.1.0. Yderligere er MODPATH anvendt til partikelbanesimulering.
Modelområde	Grundvandsmodellen dækker et areal på 500 m x 500 m. Grundet problemer med at få MODFLOW til at simulere en korrekt strømningsretning, når grundvandsstrømningen ikke går vinkelret på modellens celler, har det været nødvendigt at benytte transformerede koordinater ved modelopsætningen i MODFLOW. Modelområdet er således blevet roteret 39° mod urets retning omkring punktet (585180,22;6140921,46). Der er efterfølgende foretaget en ”tilbage transformation”, således at alle afbildninger i denne rapport bygger på de korrekte koordinater. Modelområdet er indtegnet på Figur 1.
Afgrænsning	<p>Der er ikke nogle oplagte naturlige/fysiske grænser i nærområdet, der kan benyttes til afgrænsning af området. Størrelsen af modelområdet er derfor fastlagt på baggrund af sænkningens forventede influensradius.</p> <p>Ud fra de estimerede hydrauliske parametre fra prøvepumpningstolkninger kan en forventet sænkningens udbredelse under stationære forhold beregnes. Sænkningens udbredelse er vurderet ud fra Theis' løsningsmodel for et artesisk magasin samt for Hantush-Jacobs løsningsmodel for et artesisk magasin med lækage (se Fyns Amt (2005)). Idet der tages højde for at sænkningens udbredelse vil reduceres som følge af reinjektion, er et modelområde på 500m x 500 m vurderet tilstrækkeligt. Ved simulering af oppumpninger uden reinfiltration skal man være meget opmærksom på randeffekter idet modellen ikke vurderes at kunne simulere pumpeforsøg på over 2 L/min, uden at der vil opstå væsentlige sænkninger ved randen.</p>
Randbetingelser	<p>For det sekundære magasin er modellens randbetingelser fastlagt ud fra potentialekortet for det sekundære magasin udarbejdet på baggrund af synkronpejlerunde udført den 27-08-2002 (se bilag 5), da udstrækningen af dette potentialekort er størst. Der anvendes no-flow randbetingelser langs den nordlige og sydlige modelrand, idet der ved en ekstrapolation af potentialelinjerne ses at disse modelrande følger grundvandets strømningsretning. Mod øst og sydvest er der benyttet fastholdt tryk. Som udgangspunkt er anvendt fastholdt tryk på hhv. 5.85 og 12.75 m DNN. For de øvrige lag anvendes no-flow randbetingelser langs hele modellens rand.</p> <p>Modelranden ligger således henholdsvis 180 m opstrøms og 170 m nedstrøms fra afværgeboringen AV1. Den nordlige og sydlige grænse er placeret i en afstand af 100-130 m fra AV1.</p>
Modeldiskretisering	Modellen diskretiseres horisontalt med 16 x 16 m i randområder, mens en finere diskretisering ned til 1m x 1m benyttes ved kildeområdet. Dette giver et

grid bestående af 121 kolonner og 133 rækker. Vertikalt opdeles modellen i 4 geologiske lag. Dette giver i alt 64372 celler. Modellens grid ses på figur 2.

Geologisk model

På baggrund af den geologiske beskrivelse er der foretaget en inddeling i 4 hydrostratigrafiske enheder. Disse enheder repræsenterer grundvandsmodellens geologiske lag (Se Tabel 1). Øverste lag repræsenterer et 8 - 14 meter tykt sandet morænelerlag, idet lagene FYLD, ML1, ØS og ML2 i den konceptuelle geologiske model (se Fyns Amt, 2005) er slået sammen. Herunder følger et lag bestående af en kombination af silt og smeltevandsler, hvis mægtighed spænder fra 0,5 og op til 5 meter. Det tredje modellag repræsenterer det ca. 1 meter tykke mellemste sekundære magasin (MS). Modellens bund udgøres af endnu en morænelerenhed, som er en sammenlægning af lagene ML2, NS og ML3 fra den konceptuelle geologiske model. Den nedre moræneler antages mindre permeabel end den øvre moræneler.

Via en detaljeret gennemgang af geologiske profiler fra området er topkoten af de forskellige lag bestemt. Disse punkter indlæses i MODFLOW, hvor lagfladerne er genereret ved hjælp af en natural neighbour interpolation. Til generering af lagflader er anvendt alle boringer af tilstrækkelige dybde, dog er der set bort fra et antal boringer af ældre dato, hvor geologien adskiller sig fra nyere boringer. Genereringen af hver lagflade bygger således på geologiske profiler fra 36-60 boringer (Se Tabel 6).

Hydrauliske parametre

I Tabel 1 er angivet forventede intervaller af de horisontale hydrauliske ledningsevner samt initielt anvendte værdier for de enkelte modellag. For silt/smeltevandslaget (lag 2) samt det mellemste sekundære magasin (lag 3) er det grundet heterogenitet fundet nødvendigt at foretage en horisontal zonerings af lagene med tildeling af individuelle hydrauliske ledningsevner til hver zone. For alle lag anvendes en anisotropifaktor, K_h/K_v , på 10.

Lag 1

Det øvre morænelerslag er sandet med indslag af sandstriber, og derfor anvendes en forholdsvis høj hydraulisk ledningsevne for dette lag. Den vertikale hydrauliske ledningsevne for morænelerslaget er forsøgt estimeret ved hjælp af en Hantush-Jacob tolkning på prøvepumpning foretaget i det mellemste sekundære magasin. Herudfra er den vertikale hydrauliske ledningsevne (for den ovenliggende akvitard) fundet i intervallet $2 \cdot 10^{-8} - 8 \cdot 10^{-7}$ m/s. Idet middelværdien af den vertikale hydrauliske ledningsevne er $2 \cdot 10^{-7}$ m/s, anvendes initielt en horisontal hydrauliske ledningsevne på $2 \cdot 10^{-6}$ m/s.

Zonerings af lag 2

Ved gennemgangen af de geologiske profiler er der lige over det mellemste sekundære magasin fundet et gennemgående smeltevandslag af bedre sorteret materiale. I den vestlige del af modelområdet udgøres dette lag af siltaflejringer, mens der i den østlige del ses aflejringer af henholdsvis smeltevandsler og fed ler. Figur 5 viser zoneopdelingen af lag 2. For siltlaget anvendes til at begynde med samme hydrauliske ledningsevne som for det øvre morænelerlag, idet lækagetolkningen er foretaget på baggrund observationsboringer placeret i området med siltaflejringer.

Den vertikale hydrauliske ledningsevne for smeltevandsleret er vurderet til at ligge i intervallet $1 \cdot 10^{-10} - 1 \cdot 10^{-8}$ m/s. Initielt anvendes en vertikal hydraulisk ledningsevne på $1 \cdot 10^{-9}$ m/s og en horisontal ledningsevne på 10^{-8} m/s.

Zonering af lag 3

Ud fra prøvepumpningsresultater er transmissivitetsværdier for det mellemste sekundære magasin fundet i intervallet $5 - 9 \cdot 10^{-5} \text{ m}^2/\text{s}$. Med en gennemsnitlig magasinmægtighed på 1 m ligger den hydrauliske ledningsevne i samme interval.

I kildeområdet og sydøst herfor (zone 1) antages en transmissivitet af det mellemste sekundære magasin på $6 \cdot 10^{-5} \text{ m}^2/\text{s}$ svarende til en hydraulisk ledningsevne på $6 \cdot 10^{-5} \text{ m/s}$.

I området ved Rugårdsvej 226-232, centralt i modelområdet, er der ud fra potentialekortet for det mellemste sekundære magasin identificeret en zone med meget lille hydraulisk gradient. Det mellemste sekundære magasin består i denne zone af meget grovkornet materiale og er derfor sandsynligvis særligt vandførende her. Der anvendes derfor initielt en højere hydraulisk ledningsevne på $1 \cdot 10^{-4} \text{ m/s}$ for magasinet i dette område (zone 2). Zoneopdeling af lag 3 ses af Figur 6.

For den vestlige del af modelområdet (zone 3 i lag 3) anvendes de samme hydrauliske parametre som for zone 1.

Tabel 1 Egenskaber for modelens geologiske lag.

Modellag	Beskrivelse	Topkote af lag (m DNN)	Mægtighed (Gennemsnit) (m)	Horisontal ledningsevne	
				Interval (m/s)	Initiel værdi (m/s)
1	Øvre moræneler	+15,3 til +11,5	12	$2 \cdot 10^{-7} - 8 \cdot 10^{-6}$	$2 \cdot 10^{-6}$
2	Silt	-1,1 til 5,5	1,6	$1 \cdot 10^{-6} - 5 \cdot 10^{-5}$	$2 \cdot 10^{-6}$
	Smeltevandsler	-1,1 til 5,5	1,6	$1 \cdot 10^{-9} - 1 \cdot 10^{-7}$	$1 \cdot 10^{-8}$
3	Sand (Zone 1 og 3)	-2,0 til 5,1	1,0	$5 \cdot 10^{-5} - 1 \cdot 10^{-4}$	$6 \cdot 10^{-5}$
	Sand (Zone 2)	-2,0 til 5,1	1,0	$8 \cdot 10^{-5} - 5 \cdot 10^{-4}$	$1 \cdot 10^{-4}$
4	Nedre moræneler	-2,3 til -4,3	15	$1 \cdot 10^{-9} - 1 \cdot 10^{-7}$	$5 \cdot 10^{-8}$

Infiltration

Den gennemsnitlige nettonedbør er angivet til 250 mm/år i delopland 3 i den Nationale Vandressource Model for Fyn. Idet en stor del af modelområdet udgøres af befæstet areal sættes infiltrationen som udgangspunkt til 100 mm/år. Denne værdi vil blive tildelt modellens øverste aktive celler.

Porøsitet

Til partikelbanesimulering i MODPATH anvendes en effektiv porøsitet på 0,1 for lerlag og 0,25 for sandlag.

Modelkalibrering

Kalibreringsgrundlag Modelkalibreringen er foretaget ud fra den nyeste foretagne synkronpejlerunde af boringer filtersat i det mellemste sekundære magasin den 27/10-2004, se bilag 5.

Kalibreringsparametre Som kalibreringsparametre er anvendt de hydrauliske ledningsevner, infiltrationsrate, fastholdt tryk randbetingelser samt zoneopdelingen i lag 2 og 3. Disse parametre er varieret indtil en tilfredsstillende overensstemmelse mellem observerede og simulerede trykniveauer er opnået. Desuden er modellen kalibreret således, at den er i stand til at reproducere den strømningsretning som forureningsfanen i området følger.

Nøjagtighedskriterium Til at vurdere overensstemmelsen mellem data og model er middelværdien af kvadratafvigelsessummen (RMS) i forhold til den maximale trykniveauvariation i området (Δh_{\max}) anvendt som kriterium. Middelværdien for kvadratafvigelsessummen er et mål for afvigelserne på residualerne

$$\text{RMS} = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (\psi_{\text{obs},i} - \psi_{\text{sim},i})^2} \quad (1)$$

$\psi_{\text{obs},i}$ og $\psi_{\text{sim},i}$ betegner henholdsvis observeret og simuleret trykniveau.

Det er forsøgt at opnå en nøjagtighed svarende til kriteriet for en konservativ akvifer simulering. Dette kriterium medfører at

$$\beta_3 = \frac{\text{RMS}}{\Delta h_{\max}} \leq 0,1$$

Validering Der er foretaget en validering af den kalibrerede model i forhold til prøvepumpningen foretaget på afværgeboringen AV1. Ved prøvepumpningen på AV1 blev der pumpet med en ydelse på 5 L/min over en periode på 5 timer. Samtidig blev sænkningen observeret i 7 boringer i det mellemste sekundære magasin (vha. tryktransducere og dataloggere) og manuel pejling blev foretaget i yderligere 2 boringer. Validering af modellen foretages således, at der ved en stationær simulering af oppumpningen opnås sænkninger af mindst samme størrelse, som der blev observeret under prøvepumpningen.

Kalibreringsresultat Kalibreringen af grundvandsmodellen er beskrevet trinvis i Fyns Amt (2005). Grundet den lave trykvariation ($\Delta h_{\max} = 0,585$ m) i boringer medtaget i pejlerunden 27/10-2004 fås et meget lavt kalibreringsmål for middelværdien på kvadratafvigelsessummen (RMS) på 0,06. Det var ikke muligt, inden for den givne tidshorisont, at opnå en så lav RMS-værdi ved kalibreringen. I den endelige kalibrering er RMS-værdien på 0,11, hvilket giver en β_3 -værdi på 0,19. Dette resultat vurderes dog acceptabelt og svarer til kriteriet for en overslagsberegning.

De hydrauliske ledningsevner, som er anvendt i den endelige model fremgår af Tabel 2. For alle lag svarer de anvendte ledningsevner til de intitielt foreslåede værdier, dog med undtagelse af zone 2 i lag 3, hvor den hydrauliske ledningsevne er sat op til $2 \cdot 10^{-4}$ m/s.

Tabel 2 Anvendte hydrauliske parametre

Modellag	Beskrivelse	Horisontal ledningsevne (m/s)
1	Øvre moræneler	$2 \cdot 10^{-6}$
2	Silt	$2 \cdot 10^{-6}$
	Smeltevandsler	$1 \cdot 10^{-8}$
3	Sand (Zone 1 og 3)	$6 \cdot 10^{-5}$
	Sand (Zone 2)	$2 \cdot 10^{-4}$
4	Nedre moræneler	$5 \cdot 10^{-8}$

I Tabel 3 ses henholdsvis målt og simuleret vandstand i de 23 boreriger filtersat i det mellemste sekundære magasin, som er medtaget i kalibreringen. Som det fremgår, er der en god overensstemmelse mellem målte og simulerede værdier. De største afvigelser i størrelsesordenen 18-25 cm findes for boring F og B111, som begge ligger uden for det ønskede oprensingsområde.

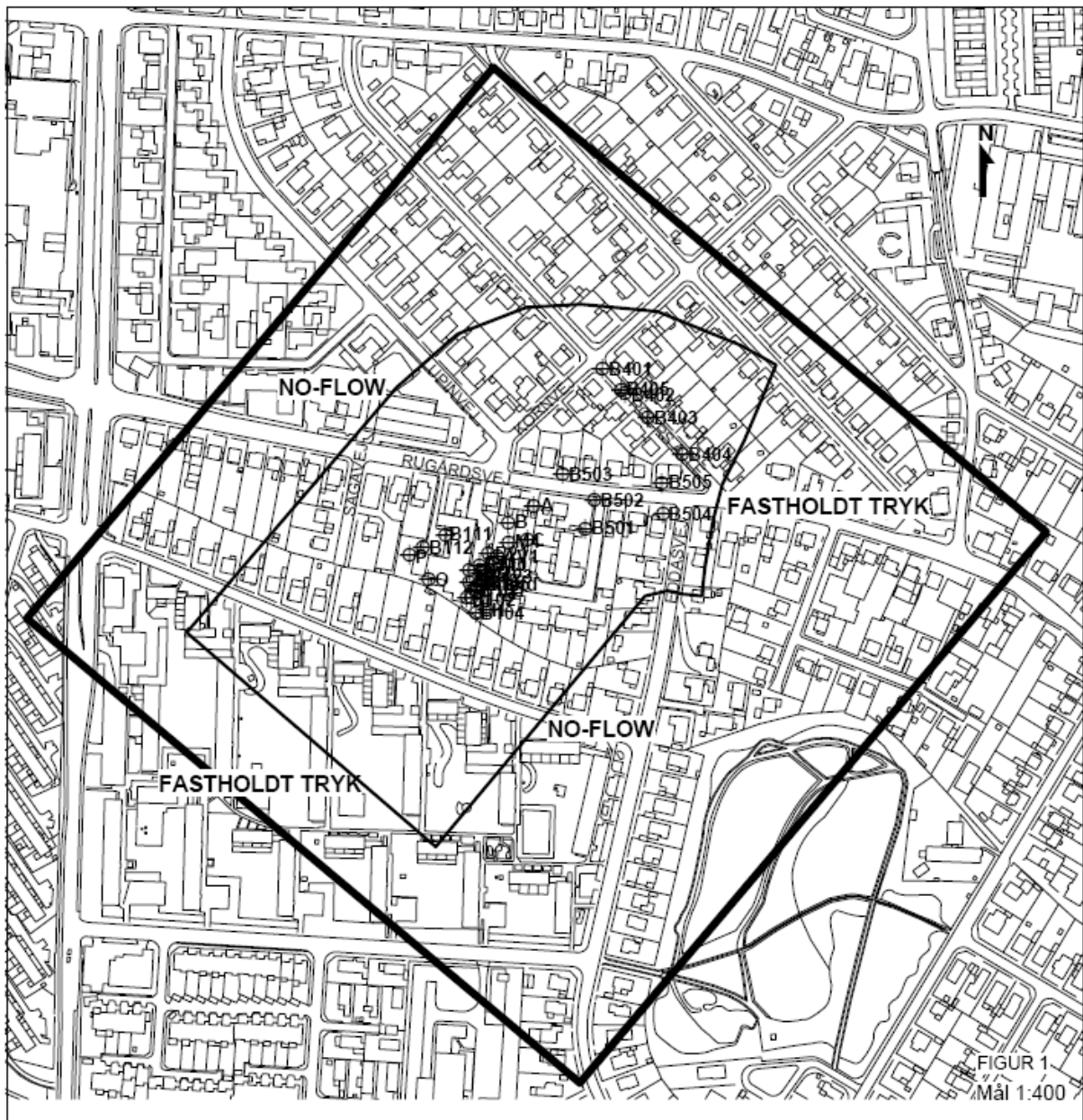
Tabel 3 Målte og simulerede trykniveauer

Boring	Målt trykniveau (m DNN)	Simuleret trykniveau (m DNN)	Difference
B101	10.18	10.07	-0.11
B102	10.26	10.30	0.04
B103	10.30	10.19	-0.11
B104	10.35	10.35	0.00
B105	10.24	10.11	-0.13
B110	10.04	9.98	-0.06
B111	10.14	9.96	-0.18
B112	10.15	10.18	0.03
B119	10.27	10.17	-0.10
B123	10.08	10.02	-0.06
A	9.76	9.65	-0.11
B	9.94	9.76	-0.17
C	9.76	9.76	0.00
F	9.81	10.07	0.25
H	10.12	10.26	0.14
O	10.34	10.40	0.06
P	10.27	10.34	0.07
AV1	9.78	9.88	0.09
M1	10.24	10.11	-0.13
M2	10.11	10.04	-0.08
M3	9.77	9.90	0.13
M4	9.76	9.81	0.05
I1	10.29	10.26	-0.02

I Tabel 4 er de målte sænkninger efter 5 timers pumpning på AV1 med ydelsen 5 L/min sammenholdt med de simulerede sænkninger ved en stationær pumpning med samme ydelse. Det skal pointeres, at der under den simulerede stationære pumpning på AV1 blev observeret sænkninger helt ud til den nordlige og sydlige no-flow rand i størrelsesorden 30 cm, og der er derfor usikkerheder på de simulerede sænkninger. For alle boringer bortset fra M3 gælder det, at den simulerede sænkning er af mindst samme størrelse som den målte. Valideringskriteriet er dermed overholdt for alle boringer, bortset fra M3, hvor den simulerede sænkning er 4 cm mindre end den målte. Dette kunne antyde, at der anvendes en for lav hydraulisk ledningsevne lokalt ved M3.

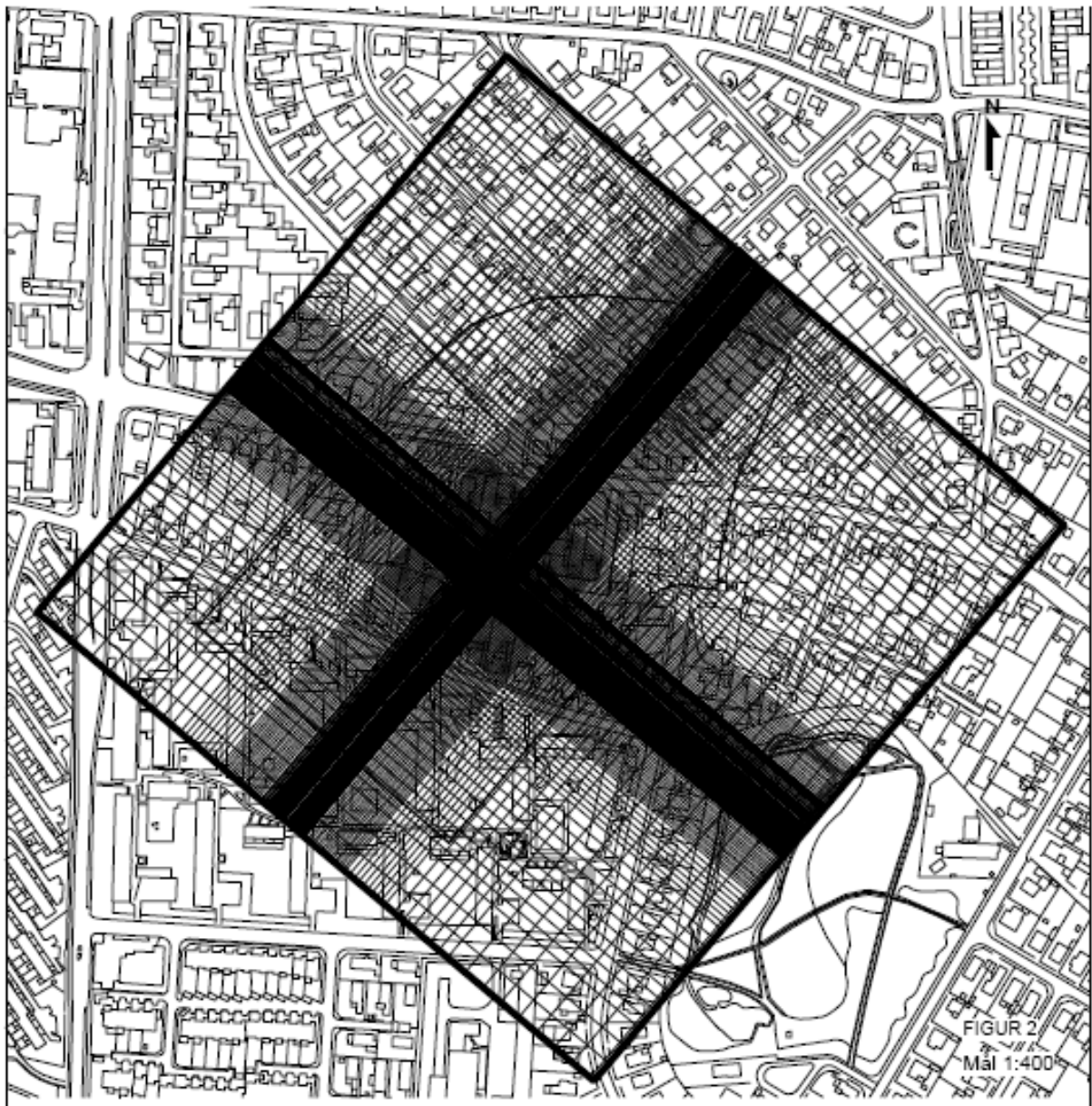
Tabel 4 Målte og simulerede sænkninger ved pumpning på AV1

Boring	Målt sænkning (m)	Simuleret sænkning (m)
B101	0.18	0.29
B102	0.15	0.22
B103	0.14	0.25
B110	0.21	0.40
B119	0.17	0.36
B123	0.24	0.39
M1	0.21	0.41
M2	0.20	0.40
M3	0.34	0.30
M4	0.29	0.30
I1	0.14	0.25



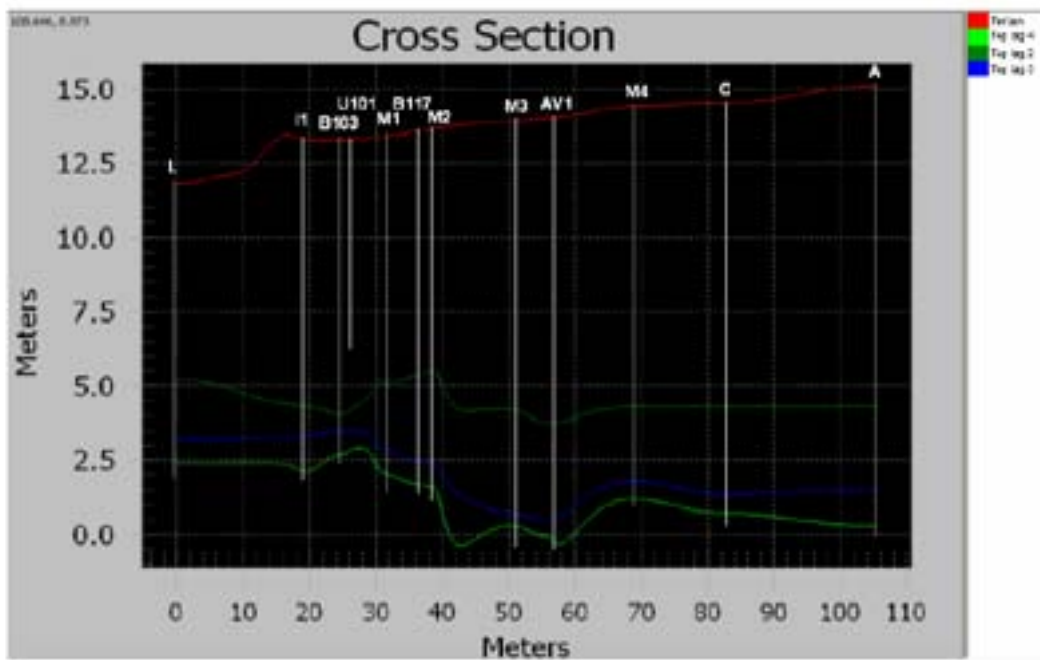
Modelområde

Figur 1 Model område (ikke mål fast)



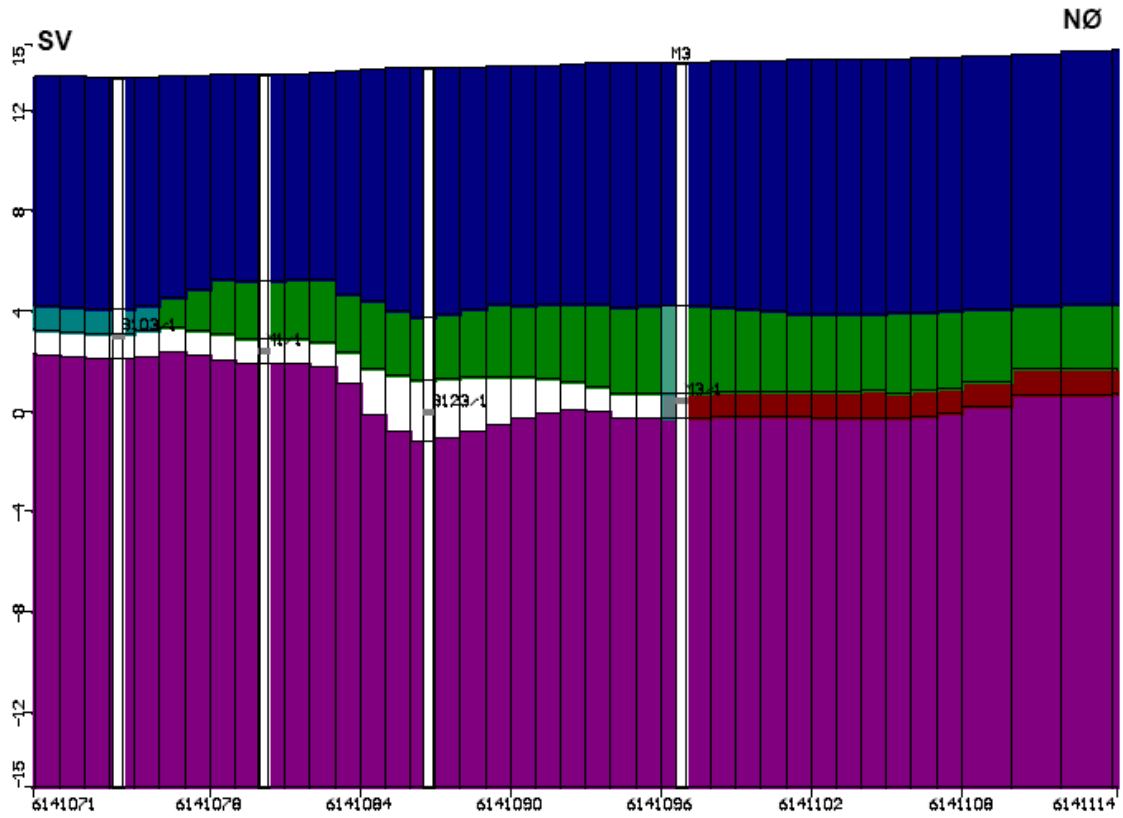
Modellens grid

Figur 2 Model grid (ikke mål fast)



Tværsnit af modellens lag gennem L, I1, B103, U101, M1, B117, M2, M3, AV1, M4, C, A
 Genereret vha natural neighbour interpolation i MapInfo 7.8

Figur 3



Tværsnit af modellens lag gennem B103, I1, B123 og M3
 Fra MODFLOW.

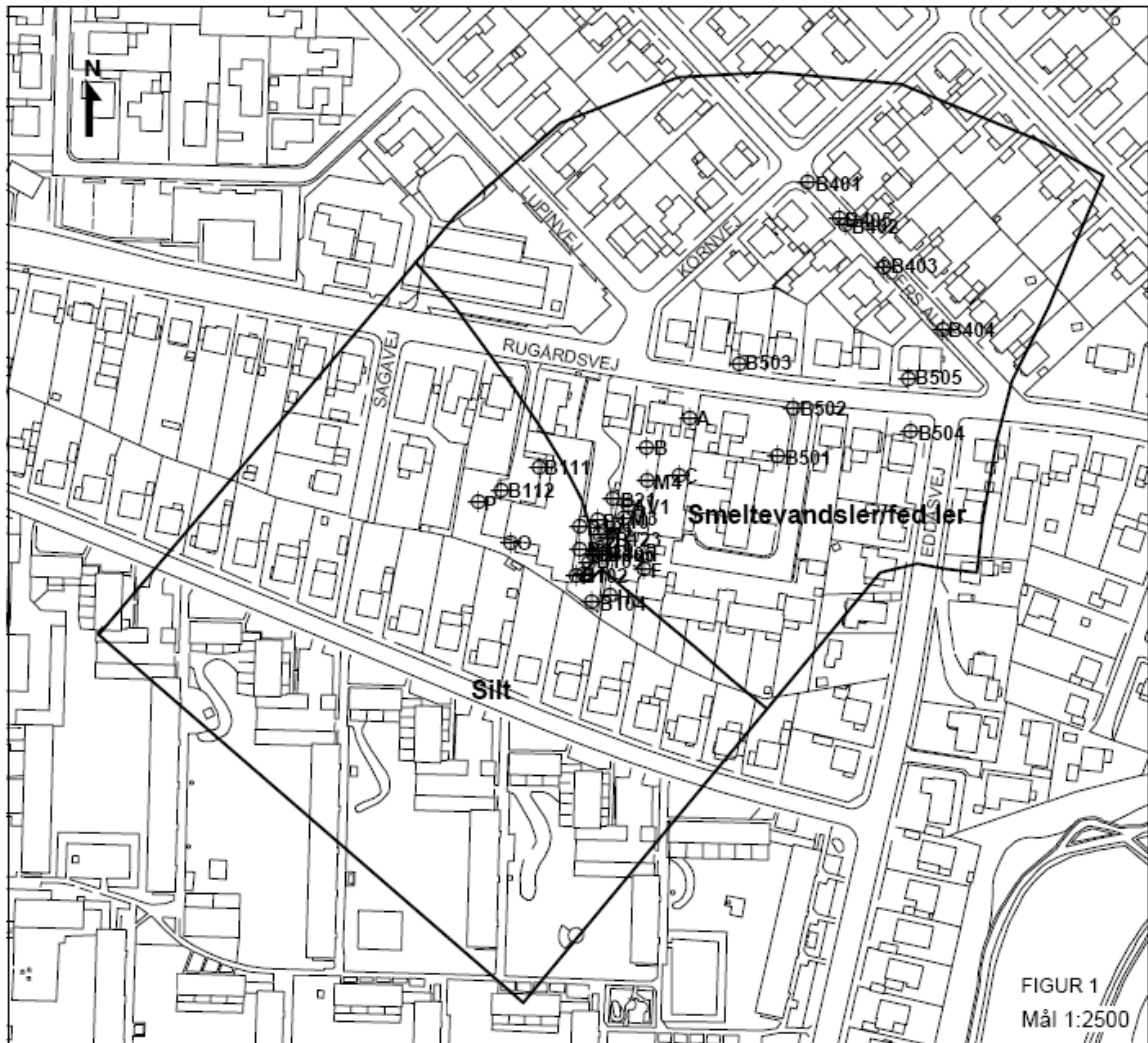
Figur 4

TABEL 2

Topkote af modellens geologiske lag

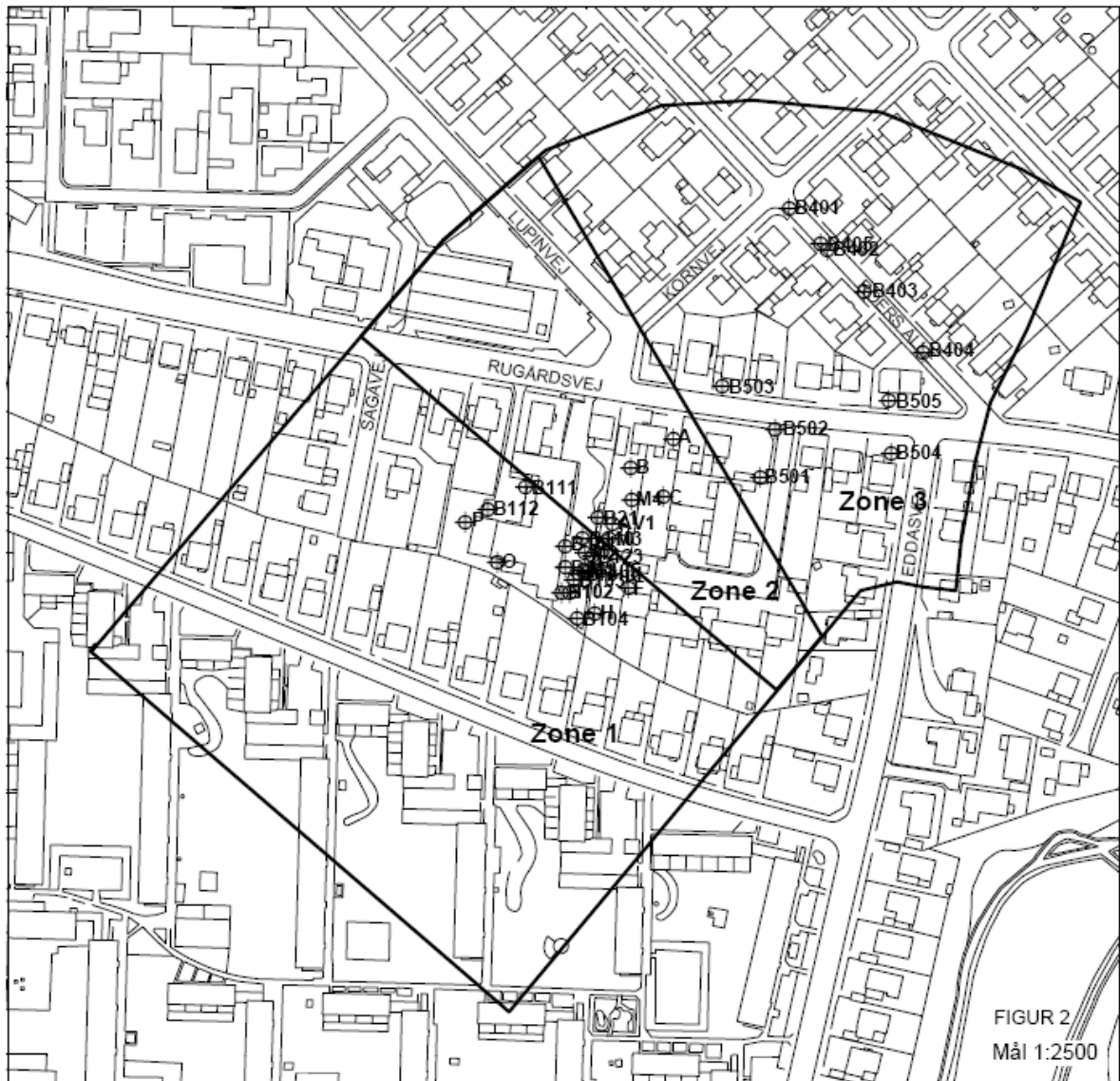
Boring ID	Koordinater		Roterede koordinater		Topkote (m DNN)			
					Lag 1	Lag 2	Lag 3	Lag 4
	UTMX	UTMY	UTMX-rot	UTMY-rot	Terræn	Silt/Ler	MS	Nedre ML
B503	585268.5	6141176.2	585088.5	6141174.98	15.3	4.1	1.2	0.4
B502	585290.	6141178.8	585116.69	6141175.43	14.7	2.2	0	-0.6
B501	585284.6	6141138.9	585124.7	6141156.26	14.4	4.2	-0.2	-0.8
B505	585337.2	6141171.3	585144.98	6141214.45	14.1	0.35	-0.15	-1.15
B504	585338.5	61411150	585159.45	6141198.67	13.6	-1.1	-2	-2.3
B404	585350.9	6141191.6	585142.78	6141238.82	14.2	1	0	-0.5
B403	585326.3	6141216.6	585108.02	6141242.72	16.1	5.85	2.4	2
B401	585294.7	6141249.8	585062.52	6141248.65	15.8		3.8	1.3
B402	585310.6	6141232.9	585085.49	6141245.59	15.4		2.7	0.3
B405	585307.9	6141235.8	585081.58	6141246.08	15.6	4.7		
A	585248.9	6141154	585087.25	6141145.37	15.1	4.3	1.5	1.2
B	585231.5	6141141.4	585081.7	6141124.65	14.7		2.7	0.7
C	585245.1	6141130.3	585099.24	6141124.58	14.5	4.3	1.3	-0.5
D	585225.3	6141118.3	585091.38	6141102.8	14			
E	585230.9	6141105.2	585103.94	6141096.2	13.2	4	1.9	1
F	585231.6	6141092.1	585112.75	6141086.44	13		1.6	-0.1
G	585228.5	6141068.9	585124.96	6141066.43	11.5		5.1	
H	585218	6141081.4	585108.94	6141069.53	13	5.3	3.2	2.4
I	585201.6	6141068.6	585104.22	6141049.22	11.9			
L	585189.7	6141081	585087.17	6141051.46	11.8	5.2		
K	585209.3	6141126.4	585073.83	6141099.08	14.4	3.3	3	2.2
N	585191.9	6141107.8	585071.98	6141073.62	13.9	4.8	3.1	2.1
B109	585198.1	6141098.6	585082.61	6141070.34	12.9			
B302	585199.9	6141094.4	585086.7	6141068.26	12.1			
B113	585196.5	6141085.8	585089.44	6141059.49	12.1			
B102	585204.1	6141089.3	585093.08	6141066.93	13.5	4.4	3.3	2.4
B104	585210.7	6141078.8	585104.91	6141062.92	13.4	4.7	2.5	2
B121	585213.7	6141086.6	585102.26	6141070.89	13.3	5.4		
B106	585222.9	6141072.1	585118.56	6141065.39	11.7			
B123	585216.4	6141104.7	585093.01	6141086.7	13.7	3.7		
B105	585214.6	6141098	585095.79	6141080.29	13.5	5.3	3.5	-1.3
B107	585217.5	6141094.7	585100.16	6141079.61	13.2			
B21	585218.4	6141120.6	585084.52	6141100.23	14.4	4.1	3.3	3.3
B110	585212.3	6141112	585085.21	6141089.73	13.9	4.9	1.8	1.8
B117	585212	6141104.4	585089.75	6141083.65	13.6	5.4		
B118	585211.6	6141100.2	585092.14	6141080.13	13.4	5.2		
B103	585209.1	6141094.8	585093.55	6141074.32	13.3	4.05	3.5	0.9
B101	585205.2	6141109	585081.63	6141082.92	13.6	4.9	2.1	2.7
B119	585205.4	6141099.8	585087.52	6141075.94	13.5	4.3	2.7	1.4
B108	585206.6	6141141.8	585062.05	6141109.24	13.9			
B306	585172	6141096.3	585063.84	6141052.18	12			
B114	585161.4	6141104.3	585050.52	6141051.73	12.7			
P	585163.8	6141117.9	585043.81	6141063.84	13.3		3	2.4
B304	585171.8	6141107.9	585056.37	6141061.03	11.6			
B124	585188.9	6141112	585067.06	6141074.98	11.4			
B111	585188.3	6141132.9	585053.37	6141090.86	13.9	4.4	3.3	1.6
B122	585186.9	6141132.8	585052.41	6141089.97	13.9		3.2	1.1
B314	585180.2	6141136.1	585045.08	6141088.24	14			
B116	585182.6	6141127.7	585052.25	6141083.2	13.2			
B112	585173.1	6141123.3	585047.65	6141073.79	13.8	4.5	3.6	2.8
O	585177.3	6141101.6	585064.55	6141059.67	12.7	4.4	2.9	2.4
B115	585216	6141063.4	585118.62	6141054.3	11.7			
R	585177.4	6141119.6	585053.29	6141073.71	13.9			
AV1	585224.4	6141118.3	585090.7	6141102.23	14	3.75	0.5	0
I1	585207.3	6141089.6	585095.5	6141069.17	13.3	4.3	3.3	2.1
M4	585232.2	6141128.2	585090.45	6141114.83	14.4	4.3	1.8	1.2
M3	585222.9	6141112.5	585093.14	6141096.81	13.9	4.2	0.7	0.3
M2	585213.3	6141106	585089.73	6141085.73	13.7	5.55	2.4	1.6
M1	585213.1	6141099	585093.98	6141080.14	13.4	5.2	2.8	2
U101	585210.5	6141094.7	585094.68	6141075.19	13.3			

Tabel 6



Zonering af lag 2

Figur 5 (ikke mål fast)

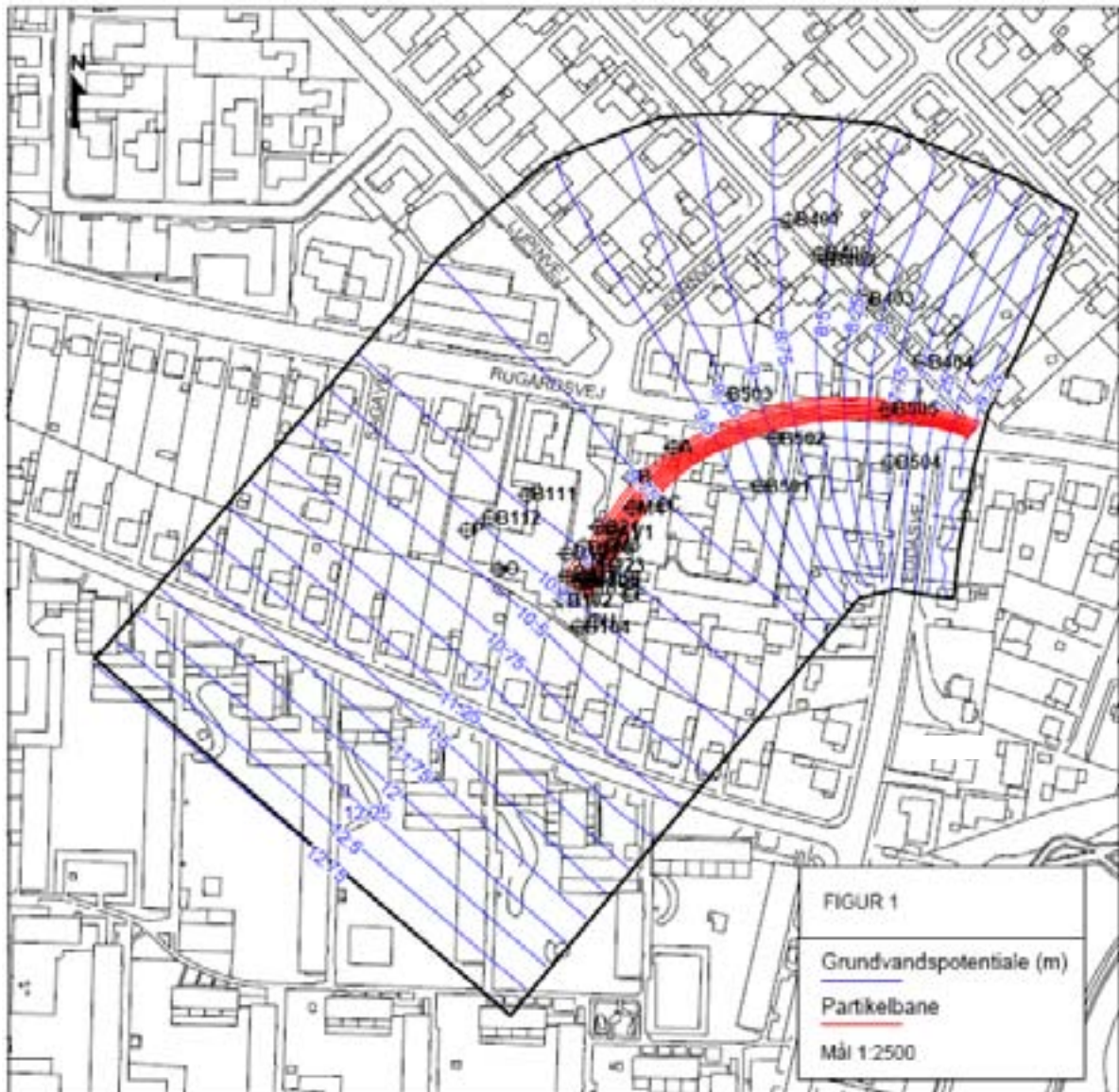


Zonering af lag 3

Figur 6 (ikke mål fast)

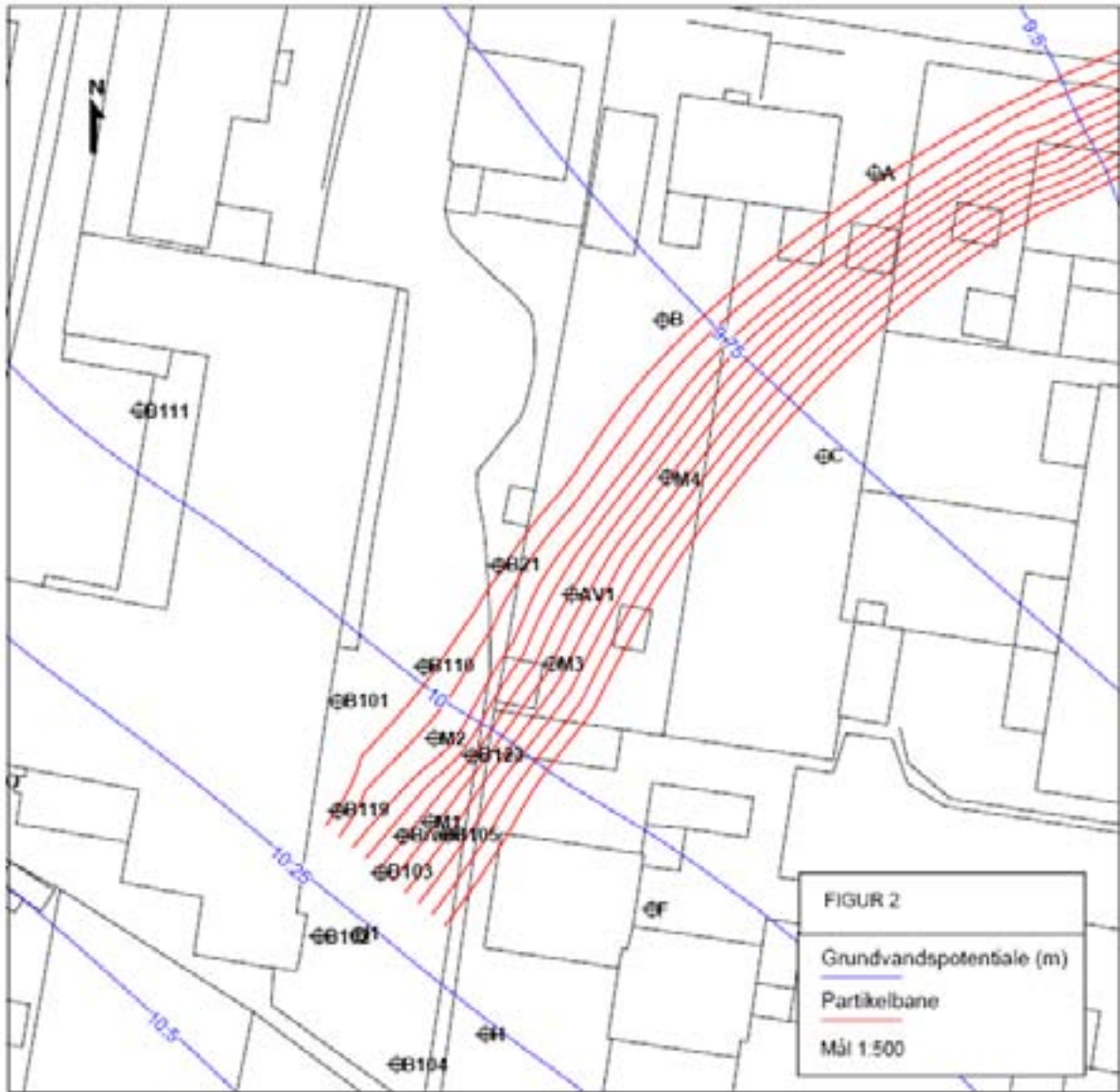
Bilag 9.2 Beregningsscenarier

Scenarie 0. Ingen oppumpning eller injeksjon
Figur 1 (ikke mål fast)



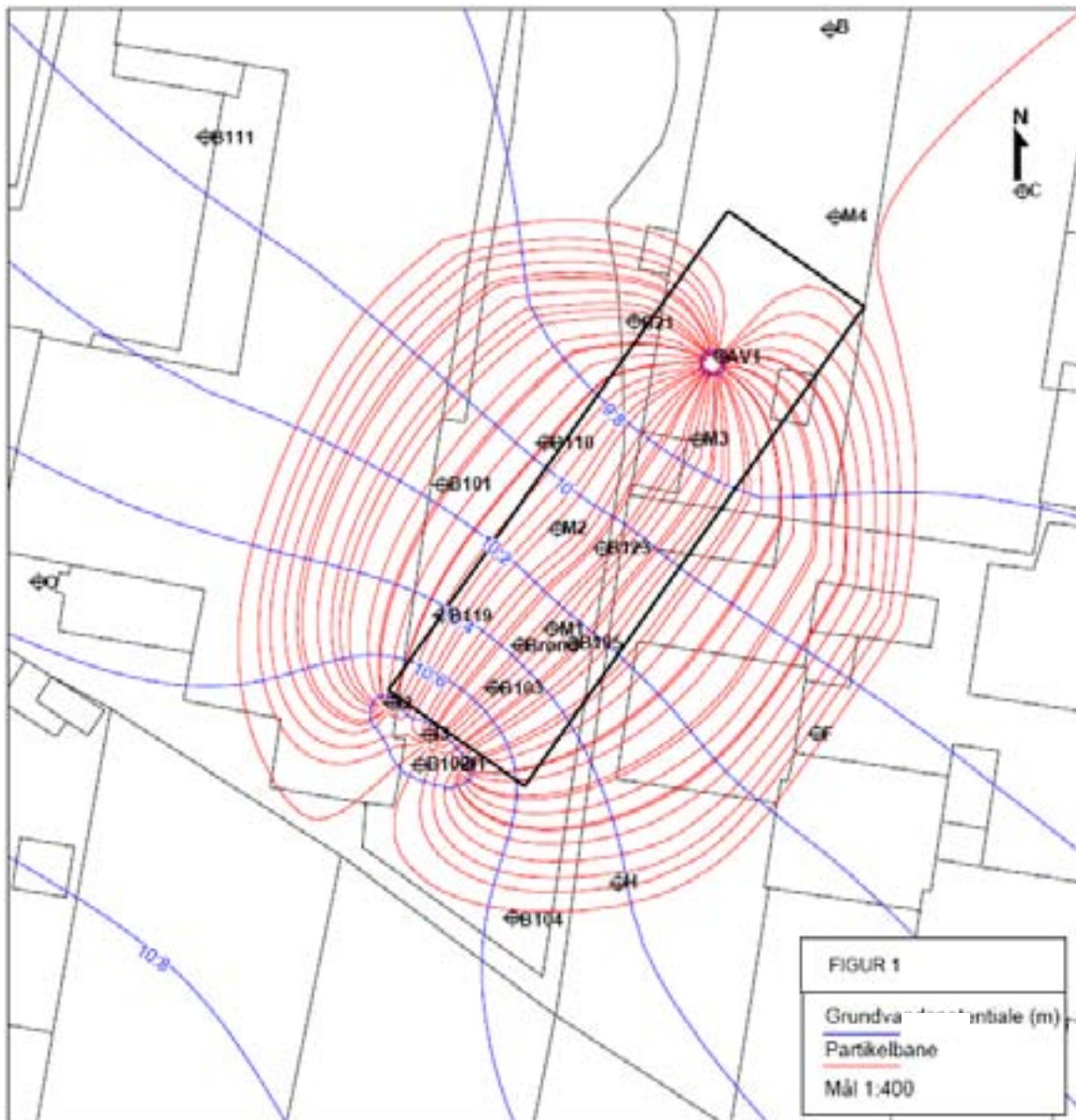
Scenarie 0
Partikelbanesimulering og
grundvandspotentiale uden oppumpning

Figur 2 (ikke mål fast)



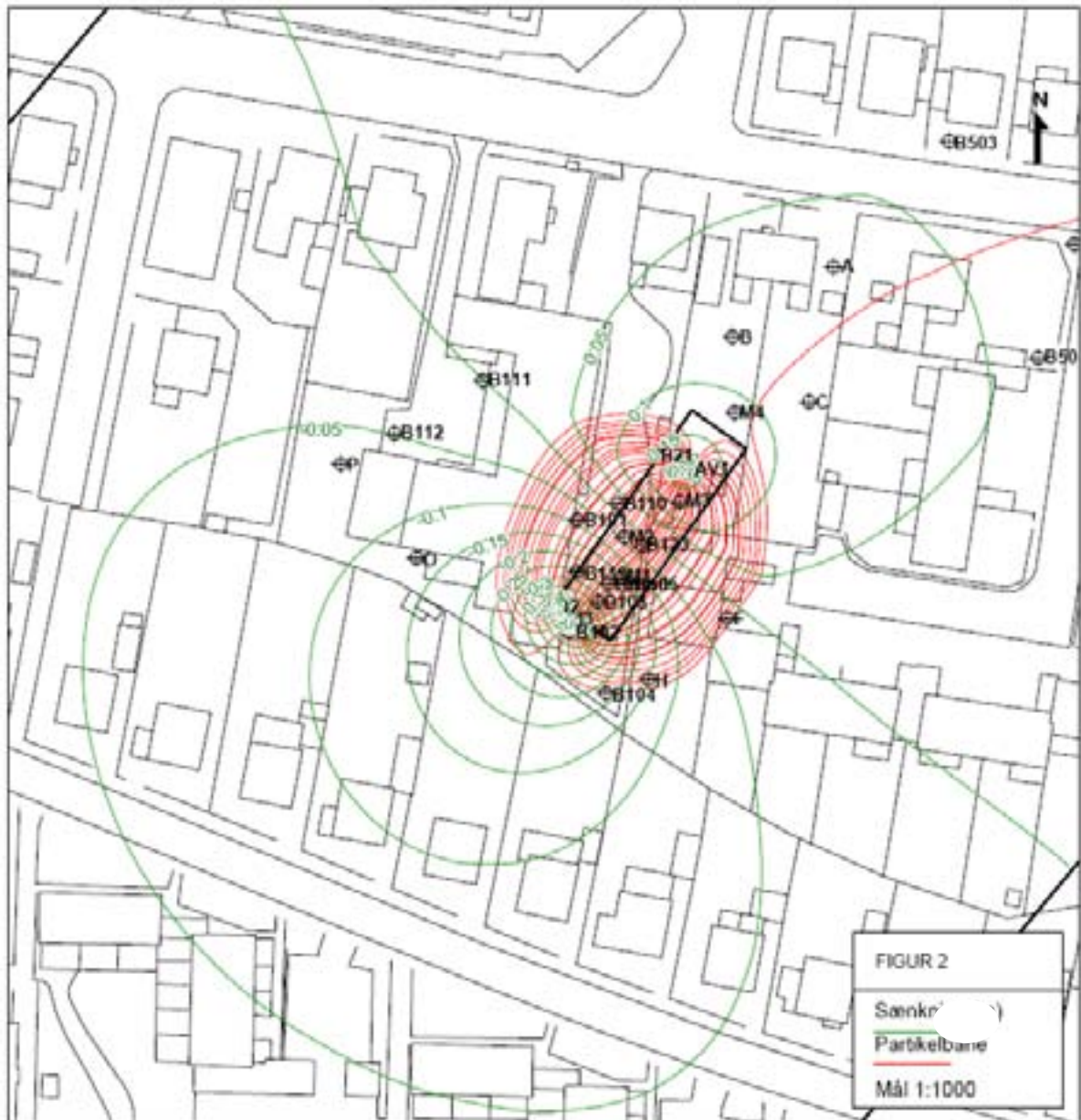
Scenarie 0
Partikelbanesimulering og
grundvandspotentiale uden oppumpning

Scenarie 1.1 Oppumpning og injeksjon med 5 l/min
Figur 3 (ikke mål fast)



Scenarie 1.1
Partikkelbanesimulering
og grundvannspotentiale

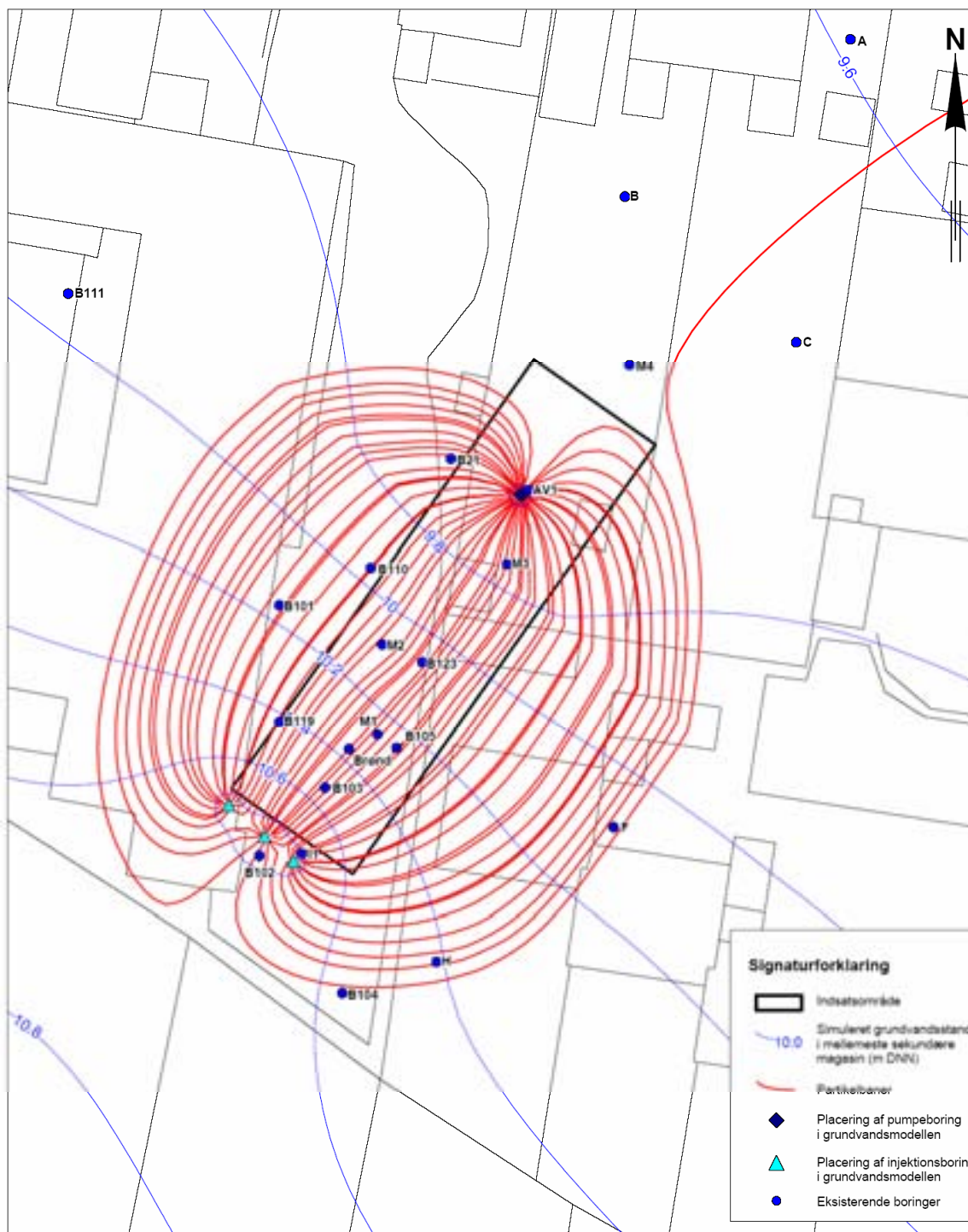
Figur 4 (ikke mål fast)



Scenarie 1.1
Partikelbanesimulering
og grundvandssænkning

Scenarie 1.1. Injektion og oppumpning med 5 l/min. Supplerende simuleringer

Figur 5 (ikke mål fast)



Fyns Amt
Rugårdsvej 234-238

Scenarie 1.1
 Partikelbaner og grundvandsstand
 Samlet injektionsydelse 5 l/min
 Pumpeydelse 5 l/min

Sag nr.	P-6056
Tegn./Udarb.	HBE
Kontr.	TJR
Godk.	TJR
Mål	1:400
Dato	20-4-20

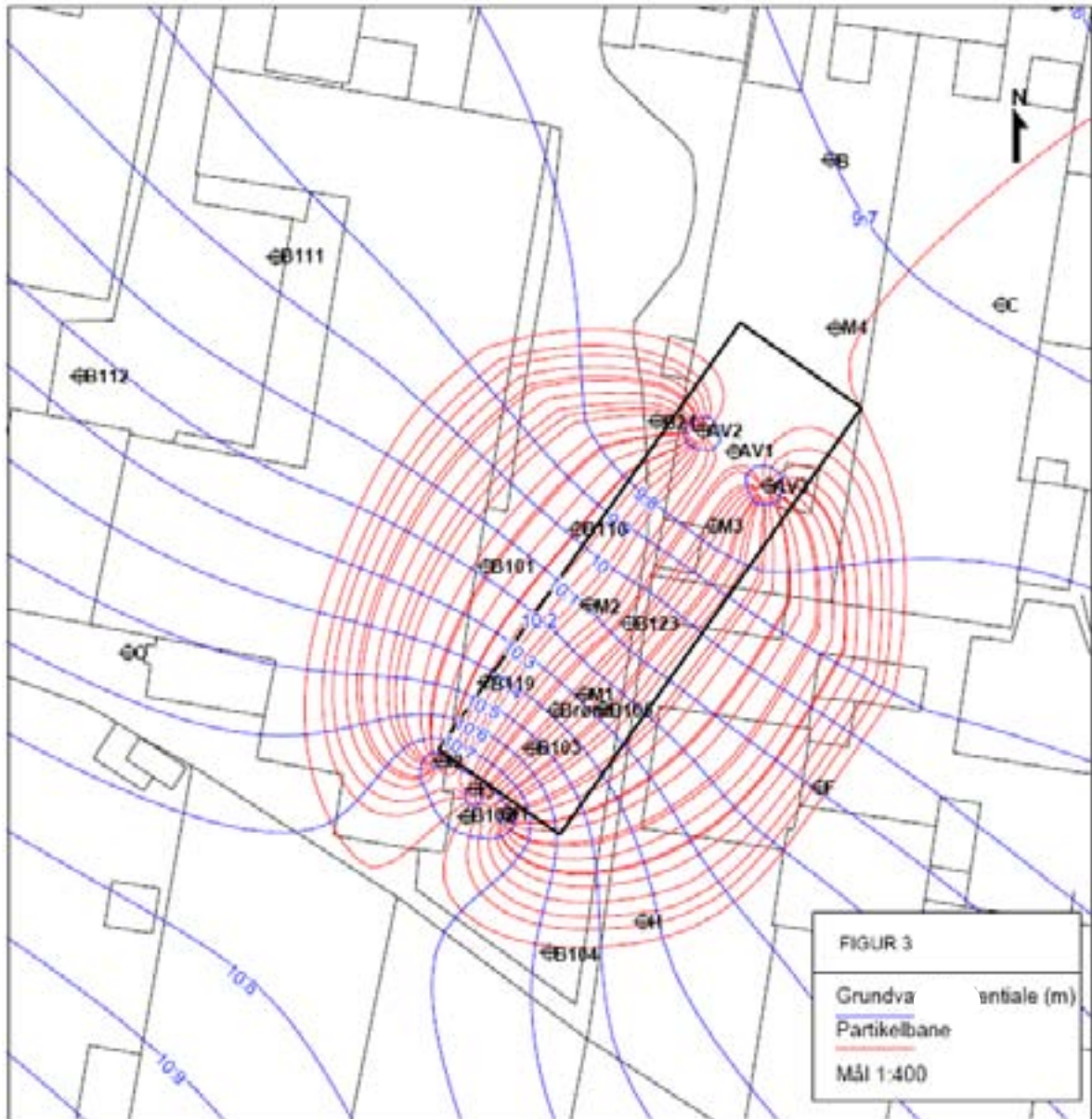
COWI COWI A/S
 Paralellevej 2
 2800 Kongens Lyngby

Telefon 45 97 22 11
 Telefax 45 97 22 12

Dokument nr. 1

Bilag 1

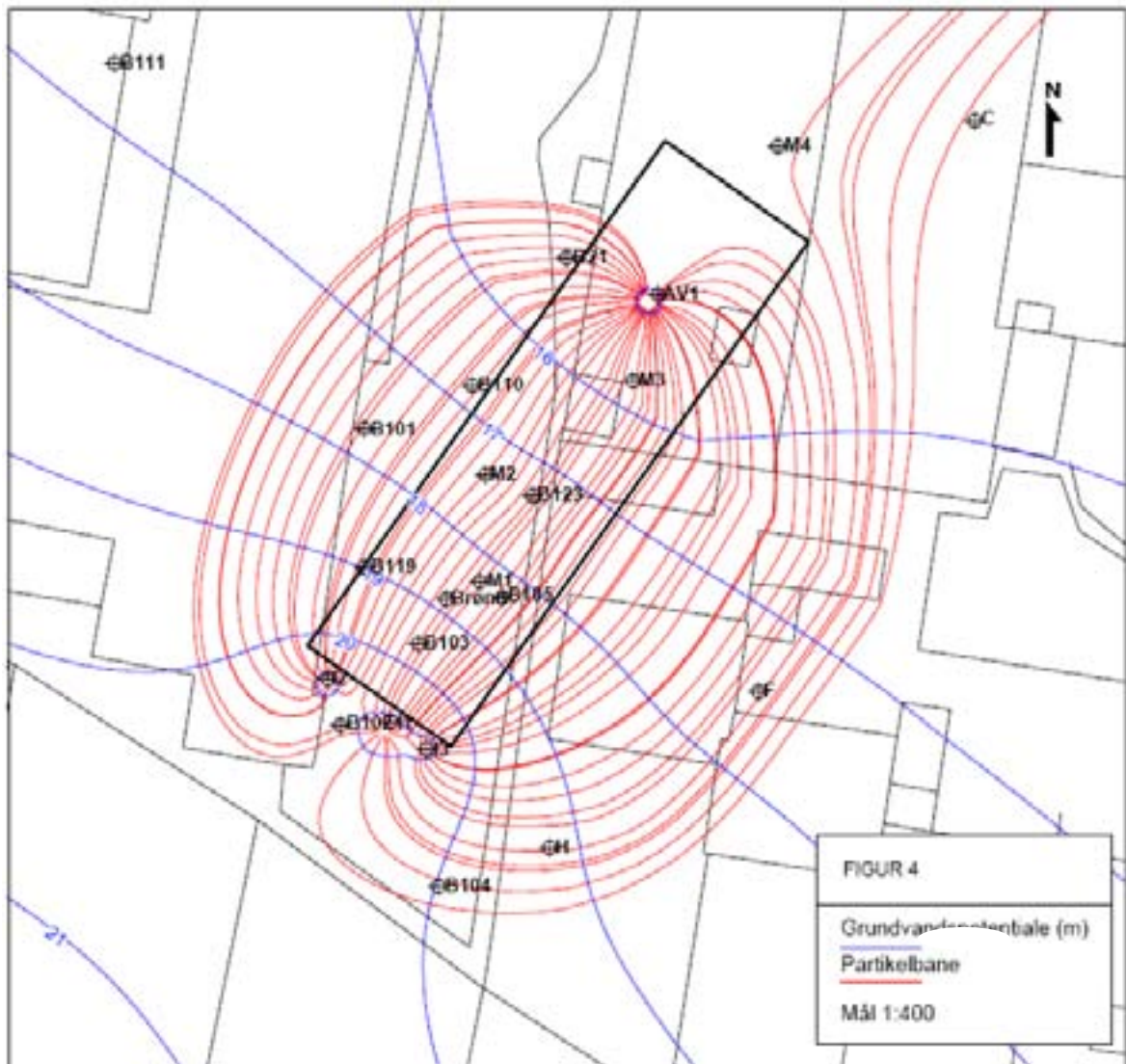
Scenarie 1.2. Som scenarie 1.1 men med 2 pumpeboringer
Figur 6 (ikke mål fast)



Scenarie 1.2
Partikelbanesimulering og
grundvandspotentiale

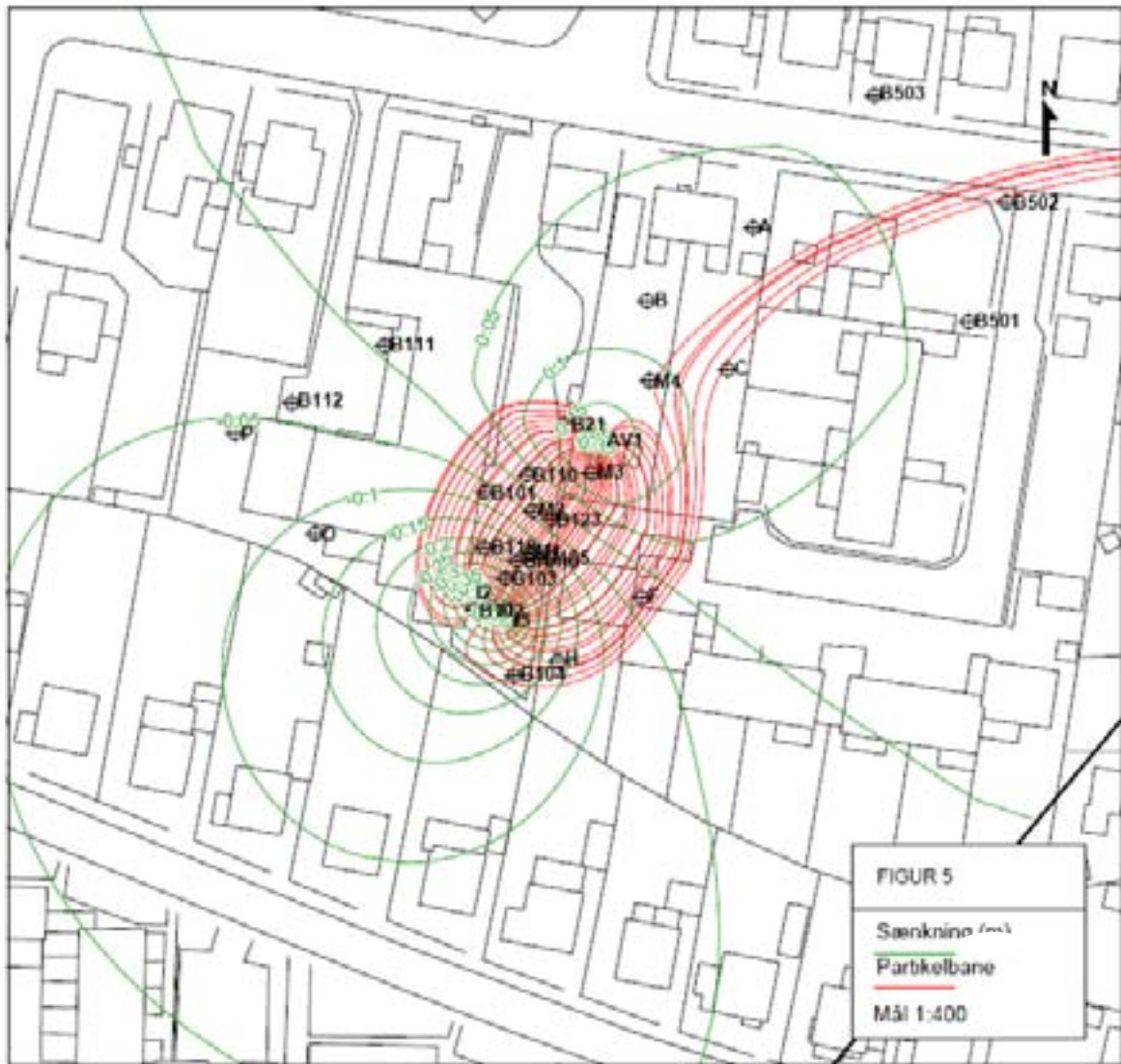
Scenarie 1.3. Som scenarie 1.1 men med al ternativ placering af injektions- og pumpeboringer

Figur 7 (ikke mål fast)



**Scenarie 1.3
Partikelbanesimulering og
grundvandspotentiale ved
alternativ placering af injektionsboringer**

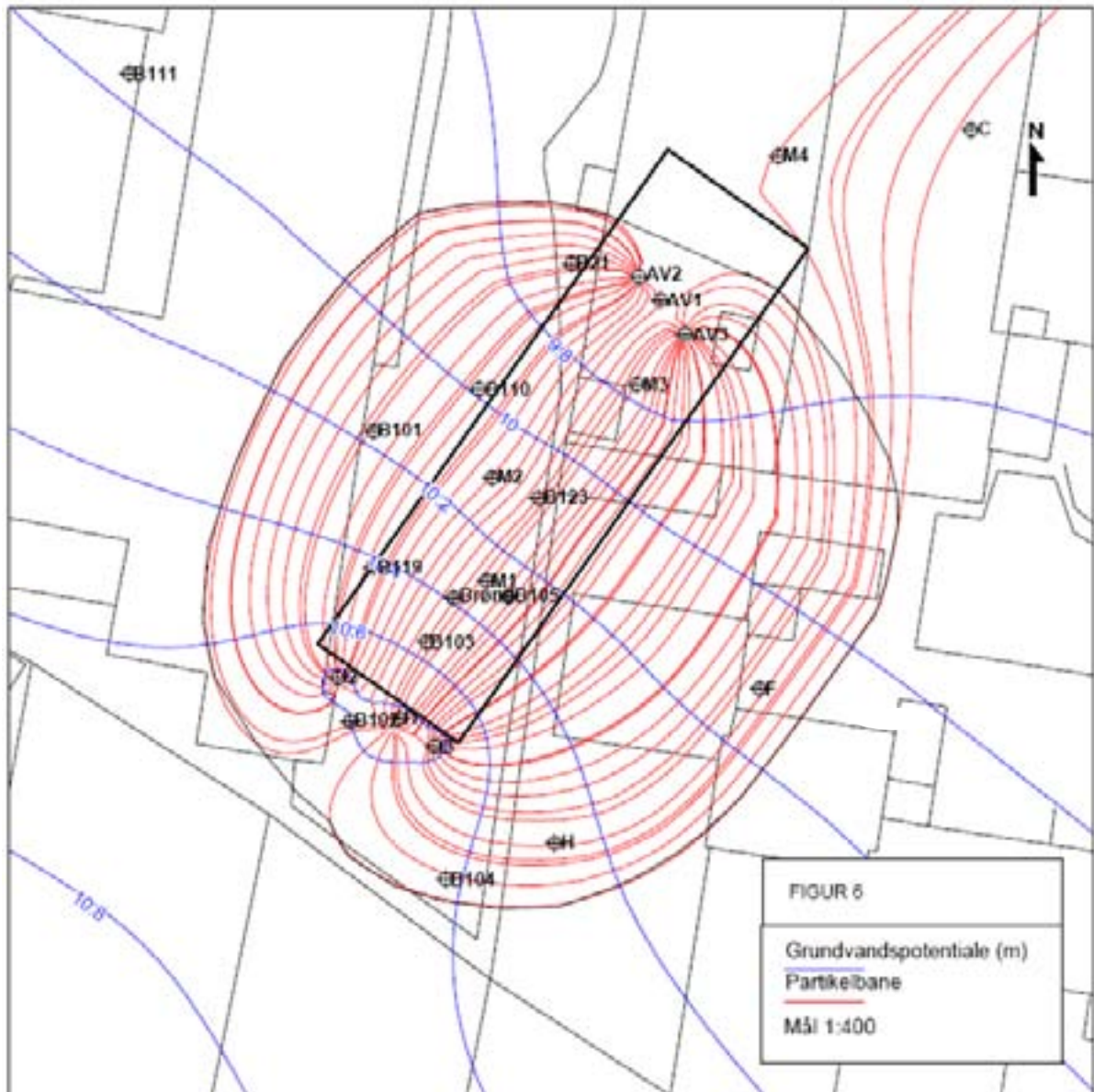
Figur 8 (ikke mål fast)



Scenarie 1.3
Partikelbanesimulering og
grundvandssænkning ved
alternativ placering af injektionsboringer

Scenarie 1.4 Som scenarie 1.2 men med al ternativ placering af injektions- og pumpeboringer

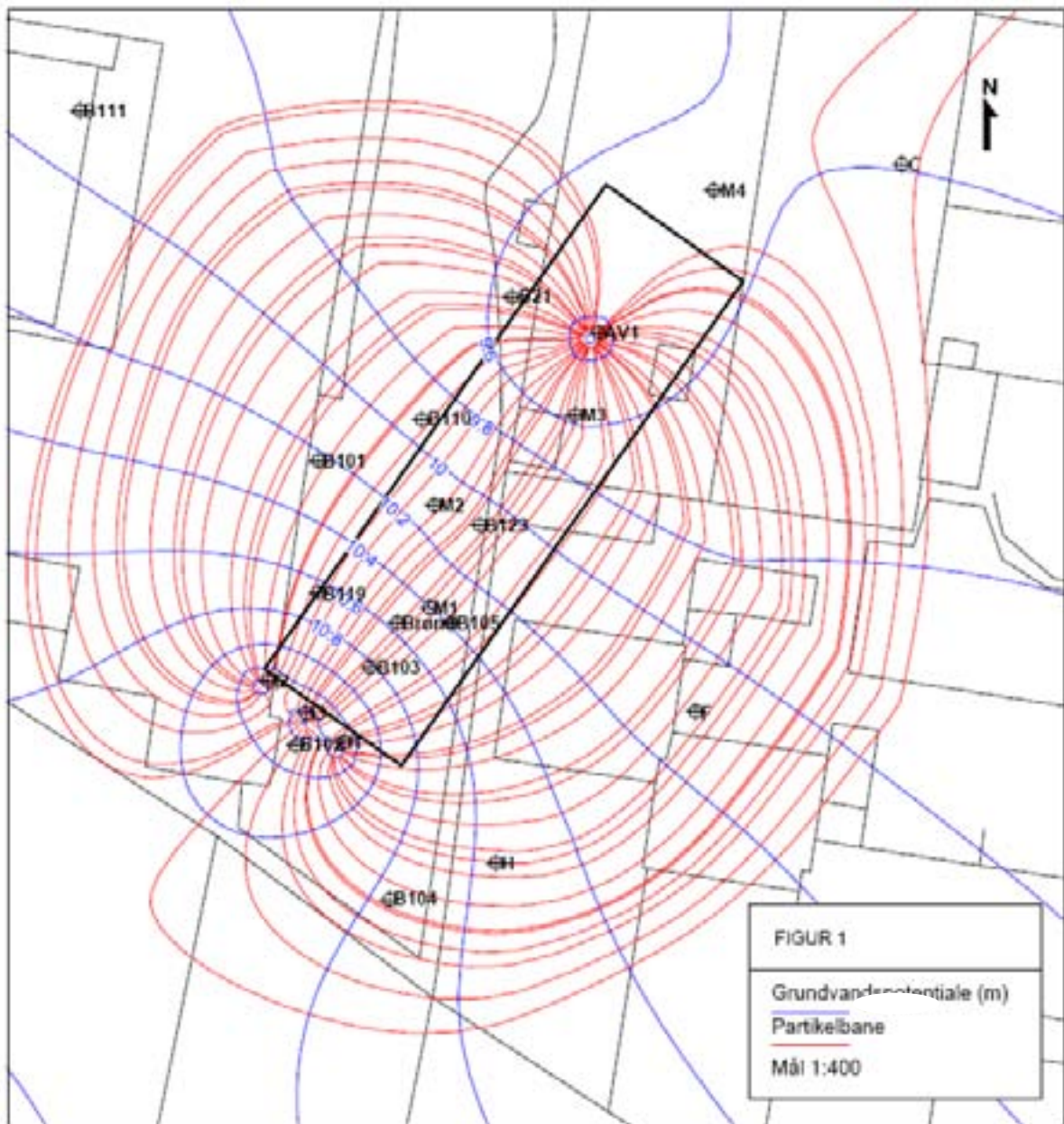
Figur 9 (ikke mål fast)



Scenarie 1.4
Partikelbanesimulering og
grundvandspotentiale ved alternativ
placering af injektions- og pumpeboringer

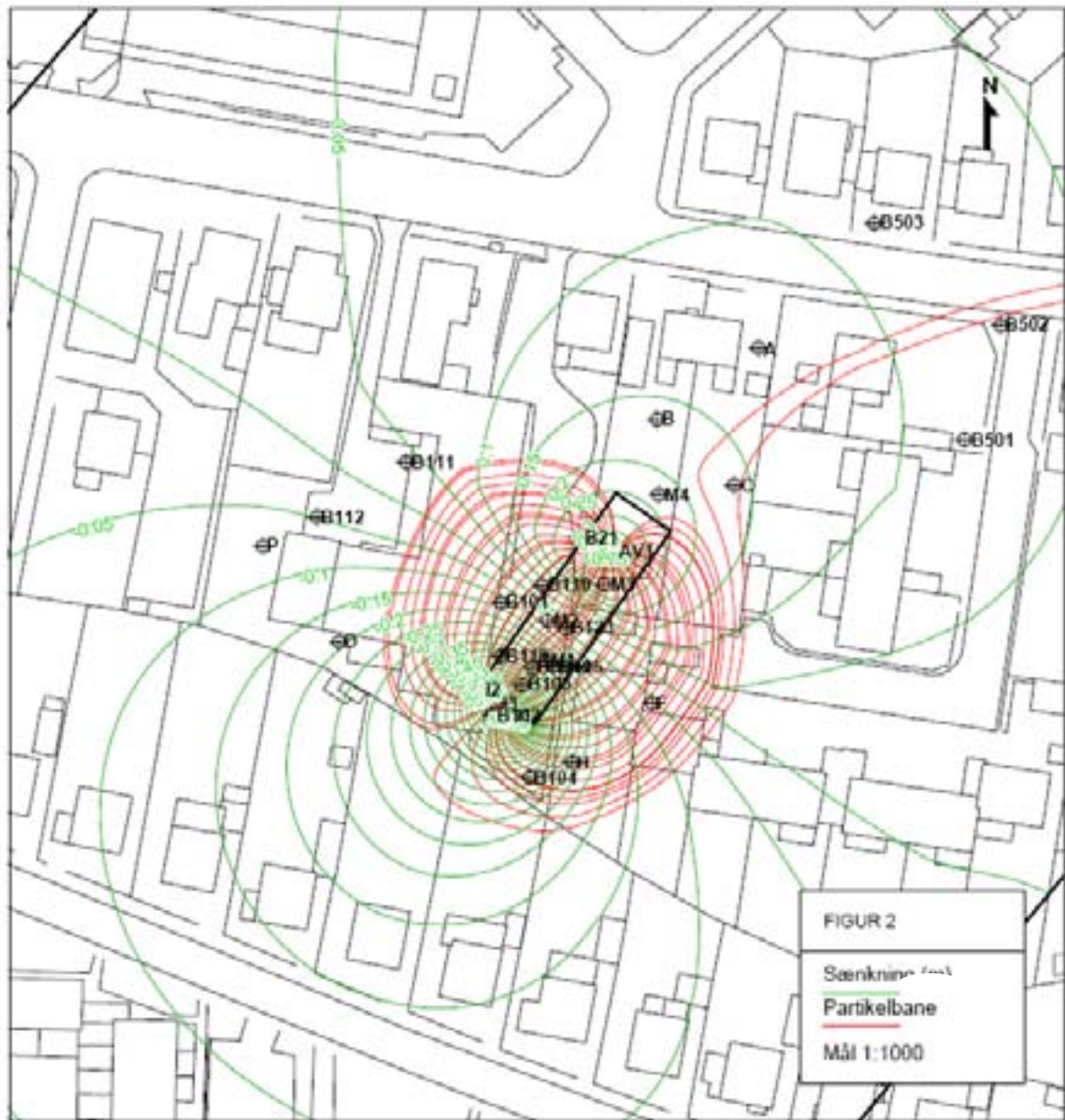
Scenarie 2.1 Oppumpning og injektuion med 10 l/min

Figur 10 (ikke mål fast)



Scenarie 2.1
Partikelbanesimulering og
grundvandspotentialiale

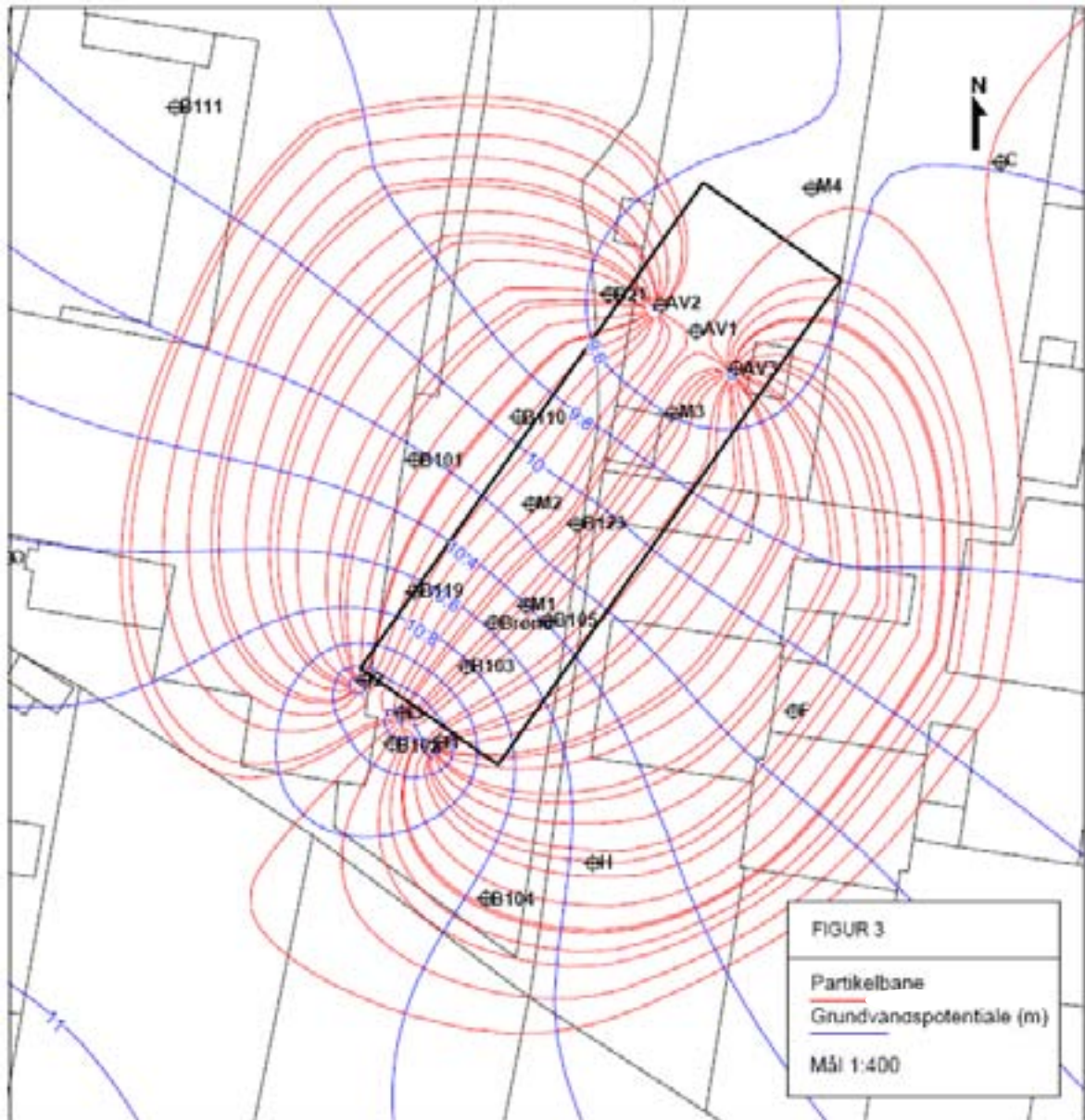
Figur 11 (ikke mål fast)



Scenarie 2.1
Partikelbanesimulering og
grundvandssænkning

Scenarie 2.2 Som scenarie 2.1 men med 2 pumpeboringer

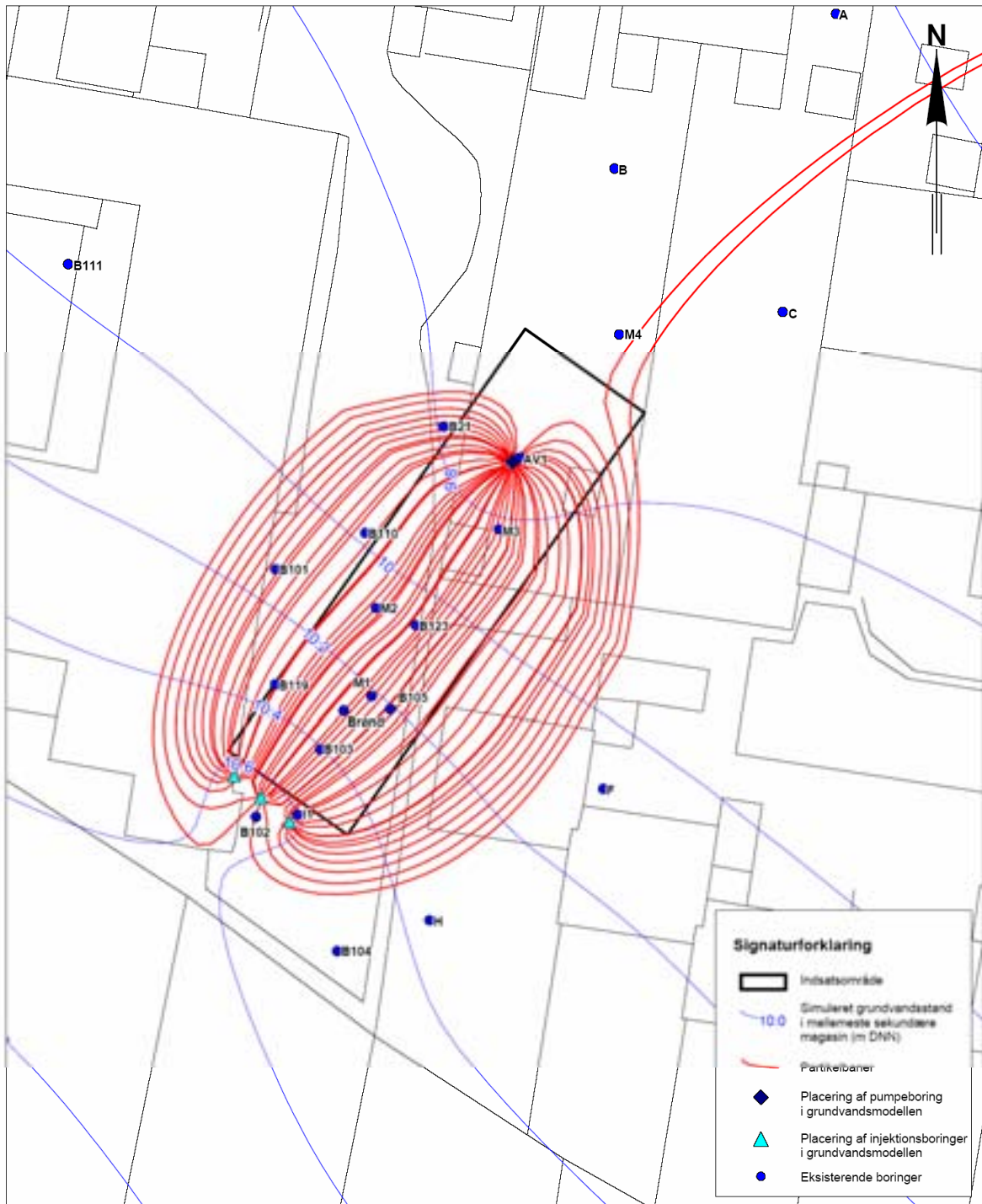
Figur 12 (ikke mål fast)



Scenarie 2.2
Partikelbanesimulering og
grundvandspotentialie

Scenarie 3. Som scenarie 1.1 men med injektions- og pumpeydelse på 3 l/min

Figur 13 (ikke mål fast)



Fyns Amt

Rugårdsvej 234-238

Scenarie 3
Partikelbaner og grundvandsstand
Samlet injektionsydelse 3 l/min
Pumpeydelse 3 l/min

Sag nr.	P-60567
Tegn./Udarb.	HBE
Kontr.	TJR
Godk.	TJR
Mål	1:400
Dato	20-4-2005

COWI

COWI A/S
Parlsøvej 2
2800 Kongens Lyngby

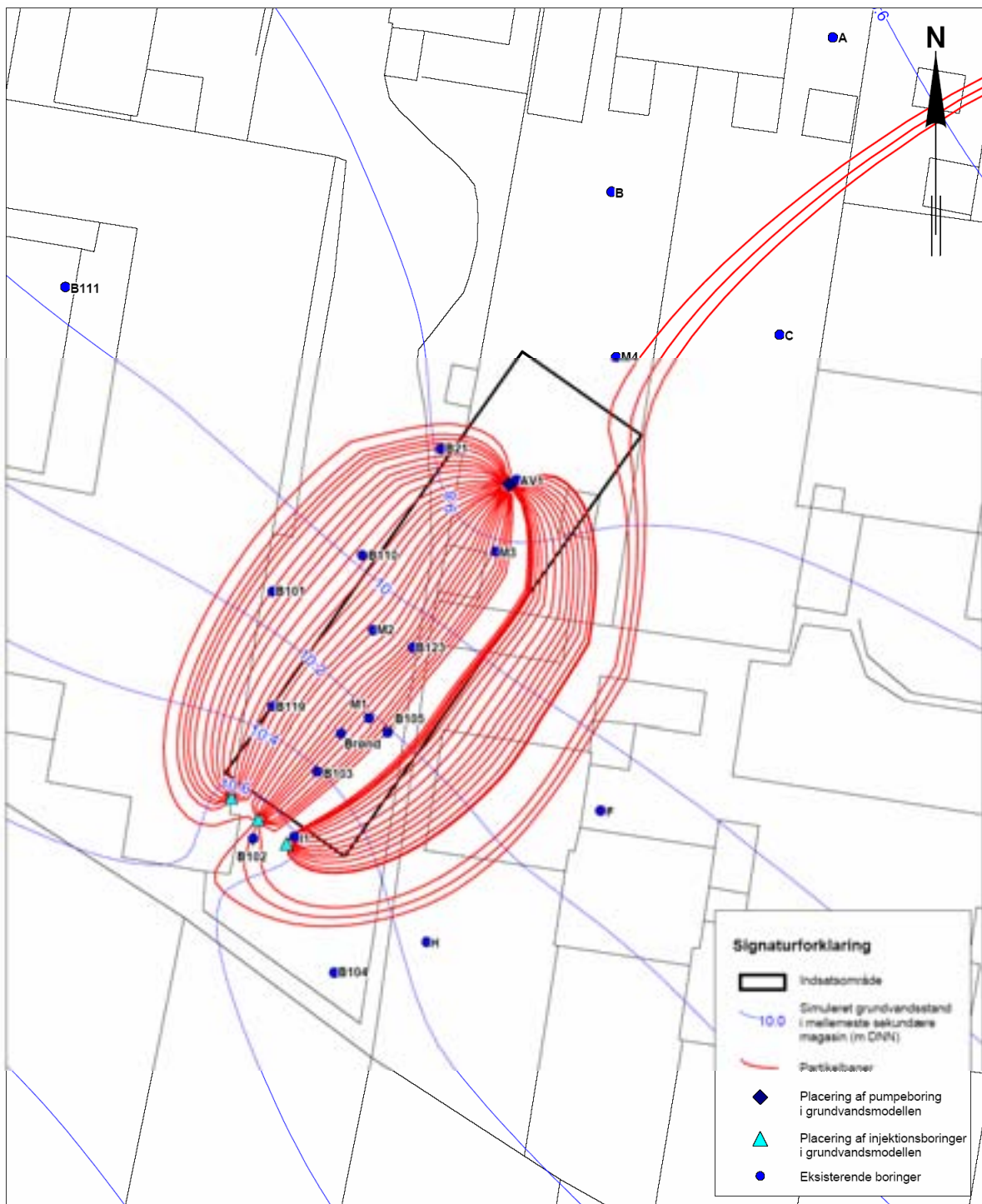
Telefon 45 97 22 11
Telefax 45 97 22 12

Dokument nr. 1 Rev.

Bilag 2 0

Scenarie 4. Som scenarie 3 men med centreret partikel fordeling (rad. 25 cm)

Figur 14 (ikke mål fast)



Fyns Amt

Rugårdsvej 234-238

Scenarie 4

Partikelbaner og grundvandsstand
Som scenarie 3 men med centreret
fordeling af partikler i injektionscellen.

Sag nr.	P-60567
Tegn./Udarb.	HBE
Kontr.	TJR
Godk.	TJR
Mål	1:400
Dato	20-4-2005
Dokument nr.	Rev.

COWI

COWI A/S
Parlevæj 2
2800 Kongens Lyngby

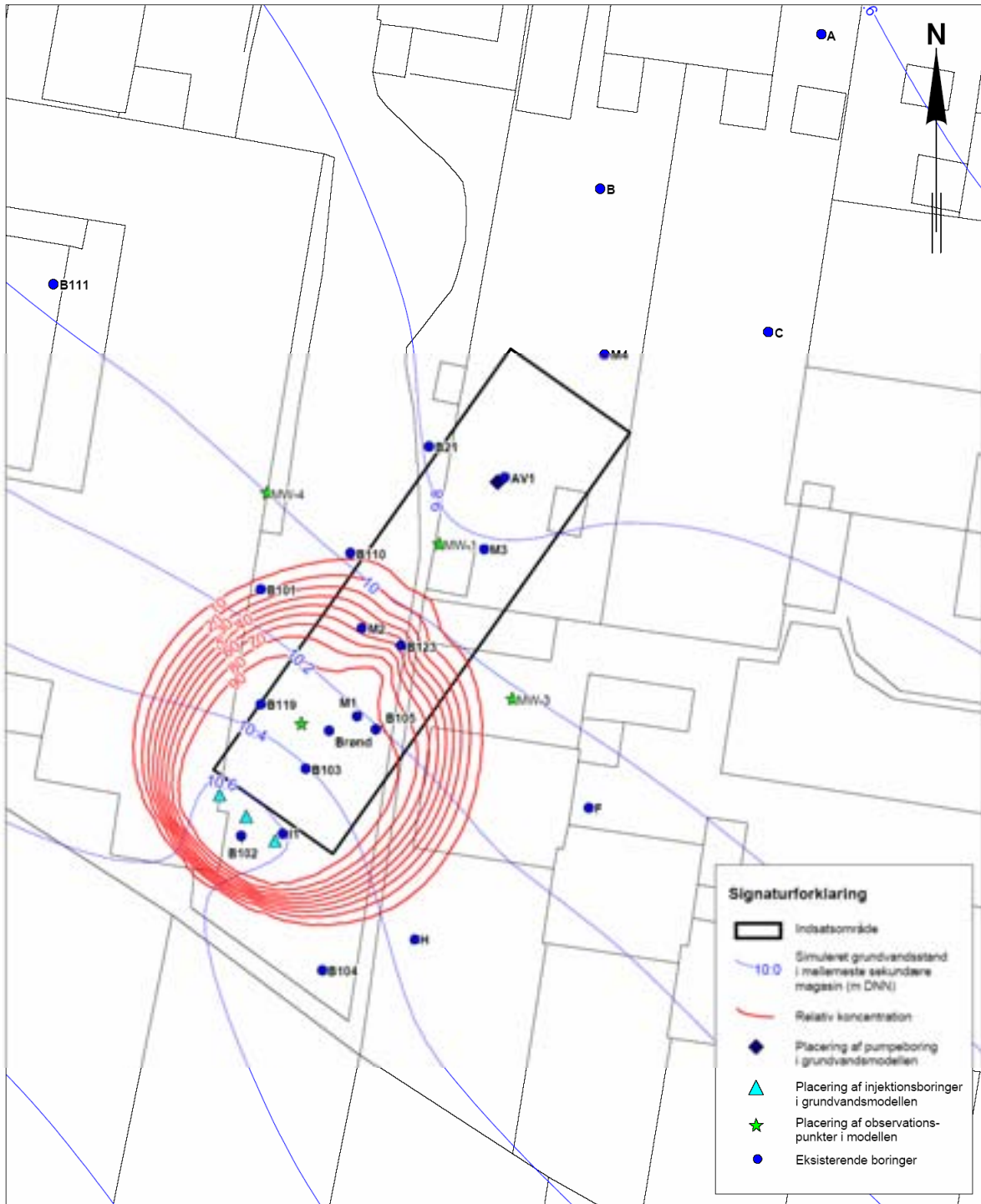
Telefon 45 97 22 11
Telefax 45 97 22 12

Bilag 3

0

Scenarie 5.1 Som scenarie 3, men med stoftransport. Koncentrationsfordeling efter 30 dage

Figur 15 (ikke mål fast)



Signaturforklaring

- Indsatsområde
- 10.0 Simuleret grundvandsstand i mellemste sekundære magasin (m DNK)
- Relativ koncentration
- ◆ Placering af pumpeboring i grundvandsmodellen
- ▲ Placering af injektionsboringer i grundvandsmodellen
- ★ Placering af observationspunkter i modellen
- Eksisterende boringer

Fyns Amt

Rugårdsvej 234-238

Scenarie 5.1
 Koncentrationsfordeling efter 30 dage
 Samlet injektionsydelse 3 l/min
 Pumpeydelse 3 l/min

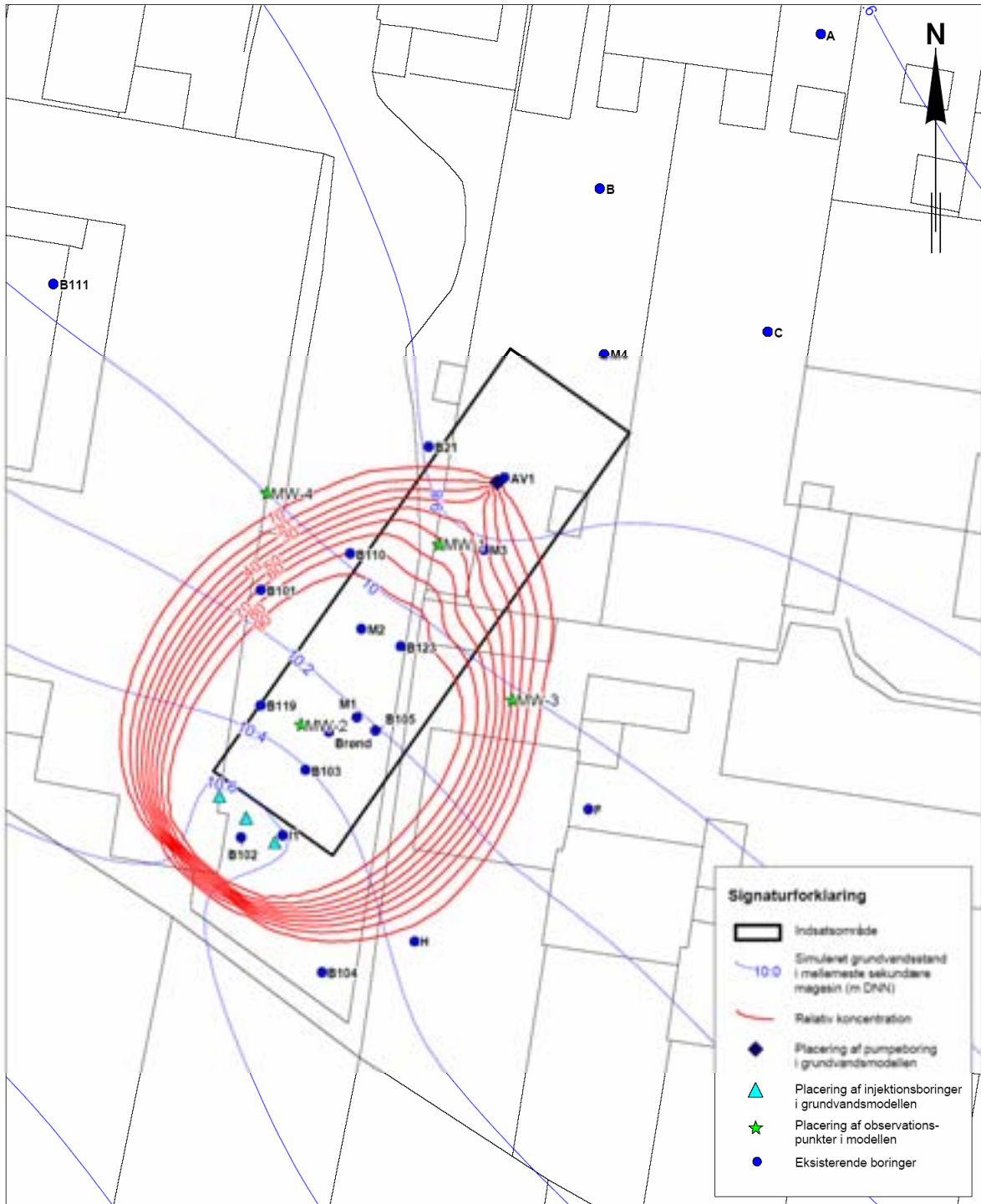
Sag nr.	P-60567
Tegn./Udarb.	HBE
Kontr.	TJR
Godk.	TJR
Mål	1:400
Dato	20-4-2005
Dokument nr.	Rev.

COWI COWI A/S
 Parallevej 2
 2800 Kongens Lyngby
 Telefon 45 97 22 11
 Telefax 45 97 22 12

Bilag 4.1 0

Scenarie 5.1 Som scenarie 3, men med stoftransport. Koncentrationsfordeling efter 50 dage

Figur 16 (ikke mål fast)



Fyns Amt

Rugårdsvej 234-238

Scenarie 5.1

Koncentrationsfordeling efter 50 dage

Samlet injektionsydelse 3 l/min

Pumpeydelse 3 l/min

Sag nr. P-60567

Tegn./Udarb. HBE

Kontr. TJR

Godk. TJR

Mål 1:400

Dato 20-4-2005

Dokument nr. | Rev.

COWI

COWI A/S
Paralelsvej 2
2800 Kongens Lyngby

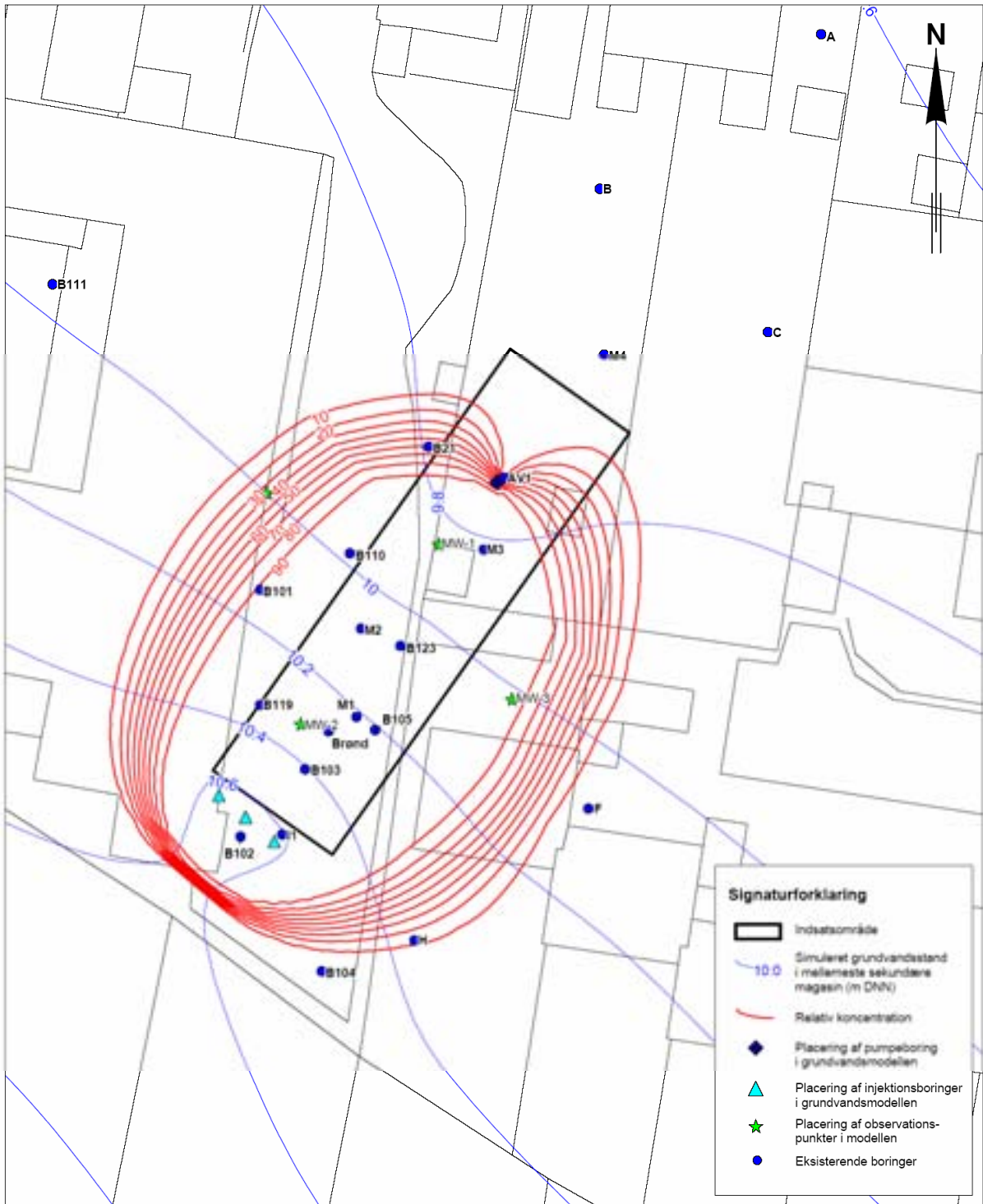
Telefon 45 97 22 11
Telefax 45 97 22 12

Bilag 4.2

0

Scenarie 5.1 Som scenarie 3, men med stoftransport. Koncentrationsfordeling efter 100 dage

Figur 17 (ikke mål fast)



Fyns Amt

Rugårdsvej 234-238

Scenarie 5.1
 Koncentrationsfordeling efter 100 dage
 Samlet injektionsydelse 3 l/min
 Pumpeydelse 3 l/min

Sag nr.	P-60567
Tegn./Udarb.	HBE
Kontr.	TJR
Godk.	TJR
Mål	1:400
Dato	20-4-2005
Dokument nr.	I Rev.

COWI

COWI A/S
 Paratvej 2
 2800 Kongens Lyngby

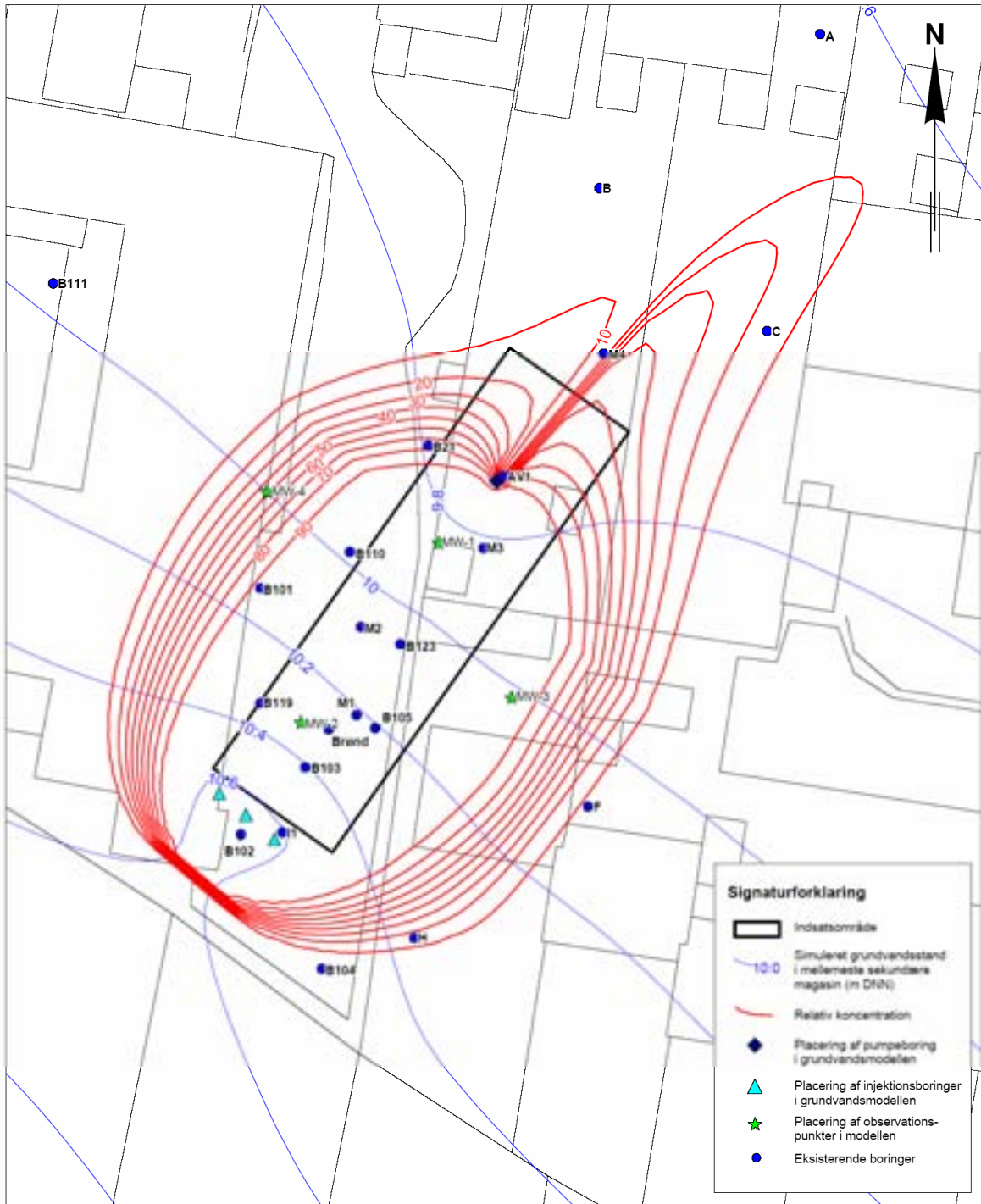
Telefon 45 97 22 11
 Telefax 45 97 22 12

Bilag 4.3

0

Scenarie 5.1 Som scenarie 3, men med stoftransport. Koncentrationsfordeling efter 200 dage

Figur 18 (ikke mål fast)



Fyns Amt

Rugårdsvej 234-238

Scenarie 5.1
 Koncentrationsfordeling efter 200 dage
 Samlet injektionsydelse 3 l/min
 Pumpeydelse 3 l/min

Sag nr.	P-60567
Tegn./Udarb.	HBE
Kontr.	TJR
Godk.	TJR
Mål	1:400
Dato	20-4-2005
Dokument nr.	1 Rev.

COWI

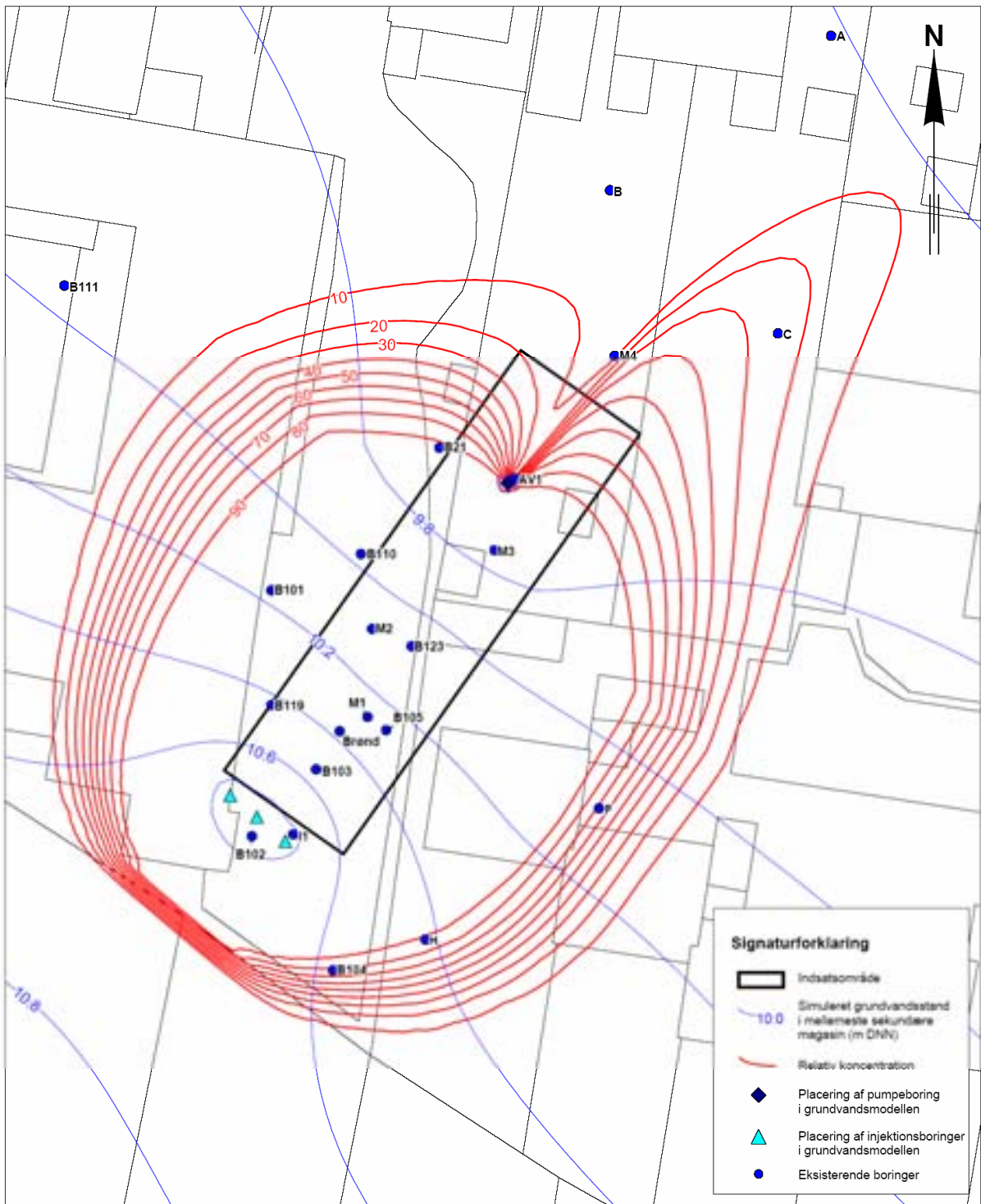
COWI A/S
 Parallelvej 2
 2800 Kongens Lyngby
 Telefon 45 97 22 11
 Telefax 45 97 22 12

Bilag 4.4

0

Scenarie 5.2. Som scenarie 5.1 men med 5 l/min

Figur 19 (ikke mål fast)



Fyns Amt

Rugårdsvej 234-238

Scenarie 5.2
 Koncentrationsfordeling efter 200 dage
 Samlet injektionsydelse 5 l/min
 Pumpeydelse 5 l/min

Sag nr.	P-60567
Tegn./Udarb.	HBE
Kontr.	TJR
Godk.	TJR
Mål	1:400
Dato	20-4-2005
Dokument nr.	Rev.

COWI

COWI A/S
 Paratvej 2
 2800 Kongens Lyngby

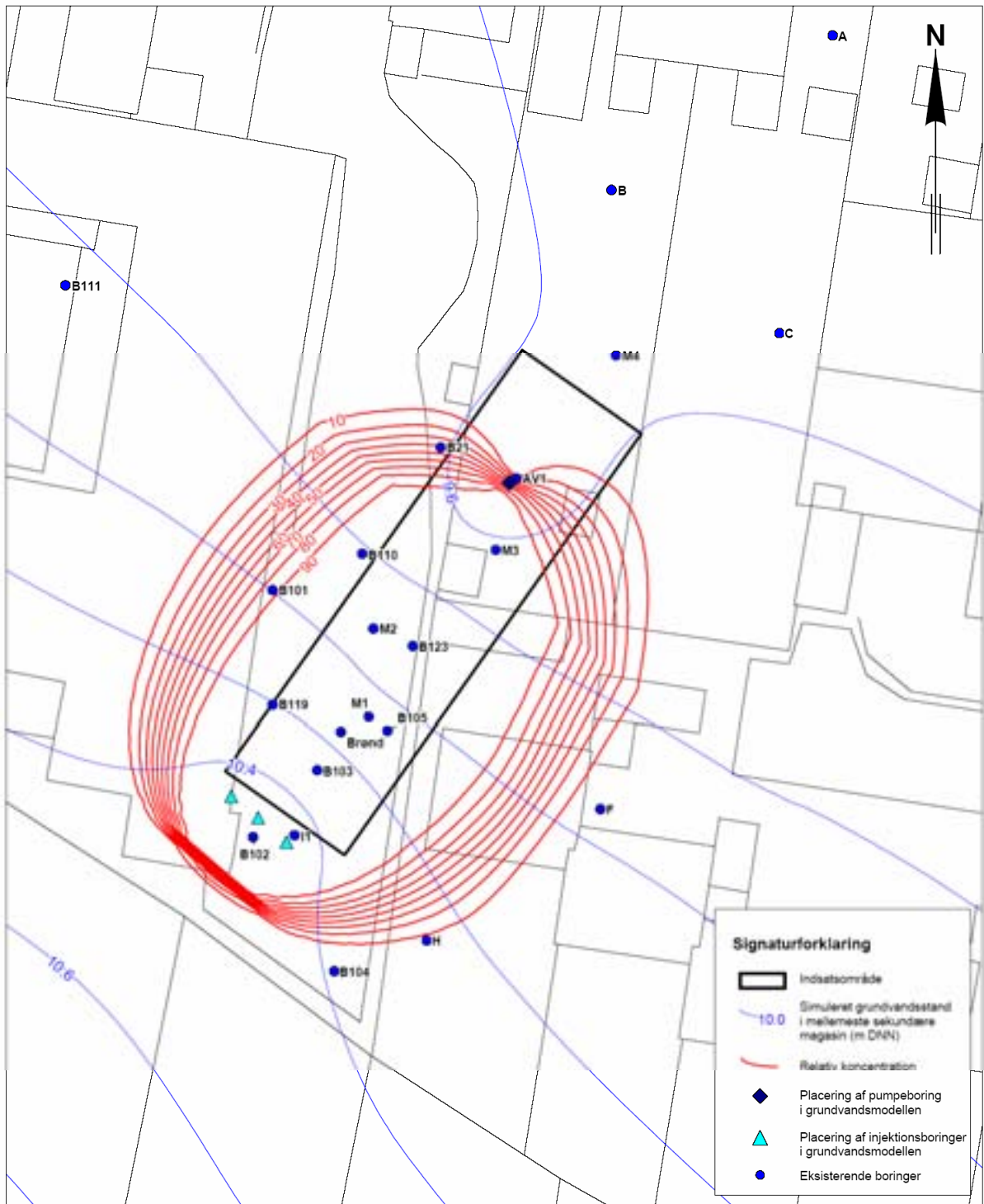
Telefon 45 97 22 11
 Telefax 45 97 22 12

Bilag 5

0

Scenarie 5.4. Som scenarie 5.2 men med lavere injektionsydelse. Vand til kloak.

Figur 20 (ikke mål fast)



Fyns Amt

Rugårdsvej 234-238

Scenarie 5.4

Koncentrationsfordeling efter 200 dage

Samlet injektionsydelse 3 l/min

Pumpeydelse 5 l/min

Sag nr. P-60567

Tegn./Udarb. HBE

Kontr. TJR

Godk. TJR

Mål 1:400

Dato 20-4-2005

COWI

COWI A/S
Paratelvej 2
2900 Kongens Lyngby

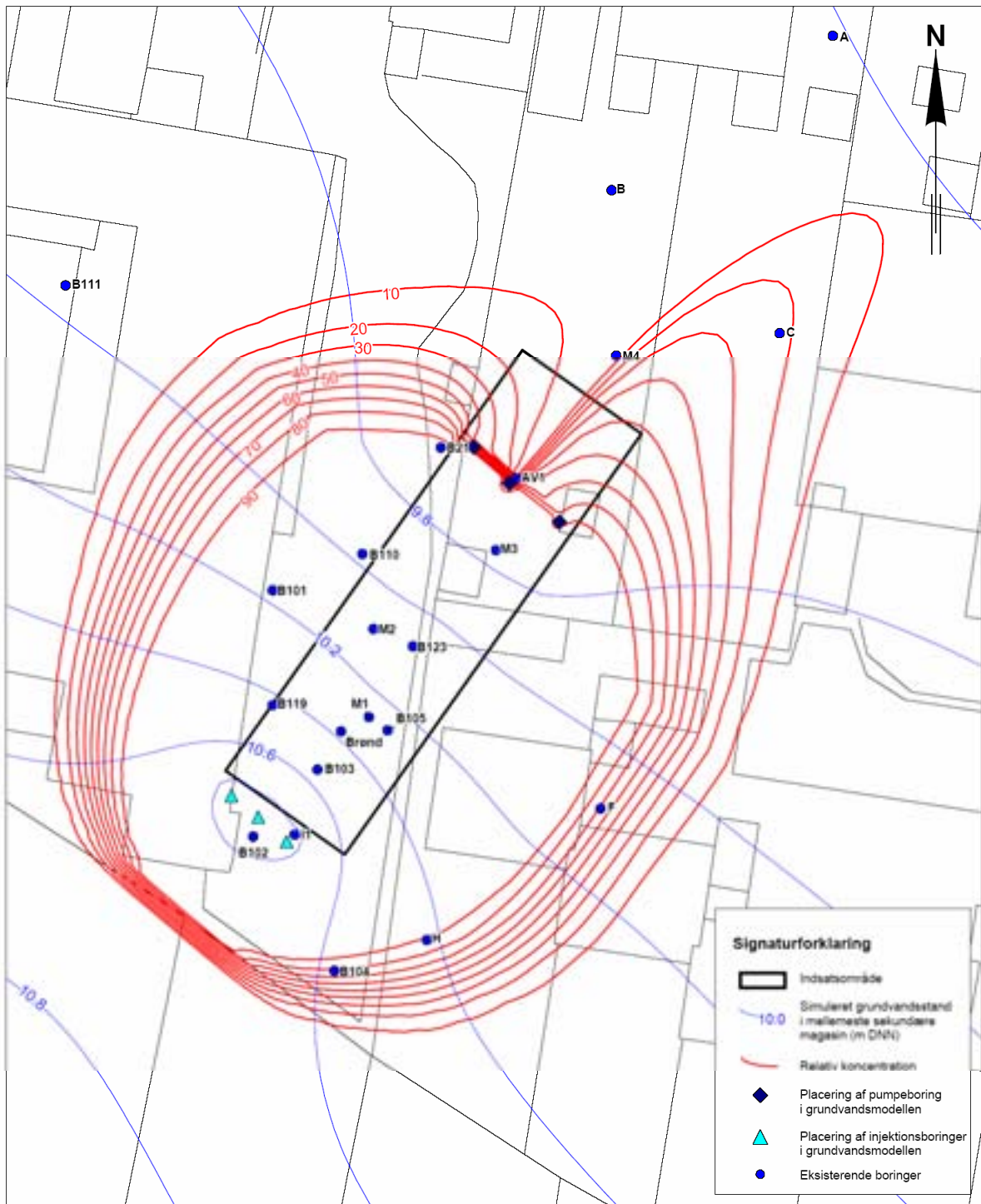
Telefon 45 97 22 11
Telefax 45 97 22 12

Dokument nr. I Rev.

Bilag 6 0

Scenarie 5.5.Som scenarie 5.2 men med 3 pumpeboringer

Figur 21 (ikke mål fast)



Fyns Amt

Rugårdsvej 234-238

Scenarie 5.5
Koncentrationsfordeling efter 200 dage
Som scenarie 5.2 men med
3 pumpeboringer

Sag nr.	P-60567
Tegn./Udarb.	HBE
Kontr.	TJR
Godk.	TJR
Mål	1:400
Dato	20-4-2005

COWI

COWI A/S
Paristevj 2
2800 Kongens Lyngby

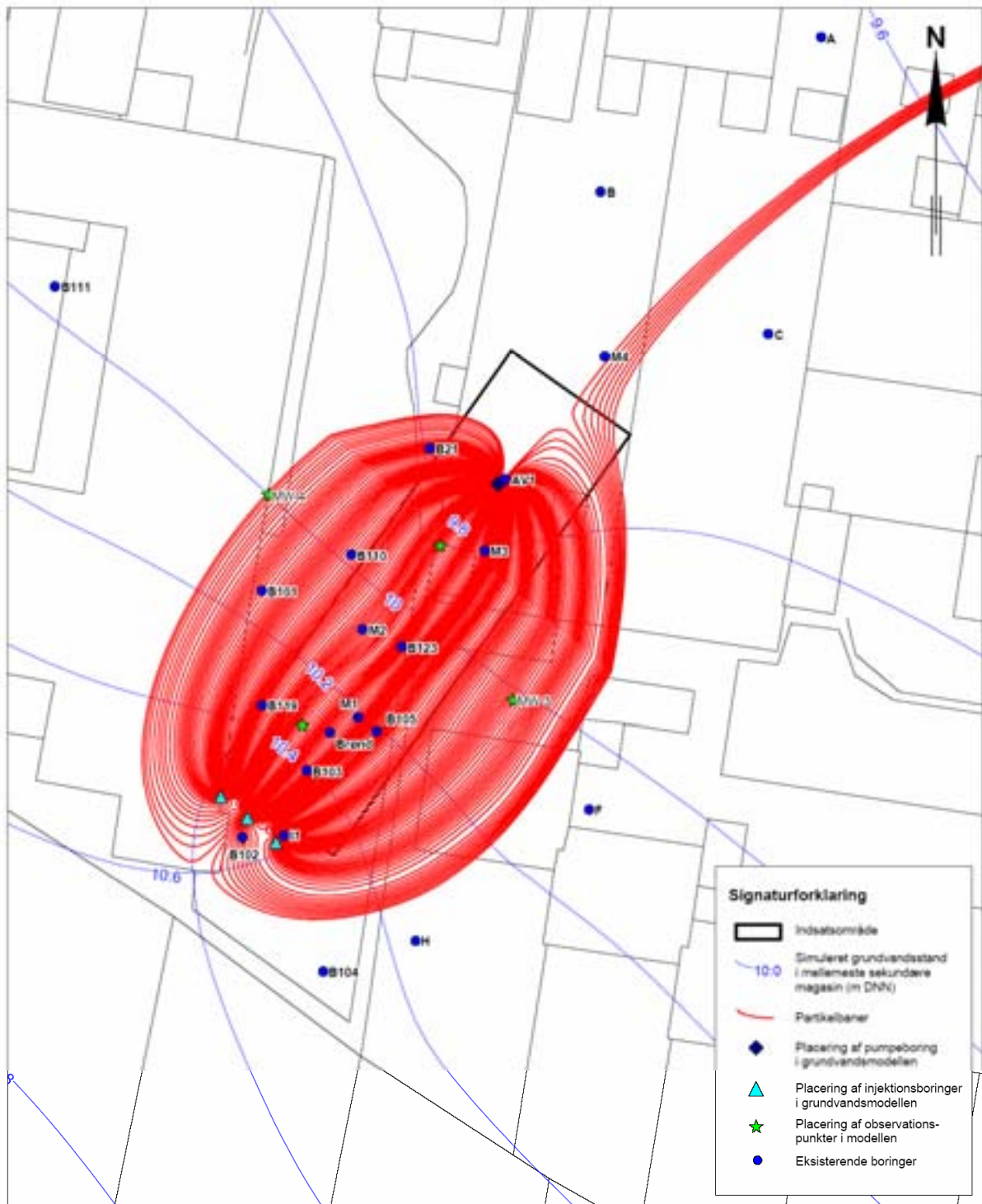
Telefon 45 97 22 11
Telefax 45 97 22 12

Dokument nr. | Rev.

Bilag 7 | 0

Scenarie 6. Som scenarie 5.1 men med 25 x 25 cm grid og centreret partikel fordeling

Figur 22 (ikke mål fast)



Fyns Amt

Rugårdsvej 234-238

Scenarie 6

Partikelbaner og grundvandsstand

Injektionsydelse 3 l/min

Pumpeydelse 3 l/min

Sag nr. P-60567

Tegn./Udarb. HBE

Kontr. TJR

Godk. TJR

Mål 1:400

Dato 20-4-2005

COWI

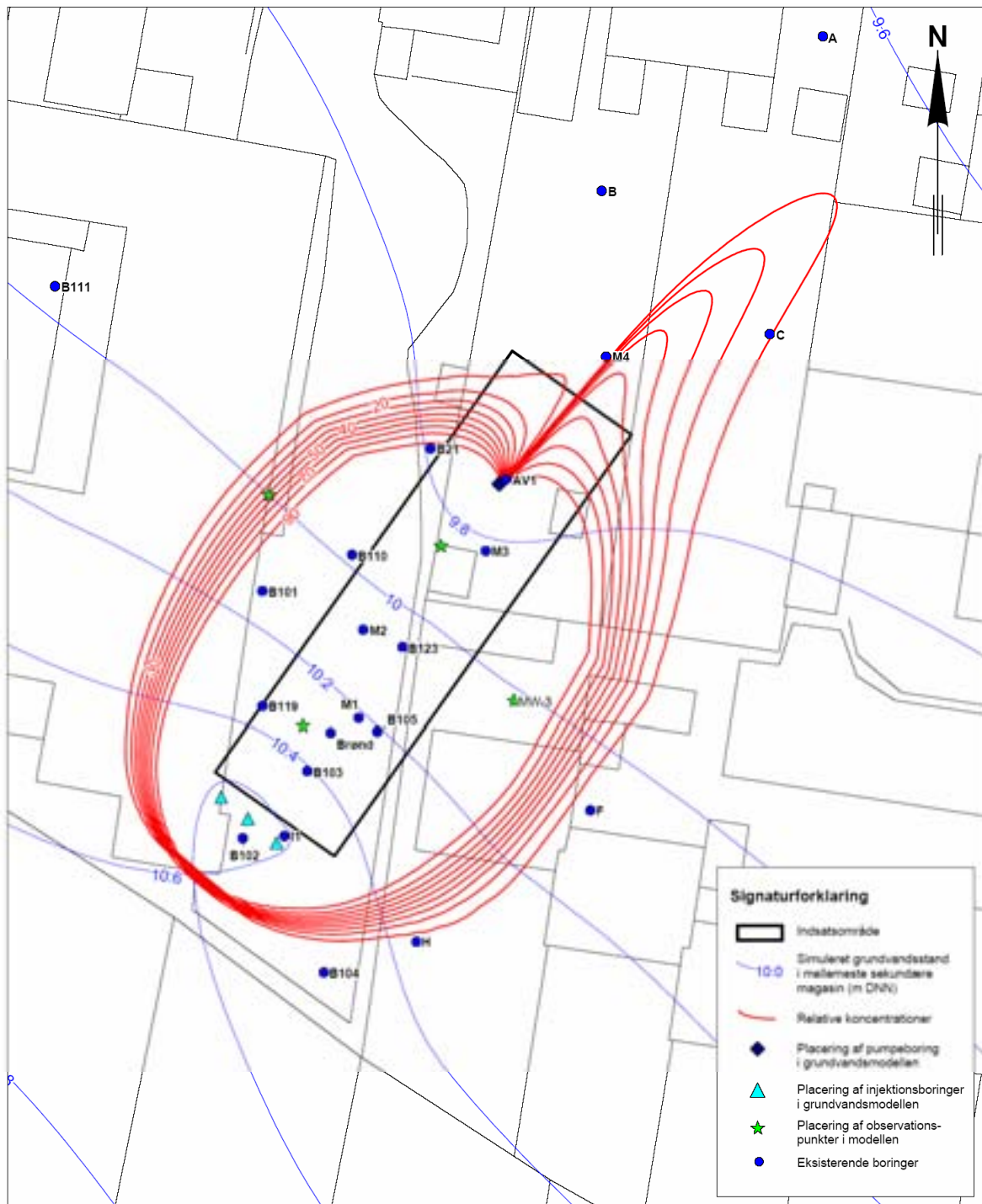
COWI A/S
Parallevvej 2
2800 Kongens Lyngby

Telefon 45 97 22 11
Telefax 45 97 22 12

Dokument nr. | Rev.

Bilag 8.1 | 0

Figur 23 (Ikke mål fast)



Fyns Amt

Rugårdsvej 234-238

Scenarie 6. Findiskretisering
 Koncentrationsfordeling efter 200 dage
 Injektionsydelse 3 l/min
 Pumpeydelse 3 l/min

Sag nr.	P-60567
Tegn./Udarb.	HBE
Kontr.	TJR
Godk.	TJR
Mål	1:400
Dato	20-4-2005
Dokument nr.	Rev.

COWI

COWI A/S
 Parallelsvej 2
 2800 Kongens Lyngby

Telefon 45 97 22 11
 Telefax 45 97 22 12

Bilag 8.2

0

Bilag 10. Oxidationskapacitet

Dette notat er en afrapportering af bestemmelse af oxidationskapacitet på 5 sand- og lersedimenter fra Rugårdsvej.

Materialer og metoder

Der er udtaget en række kerner i efteråret 2004 på Rugårdsvej. Prøverne er i laboratoriet håndteret anaerobt i en anaerob box. Der er udvalgt 4 prøver til opsætning af treatability forsøg, som er rapporteret i dette projekt. I tilknytning er der opsat treatabilityforsøg med én lerprøve (fra borer U101) for at belyse forholdene i lerlagene yderligere (ej afrapporteret i dette projekt). Alle 5 prøver er medtaget for bestemmelse af oxidationskapacitet/jernreduktionskapacitet, således at resultaterne direkte kan sammenholdes med de udførte treatabilityforsøg. 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 (TiE). Metoden er oprindelig udviklet af Heron et al. (1994). Princippet i metoden er, at ca. 1g våd sedimentprøve udrystes i 24 timer med Ti(III)-50mM EDTA, som er et stærk reduktionsmiddel. Den forbrugte mængde Ti(III) kvantificeres ved en dichromat titrering, som et mål for prøvens oxidationskapacitet.

Oxidationskapaciteten angives i $\mu\text{eq/g}$.

Efterfølgende bestemmes indholdet af Fe(II) og evt. Mn i opløsningen, således at den reducerede mængde jern(III) og Mn(IV) kan beregnes. Indholdet af jern blev analyseret på Atom Absorption Spektrofotometri (AAS). Mn blev ikke analyseret, da erfaringer fra treatabilityforsøgene viste, at Mn har ringe betydning på denne lokalitet.

Resultater

Resultaterne for oxidationskapaciteten er givet i tabel 1. Oxidationskapaciteten varierer mellem 11,7 $\mu\text{eq/g}$ og 40 $\mu\text{eq/g}$ for de 5 sedimenter. En mindre og varierende del af oxidationskapaciteten (27-54%) kan forklares ved hjælp af indholdet af jern(III). Der er ikke umiddelbart nogen forklaring på dette, men tidligere undersøgelser har også vist varierende sammenhæng mellem jern(III) og oxidationskapaciteten. Muligvis skyldes det reduktion af organisk stof.

Da jern(III) dataene mere direkte afspejler tilgængeligt jern(III) for jernreduktion er det valgt at fokusere på disse værdier.

Fe(III) fra TiE varierer mellem 5 og 16 $\mu\text{eq/g}$. Der er ikke nogen klar sammenhæng mellem sedimenternes karakter og deres placering i forhold til kildeområdet. Niveaueet er klart lavere end tilsvarende målinger på Sortebovej og Middelfartvej.

Ekstraktionerne med 0,5 M HCl er en mild ekstraktion og opløser mindre stabile jernforbindelser end der reduceres ved titrering med TiE. Det er tidligere vist, at 0,5 M HCl fortrinsvis angriber letopløselige jernhydroxider

som ferrihydrit. Fe(III) niveauet er konsistent for alle prøver omkring 5 $\mu\text{eq/g}$. Dette er forholdsvis lavt og indikerer et begrænset jernreduktionspotentiale. Forskellen mellem jern(III) i U101 og M2-11-11,5 for de to metoder kan tilskrives mere stabile jernhydroxider (fx goethit /hematit), som vil kræve længere tid og mere reducerede forhold for at være tilgængelige for jernreduktion.

Der er i alle prøver ved en 0,5 M HCl ekstraktion blevet bestemt reduceret jern. Niveauerne ligger omkring 20-30 $\mu\text{eq/g}$, hvilket tyder på, at der har fundet jernreduktion sted på lokaliteten. Ved den anvendte ekstraktionsmetode medtages fortrinsvis monosulfid og siderite, men siderite bliver kun delvis opløst. Pyrit vil slet ikke blive medtaget ved denne ekstraktion.

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

Tabel 1: Prøvetagningssteder, geologi, oxidationskapacitet, Fe, sedimenter fra Rugårdsvej

Placering		Kilde	Kilde	Kilde	Kilde	Fane
Boring	Nummer	M1	U101	M2	M2	M4
Dybde	m u.t.	11,0-11,5	5,0-5,5	11,0-11,5	5,0-5,5	13,1-13,4
Geologisk beskrivelse	Baseret på boreprofiler fra Cowi	Sand, DS, fin-mellemkornet, svag gruset, lerholdig, grå, våd	Moræneler, sandet gråt, tør	Sand, DS, mellemkornet, lerholdig, gruset, grå, våd	Moræneler, store våde sandlinser grå	Sand, DS, grovkornet, grus, sten, brun, våd
Oxidationskapacitet	µeq/g	18,1	38,2	43,0	16,6	11,7
Fe ³⁺ , Tie	µeq/g	5,3	13	16,0	4,5	6,3
Fe, total, 0,5 MHCl, a)	µeq/g	32,1	36,7	29,6	22,7	25,2
Fe ²⁺ 0,5 M HCl, a)	µeq/g	25,9	31,7	24,1	19,3	19,7
Fe ³⁺ 0,5 M HCl, a)	µeq/g	6,2	5,0	5,6	3,7	5,5

- a) Data for 0,5 M HCl stammer Askestad (2004).

Referencer

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

Askestad, V. (2004). Iron reduction & reductive dechlorination in aquifers. 10 points special course, Environment & Resources, Technical university of Denmark.

Bilag 11. Isotopmålinger

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

Materialer og metoder

Der er udtaget i alt 18 vandprøver fra Rugårdsvej til analyse for isotopforhold for klorerede ethener. Prøverne blev udtaget november 2004 af Miljø & Ressourcer på lokaliteten. Alle prøverne er efter udtagning blevet konserveret og sendt til University of Neuchatel for analyse for indholdet af de stabile isotoper ^{12}C og ^{13}C i klorerede ethener (PCE, TCE, *cis*-DCE, VC) samt ethen). 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 sedimentkerner til treatabilityforsøg. Der er suppleret med ekstra vandprøver fra andre boringer for at opnå et mere nuanceret billede af forholdene.

Analysemetode:

$^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ -isotopforholdene blev målt vha. en gaschromatograf koblet til et Thermo Finnigan DeltaPlus XP isotope-ratio massespektrometer via et interface, hvor de eluerende organiske forbindelser forbrændes til CO_2 ved 940 °C. For vandprøver til analyse for klorerede ethener var GC'en udstyret med en DB5 kolonne (30 m*0,32 mm) og et Purge and Trap system (Tekmar Velocity). 40 mL vandprøve blev purged i 10 minutter med en luftstrøm på 40 ml/min. Stofferne blev opsamlet på VOCARB fælde, desorberet ved 250 °C og overført til GC-kolonnen. Vandprøver til analyser for ethen blev analyseret på en Poraplot Q kolonne (30 m*0,32 mm) med et injektions loop. Mellem 0,1 og 1 ml gas fase blev injiceret til GC'en. Standardafvigelsen ved metoden er 0,5 ‰.

Ethen koncentrationerne er generalt lave og det har kun været muligt at analysere for isotopforhold for ethen i boringerne med koncentrationer større end ca. 100 µg/l. Det hænger sammen med, at analysemetoden for ethen er mindre følsom end analysemetoden for de klorerede ethener.

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 præferentiell 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).

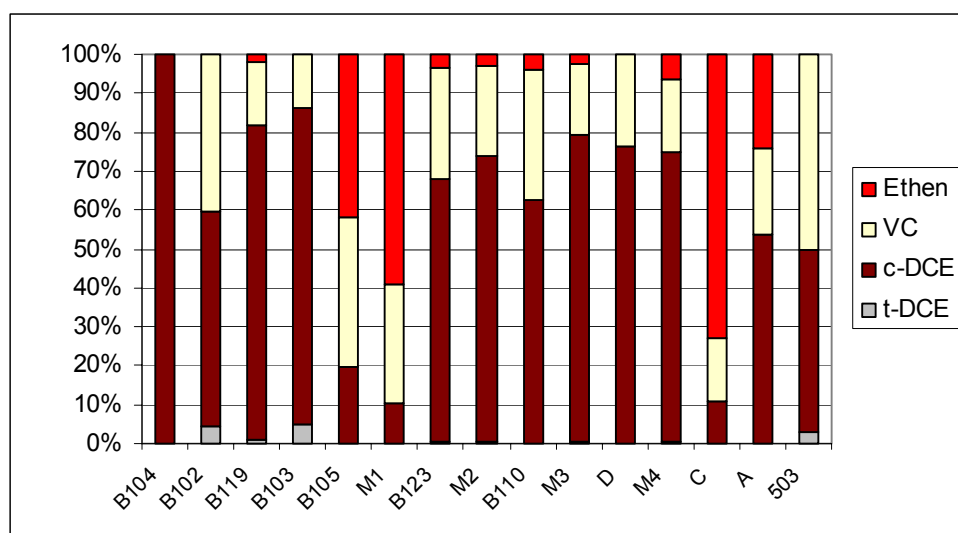
Resultater

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.

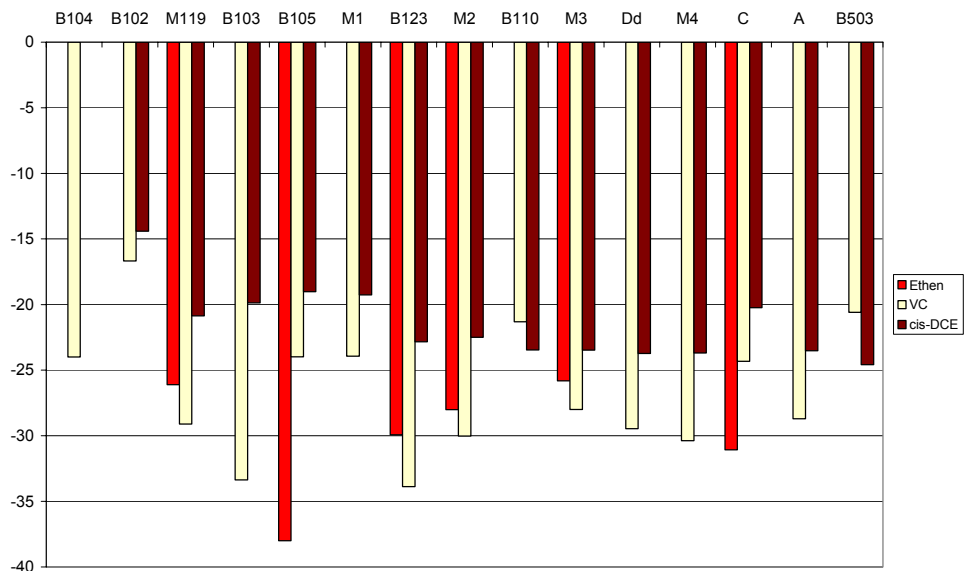
U101, B117 og B105 er medtaget for at belyse kildens isotopsammensætning i lerlagene. Der er i disse borer målbare koncentrationer af TCE, så de giver også et billede af isotopfordelingen for TCE. I fortolkningen antages, at TCE initielt har et isotopforhold omkring -25 ‰ til -30 ‰, som er fundet i andre undersøgelser.

Koncentrationerne i B105 viser en betydelig nedbrydning af TCE til cis-DCE (cis-DCE: 110 mg/l) og $\delta^{13}\text{C}$ forholdet i B105 er -16,6 ‰. U101 har et tilsvarende isotopforhold, mens det er endnu mere positivt i B117. Alle $\delta^{13}\text{C}$ forholdene viser tydeligvis, at der er sket nedbrydning af TCE til cis-DCE, som delvist er nedbrudt videre til VC. Der er i B117 og U101 kun meget begrænsede tegn på videre nedbrydning fra VC til ethen, da $\delta^{13}\text{C}$ for VC er -30 ‰ til -37 ‰, mens der desværre mangler en måling for B105 på grund af de lave koncentrationer. Det skal bemærkes, at ethenkoncentrationen er høj (200 $\mu\text{g/l}$) i U101, men det skal ses i forhold til den ekstremt høje koncentration af cis-DCE. Teoretisk skulle isotopforholdet ved fuldstændig nedbrydning til ethen ende på et niveau svarende til den initiale sammensætning af TCE. Isotopforholdet for ethen i U101 er i det lys atypisk lavt i forhold til den lille molfraktion af ethen.

I det mellemste sekundære magasin (MSM) er der udtaget 15 vandprøver. I figur 1 er optegnet molfraktion i borer sorteret efter afstanden fra kilden. Jo større molfraktion for VC er i forhold til cis-DCE jo større grad af deklorering. Der er ikke nogen klar sammenhæng mellem afstand og graden af deklorering i form af molfraktioner.



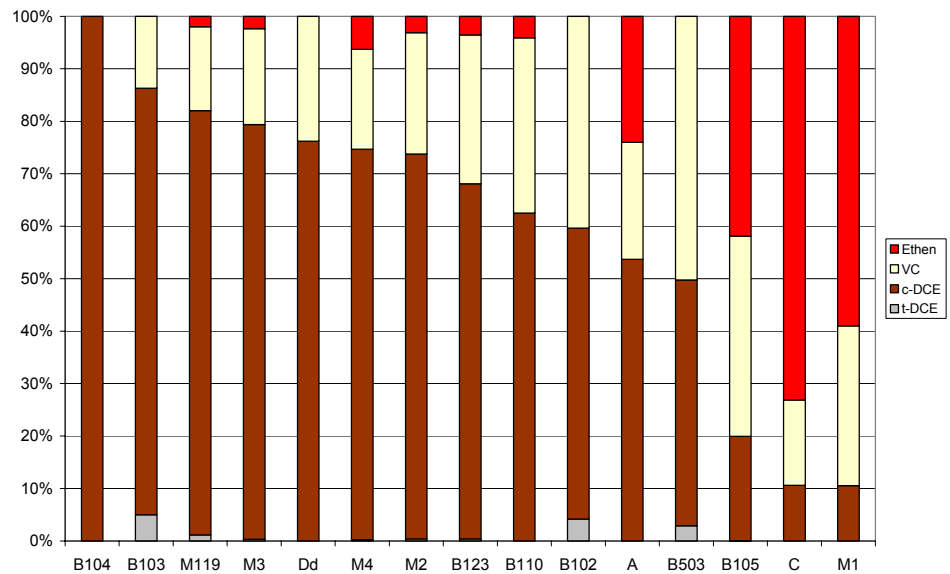
Figur 1: Mol fraktioner sorteret efter afstand fra kil den.



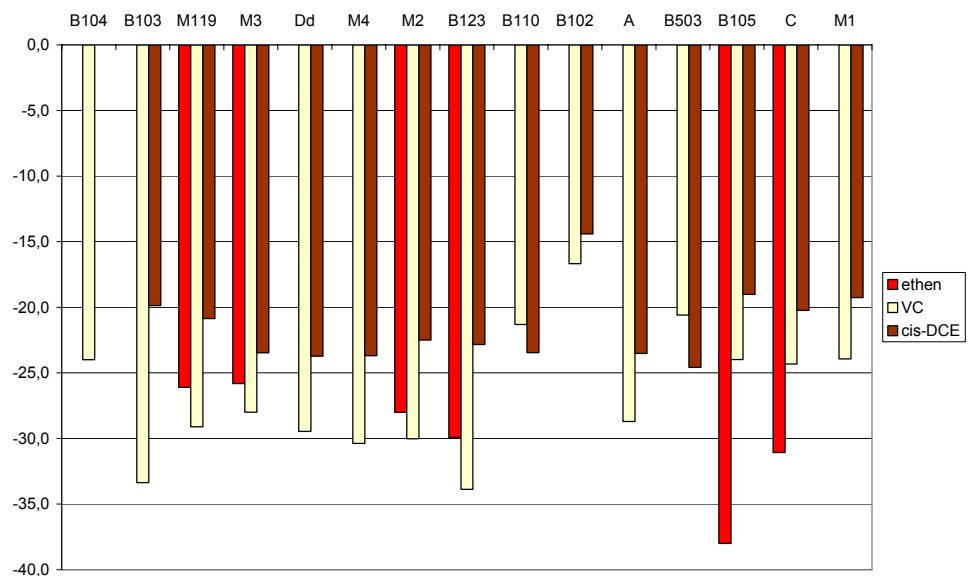
Figur 2: Isotopforhold sorteret efter afstanden fra kilden

Dette tyder på, at der ikke sker en entydig ændring i molforholdet på grund af anaerob deklorering i den generelle strømningsretning. Dette billede bekræftes af isotopforholdene i figur 2, som heller ikke viser denne sammenhæng. Der er dog for molforholdene en tendens til, at boringene længst ude i fanen har relativt størst indhold af ethen (C, A).

Afstanden fra kilden siger ikke nødvendigvis noget om, hvor meget nedbrydning der er sket i en given vandpakke da de givne boringer formentlig ikke ligger på en sand strømlinje. I stedet for at se på data som en funktion af afstanden er data i figur 3 sorteret efter størrelsen af cis-DCE's molfraktion. Dette plot viser tydeligt, at der er fundet mest ethen i boringer med den mindste molfraktion af cis-DCE. Sammenholdes det med figur 4, hvor isotopdata er sorteret på tilsvarende måde er der også her sket en tydelig forskydning af isotopforholdene i disse prøver. Der er sket en berigelse af ^{13}C i forhold til ^{12}C i cis-DCE i vandprøverne for boringerne B110, 102, B503, B105, C og M, i forhold til boringerne B103-123 i venstre side af figuren. For B110, 102, B503, B105, C og M er der også tegn på videre nedbrydning til ethen, da vinylchlorid er klart beriget med hensyn til ^{13}C sammenlignet med prøverne i venstre side af figuren. Ethen-målinger for B102 og B503 (figur 3) falder udenfor dette generelle billede. Det kan muligvis skyldes, at koncentrationerne i disse boringer generelt er lave, så vi er tæt på detektionsgrænsen for ethen.



Figur 3: Molfraktioner for klorerede ethener sorteret efter størrelsen af cis-DCE fraktionen



Figur 4: Isotopforhold for klorerede ethener sorteret efter størrelsen af cis-DCE molfraktionen – svarende til rækkefølgen i figur 3.

Boringerne B103, M119, M3, F, M4, M2, B123 ligner alle hinanden meget med hensyn til isotopforhold. Der er forholdsvis lave $\delta^{13}\text{C}$ værdier for VC i alle borer, som passer med en begrænset deklorering helt til ethen, som der også ses på molfraktionerne for disse borer. B104 falder udenfor det generelle billede. Det kan igen skyldes meget lave koncentrationer af ethener i denne boring (opstrøms).

Ethen koncentrationerne i B105 viser det klassiske mønster med en klar berigelse af ethen (-38 ‰), mens en del af de andre prøver viser koncentrationer med en isotop sammensætning omkring -28 ‰ på trods af en lille molfraktion af ethen. Det kan muligvis være tegn på videre nedbrydning

af ethen, men der er stor usikkerhed omkring fortolkningen af disse tal, da kildens initiale isotop sammensætning ikke er kendt.

Beregnet efter metoden i Lollar et al. (2001) svarer isotopforholdene til, at der mellem de to grupper af boringer er sket en nedbrydning af cis-DCE på ca. 25%. (cis-DCE, fraktionerings faktor = 0,9796-0,9859, stigning i $\delta^{13}\text{C}$ for cis-DCE fra -24 ‰ til -20 ‰). For boring B102 er nedbrydningen endnu højere (40%). Sammenholdes det med udviklingen i molforholdene for B105, C og M1 er det overraskende lidt, da molforholdene tyder på en mere markant nedbrydning. Ethen udgør fx en relativ stor del, som kan skyldes, at andre processer måske fjerner cis-DCE og vinylchlorid. Det kan også skyldes strømningforholdene, som måske blander vand, der har gennemgået forskellig grad af nedbrydning i kildeområdet.

Sammenfattende viser isotopfordelingen i kildeområdet på Rugårdsvej en betydelig omsætning fra TCE til cis-DCE. Umiddelbart tyder det på, at den væsentligste omsætning til cis-DCE sker i kildeområdet. Der sker ved en række boringer i begrænset omfang en videre nedbrydning til VC og ethen. Der er ikke tydelige tegn på systematisk nedbrydning langs hovedstrømningsretningen, men de højeste relative koncentrationer af ethen forekommer i boringer længst væk fra kildeområdet. Forekomsten af nedbrydningsprodukter nedstrøms kilden kan skyldes transport fra kildeområdet. Variationerne i sammensætning i fanen kan stamme fra, at omsætningen i kildeområdet er varierende og transportvejene fra kildeområdet til det MSM er komplicerede.

Data fra Rugårdsvej viser, at målinger af stabile isotopforhold kan give en uafhængig vurdering af den anaerobe deklorerings på forurenede lokaliteter.

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 TCE, cis-DCE og VC for vandprøver på Rugårdsvej.

	Ethen		VC		cDCE		TCE	
	ug/l	molvægt 28,0 uM	ug/l	molvægt 63 uM	ug/l	molvægt 97 uM	ug/l	molvægt 131 uM
B104		0	0	0,0	0	7	0,1	
B102		0	20	0,3	44	0,5	-14,4	
M119		107	1912	30,3	14976	154,4	-20,9	
B103		0	55	0,9	505	5,2	-19,9	
B105		4048	8229	130,6	6645	68,5	-19,0	
M1		29	33	0,5	18	0,2	-19,3	
B123		194	3476	55,2	12850	132,5	-22,8	
M2		128	2124	33,7	10434	107,6	-22,5	
B110		6	109	1,7	316	3,3	-23,5	
M3		18	314	5,0	2106	21,7	-23,5	
Dd		0	46	0,7	226	2,3	-23,7	
M4		29	197	3,1	1197	12,3	-23,7	
C		105	52	0,8	53	0,5	-20,2	
A		50	103	1,6	383	3,9	-23,5	
B503		0	9	0,1	14	0,1	-24,6	
SB117	Ler		32	0,5	694	7,2	-25,7	390
SB105	Ler		5	0,1	107	1,1	-21,2	18
SU101	Ler	200	7771	123,3	110021	1134,2	-20,9	4731

Bilag 12. Redoxkarakterisering og H₂ målinger

Dette notat er en afrapportering af målinger af redox relevante parametre herunder indholdet af opløst H₂ samt klorerede ethener og ethen i grundvandet fra Ruggårdsvej lokaliteten

Materialer og metoder

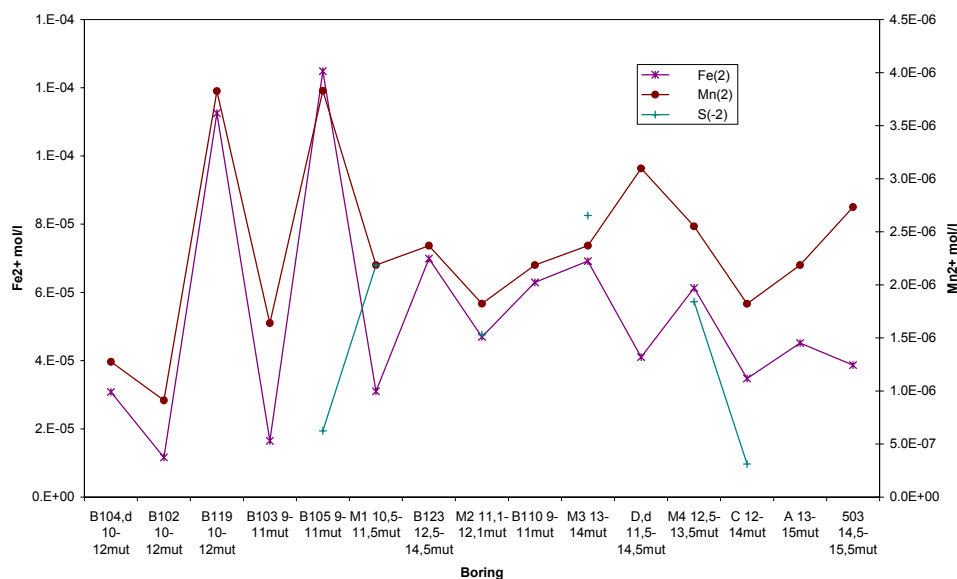
De redox relevante parametre, de klorede ethener og ethen er, udover de vandprøver der iøvrigt er taget på lokaliteten, bestemt i vandprøver udtaget på lokaliteten af Miljø & Ressourcer. Formålet var at få et sammenhængende datasæt, som kunne bruges sammen med H₂ data (november 2004). Ilt, og pH er målt i felten med elektroder, alkalinitet er bestemt i felten ved Gran-titrering. Resten af parametrene er målt i laboratoriet på filtrerede (på nær methan) og konserverede prøver. Sulfat er målt med ionchromatografi, methan ved gaschromatografi, Fe og Mn ved AAS og sulfid ved spektrofotometri. De klorede forbindelser er målt på GC-MS.

H₂ koncentrationerne er bestemt med gaschromatografi med en speciel detektor RGD2 hvori opvarmet kviksølvoxid (HgO) ved reaktion med reducerede gasser omdannes til frit Hg, som bestemmes ved UV-absorption. Gasprøven udtages fra en luftbobbel som gennemstrømmes af grundvand. Efter ca. 10-20 min vil gassen være i ligevægt med vandet, og da H₂ er ret uopløseligt i vand opnår man en koncentration i gasfasen, der er ca. 50 gange højere end i vandet, og herved kan de meget lave koncentrationer bestemmes. Som bekendt indeholder vand store mængder H₂, ca. 110 mol/liter, så hvis bare lidt af vandet spaltes i H₂ og O₂ vil det påvirke H₂ koncentrationen. Vandet kan spaltes ved elektrolyse, og det har vist sig at jævnstrømspumper som f.eks. de såkaldte "Whale" pumper frigør store mængder H₂ ved elektrolyse. Derudover kan mange metaller, jern, zink, aluminium, kobber mfl. medføre en reduktion og frigørelse af H₂ fra vandet. Derfor er den mest anvendte pumpe ved prøvetagning af eksisterende borerer en peristaltisk pumpe, fordi vandet her ikke kommer i kontakt med metaldele. De borerer, der er prøvetaget på Ruggårdsvej, kan yde rimeligt meget vand, og vandspejlet ligger tæt nok på terræn til, at det kunne lade sig gøre at benytte en peristaltisk pumpe.

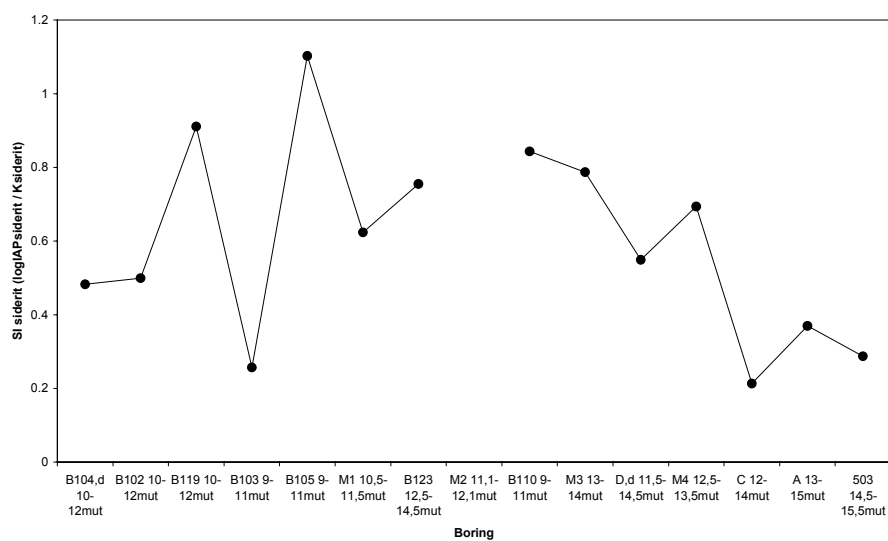
Resultater

Alle de målte parametre er samlet i Tabel 1. I det følgende er de væsentligste parametre fremhævet. Figur 1a viser koncentrationen af Fe og Mn, som ved de ca. neutrale pH værdier må formodes at være Fe²⁺ og Mn²⁺ da det er de to specier der er opløselige ved neutral pH, derudover er der vist de målte sulfidkoncentrationer. Der er ikke nogen markant tendens med hensyn til koncentrationer i forhold til afstanden fra kildeområdet. Muligvis er der sket en stigning i kildeområdet svarende til at systemet er mere reduceret her, og der sker et fald i Fe²⁺ koncentrationen nedstrøms for kilden. Mn²⁺ koncentrationen er nogenlunde konstant, hvilket indikerer, at forholdene nedstrøms bliver mere oxiderede. En PHREEQC beregning indikerer, at der ved B105, hvor der er målt sulfid er ligevægt med amorfe Fe-sulfider, som må

formodes at udfælde. Det ser ikke ud til at være tilfældet de steder der ellers har kunnet detekteres sulfid. PHREEQC beregningen viser også at der er overmættet for siderit (FeCO_3) i det meste af systemet (Fig. 1b). Overordnet set er mætningen højest omkring kilden og umiddelbart nedstrøms frem til og med B110. I dette område ligger $SI_{\text{siderit}} (\log(IAP_{\text{siderit}}/K_{\text{siderit}}))$ generelt over 0,5.

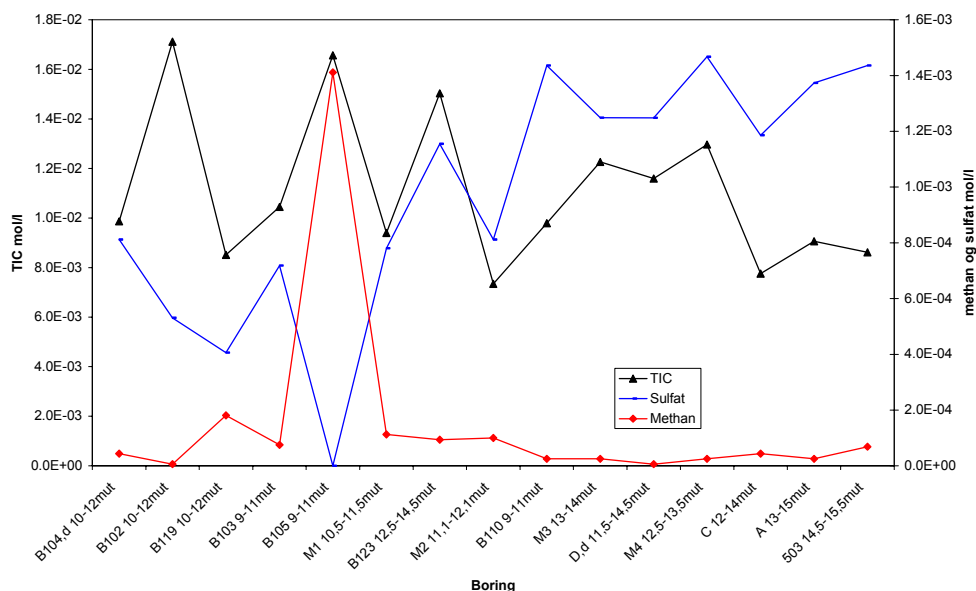


Figur1a: Indholdet af Fe^{2+} og Mn^{2+} , samt sulfid i grundvandet ved Rugårdsvej sorteret efter afstanden fra kildeområdet.



Figur1b: SI_{siderit} for grundvandet ved Rugårdsvej sorteret efter afstanden fra kildeområdet.

Koncentrationerne af total uorganisk karbon (TIC) (beregnet ved hjælp af PHREEQC) samt sulfat og metan i grundvandet er vist i Fig. 2. Der er et markant dyk i sulfatkoncentrationen, samtidig med at der er et markant højere metan niveau lige omkring kildeområdet, dvs ved B105, hvor det også ser ud til, at der er sulfidudfældning. Indholdet af TIC ser ud til at være svagt forhøjet lige omkring kildeområdet, og der er måske en faldende tendens nedstrøms.



Figur 2: Total uorganisk karbon beregnet med PHREEQC samt sulfat og methan koncentrationen ved Rugårdsvej sorteret efter afstanden fra kildeområdet.

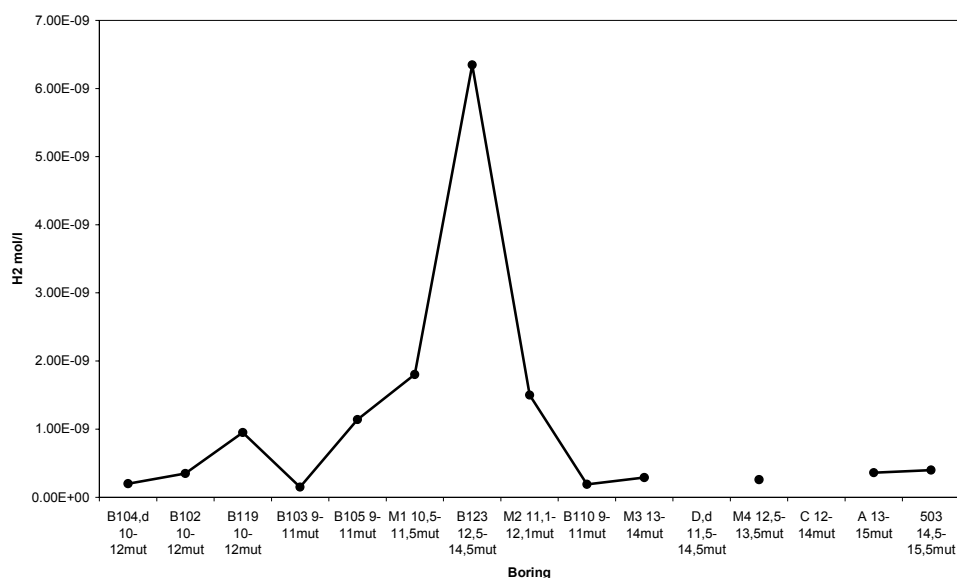
PHREEQC beregningerne tyder på at vandet er i ligevægt med CaCO_3 mineralet calcit, der medfører et relativt højt indhold af TIC i vandet. Det er derfor svært direkte at se ændringer som følge af omsætning af organisk stof. Dog tyder faldet nedstrøms på, at aktiviteten er lav, og at der sker en opblanding med vand med et lavere TIC. Sulfat- indholdet stiger markant nedstrøms for kildeområdet. Det samme gør sulfat/klorid forholdet, hvilket tyder på, at der ikke bare er tale om, at vand med et større indhold af havsalte bliver blandet op i fanen. Der er tale om opblanding med en vandtype med et forhøjet sulfatindhold, f.eks. relateret til pyritoxidation. Samlet set er der flere indikationer fra vandkemien på, at fanen bliver mere oxideret nedstrøms.

Tabel 2 opsummerer målinger af H_2 fra borerne ved Ruggårdsvej. Værdierne virker troværdige, bortset fra værdien på 29 nM som ikke kan forklares. Værdien målt i B123 virker umiddelbart høj, på den anden side ser den ud til at passe ind med de omkringliggende relativt høje værdier.

Tabel 2: H_2 Koncentrationer fra Rugårdsvej omregnet til vandige koncentrationer

Boring	B104,d	B102	B119	B103	B105	M1	B123	M2	B110	M3	D,d	M4	A	503
Hydrogen nM	0.2	0.4	1.0	0.2	1.2	1.8	6.5	1.5	0.2	0.3	29.0	0.3	0.4	0.4

H_2 -koncentrationerne er plottet i figur 3. Der er forhøjede værdier omkring kildeområdet, men den meget høje værdi i B123 ligger længere nedstrøms end maksimumsværdien for methan. Men under alle omstændigheder tyder det på, at kildeområdet er mest reduceret og det nedstrøms område er mindre reduceret.



Figur 4: Hydrogen koncentrationer ved Ruggårdsvej sorteret efter afstanden fra kildeområdet.

Uden for kildeområdet og den del af fanen nærmest kilden er koncentrationerne 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 felddatasæt er imidlertid meget begrænset, og intervallet er baseret på laboratorieforsøg. Der ser ud til at være en meget svag stigning i H₂ niveauet mod den nedstrøms ende, om det er reelt, er usikkert, men det tyder i modsætning til redoxparametrene på, at systemet bliver mere reduceret. Koncentrationerne er højere end de fleste målinger fra Middelfartvej lokaliteten og på niveau med de mest troværdige værdier målt ved Sortebrovej lokaliteten.

Ud fra 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 potentiel energigevinst) for de to dekloreringsstrin og de potentielle makro-reduktions processer, der er relevante for Ruggårdsvej er gengivet i tabel 3.

Tabel 3: H₂ koncentrationer og de herfra beregnede Gibbs energier for makro-redoxprocesser samt de to relevante dehalogeneringstrin for prøver fra Ruggårdsvej.

	H ₂	Mn-oxid red.	Fe-oxid red.	Sulfat red.	SO ₄ /Cl	Methan-dan.	cDCE-red	VC-red
Filter	nM	kJ/mol H ₂	kJ/mol H ₂	kJ/mol H ₂		kJ/mol H ₂	kJ/mol H ₂	kJ/mol H ₂
B104,d 10-12mut	0.2	-159	-23	-7	0.5	2	-119	-129
B102 10-12mut	0.4	-158	-24	-7	0.4	0	-123	-133
B119 10-12mut	0.9	-161	-22	-11	0.1	-1	-121	-131
B103 9-11mut	0.2	-157	-25	-6	0.3	3	-118	-128
B105 9-11mut	1.1	-162	-24	-9	0.0	-1	-117	-127
M1 10,5-11,5mut	1.8	-161	-25	-12	0.3	-3	-124	-134
B123 12,5-14,5mut	6.3	-168	-32	-15	0.4	-6	-125	-135
M2 11,1-12,1mut	1.5	-162	-24	-12	0.3	-2	-123	-133
B110 9-11mut	0.2	-157	-19		1.5	2	-120	-131
M3 13-14mut	0.3	-159	-23		0.7	1	-119	-129
M4 12,5-13,5mut	0.3	-159	-24		1.3	1	-120	-130
A 13-15mut	0.4	-161	-28		0.9	0	-119	-130
503 14,5-15,5mut	0.4	-161	-29		1.1	0	-120	-130

- Aktiviteterne der indgår i beregningerne er estimeret med PHREEQC, ikke alle ioner er bestemt samtidig med H₂ så for at få specieringen og dermed aktiviteterne så præcis som mulig er værdierne for kationerne fra M1-4 målt af Eurofin anvendt for M1-4 og de nærliggende borer. Da variationerne er små skønnes det, at fejlen der introduceres er lille. BD,d hvor H₂ koncentrationen ser ud til at være påvirket af andet end den mikrobielle omsætning er fjernet. Gibbs energien for sulfatreduktion er beregnet under antagelse af ligevægt med amorf FeS så sulfid koncentrationen kan estimeres hvor den er under detektionsgrænsen. Dette er kun rimeligt hvor sulfat/klorid forholdet indikerer sulfatreduktion – derfor er der ikke angivet en Gibbs energi for sulfat/klorid >0,5. For B105 hvor sulfatkoncentrationen ligger under detektionsgrænsen er værdien sat til 0,2 mg/l som er de laveste værdier der normalt træffes i naturlige miljøer. Gibbs energierne for Mn- og Fe-oxid reduktion er kun vejledende da det er uvist hvilke oxider der reduceres, og da det er uvist om Gibbs energien vil afspejle mikrobiel Mn- og Fe-oxid reduktion. Ved beregningen er pH værdien i M2 sat til 7,34 (lidt lavere end det der ellers er målt i M2 svarende til at pH værdierne fra Eurofin generelt er lidt højere end feltmålingerne).

Gibbs energierne for Mn-reduktion varierer en del og tyder ikke på at denne proces har væsentlig indflydelse på H₂ niveauet. Derimod er der en del af Gibbs energierne for Fe-oxid reduktion (der ligger meget tæt fra -22 til -25 kJ/mol H₂), som antyder, at Fe-oxid reduktion er en væsentlig mikrobiel proces i systemet. Dette er dog under forudsætning af, at det vitterlig er det samme jernoxid, der reduceres ved de forskellige borer. Værdierne for sulfatreduktion indikerer at sulfatreduktion også foregår i systemet da Gibbs energier helt op til - 5 kJ/mol H₂ ses i naturlige systemer (Hoehler et al., 2001). Derimod er Gibbs energien for methandannelse for høj bortset fra ved M1 og B123. Dette på trods af at vandkemien indikerer at der sker methandannelse ihvertfald i kildeområdet. Dette paradoks ses i mange systemer og kan forklares ved at der findes "mikronicher" hvor H₂ koncentrationen er højere end den målte – og høj nok til at Gibbs energien kommer under ca. -2,5 kJ/mol H₂ som ser ud til at være grænsen (Hoehler et al., 2001). Når methanen kommer ud fra micronicherne, bliver den ikke reoxideret, da energigevinsten for den modsatrettede reaktion ikke er høj nok – idet det formentlig ville kræve, at den beregnede Gibbs energi var > 2,5 kJ/mol H₂, hvad den kun lige når ved B103.

For de to dehalogeneringstrin Gibbs energien kan beregnes for, er værdierne meget negative, og for cDCE deklorering mere negative end de værdier der blev beregnet for lokaliteterne ved Sortebrovej og Middelfartvej. Værdierne varierer en del, hvad der formentlig betyder, at processerne, hvis de foregår, ikke dominerer omsætningen af H_2 . Det er svært at vurdere om den beregnede Gibbs energi er lav nok, da der ikke findes nogen veldokumenterede værdier for hvad tærskelværdien er. Billedet kompliceres yderligere af, at beregningerne for methandannelse indikerer, at der formentlig findes mikronicher med højere H_2 niveauer og dermed endnu lavere Gibbs energier for deklorering.

Samlet set er der tale om et system, som bedømt ud fra redoxkemi, H_2 og beregning af Gibbs energi er mest reduceret i kildeområdet. Her er systemet domineret af jern og sulfatreduktion, mens der formentlig foregår methanproduktion i micronicher. Der er en tendens til mindre reducerede forhold med afstanden fra kilden. I kildeområdet er der H_2 -niveauer, der er karakteristiske for områder, hvor der kan foregå anaerob deklorering. Længere nedstrøms er værdierne lavere, så der tilsyneladende er dårligere betingelser for anaerob deklorering. Beregningerne af den tilgængelige Gibbs energi for processerne er ikke konklusive for den anaerobe deklorering, men værdierne er mere negative end for Middelfartvej og Sortebrovej, hvilket peger på et større potentiale for anaerob deklorering på Rugårdsvej end på de to andre lokaliteter.

Table 1 (REDOXKARAKTERISERING)

Boring	B104,d		B102		B119		B103		B105		M1		B123		M2		B110		M3		D,d		M4		C		A		503		
	Up-stream MS	Up- stream- East MS	source MS	Source MS	source MS	source MS	source? MS	plume MS	plume MS	source? MS	source MS?	source? MS	plume MS	plume MS	plume MS	plume MS	plume MS	plume MS	plume MS	plume MS	plume MS	plume MS	plume MS	plume MS	plume MS	plume MS	plume MS	plume MS	plume MS		
Filtersætning	10-12	10-12	10-12	9-11	9-11	10,5-11,5	12,5-14,5	12,1	9-11	13-14	13-14	11,5-14,5	12,5-13,5	12-14	13-15	14-5-15,5															
Indikatorparametre																															
pH	7.23	7.55	7.14	7.26	7.14	7.38	7.06	9.34	7.29	7.14	7.14	7.14	7.09																		
Ledningsevne	711	671	1059	772	2210	909	1063	840	742	924	924	869	956																		
Temperatur		13	14.6	11.7	13.4	13.1	12	12.2	12.2	11.5	10.6																				
Jern	1.72	0.65	6.28	0.92	6.96	1.73	3.90	2.62	3.51	3.86	3.86	2.29	3.42	1.94	2.52	2.16															
Mangan	0.07	0.05	0.21	0.09	0.21	0.12	0.13	0.10	0.12	0.13	0.13	0.17	0.14	0.10	0.12	0.15															
Nitrit - N, filtreret	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0															
Bromid - B	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0															
Chlorid - Cl	53	49	110	73	564*	85	96	99	34	63	63	24	39	58	52	48															
Sulfat - S	26	17	13	23	0	25	37	26	46	40	40	40	47	38	44	46															
Hydrogencarbonat	526	980	441	562	860	521	755	547	531	635	635	600	659	379	443	421															
ltt	0.8	0.4	0.6	1.2	1.1	1.2	0.8	0.9	0.4	0.7	0.7	<1,0	0.6																		
NVOC	0	0	0	0	0.02	0	0	0	0	0	0	0	0	0.01	0	0															
Sulfid - S	0.7	0.1	2.9	1.2	22.6	1.8	1.5	1.6	0.4	0.4	0.4	0.1	0.4	0.7	0.4	1.1															
Methan	0.3	0.4	1.2	0.2	1.4	2.3	7.9	1.9	0.2	0.4	0.4	35.4	0.3																		
Hydrogen																															
Chlorede opløsningsmidler	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0															
Tetrachlorethylene	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0															
Trichlorethylene	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0															
Sum af chl. opløsningm.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0															
Nedbrydningsprod. af chlor. opl.	0	0	77	0	19	0	26	18	0	0	0	0	0	0	0	0															
1,1-dichlorethylene	0	3	218	31	21	0	78	58	0	9	0	0	4	0	0	1															
trans-1,2-dichlorethylene	7	44	14976	505	6645	18	12850	10434	316	2106	2106	226	1197	53	383	14															
cis-1,2-dichlorethylene	0	20	1912	55	8229	33	3476	2124	109	314	314	46	197	52	103	9															
Vinylchlorid	0	67	17182	591	14914	51	16430	12634	425	2429	2429	272	1398	105	486	24															
Sum af nedb. prod.	0	0	4	0	23	0	7	3	0	0	0	0	0	0	0	0															
Alifater	0	0	107	0	4048	29	194	128	6	18	18	0	29	105	50	0															
Ethan	0	0	4	0	23	0	7	3	0	0	0	0	0	0	0	0															
Ethen	0	0	107	0	4048	29	194	128	6	18	18	0	29	105	50	0															

*Cl koncentrationen er usædvanlig høj, det kan skyldes en forurening med vejsalt idet ionbalancen er meget negativ når de kationkoncentrationerne fra M1 bruges – formentlig fordi Na⁺ koncentrationen også er forhøjet

MS: Mellemsite sekundære magasin

ØS: Øvre sekundære magasin

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.

Hoehler T.M., Alperin M.J., Albert D.B., Martens C.S. (2001) Apparent minimum free energy requirements for methanogenic Archaea and sulfate-reducing bacteria in an anoxic marine sediment. *FEMS Microbiol. Ecol.*, 38, 33-41

Bilag 13 Mikrobiologisk karakterisering

Dehalococcoides i vand og sedimentprøver fra Rugårdsvej

Detektion af *Dehalococcoides* DNA direkte fra jord og vandprøver er en indirekte måde at undersøge, om der findes bakterier der kan foretage nedbrydning af PCE/TCE. Det har nemlig været vist, at under bestemte redoxforhold er nedbrydningen af PCE oftest knyttet til tilstedeværelse af bakterier, der tilhører slægten *Dehalococcoides* sp. Man anvender altså en slags indirekte tilgang, hvor man i stedet for at detektere nedbrydningsgenerne detekterer den gruppe af organismer, der almindeligvis menes at være dækkende for nedbrydning af PCE.

Dehalococcoides sp. er beslægtede, hvis de bærer nogle særlige gensekvenser i det DNA, der koder for bakteriernes ribosomer. I artiklen Hendrickson (2002) er der angivet 5 forskellige primersæt som alle angives at være gode for detektion af *Dehalococcoides* sp. i naturlige prøver. Vi har tidligere i forbindelse med arbejdet med prøver fra Sortebovej og Middelfartvej undersøgt de fem primersæt og fundet at det eneste primersæt, der kun detekterede *Dehalococcoides* sp. var sættet 774-1212.

Vi er fornylig blevet opmærksomme på, at et andet primersæt (1-259) (Duhamel et al., 2004), kunne udgøre et brugbart alternativ til 774-1212, som hele tiden har givet et relativt svagt signal. Vi har vist, at der fremkommer signal med 1-259 med standardrække samt med prøver fra boring M4 men ikke med DNA ekstraheret fra en almindelig landbrugsjord. Da primersættet gav et meget stærkere signal med standardrækken – og alle smeltekurver så lovende ud besluttede vi at køre samtlige modtagne prøver fra Rugårdsvej, samt de gamle DNA prøver fra Sortebovej og Middelfartvej med i en samtidig kørsel. Denne kan dermed bruges til sammenligning mellem alle prøver.

Vandprøverne er opkoncentreret ved centrifugering af en prøvemængde på 100 ml og sedimentprøverne er her ekstraheret fra 0,5 gram jord. Vi har i tabel 1 angivet DNA kopier pr prøve for alle prøver fremfor at opregne det til ml eller kubikmeter (hvad man nu ønsker). Det bemærkes at der er en god overensstemmelse mellem de to primersæt i de prøver hvor der er et højt niveau af *Dehalococcoides* sp. Det fremgår endvidere at det er muligt at finde ret få celler pr prøve med anvendelse af det nye primersæt 1-259. Da der ikke blev fundet signal fra en almindelig landbrugsjord og heller ikke i flere prøver fra de gamle lokaliteter (se nedenfor) tyder resultaterne på, at primersættet 1-259 kunne være specifikt overfor *Dehalococcoides* sp. Vi har udtaget flere af de fremkomne DNA-bånd og sendt dem til sekventering for at bekræfte dette. Umiddelbart finder vi høje antal af *Dehalococcoides* sp. i vandet i forhold til på sedimenterne. Det kunne tyde på at bakterierne er forholdsvis mobile (ikke bundet til sedimentet. Om dette resultat også betyder, at bakterierne vil kunne migrere i sedimentet er uvist. Der er endelig flere *Dehalococcoides* sp i lerprøverne end i prøverne fra sandlaget.

Tabel 1: Kvantificering af *Dehalococcoides* i vand og sedimentprøver fra Rugårdsvej. Prøverne er undersøgt ved brug af to forskellige primersæt. Resultatet er angivet som celler pr. prøve. Prøvemængden var 100 ml for vandprøverne og 0,5 g for jordprøverne.

Lokalitet:	Primersæt 774-1212	Primersæt 1-259
Rugårdsvej	Celler/prøve	Celler/prøve
Sediment		
M1 (6-6,5) ler	<750	200
M1 (6,5-7) ler	<750	500
M1 (11-11,5) sand	<750	15
M2 (5-5,5) ler	<750	450
M2 (7,5-8) ler	<750	750
M2 (11,0-11,4) sand	<750	75
M4 (13,1-13,4) sand	<750	100
U101 (5-5,5) ler	750	1000
U101 (6,0-6,5) ler	<750	25
I1 (6,0-6,5) ler	<750	300
Grundvand		
M1 (10,5-11,5)	750	100
M2 (11,1-12,1)	1,3x10 ⁴	2,4x10 ³
M4 (12,5-13,5)	750	600
B117 (5,0-6,0)	6,9x10 ⁴	3,2x10 ⁴
U101 B2	2,1x10 ⁶	2,1x10 ⁶
U101 B6	3,5x10 ⁶	4,0x10 ⁶
B117 B2	<750	1,8x10 ³
B117 B5	<750	1,1x10 ³
B105 A2	<750	2,3x10 ³
B105 A6	<750	1,7x10 ³

Dehalococcoides i sedimentprøver fra Sortebrovej og Middelfartvej

Vi har kørt prøverne fra Sortebrovej og Middelfartvej med samme detektionssystem som for Rugårdsvej. Indholdet af gener der giver signal med 774-1212 primersættet er stadig under kvantificeringsgrænsen, men en kørsel med primersættet 1-259 giver mulighed for at kvantificere flere prøver (tabel 2). Der er tale om meget lave værdier hvor kvantificeringen er meget usikker under 100 celler/prøve. Bemærk, at der i alle tilfælde som ved de oprindelige Sortebrovej og Middelfartvej rapporter er tale om replikate prøver, der repræsenterer hver sin klump af sedimentprøven. Det giver i nogle tilfælde anledning til stor afvigelse mellem dobbeltprøver.

Tabel 2: Kvantificering af *Dehalococcoides* i sedimentprøver fra Sortebrovej og Middelfartvej. Prøverne er undersøgt ved brug primersættet 1-259. Resultatet er angivet som celler pr. prøve. Prøvemængden var 0,5 g for sedimentprøverne. Kvantificering er foretaget med standard DNA ekstraheret fra KB1 fortyndet i formationsvand fra boring M4 (Rugårdvej). I alle tilfælde fra Middelfartvej og Sortebrovej var kvantificering med primersættet 774-1212 ikke mulig, idet der var for få celler.

Lokalitet	Prøve	Ct	Celler/prøve
Middelfartvej	B301 A A	22,62	130
"	B301 A B	27,28	3
"	B300 III A	0	0
"	B300 III B	0	0
"	B300 II A	0	0
"	B300 II B	0	0
"	B302 A	0	0
"	B302 B	0	0
"	B303 A	26,16	8
"	B303 B	25,65	12
Sortebrovej	B307 III A	26,07	8
"	B307 III B	20,76	560
"	B307 II A	27,35	3
"	B307 II B	0	0
"	B309 A	27,59	2
"	B309 B	25,99	9
"	B308 A	23,85	49
"	B308 B	25,6	12
"	B306 A	21,22	310
"	B306 B	0	0

Resultaterne viser, at der er højere antal *Dehalococcoides* sp i sediment fra Rugårdsvej end fra Sortebrovej og Middelfartvej. Bemærk, at der ikke er analyseret vandprøver fra Sortebrovej eller Middelfartvej. Det var i vandprøverne fra Rugårdvej at de højeste koncentrationer af *Dehalococcoides* sp. er fundet.

Bemærkninger omkring kvantificering:

Ved ekstraktionen fra sediment/jord/vand fremkommer DNA'et i et volumen på 100 µl og vi anvender normalt 2 µl til den videre PCR analyse pga. risikoen for matrixeffekter. Hvis der ingen matrixeffekter er, kan man bruge 10 µl. I teorien burde man derfor kun kunne få et signal, hvis der er 50 celler pr gram jord (10 celler pr prøve hvis man bruger 10µl). Det fremgår af ovenstående, at vi angiver en lavere værdi og det skyldes at vi har ekstrapoleret ud fra en standardkurve (tilsat KB1 i M4 vand). Da der også er baggrunds signal i M4 på ca. 600 celler pr prøve (100ml) kan vi ikke med stor sikkerhed gå under denne værdi.

Vi har arbejdet med forskellige metoder til fremstilling af standardkurver. Det centrale problem er, at der findes andet end *Dehalococcoides* sp. i KB1 kulturen. Det har ikke været muligt at opnå bedre estimater for indholdet af

Dehalococoides sp. end hvad producenten angiver: ca. 30% af det totale celle antal er *Dehalococoides* sp.

De ovenstående kvantificeringer med 1-259 er derfor baseret på producentens oplysninger om at der er 30% *Dehalococoides* sp. i KB1 kulturen.

Referencer

Hendrickson, E. R.; Payne, J. A.; Young, R. M.; Starr, M. G.; Perry, M. P.; Fahnestock, S.; Ellis, D. E.; Ebersole, R. C. Molecular analysis of *Dehalococoides* 16S ribosomal DNA from chloroethene-contaminated sites throughout north America and Europe. *Applied and Environmental Microbiology*. 2002, 68 (2), 485-495.

Duhamel, M., K. Mo, and E. A. Edwards. 2004. Characterization of a highly enriched *Dehalococoides*-containing culture that grows on vinyl chloride and trichloroethene. *Applied and Environmental Microbiology*. 70, 5538-5545.

Bilag 14 Treatabilityforsøg

1. Baggrund

Stimuleret anaerob deklorering er en *in situ* afværgemetode, der kan anvendes ved oprensning af grunde forurenet med klorerede ethener, hvorved de naturlige nedbrydningsprocesser i grundvandssystemet initieres eller stimuleres ved tilsætning af elektrondonor i form af organisk stof og/eller mikroorganismer. Anaerob deklorering har været anvendt som afværgestrategi på en række forurenede grunde i USA, hvorimod der i Danmark kun er få erfaringer med metoden. Ved anaerob deklorering nedbrydes triklorethen (TCE) sekventielt via *cis*-diklorethen (*cis*-DCE) og vinylklorid (VC) til ethen. Anaerob deklorering er en redoxproces, hvor visse mikroorganismer kan benytte de klorerede 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 klorerede 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 HRC™ (Hydrogen Release Compound) (Zenker et al., 2000; Wu et al., 1998; Lee et al., 2000; DiStefano & Baral, 2000; Koeningsberg & Farone, 2000).

Reduktiv deklorering kan kun finde sted under anaerobe forhold og helst under så reducerede forhold som muligt. På lokaliteter forurenet med klorerede ethener, vil tilsætning af substrat derfor både have som formål at være elektrondonor for den anaerobe deklorering, 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 deklorering vil finde sted. Nedbrydning kræver ydermere, at der er mikroorganismer tilstede, der er i stand til at nedbryde TCE. Det har indtil nu kun været muligt at isolere én organisme *Dehalococcoides ethenogens* (stamme 195), der kan katalysere fuldstændig deklorering fra perklorethen (PCE) eller TCE 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 klorerede opløsningsmidler (Nyer et al., 2003; Major et al., 2003, Lendvay et al., 2003).

Lokaliteten Rugårdsvej 234 beliggende i Odense på Fyn er forurenet med TCE, som følge af tidligere aktiviteter fra et maskinværksted, der har været på grunden i perioden 1951 til 1979. Til vurdering af potentialet for anvendelse af stimuleret anaerob deklorering som oprensningsteknologi 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.

2. Formål med nedbrydningsforsøg

Det overordnede formål med udførsel af laboratorieforsøgene er at vurdere potentialet for anvendelse af stimuleret anaerob deklorering til oprensning af TCE/*cis*-DCE i det mellemste sekundære grundvandsmagasin på Rugårdsvej.

Laboratorieforsøgene skal konkret belyse følgende:

- de naturligt tilstedeværende bakteriers evne til at anaerobt deklorere TCE/*cis*-DCE
- potentialet for at stimulere de naturligt tilstedeværende bakterier til anaerob deklorering ved tilsætning af elektrondonorer (laktat samt en langsomtfermenterende donor propionat)
- om tilsætning af bakterier af typen *Dehalococcoides* kan fremme anaerob deklorering af TCE/*cis*-DCE
- anvendeligheden af forskellige donorer (nedbrydningsforløb, dosering mm.)
- tilstedeværelse af andre elektronacceptorer, der vil bidrage til forbruget af elektrondonor
- om der er faktorer, der kan virke hæmmende på nedbrydningen

Konkret skal erfaringerne fra forsøgene bidrage til design af feltforsøg i pilotskala med stimuleret *in situ* reduktiv deklorering på lokaliteten.

3. 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 placeret dels under kildeområdet samt i forureningsfanen nedstrøms det forurenede område (M1-M4). Sedimentkerner er udtaget fra det mellemste sekundære grundvandsmagasin bestående af sand/sandstriber i moræneler. I boring M3 lykkedes det ikke at udtage en sedimentkerne, da materialet her var meget gruset og stenet. I boring M2 blev der yderligere udtaget en sedimentkerne fra den overliggende moræneler (M2_{lav}).

Efter udtagning af sedimentkernerne blev borerne filtersat, således at der kunne udtages vandprøver svarende til de udtagne sedimentprøver. Grundvand svarende til sediment udtaget fra boring M2_{lav} i moræneleren blev udtaget fra en nærliggende boring B117 filtersat i moræneler i samme dybde, da det ikke var muligt at pumpe vand fra filteret installeret i M2_{lav} (filteret blev derfor efterfølgende sløjftet). I Tabel 1 er vist de borer, hvorfra der er udtaget sediment og grundvand til opsætning af nedbrydningsforsøg. Forureningen i det mellemste sekundære magasin udgøres primært af nedbrydningsprodukter *cis*-DCE og VC fra nedbrydning af TCE. Af tabellen fremgår det, at der ikke måles TCE i vandprøverne udtaget i sandmagasinet, men derimod ses høje koncentrationer af *cis*-DCE (op til 12.000 µg/L i boring M2_{dyb}). I grundvandet udtaget i den overliggende moræneler i kildeområdet måles TCE (ca. 800 µg/L), men også her ses høje koncentrationer af *cis*-DCE (2.400 µg/L).

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 MPI-pumpe og fyldt i sterile glasflasker ved overløb under nitrogenstrøm for at undgå tab af flygtige stoffer

samt kontakt med atmosfærisk luft. Vandprøverne opbevaredes indtil opsætning af forsøgene ligeledes på køl.

Tabel 1. Udtag af sediment og grundvand til nedbrydningsforsøg på Rugårdsvej 234 - 238

Sediment				
Boring	M1	M2 _{dyb}	M4	M2 _{lav}
Placering	Under kilde	Under kilde/nedstrøms	Nedstrøms	Kilde
Kerne nummer*	345 (+)	202 (+)	347 (+)	328 (-)
Dybde	11,0-11,5	11,0-11,4	13,1-13,4	5,0-5,5
Sediment type	Sand	Sand	Sand-sten	Moræneler m. sandslire
Grundvand				
Grundvand fra boring	M1	M2	M4	B117
Filterdybde	10,5-11,5	11,1-12,1	12,5-13,5	5,0-6,0
Koncentration af klorerede stoffer og ethen (µg/L)**	TCE: 0 <i>cis</i> -DCE: 37 VC: 43 Ethen: 41	TCE: 0 <i>cis</i> -DCE: 12.100 VC: 2.000 Ethen: 150	TCE: 0 <i>cis</i> -DCE: 1.600 VC: 260 Ethen: 55	TCE: 816 <i>cis</i> -DCE: 2.400 VC: 120 Ethen: 5
Redox-forhold	anaerob	anaerob	anaerob	anaerob

- *COWIs nummerering af sedimentkerner
- ** analyser udført af M&R DTU, september 2004

4. Opsætning af nedbrydningsforsøg – ”treatability” studier

Laboratorieforsøgene er udført i 320mL infusionsflasker, hvor der tilsattes 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. Flaskerne opsattes 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 Teflon-coated 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 bobledes vandfasen fri for nedbrydningsprodukter og der blev derefter tilsat TCE i en startkoncentration på ca. 1500µg/L i vandfasen, da det vurderedes, at dette ville sikre en god analyse af nedbrydningsprodukter også hvis, der skulle være rester af fx *cis*-DCE efter gennembobling. Ved gennembobling fjernes ligeledes brint fra den anaerobe boks, da brint ellers vil bidrage til puljen af elektrondonorer. Af tabel 2 fremgår det, at start koncentrationen af TCE i vandfasen varierede mellem 1350-1550 µg/L i forsøgene med sand, mens koncentrationen var lidt højere i forsøgene tilsat moræneler (1700 µg/L), hvilket sandsynligvis skyldes frigivelse af TCE fra moræneleren.

Der er i forsøgene afprøvet to typer elektrondonorer; laktat og propionat. Elektrondonorerne er valgt ud fra stoffernes forventede evne til at kunne spredes i en lavpermeabel geologi kombineret med en forholdsvis lav anskaffelsespris. Laktat vides at fermenteres relativt hurtigt under anaerobe

forhold under dannelse af hydrogen (Fennel et al., 1997; He et al., 2002). Ved tilsætning af laktat forventes derfor at ses en relativ hurtig omsætning af de klorerede stoffer. Laktat har endvidere været anvendt i række oprensningssager med klorerede opløsningsmidler i USA. Resultaterne fra forsøgene tilsat laktat kan sammenlignes med treatability-forsøg udført med materiale fra lokaliteterne Middelfartvej og Sortebrovej, hvortil der også blev tilsat laktat. Propionat er en mere langsomt-frigivende forbindelse. Det vil sige, at de i teorien fermenteres langsomt under kontinuerlig dannelse af hydrogen, og dermed forventes at have en længere levetid i akviferen. Laktat har været anvendt i feltforsøg med reduktiv deklorering (Cox et al., 2002; Ellis et al., 2000; Henssen et al., 2001; Lendvay et al., 2003). Laktat blev til nedbrydningsforsøgene tilsat som natriumlaktat med en startkoncentration på ca. 6mM, hvilket svarer til 530mg laktat/L mens propionat blev tilsat som natriumpropionat i en startkoncentration på 4,2 mM svarende til 300 mg propionat/L. Elektron donor tilsættes i overskud (3-4 gange) i forhold til forbruget til reduktiv deklorering af TCE således, at det naturlige donorforbrug dækkes som skyldes tilstedeværelse af andre oxiderede stoffer som NO_3^- og SO_4^{2-} , der er vandopløselige, samt Fe^{3+} og Mn^{4+} , der er bundet til sedimentet. Tabel 2 viser beregningen af det maximale forbrug af elektron donor i nedbrydningsforsøgene. Det fremgår af tabellen, at en væsentlig del af elektron donorforbruget skyldes sulfat- og jernreduktion, mens forbruget til den anaerobe deklorering kun udgør en lille del af det samlede elektron donorforbrug.

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
$\text{C}_3\text{H}_5\text{O}_3\text{Na} + 3\text{O}_2 + \text{H}^+ \rightarrow 3\text{CO}_2 + 3\text{H}_2\text{O} + \text{Na}^+$	1,17	0	0
$5\text{C}_3\text{H}_5\text{O}_3\text{Na} + 12\text{NO}_3^- + 17\text{H}^+ \rightarrow 15\text{CO}_2 + 6\text{N}_2 + 21\text{H}_2\text{O} + 5\text{Na}^+$	0,75	0	0
$\text{C}_3\text{H}_5\text{O}_3\text{Na} + 6\text{MnO}_2 + 13\text{H}^+ \rightarrow 3\text{CO}_2 + 6\text{Mn}^{2+} + 9\text{H}_2\text{O} + \text{Na}^+$	0,34	0,03*	1,2
$\text{C}_3\text{H}_5\text{O}_3\text{Na} + 12\text{FeOOH} + 25\text{H}^+ \rightarrow 3\text{CO}_2 + 12\text{Fe}^{2+} + 21\text{H}_2\text{O} + \text{Na}^+$	0,17	0,35*	5,8
$2\text{C}_3\text{H}_5\text{O}_3\text{Na} + 3\text{SO}_4^{2-} + 5\text{H}^+ \rightarrow 6\text{CO}_2 + 3\text{HS}^- + 6\text{H}_2\text{O} + 2\text{Na}^+$	0,78	182,5	28,4
$\text{C}_3\text{H}_5\text{O}_3\text{Na} + 2\text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{C}_2\text{H}_4\text{O}_2 + \text{HCO}_3^- + \text{H}_2 + \text{Na}^+$			
$\text{C}_2\text{HCl}_3 + 3\text{H}_2 \rightarrow \text{C}_2\text{H}_4 + 3\text{H}^+ + 3\text{Cl}^-$			
$3\text{C}_3\text{H}_5\text{O}_2\text{Na} + \text{C}_2\text{Cl}_3\text{H} + 3\text{H}_2\text{O} \rightarrow 3\text{C}_2\text{H}_4\text{O}_2 + 3\text{CO}_2 + 3\text{Na}^+ + \text{C}_2\text{H}_4 + 3\text{H}^+ + 3\text{Cl}^-$	2,56	2,00	1,0
Total forbrug af natriumlaktat i laboratorieforsøg			36,4

- Beregningen er baseret på det maximale indhold af sulfat i nedbrydningsforsøg og den maximale oxidationskapacitet, der er målt. Elektron donorforbruget til reduktion af jern(III) er beregnet på baggrund af en jernoxidationskapacitet på 6,2 $\mu\text{eq/g}$ målt ved ekstraktion med 0,5 M HCl (se notat om oxidationskapacitet). Ved beregning af elektron donorforbruget til reduktion af mangan(IV) er antaget at mangan(IV) udgør 10% af jernoxidationskapaciteten (0,62 $\mu\text{eq/g}$). Koncentrationen af TCE er sat til 2mg/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 deklorering 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 lokaliteter 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 været anvendt på en række forurenede lokaliteter i USA. På alle lokaliteter resulterede tilsætning af KB1TM i omsætning af PCE/TCE til eten. 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. Til hver forsøgsflaske er tilsat 200 µL, hvilket svarer til en startkoncentration på ca. 10⁵ til 10⁶ celler/mL, forudsat at bakterierne befinder sig i vandfasen i flaskerne. Bakterierne er tilsat 57 dage efter forsøgets opstart.

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 opsattes i duplikater. Det samlede antal flasker er således 48 stk.

Tabel 3. Opstilling af batchforsøg med sediment og grundvand fra Rugårdsvej 234 - 238.

Boring - sediment	M1	M2 _{dyb}	M4	M2 _{lav}
Dybde	11,0-11,5	11,0-11,4	13,1-13,4	5,0-5,5
Sediment type	Sand	Sand	Sand-sten	Moræneler m. sandslire
Grundvand fra boring	M1	M2 _{dyb}	M4	B117
Filterdybde	10,5-11,5	11,1-12,1	12,5-13,5	5,0-6,0
Gennemsnitlig start konc. af TCE i forsøg (µg/L)	1550	1340	1490	1700
Dato for forsøg opsat	14.10.2004	14.10.2004	14.10.2004	14.10.2004
Tilsat bakterier (efter 57 dage)	10.12.2004	10.12.2004	10.12.2004	10.12.2004
Nr.	Forsøg			
1	Kontrol – tilsat HgCl ₂ (tilsat laktat)	1K	1L	1M, 1N
2	Kontrol – tilsat HgCl ₂ (tilsat propionat)	2K	2L	2M, 2N
3,4	ingen tilsætning	3K, 4K	3L, 4L	3M, 4M, 3N, 4N
5,6	laktat	5K, 6K	5L, 6L	5M, 6M, 5N, 6N
7,8	laktat (+ KB1 TM)	7K, 8K	7L, 8L	7M, 8M, 7N, 8N
9,10	propionat	9K, 10K	9L, 10L	9M, 10M, 9N, 10N
11,12	propionat (+ KB1 TM)	11K, 12K	11L, 12L	11M, 12M, 11N, 12N

Forsøgsopstillingen bestod af en række kontrolforsøg (række 1-2) for at undersøge, om der var abiotiske processer (sorption, tab gennem propper, abiotisk omsætning), der kunne påvirke koncentrationen af klorerede opløsningsmidler gennem forsøget. Til kontrolforsøgene tilsattes 2 mL kviksølvklorid (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 reduktiv deklorering kan stimuleres ved tilsætning af elektrondonor hhv. laktat og ethanol. Til halvdelen af forsøgene tilsættes bakterier (KB1™) for at undersøge om nedbrydningen af TCE kunne føre til fuldstændig deklorering og dermed dannelse af ethen. KB1™ kultur blev tilsat efter ca. 57 dage.

5. 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 klorerede ethener samt ethen/ethan. Disse komponenter er analyseret på gaschromatograf udstyret med et massespektrometer (GC-MS). Laktat samt de fede syrer som acetat, format, propionat og butyrat er ligeledes analyseret ved udtag af væskeprøver og efterfølgende analyse ved en modifieret HPLC-analyse. Acetat er en vigtig parameter, da både laktat og propionat omsættes til acetat under dannelse af H₂. Generelt er der udtaget gasprøver til analyse for H₂ og CH₄ parallelt med analyse af de klorerede stoffer samt de fede syrer. Til undersøgelse af redoxforholdene er udtaget væskeprøver til analyse af SO₄²⁻, NO₃⁻, Fe²⁺. Der er udtaget prøver til analyse for klorerede stoffer (inkl. ethen og ethan) ca. 15-20 gange over forsøgsperioden, mens der er udtaget prøver til analyse af laktat og fede syrer, H₂, CH₄, ioner og Fe²⁺ ca. 10-15 gange.

Tabel 4. Prioriterede analyseparametre, analysemetoder samt antal prøveudtag.

Parametre	Prøvematrix	Analysemetode	Prøveudtag
PCE → TCE, <i>cis</i> -DCE, <i>trans</i> -DCE, 1,1-DCE, VC, ethen og ethan	vand	Gas chromatograf m. massespektrometer	15-20
Laktat, acetat, propionat, format, butyrat	vand	Modifieret HPLC	10-15
H ₂	gas	Gas chromatograf	12-15
CH ₄	vand	Gas chromatograf m. flammeioniseringsdetektor	12-15
Cl ⁻ , SO ₄ ²⁻ , NO ₃ ⁻	vand	Ion chromatograf	12-15
Fe ²⁺	vand	Ferrozin, spektrofotometer	12-15

For at følge nedbrydningen af klorerede 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 klorerede stoffer og andre flygtige stoffer som ethen, ethan og CH₄ 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.

6. Resultater og diskussion

Redoxforhold

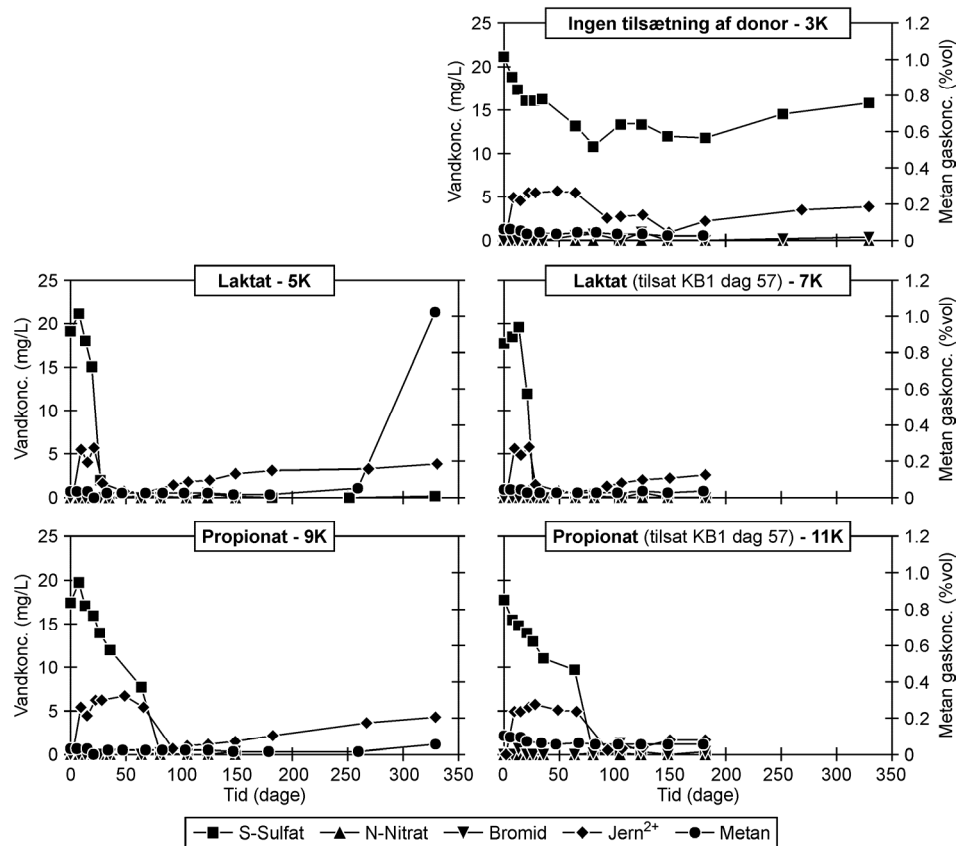
Ved tilsætning af elektrondonor i form af organisk stof vil en del af donoren

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 M1. Der er ikke fundet nitrat i nogen af forsøgene. Indenfor de første 10 dage ses en stigning i jern(II)koncentrationen, hvilket er tegn på, at der foregår jern(III)reduktion. I forsøgene tilsat laktat ses efter 10-15 dage 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 endt sulfatreduktion stiger jern(II)koncentrationen igen, hvilket højst sandsynligt skyldes reduktion af de mere stabile jernoxider, som er en mindre energigivende proces end sulfatreduktion. Samme udvikling i redoxforholdene ses i forsøgene tilsat propionat, dog forløber processerne generelt langsommere.

Generelt ses der ikke væsentlig metandannelse indenfor forsøgsperiodens længde. I enkelte flasker tilsat laktat ses dog efter 250 til 330 dage en stigning metankoncentrationen.

I forsøg, hvor der ikke er tilsat elektrondonor, ses generelt, at der foregår jern(III)- og sulfatreduktion i hele forsøgsperioden. Sammenlignet med forsøgene tilsat donor forløber processerne dog meget langsomt og efter 330 dage er der stadig mellem 10 og 15 mg $S-SO_4^{2-}/L$ tilbage. I forsøg med sediment fra boring M4 observeres der også jern(III)reduktion men i højere grad end i de øvrige forsøg, idet der efter 330 dage er dannet mellem 25-30 mg Fe^{2+}/L sammenlignet med de andre forsøg, hvor der dannes mellem 5-10 mg Fe^{2+}/L . Grundvandet udtaget i boring M4 har en højere sulfatkoncentration (ca. 40-45 mg $S-SO_4^{2-}/L$) i forhold til grundvandet udtaget i M1 og M2_{dyb} (ca. 19-24 mg $S-SO_4^{2-}/L$). I forsøg med grundvand fra M4 ses sulfat-reduktionen at starte efter ca. 15-20 dage, hvilket er lidt forsinket i forhold til forsøgene med materiale fra M1 og M2_{dyb}. Overordnet viser forsøgene, at der naturligt på lokaliteten er jern- til sulfatreducerende forhold med tendens til mere jernreducerende forhold og mindre sulfatreducerende forhold ude i fanen. Tilsætning af donor vil medføre jernreduktion med efterfølgende sulfatreduktion. Forsøgene viser også, at tilsætning af laktat i forhold til propionat hurtigere vil føre til reducerende forhold.

Redoxforhold i forsøg med materiale fra boring M1



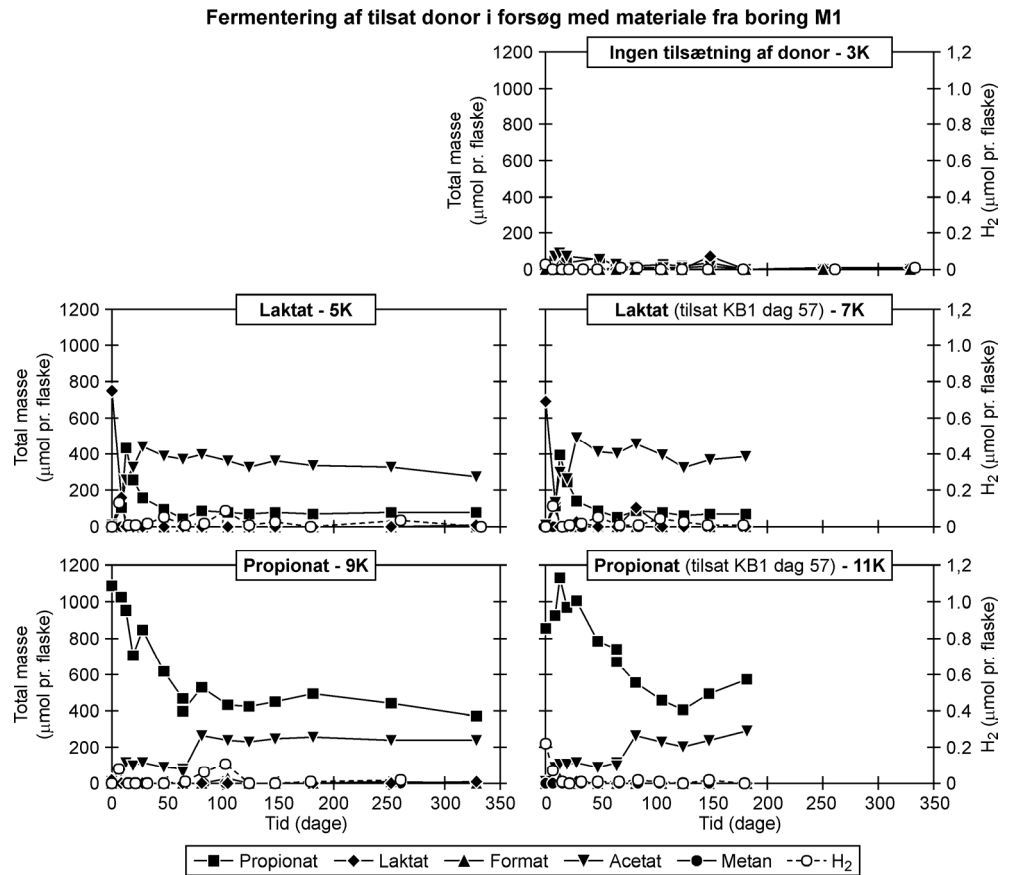
Figur 4.1. Udvikling af redoxparametre i nedbrydningsforsøg med sediment og vand fra boring M1.

Omsætning af tilsat donor

I følgende afsnit præsenteres og diskuteres resultaterne af de udførte forsøg med henblik på omsætning af donor i form af laktat og propionat. På figur 2 vises omsætning af elektrondonor for udvalgte forsøg med materiale fra boring M1.

Ved tilsætning af donor i form af laktat ses, at laktat omsættes indenfor de første 10-20 dage. Laktat fermenteres til acetat og propionat under dannelse af hydrogen (se figur 2). Den hurtige nedbrydning af laktat resulterer i kortvarig akkumulering af hydrogen, som hurtig omsættes. Propionat omsættes videre formentlig under dannelse af acetat og hydrogen. Den dannede hydrogen forbruges dog hurtigt, og der ses derfor ikke videre akkumulering af hydrogen. Det ses, at koncentrationen af acetat kun falder langsomt, hvilket kan skyldes at acetat både forbruges men også dannes ved omsætning af propionat. I alle forsøg er der efter 330 dage stadig acetat i flaskerne, hvilket tyder på at nedbrydningen af de klorerede stoffer ikke er donorbegrænset.

Ved tilsætning af donor i form af propionat ses, at propionat omsættes relativt langsomt under dannelse af acetat og hydrogen. I alle forsøg er der efter 330 dage stadig propionat og acetat i flaskerne, hvilket tyder på at nedbrydningen af de klorerede stoffer ikke er donorbegrænset.



Figur 2. Omsætning af elektrondonor i nedbrydningsforsøg med sediment fra boring M1.

Nedbrydning af klorerede ethener

I følgende afsnit præsenteres og diskuteres resultaterne af de udførte forsøg med henblik på nedbrydning af klorerede ethener. På figur 3 vises nedbrydningskurver for udvalgte forsøg med materiale fra boring M1, mens en oversigt over resultaterne fra samtlige nedbrydningsforsøg er vist i tabel 5. Generelt ses ikke nedbrydning af TCE i kontrolforsøg tilsat kviksvølvklorid. 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 nedbrydningsprodukter. På baggrund af TCEs fysiske/kemiske egenskaber er det forventeligt, at sorption af TCE vil være af større betydning sammenlignet med de lavere klorerede ethener, da disse er mindre hydrophobe. Et eksempel på et kontrolforsøg er vist i figur 3.

Tabel 5. Samlet oversigt over resultaterne af de udførte nedbrydningsforsøg efter ca. 330 dage.

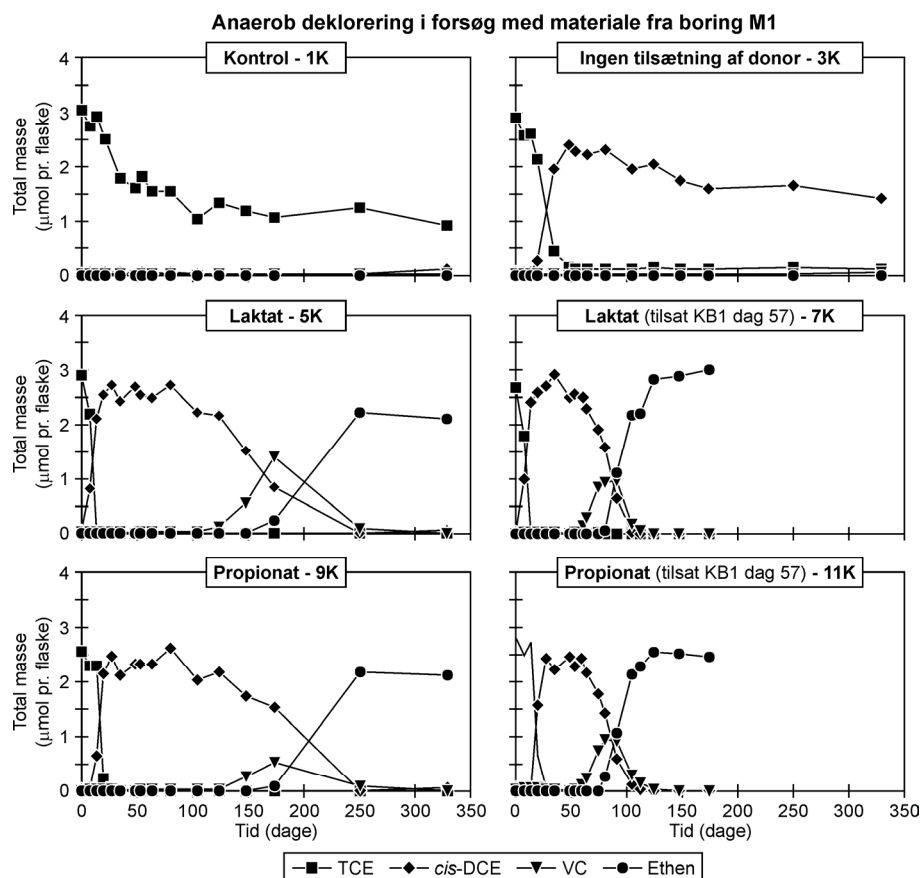
Boring - sediment	M1	M2 _{dyb}	M4	M2 _{lav}	
Vand fra boring	M1	M2 _{dyb}	M4	B117	
Startkonc. af TCE (µg/L)	1550	1340	1490	1700	
Nr.	Forsøg	K	L	M	N
1	Kontrol – steril	-	-	-	-
2	Kontrol – steril	-	-	-	-
3	ingen tilsætning	+ DCE	+ DCE, VC	+ DCE	+ DCE
4	ingen tilsætning	+ DCE	+ DCE	+ DCE	+ DCE
5	laktat	+ DCE, VC, E	+ DCE, VC	+ DCE, VC, E	+ DCE, VC, E
6	laktat	+ DCE, VC, E	+ DCE, VC	+ DCE, VC, E	+ DCE, VC
7	laktat (+ KB1 TM)	+ 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
9	propionat	+ DCE, VC, E	+ DCE, VC	+ DCE, VC, E	+ DCE, VC, E
10	propionat	+ DCE, VC, E	+ DCE, VC	+ DCE, VC, E	+ DCE, VC, E
11	propionat (+ KB1 TM)	+ DCE, VC, E	+ DCE, VC, E	+ DCE, VC, E	+ DCE, VC, E
12	propionat (+ KB1 TM)	+ DCE, VC, E	+ DCE, VC, E	+ DCE, VC, E	+ DCE, VC, E
Dehalococcoides*: Vand (celler/L)		1000	24.000	6.000	320.000
Dehalococcoides*: Sediment (celler/g)		30	150	200	2000

- -: ikke observeret nedbrydning af triklorethen (TCE)
- +: observeret nedbrydning af TCE samt hvilke nedbrydningsprodukter der er observeret (DCE=*cis*-diklorethen, VC=vinylklorid, E=ethen)

* Angiver antallet af Dehalococcoides i hhv. vandprøver og sedimentprøver. Analysen er udført af GEUS og afrapporteret i bilag 13 "Mikrobiologisk karakterisering"

Generelt ses et naturligt potentiale for nedbrydning af TCE til *cis*-DCE i alle flasker, hvortil der ikke er tilsat elektron donor eller mikroorganismer (se figur 3 samt tabel 5). Det største potentiale ses i forsøg udført med materiale fra boring M2_{dyb}, idet TCE her nedbrydes indenfor 10 dage, mens nedbrydningen af TCE til *cis*-DCE tager ca. 100 dage i forsøg med materiale fra boring M4, der er placeret længst ude i forureningsfanen (se figur 4). I forsøg med moræneler ses også en relativ hurtig omsætning af TCE til *cis*-DCE, idet TCE omsættes indenfor 27 dage. Generelt ses der dog ikke videre nedbrydning af *cis*-DCE indenfor forsøgsperioden på 330 dage, med undtagelse af forsøg med materiale fra M2_{dyb}, hvor der ses omsætning af *cis*-DCE til VC (se figur 4). Generelt tyder forsøgene på, at der er et potentiale for nedbrydning af TCE ved anaerob deklorerer til *cis*-DCE under naturlige forhold i det mellemste sekundære grundvandsmagasin og at potentialet er størst i området omkring M2_{dyb}, hvor der er målt høje koncentrationer af klorerede stoffer. Det er dog uvist, om nedbrydningen vil føre til fuldstændig deklorerer til ethen, da det kun er i forsøgene med materiale fra M2_{dyb}, hvor der efter 330 dage observeredes videre nedbrydning af *cis*-DCE til VC. Det observerede nedbrydningsforløb stemmer overens med sammensætningen af forureningen på Rugårdsvej, idet forureningen i det mellemste sekundære grundvandsmagasin primært består nedbrydningsproduktet *cis*-DCE og kun lave koncentrationer af VC og ethen. Endvidere ses ligeledes et potentiale for nedbrydning af TCE til *cis*-DCE i den overliggende lermatrice.

I samtlige forsøg ses tilsætning af elektrodonor i form af laktat eller propionat at kunne stimulere nedbrydningen af TCE til *cis*-DCE. Sammenlignet med forsøgene uden donor forløber nedbrydningen af TCE generelt også hurtigere (over en 10-50 dage) (se figur 3). Endvidere ses tilsætning af laktat at resultere i hurtigere nedbrydning af TCE sammenlignet med propionat. I forsøg med materiale fra boring M4 observeres generelt en langsommere nedbrydning af TCE, og der ses først nedbrydning efter en lagfase på ca. 10 dage og 60 dage i forsøg med hhv. laktat og propionat (se figur 5). I alle forsøg forløber nedbrydningen af TCE til *cis*-DCE samtidig med, at der foregår jern og sulfatreduktion. Det er i litteraturen ikke entydigt, hvorvidt deklorering kan finde sted samtidig med sulfatreduktion, fravær af deklorering under sulfatreducerende forhold er dog observeret i flere tilfælde (Townsend og Suflita, 1997).



Figur 3. Nedbrydning af TCE i forsøg med sediment fra boring M1.

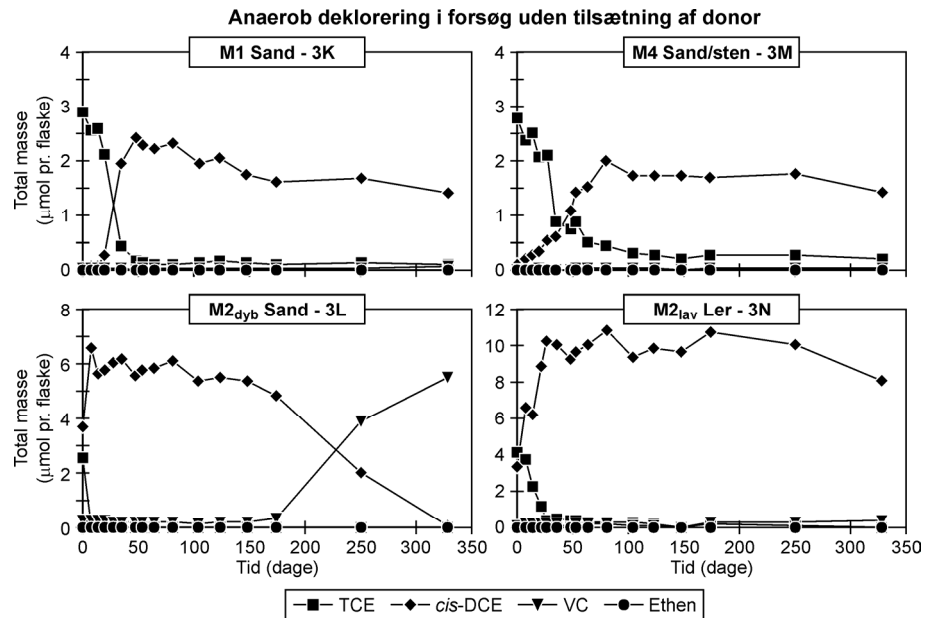
Først efter 105 til 150 dage ses videre nedbrydning af *cis*-DCE, idet der ses dannelse af VC. Videre nedbrydning af *cis*-DCE til VC ses først i forsøg tilsat laktat, hvilket formentlig skyldes, at laktat omsættes hurtigere end propionat og dermed hurtigere skaber gunstige forhold for anaerob deklorering (reducerede forhold). I alle forsøg tilsat donor observeres fuldstændig deklorering af VC til ethen efter 250 til 330 dage, med undtagelse af forsøg udført med materiale fra boring M2_{dyb}, hvor der ses fuldstændig deklorering til VC efter 330 dage (se figur 5). Beregnes dekloreringsraten af *cis*-DCE til VC for forsøgene med materiale fra sandlaget er raterne sammenlignelige (mellem 0,023 og 0,030 mol/dag). Det formodes derfor, at der med tiden også vil ses deklorering af VC til ethen i forsøgene med materiale fra boring M2_{dyb} og at den umiddelbare langsommere deklorering delvis skyldes den højere koncentration af *cis*-

DCE ses i forsøg med ler udtaget øverst i boring M2_{lav}, hvor der også er høje koncentrationer af *cis*-DCE.

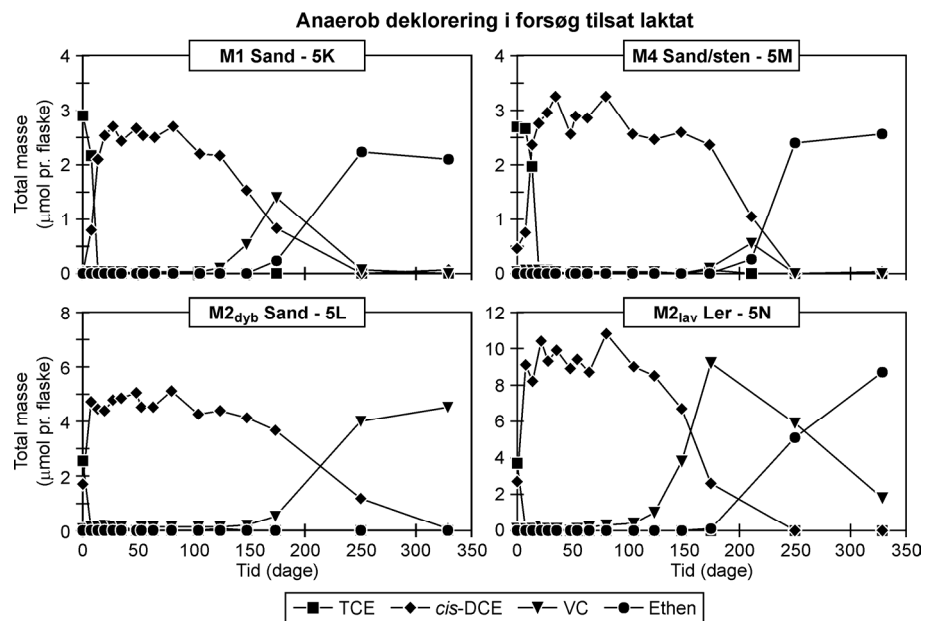
For at undersøge om den relativt langsomme nedbrydning af *cis*-DCE kunne skyldes næringsstoffebegrænsning eller donorbegrænsning, blev der efter ca. 130 dage til den ene duplikat af nogle af forsøgene tilsat ekstra elektrondonor og næringsstoffer (nitrogen, fosfor, og vitamin B₁₂). Der sås ingen effekt af hverken donor eller næringsstof tilsætning, og den langsomme nedbrydning af *cis*-DCE kan derfor ikke tilskrives mangel på donor eller makronæringsstoffer, men snarere et lavt antal af bakterier af typen *Dehalococcoides*, der kan deklorere *cis*-DCE til ethen eller, at redoxforholdene ikke er reducerede nok. Generelt ses først deklorering af *cis*-DCE efter endt sulfatreduktion. Der ses dog både deklorering af *cis*-DCE og VC før der observeres begyndende metanproduktionen, hvilket tyder på, at der ikke behøve at være metanogene forhold før fuldstændig deklorering til ethen kan finde sted.

Generelt stemmer resultaterne fra batchforsøgene rimeligt overens med undersøgelsen af tilstedeværelse af *Dehalococcoides* på lokaliteten, idet det højeste antal af *Dehalococcoides* er fundet i vand fra boring B117 (se tabel 5), hvilket også er i de flasker, hvor der ses hurtigst omsætning af TCE og nedbrydning af *cis*-DCE til VC. Antallet af *Dehalococcoides* er dog generelt lavt, hvilket forklarer den meget langsomme nedbrydning.

På baggrund af de udførte forsøg kan det konkluderes, at der ved stimulering med elektrondonor alene sandsynligvis vil kunne opnås fuldstændig deklorering af TCE til ethen. Forsøgene viser dog, at det kritiske nedbrydningstrin for fuldstændig deklorering til ethen er nedbrydning af *cis*-DCE til VC, og at der må forventes en længere periode, før der ses videre deklorering forbi *cis*-DCE. Potentialet for at kunne stimulere anaerob reaktiv deklorering Rugårdsvej alene ved tilsætning af elektrondonor vurderes derfor som værende begrænset, idet nedbrydningen til ethen vil forløbe meget langsomt og måske være begrænset til specifikke områder af forureningen, hvor der er høje koncentrationer af klorerede stoffer kombineret med gunstige redoxforhold. Det er sandsynligt, at tilstedeværelse af sulfat vil virke begrænsende for deklorering af *cis*-DCE og VC, og at der derfor skal være stærkt reducerende mod metanogene forhold.



Figur 4. Sammenligning af nedbrydning af TCE i forsøg med materiale fra forskellige borer.



Figur 5. Sammenligning af nedbrydning af TCE i forsøg tilsat laktat med materiale fra forskellige borer.

I alle forsøg tilsat elektrondonor og bakteriekultur KB1TM ses videre nedbrydning af *cis*-DCE til ethen. Der ses ikke nogen forskel i nedbrydningsforløbet mellem forsøg tilsat laktat og propionat. Nedbrydningen forløber ved reductiv deklorering, hvor TCE nedbrydes til *cis*-DCE, der nedbrydes til vinylklorid, som nedbrydes til ethen. Bakteriekulturen er tilsat efter dag 57, og det ses, at nedbrydningen af *cis*-DCE starter straks herefter (se figur 3). Efter tilsætning af bakteriekultur ses fuldstændig nedbrydning af *cis*-DCE til ethen efter mellem 65 til 120 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 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. Dette nedbrydningsforløb er i overensstemmelse med andre forsøg udført med KB1TM, hvor nedbrydningen af *cis*-DCE til vinylklorid er fundet at være det hastighedsbegrænsende trin, mens omsætning af vinylklorid til ethen var relativ hurtig (Major et al., 2002).

7. Sammenfatning

På baggrund af de udførte nedbrydningsforsøg kan følgende konklusioner drages:

- potentialet for at opnå fuldstændig deklorering af TCE/*cis*-DCE til ethen under naturlige forhold er begrænset. TCE vil dog nedbrydes til *cis*-DCE. Videre deklorering af *cis*-DCE er sandsynligvis begrænset af mangel på elektrondonor, og vil formentlig kun forekomme i mindre grad på lokaliteten
- det vurderes, at der er et potentiale for at stimulere nedbrydning af TCE/*cis*-DCE ved tilsætning af elektron donor i form af enten propionat eller laktat, idet der i forsøgene observeres nedbrydning af *cis*-DCE til VC og ethen. Potentialet vurderes dog at være begrænset ved tilsætning af donor alene, da nedbrydning formentlig vil forløbe langsomt og være begrænset til dele af forureningen
- på baggrund af de udførte laboratorieforsøg vil det være muligt at opnå nedbrydning af TCE/*cis*-DCE til ethen ved tilsætning af bakteriekulturen KB1TM samt elektrondonor
- både laktat og propionat vil kunne stimulere nedbrydning af TCE/*cis*-DCE til ethen ved samtidig tilsætning af bakteriekulturen KB1TM
- 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. Det er sandsynligt, at tilstedeværelse af sulfat vil virke begrænsende for deklorering af *cis*-DCE og VC, og at der derfor skal være stærkt reducerende mod metanogene forhold for optimal deklorering af *cis*-DCE og VC.