

Sammenligning af oprensningseffekt ved airsparging og kemisk oxidation

Torben Højbjerg Jørgensen, Lars Nissen og Jarl Dall Jepsen,
COWI A/S
Hans Skou, Fyns Amt

Miljøprojekt **Nr. 1241** 2008
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 OG KONKLUSIONER	6
SUMMARY	8
1 INDLEDNING	10
1.1 BAGGRUND	10
1.2 FORMÅL	11
2 LOKALITETEN	12
2.1 HISTORISK BESKRIVELSE AF LOKALITETEN	12
2.2 GEOLOGISKE OG HYDROGEOLOGISKE FORHOLD	14
2.3 VANDINDVINDING OG RECIPIENTER	15
2.4 FORURENINGSBESKRIVELSE	15
3 AFVÆRGEFORANSTALTNINGER OG OPRENSNINGSSTRATEGI	17
3.1 STRATEGI FOR AFVÆRGEFORANSTALTNINGER	17
4 OPRENSNING MED AIRSPARGING OG VAKUUMEKSTRAKTION	18
4.1 BOREARBEJDE	18
4.1.1 Ventilationsboringer	19
4.1.2 Airspargeboringer	20
4.1.3 Kombinerede ventilations- og airspargeboringer	20
4.2 VAKUUM- OG TRYKLUFTANLÆG	20
4.3 LUFTMÆNGDER, FLOW OG MASSEFJERNELSE	21
4.3.1 Vakuumekestaktion	21
4.3.2 Airsparging	22
4.4 MASSEFJERNELSE	22
4.5 OPRENSNINGSEFFEKT I MÆTTET ZONE EFTER AIRSPARGING	23
5 SUPPLERENDE AFVÆRGEFORANSTALTNINGER MED KEMISK OXIDATION	25
5.1 KEMISK OXIDATION MED KALIUMPERMANGANAT	25
5.2 DIMENSIONERINGSGRUNDLAG	26
5.3 PRODUKTBESKRIVELSE	26
5.4 INJEKTION AF KALIUMPERMANGANAT	27
5.4.1 Grønnegade 41	28
5.4.2 Grønnegade 39	30
5.4.3 Tilsatte mængder kaliumpermanganat	30
6 EFFEKT AF AFVÆRGEFORANSTALTNINGER MED KEMISK OXIDATION	31
6.1 MONITERINGSPROGRAM	31
6.1.1 Monitoringsboringer	31
6.2 PRØVETAGNING	32
6.3 UDBREDELSE AF KALIUMPERMANGANAT	32

6.3.1	Horisontal udbredelse	32
6.3.2	Vertikal udbredelse	35
6.3.3	Samlet vurdering af udbredelse af kaliumpermanganat	36
6.4	PÅVIRKNING AF DEN UORGANISKE GRUNDEVANDSKVALITET	36
6.4.1	Kalium	36
6.4.2	Mangan	36
6.4.3	Tungmetaller	37
6.5	OPRENSNINGSEFFEKT OVERFOR KLOREREDE OPLØSNINGSMIDLER	38
6.5.1	Horisontal oprensningseffekt	38
6.5.2	Vertikal oprensningseffekt	41
7	ØKONOMI	43
8	DISKUSSION OG ERFARINGER	44
8.1	MONITERINGSPROGRAM (KEMISK OXIDATION)	44
8.2	INJEKTIONSSTRATEGI	45
8.3	SAMMENLIGNING AF OPRENSNINGSEFFEKT VED AIRSPARGING OG KEMISK OXIDATION	45
8.3.1	Airsparging	45
8.3.2	Kemisk oxidation	46
8.4	MOBILISERING AF TUNGMETALLER	47
8.5	ØKONOMI	47
	REFERENCELISTE	48
	BILAG	50
	BILAG 1 SITUATIONSPLAN SAMTLIGE INSTALLATIONER	51
	BILAG 2 OVERSIGTSTEGNING MED INDHOLD AF PCE I GRUNDEVAND	52
	BILAG 3 BOREPROFILER	53
	BILAG 4 PI-DIAGRAM	57
	BILAG 5 ANALYSERESULTATER	58
BILAG 5.1	BROMIDANALYSER	59
BILAG 5.2	LEDNINGSEVNEMÅLINGER	60
BILAG 5.3	FARVETJEK	61
BILAG 5.4	PCE-ANALYSER	64
BILAG 5.5	ANALYSERESULTATER CHROM	66
BILAG 5.6	ANALYSERESULTATER TUNGMETALLER	67
BILAG 5.7	ANALYSERESULTATER UORGANISKE PARAMETRE	68
	BILAG 6 MONITERING	69
BILAG 6.1	MONITERINGSPROGRAM	69
BILAG 6.2	MONITERINGSBORINGER	70

Forord

Oprensning af klorerede opløsningsmidler i grundvandet med traditionelle metoder har vist sig at være meget vanskelig. Der har derfor i de senere år været fokus på at finde nye metoder, som kan fjerne forureningen hurtigere og mere effektivt. En af de nyere afværgemetoder er kemisk oxidation med anvendelse af eksempelvis kaliumpermanganat (KMnO_4) i den mættede zone. KMnO_4 er et kraftigt oxidationsmiddel med en meget karakteristisk rød farve, der effektivt og hurtigt i løbet af timer kemisk nedbryder klorerede opløsningsmidler. Selve oxidationsprocessen forløber i vandfasen og sker derfor mest effektivt i den mættede zone.

Metoden er blevet afprøvet under et tidligere renseri i Faaborg, hvor der indledningsvist er gennemført en in-situ oprensning af tetrachlorethylen i den mættede zone ved hjælp af airsparging. Efter 16 måneder med drift af airsparging var der stadig kraftig forurening tilbage, men det var vanskeligt at nedbringe forureningen yderligere. Restforureningen i grundvandet er derfor efterfølgende blevet forsøgt oprenset med tilsætning af kaliumpermanganat som oxidationsmiddel.

Denne rapport belyser forskellene i oprensningseffekt mellem henholdsvis airsparging og kemisk oxidation med kaliumpermanganat under et tidligere renseri.

Afværgeprojektet er udført af COWI A/S for Fyns Amt. Projektet er et led i Miljøstyrelsens Teknologiuudviklingsprogram for jord- og grundvandsforurening.

Sammenfatning og konklusioner

Dette projekt er udført under Miljøstyrelsens Teknologiprogram for jord- og grundvandsforurening i samarbejde med Fyns Amt.

På et tidligere renseri i Faaborg er der gennemført en oprensning af en forurening med tetrachlorethylen (PCE) ved hjælp af airsparging og vakuumeekstraktion. Ved oprensningen blev der efterladt en relativt kraftig restforurening i jorden og grundvandet. Denne forurening er efterfølgende forsøgt oprenset med kemisk oxidation ved injektion af kaliumpermanganat som oxidationsmiddel.

Afværgeforanstaltningerne er gennemført med det formål at sikre indeklimaet i beboelserne på de overliggende ejendomme. Formålet med Teknologiprogrammet har overordnet været at belyse forskelle i oprensningseffekt ved airsparging og kemisk oxidation i den mættede zone.

Der blev før opstart af oprensningen målt indhold af PCE i grundvandsmagasinet på op til 64.000 µg/l og op til 1.300 mg PCE/kg TS i jorden. Det sekundære magasin under ejendommene består af fin - grovkornet smeltevandssand med stedvise siltindslag. Magasinet underlejres af moræneler.

Efter 16 måneders airsparging sås en markant reduktion i forureningsindholdet, men der var også stadig kraftig restforurening i kildeområdet med PCE på op til 13.000 µg/l i grundvandet og 160 mg/kg TS i jorden i den mættede zone. Det blev herefter besluttet at supplere afværgen med kemisk oxidation.

Der blev i dette projekt valgt en injektionsstrategi med tilsætning af kaliumpermanganat over flere injektionsrunder. Der er samlet injiceret 82 m³ kaliumpermanganatopløsning svarende til ca. 2.700 kg ren kaliumpermanganat.

For at undersøge oprensningseffekten og udbredelsen med kaliumpermanganat i grundvandet er der løbende udtaget vandprøver til undersøgelse af farveændringer, chlorerede opløsningsmidler, uorganiske parametre, tungmetaller og bromidtracer.

Injektionen af permanganat var mere vanskelig end forventet, primært pga. af risiko for indløb i en utæt kloak under kælderen på Grønnegade 41. Dette medførte, at der ikke kunne tilsættes så stort et volumen af permanganat som planlagt. Der ses dog overordnet en god horisontal og vertikal fordeling af kaliumpermanganat i og umiddelbart nedstrøms hotspot.

I kildeområdet og umiddelbart nedstrøms herfor er der opnået en markant reduktion i forureningsniveauet med kemisk oxidation. Det vurderes, at den residuale fri fase i dette område stort set er oprenset. Der er dog stadig en mindre restforurening tilbage i kildeområdet, men indeklimamålinger viser, at denne forurening ikke udgør nogen risiko for indeklimaet på ejendommen.

I områder uden for selve injektionsområdet, hvor fordelingen af permanganat ikke har været så god, er oprensningseffekten tilsvarende dårligere, idet

permanganaten her primært er spredt i bunden af magasinet. Det tyder således på, at permanganaten i lighed med forureningen synker ned i bunden af magasinet på lokaliteten.

En sammenligning af oprensningseffekten med airsparging og kemisk oxidation i den mættede zone viser, at langt den største reduktion i forureningsniveauet sker med den kemiske oxidation. Det vurderes overordnet, at den kemiske oxidation er noget mere effektiv end airsparging med hensyn til oprensning i såvel det horisontale som det vertikale plan. For begge metoder gælder dog, at de vanskelige adgangsforhold betyder, at det er vanskeligt at udføre en fuldstændig oprensning af den mættede zone.

Tilsætning af kaliumpermanganat medfører, at der tilføres opløste tungmetaller til grundvandet fra injektionsvæsken. Bortset fra chrom-6 er det dog relativt lavt indhold af tungmetaller. Desuden sker der også en mobilisering af chrom og zink som følge af den kemiske oxidation. Resultaterne af tungmetalmålingerne viser dog, at der ikke sker nogen væsentlig spredning af tungmetaller i grundvandet i nedstrøms retning.

Samlet set viser erfaringerne med den kemiske oxidation på lokaliteten, at fordelingen af permanganat er det helt centrale. Sker der en god fordeling af permanganat i en længere periode, er det muligt at oprense selv meget kraftigt forurenede områder.

På baggrund af erfaringerne fra sagen vurderes det, at den mættede zone kunne være oprenset mere effektivt og billigere med kemisk oxidation alene (uden airsparging). Nogle af de omkostninger, der blev anvendt til airsparging, kunne i stedet have været anvendt til at etablere et mere effektivt injektionssystem for kemisk oxidation.

Summary

This project has been carried out under the Danish EPA's Technology Programme for soil and groundwater contamination in cooperation with the County of Funen.

At a former dry-cleaning establishment in Faaborg, remediation of tetrachlorethylene (PCE) contamination has been carried out using air sparging and vacuum extraction. Remediation left rather heavy contamination in the soil and groundwater. Attempts have subsequently been made to clean up this contamination using chemical oxidation by injection of potassium permanganate as the oxidation agent.

The remediation was carried out with the purpose of securing the indoor climate in the flats above. In general, the purpose of the Technology Programme has been to illustrate the differences in clean-up effects of air sparging and chemical oxidation in the saturated zone.

Before the clean-up was started, the contents of PCE in the groundwater were measured at up to 64,000 µg/l and up to 1,300 mg PCE/kg TS in the soil. The secondary aquifer below the buildings consists of fine to coarse-grained melt water sand with local elements of silt. The layer below the aquifer is moraine clay.

After air sparging for 16 months, a remarkable reduction of the contamination could be observed, but heavy contamination in the source area was still observed consisting of up to 13,000 µg PCE/l in the groundwater and 160 mg PCE/kg TS in the soil in the saturated zone. Subsequently, it was decided to supplement the remediation with chemical oxidation.

For this project, an injection strategy of adding potassium permanganate in several rounds of doses was chosen. A total of 82 m³ potassium permanganate solution equivalent to 2,700 kg pure potassium permanganate was injected.

In order to investigate the clean-up effect and spread of potassium permanganate to the groundwater, water samples were taken regularly to examine colour changes, chlorinated solvents, inorganic parameters, heavy metals and bromide traces.

The injection of potassium permanganate was more difficult than expected primarily because of the risk of inflow to a leaky sewer below the basement in Grønnegade 41. This meant that the planned volume of permanganate could not be added. However, in general, good horizontal and vertical distribution of potassium permanganate in and immediately downstream the hot spot was seen.

In the source area and immediately downstream, a significant reduction in the contamination level was achieved using chemical oxidation. It is assessed that the residual free phase in this area has, on the whole, been fully remediated. However, a small amount of residual contamination is still present in the source area, but measurements of the indoor climate show that this contamination does not pose a risk for the indoor climate in the property.

In areas outside the actual injection area, where the distribution of permanganate was not been quite so good, the effect of the clean-up is also not so good, as the permanganate has spread - primarily at the bottom of the aquifer. This indicates that the permanganate, similar to the contamination, sinks to the bottom of the aquifer of the area.

A comparison of the clean-up effect of air sparging and chemical oxidation in the saturated zone shows that the by far largest reduction of the contamination level occurs when using chemical oxidation. It is assessed that in general the chemical oxidation is more effective than air sparging in relation to clean-up in both the horizontal as well as the vertical level. For both methods, the limitations in accessibility makes it difficult to carry out a complete clean-up in the saturated zone.

Addition of potassium permanganate causes diluted heavy metals to be added to the groundwater from the injection fluid. Apart from chrome-6, the contents of heavy metals are, however, relatively low. Furthermore, mobilisation of chrome and zinc also takes place because of the chemical oxidation. However, the results of the measurements of heavy metals show that a substantial spreading of heavy metals in the groundwater downstream does not take place.

In general, experience with chemical oxidation in the area shows that the distribution of permanganate is the focus point. If, for a longer period of time, the distribution of permanganate is optimal, it is possible to clean-up even very heavily contaminated areas.

On the basis of the experience from this project, it is assessed that the saturated zone could have been cleaned up more effectively and cheaply using only chemical oxidation (without air sparging). Some of the costs of the air sparging could, instead, have been used to set up a more effective injection system for chemical oxidation.

1 Indledning

1.1 Baggrund

På et tidligere renseri på Grønnegade 41 i Faaborg er der fra september 2002 til januar 2004 gennemført en oprensning af en forurening med tetrachlorethylen (PCE) ved hjælp af airsparging og vakuumelekstraktion. Ved oprensningen blev der efterladt en relativt kraftig restforurening i jorden og grundvandet. Denne forurening er efterfølgende oprenset med kemisk oxidation ved injektion af kaliumpermanganat i perioden marts 2004 - januar 2005. Oprensningen er gennemført af Fyns Amt og er finansieret af Værditabsordningen. I /7/ er der en samlet rapportering af oprensningen.

COWI har forestået undersøgelser, projektering og monitorering af oprensningen og Arkil Miljøteknik A/S har forestået entreprenørarbejdet. Placering af oprensningsområdet fremgår af figur 1.1.

Dokumentation af oprensningen med kemisk oxidation er udført med støtte fra Miljøstyrelsens Teknologipulje.

Nærværende rapport omhandler kun oprensning af den mættede zone og med fokus på kemisk oxidation. For en mere detaljeret beskrivelse af den samlede oprensning med airsparging og vakuumelekstraktion henvises til /7/.



Grundmateriale © copyright Kort & Matrikelstyrelsen. Reproduceret i henhold til tilladelse G11-98.

Figur 1.1 Oversigtskort. Målestok ca. 1:17.000

1.2 Formål

Formålet med gennemførelsen af afværgeforanstaltningerne har været at sikre indeklimaet i beboelserne på ejendommene Grønnegade 39 og Grønnegade 41.

Formålet med Teknologiprogrammet har været følgende:

- Belyse forskelle i oprensningseffekt ved airsparging og kemisk oxidation i den mættede zone
- Belyse den vertikale fordeling og udbredelse af kaliumpermanganat under og efter injektionen, herunder at belyse den vertikale oprensningseffekt af PCE.
- Belyse om der sker spredning af tungmetaller ved injektion af kaliumpermanganat.

2 Lokalteten

2.1 Historisk beskrivelse af Lokalteten

Grønnegade 41 er beliggende på matr. nr. 118 e, Faaborg Bygrunde. Grønnegade 41 har fungeret som vaskeri fra 1968 - 1972, som vaskeri og renseri fra 1972 til 1985 og som møntvaskeri fra 1985 til i dag.

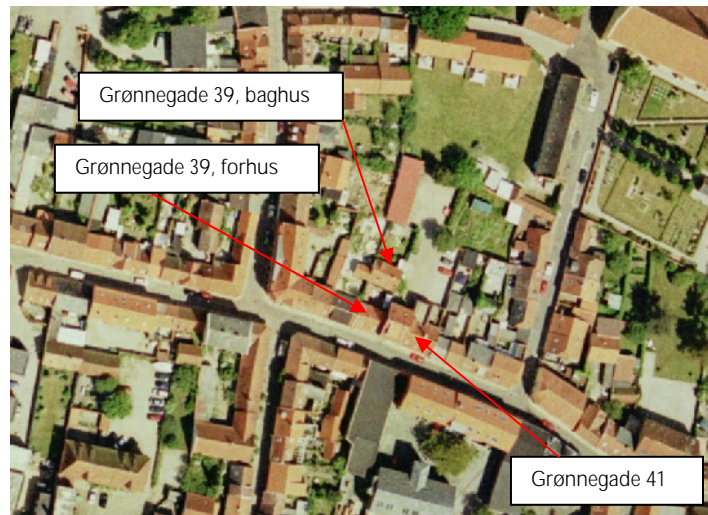


Foto 2.1 Luftfoto Grønnegade 39 og 41, Faaborg

Ejendommen Grønnegade 41 er et gammelt byhus fra 1763 bestående af 3 etager. Stueetagen anvendes til erhverv (møntvaskeri) mens 1. og 2. salen anvendes til beboelse. Desuden er der kælder under en mindre del af ejendommen. Det tidligere renseri var placeret i stueetagen, mens der i kælderen tidligere har været opbevaring af rensesvæske i renseriets driftsperiode. Grønnegade 41 er registreret som forurenet lokalitet nr. 431-36 som følge af forurening fra renseridriften.



Foto 2.2 Grønnegade 41, set fra Grønnegade



Foto 2.3 Grønnegade 41, set fra baggården

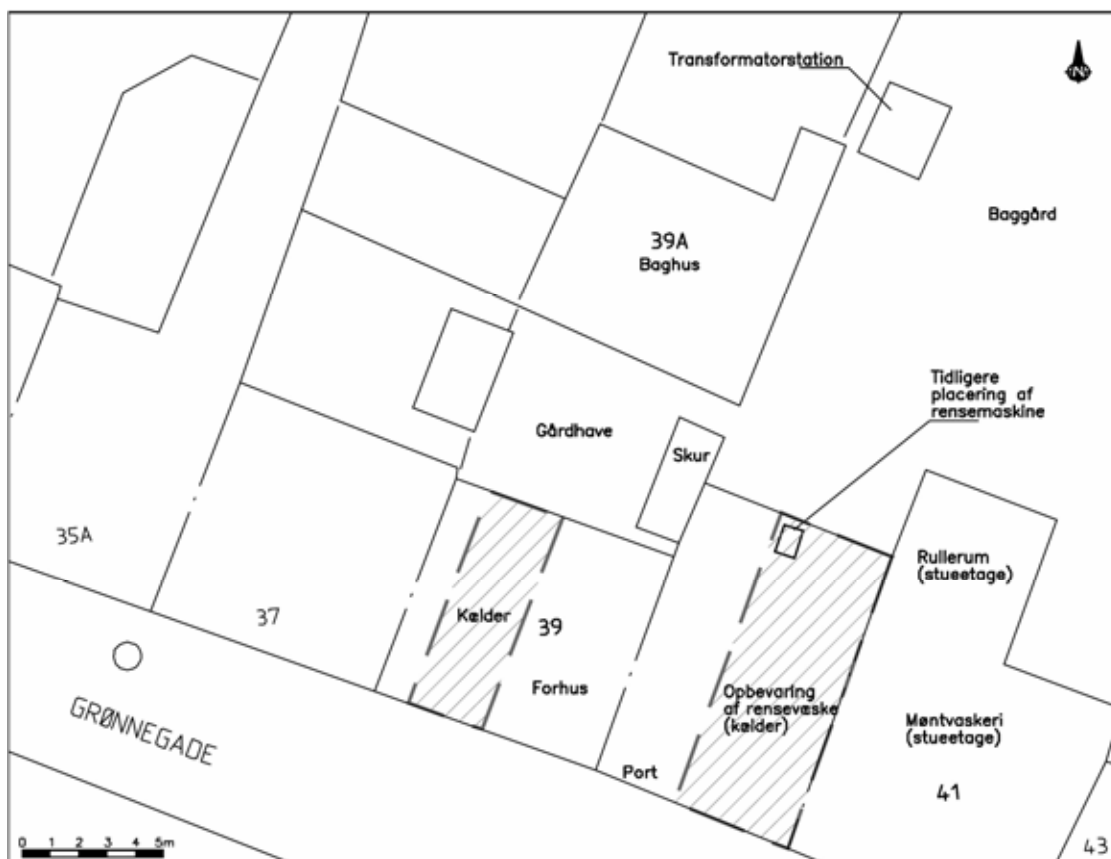
Grønnegade 39 anvendes til beboelse (byhus) og består af et for- og et baghus med hver sin beboelse i 1½ plan. Under en mindre del af forhuset er der kælder. Grønnegade 39 er beliggende på matr. nr. 117, Faaborg Bygrunde.



Foto 2.4 Grønnegade 39, Forhus set fra Grønnegade

Som følge af forureningen fra Grønnegade 41 er ejendommen Grønnegade 39 ligeledes registreret som forurenede.

Situationsplan fremgår af figur 2.1.



Figur 2.1 Situationsplan

2.2 Geologiske og hydrogeologiske forhold

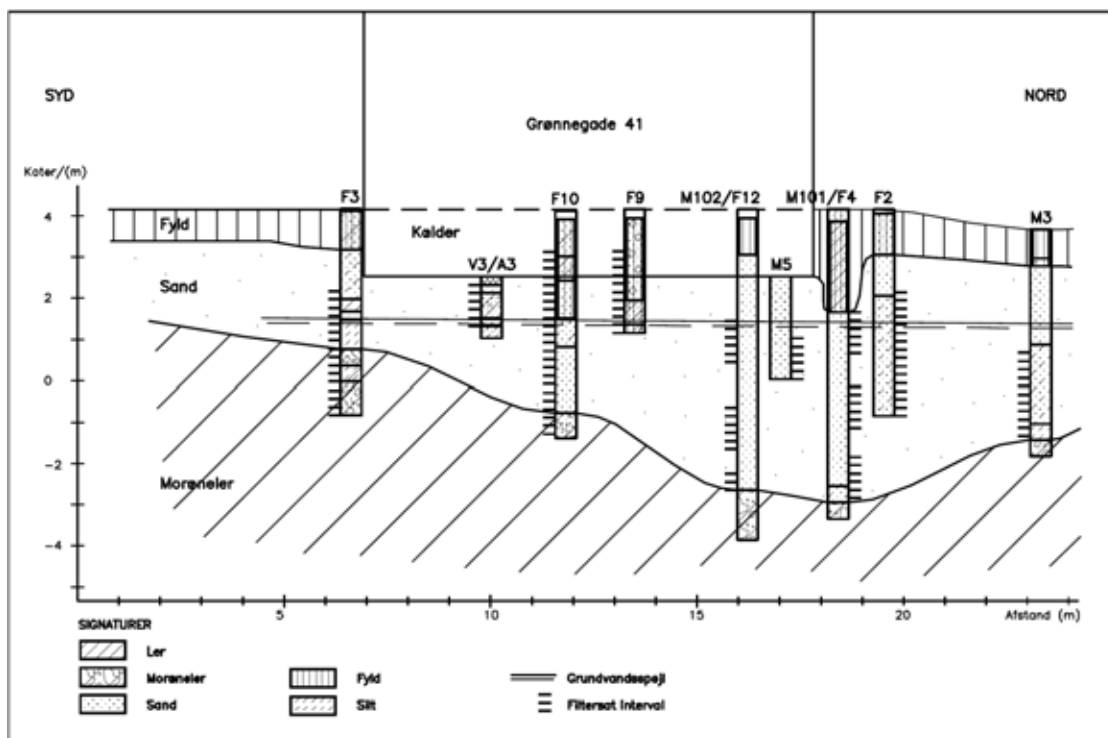
Terrænkoten på Grønnegade 41 er ca. + 4 m. Terrænet falder svagt mod nordøst.

Der træffes generelt øverst et fyldlag bestående af muld og sand til mellem ca. 1 og 3 m u.t. Herunder er der overvejende truffet fin - grovkornet smeltevandssand med stedvise siltindslag til dybder mellem 2,5 og 7 m u.t. Smeltevandssandet af sen-glacial oprindelse vurderes at være aflejret i en erosionsrende i den underliggende moræneler. Mægtigheden af moræneleren er ukendt, idet leren ikke er gennemboret. Erosionsrenden af smeltevandssand ligger langs med Grønnegade og under Grønnegade 39 og 41.

Geologisk tværsnit gennem kildeområdet fremgår af figur 2.2. Placering af borer fremgår af bilag 1. Udvalgte boreprofiler fremgår af bilag 3.

Grundvandsspejlet ved Grønnegade 39 og 41 står mellem ca. 2,5 og 3 m u.t. (frit grundvandsspejl).

Strømningsretningen er ud fra de udførte undersøgelser fastlagt til at være mod vest - nordvest med en gradient på ca. 9 promille. Den gennemsnitlige hydrauliske ledningsevne i det sekundære magasin er i /3/ vurderet til at være ca. $1 \cdot 10^{-4}$ m/s, men variationer vil forekomme afhængig af geologien. Porevandshastighed er i /3/ vurderet til at være gennemsnitligt ca. 95 m/år.



Figur 2.2 Tolket geologisk tværsnit (syd-nord)

2.3 Vandindvinding og recipienter

Området ved Grønnegade er i Fyns Amts regionplan udpeget som et område med begrænsede drikkevandsinteresser, dog umiddelbart øst herfor er der et grundvandsområde med særlige drikkevandsinteresser.

Nærmeste vandindvinding foregår fra Anneks Vandværk, og den nærmeste indvindingsboring hertil er beliggende ca. 900 m nord for Grønnegade 41. Det er vurderet, at forureningen fra lokaliteten ikke udgør nogen risiko mod vandindvindingen i området.

Den nærmeste recipient er Sundet, som ligger ca. 300 m nordøst for Grønnegade 41 samt Faaborg Fjord, der ligger ca. 350 m sydvest for Grønnegade 41.

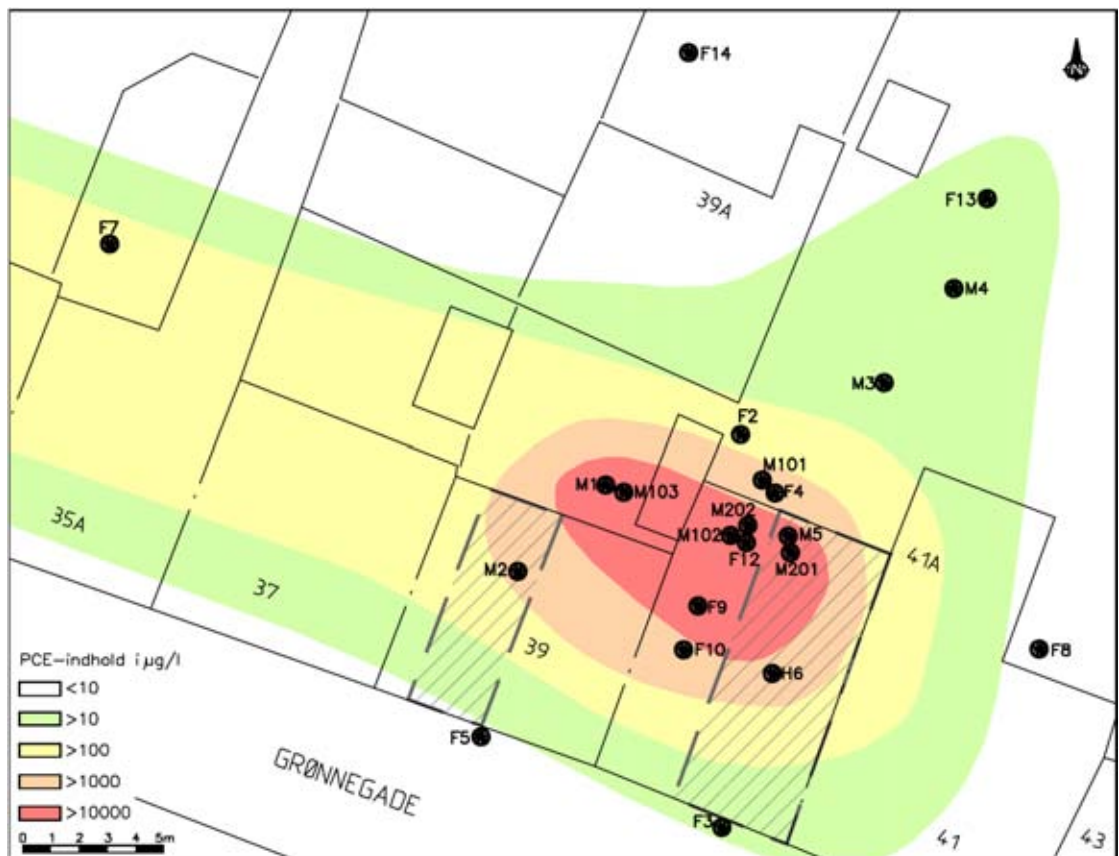
2.4 Forureningsbeskrivelse

De tidligere gennemførte undersøgelser viste en kraftig forurening med klorede opløsningsmidler i jord, poreluft og grundvand /1, 2, 3 og 5/.

Jordprøver fra forureningsundersøgelserne viste et højt forureningsniveau med PCE-indhold op til 1.300 mg/kg TS. Det blev vurderet, at der skønsmæssigt befandt sig mindst 30 kg PCE i kildeområdet. Hovedparten af jordforureningen vurderedes at være beliggende fra underside af kældergulv under Grønnegade 41 og ned til ca. 6 til 7 m u.t.

I det sekundære magasin (terrænnære grundvand) blev der fundet forurening med PCE op til 64.000 µg/l. Denne koncentration konstateredes uden for kildeområdet i nedstrøms retning under Grønnegade 39 (boring M1). Forureningen i grundvandet strakte sig fra kildeområdet Grønnegade 41 mod

vestnordvest. En vurderet udbredelse af grundvandsforureningen fremgår af figur 2.3.



Figur 2.3 PCE-indhold i grundvand før oprensning

De udførte undersøgelser indikerede, at der stedvis findes mindre mængder af fri fase i den mættede zone.

Der blev ikke konstateret væsentlige indhold af nedbrydningsprodukterne DCE og vinylchlorid, hvilket skyldes at der er iltrige forhold i grundvandszonen.

I poreluften kunne der konstateres meget højt indhold af PCE. Højeste indhold blev fundet i kildeområdet (Grønnegade 41), hvor der sås koncentrationer op til 2.700 mg PCE/m^3 . Til sammenligning er afdampningskriteriet for boliganvendelse på $0,006 \text{ mg PCE/m}^3$. Der blev i enkelte prøver også fundet højt indhold af TCE (op til 2.300 mg/m^3), men PCE var den altdominerende forureningskomponent. Undersøgelserne viste, at forureningen fra det tidligere renseri på Grønnegade 41 påvirkede indeklimaet i ejendommene Grønnegade 39 og 41 med PCE-indhold på op til 40 µg/m^3 .

Hovedkilden til den konstaterede forurening var spild af rensesvæske i kælderen på Grønnegade 41. Herudover kan der være sket udsivning fra kloakker.

3 Afværgeforanstaltninger og oprensingsstrategi

3.1 Strategi for afværgeforanstaltninger

Der er gennemført afværgeforanstaltninger efter værditabsloven på både Grønnegade 41 og Grønnegade 39/39A.

Strategien for oprensning af forurening på ejendommene har været følgende:

- Airsparging i mættet zone
- Vakuumentilation i umættet zone
- Efterpolering med kaliumpermanganat ved tilførsel af opløst kaliumpermanganat

Oprænsningsarbejdet er på baggrund af ovenstående strategi opdelt i 4 faser. Tidsforløbet samt aktiviteter i de enkelte faser fremgår af tabel 3.1.

Tabel 3.1 Faseopdel t oprænsningsstrategi

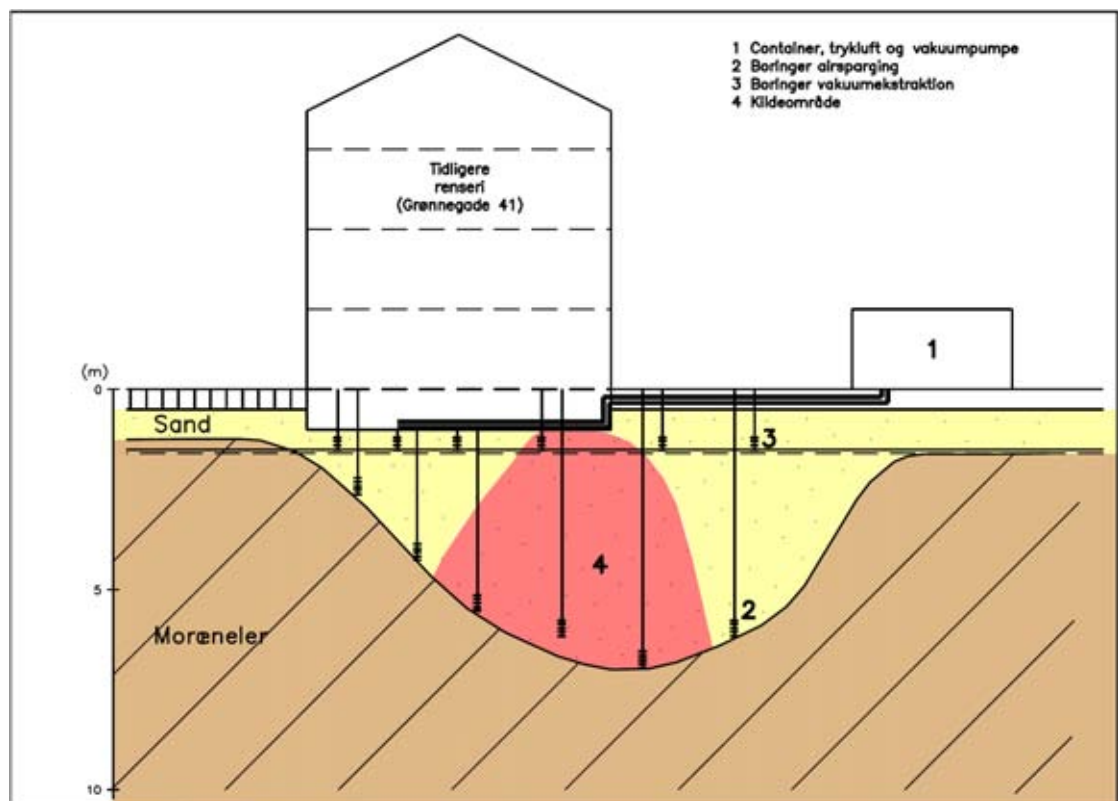
Fase	Periode	Vakuume ekstraktion	Airsparging	Injektion af kaliumpermanganat
1	16. sep. -24. okt. 2002	x		
2	24. okt. 2002 - 25. jan 2004	x	x	
3	1. marts 2004 - 3. feb. 2005	x		x
4	3. feb. 2005- 5. april 2005	x		

4 Oprensning med airsparging og vakuumelekstraktion

Før projektering af afværge er der gennemført in-situ tests, der har vist, at teknikkerne airsparging og vakuumelekstraktion er egnede metoder til oprensning af forurening på lokaliteten. For beskrivelser af de udførte tests henvises til /4/.

For teoretisk gennemgang af de to metoder henvises til /8/ (afsnit 6.1.2 og 6.1.3 samt bilag 5.2 og 5.3).

Figur 4.1 viser et tværsnit af den overordnede afværgestrategi for oprensningen med airsparging og vakuumelekstraktion.



Figur 4.1 Principskitse for oprensning med airsparging og vakuumelekstraktion

4.1 Borearbejde

De indledende arbejder på lokaliteten har omfattet etablering af filtersatte borer til airsparging og vakuumelekstraktion. Af tabel 4.1 fremgår de etablerede borer. Detailoplysninger vedrørende etableringen af afværgeforanstaltninger på ejendommen fremgår af /6/.

Tabel 4.1 Etablerede boringer til airsparging og vakuumelekstraktion

Boringsnr.	Placering	Orientering	Anvendelse	Materiale
K1 - K6	Grønnegade 41	Vertikal	Vakuumelekstraktion og airsparging	Ø90 mm filter- og blænderør/ Ø32 mm stålfiltre og blænderør
V1 - V3	Grønnegade 41	Vertikal	Vakuumelekstraktion	Ø63 mm filter- og blænderør
V4 - V6	Grønnegade 39	Vertikal	Vakuumelekstraktion	Ø63 mm filter- og blænderør
H1.01, H1.02, H2.02, H2.03	Grønnegade 39	Horisontal	Vakuumelekstraktion	Ø63 mm filter- og blænderør
A1 - A3	Grønnegade 41	Vertikal	Airsparging	Ø32 mm stålfiltre og blænderør
AS1 - AS4	Grønnegade 39	Horisontal	Airsparging	Ø32 mm stålfiltre og blænderør

Samtlige boringer er afproppet med cementstabiliseret bentonit såvel mellem som over filtre. Oversigtstegning med samtlige installationer på ejendommen fremgår af bilag 1. Udvalgte boreprofiler fremgår af bilag 3.

4.1.1 Ventilationsboringer

Til oprensning i den umættede zone under kælderen til Grønnegade 41 er der etableret 3 stk. filterboringer (V1 - V3). Endvidere blev der udført 3 stk. filterboringer (V4 - V6) under kælderen til Grønnegade 39. Boringerne er etableret for at opsuge luft fra den umættede zone under kældergulvene på Grønnegade 39 og 41.

Der er desuden etableret to stk. henholdsvis 7 og 9 m lange horisontalt filtersatte boringer H1 og H2. Boringernes funktion er at opsuge luft fra den umættede zone under Grønnegade 39. Ventilationsfiltrene er etableret med udgangspunkt i en 1,5 m dyb boregrube fra Grønnegade 41. Boringernes filtersatte strækninger er sektioneret hver med 2 stk. filterrør (H1.01, H1.02, H2.02 og H2.03) hver med en filterstrækning på 2,25 m (H2) og 3 m (H1). Af foto 4.2 fremgår, hvorledes filtrene ind under Grønnegade 39 er etableret.



Foto 4.2 Etablering af horisontale boringer

4.1.2 Airspargeboringer

For oprensning i den mættede zone under kælderen i nr. 41 er der etableret 3 stk. boringer (A1 - A3). For oprensning i den mættede zone under Grønnegade 39 er der etableret 4 filtre (AS1 - AS4). Filtrene er placeret i det forventede mest forurenede område på Grønnegade 39. De enkelte boringer har en filterstrækning på 0,5 m og er placeret i bunden af det vandførende lag. Boringerne er udført som skrå boringer fra baggården til Grønnegade 41. Boringerne er ført til overside af moræneleren.

4.1.3 Kombinerede ventilations- og airspargeboringer

Til oprensning i både umættet og mættet zone i porten og gården til Grønnegade 41 er etableret 6 stk. boringer (K1-K6). Boringerne er indrettet således, at de både kan bruges til at opsuge luft i den umættede zone og indblæse luft i den mættede zone, begge dele i samme boring.



Foto 4.1 Ledningsføring, kombinerede vacuum- og airspargeboringer

4.2 Vakuum- og trykluftanlæg

De forskellige maskinkomponenter er installeret i en 20 fods stålcontainer (tidl. kølecontainer) med lydisolerede vægge, bund og loft. Luften suges fra de 15 ventilationsboringer, hvor flow og vakuum fra hver boring kan aflæses og reguleres. Desuden er der målestuds med mulighed for udtagning af poreluftprøver fra hver boring.



Foto 4.4 og 4.5 Placering af behandlingscontainer i baggården til Grønnegade 41 (venstre) samt indretning af manifold til vakuumeksaktion og airsparging

Luften ledes gennem en vandudskiller med automatisk lænsning efter behov og alarm med standsning af anlæg ved for høj vandstand. Luften renses gennem et kulfilter. Der er mulighed for udtagning af poreluftprøver til måling af forureningsindholdet (PID eller kulrørspøver).

Der er desuden etableret et tryklufthanlæg, som forsyner 2 stk. separate manifolder med oliefri trykluft i 13 stk. filtre.

Anlægget er koblet op på et mini-SRO anlæg til overvågning af in-situ anlægget. Mini-SRO anlægget kan ikke benyttes til at styre og regulere in-situ anlægget.

PI-diagram af airsparging- og vakuumanlæg fremgår af bilag 4.

4.3 Luftmængder, flow og massefjernelse

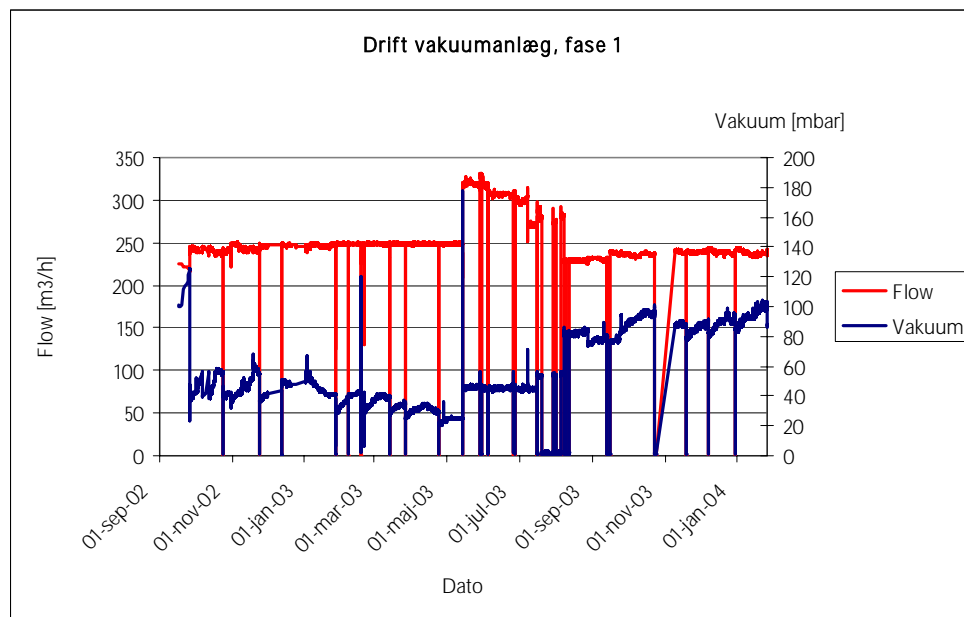
4.3.1 Vakuumeksaktion

Anlæg til vakuumeksaktion blev opstartet den 16. september 2002 og er lukket ned den 5. april 2005.

Anlægget har kørt 24 timer i døgnet med et antal mindre driftsstop. Den samlede drifttid af vakuumentilationsanlægget i hele oprensningsperioden er ca. 21.000 timer.

Der er i driftperioden oppumpet ca. 5.000.000 m³ luft. Dette svarer til en udskiftning af poreluftvolumen på ca. 15.000 gange, idet influensområde er ca. 300 m² i en dybde af 2-3 m u.t. (effektiv porøsitet regnes som ca. 0,3)

Af figur 4.2 fremgår driftstid/flow af vakuumanlægget i fase 1. Data er hentet fra SRO-anlæg.



Figur 4.2 driftstid/flow af vakuumanlægget

4.3.2 Airsparging

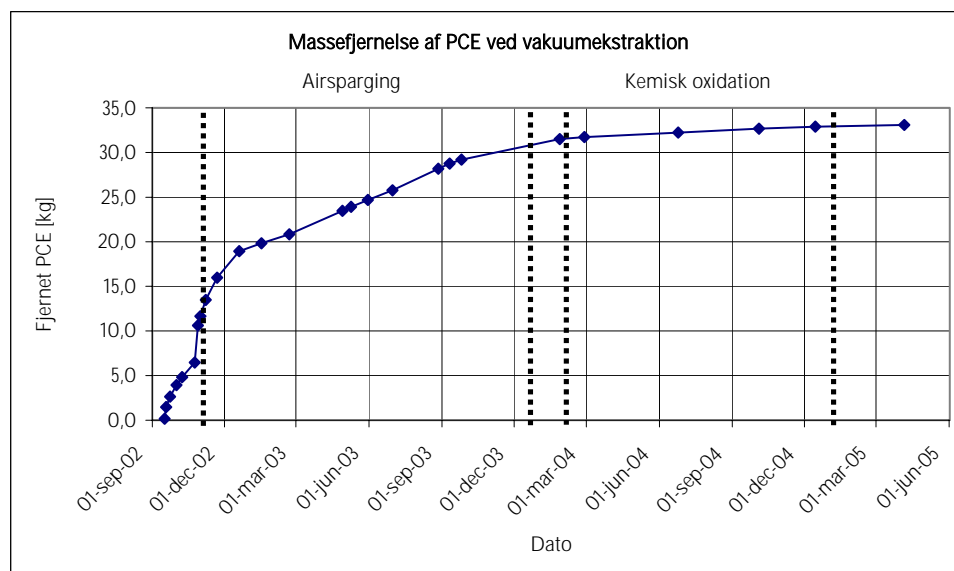
Anlæg til airsparging blev opstartet den 24. oktober 2002 og lukket ned den 25. januar 2004. Anlægget har kørt 24 timer i døgnet, ca. 10.000 timer i oprensningsperioden.

Der er samlet i perioden med airsparging injiceret ca. 1.000.000 m³ luft med et flow på ca. 100 m³/h.

4.4 Massefjernelse

Massefjernelsen af PCE gennem den oppumpede luft er vist på figur 4.3. Det fremgår, at den største mængde forurening som forventet sker de første dage, anlægget har kørt. Efter opstart af airsparging d. 24. oktober 2002 blev der på 4 døgn fjernet ca. 4 kg PCE, hvorefter fjernelsen igen blev stabiliseret. Ved afslutning af airspargingen var massefjernelsen ca. 10 g PCE/døgn.

Der er totalt i perioden 16. september 2002 - 5. april 2005 fjernet ca. 33 kg PCE. Det bemærkes, at massefjernelsen ved kaliumpermanganat ikke er indregnet i figur 4.3



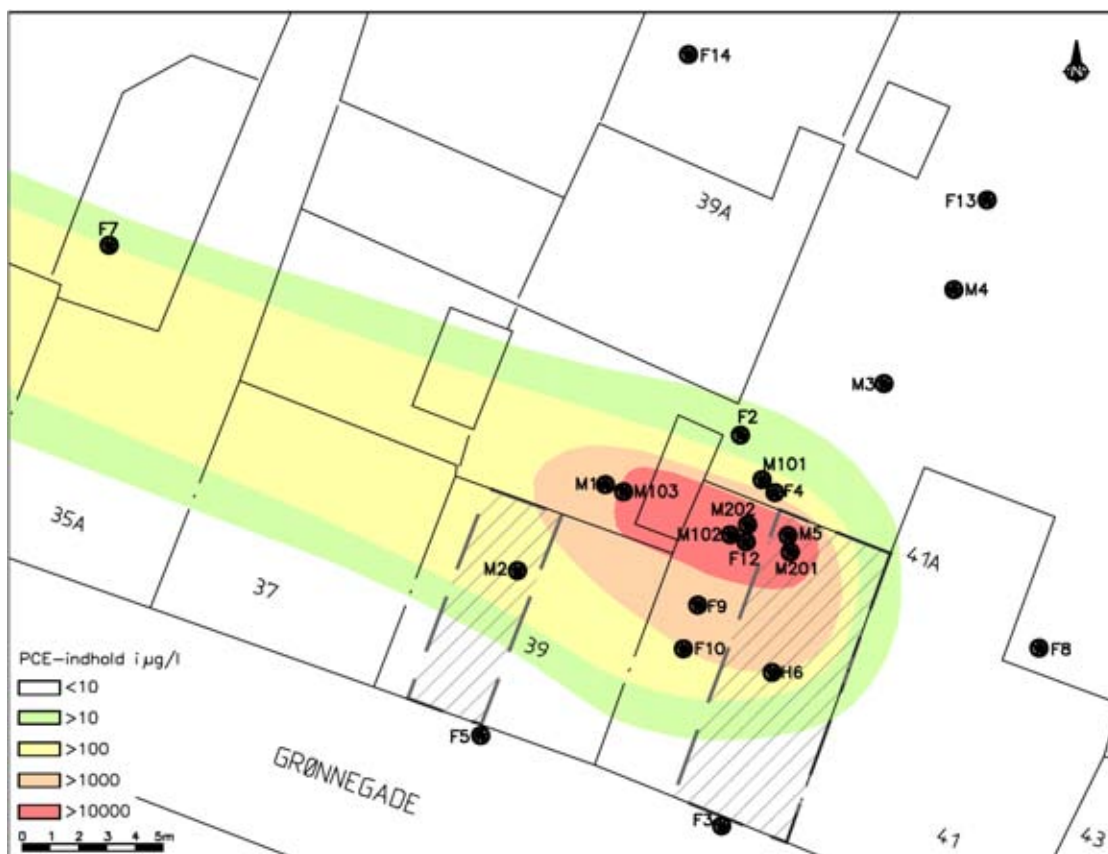
Figur 4.3 Massefjernelse af PCE ved vakuumeekstraktion

Af resultaterne fremgår det, at fjernelsesraten efter ca. 3 måneders drift er faldet til et næsten stabilt niveau på mindre end 1 kg om måneden. Dette indikerer, at fjernelsen begrænses af diffusion fra restforureningen bundet til lavpermeable aflejringer og/eller fri fase i områder der ikke påvirkes effektivt af airspargingen.

4.5 Oprensningseffekt i mættet zone efter airsparging

Som nævnt i afsnit 2.3 blev der før opstart af oprensningen konstateret forurening med PCE op til 64.000 $\mu\text{g/l}$ i det sekundære grundvand.

Af figur 4.4 fremgår den vurderede udbredelse af grundvandsforurening efter afslutning af airsparging. Der skal gøres opmærksom på, at prøverne er udtaget umiddelbart efter afslutning af airspargingen, og der har således ikke været en egentlig tilbageslagsperiode, hvorfor forureningsindholdet antages at være i den "lave" ende.



Figur 4.5 PCE-indhold i grundvand efter 16 måneders airsparging

De konstaterede indhold i grundvandet fremgår af bilag 2 og 5.4. Der ses en markant reduktion i forureningsindholdet efter 16 måneders airsparging, men der ses også stadig kraftig restforurening i kildeområdet på op til $13.000 \mu\text{g/l}$ i grundvandet og 160 mg/kg TS i jorden i den mættede zone (boring M5).

Ved den gennemførte oprensning med airsparging var der efter 16 måneders drift fjernet ca. 30 kg PCE fra hele indsatsområdet. Det blev vurderet, at der stadig var i størrelsesordenen $15\text{-}30 \text{ kg PCE}$ tilbage og at den altovervejende forureningsmasse fandtes i den mættede zone.

Såfremt den mættede zone skulle oprensnes med airsparging alene, blev det vurderet, at driftstider på $5\text{-}10 \text{ år}$ ikke var urealistiske..

Omkostningerne til 1 års drift med airsparging har været ca. $250\text{-}300.000 \text{ kr.}$ For at effektivisere oprensningen og mindske omkostningerne blev det derfor besluttet at indstille airspargingen og injicere kaliumpermanganat i og nedstrøms kildeområdet.

5 Supplerende afværgeforanstaltninger med kemisk oxidation

5.1 kemisk oxidation med kaliumpermanganat

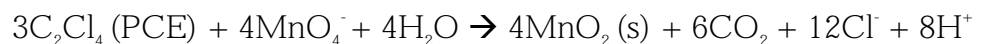
Formålet med efterpoleringen med kaliumpermanganat er at oprense den øverste del af det sekundære magasin for at fjerne eller reducere den del af forureningen der formodes at have størst betydning for påvirkning af indeklimaet.

Indsatsområdet for den kemiske oxidation er Grønnegade 39 (under bolig) og Grønnegade 41. Indsatsområdet var her områder med PCE-indhold i grundvandet på større end 100 µg/l, dog med den største indsats i selve kildeområdet (PCE > 1.000 µg/l). Da der her er en relativ kraftig forurening lige over grundvandsspejlet (kapillærzonen), er det forsøgt at medtage denne zone i den kemiske oxidation. Den kraftige dybereliggende forurening i baggården på Grønnegade 39 var ikke et decideret mål for oprensningen, idet denne forurening ikke udgør nogen risiko mod indeklimaet.

Strategien ved den kemiske oxidation har været følgende:

- Injektion af kaliumpermanganat i og umiddelbart nedstrøms kildeområdet omkring grundvandsspejlet
- Løbende monitoring på farveudbredelse og forureningsniveau
- Måling af oprensningseffekt, når farven er aftaget.

Princippet i kemisk oxidation er, at der sker en direkte oxidation som destruerer opbygningen af f.eks. et PCE-molekyle via brydning af kulstof dobbeltbindingen. Slutproduktet af oxidationen er kuldioxid, vand og chloridioner. En reaktionsligning for den fuldstændige nedbrydning af PCE ved oxidation med permanganat (MnO_4^-) er vist nedenfor.



Tilsætningen af et kraftigt oxidationsmiddel vil resultere i oxidation af organiske og reducerede uorganiske forbindelser, som kaldes sedimentets naturlige oxidantforbrug (NOD). Organisk og uorganisk stof i grundvandet og i jordmatricen vil blive oxideret, og forbruget af oxidationsmiddel afhænger primært af indholdet af organisk kulstof. Til nedbrydning af PCE kræves der 1,27 g KMnO_4 /g PCE, mens oxidationen af det naturlige organiske og uorganiske stof vil variere efter jordtype. Forbruget i danske sandjorde er typisk fra 2-10 g/kg sediment og på danske lerjorde er forbruget typisk 7 -18 g/kg sediment /9/.



Foto 5.1 Rødfarvning af jorden ved injektion af kaliumpermanganat.

5.2 Dimensioneringsgrundlag

I forbindelse med etablering af borer til airsparging i august 2002 blev der udtaget jordprøver til efterfølgende bestemmelse af jordens oxidationsbehov. Formålet med forsøgene var at undersøge nedbrydningen af PCE i sedimentet samt at fastlægge forbruget af KMnO_4 til oxidation af organisk og uorganisk stof i sedimentet (sedimentets NOD-forbrug). Forsøgene blev udført på Danmarks Tekniske Universitet og er afrapporteret i /10/.

Forsøgene viste et NOD forbrug på ca. 6 g KMnO_4 pr kg sediment ved en koncentration af kaliumpermanganat på 2,5 %.

Tabel 5.2 viser de dimensionsgivende injektionsmængder.

Det fremgår, at der skal anvendes ca. 3000 kg kaliumpermanganat opløst i ca. 130 m³ opløsning.

Det var på forhånd planlagt, at injektionen skulle ske gennem 3 injektionsrunder i 10 injektionspunkter med ca. 40-45 m³ 2,5 % permanganatopløsning i hver runde.

Tabel 5.2 Dimensionsgivende injektionsmængder af kaliumpermanganat

Post	Enhed	Kildeområde	Moderat forurenet område	Samlet
Areal	m ²	15	110	165
Tykkelse	m	3	2,5	-
Behandlingsvolumen	m ³ /tons	45/80	275/500	420/750
Forbrug af KMnO_4	kg	300	3000	ca. 3.300 kg
Forbrug af 2,5 % KMnO_4 opløsning	m ³	12	120	ca. 130

5.3 Produktbeskrivelse

Den anvendte kaliumpermanganat er af teknisk kvalitet, hvilket betyder at mindre end 1 % er urenheder. Urenhederne består bl.a. af metallerne

cadmium, arsen, chrom, kviksølv og bly. Kaliumpermanganaten blev indkøbt af entreprenøren hos firmaet Brenntag Nordic.

Indholdet af opløste tungmetaller i den injicerede kaliumpermanganat er angivet i bilag 5.6.

5.4 injektion af kaliumpermanganat

Kaliumpermanganaten blev leveret i metalbeholdere med 25 kg produkt. Blanding af kaliumpermanganaten skete i en container således, at blandingen foregik i et lukket miljø for at minimere spredning af kaliumpermanganat til omgivelserne.

Injektionen af kaliumpermanganat er foretaget af Arkil Miljøteknik A/S, der har designet en mobil trailer til opblanding af kaliumpermanganatopløsningen. Der anvendes 2 stk. 1 m³ lukkede stålbeholdere til opblanding. Opblandingen sker under omrøring. Efter opblanding blev opløsningen pumpet via en manifold ud til de enkelte etablerede filtre.



Foto 5.1 og 5.2 Trailer til opblanding af kaliumpermanganat på fast form med vand



Foto 5.3 og 5.4 Manifold samt fittings til sammenkobling af injektionsslange med filterør

Til vurdering af spredningen af kaliumpermanganat samt til vurdering af de hydrauliske forhold blev der tilsat en tracer af kaliumbromid. Der blev tilsat ca. 120 mg bromid/l i den tilsatte kaliumpermanganat under de 2 første injektionsrunder af kaliumpermanganat på Grønnegade 41.

Injektionen er udført i og umiddelbart opstrøms for hotspot dvs. i kælderen og umiddelbart uden for kælderen på Grønnegade 41. Injektion er forsøgt udført således, at der sker en jævn fordeling af kaliumpermanganat både horisontalt

og vertikalt i indsatsområdet. Tabel 5.3 giver en oversigt over anvendte injektionsboringer. Boringernes placering fremgår af figur 5.2.

Tabel 5.3 Oversigt over injektionsboringer

Boring nr.	Placering	Filtersætning (m u.t.]	GVS m u.t.	Geologi ved filter
I1	G41, kælder	1 - 2	1,1	sand
I2	G41, kælder	1 - 2	1,3	sand
I3	G41, kælder	1 - 2	1,3	sand
H5	G41, kælder	1 - 2	1,3	sand
I5	G41	2 - 4	3	sand
I6	G41, kælder	1-2	1,3	sand
I7	G41	1,5-3	2,5	sand
H1	G41, kælder	0,4 - 1,4	1,3	sand
A1	G41, kælder	4,1 - 4,6	1,3	sand:usorteret, siltet,grus
A2	G41, kælder	3,1 - 3,6	1,3	sand:fin-grov
K1	G41, nord	5,2-5,7	3	sand:ml-grov
K2	G41, smøge	5,8 - 6,3	3	sand:fin-ml

5.4.1 Grønnegade 41

Det var på forhånd planlagt, at injektionen skulle ske gennem 3 injektionsrunder i 10 injektionspunkter. Dimensioneringsgrundlaget var 3 runder med ca. 40 m³ 2,5 % KMnO₄-opløsning injiceret i hver runde.

Det var ikke på forhånd klart, hvorvidt det var muligt at tilsætte 40 m³ uden for stor hævnning af grundvandspejlet. Den første injektionsrunde skulle være dimensionsgivende.

Under injektionen blev vakuumventilationen slukket for at undgå, at der tilgik kaliumpermanganatopløsning til filtre i container. Vakuumventilationen blev genstartet efter injektionen, da grundvandspejlet havde normaliseret sig.

For at forbedre opblandingen af injektionsvæsken i den mættede zone blev airspargingen opstartet i 1 time med en ydelse på 50 m³/h. Formålet med airspargingen var at sikre:

- en bedre horisontal og vertikal opblanding
- en midlertidig stigning i grundvandspejlet for at behandle den umættede zone

Det var dog ikke muligt at sparge gennem A1 og A2, som blev tilklokket under tilsætning af kaliumpermanganat på 1. injektionsdag. Der blev kun gennemført airsparging under den første injektionsrunde, idet det kunne konstateres, at der blev presset kaliumpermanaganatopløsning op i ventilationsstrengene.

En tidligere TV-inspektion af kloakken under kælderen på Grønnegade 41 (se figur 5.2) viste, at kloakken var utæt. Kloakken ligger ca. ½ m under kældergulv og ca. ½ m over grundvandspejlet. For at undgå, at der sivede permanganat ind i kloakken måtte der således maksimalt ske en hævnning af grundvands-spejlet på ca. ½ m.



Figur 5.2 Placering af injektions- og monitoringsboringer samt kloakker

Under injektionen er der således løbende udført pejlinger i kildeområdet for at sikre, at grundvandsstanden ikke skulle stige til et niveau over kloakkens bundkote. Det blev ligeledes kontrolleret ca. 1 gang pr. time i hovedkloakledningen i Grønnegade, nedstrøms Grønnegade 41, om der kunne ses rødfarvning på grund af kaliumpermanganat.

Tabel 5.4 Oversigt injektionsrunder Grønnegade 41

Injektionsrunde	Periode	Koncentration [%]	Kg KMnO4	Antal injektionsboringer	Sum [m3]	Bemærkninger
1. injektion	1.-3. marts 04	2,5	625	12	25	Injektion blev afbrudt, da der konstateredes udslip til kloak (ca. 1 m ³)
2. injektion	21.-24. juni 04	4,0	1000	8	25	Kloak afproppet midlertidigt mod Grønnegade. Spildevand opsamlet i brønd beliggende nord for kælderen. Samtidig oppumpning af grundvand nedstrøms kildeområde fra borerne F4, F10, F12, M1 M101, M102, M103. Oppumpet grundvand brugt til reinjektion.
3. injektion	4.-6. oktober 04	4,0	640	11	16	Kloak under Grønnegade strømpedeført før injektion. Det konstateredes dog, at der stadig var utæthed ved en anbring samt ved samlinger.
4. injektion	24. januar 05	4,0	140	6	3,5	
Sum			2.405		69,5	

Som det fremgår af tabel 5.4 blev injektionen i 1. injektionsrunde afbrudt, idet der tilgik kaliumpermanganatopløsning til kloakledning placeret under Grønnegade 41.

Strategien til 2. injektionsrunde blev derfor ændret således, at kloakken under Grønnegade 41 blev afproppet mod Grønnegade. Der blev foretaget midlertidig afpropning af kloak i den sydlige ende af kælderen Grønnegade 41 (0,5 m under kældergulv). Afpropningen blev udført ved at grave til kloak og tilstoppe røret. Desuden blev kloak nord for Grønnegade 41 midlertidigt afproppet således at samlebrønd nord for Grønnegade 41 kunne anvendes som reservoir for spildevand. Efter endt injektion blev kloakken reableret.

Før 3. injektionsrunde bekostede grundejer og Faaborg Kommune en strømpeforing af fælleskloakken under ejendommen Grønnegade 41. Dette skulle bevirke, at man under injektionen ikke skulle tage hensyn til, hvorvidt kaliumpermanganat kunne tilgå kloakken. Det kunne under injektionen konstateres, at der stadig var problemer med indsvivning af kaliumpermanganatopløsning i kloakken. Injektionen blev derfor indstillet, og der blev foretaget en TV-inspektion af hovedkloakken under kælderen. Det kunne her konstateres, at der var foretaget en anbringelse af strømpeforingen ved en regnvandsrist i kælderskakten til kælderen Grønnegade 41. Denne stikledning var ikke blevet skiftet, og der var således direkte tilgang til kloakken. Desuden kunne det konstateres ved injektionen, at de foretagne sammenkoblinger fra stikledning til hovedkloak ikke var 100 % tætte. Injektionen kunne dog gennemføres under overvågning af kloakken nedstrøms Grønnegade 41.

5.4.2 Grønnegade 39

På grund af ombygning i forhuset på Grønnegade 39 blev det muligt at tilsætte kaliumpermanganat direkte under boligen. Der blev etableret 2 håndgravede render vinkelret på Grønnegade placeret i det tidligere badeværelse (tættest på Grønnegade 41) og i det tidligere køkken (mellem den første rende og kælder under Grønnegade 39A). Placering af renderne fremgår af figur 5.2.

Der blev desuden injiceret kaliumpermanganatopløsning direkte på kampestensgulvet i kælders nordlige ende.

Tabel 5.5 Oversigt injektionsrunder Grønnegade 39

Injektionsrunde	Periode	Koncentration [%]	Kg KMnO ₄	Antal injektionsboringer	Sum [m ³]	Bemærkninger
1. injektion	3. februar 05	2,5	300	0	12	2 render håndgravet samt injektion direkte på kampestenskældergulv

5.4.3 Tilsatte mængder kaliumpermanganat

Det var ikke muligt at udføre en eksakt måling af, hvor meget kaliumpermanganat opløsning der er tilgæet de enkelte boringer. Der er samlet injiceret 81,5 m³ kaliumpermanganatopløsning svarende til ca. 2.700 kg ren kaliumpermanganat. Dette udgør ca. 90 % af det dimensionerede forbrug.

6 Effekt af afværgenforanstaltninger med kemisk oxidation

6.1 Monitoringsprogram

Udbredelsen af permanganaten er med de rette borerer relativt nemt og billigt at dokumentere, idet permanganaten har en meget karakteristisk og kraftig rødlig farve. Oprensningseffekten kan derimod først rigtig vurderes, når den injicerede permanganat er bortreageret, og der atter er en naturlig grundvandskemi.

Forud for oprensningen blev der opstillet et monitoringsprogram. Formålet med monitoringsprogrammet var dels at undersøge oprensningseffekten med kaliumpermanganat og dels at undersøge udbredelsen af kaliumpermanganat i grundvandet bl.a. for at sikre, at der ikke skete en uhensigtsmæssig spredning. Der er desuden en vis bekymring ved at bruge kaliumpermanganat pga. risikoen for, at der sker mobilisering af tungmetaller, her især chrom-6. Denne problemstilling er bl.a. belyst i /9/. På baggrund heraf er der udtaget vandprøver til analyse af chrom-6.

Monitoringsprogram fremgår af bilag 6. Formålet med de enkelte aktiviteter fremgår af tabel 6.1.

Aktivitet	Formål
Pejling	Vurdering af strømningsretning
Farvetjek	Udbredelse af kaliumpermanganat
Ledningsevne	Udbredelse af kaliumpermanganat
Klorerede opløsningsmidler	Vurdering af oprensningseffekt
Boringskontrol	Vurdering af den uorganiske grundvandskvalitet
Kalium, mangan	Vurdering af spredning af kalium og mangan
Klorid	Indikerer nedbrydning af PCE
Bromid	Tracer
Tungmetaller	Chrom-6

Tabel 6.1 Monitoringsprogram i den mættede zone

Herudover er der udtaget jordprøver til kemisk analyse i kildeområdet ved start og slut af oprensningen med kemisk oxidation.

6.1.1 Monitoringsboringer

Til belysning af oprensningseffekt og spredning af permanganat blev der anvendt eksisterende borerer jf. bilag 6.2.

Til belysning af den vertikale forureningsfordeling og oprensningseffekt ved kildeområdet blev der etableret 3 borerer med niveauspecifikke filtre (M101-M103). Borerererne M101 og M102 er placeret umiddelbart ved henholdsvis

F4 og F12, hvorfor der ikke er etableret et nyt filter i dybden ca. 6-7 m u.t. Herudover blev der i september 2006 etableret 2 ekstra borer til vurdering af oprensningseffekten i kildeområdet (M201 og M202). Disse borer er udført til supplerende vurdering af oprensningseffekten fordi M101 og M102 har været brugt som injektionsboringer for kaliumpermanganat.

Af tabel 6.2 fremgår fordelingen af filtre.

Tabel 6.2 Monitoringsboringer til belysning af vertikal spredning

Boring	Placering	Filtersætning (m u.t.)	Dimension (mm)	Materiale
M101 + F4, dyb	Grønnegade 41	2,5-3,5/4,3-5,3/6,0-7,0	ø63 mm	PEH
M102 + F12	Grønnegade 41	2,8-3,8/4,8-5,8/6,3-6,8	ø63 mm	PEH
M103	Grønnegade 39	3,0-4,0/4,8-5,8/6,5-7,0	ø 63 mm	PEH
M201	Grønnegade 41	0,95-1,95	ø63 mm	PEH
M202	Grønnegade 41	2,8-3,8/5,0-6,0	ø 63 mm	PEH

Injektionen med kaliumpermanganat blev afsluttet den 3. februar 2005. Til vurdering af oprensningseffekten og til undersøgelse af udbredelsen af kaliumpermanganaten blev der iværksat et monitoringsprogram med opstart den 10. marts 2005, dvs. ca. en måned efter stop af injektionen.

6.2 Prøvetagning

Udtagning af vandprøver til farvetjek er udført med gennemsigtig bailer, som er nedsænket i boringen. Udtagning af vandprøver til felt- og/eller laboratorieanalyser er udtaget med almindelige whale-dykpumper. I forbindelse hermed blev farven på det oppumpede grundvand ligeledes noteret.

Rødfarvede vandprøver, som skulle analyseres for klorerede opløsningsmidler ved akkrediteret laboratorieanalyse, blev konserveret i felten ved tilsætning af natriumthiosulfat indtil rødfarvningen forsvandt. Til en 100 ml grundvandsprøve blev der ca. tilsat 10-20 ml natriumthiosulfat. Formålet var at sikre, at der ikke skete en fortsat nedbrydning af de klorerede opløsningsmidler under transporten til laboratoriet, da natriumthiosulfat neutraliserer og udfælder resterende indhold af oxidationsmiddel.

6.3 Udbredelse af kaliumpermanganat

6.3.1 Horisontal udbredelse

Undersøgelse af den horisontale udbredelse af kaliumpermanganat er baseret på farvetjek med bailer samt målinger af ledningsevnen og bromid. Det bemærkes, at ledningsevnen og bromidmålingerne er indikative målinger, der viser områder, som er påvirket af tilsætningen af permanganat. Forhøjet indhold af bromid og ledningsevne viser ikke nødvendigvis udbredelse af permanganat, da denne løbende nedbrydes.

Farvemålinger

Farvetjek er vigtigt med henblik på at vurdere, hvor den tilsatte permanganat stadig er reaktiv. Til vurdering af farvestyrke blev der udført en fortyndingsrække med kendte koncentrationer. Herudfra kunne

koncentrationen af kaliumpermanganat i grundvandsprøverne vurderes. Fortyndingsrækken fremgår af nedenstående foto.

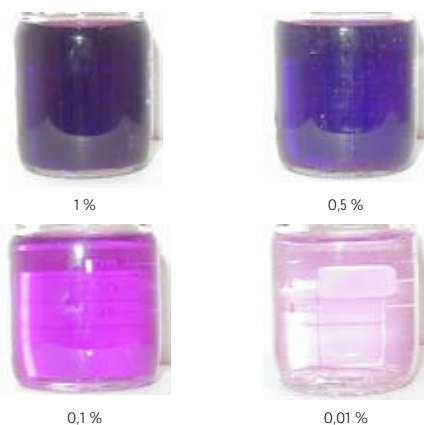
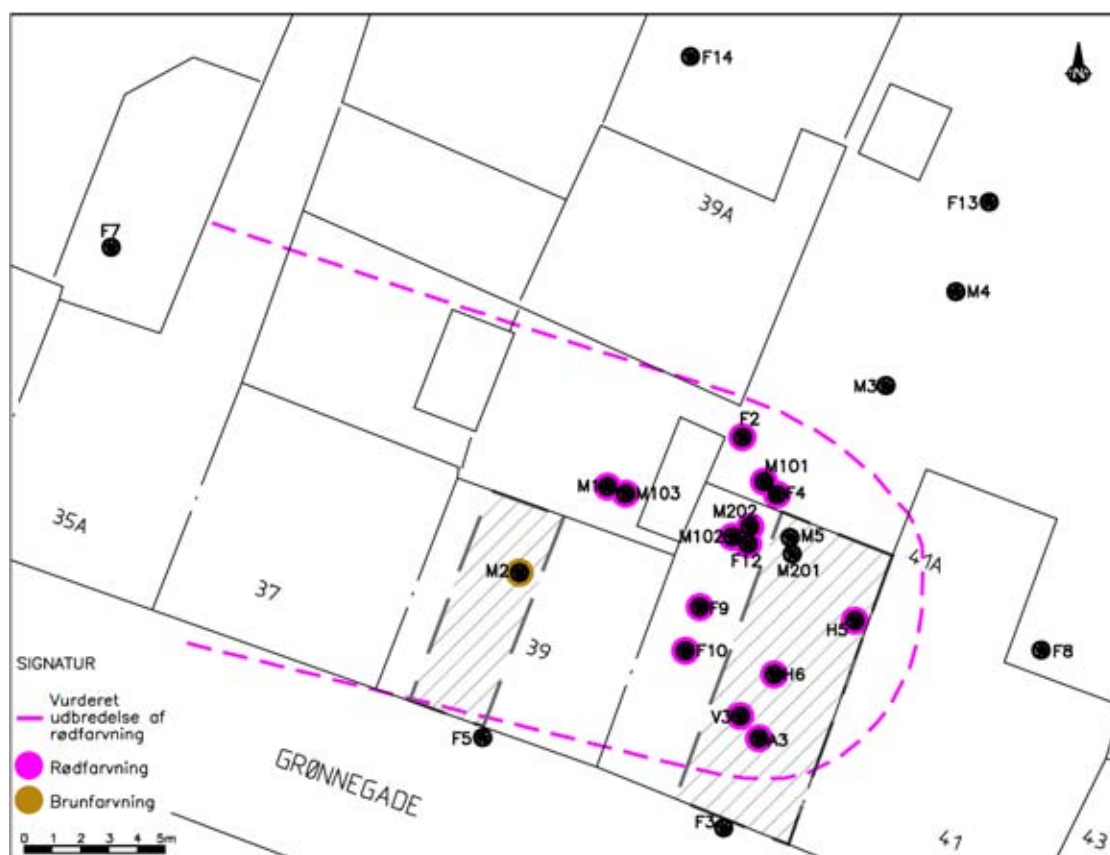


Foto 6.1 Fortyndingsrække til vurdering af indhold af kaliumpermanganat

Farveobservationer i de enkelte målerunder fremgår af bilag 5.3. Den maksimale horisontale rødfarvning af grundvandet er vist på figur 6.1.



Figur 6.1 Skønnet maksimal udbredelse af rødfarvet grundvand

Det fremgår, at der ikke er konstateret rødfarvning og dermed påvirkning af kaliumpermanganat i den opstrøms boring F8 samt den nedstrøms beliggende boring F7. Desuden er spredningen af kaliumpermanganat afgrænset i sidestrøms retninger af boringerne F3 og F5 samt M3 og F14.

I flere boringer (F2, F4-kort, M2, M5, M101-kort og M103-kort) er der ved prøvetagningen observeret brunfarvede kolloider, hvilket sandsynligvis er udfældning af manganoxid.

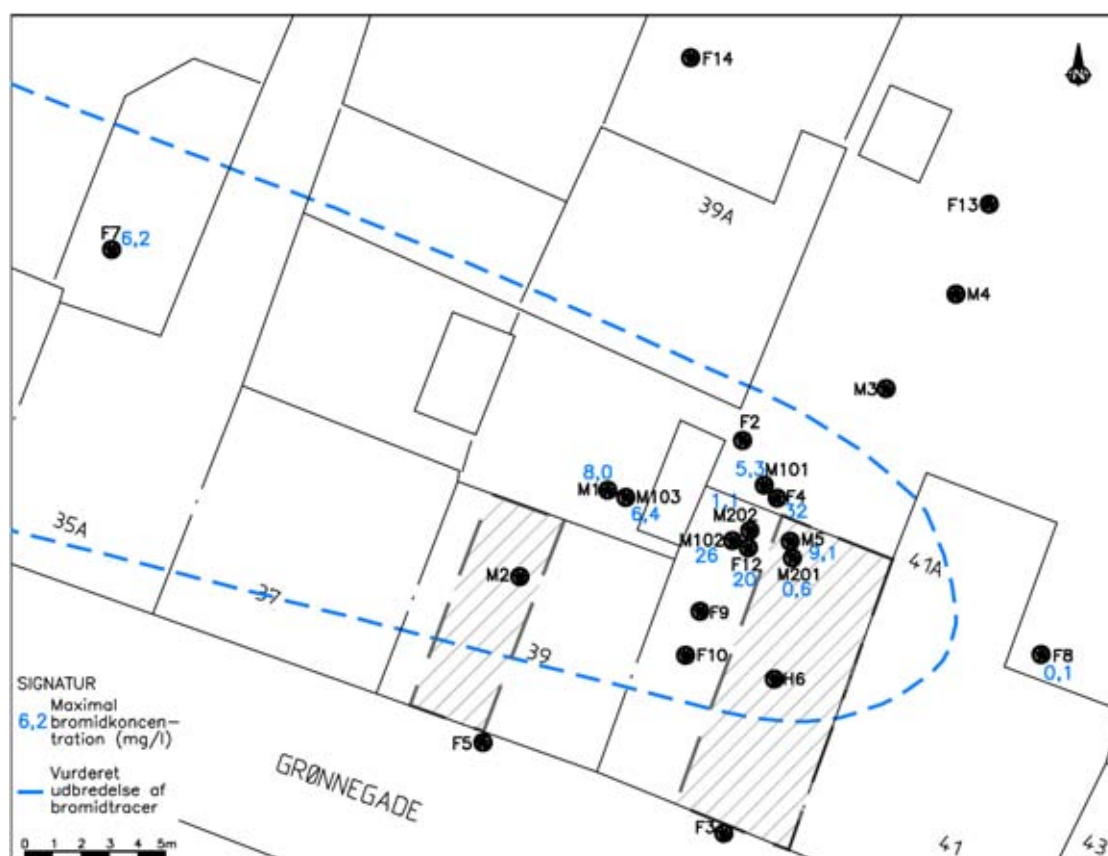
Det bemærkes, at der i boring F10 og M102-kort den 17. oktober 2006 blev observeret lyserød farve (0,1 mg permanganat/l), dvs. 20 måneder efter den sidste injektion med kaliumpermanganat. Ved målingerne den 1. februar 2006, dvs. 12 måneder efter sidste injektion, blev der i M102-kort og M103-dyb observeret lilla farve (0,5 mg permanganat/l). Disse målinger viser, at kaliumpermanganat er stabilt og et langtidsholdbart iltningmiddel.

Bromidtracer

Det højeste indhold af bromid er målt i F4-dyb med et indhold på 32 mg/l, svarende til en faktor 325 større end baggrundsniveauet (ca. 0,1 mg/l) og en faktor 4 under injektionskoncentrationen (120 mg/l).

Den skønnede udbredelse af bromidtraceren samt det højeste målte indhold af bromid i de enkelte boringer er vist på figur 6.2. Der gøres opmærksom på, at der ikke har været analyseret prøver for bromid fra boringerne M2, F2, F9, F10 og H6, hvorfor der ikke er angivet maksimale koncentrationer for disse boringer.

Det fremgår, at der i boring F7 er fundet markant forhøjet bromidindhold (op til 6,2 mg/l bromid). Resultaterne viser, at denne boring er placeret nedstrøms injektionsområdet, og at denne boring derfor som forventet kan anvendes til at vurdere den nedstrøms påvirkning fra den kemiske oxidation. I forhold til udgangskoncentrationen i injektionsvæsken, er der tale om en fortynding på en faktor 20.



Figur 6.2 Skønnet udbredelse af bromidtracere samt angivelse af det højeste målte indhold af bromid

Ledningsevne målinger

Påvirkningen med kaliumpermanganat er indirekte undersøgt ved måling af

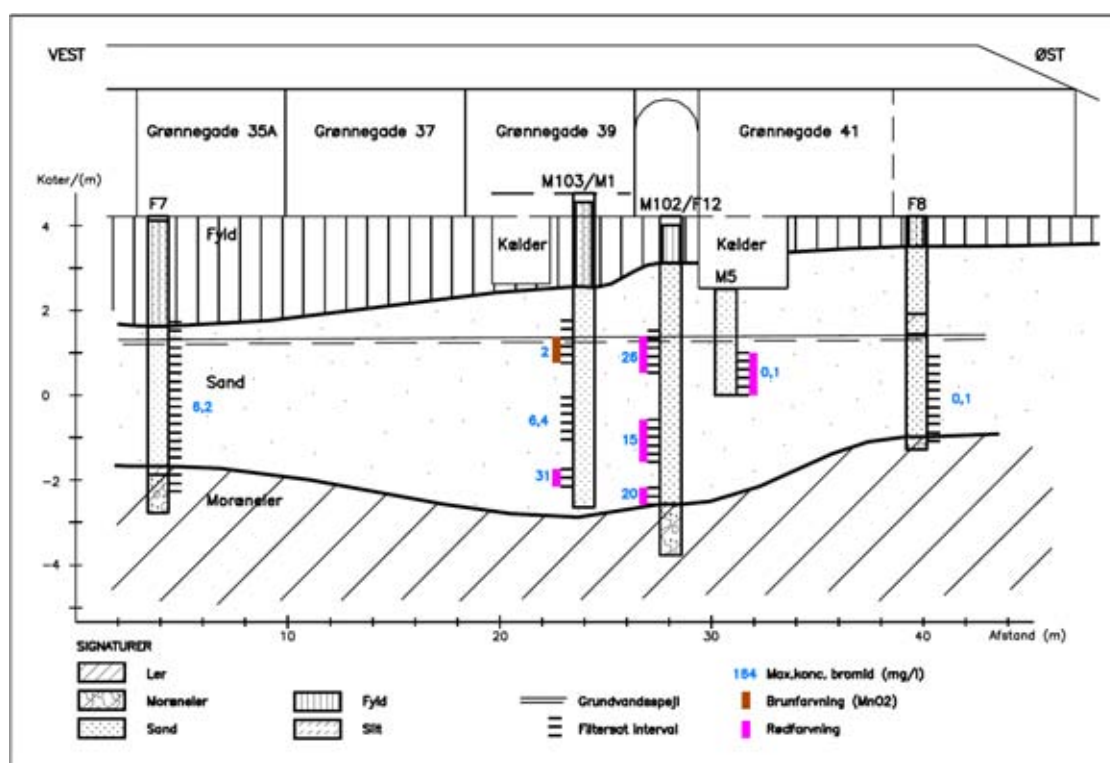
ledningsevnen i grundvandet. Resultater af de udførte ledningsevne målinger fremgår af bilag 5.2.

Overordnet ses en god overensstemmelse mellem målinger af ledningsevne og bromidanalyser. Det ses, at borerne med forhøjet indhold af bromid også har et højere niveau for ledningsevne. Ledningsevne målinger er dog ikke så følsomme som bromidmålinger og der forekommer variationer som skyldes andre faktorer end omsætning af kaliumpermanganat. Det ses bl.a. i boring M103-kort, hvor der er fundet lidt forhøjet bromid (faktor 20 over baggrunds niveau). Måling af ledningsevnen i samme filter viser ingen forhøjet ledningsevne.

Anvendelse af bromidtracer er derfor en mere følsom og sikker metode til at vurdere påvirkning af kemisk oxidation.

6.3.2 Vertikal udbredelse

Den vertikale udbredelse af kaliumpermanganat er vist på det geologiske tværsnit på figur 6.3.



Figur 6.3 Geologisk tværsnit der viser, hvor der er observeret rødfarvning med permanganat. Bromidanalyser er ligeledes indtegnet.

Der ses generelt en god vertikal fordeling af kaliumpermanganat i og umiddelbart nedstrøms hotspot. Dette hænger dog i nogen grad sammen med, at der er injiceret kaliumpermanganat i boring M102 for at opnå en bedre distribution.

Som det fremgår af figuren, er der ikke påvist rødfarvning i M103-kort, men i de seneste målerunder er der konstateret brunfarvning, hvorfor det vurderes, at dette filter i mindre grad har været under påvirkning af kaliumpermanganaten.

I M103-mellem er der ikke konstateret rødfarvning, hvorfor det vurderes, at denne boring ikke har været påvirket. Det konstaterede indhold af bromid på 6,4 mg/l og forhøjet indhold af kalium viser, at vandet i injektionsområdet strømmer til boringen, men permanganaten må vurderes at være omsat forinden

Resultaterne tyder således på, at permanganaten synker ned mod bunden af magasinet, dvs. den samme spredningsvej som forureningen.

6.3.3 Samlet vurdering af udbredelse af kaliumpermanganat

Det har været langt vanskeligere at få injiceret kaliumpermanganat end forventet. Dette skyldtes primært indløb til kloak, der bevirkede, at der ikke kunne tilsættes det planlagte volumen. Det var derfor nødvendigt at anvende flere injektionsboringer bl.a. eksisterende monitoringsboringer. Det har medført, at det efterfølgende var vanskeligt at kortlægge den præcise fordeling af permanganat. Den mindre injektionsmængde har ligeledes medført, at spredningen med permanganat er blevet mindre end planlagt, især i nedstrøms retning på Grønnegade 39. Hertil skal bemærkes, at der i to målerunder er konstateret brunfarvning i M2 beliggende under kælderen Grønnegade 39, hvilket indikerer påvirkning med permanganat. Det vurderes dog, at denne brunfarvning kan henføres til injektionen direkte på kældergulvet i Grønnegade 39.

Hævningen af grundvandsspejlet i kildeområdet har medført, at der også er sket en vis behandling af den umættede zone. Evt. residual fri fase i den umættede zone vurderes dog ikke behandlet effektivt, da kontakttiden her har været relativ kort og grundvandspotentialet hurtigt er faldet.

Overordnet vurderes det, at såvel den horisontale som den vertikale fordeling af kaliumpermanganat er blevet stort set som ønsket i selve kildeområdet, men at spredningen nedstrøms har været mindre end planlagt.

Den horisontale spredning har været relativ lille. Der er således ikke sket nogen utilsigtet spredning i nedstrøms retning.

6.4 Påvirkning af den uorganiske grundvandskvalitet

6.4.1 Kalium

Resultater af kaliumanalyser fremgår af bilag 5.7.

Kaliumanalyser viser et markant forhøjet indhold i injektionsområdet, med indhold op til ca. 2.000 mg K/l. Til sammenligning er baggrundsindholdet omkring 15 - 65 mg/l. Ved den sidste måling i februar 2006 (1 år efter sidste injektionsrunde) var der stadig forhøjet indhold op til 1.500 mg/l i injektionsområdet.

I den nedstrøms boring F7 ses kun en mindre forøgelse af indholdet fra ca. 40 mg/l til 60 mg/l. Det tyder således ikke på nogen væsentlig spredning af kalium i nedstrøms retning.

6.4.2 Mangan

Resultater af mangananalyser fremgår af bilag 5.7.

I injektionsområdet ses en markant forhøjelse af manganindholdet som følge af den kemiske oxidation med indhold op til 290 mg/l. Til sammenligning er baggrundsindholdet typisk under 0,01 mg/l.

I den nedstrøms boring F7 ses en mindre forhøjelse i februar 2006 med et indhold på 0,26 mg/l. Resultaterne viser, at mangan som forventet udfældes i det iltede miljø, og at der ikke sker nogen væsentlig spredning af mangan i nedstrøms retning.

6.4.3 Tungmetaller

Tungmetalanalyser fremgår af bilag 5.5 og 5.6.

Forud for injektionen blev der udtaget prøve af injektionsvæsken (2,5 % kaliumpermanganat) til analyse for udvalgte tungmetaller. Resultaterne fremgår af tabel 6.3.

For alle parametre undtagen chrom ses kun en lille forhøjelse i injektionsvæsken i forhold til baggrundsniveauet i grundvandet (F8). For chrom er indholdet i injektionsvæsken ca. en faktor 100 højere. Af analysetekniske årsager var det ikke muligt at måle chrom-6 i injektionsvæsken, men det vurderes, at mindst 50 % af det totale indhold af chrom findes som chrom-6.

Det fremgår, at der er en overskridelse af grænseværdien for arsen (faktor ca. 2,5) og for chrom (faktor ca. 4,5) i injektionsvæsken. Det bemærkes, at grænseværdien for chrom-6 er 1 µg/l.

Tabel 6.3 Indhold af tungmetaller i injektionsvæsken (2,5 % kaliumpermanganatopløsning). Alle koncentrationer er i µg/l

Parameter	Baggrundskoncentration i F8	Injektionsvæske ¹⁾	Grænseværdi ²⁾
Arsen	8	19	8
Bly	1,3	0,45	1
Cadmium	0,049	<0,004	0,5
Chrom total ³⁾	1,5	110	25
Kobber	5,1	12	100
Nikkel	1,9	0,98	10
Zink	5,3	21	100

1): 2,5 % kaliumpermanganat

2): Grundvandskvalitetskriterie jf. Miljøstyrelsen

3) For chrom-6 er grænseværdien 1 µg/l

fed: overskridelse af grænseværdien

Tabel 6.4 viser indhold af tungmetaller i grundvandet den 6. februar 2006, dvs. 1 år efter sidste injektionsrunde. Bortset fra chrom ses kun mindre overskridelser af grænseværdierne i grundvandet. I den nedstrøms boring F7 ses ingen betydelig påvirkning med tungmetaller. Det tyder således på, at der ikke sker nogen mobilisering eller spredning af tungmetaller som følge af den kemiske oxidation.

Tabel 6.4 Indhold af tungmetaller i grundvandet den 6. februar 2006. Alle koncentrationer er i µg/l

Parameter	F8 ¹⁾	M5	M102,d	M1	F7	Grænseværdi ²⁾
	Opstrøms	Kildeområde		Nedstrøms		
	25-feb-04	03-feb-06	03-feb-06	03-feb-06	03-feb-06	
Arsen	8	1,6	1,6	6,8	6,6	8
Bly	1,3	0,19	<0,025	0,75	1,4	1
Cadmium	0,049	0,011	<0,004	0,076	0,089	0,5
Chrom-total	1,5	58	130	17	3,1	25
Chrom-6	-	64³⁾	120	<10 ⁴⁾	<10 ⁴⁾	1
Kobber	5,1	2,7	3,1	5,3	14	100
Nikkel	1,9	1,4	2,6	1,7	4,6	10
Zink	5,3	150	85	3	2,4	100

1): Baggrundskoncentration

2): Grundvandskvalitetskriterie jf. Miljøstyrelsen

3): Højere end chrom-total pga. analyseusikkerhed

4): Højere detektionsgrænse end tidligere pga. anden analysemetode

fed: overskridelse af grænseværdien

I bilag 5.5 er alle chromanalyserne vist. Det fremgår, at der er fundet op til 840 µg/l af total-chrom og 230 µg/l af chrom-6 i injektionsområdet. Disse relative høje indhold tyder på, at der udover det naturlige chromindhold i permanganaten også mobiliseres chrom fra selve sedimentet.

Ved den sidste prøvetagningsrunde den 17. oktober blev der ikke fundet indhold af chrom-6 over 10 µg/l, hverken i injektionsområdet eller i den nedstrøms boring F7. I den nedstrøms boring F7 er der ikke påvist noget indhold af chrom-6. Den 7. juli 2005 blev indholdet af chrom-6 i F7 målt til <1 µg/l. Samme prøve viste et bromidindhold på 6,2 mg/l, dvs. en fortynding på en faktor 20 i forhold til koncentrationen i den injicerede væske (120 mg/l). Med et chromindhold på ca. 100 µg/l i kildeområdet skulle der således teoretisk være 5 µg/l chrom-6 i boring F7 (fortyndingsfaktor 20). Da chrom-6 stort set ikke tilbageholdes i grundvandet, indikerer det, at chrom-6 ikke spredes væsentligt i grundvandet - sandsynligvis pga. reduktion til chrom-3 forbindelser, der stort set er immobile.

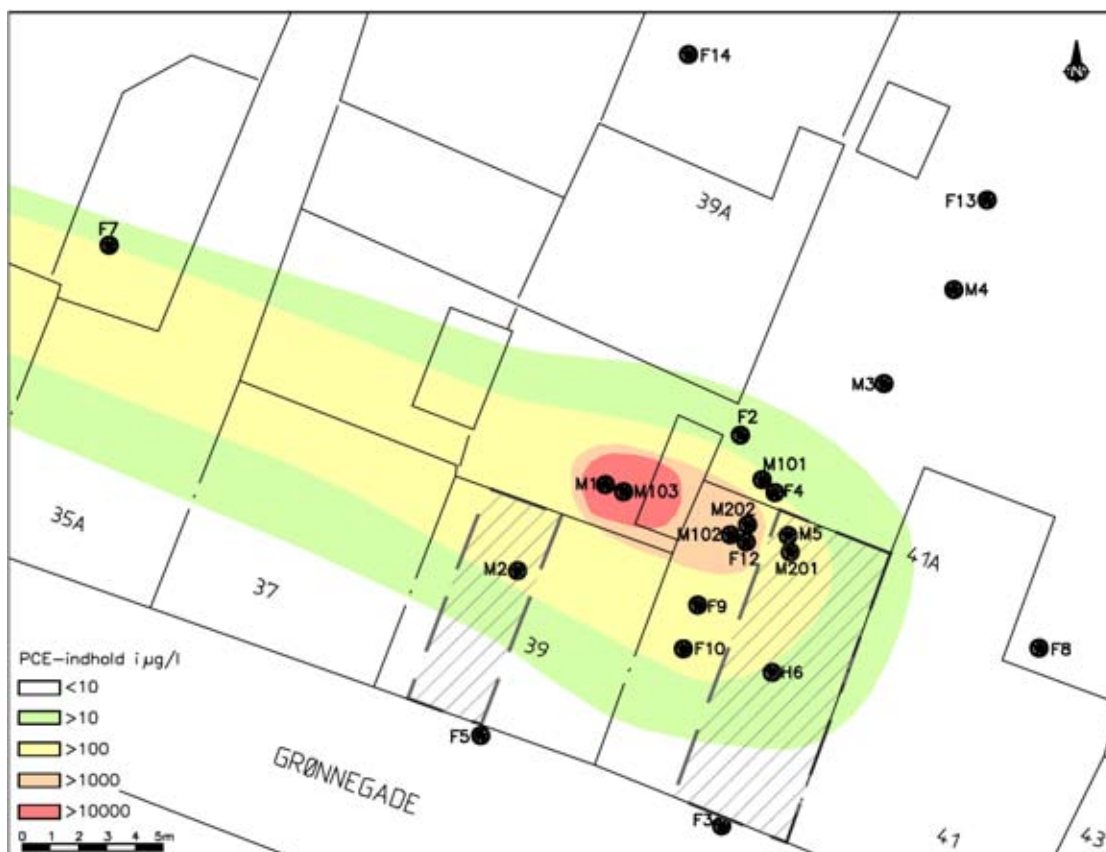
6.5 Oprensningseffekt overfor klorerede opløsningsmidler

Efter injektion med kaliumpermanganat er der løbende udtaget vandprøver til analyse for klorerede opløsningsmidler. Analyseresultater fremgår af bilag 5.4.

Til belysning af forskellen i oprensningseffekt mellem airsparging og kemisk oxidation er der dels set på den horisontale oprensning og dels den vertikale oprensning.

6.5.1 Horisontal oprensningseffekt

Den horisontale forureningsfordeling i grundvandet efter oprensning med kaliumpermanganat fremgår af figur 6.4.



Figur 6.4 PCE-indhold i grundvand 20 måneder efter sidste injektionsrunde med kaliumpermanganat

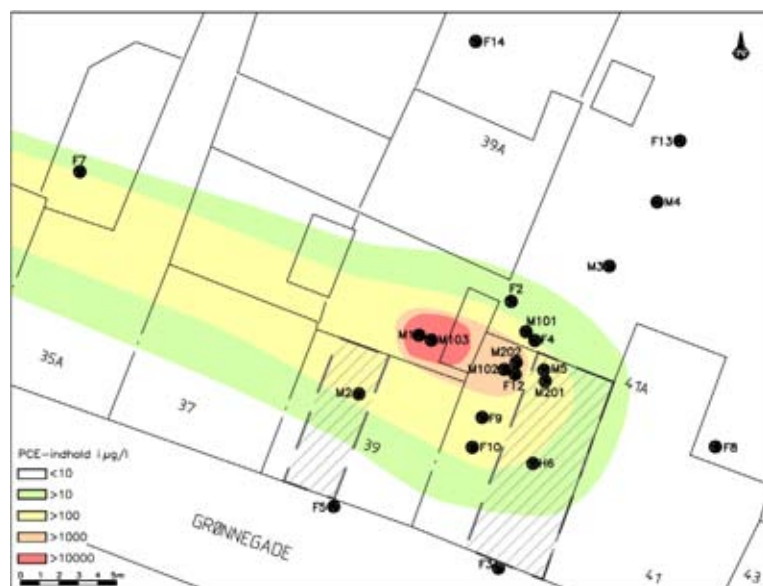
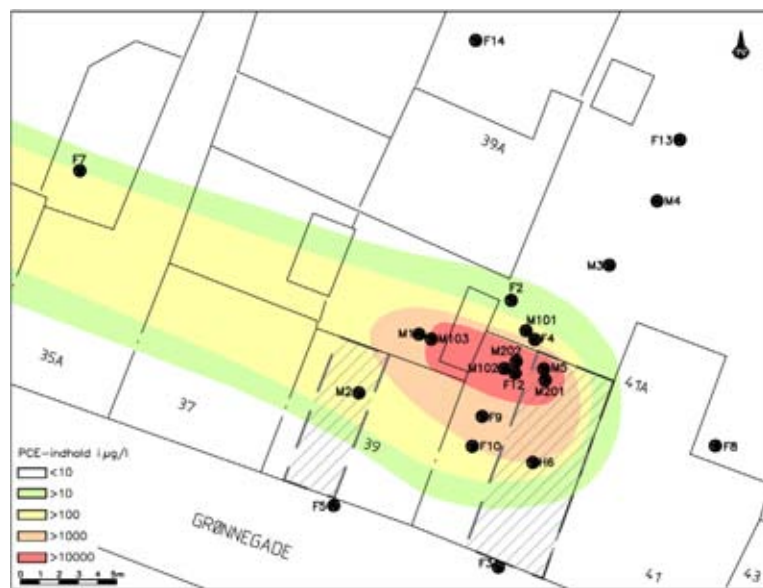
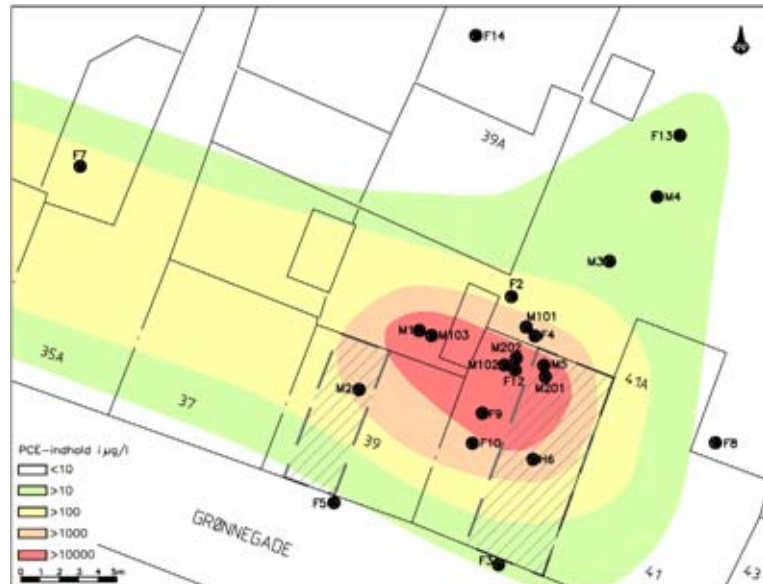
Det ses, at der 20 måneder efter den kemiske oxidation er et væsentligt lavere forureningsniveau i selve hotspotområdet i kælderen (ved M5 og M201) og lige nedstrøms herfor (ved M102) end efter airspargingen (se figur 4.5). Det højeste indhold ses i M102-kort med et PCE indhold på $1.400\ \mu\text{g/l}$ (mod tidligere $>15.000\ \mu\text{g/l}$).

Det skal bemærkes, at der stadig er konstateret svag rødfarvning i borerne F10 og M102-kort. Dette betyder, at det ikke kan udelukkes, at forureningsindholdet i de to borer vil være lidt højere, når rødfarvningen er helt væk.

Ved M1 og M103 på Grønnegade 39 er der stadig høje koncentrationer (mellem $3.800 - 16.000\ \mu\text{g/l}$). Forureningen ligger her i den nederste del af magasinet og udgør derfor ikke nogen risiko mod indeklimaet.

Nedstrøms kildeområdet, er der ikke sket nogen væsentlig ændring af forureningsindholdet som følge af den kemiske oxidation.

På næste side er figurerne med de vurderede horisontale udbredelser af PCE-indhold vist i en sammenhæng. Det fremgår, at arealet af området med koncentrationer $> 1.000\ \mu\text{g/l}$ PCE er reduceret med ca. en faktor 3 ved den kemiske oprensning og sammen med airspargingen er arealet i alt reduceret med ca. en faktor 5.



Figur 6.5 Sammenligning af oprensningseffekt. PCE-indhold før oprensning, umiddelbart efter airsparging samt 20 måneder efter kemisk oxidation

6.5.2 Vertikal oprensningseffekt

For at belyse den vertikale oprensningseffekt er der som tidligere nævnt udført 2 nye boringer (M201 og M202) i september 2006. Analyseresultater af udtagne jordprøver fremgår af bilag 5.8.

Boringerne skal repræsentere oprensningseffekten i de 2 delområder hvor der før og efter airspargingen blev konstateret kraftig forurening:

- Kildeområdet under kælderen Grønnegade 41 (boringerne H1, M5 og M201)
- Området umiddelbart nedstrøms kildeområdet i porten til Grønnegade 41 (boringerne F12, M102 og M202)

For at kunne sammenligne oprensningseffekten er det forudsat, at boringerne, der er placeret inden for ½ meters afstand, repræsenterer det samme forureningsniveau med hensyn til PID, jord- og vandkoncentrationer. Det vurderes at vandprøver er de væsentligste parametre til at belyse forureningsniveauet, hvorimod jordprøver ikke nødvendigvis repræsenterer de samme niveauer, da den samme jordprøve ikke kan udtages 2 gange.

Af figur 6.5 og 6.6 fremgår borejournaler med PID-målinger og indhold af PCE i jord og grundvand i de 2 delområder.

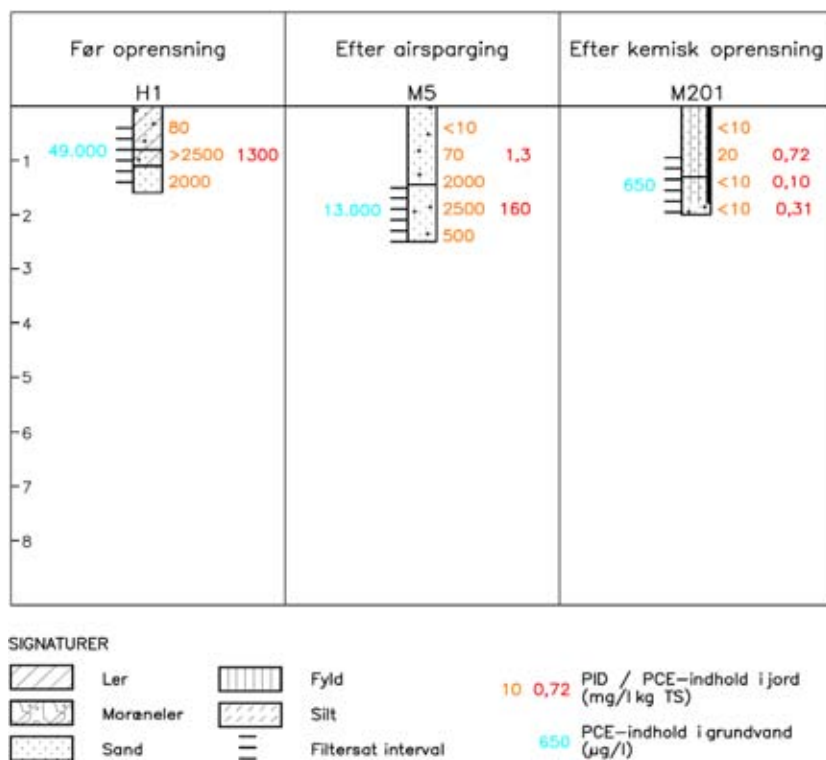
Det ses, at den største reduktion i forureningsniveau i begge delområder er sket ved den kemiske oxidation.

Af figur 6.6 fremgår desuden, at oprensningseffekten har været mest effektiv i den nederste del af magasinet 5-6 m u.t.

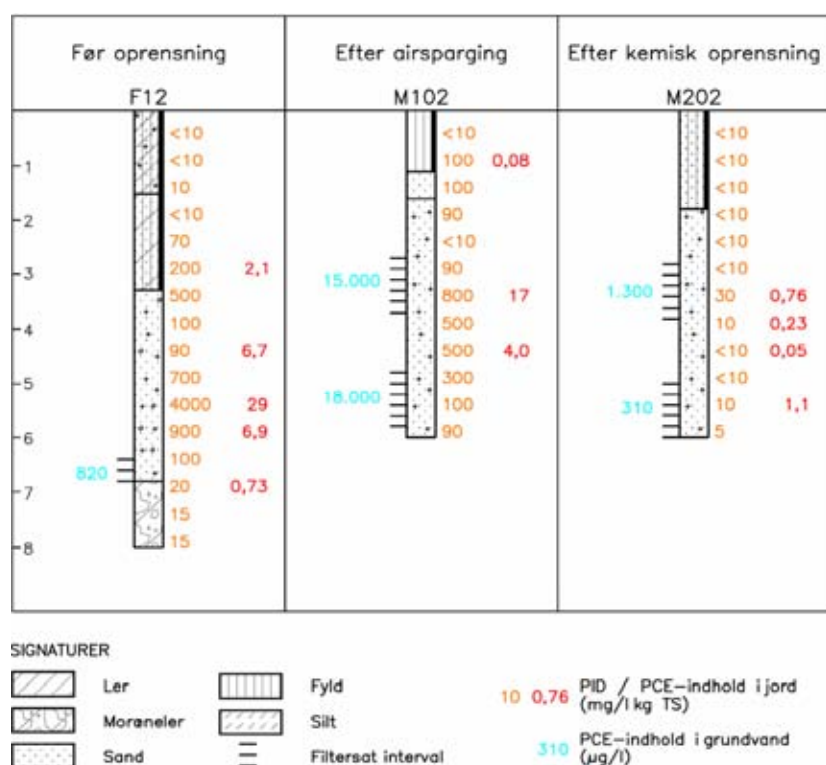
Det vurderes på baggrund heraf, at oprensningen har været mere effektiv med kemisk oxidation end med airsparging.

Det er desuden en kendsgerning, at langt den største fjernelse af forurening med airsparging sker i de første måneder. Det vurderes derfor, at den kemiske oxidation er noget mere effektiv med hensyn til oprensning i såvel det horisontale som det vertikale plan.

For begge metoder gælder dog, at de vanskelige adgangsforhold betyder, at det er vanskeligt at udføre en fuldstændig oprensning af den mættede zone.



Figur 6.5 Borejournaler i kildeområdet i kælderen¹. Y-akse viser dybde i m u.t



Figur 6.6 Borejournaler umiddelbart nedstrøms hotspot. Y-akse viser dybde i m u.t

¹ PID- og jordprøver fra M5 er udtaget efter 6 måneders airsparging. PCE-indhold i grundvand er udtaget efter stop af airsparging

7 Økonomi

Fyns Amts andel af oprensningen til kemisk oxidation udgør 577.000 kr. excl. moms for henholdsvis projektering, etablering og monitorering af afværgeforanstaltninger. Det bemærkes at disse udgifter omfatter de relativt store udgifter der har været med indløb af permanganat til kloakken. Teknologipuljens tilskud udgør 232.000 kr. excl. moms, hovedsageligt til ekstra dokumentation (moniteringsboringer og analyser) samt afrapportering.

Et tilsvarende kommercielt projekt vurderes at kunne udføres i størrelsesordenen 600.000 kr. excl. moms.

Tabel 7.1 Økonomi for projektet med kemisk oxidation. Alle beløb er i kr. excl. moms.

Post	Fyns Amt	Miljøstyrelsens Teknologipulje	Samlet
Rådgiverhonorar 1)	250.000	140.000	390.000
Rådgiverudlæg	17.000	20.000	37.000
Entrepenørudgifter 2)	204.000	42.000	246.000
Kaliumpermanganat	68.000	0	68.000
Analyser	38.000	30.000	68.000
Sum	577.000	232.000	809.000

Noter:

1) Projektering, tilsyn ved etablering, monitorering og rapportering

2) Borearbejde samt Injektion kaliumpermanganat.

Til sammenligning har udgifterne til etablering af airsparging og drift i 16 måneder været ca. kr. 1.400.000 excl. moms.

8 Diskussion og erfaringer

8.1 Monitoringsprogram (kemisk oxidation)

Tabel 8.1 viser vurdering af de gennemførte monitoringsparametre. Det er vores vurdering at monitoringsprogrammet har været dækkende mht. til at vurdere påvirkninger af den kemiske oxidation samt af oprensningseffekt.

Tabel 8.1 Vurdering af monitoringsparametre

Aktivitet	Formål	Evaluering
Pejling	Vurdering af grundvandsstand og strømningsretning	Bør altid medtages. Grundvandskote i forhold til ledninger, bygninger er meget relevant, idet det kan anvendes til at vurdere hvor meget injektionsvæske der kan tilsættes.
Farvetjek	Udbredelse af kaliumpermanganat	Bør altid medtages. En nem og billig metode til at vurdere udbredelse af permanganat. Det anbefales, at der på forhånd udføres en farveskala med kendte koncentrationer. Ved prøvetagningen angives både en farve og en koncentration. Dette gør det nemmere efterfølgende at vurdere styrken af farveudbredelsen ved rapporteringen.
Klorerede opløsningsmidler	Vurdering af oprensningseffekt	Ved stærkt rødfarvede prøver har analysen ikke den store værdi. Hvis der udtages rødfarvede prøver bør de neutraliseres med natriumthiosulfat, ellers sker der en løbende nedbrydning i prøvetagningsflaske. Analyse af klorerede opløsningsmidler bør primært anvendes ved start og afslutning af oprensningen til vurdering af oprensningseffekt.
Kalium, mangan	Vurdering af spredning af kalium og mangan	Disse parametre bør indgå i monitoringsprogrammet, især til vurdering af om der sker en uhensigtsmæssig spredning i nedstrøms retning.
Klorid	Indikerer nedbrydning af PCE	En parameter som er vanskelig at tolke da der ofte er et højt baggrundsniveau. Ved oprensning af fri fase anbefales det at medtage klorid, ellers er klorid ikke altid så anvendelig.
Bromid	Tracer	Bromid er en velegnet og relativ billig parameter til vurdering af spredning af injektionsvæsken. Anbefales altid medtaget i et prøvetagningsprogram.
Ledningsevne	Udbredelse af kaliumpermanganat	Ledningsevne målinger kan anvendes som indikatorparametre for påvirkning med kemisk oxidation. Målingen er dog ikke specifik, og er ikke så god en parameter som en tracer (fx bromid).
Boringskontrol	Beskrive påvirkning af den uorganiske grundvandskemi og redoxforhold	En billig analyse til at vurdere ændringer i redoxforhold og den uorganiske grundvandskvalitet. Der er problemer med at analysere på stærkt rødfarvede prøver.
Tungmetaller	Chrom-6	Det anbefales altid at medtage tungmetaller i monitoringsprogram. På baggrund af de første resultater kan analyseprogrammet reduceres til de væsentligste parametre fx chrom og chrom 6.

8.2 Injektionsstrategi

Der blev i dette projekt valgt en injektionsstrategi med tilsætning af kaliumpermanganat over flere injektionsrunder, hvilket er i overensstemmelse med erfaringer fra andre sager /11/ og /15/. Især områder med residual fri fase eller forurening i mere lavpermeable aflejringer kræver en længerevarende behandling med flere injektioner.

Injektion af permanganat har været mere vanskelig end forventet, primært pga. af risiko for indløb i den utætte kloak under kælderen på Grønnegade 41. Det medførte, at der ikke kunne tilsættes så stort et volumen af permanganat som planlagt. Koncentrationen af permanganat blev som følge heraf hævet fra 2,5 til 4 %, således at næsten hele den dimensionsgivende masse af permanganat kunne tilsættes. Dette var dog en nødløsning, da det ville være mere optimalt med et større injektionsvolumen for at få spredt permanganaten så meget som muligt. Desuden viser erfaringerne fra bl.a. /12/, at der ved høje koncentrationer af permanganat, sandsynligvis kan ske en vis selvdestruktion af permanganat, så anvendelse af for høj en koncentration kan generelt ikke anbefales.

Med baggrund i de store problemer med indtrængning af permanganat til kloakken ville det sandsynligvis have været mere optimalt at have anvendt en anden injektionsteknik med flere injektionsboringer og kontinuert tilledning af permanganat i længere perioder med lavere flow.

Dette ville kræve, at der blev etableret et reservoir (fx 10 m³ overjordisk tank) med en høj koncentration af permanganat (4 % kaliumpermanganat). Herfra ville permanganaten kunne blandes med vand til en passende koncentration (fx 1% opløsning). Denne opløsning kunne herefter tilledes langsomt til den mættede zone, eksempelvis med et flow på 1-2 m³/døgn. Der skulle automatisk styring af injektionen og der skulle være installeret alarm ved for høj grundvandsstand. Der skulle injiceres i mindst 10 injektionsboringer. Med denne fremgangs-måde kunne der ske tilledning af et større volumen og der kunne sandsynligvis opnås en større spredning både vertikalt og horisontalt.

For at få en bedre fordeling af permanganat kunne det også været overvejet, at oppumpe grundvand fra Grønnegade 39, som efterfølgende kunne reinfiltres på Grønnegade 41 efter opblanding med permanganat.

8.3 Sammenligning af oprensningseffekt ved airsparging og kemisk oxidation

8.3.1 Airsparging

Oprnsningen med airsparging viste en betydelig massefjernelse i løbet af de første måneder (ca. 20 kg de første 4 måneder), men herefter faldt massefjernelsen markant og efter ca. 1 år var den nogenlunde stabil med en fjernelsesrate på ca. 0,3 kg om måneden. Den stabile massefjernelse indikerede, at der skete en langsom frigivelse (diffusion) af PCE fra lavpermeable aflejringer og/eller fra fri fase.

Tabel 8.2 viser massefjernelse af PCE for henholdsvis airsparging og kemisk oxidation.

Det blev vurderet, at der efter ca. 16 måneder med airsparging var fjernet ca. 30 kg PCE og at der var mindst 15-30 kg PCE tilbage i den mættede zone.

Tabel 8.2 Massefjernelse ved oprensningen

Fase	Samlet forureningsmasse i mætte og umættet zone	Fjernet ved afværge
Før oprensning	ca. 45 - 60 kg	-
Efter oprensning med airsparging	ca. 15 - 30 kg	ca. 30 kg ved airsparging/vakuumeekstraktion
Efter oprensning med kemisk oxidation	ca. 1 kg *	ca. 10-25 kg ved kemisk oxidation

* Der er sandsynligvis efterladt op til 5 kg udenfor indsatsområdet (boring M1/M103) som residual fri fase.

Med en massefjernelse på højst 0,3 kg om måneden ville det tage mindst 5-10 år at nedbringe forurening til det ønskede. Udgifterne til den fortsatte drift af airsparging ville blive mindst ca. 1,2 mio. kr og sandsynligvis op til 2-2,5 mio. hvis anlægget skulle drives i op til 10 år.

Det blev desuden vurderet, at der selv ved en fortsat drift af airsparging, ville være en stor risiko for at efterlade en betydelig restforurening pga. tilbagediffusion fra lavpermeable aflejringer og/eller fri fase.

Det blev på baggrund heraf vurderet at en fortsat drift af airspargingen ikke var cost-effektivt.

Den relative dårlige oprensningseffekt med airsparging skyldes sandsynligvis, at geologien ikke var så homogen som forventet, og at der derfor var områder som ikke blev behandlet (mere lavpermeable aflejringer). Desuden har der været en begrænset effektiv overfor forurening med residual fri fase.

Disse observationer er i overensstemmelse med den generelle erfaring med airsparging som er indhøstet de senere år /13 og 14/. I 14 postuleres en maksimal oprensningseffekt på 75 % i sandaflejringer og sandsynligvis under 50 %. Dette postulat er nogenlunde i overensstemmelse med vores erfaringer fra Grønnegade i Faaborg, hvor airspargingen sandsynligvis kun har fjernet ca. 50 % af forureningen i den mættede zone og evt. mindre.

8.3.2 Kemisk oxidation

I kildeområdet og umiddelbart nedstrøms herfor er der opnået en markant reduktion i forureningsniveauet. Det vurderes at den residuale fri fase i dette område stort set er oprenset. Der er dog stadig en mindre restforurening tilbage i kildeområdet, men indeklimatealinger viser, at denne forurening ikke udgør nogen risiko mod indeklimaet på ejendommen /7/.

I områder uden for selve injektionsområdet (fx i baggården på Grønnegade 39), hvor fordelingen af permanganat ikke har været så god, er oprensningseffekten tilsvarende dårligere, idet permanganaten her primært er spredt i bunden af magasinet. Det tyder således på, at permanganaten, i lighed med forureningen synker ned i bunden af magasin på lokaliteten. For at få en bedre oprensningseffekt i nedstrøms retning, vil det derfor være nødvendigt med relativt tætte injektionspunkter og muligvis injektion i flere dybder.

Samlet set viser erfaringerne med den kemiske oxidation på lokaliteten, at fordelingen af permanganat er det helt centrale. Sker der en god fordeling af permanganat i en længere periode, er det muligt at oprense selv meget kraftigt forurenede områder.

8.4 Mobilisering af tungmetaller

Tilsætning af kaliumpermanganat medfører at der tilføres opløste tungmetaller til grundvandet fra injektionsvæsken. Bortset fra chrom-6 er det dog relativt lave indhold af tungmetaller.

Da der efter injektionen blev målt forhøjet indholdet af chrom-6 og zink i grundvandet og da indholdet i grundvandet samtidigt var højere end i injektionsvæsken, er der også sket en vis mobilisering af disse stoffer fra selve sedimentet. Også her er det chrom-6 som er det mest kritiske stof, idet zinkindholdet kun er en faktor 1,5 over grundvandskriteriet.

Resultaterne af tungmetalmålingerne viser dog, at der ikke sker nogen væsentlig spredning af tungmetaller i grundvandet i nedstrøms retning.

Samlet set er der ikke sket nogen betydende påvirkning med tungmetaller ud over selve injektionsområdet.

8.5 Økonomi

Udgifterne til airsparging har været ca. 1,4 mio. kr excl. moms og udgifterne til den kemiske oxidation har været ca. 0,8 mio. kr.

På baggrund af erfaringerne fra sagen vurderes det, at den mættede zone kunne være oprenset mere effektivt og billigere med kemisk oxidation alene (uden airsparging). Nogle af de omkostninger der blev anvendt til airspargingen kunne i stedet været anvendt til at etablere et mere effektivt injektionssystem for kemisk oxidation.

Det vurderes, at oprensningen i den mættede zone med kemisk oxidation alene kunne være udført for i størrelsesorden 1,2 - 1,5 mio. kr og at oprensningseffektiviteten ville have været bedre end den gennemførte med airsparging og efterpolering med kemisk oxidation.

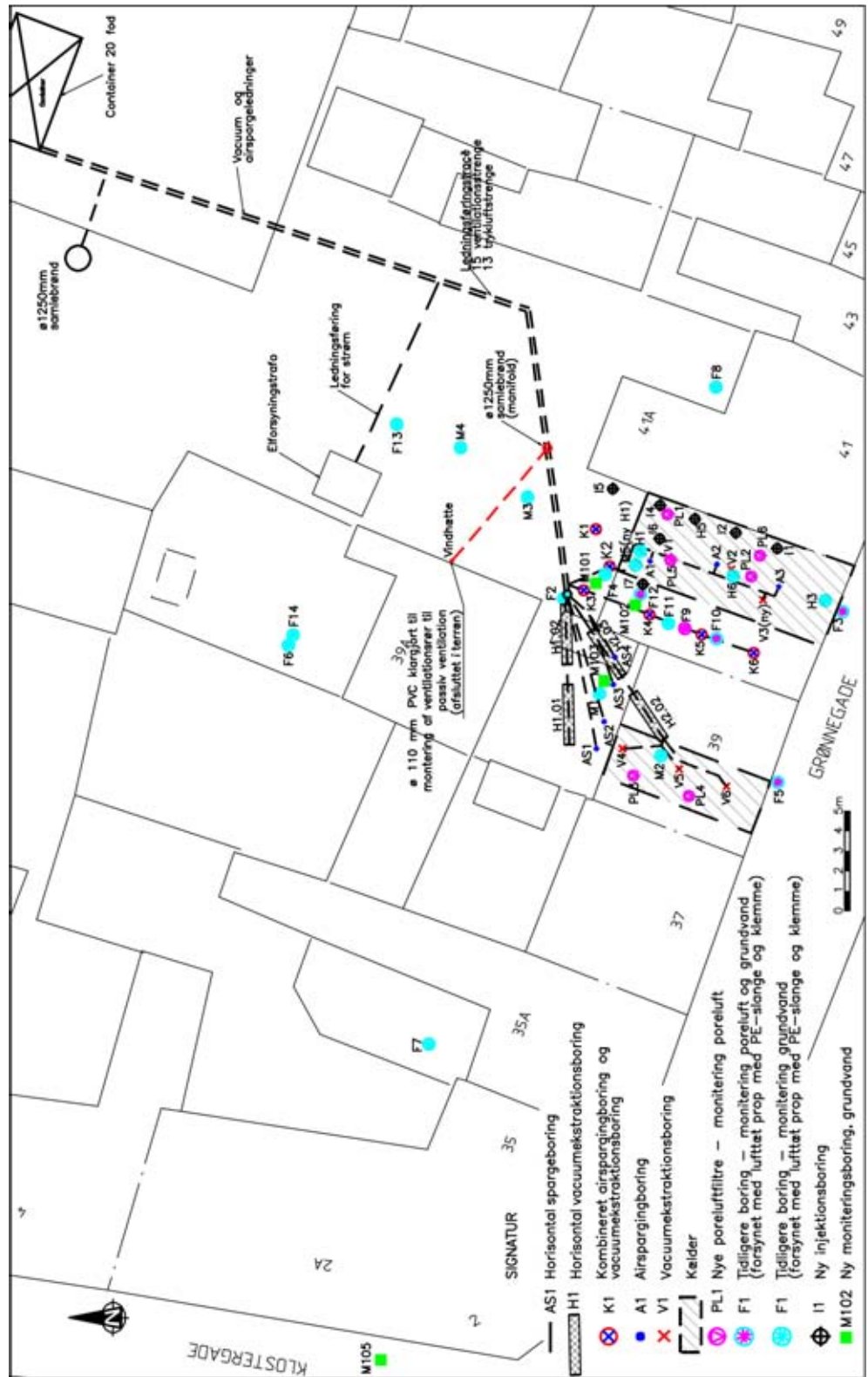
Referenceliste

1. Industrikortlægning, Faaborg Kommune. Begrænset teknisk undersøgelse på tidligere renseri. Grønnegade 41, Faaborg. September 1998.
2. Forureningsundersøgelse på Grønnegade 41, Faaborg. Affaldsdepot nr. 431-36. Fyns Amt og Hedeselskabet. Januar 2000.
3. Forureningsundersøgelse. Affaldsdepot nr. 431-36. Grønnegade 41, Faaborg. Fyns Amt og Hedeselskabet. Maj 2001.
4. Skitseprojekt for afværgeforanstaltninger. Affaldsdepot nr. 431-36. Grønnegade 41, Faaborg. Fyns Amt og Hedeselskabet. August 2001.
5. Supplerende forureningsundersøgelse og projektforslag. Grønnegade 39 - 41, Faaborg. Fyns Amt og COWI. Februar 2002.
6. Detailprojekt. Afværgeforanstaltninger på Grønnegade 39 - 41, Faaborg. Fyns Amt og COWI. Juni 2002.
7. Dokumentation for etablering og drift af afværgeforanstaltninger Grønnegade 39-41, Faaborg. Forurennet lokalitet nr. 431-36. Fyns Amt og COWI, september 2006.
8. Afværgehåndbog om klorerede stoffer i jord og grundvand, Teknik og administration, AVJ nr. 4 2003.
9. Vurdering af oxidantforbrug ved in situ kemisk oxidation på danske lokaliteter. Hønning, J.; Skou, J.; Scheutz, C.; et al DTU. Vintermøde om jord- og grundvandsforurening; marts 2004, 51-62
10. Notat vedr. resultater af forsøg med kaliumpermanganat. Grønnegade 39-41, Faaborg. DTU og COWI, februar 2002
11. Oprensning af PCE ved kemisk oxidation med kaliumpermanganat. Miljøprojekt nr. 872 .Teknologiprogram for jord- og grundvandsforurening. COWI, Fyns Amt og Miljøstyrelsen, 2003
12. Vurdering af oxidationsforbrug ved in situ kemisk oxidation på danske lokaliteter. Vintermøde om jord- og grundvandsforurening. Vingstedcenteret den 9. - 10. marts 2004.
13. Afprøvede teknologier under Miljøstyrelsens Teknologiprogram for jord- og grundvandsforurening. Teknologiprogrammet, Miljøprojekt 714.
14. Hvordan stilles præcise målsætninger til afværgeløsninger, og hvad er egentlig realistisk at opnå med de forskellige teknikker? Afdelingsleder, hydrogeolog Tom Heron, NIRAS. ATV møde om "Valg af afværgemetoder - hvordan findes den teknisk og miljømæssigt optimale oprensningstype". Den 26. oktober 2006 i Odense.

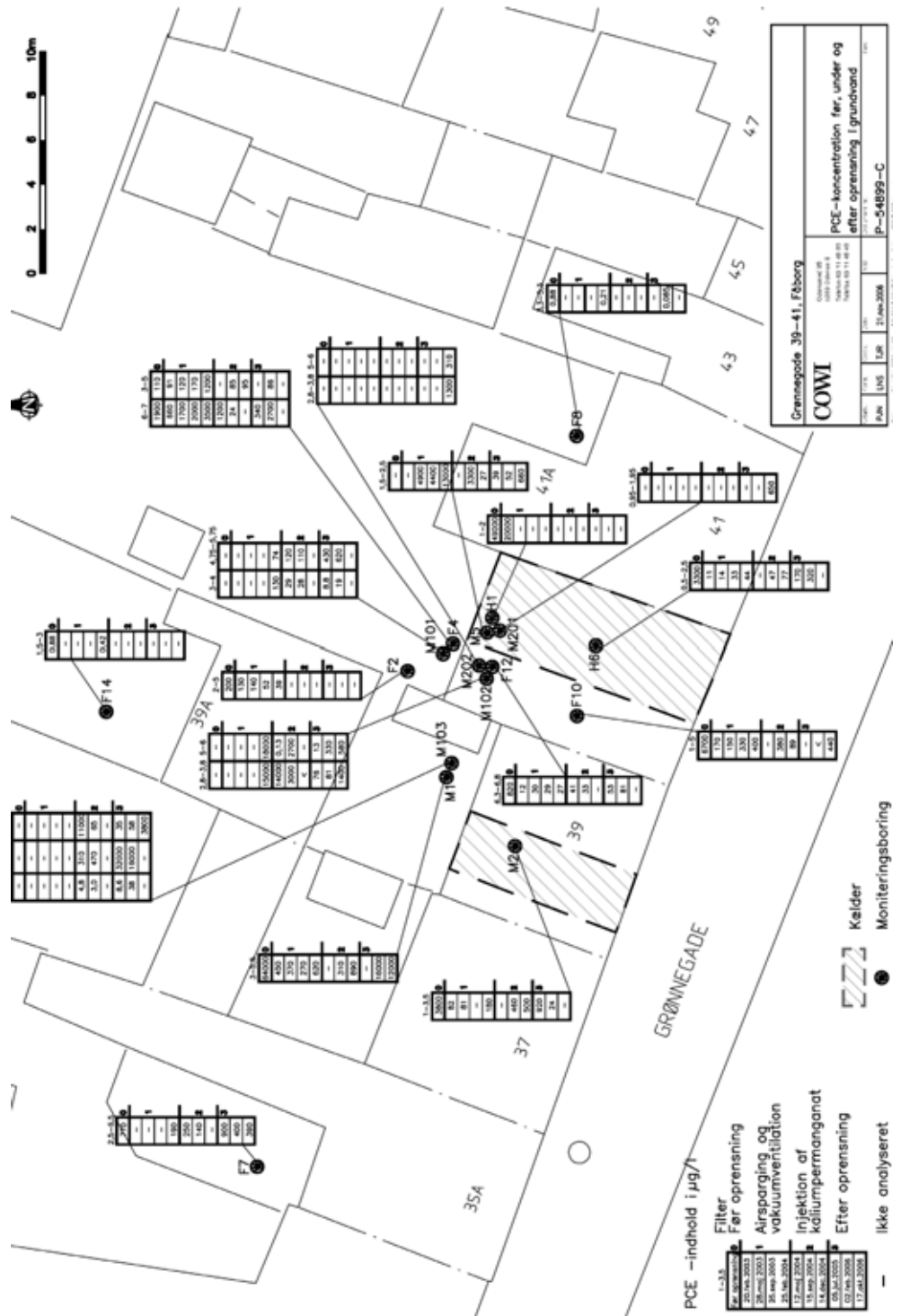
15. ATV Vintermøde, marts 2003. Erfaringer med kemisk oxidation på 5 lokaliteter forurenet med klorerede opløsningsmidler. Jarl Dall-Jepsen, COWI A/S.

Bilag

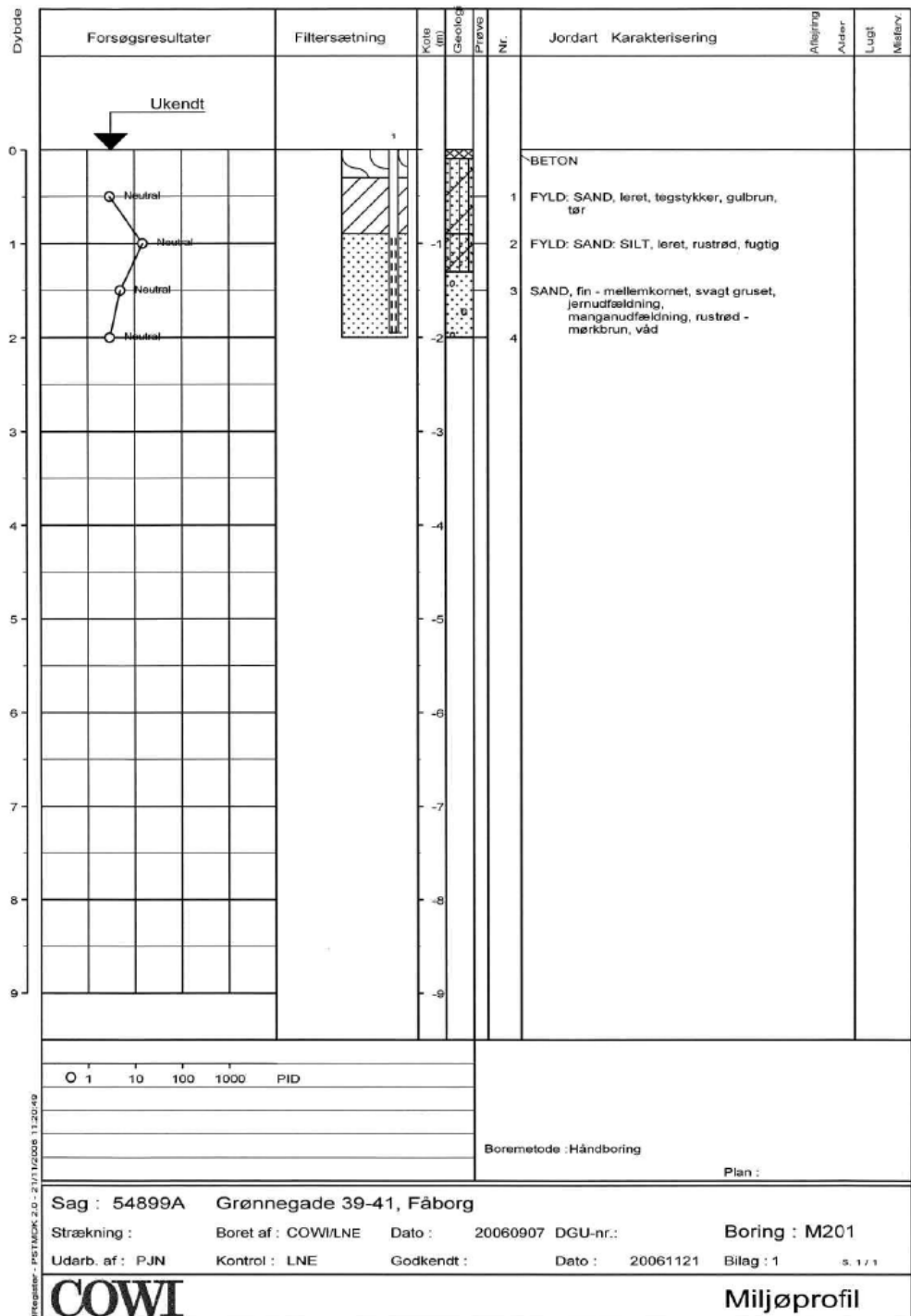
Bilag 1 Situationsplan samtlige installationer

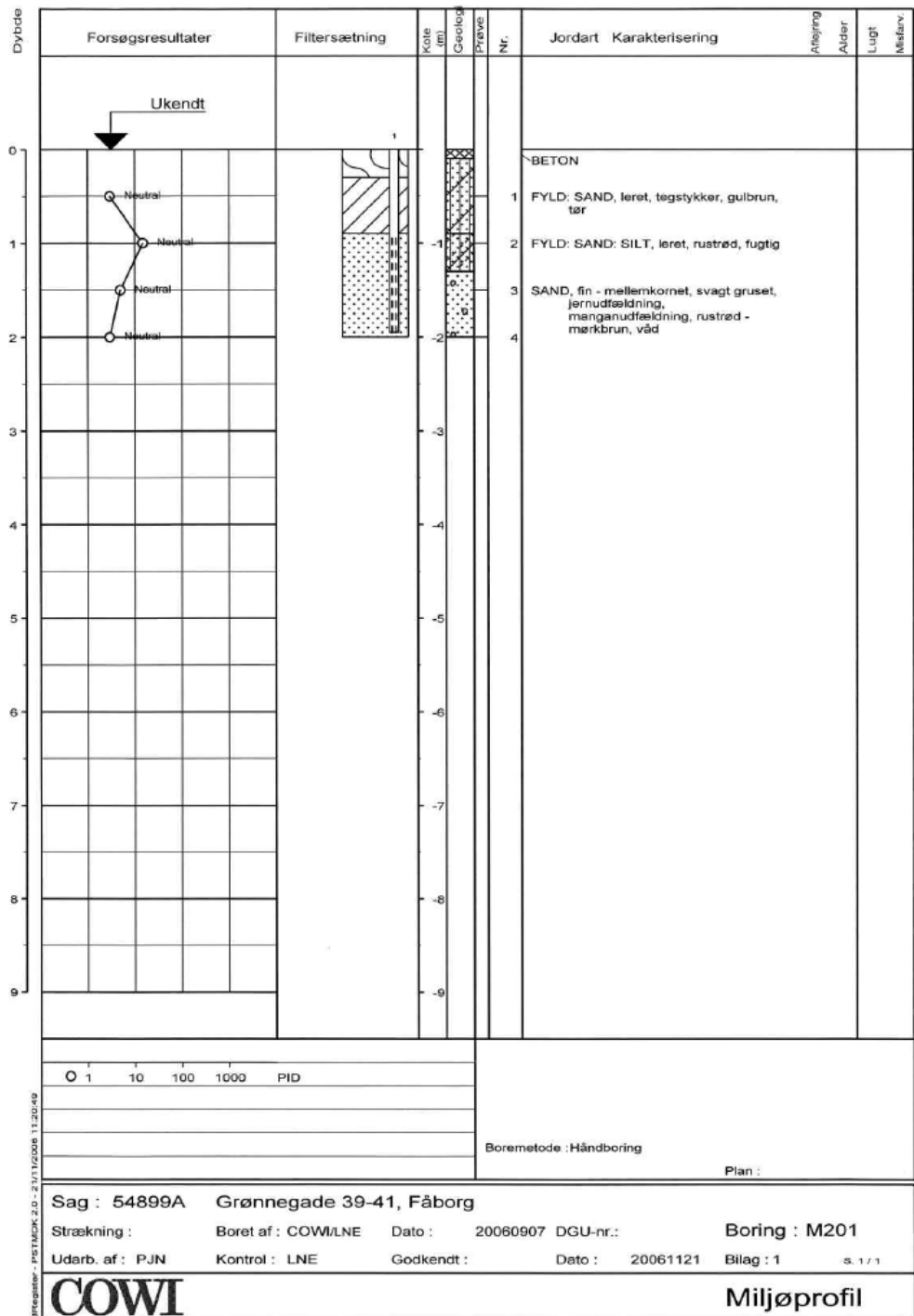


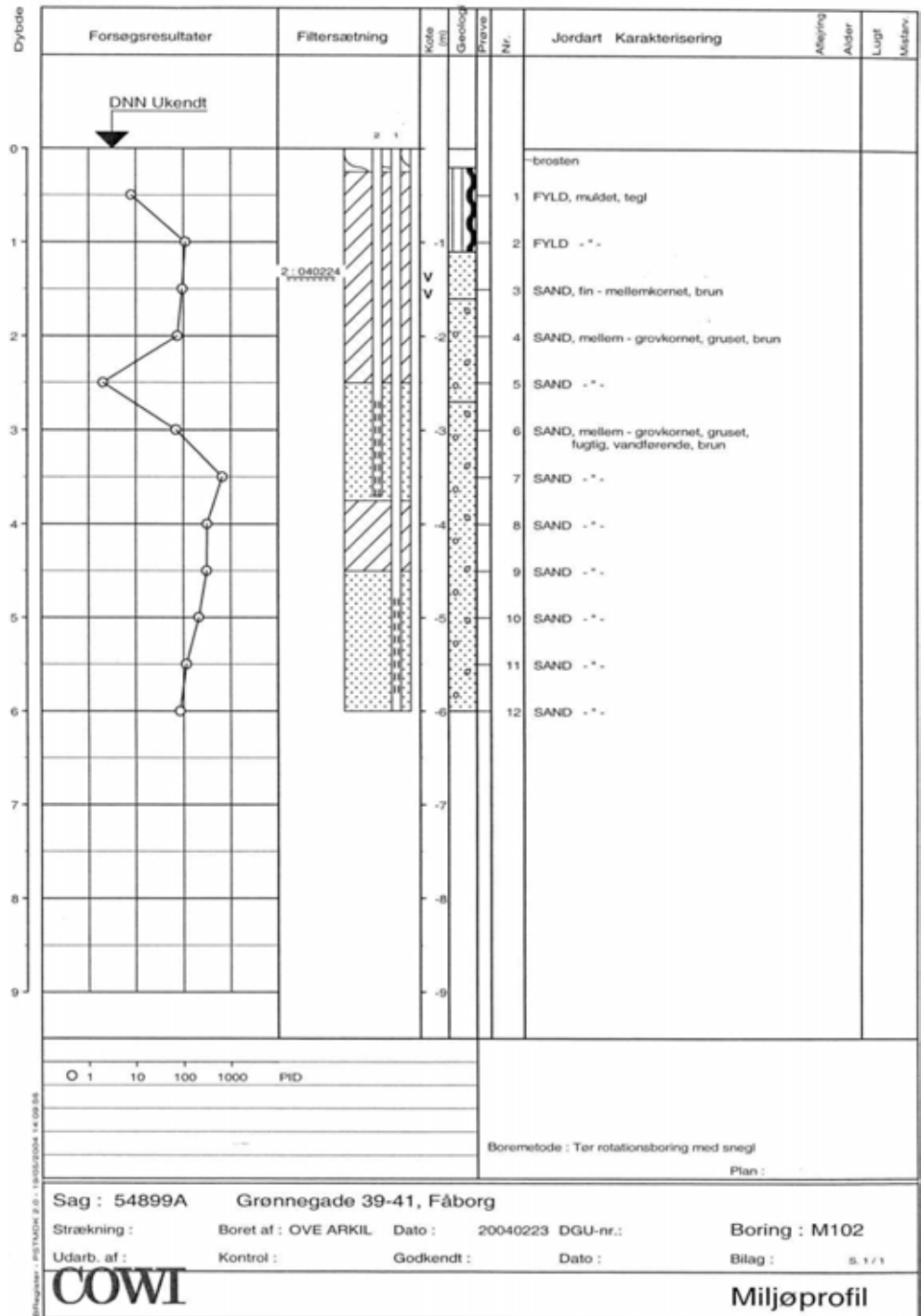
Bilag 2 Oversigtstegning med indhold af PCE i grundvand

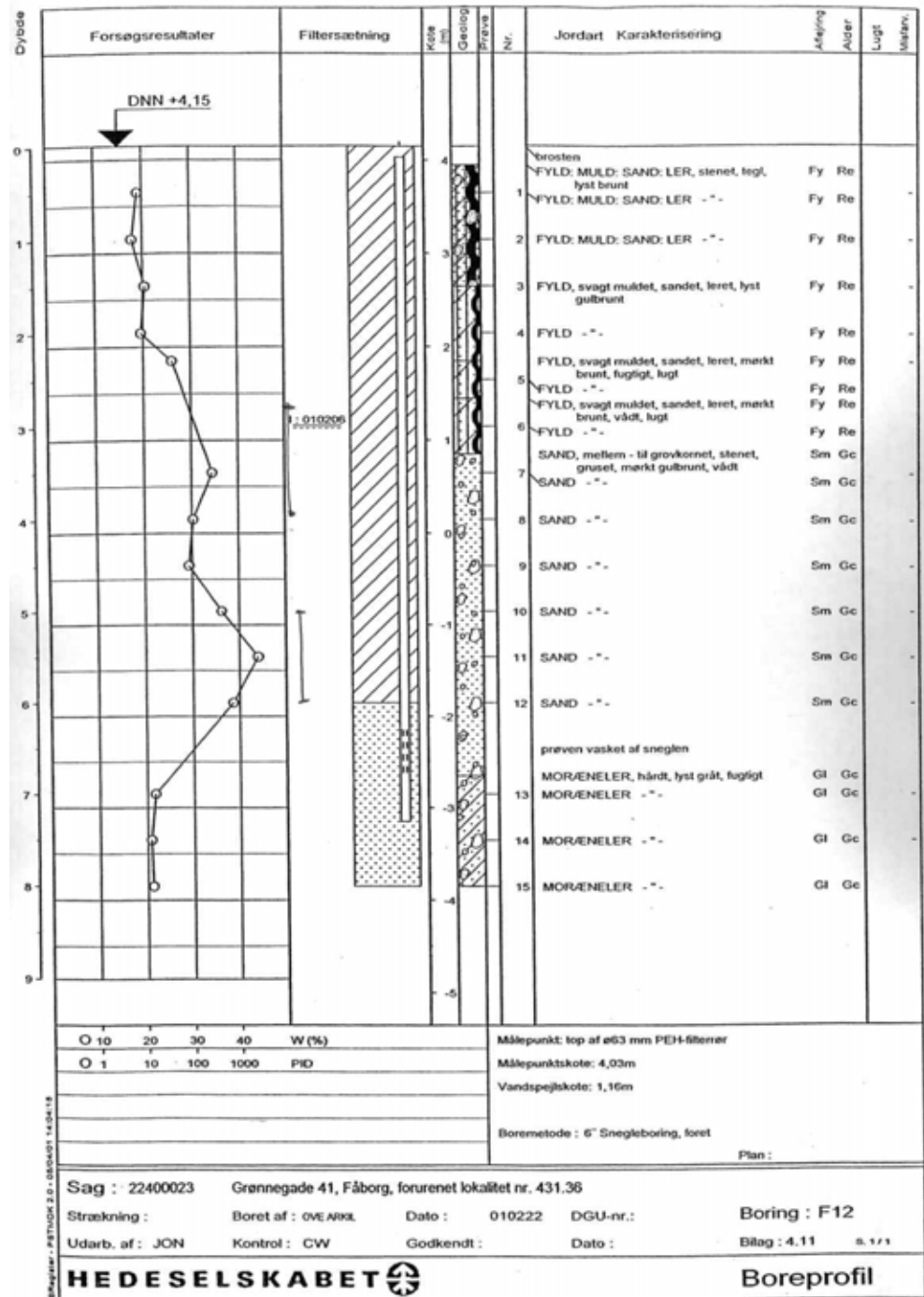


Bilag 3 Boreprofiler

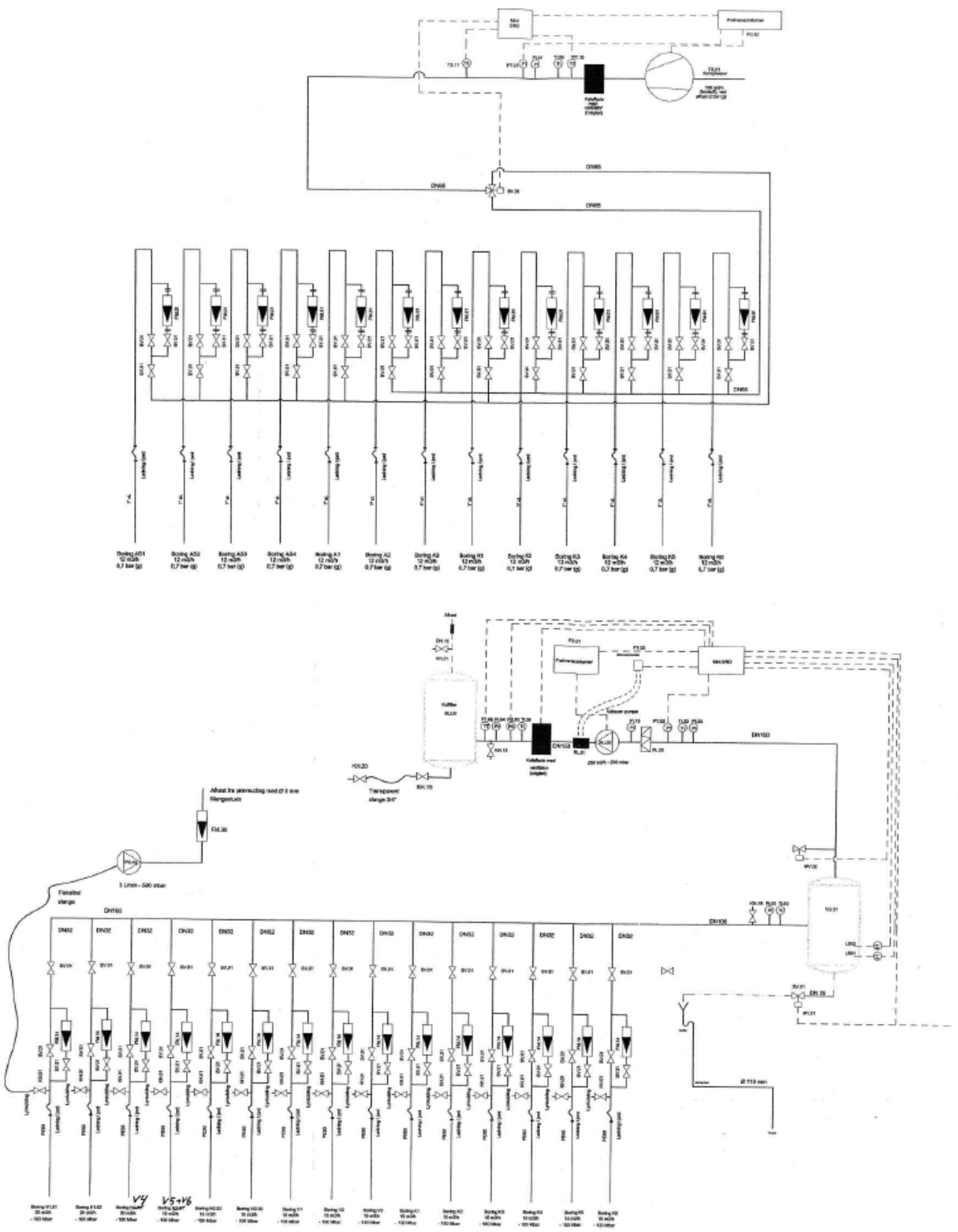








Bilag 4 PI-diagram



Bilag 5 Analyseresultater

Bilag 5.1 Bromidanalyser

Boring	M1	M5	F4, dyb	F7	F8	F12	M101K
Enhed	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Før injektion							
26-feb-04	-	0,075	0,1	0,11	-	0,11	0,078
Efter 1. injektion							
12-maj-04	-	3,5	28	0,14	0,098	6,1	0,15
21-jun-04	-	0,95	-	-	-	-	-
Efter 2. injektion							
21-jul-04	8	9,1	-	0,12	-	-	-
16-sep-04	-	-	32	-	-	20	1,7
Efter afslutning af injektion							
07-jul-05	-	2,5	-	6,2	-	-	-
02-feb-06	0,65	0,65	1,1	4,7	0,078	0,52	0,18
17-okt-06	0,15	1,1	-	4,3	-	-	-

:- ikke målt

Boring	M101D	M102K	M102D	M103K	M103M	M103D	M201
Enhed	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Før injektion							
26-feb-04	0,088	0,15	0,14	-	-	-	-
Efter 1. injektion							
12-maj-04	5,3	1,4	21	0,12	0,16	0,25	-
21-jun-04	-	-	-	-	-	-	-
Efter 2. injektion							
21-jul-04	-	-	-	-	-	-	-
16-sep-04	3,4	26	15	-	6,4	31	-
Efter afslutning af injektion							
07-jul-05	-	-	-	-	-	5	-
02-feb-06	0,12	3	0,96	2	0,92	1,6	-
17-okt-06	-	2,9	0,41	-	-	0,58	0,63

:- ikke målt

Boring	M202, kort	M202, dyb
Enhed	mg/l	mg/l
Før injektion		
26-feb-04	-	-
Efter 1. injektion		
12-maj-04	-	-
21-jun-04	-	-
Efter 2. injektion		
21-jul-04	-	-
16-sep-04	-	-
Efter afslutning af injektion		
07-jul-05	-	-
02-feb-06	-	-
17-okt-06	1,1	0,089

:- ikke målt

Bilag 5.2 Ledningsevne målinger

Dato/ boring	M1	M5	F4, kort	F4, dyb	F7	F8	F12
	mS/m	mS/m	mS/m	mS/m	mS/m	mS/m	mS/m
Før injektion							
25-feb-04	88	97	85	97	93	84	112
Efter 1. injektion							
12-maj-04	-	-	-	304	102	-	156
Efter 2. injektion							
21-jul-04	120	610	-	-	100	-	-
16-sep-04	159	203	-	743	92	-	561
Efter afslutning af injektion							
01-feb-06	134	72	-	127	100	60	130
17-okt-06	110	120	-	-	-	-	-

Dato/ boring	H6	M101 kort	M101 dyb	M102 kort	M102 dyb	M103 kort	M103 mellem
	mS/m	mS/m	mS/m	mS/m	mS/m	mS/m	mS/m
Før injektion							
25-feb-04	-	92	76	125	122	71	95
Efter 1. injektion							
12-maj-04	-	85	127	127	213	intet vand	113
Efter 2. injektion							
21-jul-04	-	-	-	1.100	-	-	-
16-sep-04	249	179	234	587	628	41	163
Efter afslutning af injektion							
01-feb-06	-	68	68	156	151	-	108
17-okt-06	-	-	-	140	160	-	-

Dato/ boring	M103 dyb	M201	M202, kort	M202, dyb
	mS/m	mS/m	mS/m	mS/m
Før injektion				
25-feb-04	114	-	-	-
Efter 1. injektion				
12-maj-04	113	-	-	-
Efter 2. injektion				
21-jul-04	470	-	-	-
16-sep-04	785	-	-	-
Efter afslutning af injektion				
01-feb-06	-	-	-	-
17-okt-06	340	110	140	130

:-ikke målt

Bilag 5.3 Farvetjek

Dato	Boring Konc. [%]	F2	F3	F4 kort	F4 dyb	F5 kort	F5 dyb	F7	F8	F9	F10	F12	F14
17-03-2004	Konc. [%]	0,9	0	0	0,2	0	0	i.m.	0	0,03	>1	0,01	i.m.
	Farve	lilla	ikke farvet	ikke farvet	lyserød	ikke farvet	ikke farvet	i.m.	ikke farvet	uklar-mælket	næsten sort	sv. Lyserød	i.m.
12-05-2004	Konc. [%]	0	0	0	0,4	0	0	0	0	i.m.	0,3	0	i.m.
	Farve	lysebrun	ikke farvet	ikke farvet	lilla	ikke farvet	ikke farvet	ikke farvet	ikke farvet	i.m.	klar-rødbedej	ikke farvet	i.m.
21-07-2004	Konc. [%]	i.m.	i.m.	i.m.	i.m.	i.m.	i.m.	i.m.	i.m.	i.m.	i.m.	i.m.	i.m.
	Farve	lilla	ikke farvet	ikke farvet	mørk lilla	ikke farvet	ikke farvet	ikke farvet	ikke farvet	i.m.	ikke farvet	mørk lilla/sort	ikke farvet
15-09-2004	Konc. [%]	0	0	0	0,75	0	0	0	0	i.m.	0	1,0	0
	Farve	brun	ikke farvet	ikke farvet	lilla	ikke farvet	ikke farvet	ikke farvet	ikke farvet	i.m.	ikke farvet	lilla	ikke farvet
22-10-2004	Konc. [%]	i.m.	0	0,05	0,5	0	0	0	0	i.m.	1,0	0,5	0
	Farve	i.m.	ikke farvet	svag lyserød	lilla	ikke farvet	ikke farvet	ikke farvet	ikke farvet	i.m.	mørk lilla	lilla	ikke farvet
06-12-2004	Konc. [%]	0	0	0,05	1,0	0	0	0	0	i.m.	1,0	1,0	0
	Farve	ikke farvet	ikke farvet	svag lyserød	lilla	ikke farvet	ikke farvet	ikke farvet	ikke farvet	i.m.	lilla	lilla	ikke farvet
14-12-2004	Konc. [%]	0	i.m.	0	1,0	i.m.	i.m.	i.m.	i.m.	1,0	1,0	1,0	i.m.
	Farve	ikke farvet	i.m.	far brun, MnC	lilla	i.m.	i.m.	i.m.	i.m.	lilla, grumset	lilla	lilla	i.m.
01-02-2006	Konc. [%]	i.m.	0	0	0	0	0	0	0	i.m.	0,1	0	i.m.
	Farve	i.m.	ikke farvet	brun	ikke farvet	ikke farvet	ikke farvet	ikke farvet	ikke farvet	i.m.	lyserød	ikke farvet	i.m.
17-10-2006	Konc. [%]	i.m.	i.m.	i.m.	i.m.	i.m.	i.m.	0	i.m.	i.m.	0,1	i.m.	i.m.
	Farve	i.m.	i.m.	i.m.	i.m.	i.m.	i.m.	ikke farvet	i.m.	i.m.	lyserød	i.m.	i.m.

Dato	Boring	H5	H6	I5	M1	M2	M3	M4	M5	M101 kort	M101 dyb	M102 kort	M102 dyb
17-03-2004	Konc. [%] Farve	i.m. i.m.	0,25-0,4 lilla	i.m. i.m.	0 ikke farvet	0 ikke farvet	0 ikke farvet	i.m. i.m.	>1 næsten sort	0 ikke farvet	0,4 lyserød	0 ikke farvet	0 ikke farvet
12-05-2004	Konc. [%] Farve	i.m. i.m.	0,25 orange	i.m. i.m.	0 ikke farvet	0 ikke farvet	0 ikke farvet	i.m. i.m.	0 ikke farvet	0 ikke farvet	0 svag brun	0 ikke farvet	0 ikke farvet
21-07-2004	Konc. [%] Farve	i.m. rødbrun i bund	i.m. mørk lilla	i.m. lys lilla	i.m. ikke farvet	i.m. ikke farvet	i.m. ikke farvet	i.m. ikke farvet	i.m. mørk lilla	i.m. mørk lilla	i.m. lys lilla	i.m. mørk lilla	i.m. lilla
15-09-2004	Konc. [%] Farve	i.m. i.m.	0,4 =lilla, bund=b	i.m. i.m.	0 ikke farvet	0 ikke farvet	0 ikke farvet	0 ikke farvet	0 ikke farvet	0 svag brun	0,3 lilla	1,0 mørk lilla	0,2 lys lilla
22-10-2004	Konc. [%] Farve	i.m. ikke farvet	lilla	i.m. i.m.	0,01 svag lyserød	0 brun	0 ikke farvet	0 ikke farvet	1,0 mørk lilla	0 svagt brun	0 ikke farvet	1,0 mørk lilla	1,0 mørk lilla
06-12-2004	Konc. [%] Farve	i.m. i.m.	0 ikke farvet	i.m. i.m.	0 klar	brun/grumset 0	ikke farvet i.m.	ikke farvet i.m.	1,0 lilla	0 ikke farvet	0 ikke farvet	1,0 lilla	1,0 lilla
14-12-2004	Konc. [%] Farve	i.m. i.m.	0 ikke farvet	i.m. i.m.	0,05 lyserød*	ikke farvet ikke farvet	i.m. i.m.	i.m. i.m.	lilla lilla	0 ar brun, MnC	ikke farvet ikke farvet	1,0 lilla	1,0 lilla
01-02-2006	Konc. [%] Farve	i.m. i.m.	0 lys brun	i.m. i.m.	0 ikke farvet	0 brun	0 i.m.	0 i.m.	0,1 lyserød	0 ikke farvet	0 ikke farvet	0,5 lilla	0,1 lyserød
17-10-2006	Konc. [%] Farve	i.m. i.m.	i.m. i.m.	i.m. i.m.	0 ikke farvet	i.m. i.m.	i.m. i.m.	i.m. i.m.	0 lys brun	i.m. i.m.	i.m. i.m.	0,1 lyserød	0 brun

Dato	Boring	M103 kort	M103 mellem	M103 dyb	M105 kort	M105 dyb	M201	M202, kort	M202, dyb
17-03-2004	Konc. [%]	0	0	0	i.m.	i.m.	i.m.	i.m.	i.m.
	Farve	ikke farvet	ikke farvet	ikke farvet	i.m.	i.m.	i.m.	i.m.	i.m.
12-05-2004	Konc. [%]	0	0	0	i.m.	i.m.	i.m.	i.m.	i.m.
	Farve	ikke farvet	ikke farvet	ikke farvet	i.m.	i.m.	i.m.	i.m.	i.m.
21-07-2004	Konc. [%]	i.m.	i.m.	i.m.	i.m.	i.m.	i.m.	i.m.	i.m.
	Farve	ikke farvet	ikke farvet	mørk lilla	ikke farvet	ikke farvet	i.m.	i.m.	i.m.
15-09-2004	Konc. [%]	0	0	0	0	0	i.m.	i.m.	i.m.
	Farve	ikke farvet	ikke farvet	svag brun i bund	ikke farvet	ikke farvet	i.m.	i.m.	i.m.
22-10-2004	Konc. [%]	0	0	1,0	0	0	i.m.	i.m.	i.m.
	Farve	hvid	ikke farvet	mørk lilla	ikke farvet	ikke farvet	i.m.	i.m.	i.m.
06-12-2004	Konc. [%]	0	0	1,0	0	0	i.m.	i.m.	i.m.
	Farve	ikke farvet	ikke farvet	lilla	ikke farvet	ikke farvet	i.m.	i.m.	i.m.
14-12-2004	Konc. [%]	0	0	1,0	i.m.	i.m.	i.m.	i.m.	i.m.
	Farve	tumset lysebrun	ikke farvet	lilla	i.m.	i.m.	i.m.	i.m.	i.m.
01-02-2006	Konc. [%]	0	0	0,1-0,5	0	0	i.m.	i.m.	i.m.
	Farve	brun	klar	svag lilla	i.m.	ikke farvet	i.m.	i.m.	i.m.
17-10-2006	Konc. [%]	i.m.	i.m.	0	i.m.	i.m.	0	0	0
	Farve	i.m.	i.m.	ikke farvet	i.m.	i.m.	brun	svag gul	brun

Bilag 5.4 PCE-analyser

Dato/ boring Enhed	M1 µg/l	M2 µg/l	M3 µg/l	M5 µg/l	H1 µg/l	H6 µg/l	F2 µg/l	F4, kort µg/l	F4, dyb µg/l	F7 µg/l	F8 µg/l	F10 µg/l	F12 µg/l	F14 µg/l	M101, kort µg/l
Før oprensning															
15-jun-99	-	-	-	-	49.000	-	200	-	-	-	-	-	-	-	-
12-sep-00	-	-	-	-	-	3.300	-	1.900	110	-	-	-	-	-	-
06-feb-00	-	-	-	-	-	-	-	-	-	770	0,88	6700	820	0,88	-
31-jan-02	64.000	3.800	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Efter opstart af sprøjtning og vakuumventilation															
07-nov-02	-	-	-	-	2.700	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
21-nov-02	-	-	-	-	2.900	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
20-feb-03	450	82	-	-	20.000	11	130	91	660	-	-	170	12	-	-
01-maj-03	-	-	-	7.000	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
28-maj-03	370	81	-	4.900	-	14	140	1.700	120	-	-	150	30	-	-
25-sep-03	270	-	-	4.400	-	33	52	170	2.000	-	-	330	29	-	-
02-okt-03	-	350	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Efter nedlukning af afsprøjtning og før injektion af kaliumpermanganat															
25-feb-04	620	180	0,73	13.000	-	44	39	1.200	3.500	190	0,21	400	27	0,42	130
Efter 1. injektion af kaliumpermanganat															
12-maj-04	-	-	-	-	-	-	-	-	1.200	250	-	-	41	-	29
21-jun-04	-	-	-	3.400	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Efter 2. injektion af kaliumpermanganat															
21-jul-04	750	-	-	0,14	-	-	-	-	-	120	-	-	-	-	-
15-sep-04	310	460	-	3.300	-	47	-	85	24	140	-	380	33	-	28
Efter 3. injektion af kaliumpermanganat															
22-okt-04	-	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
14-dec-04	890	500	-	27	-	77	-	95	-	-	-	89	-	-	-
Efter afslutning af injektion af kaliumpermanganat															
10-mar-05	-	790	-	16	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Efter nedlukning af vakuumventilation															
05-jul-05	-	920	-	39	-	170	-	-	340	900	-	-	53	-	8,8
02-feb-06	16.000	24	-	52	-	320	-	86	2.700	400	0,085	<	81	-	19
17-okt-06	12.000	-	-	660	-	-	-	-	-	390	-	440	-	-	-

- : ikke målt < : under detektionsgrænsen

Dato/ boring	M101, dyb µg/l	M102, kort µg/l	M102, dyb µg/l	M103, kort µg/l	M103, mellem µg/l	M103, dyb µg/l	M105, kort µg/l	M105, dyb µg/l	M201 µg/l	M202, kort µg/l	M202, dyb µg/l
Før oprensning											
15-jun-99	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
12-sep-00	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
06-feb-00	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
31-jan-02	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Efter opstart afspargning og vakuumentilation											
07-nov-02	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
21-nov-02	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
20-feb-03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
01-maj-03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
28-maj-03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
25-sep-03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
02-okt-03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Efter nedlukning af afspargning og før injektion af kaliumpermanganat											
25-feb-04	74	15.000	18.000	-	-	-	<	0,18	-	-	-
Efter 1. injektion af kaliumpermanganat											
12-maj-04	120	14.000	0,13	4,8	310	11.000	-	-	-	-	-
21-jun-04	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Efter 2. injektion af kaliumpermanganat											
21-jul-04	-	<	-	-	-	<	-	-	-	-	-
15-sep-04	110	3.000	2.700	3	470	65	-	-	-	-	-
Efter 3. injektion af kaliumpermanganat											
22-okt-04	-	0,09	-	-	-	-	-	-	-	-	-
14-dec-04	-	<	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Efter afslutning af injektion af kaliumpermanganat											
10-mar-05	-	5,6	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Efter nedlukning af vakuumentilation											
05-jul-05	430	76	13	8,6	32.000	35	-	-	-	-	-
02-feb-06	620	81	330	38	16.000	58	-	-	-	-	-
17-okt-06	-	1.400	580	-	-	3.800	-	-	650	1.300	310

- : ikke målt < : under detektionsgrænsen

Bilag 5.5 Analyseresultater Chrom

Total chrom

Boring Enhed	Injektion µg/l	F8 µg/l	M5 µg/l	M102D µg/l	M103D µg/l	M1 µg/l	F7 µg/l
26-feb-04	110	1,5	-	-	-	4	-
12-maj-04	-	-	220	-	-	-	-
16-sep-04	-	-	25	udgår	-	udgår	-
07-jul-05	-	0,05	180	udgår	840	-	2,1
02-feb-06	-	-	58	130	-	17	3,1
17-okt-06	-	-	-	-	-	-	-

Chrom6

Boring Enhed	Injektion µg/l	F8 µg/l	M5 µg/l	M102D µg/l	M103D µg/l	M1 µg/l	F7 µg/l
26-feb-04	-	-	-	-	-	-	-
12-maj-04	udgår	-	130	-	-	-	-
16-sep-04	-	-	-	udgår	-	udgår	-
07-jul-05	-	<1	54	udgår	230	-	<1
02-feb-06	-	-	64	120	-	<10	<10
17-okt-06	-	-	9,4	<10	<10	<10	-

-: ikke målt

udgår : laboratorie har ikke været i stand til at analysere på grund af rødfarvning og apparatproblemer

Bilag 5.6 Analyseresultater Tungmetaller

Parameter	Boring	Injektion	F8	F8	M5	M5	M5	M102,d	M102,d	M1	M1	M1	M1	M1	F7	F7
	Enhed/dato	04-mar-04	25-feb-04	07-jul-05	03-feb-06	07-jul-05	03-feb-06	16-sep-04	03-feb-06	25-feb-04	16-sep-04	03-feb-06	03-feb-06	07-jul-05	03-feb-06	
Arsen	µg/l	19	8	3,9	1,6	<0,03	1,6	0,87	1,6	7,9	9,3	6,8	6,8	7,6	6,6	
Bly	µg/l	0,45	1,3	0,18	0,19	2	<0,025	<0,025	<0,025	1,8	0,15	0,75	0,75	2	1,4	
Cadmium	µg/l	<0,004	0,049	0,085	0,011	0,38	<0,004	<0,004	<0,004	0,048	0,08	0,076	0,076	0,13	0,089	
Kobber	µg/l	12	5,1	7,7	2,7	3,9	3,1	0,19	3,1	5,8	5,9	5,3	5,3	13	14	
Nikkel	µg/l	0,98	1,9	2,7	1,4	2,6	2,6	-	2,6	1,4	1,7	1,7	1,7	6,5	4,6	
Zink	µg/l	21	5,3	1,4	150	30	85	3,2	85	3,7	3,4	3	3	8,4	2,4	

:- ikke målt

Bilag 5.7 Analyseresultater uorganiske parametre

Kallium	Opstrøms			Hotspot						Nedstrøms					
	F8 mg/l	M5 mg/l	M101,k mg/l	M101,d mg/l	F4,d mg/l	M102,k mg/l	M102,d mg/l	F12 mg/l	M103,k mg/l	M103,m mg/l	M103,d mg/l	M1 mg/l	F7 mg/l		
Boring															
Enhed	27	27	15	23	38	27	38	66	-	-	-	19	40		
25-feb-04	-	-	520	710	2.100	1.800	0.32	1.800	10	26	1.500	29	44		
15-sep-04	-	200	160	120	360	790	610	170	19	110	1.500	95	60		
02-feb-06	24														

Mangan	Opstrøms			Hotspot						Nedstrøms					
	F8 mg/l	M5 mg/l	M101,k mg/l	M101,d mg/l	F4,d mg/l	M102,k mg/l	M102,d mg/l	F12 mg/l	M103,k mg/l	M103,m mg/l	M103,d mg/l	M1 mg/l	F7 mg/l		
Boring															
Enhed	0.012	<0.005	0.011	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	-	-	-	<0.005	0.024		
25-feb-04	-	-	9,5	12	67	230	0.067	290	0.84	0.79	30	0.37	0.073		
15-sep-04	-	1,9	7,2	0,41	0,026	5	4,5	0,11	0,033	0,27	2	0,7	0,26		
02-feb-06	0,024														

Chlorid	Opstrøms			Hotspot						Nedstrøms					
	F8 mg/l	M5 mg/l	M101,k mg/l	M101,d mg/l	F4,d mg/l	M102,k mg/l	M102,d mg/l	F12 mg/l	M103,k mg/l	M103,m mg/l	M103,d mg/l	M1 mg/l	F7 mg/l		
Boring															
Enhed	77	85	64	60	96	150	170	160	-	-	-	120	87		
25-feb-04	-	-	68	47	150	200	340	200	210	udgår	200	150	97		
15-sep-04	-	80	66	41	110	140	140	260	110	100	380	160	110		
02-feb-06	77														

-.: ikke målt

Bilag 6 Monitering

Bilag 6.1 Moniteringsprogram

Måling/ uge/år	9/ 04	10/ 04	12/ 04	20/ 04	26/ 04	30/ 04	38/ 04	41/ 04	43/ 04	50/ 04	51/ 04	4/ 05	5/ 05	27/ 05	5/ 06	42/ 06
Injektion		x			x			x				x	x			
Chl. opl. midler, udvalgte boringer	x		x	x		x	x								x	x
Farvetjek samtlige boringer			x	x		x	x		x	x	x				x	x
Bromid og ledningsevne udvalgte boringer	x			x	x	x	x							x	x	x

Bilag 6.2 monitoringsboringer

Boring	Placering	Filtersætning (m u.t.)	Dimension (mm)	Materiale
M1	Baggård GG39	3,0-5,5	Ø63	PEH
M2	Kælder GG39	1,0-3,5	Ø63	PEH
M3	Ved kloaktrace nord for GG41	3,0-5,0	Ø63	PEH
M4	Ved kloaktrace nord for GG41	2,0-4,0	Ø63	PEH
M5	Hotspot GG41	1,5-2,5	Ø63	PEH
H6	Kælder GG41	0,5-2,5	Ø63	PEH
F2	Nedstrøms hotspot på GG41	2,0-5,0	Ø63	PEH
F3	Syd for kælder GG41 på GG	2,0-5,0	Ø63	PEH
F4, kort	Nedstrøms hotspot på GG41	3,0-5,0	Ø63	PEH
F4, dyb	Nedstrøms hotspot på GG41	6,0-7,0	Ø63	PEH
F5, kort	Syd for GG39	2,5-4,0	Ø63	PEH
F5, dyb	Syd for GG39	4,6-5,6	Ø63	PEH
F7	Nedstrøms kildeområde ved GG35	2,5-6,5	Ø63	PEH
F8	Opstrøms kildeområde på GG41	3,3-5,3	Ø63	PEH
F10	Nedstrøms hotspot på GG41	1,0-5,0	Ø63	PEH
F12	Nedstrøms hotspot på GG41	6,3-6,8	Ø63	PEH
F14	Nedstrøms kildeområde GG39	1,5-3,0	Ø63	PEH
M101, kort	Nedstrøms hotspot på GG41	3,0-4,0	Ø63	PEH
M101, dyb	Nedstrøms hotspot på GG41	4,75-5,75	Ø63	PEH
M102, kort	Nedstrøms hotspot på GG41	2,8-3,8	Ø63	PEH
M102, dyb	Nedstrøms hotspot på GG41	5,0-6,0	Ø63	PEH
M103, kort	Nedstrøms hotspot på GG39	3,0-4,0	Ø63	PEH
M103, mellem	Nedstrøms hotspot på GG39	4,8-5,8	Ø63	PEH
M103, dyb	Nedstrøms hotspot på GG39	6,4-6,9	Ø63	PEH
M105	Nedstrøms i Klostergade	2,5-6,0	Ø63	PEH

GG: Grønnegade