

Monitering af PCE-afværgen ved kemisk oxidation (permanganat) i moræneler - Hovedrapport

Beskrivelse af afværgeforanstaltninger og monitoringsresultater

Jesper Alrø Steen & Tom Heron
NIRAS

Hans Skou
Region Syddanmark

Miljøprojekt **Nr. 1222** 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	7
SUMMARY AND CONCLUSIONS	11
1 INDLEDNING	15
1.1 BAGGRUND FOR AFVÆRGEPROJEKT	15
1.2 FORMÅL	16
2 BESKRIVELSE AF LOKALITETEN	17
2.1 HISTORISK BESKRIVELSE AF LOKALITETEN	17
2.2 GEOLOGI OG HYDROGEOLOGI	18
2.3 VANDINDVINDING OG RECIPIENTER	19
2.4 FORURENINGSBESKRIVELSE	20
2.4.1 Grundlag for afværgeindsats	20
2.4.2 Nyt kildeområde	21
3 AFVÆRGEFORANSTALTNINGER OG -STRATEGI	25
3.1 STRATEGI FOR AFVÆRGEFORANSTALTNINGER	25
3.2 VALG AF OXIDATIONSMIDDEL	26
3.3 KEMISK OXIDATION MED KALIUMPERMANGANAT	27
3.4 INDLEDENDE LABORATORIEUNDERSØGELSER	27
3.4.1 Forbrug af oxidationsmiddel	27
3.4.2 Påvirkning af pH	29
3.4.3 Indtrængning af oxidationsmiddel i lermatrix	29
3.5 RISIKOVURDERING I FORHOLD TIL ANVENDELSEN AF KALIUMPERMANGANAT - UTILSIGTET SPREDNING	30
4 ETABLERING AF AFVÆRGEFORANSTALTNINGER	31
4.1 STORFORMATBORINGER	31
4.2 INDBYGNING AF KALIUMPERMANGANAT	32
4.3 DOSERINGSSYSTEM FOR OPLØST PERMANGANAT	33
4.3.1 Doseringssystem (bygværk)	33
4.3.2 Injektions- og monitoringsfiltre i storformatboringer	34
4.3.3 Vandfordelingssystem	36
4.4 INDKØRING AF DOSERINGSSYSTEM	37
4.4.1 Resultater af indkøring	37
4.5 MONITERINGSBORINGER	38
4.5.1 Boremetode og filtersætning	38
4.5.2 Registrering af geologiske forhold	40
4.5.3 Registrering af kaliumpermanganat i jord	41
4.5.4 Fastlæggelse af forureningsniveau i jord	41
4.5.5 Problemer/erfaringer	42
4.6 GEOPROBESONDERINGER	42
4.6.1 Registrering af ledningsevne	43
4.6.2 Problemer/erfaringer	43
4.7 FIXPUNKTER	44
4.7.1 Etablering af jordfixpunkter	44
4.7.2 Etablering af bygningsfixpunkter	44
4.7.3 Problemer/erfaringer	45

4.8	OPHØR AF AFVÆRGEFORANSTALTNINGER	45
5	MONITERING AF AFVÆRGEFORANSTALTNINGER	47
5.1	PRØVETAGNINGSPROCEDURE	47
5.1.1	<i>Moniteringsboringer</i>	47
5.1.2	<i>Storformatboringer</i>	48
5.1.3	<i>Sorgenfribækken</i>	48
5.2	PRÆSENTATION AF MONITERINGSRESULTATER, MONITERINGSBORINGER	48
5.2.1	<i>Pejlinger/trykkniveau</i>	48
5.2.2	<i>KMnO₄ (visuel og kemisk bedømmelse)</i>	49
5.2.3	<i>Klorid</i>	56
5.2.4	<i>Ledningsevne</i>	56
5.2.5	<i>Klorerede opløsningsmidler</i>	58
5.2.6	<i>Chrom^{VI}, diklorethylener og vinylklorid</i>	62
5.2.7	<i>Hydraulisk kontakt mellem filtre i multi level boringer</i>	64
5.2.8	<i>Spredning af kaliumpermanganat til Sorgenfribækken</i>	64
5.3	PRÆSENTATION AF MONITERINGSRESULTATER, STORFORMATBORINGER	64
5.3.1	<i>KMnO₄ (visuel og kemisk bedømmelse)</i>	65
5.3.2	<i>Klorid</i>	65
5.3.3	<i>Ledningsevne</i>	65
5.3.4	<i>Udtagning af intakte jordkerner</i>	66
5.4	PRÆSENTATION AF MONITERINGSRESULTATER, KONTROLNIVELLEMENTER	70
5.5	PRÆSENTATION AF LABORATORIERESULTATER, PRÆFERENTIEL STRØMNING	72
6	VURDERING AF MONITERINGSDATA	75
6.1	KMNO ₄ (VISUEL) VS. KMNO ₄ (ANALYSE)	75
6.2	LEDNINGSEVNE VS. KMNO ₄	77
6.3	PCE vs. TCE	80
6.4	PCE vs. KMNO ₄	81
6.5	VANDSPEJLSSTIGNINGER I MONITERINGSBORINGER UNDER INDKØRING AF VÆSKEDOSERINGSSYSTEMET	82
6.6	MONITERING, FREMTIDIGE PROJEKTER	85
7	EFFEKT AF AFVÆRGEFORANSTALTNINGER	87
7.1	VANDPRØVETAGNING	87
7.2	PRØVETAGNING FRA INTAKTE JORDKERNER	88
7.3	ÅRSAG TIL HURTIG OG MERE UDBREDT KMNO ₄ -SPREDNING	88
7.4	ÅRSAG TIL HØJE PCE-KONCENTRATIONER EFTER AFVÆRGE	89
7.5	MODELSIMULERINGER	90
7.5.1	<i>Basisscenarium (aktuelle forhold)</i>	91
7.5.2	<i>Følsomhedsanalyse</i>	93
7.5.3	<i>Sammenfatning</i>	96
8	SAMMENFATTENDE DISKUSSION OG ERFARINGER	99
8.1	KONCEPTUEL MODEL FOR AFVÆRGEFORANSTALTNINGER	99
8.2	DISTRIBUTION AF OXIDATIONSMIDDEL	101
8.3	MONITERINGSPARAMETRE	102
8.4	OPRENSNINGSEFFEKT	103
8.5	PROJEKTERING AF FREMTIDIG AFVÆRGE	104
8.6	PERSPEKTIVERING	105
9	REFERENCELISTE	107

Forord

I Danmark findes der en række lokaliteter, som er forurenede med klorerede opløsningsmidler. Forureningen på disse lokaliteter udgør ofte en risiko i forhold til grundvandsressourcen i området og indeklimaet på den pågældende lokalitet. Kemisk oxidation med permanganat er en afværgeteknik, som kan anvendes overfor forureninger med klorerede opløsningsmidler. Teknikken består i, at oxidationsmidlet (permanganat) bringes i kontakt med forureningen, hvorefter der sker en kemisk reaktion, hvor forureningen oxideres (omsættes) til uskadelige slutprodukter. Introduktionen af permanganat i jord- og grundvandsmiljøet er fleksibel, idet den kan ske både på flydende og fast form.

Ved projektets opstart i 2001 var der i Danmark ikke gennemført afværgeforanstaltninger, der omfattede kemisk oxidation med permanganat. I 2007 er teknikken under afprøvning på en række lokaliteter i Danmark og flere afværgeprojekter er på nuværende tidspunkt også afsluttet med succes (særligt på lokaliteter med permeable aflejringer).

Denne rapport beskriver de samlede afværgeforanstaltninger, som blev gennemført på Dalumvej 34B, Odense SV. Afværgeforanstaltningerne omfattede i hovedtræk af opboring af forurenede jord til 7,5 -10 m u.t. i kildeområdet samt tilførsel af oxidationsmiddel (permanganat) med henblik på at opnå en efterfølgende omsætning af restforureningen ved kemisk oxidation. Permanganat blev tilført jordmatricen via tilbagefyldningsmaterialerne, der bestod af filtersand/-grus, permanganat (fast form) og vand. Som en del af afværgeforanstaltningerne blev der desuden etableret et væskeinjektionsanlæg, som skulle muliggøre en hævnning af grundvandsspejlet i kildeområdet og en eventuel senere injektion af opløst oxidationsmiddel. Rapporten har fokus på anvendelsen af kemisk oxidation og beskriver kun i nødvendigt omfang den gennemførte opboring af forurenede jord.

Foruden at beskrive anlægsarbejdet er det denne rapportens specifikke formål, at beskrive resultaterne af og erfaringerne med den monitorering, der blev gennemført i tilknytning til anvendelsen af kemisk oxidation.

Denne rapport er opbygget således, at kapitlerne 2-4 - på et overordnet niveau - beskriver projektlokaliteten, afværgestrategien og de etablerede afværgeforanstaltninger. Kapitel 5 præsenterer den gennemførte monitorering, og kapitlerne 6-8 indeholder en vurdering af monitoringsdataene, en vurdering af afværgeforanstaltningernes effekt samt en diskussion og perspektivering vedrørende den fremtidige anvendelse af kemisk oxidation med permanganat.

Projektering, etablering, drift og monitorering af afværgeforanstaltningerne blev udført i perioden november 2001 til februar 2005, og rapporteringen, som afsluttes med denne rapport, blev gennemført i perioden juni 2003 til juli 2007.

Det samlede afværgeprojekt er udført for Fyns Amt af et konsortium bestående af Hedeselskabet Miljø og Energi as (nuværende Orbicon A/S) og NIRAS A/S. Projektering og tilsyn med etablering af afværgeforanstaltningerne er udført af Hedeselskabet Miljø og Energi as. Monitorering af afværgeforanstaltningernes effekt er udført af NIRAS A/S.

Projektet indgår i Miljøstyrelsens Teknologiuudviklingsprogram for jord- og grundvandsforurening. Specifikt er monitoreringen med tilknytning til projektet delvist finansieret af Miljøstyrelsen.

Projektet har haft en styregruppe med deltagelse af følgende personer:

- Hans Skou (Region Syddanmark, tidligere Fyns Amt).
- Preben Bruun, tidligere Inger Asp Fuglsang (Miljøstyrelsen).

Med afsæt i forureningssituationen og afværgeindsatsen på Dalumvej 34B, Odense har Miljø & Ressourcer ved Danmarks Tekniske Universitet belyst spredningsegenskaberne for og effekten af permanganatoxidation af PCE i medier med præferentiell strømning. Resultaterne heraf er beskrevet i et selvstændigt miljøprojekt /ref. 30/. Delresultater fra dette projekt er kort omtalt/gengivet i kapitlerne 5-8.

På baggrund af afværgeindsatsen på Dalumvej 34B, Odense og de tilhørende resultater har Orbicon A/S lavet modelsimuleringer af PCE-oprensning ved kemisk oxidation i moræneler. Resultaterne heraf er beskrevet i et selvstændigt miljøprojekt /ref. 31/. Delresultater fra dette projekt er ligeledes kort omtalt/gengivet i kapitel 7 og 8.

Sammenfatning og konklusioner

I 2001 blev der iværksat afværgeforanstaltninger overfor en forurening med tetraklorethylen (PCE) på Dalumvej 34B, Odense SV. Forureningen, som var forårsaget af spild og udslip fra renseridriften på ejendommen, havde spredt sig til de øverste 10 meter af morænelersaflejringerne og i grundvandet nedstrøms ejendommen. Afværgeforanstaltningerne omfattede opboring af forurenede jord i kildeområdet og efterfølgende kemisk oxidation med kaliumpermanganat.

De samlede afværgeforanstaltninger blev gennemført for Fyns Amt, og dele af monitoringen blev gennemført under Miljøstyrelsens Teknologiprogram for jord- og grundvandsforurening. Afværgeforanstaltningerne blev udført af et konsortium bestående af Hedeselskabet Miljø og Energi as (nuværende Orbicon A/S) og NIRAS A/S.

Formålet med afværgeforanstaltningerne var at reducere forureningen i kildeområdet, og dermed nedbringe potentialet for fremtidig forureningsspredning til poreluft og grundvand. Formålet med delprojektet i regi af Miljøstyrelsens Teknologiprogram for jord- og grundvandsforurening var at indsamle erfaringer omkring monitoringsindsatsen ved kemisk oxidation med permanganat.

Med afsæt i forureningssituationen og afværgeforanstaltningerne på Dalumvej 34B, Odense SV har Miljø & Ressourcer ved Danmarks Tekniske Universitet belyst spredningsegenskaberne for og effekten af permanganatoxidation af PCE i medier med præferentiel strømning. Endvidere har Orbicon A/S lavet modelsimuleringer af PCE-oprensning ved kemisk oxidation i moræneler.

Det er hensigten med denne rapport at formidle de væsentligste erfaringer fra det samlede arbejde med tilknytning til de gennemførte afværgeforanstaltninger på Dalumvej 34B, Odense SV.

Afværgestrategi og etablerede afværgeforanstaltninger

Efter en opboring af forurenede jord i kildeområdet blev borehullerne tilbagefyldt med en blanding af sand, grus, vand og kaliumpermanganat. Der blev tilført en samlet kaliumpermanganatmængde på ca. 12 ton (fast form). Dette gav anledning til en meget høj initial KMnO_4 -koncentration (>30.000 mg/l). Efter tilbagefyldningen blev kaliumpermanganat spredt med det naturlige grundvandsflow i sandslirerne og de sandede horisonter i moræneleren. Fra de højpermeable sandlag diffunderede kaliumpermanganaten ind i lermatricen i begrænset omfang. Som en del af afværgeforanstaltningerne blev der omkring kildeområdet etableret injektionsfiltre og et doseringssystem, som muliggjorde en efterfølgende injektion af vand og/eller opløst oxidationsmiddel. Doseringssystemet blev, med tilfredsstillende resultat, funktionsafprøvet med injektion af vand, men injektion af opløst oxidationsmiddel blev aldrig gennemført.

Moniteringsprogram

Med henblik på at følge udbredelsen af oxidationsmiddel og belyse oprensningseffekten ved anvendelse af kemisk oxidation med

kaliumpermanganat blev der opstillet et monitoringsprogram, der omfattede pejling af trykniveau, måling af ledningsevne samt vandprøvetagning til bestemmelse af grundvandets indhold af kaliumpermanganat, klorid, klorerede opløsningsmidler, klorerede nedbrydningsprodukter og chrom^{VI}.

Monitoringsprogrammet omfattede 27 monitoringsboringer (82 filtre), 5 storformatboringer (i kilde-/tilbagefyldningsområdet) og et nærliggende vandløb. 9 af de 27 monitoringsboringer blev etableret med filtersætning i 5-7 niveauer (multi level boringer), hvilket muliggjorde prøvetagning fra forskellige vandførende horisonter.

Til kontrol for eventuelle sætninger, som følge af oxidation af jordens reaktive bestanddele, omfattede monitoringsprogrammet også kontrolnivelementer til 25 nyetablerede fixpunkter.

Monitoringsprogrammet blev opstartet i januar 2003, svarende til ca. 3 måneder efter installationen af kaliumpermanganat, og fortsatte frem til februar 2005 (28 måneder efter installationen af kaliumpermanganat).

Distribution af oxidationsmiddel

Allerede ved den første monitoringsrunde (januar 2003) blev det registreret, at distributionen af oxidationsmiddel i sandlagene foregik væsentlig hurtigere og væsentlig mere udbredt end forventet. Den øgede distribution kunne forklares ud fra ændringer af strømningforholdene, herunder:

- Høj hydraulisk ledningsevne i sandlagene.
- Suge-effekt ved opboringen af materiale i storformatboringer.
- Densitetseffekt på strømmingen af vand med opløst permanganat i forhold til grundvand uden permanganat.
- Hævning af vandspejl ved tilførsel af vand til storformatboringer (v/ indkøring af doseringssystem).

Overordnet var kaliumpermanganat distribueret i sandlagene i et forholdsvis stort område (ca. 600 m²), og tættest på tilbagefyldningsområdet kunne det registreres i flere forskellige vandførende horisonter.

Efter den indledningsvist meget udbredte distribution af kaliumpermanganat blev der efterfølgende, mod forventning, registreret en markant aftagende distribution af oxidationsmidlet. Et år efter installation af kaliumpermanganat resterede der i tilbagefyldningsområdet kun en begrænset mængde, og nedstrøms herfor udgjorde udbredelsen af kaliumpermanganat kun smal fane. Den reducerede distribution kunne eksempelvis forklares ud fra:

- Initiel hurtig og omfattende distribution af oxidationsmiddel og følgende omsætning.
- Større kaliumpermanganatforbrug til omsætning af PCE og jordens reaktive bestanddele.
- Autodestruktion af kaliumpermanganat.

Vedrørende distributionen af oxidationsmiddel på Dalumvej 34B har specifikke undersøgelser vist, at kaliumpermanganatindtrængningen i moræneleren (via diffusion) har været 15 cm i den forvitrede zone og 2-3 cm i den uforvitrede zone.

Endelig har vurderingen af KMnO_4 -distributionen, herunder risikoen for utilsigtet spredning, påpeget vigtigheden af at vurdere de risici, der er forbundet med anvendelsen af kaliumpermanganat. Dette har endvidere identificeret behov for et beredskab i forhold til utilsigtet spredning af kaliumpermanganat.

Oprensningseffekt

På Dalumvej 34B blev der dokumenteret en lokal omsætning af PCE i jord (lermatricen) og grundvand (vandførende sandlag). Omsætningen, som tydeligst blev påvist i de nedstrøms monitoringsboringer, blev sammenkædet med en aktuel eller tidligere tilstedeværelse af kaliumpermanganat. Overordnet har afværgeforanstaltningerne dog ikke ført til en oprensning af ejendommen.

I tilknytning til afværgeforanstaltningerne vurderes PCE-omsætningen at have været begrænset af den tilførte kaliumpermanganatmængde og af tilbagediffusionen af PCE fra lermatricen.

I vurdering af oprensningseffekten spiller det desuden ind, at der mod forventning forgik forureningstilførsel fra et nyt kildeområde på ejendommens nordvestlige del.

På baggrund af modelsimuleringer med lokalitetsspecifikke parametre fra Dalumvej 34B blev det vurderet, at en fortsat afværge drift med tilførsel af permanganat over en periode på 10-20 år ikke vil føre til en omsætning af den samlede PCE-mængde i lermatricen. Tilbagediffusionen af PCE fra lermatricen vil være en begrænsende faktor, og den vil bevirke at effekten af en fortsat afværge drift ikke vil adskille sig væsentligt fra en situation uden afværge.

De udførte modelsimuleringer - for anvendelse af kemisk oxidation i moræneler med præferentiel strømning i sandslirer - har vist, at afstanden imellem sandslirerne er den parameter, som har størst indflydelse på, hvilken massejernelse (oprensning) der kan opnås. For en effektiv oprensning skal afstanden mellem sandslirerne være mindre end ca. 20 cm. Modelsimuleringerne har endvidere vist, at den nedstrøms forureningskoncentrationen kan reduceres ved at øge vandgennemstrømningen i sandslirerne, ved at øge tilsætningen af permanganat eller ved at mindske afstanden mellem injektionspunkterne.

Fremtidig anvendelse af kemisk oxidation med permanganat

Ved en fremtidig anvendelse af kemisk oxidation med permanganat anbefales det ikke at tilføre oxidationsmiddel på fast form. Alternativt anbefales det at tilføre opløst permanganat i koncentrationer på 1.000-5.000 mg/l. Det anbefales endvidere, at tilførslen sker som en pulsdosering med en passende hyppighed. Disse anbefalinger knytter sig bl.a. til det faktum, at forbruget af oxidationsmiddel har vist sig at være koncentrationsafhængigt samt risikoen for autodestruktion af permanganat ved høje koncentrationer.

I forbindelse med fremtidige afværgeforanstaltninger, der benytter kaliumpermanganat som oxidationsmiddel, anbefales det endvidere, at udarbejde en risikovurdering i forhold til anvendelsen af dette oxidationsmiddel og samtidig overveje et beredskab til at hindre en utilsigtet spredning af kaliumpermanganaten.

I forhold til valget af monitoringsparametre har erfaringerne fra Dalumvej 34B (morænelersaflejringer med præferentiel strømning i sandslirer) påpeget:

- At visuelle bedømmelser kan anvendes til en omtrentlig bestemmelse af kaliumpermanganatkoncentrationen i grundvandet.
- At visuelle bedømmelser kan identificere KMnO_4 -indhold over ca. 3 mg/l og skelne KMnO_4 -indhold op til ca. 2.000 mg/l.
- At ledningsevne målinger ikke kan anvendes som en brugbar indikator for indholdet af kaliumpermanganat.
- At kloridanalyser ikke kan anvendes som en entydig indikator for en tidligere PCE-omsætning med kaliumpermanganat.
- At sammenhørende dataserier for PCE- og KMnO_4 -koncentrationen er nødvendige for at kunne redegøre for afværgeforanstaltningernes effekt.
- At kontrolnivelementer kan anvendes til at dokumentere, at der ikke foregår sætninger af jorden som følge af en eventuel oxidation af jordens reaktive bestanddele.

I morænelersaflejringer, hvor der godt nok sker omsætning af forurening (massejernelse), men hvor reaktionsbetingelserne (bl.a. reaktionszone og tilbagediffusion) bevirker, at forureningen i den indre del af lermatricen ikke kan fjernes, må det derfor overvejes, om kemisk oxidation med permanganat bør karakteriseres som en afskærende foranstaltning, hvis primære effekt er at reducere forureningsudvaskningen (fluxen) fra behandlingsområdet.

Ud fra erfaringerne fra Dalumvej 34B vurderes en anvendelse af kemisk oxidation med permanganat i lavpermeable aflejringer med præferentiel strømning i sandlinser og -slirer at have en begrænset oprensningseffekt. Under afværgedriften vil kemisk oxidation være i stand til at kontrollere udvaskningen af PCE fra en sådan lokalitet, og ud fra denne betragtning vurderes det, at permanganatoxidation i lavpermeable aflejringer bør karakteriseres som en afskærende afværgeforanstaltning.

I højpermeable aflejringer peger resultater fra andre projekter imidlertid på, at permanganatoxidation kan føres til en succesfuld oprensning.

Summary and conclusions

In 2001 a remediation project was started to treat PCE contamination at Dalumvej 34B, Odense SV. The contamination originated from a dry cleaning facility at the site and had migrated into the top 10 meters of the clay till and to the groundwater downstream of the site. The remediation project included excavation of contaminated soil - using large diameter augers - and subsequent in-situ chemical oxidation using potassium permanganate.

The overall remediation project was implemented and financed by the County of Funen, and part of the monitoring was financed by the Danish EPA (development fund related to soil and groundwater contamination issues). The remediation project was carried out by a consortium comprising Hedeselskabet A/S (currently Orbicon A/S) and NIRAS A/S.

The purpose of the remediation project was to reduce the contamination in the target treatment zone and thereby reduce the potential for future migration to soil vapor and groundwater. Additionally the purpose was to acquire monitoring experience related to the performance of chemical oxidation using potassium permanganate.

On the basis of the contamination at Dalumvej 34B, Odense, SV Environment & Resources, the Technical University of Denmark investigated the transport parameters and the effect of permanganate oxidation in clay till and sand lenses associated with preferential transport. Additionally Orbicon A/S set up a transport model to illustrate the effect of chemical oxidation using potassium permanganate in clay till, and thereby identified the most critical hydrogeological, physical and chemical parameters for the remediation process.

This report is to present the most relevant experience from the overall work related to the remediation project at Dalumvej 34B, Odense SV.

Remediation strategy and remediation project performed

After excavation of the contaminated soil (using large diameter augers) the bore casings were backfilled with a mixture of sand, gravel, water and potassium permanganate. A total mass of 12,000 kg potassium permanganate (solid phase) was installed at the site. This mass generated a very high initial KMnO_4 -concentration in the groundwater (>30,000 mg/l). Upon backfill the potassium permanganate was distributed via the groundwater flow to sand lenses in the clay till. From these sand lenses potassium permanganate was transported into the clay matrix via diffusion. As a part of the remediation project a supply and injection system was set up to facilitate future injection and distribution of aqueous phase permanganate. This system was tested with a positive result (water injection), but an aqueous phase permanganate injection was never performed.

Monitoring program

In order to track the distribution of potassium permanganate and in order to investigate the remediation effect, a monitoring program was set up. The monitoring program included measurement of hydraulic head and

conductivity as well as water sampling to analyze the concentrations of potassium permanganate, chloride, chlorinated solvents, chlorinated daughter products and aqueous phase chromium (chromium^{VI}).

The monitoring program included 27 monitoring wells (82 screened intervals), 5 large diameter wells (in the target treatment zone) and a nearby stream. To facilitate sampling from various water-bearing depths, 9 of the 27 monitoring wells were fitted with screened intervals at 5-7 depths (multi level sampling).

To track possible soil settlements caused by oxidation of the reactive constituents in the soil, the monitoring program also included control leveling to 25 newly established and well-defined benchmarks.

Sampling according to the monitoring program was started in January 2003 (3 months after the installation of potassium permanganate) and continued up until February 2005 (28 months after the installation of potassium permanganate).

Distribution of oxidant

Already after the first monitoring (January 2003) it was evident that the distribution of oxidant in the sand lenses occurred much faster than expected and to a greater extent than expected. The greater oxidant distribution was due to changes in the flow conditions at the site, including:

- Large hydraulic conductivity in the sand lenses.
- A vacuum effect caused by the large diameter auger excavation.
- A density effect due to the larger density for aqueous phase permanganate compared to groundwater with no permanganate.
- A rise in water level due to the water injection (injection test for supply and injection system).

Overall potassium permanganate was distributed in the sand lenses over a fairly large area (app. 600 m²) and closest to the target treatment zone potassium permanganate was observed in several water-bearing depths.

After the initial very large distribution of potassium permanganate a significantly weakened distribution of potassium permanganate was observed. This weakening in distribution was not expected. One year after the installation of potassium permanganate only a limited quantity remained in the target treatment zone, and in the downstream area the oxidant distribution was reduced to a narrow plume. The reduced oxidant distribution could be due to:

- An initial fast and extensive distribution of oxidant and a subsequent consumption of oxidant.
- A greater consumption of oxidant than expected to oxidize PCE and the reactive constituents in the soil.
- Auto-destruction of potassium permanganate.

Regarding the distribution of oxidant at Dalumvej 34B, specific investigations have showed that permanganate transport into the clay matrix via diffusion was limited to 15 cm and 2-3 cm in the oxidized zone and the reduced zone, respectively.

Finally, evaluation of the permanganate distribution - and the risk of unintended off-site distribution - has emphasized the importance of a risk assessment prior to the use of potassium permanganate. Furthermore this evaluation has identified a need for a contingency plan in order to address unintended off-site distribution of potassium permanganate.

Remediation effect

At Dalumvej 34B, local oxidation of PCE in soil (clay till) and groundwater (water-bearing sand lenses) was documented. The oxidation, which was most evident in the downstream monitoring wells, was linked to actual or previous presence of potassium permanganate. However, the remediation project did not result in a complete remediation of the site.

In the evaluation of the remedial effect at the site, it is likely that the PCE oxidation has been limited by the installed amount of potassium permanganate (too small amount) and by back diffusion of PCE from the clay matrix to the sand lenses.

The remedial effect is also likely to be influenced by a new source zone discovered at the north western part of the site.

Model simulations with site-specific parameters demonstrated that continuous injection of permanganate over a period of 10-20 years would not lead to remediation (oxidation) of the total mass of PCE in the clay till at the site. Back diffusion of PCE from the clay matrix to the sand lenses would be a limiting factor, and due to this limitation, the effect of a continuous injection of permanganate would not differ substantially from the situation with no injection.

Model simulations of in-situ chemical oxidation in the clay till with preferential transport in sand lenses has demonstrated that the distance between different sand lenses is the most important parameter in mass removal. In order to obtain an effective remediation, the distance between the sand lenses must be no larger than 20 cm. Furthermore model simulations have demonstrated that the downstream contaminant concentration can be reduced by an increase in the water flow in the sand lenses, by an increase in the injection of permanganate or by a reduction in the distance between the oxidant injection points.

Future use of chemical oxidation with permanganate

It is recommended that a future chemical oxidation project with permanganate is not performed with solid phase installation of oxidant (potassium permanganate). As an alternative, it is recommended to inject liquid phase permanganate in concentrations of 1,000-5,000 mg/l. Additionally it is recommended to use an appropriate sequential injection (pulse injection) of permanganate. These recommendations are based on the fact that oxidant consumption is dependant on the oxidant concentration and that injection/installation of high concentrations of permanganate is associated with a risk of auto-destruction of permanganate.

It is recommended that future chemical oxidation remediation projects using permanganate include a risk assessment related to the use of permanganate. Furthermore it is recommended to prepare a contingency plan addressing unintended off site distribution of permanganate.

In relation to the choice of monitoring parameters, the experience from Dalumvej 34B (clay till with preferential transport in sand lenses) has indicated that:

- Visual assessments can be used to estimate approximate permanganate concentrations in groundwater samples.
- Visual assessments can identify permanganate concentrations above 3 mg/l and distinguish concentrations up to 2,000 mg/l.
- Conductivity measurements cannot be used as a reliable indicator for permanganate concentration.
- Chloride analysis cannot be used as a reliable indicator for previous oxidation of PCE (and subsequent formation of chloride) using permanganate.
- Interrelated data series of PCE and KMnO_4 concentrations are required in order to evaluate the remediation effect.
- Accurate levelling can be used to document that no soil settlements occur, due to the oxidation of reactive constituents in the soil.

In the clay till oxidation of contamination will occur (reduction of contaminant mass). The reaction conditions (reaction zone and back diffusion) will, however, at the same time result in a situation where contamination located within the clay matrix cannot be completely removed. For this reason in-situ chemical oxidation in low permeable layers must be considered only as a cut off remediation technique for reduction of the off site migration of contaminants.

Based on the experience from Dalumvej 34B, the use of chemical oxidation with permanganate in low permeable media is evaluated to have a limited remediation effect. During the remediation project (active phase) chemical oxidation with permanganate will be able to reduce leaching of contaminants from the site, and based on this statement in-situ chemical oxidation should be considered only as a cut off remediation technique.

However, in high permeable media, the results from other remediation projects indicate that in-situ chemical oxidation using permanganate can result in a complete and successful remediation.

1 Indledning

1.1 Baggrund for afværgeprojekt

Dalumvej 34B, Odense SV har siden 1955 været anvendt til renseri. Ved projektets opstart i 2001 var der fortsat renserridrift på ejendommen.

Ved en række forureningsundersøgelser på og omkring Dalumvej 34B, Odense blev der i perioden fra 1993 til 2001 påvist udbredt jord-, poreluft- og grundvandsforurening med klorerede opløsningsmidler, primært PCE, på og nedstrøms ejendommen. Ved undersøgelserne blev der desuden påvist forholdsvis høje indhold af klorerede opløsningsmidler i indeluften i flere boliger i området /ref. 1-ref. 7/.

Forureningen blev overvejende truffet indenfor de øverste ca. 10 m u.t. i moræneler med indlejrede sandede horisonter og sandslirer. Den kraftigste forurening var knyttet til området omkring en beskadiget kloakledning fra renserriet og blev truffet ved/under det nordøstlige hjørne af renserrbygningen.

Den påviste forurening blev vurderet på sigt at kunne udgøre en risiko i forhold til et eventuelt dybereliggende primært grundvandsmagasin samt indeklimaet i boligerne på Dalumvej 34B, Lykkeshåbs Alle 4 samt Lindevej 29, 31 og 42 /ref. 6/.

Beliggenheden af Dalumvej 34B fremgår af nedenstående oversigtskort, figur 1.1. En situationsplan, der viser placeringen af Dalumvej 34B, Lykkeshåbs Alle 4 samt Lindevej 29, 31 og 42, er vedlagt i bilag 1. Af bilag 1 fremgår ligeledes placeringen af de gennemførte undersøgelsesboringer.



Figur 1.1: Oversigtskort, 1:25.000.

1.2 Formål

På baggrund af den påviste forurening valgte Fyns Amt at igangsætte en afværgeindsats, som havde til formål at reducere forureningen i kildeområdet, og dermed nedbringe potentialet (kildestyrken) for fremtidig forureningsspredning til poreluft og grundvand. Specifikt havde afværgeindsatsen endvidere sigte på at reducere risikoen for forurening af den primære grundvandsressource i området samt at reducere påvirkningen af indeklimaet i boligerne på Dalumvej 34B og Lykkehåbs Allé 4.

Formålet med delprojektet i regi af Miljøstyrelsens Teknologiprogram for jord- og grundvandsforurening var at indsamle erfaringer omkring monitoringsindsatsen for en afværge med anvendelse af kemisk oxidation med permanganat. Herunder erfaringer med valg af monitoringsparametre i forhold til oprensningseffekt, udbredelse af permanganat samt eventuelle sætninger som følge af oxidation af jordmatricens naturlige indhold af organisk stof.



Figur 2.2: Foto af rensribygningen på Dalumvej 34B. I baggrunden tv. ses beboelsen på Dalumvej 34B og i baggrunden th. ses beboelsen på Lykkeshåbs Alle 4.

2.2 Geologi og hydrogeologi

Terrænkoten på Dalumvej 34B er ca. +15 m DNN. Øst og nordøst for lokaliteten falder terrænet i retning mod Odense Å, der er beliggende ca. 300 meter nordøst for Dalumvej 34B. Vandspejlskoten i Odense Å er ca. +6,5 m DNN.

Jordlagene på lokaliteten består øverst af et 1 meter tykt muld- og fyldlag. Herunder er der truffet moræneler med varierende indhold af sand til minimum ca. 25 m.u.t. Sandindholdene i moræneleren forekommer hhv. som sandslirer, små isolerede sandlinser og som tynde sandlag af varierende tykkelse. Flere af sandlagene vurderes at have en vis horisontal udbredelse, men sammenhængen mellem sandlagene er ikke klarlagt.

Der er truffet grundvand i sandlinserne/sandlagene i moræneleren. Grundvandsspejlet på Dalumvej 34B er truffet i kote +12 til kote +13,5 m DNN, svarende til 1,5-3,0 m u.t. Grundvandsspejlet i sandlinserne/sandlagene er spændt. Strømningsretningen for det terrænnære grundvand er øst-nordøstlig i retning mod Odense Å.

Ved slug test blev den hydrauliske ledningsevne for de terrænnære sandede lag *omkring kildeområdet* på lokaliteten bestemt til $8,4 \times 10^{-7}$ m/s - $4,8 \times 10^{-6}$ m/s. Med en gennemsnitsværdi for den hydrauliske ledningsevne på 2×10^{-6} m/s, en strømningsgradient ved kildeområdet på 4,5% og en porøsitet på 30% blev strømningshastigheden bestemt til 9,5 m/år.

Ved pumpeforsøg blev den hydrauliske ledningsevne for de terrænnære sandede lag *nedstrøms lokaliteten* bestemt til $4,9 \times 10^{-7}$ m/s - $4,0 \times 10^{-5}$ m/s. Den højest bestemte hydrauliske ledningsevne på 4×10^{-5} m/s gav anledning til en strømningshastighed på ca. 80 m/år (strømningsgradient nedstrøms kildeområdet på 1,9% og porøsitet på 30%). Den før nævnte ledningsevne på 2×10^{-6} m/s gav anledning til en strømningshastighed på ca. 4 m/år. Den virkelige strømningshastighed i det terrænnære grundvand nedstrøms kildeområdet blev vurderet at ligge i den lave ende af intervallet 4-80 m/år.

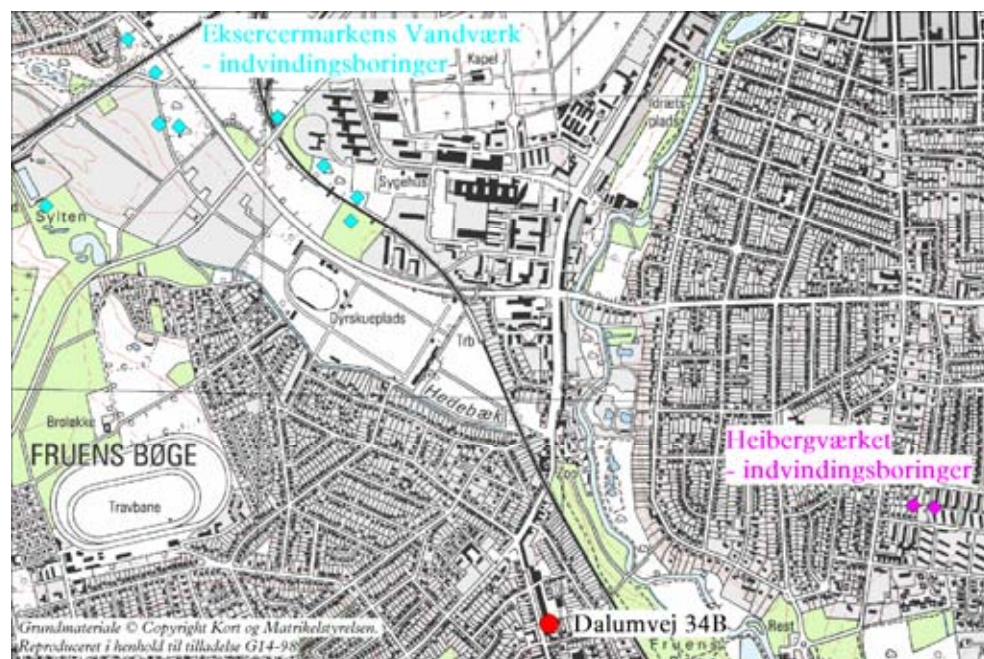
2.3 Vandindvinding og recipienter

Dalumvej 34B er beliggende i et område med særlige drikkevandsinteresser og var ved projektets opstart beliggende på grænsen mellem de teoretiske indvindingsoplande for Heibergværket og Eksercermarkens Vandværk. Indvindingsboringerne til disse vandværker er placeret i en afstand på ca. 1.300 meter østnordøst (Heibergværket) og 1.500-2.500 meter nordvest (Eksercermarkens Vandværk) for lokaliteten.

Vandindvindingen ved Heibergbergværket og Eksercermarkens Vandværk sker fra kvartære sandlag ca. 30-50 m u.t., svarende til kote -15 til -35 m DNN. Omkring Dalumvej 34B er der ikke truffet vandførende sandlag i moræneleren i dette dybdeinterval. Ved Heibergværket og Eksercermarkens Vandværk er trykniveauet for det dybtliggende primære grundvandsmagasin angivet til ca. kote +5 m DNN. Der vurderes således at være en nedadrettet gradient mellem det sekundære grundvandsmagasin på Dalumvej 34B og magasinet, der pt. anvendes til vandindvinding.

Placeringen af de idriftværende indvindingsboringer med tilknytning til Heibergværket og Eksercermarkens Vandværk fremgår af figur 2.3. Det skal bemærkes, at de viste indvindingsboringer svarer til situationen i 1999-2000, hvor overvejelserne omkring etablering af afværgeforanstaltninger foregik. Ifølge oplysninger fra Odense Vandselskab er indvindingsboringerne tilhørende Heibergværket efterfølgende lukket, og indvindingen fra Eksercermarkens Vandværk er nedsat.

I 2007 er det vurderet, at Dalumvej 34B (med de aktuelle idriftværende indvindinger) er beliggende udenfor indvindingsoplandet til Eksercermarkens Vandværk /ref. 35/.



Figur 2.3: Placeringen af idriftværende vandindvindingsboringer, 1:30.000.

Den nærmeste recipient er Odense Å, der er beliggende ca. 300 meter nordøst for Dalumvej 34B (se figur 1.1). Der er endvidere en rørlagt recipient, Sorgenfri Bæk, som er beliggende ca. 40 nord for Dalumvej 34B. Sorgenfri

Bæk løber langs nordskellet af Lykkeshåbs Alle 4-16 og har udløb til Odense Å. Placeringen af Sorgenfri Bæk fremgår af figur 2.1.

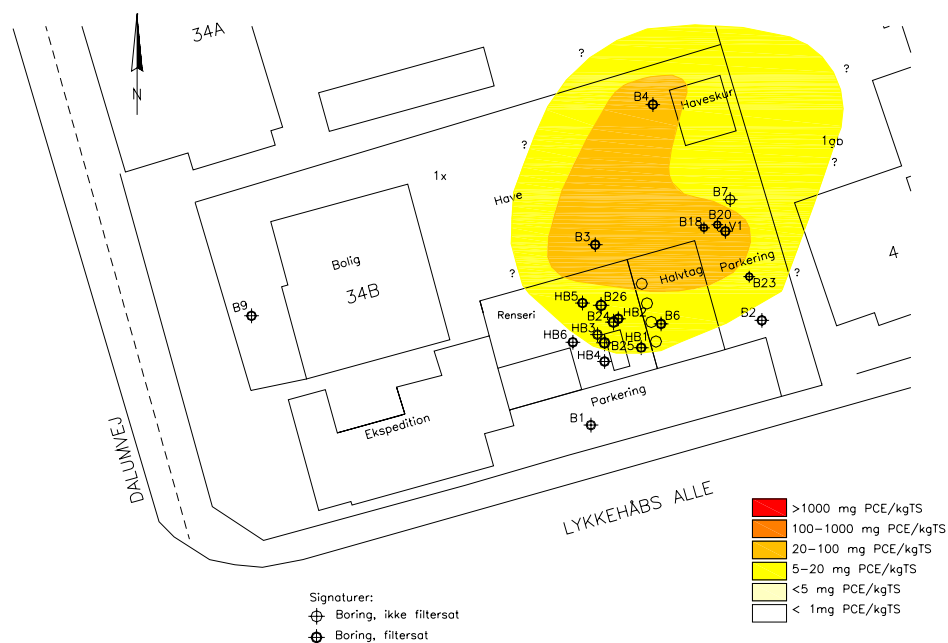
2.4 Forureningsbeskrivelse

Undersøgelserne med henblik på at beskrive og afgrænse forureningen på Dalumvej 34B, Odense SV blev udført af Hedeselskabet Miljø og Energi as. Undersøgelserne blev udført dels i perioden 1993-2001 (grundlag for afværgeindsats) og dels i 2003-2004 (nyt kildeområde). Resultaterne fra de gennemførte undersøgelser beskrives kortfattet i nedenstående afsnit.

2.4.1 Grundlag for afværgeindsats

Forureningsundersøgelser gennemført i 1993-2001 påviste en kraftig forurening med klorerede opløsningsmidler, primært perchlorethylen (PCE), i jord, poreluft og grundvand /ref. 1-ref. 7/. Kilden til den påviste forurening blev primært vurderet at være utætheder i kloaksystemet ved det nordøstlige hjørne af renseribygningen samt i mindre grad spild fra rensmaskinen og udledning/deponering af renseriaffald øst for renseribygningen.

I kildeområdet, der blev vurderet at udgøre et areal på ca. 125 m², blev der påvist indhold af PCE i jorden i koncentrationer på op til 49 mg/kg TS. I en enkelt prøve blev der endvidere påvist tilstedeværelse af fri fase PCE. I kildeområdet blev forureningen vurderet at have en vertikal udbredelse på op til 10 m u.t. Jordforureningen i kildeområdet blev anslået at udgøre ca. 70 kg PCE. De påviste jordforureninger fremgår af figur 2.4.



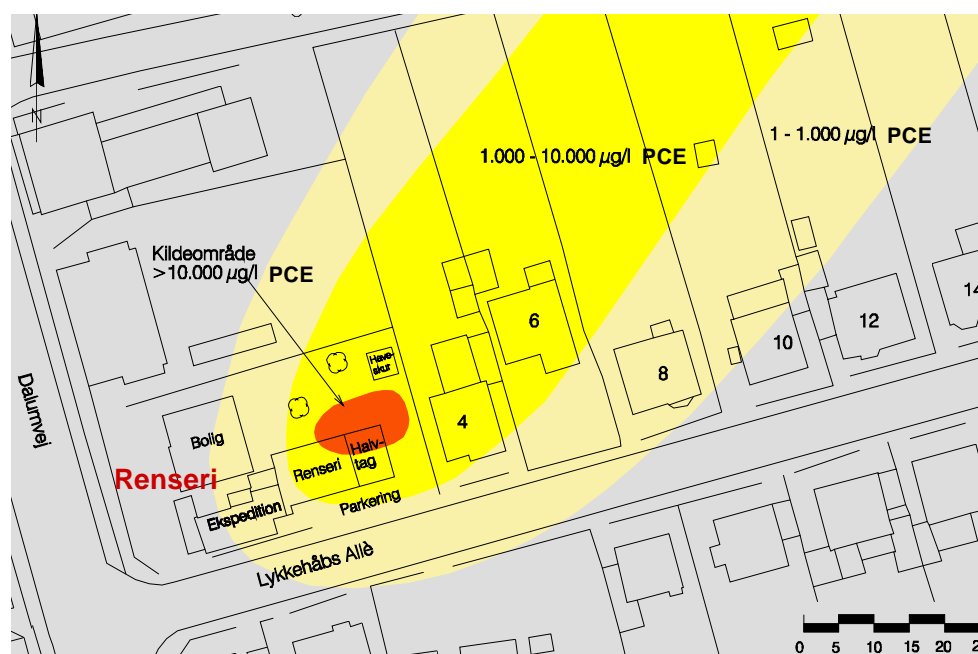
Figur 2.4: Situationsplan, jordforurening omkring kildeområdet (optegnet efter originalmateriale /ref. 1-ref. 7/).

I kildeområdet blev der endvidere påvist PCE-indhold i det terrænnære grundvand i koncentrationer på op til 58.000 µg/l. Der blev desuden påvist lave indhold af nedbrydningsprodukterne TCE, DCE og vinylklorid. Koncentrationsniveauet for grundvandsforureningen blev påvist at aftage markant med dybden, og den væsentligste del af grundvandsforureningen blev vurderet at være beliggende mellem grundvandspejlet og ca. 10 m u.t. I såvel

det terrænnære som i det dybereliggende grundvand blev der registreret aerobe forhold, hvilket stemmer overens med de lave indhold af nedbrydningsprodukterne triklorethylen, diklorethylener og vinylklorid. Grundvandsforureningen i kildeområdet blev anslået at udgøre en samlet mængde på ca. 2 kg PCE.

Omkring kildeområdet blev der ligeledes påvist markant poreluftforurening med koncentrationer på op til $600.000 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Poreluftforurening blev også påvist på en række nedstrøms beliggende ejendomme, hvor den blev vurderet at udgøre en uacceptabel risiko for påvirkning af indeklimaet i de aktuelle boliger.

Umiddelbart nedstrøms kildeområdet blev der påvist PCE-niveauer i grundvandet på op til $7.000 \mu\text{g}/\text{l}$, og i forureningsfanen 125 meter nedstrøms kildeområdet blev der påvist PCE-indhold på op til $2.600 \mu\text{g}/\text{l}$ (ved Lindevej 29). PCE-forureningen i grundvandsfanen, der strakte sig over et forholdsvis stort areal, blev vurderet at udgøre i alt ca. 15 kg PCE. De påviste forureningsniveauer i det terrænnære grundvand fremgår af figur 2.5.



Figur 2.5: Situationsplan, forureningsniveau i terrænnært grundvand.

Samlet set blev det vurderet, at forureningen på sigt kunne udgøre en risiko i forhold til et eventuelt dybereliggende primært grundvandsmagasin, ligesom forureningen på sigt kunne udgøre en risiko i forhold til indeklimaet i boligerne på Dalumvej 34B, Lykkehåbs Alle 4 samt Lindevej 29, 31 og 42 /ref. 6, ref. 10/. Det er senere påvist, at forureningspåvirkningen ved Lindevej 29, 31 og 42 stammer fra en forurening på Dalumvej 28, idet forureningsudbredelsen fra Dalumvej 34B afskæres ved Sorgenfri Bæk.

2.4.2 Nyt kildeområde

I forbindelse med monitoringsaktiviteterne i tilknytning til den gennemførte afværgeindsats blev der i marts 2003 påvist koncentrationer af PCE i indeluften og i poreluften på Dalumvej 34B, som var højere end før udførelsen af afværgeforanstaltningerne /ref. 11/. Der blev desuden påvist høje og tiltagende indhold af PCE i monitoringsboringer nordvest (vinkelret på

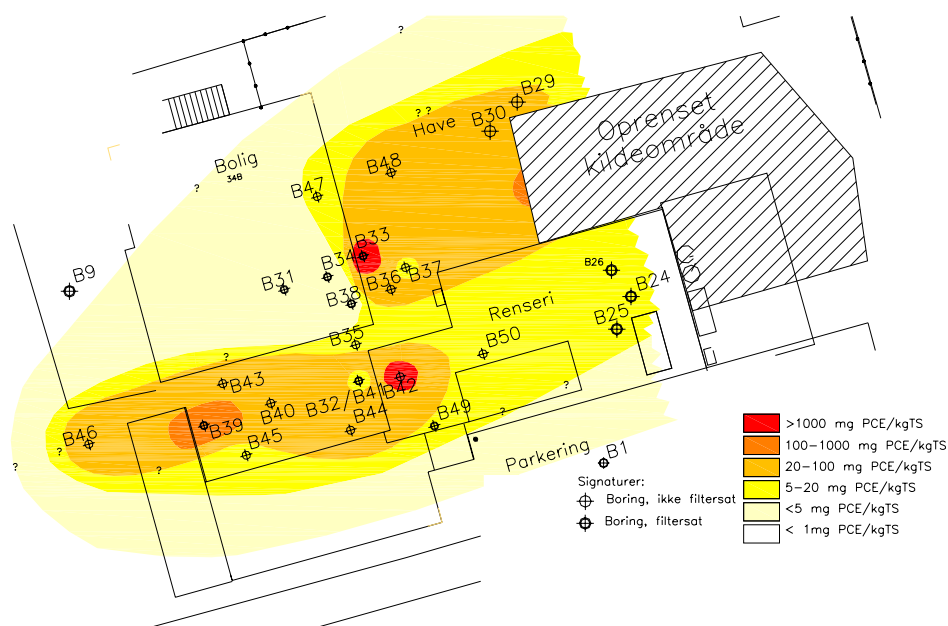
strømningsretningen) for det opborede kildeområde /ref. 12/ (se også afsnit 5.2.5.2).

Årsagen til de øgede forureningskoncentrationer i indeluft, poreluft og grundvand blev efterfølgende undersøgt ved udførelse af kloakinspektion og poreluftmålinger samt ved udførelse af borer og udtagning af grundvandsprøver i perioden februar-maj 2004 /ref. 13–ref. 16/.

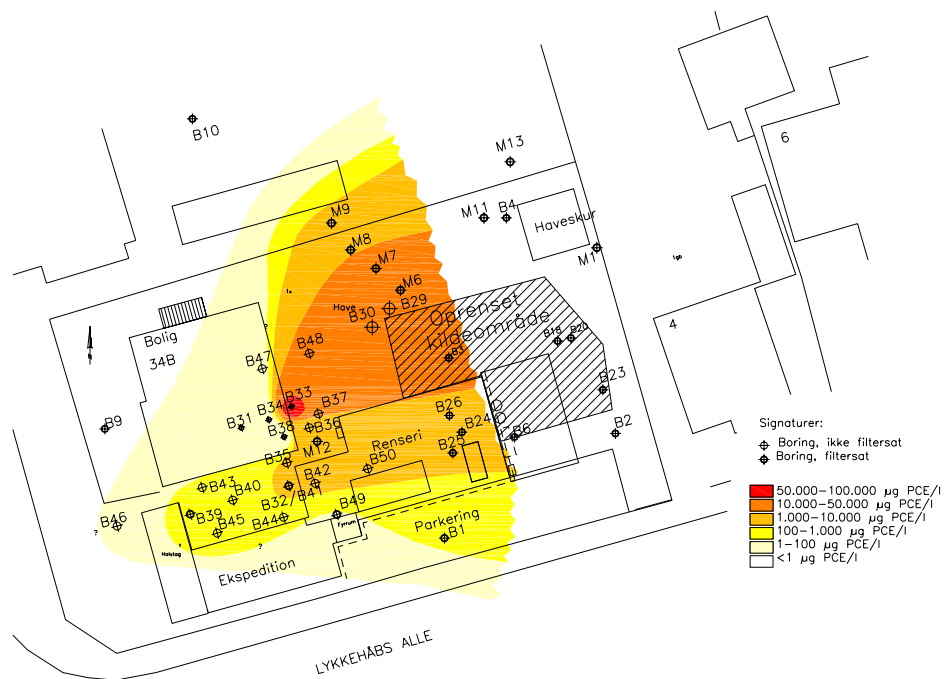
Ved disse undersøgelser blev der påvist et nyt kildeområde på den vestlige del af ejendommen med PCE-indhold i jorden på op til 2.500 mg/kg TS. Jordforureningen var kraftigst langs kloakken og havde spredt sig ind under bygningerne. Jordforureningen blev truffet mellem 2 og 9 m u.t. Jordforureningen i det nye kildeområde på den vestlige del af ejendommen blev anslået at udgøre ca. 90 kg PCE.

Ved undersøgelserne på den vestlige del af ejendommen blev der i det terrænnære grundvand endvidere påvist indhold af PCE i koncentrationer på op til 82.300 µg/l. Grundvandsforureningen i det nye kildeområde blev anslået at udgøre en samlet mængde på ca. 1 kg PCE.

Gennemførelsen af de supplerende undersøgelser førte ikke til en endelig afgrænsning af jord- og grundvandsforureningen omkring det nye kildeområde på den vestlige del af Dalumvej 34B. De påviste forureningsniveauer i jord og terrænnært grundvand fremgår af figur 2.6 og 2.7.



Figur 2.6: Situationsplan, jordforurening, nyt kildeområde (modifieret efter originalmateriale /ref. 16/).



Figur 2.7: Situationsplan, grundvandsforurening, nyt kildeområde (modificeret efter originalmateriale /ref. 16/).

På baggrund af undersøgelserne i marts 2003 blev der således påvist kraftig poreluft-, jord- og grundvandsforurening i et område (nyt kildeområde) opstrøms for det kildeområde, som var registreret ved undersøgelserne udført frem til 2001. De påviste forureningskoncentrationer i jord var tilmed væsentligt højere end koncentrationerne i kildeområdet omkring det nordøstlige hjørne af renseribygningen.

Det er således uomtvisteligt, at effekten af afværgeforanstaltningerne, som blev igangsat med fokus på kildeområdet omkring det nordøstlige hjørne af renseribygningen, var været påvirket af forureningen i det opstrøms placerede nye kildeområde (se afsnit 5.2.5.2).

3 Afværgeforanstaltninger og -strategi

Afværgeforanstaltningerne på Dalumvej 34B, Odense SV blev igangsat på grundlag af den forurening, som var påvist omkring det nordøstlige hjørne af renseribygningen på ejendommen. Formålet med afværgeforanstaltningerne var at reducere forureningen i kildeområdet, og dermed at reducere risikoen for forurening af den primære grundvandsressource samt på sigt at reducere påvirkningen af indeklimaet i boligerne på Dalumvej 34B og Lykkehåbs Allé 4.

3.1 Strategi for afværgeforanstaltninger

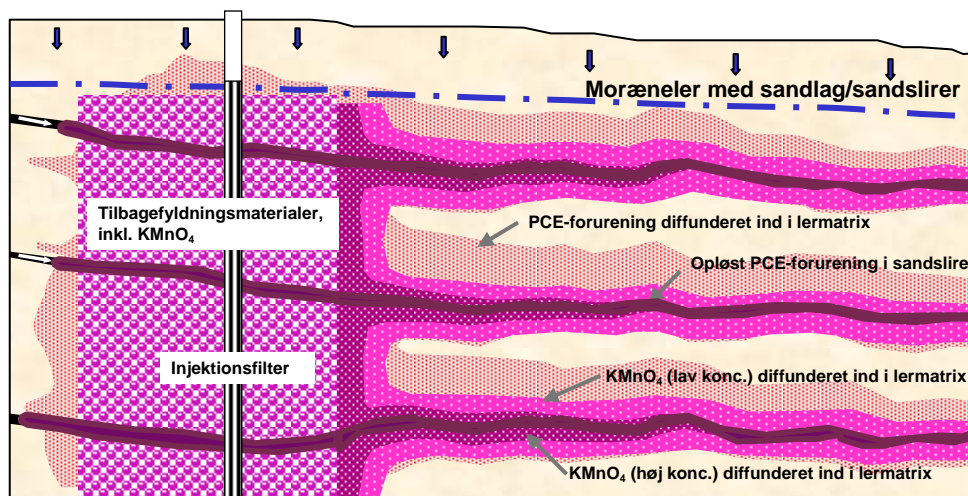
Afværgeforanstaltningerne på Dalumvej 34B, Odense SV omfattede overordnet en opboring af forurenede jord i kildeområdet efterfulgt af en tilsætning af oxidationsmiddel med henblik på at omsætte restforureningen i jord og grundvand.

Afværgeforanstaltningerne blev gennemført efter følgende overordnede princip:

- Opboring af forurenede jord i kildeområdet (til 7,5-10 m u.t.).
- Installation af oxidationsmiddel (fast form) - tilbagefyldning med sand, grus og oxidationsmiddel (kaliumpermanganat).
- Opløsning af oxidationsmiddel og fordeling via grundvandstransport og diffusion.
- Injektion af vand for at hæve grundvandsspejlet i kildeområdet og derved at øge udstrømningen af opløst oxidationsmiddel (væskedoseringsanlæg med vandrette og lodrette filtre).
- Mulig gentilførsel af oxidationsmiddel via væskedoseringsanlæg (opløst form).
- Løbende monitoring i forhold til distribution af oxidationsmiddel og oprensningseffekt.

Efter opboring af forurenede jord blev borehullerne opfyldt med en blanding af sand, grus, vand og kaliumpermanganat. Efter tilbagefyldningen opløstes kaliumpermanganaten i det terrænnære grundvand, og der skete en vertikal distribution i tilfyldningsområdet som følge af infiltrerende regnvand og en densitetseffekt (idet massefylden for opløst kaliumpermanganat er større end vand ville der ske vertikal nedadrettet strømning). Herefter var det forventet, at kaliumpermanganaten ville spredes med det naturlige grundvandsflow i sandlagene/sandlinserne, hvorfra det i et vist omfang var forventet at diffundere ind i lermatricen. En stor mængde oxidationsmiddel blev således installeret på én gang ved etableringen af afværgeforanstaltningerne. Som en del af afværgeforanstaltningerne blev der i kildeområdet endvidere etableret filtre, hvorigennem det var muligt at injicere vand og eventuelt også opløst oxidationsmiddel. Både i og udenfor kildeområdet blev der desuden etableret filtre til monitoring af oprensningsforløbet. En skitse, der illustrerer det forventede spredningsmønster for oxidationsmidlet, fremgår af figur 3.1.

Til den eventuelle fremtidige tilførsel af oxidationsmiddel blev det valgt at anvende natriumpermanganat. Det skal bemærkes, at kaliumpermanganat også kunne have været anvendt. I givet fald ville dette have krævet etablering af et separat system til opløsning af partikulært kaliumpermanganat.



Figur 3.1: Forventet spredningsmønster for oxidationsmiddel.

3.2 Valg af oxidationsmiddel

Udenlandske erfaringer havde dokumenteret, at permanganat var i stand til oxidere (omsætte) forurening med klorerede opløsningsmidler, hvorfor in-situ kemisk oxidation med permanganat forventeligt var en brugbar afværgestrategi i forhold til forureningen på Dalumvej 34B, Odense SV. Der forelå ikke dokumenterede erfaringer for anvendelsen af permanganat i lavpermeable aflejringer, men det var forventeligt af distributionen af permanganat ville ske via de højpermeable sandlinser og -lag til lermatrixen (se beskrivelsen ovenfor).

I valget af oxidationsmiddel var det væsentligt at undersøge to overordnede forhold:

- Var permanganat i stand til at oxidere PCE-forureningen?
- Hvordan harmonerede anvendelsen af permanganat som oxidationsmidlet med geologien, hydrogeologien og geokemien på lokaliteten?

Som anført ovenfor, og som det fremgår af afsnit 3.3, er permanganat i stand til at oxidere forurening med klorerede opløsningsmidler.

Valget af permanganat som oxidationsmiddel blev også understøttet af permanganatens *fleksible tilførselsform*, hvor permanganat kunne tilføres jordmatrixen både som fast stof (KMnO_4) og som væske (NaMnO_4).

Permanganat blev desuden foretrukket på grund af dets *høje stabilitet/lange levetid* i jordmatrixen. Idet lokalitetens geologi i stor grad bestod af moræner skulle oxidationsmidlets distribution i jordmatrixen bl.a. foregå via diffusion i moræneleret. Ved at vælge et oxidationsmiddel med en høj stabilitet, var det muligt at sikre, at oxidationspotentialet stadig var intakt, når oxidationsmidlet nåede ud til forureningen.

Permanganat blev også valgt, fordi oxidationsprocessen her foregår ved en *direkte oxidation* og ikke ved en fri radikale oxidation. På den måde var der ikke risiko for, at oxidationen blev hæmmet af den karbonat (CO_3^{2-}) og bikarbonat (HCO_3^-), der kunne være bundet i kalken i moræneleret på lokaliteten. Ved en fri radikale oxidation ville der modsat være risiko for, at karbonaten og bikarbonaten ville forbruge de frie radikaler og dermed reducere oxidationskapaciteten.

Kemisk oxidation med permanganat blev endvidere valgt, idet teknikken var anvendelig indenfor et forholdsvis *stort pH-interval* (pH=4-8), og endelig havde permanganat som oxidationsmiddel den fordel, at oxidationsprocessen ikke var forbundet med *varme- eller gasproduktion*, hvilket er tilfældet for andre oxidationsmidler.

3.3 Kemisk oxidation med kaliumpermanganat

Kaliumpermanganat er et af de oxidationsmidler, som er i stand til at oxidere PCE. En reaktionsligning, der illustrerer den fuldstændige omsætning af PCE ved oxidation med permanganat (MnO_4^-), er vist nedenfor.



Ved den kemiske oxidation bliver PCE-forureningen således nedbrudt til harmløse komponenter som kuldioxid, klorid, brintioner og mangandioxid. De dannede komponenter vil bl.a. resultere i en sænkning af grundvandets pH (afhængig af jordens bufferkapacitet), en øgning af ledningsevnen samt en udfældning af partikulært mangandioxid.

Oxidationen med kaliumpermanganat vil være rettet mod PCE-forureningen. Det er imidlertid således, at kaliumpermanganaten også vil oxidere jordens naturlige indhold af organisk materiale samt indhold af reducerede uorganiske komponenter (jordens reaktive bestanddele). Erfaringsmæssigt vil hovedparten af oxidationsmidlet blive anvendt til oxidation af jordens reaktive bestanddele. Således er forbruget af oxidationsmiddel i høj grad afhængig af jordens indhold af organisk stof samt jordens redoxstatus. Undersøgelser har endvidere vist, at forbruget af oxidationsmiddel til oxidation af jordens reaktive bestanddele øges ved en øget koncentration af det tilførte oxidationsmiddel /ref. 30/ (se afsnit 3.4.1).

3.4 Indledende laboratorieundersøgelser

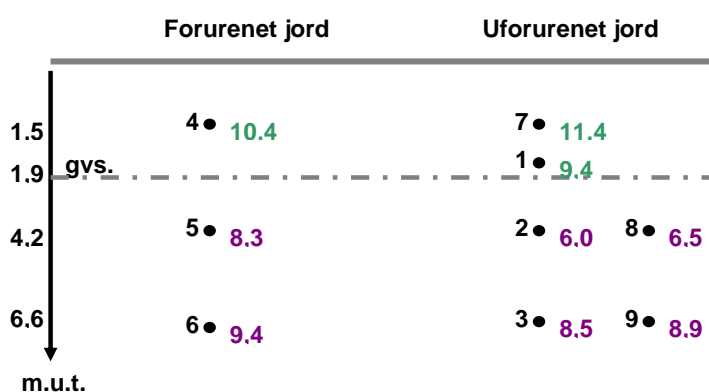
I forbindelse med projekteringen af afværgeforanstaltningerne blev der gennemført laboratorieforsøg til at belyse forskellige forhold vedrørende anvendelsen af permanganat som oxidationsmiddel. Forsøgene, som blev gennemført med jord fra Dalumvej 34B, skulle bestemme forbruget af oxidationsmiddel, påvirkningen af pH, indtrængningen af oxidationsmiddel i lermatrix, mv.

3.4.1 Forbrug af oxidationsmiddel

Med henblik på at vurdere forbruget af oxidationsmiddel blev der udført et laboratorieforsøg til bestemmelse af kaliumpermanganatforbruget til fuldstændig oxidation af jord fra lokaliteten.

Laboratorieforsøget omfattede jordprøver af forurenede og uforurenede jord, ligesom forsøget omfattede jordprøver udtaget henholdsvis i den umættede og den mættede zone. For nærmere beskrivelse henvises til /ref. 24/.

Der blev udtaget tre prøver fra den umættede zone 0,5 - 1 meter over grundvandsspejlet (en forurenede (#4) og to uforurenede (#1 og #7)), tre jordprøver fra den mættede zone, 1 meter under grundvandsspejlet (en forurenede (#5) og to uforurenede (#2 og #8)), og tre jordprøver fra større dybde, 3 - 4 meter under grundvandsspejlet (en forurenede (#6) og to uforurenede (#3 og #9)). Prøvernes placering fremgår af figur 3.2. De dybeste jordprøver vurderes at være udtaget i den uforvitrede zone, mens de to øverste sæt af jordprøver vurderes at være udtaget i den forvitrede zone (se nedenfor). De bestemte forbrug af kaliumpermanganat fremgår af figur 3.2.



Figur 3.2: Udtagne jordprøver - forbrug af oxidationsmiddel, målt i g KMnO₄/kg TS jord.

Af figur 3.2 fremgår det, at forbruget af oxidationsmiddel varierede mellem 6,0-11,4 g KMnO₄ pr. kg jord. Det forekom, at forbruget af oxidationsmiddel i den umættede zone var lidt større end forbruget i den mættede zone, hvorimod der tilsyneladende ikke blev registreret nogen væsentlig forskel på forbruget i forurenede og uforurenede jord. Det gennemsnitlige forbrug af oxidationsmiddel blev bestemt til ca. 9 g KMnO₄/kg TS jord.

Ud fra laboratorieforsøget blev det skønnet, at oxidation af et anslået forurenede jordvolumen på 1.500 m³ (2.700 tons) ville indebære et forbrug af oxidationsmiddel på i størrelsesordenen 24.000 kg KMnO₄. Dette forbrug forudsatte en god og ensartet fordeling af oxidationsmidlet samt en forudsætning om, at oxidationsmidlet alene blev distribueret indenfor det ønskede oprensingsområde (ingen utilsigtet spredning).

I forbindelse med /ref. 30/ har Institut for Miljø & Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet (M&R, DTU) efterfølgende foretaget en bestemmelse af forbruget af oxidationsmiddel for jord fra Dalumvej 34B, Odense SV (målt som NOD). Resultaterne heraf viser, at oxidationsmiddelforbruget er afhængig af koncentrationen af det tilførte oxidationsmiddel, hvilket er et resultat, som ikke var kendt på projekteringsstidspunktet. For en tilført kaliumpermanganatkoncentration på 5 g/l viser DTU's resultater et forbrug på 4,4 og 10,2 g KMnO₄/kg TS jord for hhv. den forvitrede og uforvitrede zone. For en tilført kaliumpermanganatkoncentration på 20 g/l er forbruget på 9,7 og 15,3 g KMnO₄/kg TS jord for hhv. den forvitrede og uforvitrede zone. Således viser resultaterne, at forbruget af oxidationsmiddel øges ved en øget koncentration af det tilførte oxidationsmiddel. DTU's forsøg viser endvidere, at forbruget af oxidationsmiddel er større i den uforvitrede zone end i den

forvitrede zone. Sidstnævnte resultater er således i modstrid med laboratorieresultaterne, der indikerede et større forbrug af oxidationsmiddel i den umættede zone end i den mættede zone. Hvad angår forbruget for forurenede og uforurenede jord er der overensstemmelse mellem de to undersøgelser, idet /ref. 30/ anfører, at hovedparten af oxidationsmidlet anvendes til oxidation af jordens reaktive bestanddele, hvorfor der ikke vil være væsentlig forskel på forbruget for forurenede og uforurenede jord.

3.4.2 Påvirkning af pH

I tilknytning til ovennævnte laboratorieforsøg til bestemmelse af oxidationsmiddelforbruget blev der foretaget målinger til bestemmelse af jordens naturlige pH samt udviklingen i pH under oxidationen med kaliumpermanganat.

pH-forholdene blev undersøgt, idet anvendelsen af kaliumpermanganat forudsatte, at jordens pH lå mellem ca. 4 og 8. Det skyldes, at oxidationen med kaliumpermanganat er forbundet med en frigivelse af brintioner, som - afhængigt af jordens bufferkapacitet - kan resultere i et fald i pH (se afsnit 3.2).

Ved laboratorieforsøgene blev den naturlige pH for den umættede zone bestemt til 6,3-6,7, mens den naturlige pH i den mættede zone blev bestemt til 7,3-7,8. Ved forsøgene blev der umiddelbart efter tilsætningen af KMnO_4 registreret et mindre fald i pH, hvilket blev tilskrevet en kraftige reaktion (oxidation) med frigivelse af store mængder brintioner. pH-faldet blev under forsøget, som forløb over 22 dage, neutraliseret af jordens kalkindhold. Under forsøget blev der ikke påvist væsentlige ændringer i pH, som antog værdier på 6,5-8,0. Forsøget og resultaterne er nærmere beskrevet i /ref. 24/.

3.4.3 Indtrængning af oxidationsmiddel i lermatrix

Distributionen af oxidationsmiddel ville forventeligt ske med det naturlige grundvandsflow til sandlagene og -linserne i jordmatrixen. Herfra ville der ske en diffusion af oxidationsmiddel ind i lermatrixen (se afsnit 3.1). Med henblik på at belyse hvilken indtrængning af oxidationsmiddel der kunne forventes i lermatrixen, blev der udført et laboratorieforsøg med seks intakte jordkerner fra lokaliteten.

Jordkernerne fik tilført oxidationsmiddel (kaliumpermanganat) i en koncentration på 10.000 mg/l. Over en periode på 50 dage blev indtrængningen af kaliumpermanganat løbende registreret. Registreringen foregik ved brug af UV-spektroskopi. Forsøget er nærmere beskrevet i /ref. 24/. Efter perioden på 50 dage blev der registreret en indtrængning på 2,0-4,5 cm (gennemsnitligt 3 cm), svarende til en årlig indtrængning på ca. 20 cm. Idet indtrængningen vurderes at være diffusionsstyret og således forventeligt ville aftage over tid, blev den indtrængning, som reelt kunne forventes, anslået at være ca. 10 cm pr. år og med en maksimal indtrængning på i størrelsesordenen 20 cm.

Efter etablering af afværgeforanstaltningerne på Dalumvej 34B blev der udtaget intakte jordkerner til bestemmelse af den indtrængning af oxidationsmiddel, som aktuelt havde foregået på ejendommen (se afsnit 5.5). Disse undersøgelser blev gennemført af Miljø & Ressourcer ved Danmarks Tekniske Universitet /ref. 30/.

3.5 Risikovurdering i forhold til anvendelsen af kaliumpermanganat - utilsigtet spredning

Sideløbende med projekteringen af afværgeforanstaltningerne blev der udarbejdet en risikovurdering i forhold til den påtænkte anvendelse af kaliumpermanganat. Risikovurderingen omfattede påvirkning af grundvand, overfladevand og spildevandssystemet /ref. 8/.

Denne risikovurdering bør - udover den utilsigtede spredning af oxidationsmiddel - forholde sig til indholdet af urenheder (metaller) i den kaliumpermanganat, der anvendes som oxidationsmiddel (se afsnit 5.2.6).

Som følge af den hurtige spredning af oxidationsmiddel, som blev registreret i forbindelse med monitoreringen allerede 3 måneder efter indbygningen af kaliumpermanganat, kom der fornyet fokus på risikoen for utilsigtet spredning af oxidationsmiddel (se afsnit 5.2.2.3). Denne risiko påviste aktuelt et behov for et beredskab til at hindre en utilsigtet spredning af oxidationsmiddel mod en nærliggende overfladerecipient (Sorgenfri Bæk) /ref. 9/.

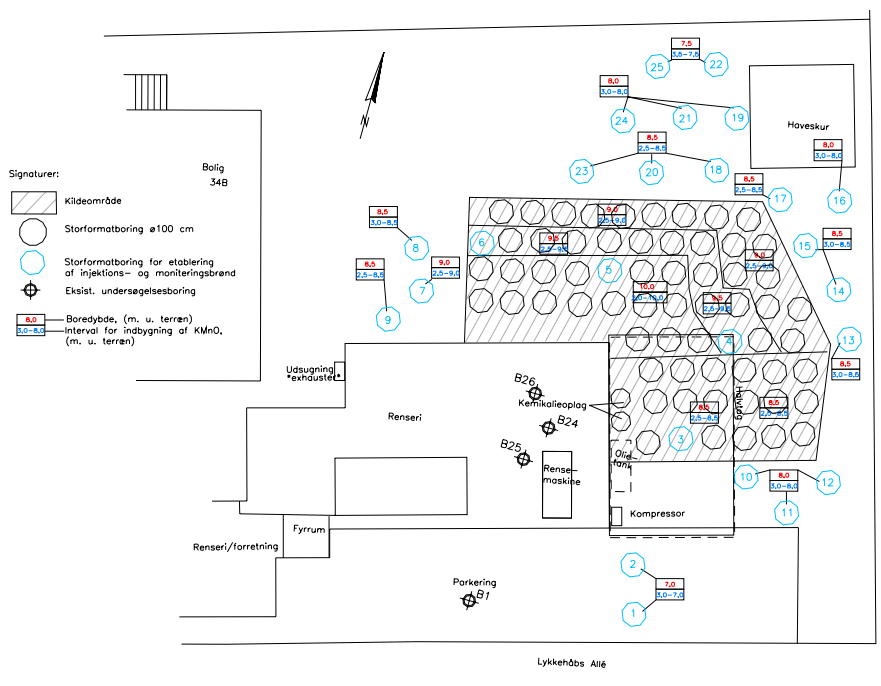
En af de erfaringer, der bør videregives fra dette projekt, er, at risici ved anvendelsen af kaliumpermanganat bør belyses grundigt, og at et beredskab til afværge af en utilsigtet spredning af oxidationsmiddel bør overvejes som en del af projekteringen.

4 Etablering af afværgeforanstaltninger

Etableringen af afværgeforanstaltningerne, herunder opboring af forurenede jord, indbygning af oxidationsmiddel, etablering og indkøring af væskedoseringsystem, etablering af monitoringsboringer og fixpunkter samt udførelse af geoprobesonderinger blev gennemført i perioden juli 2002 - april 2003.

4.1 Storformatboringer

I et område på ca. 90 m² ved renseribygningens nordøstlige hjørne blev der opboret forurenede jord til 7,5-10 m u. terræn. Der blev udført i alt 64 stk. ø100 cm boringer i kildeområdet. Endvidere blev der opboret forurenede jord i 21 storformatboringer på den øvrige del af ejendommen. Placeringen af opborensområdet (kildeområdet) og de enkeltstående storformatboringer, fremgår af figur 4.1 og bilag 2. Af figuren fremgår endvidere boreddybden og genindbygningsdybden for kaliumpermanganat mv. (tilbagefyldningsmateriale) for de enkelte storformatboringer.



Figur 4.1.: Placering af storformatboringer til opboring af forurenede jord (modificeret efter originalmateriale /ref. 10/).

Ved denne opboring af forurenede jord blev der fjernet ca. 1.400 tons PCE-forurenede jord fra lokaliteten. Det blev anslået, at den opborede jord indeholdt i alt ca. 17 kg PCE, svarende til ca. 25 % af den oprindeligt anslåede samlede forurening i kildeområdet (ca. 70 kg PCE). På baggrund af jordprøver fra den opborede forurenede jord er den tidligere anslåede samlede

forureningsmængde i kildeområdet revurderet til at udgøre ca. 25 kg PCE, svarende til en forureningsfjernelse ved opboringen på ca. 60% /ref. 10/.

4.2 Indbygning af kaliumpermanganat

Efter opboring og bortskaffelse af forurenede jord blev borehullerne opfyldt med en blanding af sand, grus, vand og kaliumpermanganat (tilbagefyldningsmateriale) og komprimeret med en stavvibrator.

Tilbagefyldningen med sand, grus, vand og kaliumpermanganat i opborings-/indbygningsområdet er illustreret på figur 4.2.



Figur 4.2.: Tilbagefyldning af sand, grus, vand og kaliumpermanganat.

Blandingen af kaliumpermanganat, sand, grus og vand blev foretaget dels i et eksternt blandeværk og dels under transport til arbejdsområdet i betonkanon. Ved blandeværket var der opstillet en silo, hvorfra filtersand blev ledt op i betonkanonen via et transportbånd. På transportbåndet blev sandet tilført kaliumpermanganat og vand via et tragt- og overrislingssystem.

I kildeområdet og de 21 enkeltstående storformatboringer blev der indbygget i alt 414 m³ filtersand iblandet i alt ca. 12 ton kaliumpermanganat, svarende til et kaliumpermanganatindhold på ca. 1,7 vol.%.

I forbindelse med den samtidige opboring af forurenede jord samt tilbagefyldning med oxidationsmiddel og sand blev der til naboboringer observeret en forholdsvis hurtig indtrængning af opløst kaliumpermanganat. På denne baggrund blev det - efter færdigboring af den første del af kildeområdet - besluttet at lave en kontrolundersøgelse af den forventede sprækkestrømning i området nedstrøms den indbyggede kaliumpermanganat. Dermed blev der udført 3 stk. ø60 cm boringer til 5,0-7,5 m u.t. Boringerne blev udført hhv. 0,5-0,75, 1,5 og 3,0 m nedstrøms områder, hvor kaliumpermanganat blev indbygget en uge tidligere. På baggrund af denne kontrolundersøgelse vurderede Fyns Amt, at strømningshastigheden i sprækker i moræneleren lå i intervallet 0,5-2 m/uge. Den sandsynlige sprækkehastighed blev vurderet til 0,5-1 m/uge, svarende til 25-50 m/år. Dette var 3-5 gange hurtigere end den gennemsnitlige tidligere estimerede

strømningshastighed i kildeområdet på 9,5 m/år (se afsnit 2.2). Det skal bemærkes, at denne "observerede" strømningshastighed sammen med de første monitoringsresultater resulterede i en del overvejelser omkring afværgelse af utilsigtet spredning af oxidationsmiddel, herunder opstilling af et muligt beredskab ved oprensning med permanganat /ref. 8 og ref. 9/.

4.3 Doseringssystem for opløst permanganat

Afværgekonceptet inkluderede desuden etablering af et væskedoseringsystem, som kunne benyttes ved en eventuel fremtidig tilførsel af yderligere oxidationsmiddel (opløst form). Med væskedoseringsystemet var det desuden muligt at hæve grundvandsstanden i kildeområdet og derved øge udstrømningen af opløst oxidationsmiddel til fordel for oprensningsprocessen.

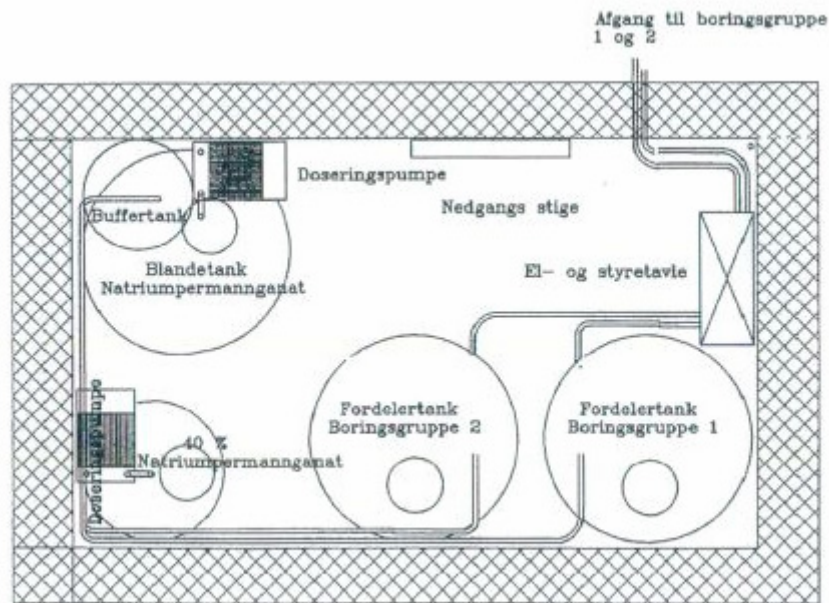
Væskedoseringsystemet blev etableret efter princippet "forbundne kar" og blev opbygget i et underjordisk betonbygværk (se afsnit 4.3.1). Doseringssystemet blev forbundet til i alt 50 injektionsfiltre (to grupper) fordelt på 25 injektions- og monitoringsbrønde på Dalumvej 34B (se afsnit 4.3.2).

Som det fremgår af afsnit 3.1 blev det valgt, at en eventuel fremtidig tilførsel af oxidationsmiddel skulle foregå med natriumpermanganat.

4.3.1 Doseringssystem (bygværk)

Doseringssystemet bestod af en vandtank (buffertank), en kemikalietank, en blandetank og to fordelertanke som var forbundet til to grupper af injektionsfiltre (se afsnit 4.3.2).

Fordelertankene blev forsynet via en pumpe med vand eller en blanding af vand og oxidationsmiddel (0,5% natriumpermanganatopløsning). Blandingen blev tilført fra en blandetank, hvori der blev tilført vand og evt. natriumpermanganat (40% natriumpermanganatopløsning). Natriumpermanganat blev opbevaret i en separat kemikalietank. Blandetanken var forsynet med en elektronisk omrører, der var indstillet til at køre når der blev tilført oxidationsmiddel til blandetanken og i øvrigt 1 minut pr. time for at sikre opblanding og modvirke den "bundfældning", som ellers kunne forekomme som følge af densitetsforskellen mellem opløst permanganat og vand. Vandtanken var etableret ud fra et ønske om, at doseringssystemet skulle anvende (genbruge) dels kølevand fra rensningsmaskinens kølesystem og dels vand fra ledningsnettet. Opbygningen af doseringsanlægget er illustreret på figur 4.3 og figur 4.4.



Figur 4.3: Opbygningen af doseringsanlæg (gengivet fra /ref. 10/).



Figur 4.4: Foto, der viser indretning af bygværk med doseringsanlæg.

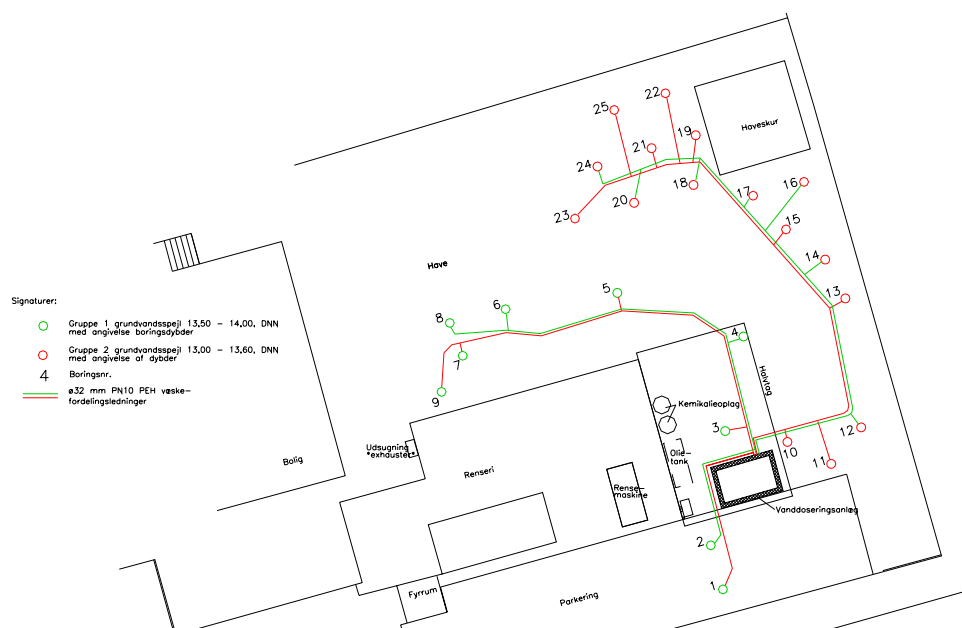
Doseringsystemet var PLC-styret og kørte således fuldautomatisk. Af hensyn til at forebygge uheld/fejl var systemet indrettet med en automatisk afbrydelses- og alarmfunktion, som tråde i kraft ved:

- Overløb i fordelertankene.
- Lav vandstand i fordelertankene.
- Vand på gulv i bygværket.
- Lav væskestand i kemikalietanken (natriumpermanganattanken).

4.3.2 Injektions- og monitoringsfiltre i storformatboringer

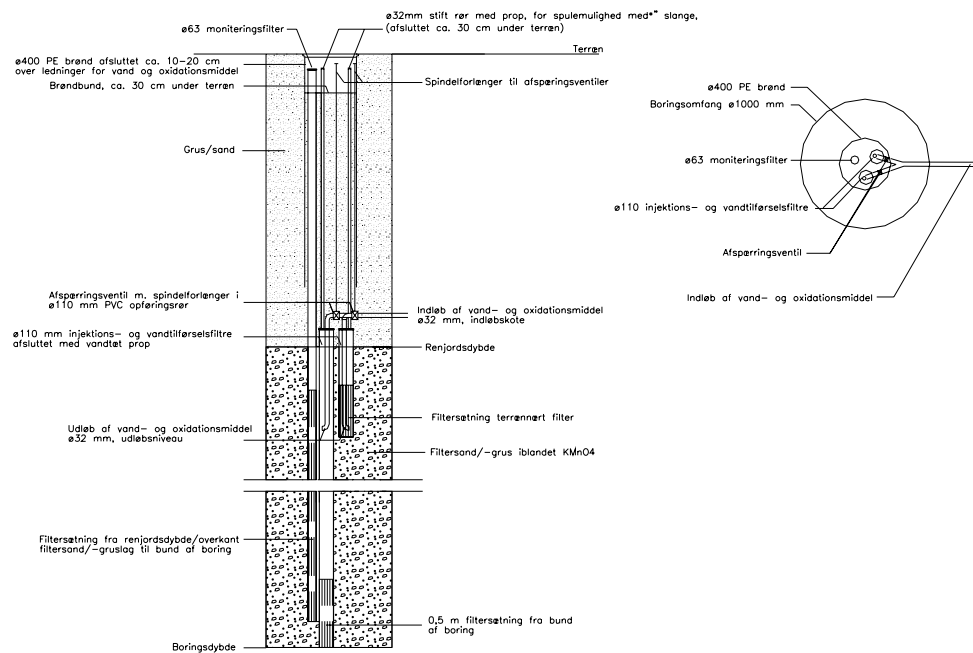
I forlængelse af opboringen af forurenede jord og tilfyldningen med sandmaterialer og oxidationsmiddel blev der i 25 storformatboringer etableret filtre mv. for tilførsel af vand og supplerende oxidationsmiddel i to

niveauer (i alt 50 filtre). I samme storformatboringer blev der endvidere etableret et filter til monitoring. Placering af filtersætning for injektions- og monitoringsfiltre fremgår af figur 4.6. En tilførsel af supplerende oxidationsmiddel (opløst permanganat) vil foregå fra det øverste injektionsfilter, idet densitetsforskellen mellem opløst permanganat og vand vil danne vertikal nedadrettet strømning af permanganat. En tilførsel af vand vil modsat ske fra det dybeste injektionsfilter, idet vandtilførslen så vil medføre en ”oprøring” af den permanganat, som eventuelt har samlet sig i bunden af storformatboringen. For at muliggøre transport af oxidationsmiddel ind under renseribygningen og også her øge omsætningen af restforureningen, blev der endvidere etableret 3 stk. vandrette injektionsfiltre under bygningen. Placeringen af de etablerede filtre til injektion og monitoring fremgår af figur 4.5 og bilag 2 (de 3 vandrette injektionsfiltre er ikke vist).



Figur 4.5: Placering af brønde med injektions- og monitoringsfiltre samt vandfordelingssystemet (modificeret efter originalmateriale /ref. 10/).

Injektionsfiltrene blev etableret som ø110 mm filtre, der var placeret hhv. i top og bund af det indbyggede lag af sand, grus og kaliumpermanganat. Monitoringsfiltrene blev etableret som ø63 mm filtre med filtersætning over hele det indbyggede lag af tilbagefyldningsmateriale. Stikledningerne fra vandfordelingssystemet (se afsnit 4.3.3) blev ført ned i injektionsfiltrene gennem en prop i toppen af filtrene, og stikledningerne blev påmonteret afspærringsventiler, således at det var muligt særskilt at lukke for vandtilførslen til de to filtre. Injektions- og monitoringsfiltrene og de tilhørende installationer blev samlet i 25 ø400 mm brønde. Opbygningen af injektions- og monitoringsfiltrene fremgår af figur 4.6 og bilag 2. Injektionsfiltrene blev inddelt i to grupper på baggrund af den relative store gradient på det naturlige grundvandsspejl omkring kildeområdet. Grupperingen var således nødvendig af hensyn til væskefordelingen efter princippet ”forbundne kar”.



Figur 4.6: Opbygningen af injektions- og monitoringsfiltre (modificeret efter originalmateriale /ref. 10/).

De 3 vandrette injektionsfiltre under den østlige del af renseribygningen blev etableret som $\varnothing 63$ mm filtre. Filtrene blev etableret med fald ind under bygningen og så de havde kontakt til det indbyggede oxidationsmiddel i kildeområdet. Herved var det muligt, at opløst oxidationsmiddel i kildeområdet via gravitation kunne distribueres til jordlagene under renseribygningen.

4.3.3 Vandfordelingssystem

Mellem doseringsbygværket og de 25 brønde med injektionsfiltre blev der etableret et vandfordelingssystem bestående af $\varnothing 32$ mm PN10 PEH rør. Rørene, som udgik fra hver sin fordelertank i doseringsbygværket, blev udlagt i 2 traceer til forsyning af hver af de to grupper af injektionsfiltre. Rørene blev lagt med ensidigt fald på min. 20‰. Vandfordelingssystemet til filtergruppe 1 (brønd 1-9) og filtergruppe 2 (brønd 10-25) fremgår af figur 4.5. Fra det overordnede vandfordelingssystem blev der trukket stikledninger til de enkelte filtre.

Fordeletertankene, der er omtalt i afsnit 4.3.1, og som er tilsluttet filtergruppe 1 og 2 blev konstrueret således, at vandspejlet ved hjælp af elektronisk niveaustyring kunne varieres afhængigt af årstidsvariationer i det naturlige grundvandsspejl. For de to filtergrupper var det muligt at etablere følgende vandspejlskoter, som i øvrigt illustrerer variationen på naturlige grundvandsspejl omkring kildeområdet:

Filtergruppe 1:	Max. vandspejl:	kote +14,00 m DNN.
	Min. vandspejl:	kote +13,50 m DNN.
Filtergruppe 2:	Max. vandspejl:	kote +13,60 m DNN.
	Min. vandspejl:	kote +13,00 m DNN.

Som det fremgår af afsnit 2.2 stod det naturlige grundvandsspejl omkring kildeområdet i ca. kote +12,0-13,5 m DNN. Med de ovennævnte vandspejlskoter var det således muligt at etablere et lokalt drivende "overtryk" til at distribuere opløst oxidationsmiddel på 0,5-1,0 meter vandsøjle.

4.4 Indkøring af doseringssystem

I perioden fra den 11. marts til den 8. april 2003 blev der foretaget en indkøring af doseringssystemet. I indkøringsperioden var doseringssystemet indstillet til sommervandspejl (se afsnit 4.3.3), og tilledningen af vand foregik via de dybe injektionsfiltre. I indkøringsperioden blev der ikke tilsat natriumpermanganat, hvorfor indkøringen alene omfattede en afprøvning af vandtilførslen til området.

Indkøringen omfattede tilsyn med og justering af systemet, herunder pejling af vandstanden i injektionsfiltrene og udvalgte monitoringsboringer (se afsnit 4.5). Til kontrol af, at der ikke foregik en utilsigtet spredning af opløst oxidationsmiddel (fra tilbagefyldningen af sand, grus og kaliumpermanganat) til en nærliggende rørlagt bæk, blev der endvidere foretaget ledningsevne målinger i bækken (Sorgenfri Bæk).

Efter at driften af doseringssystemet blev indstillet, blev der den 11. og 16. april 2003 foretaget pejlinger i udvalgte injektionsfiltre til kontrol af, at grundvandsstanden var retableret til det oprindelige niveau.

4.4.1 Resultater af indkøring

I forbindelse med indkøringen af doseringssystemet blev der registreret en forholdsvis hurtig hævnning af grundvandsspejlet i injektionsfiltrene. Efter et døgn drift blev der således observeret en gennemsnitlig hævnning af vandspejlet i injektionsfiltrene på ca. 28 cm.

Efter en uge med kontinuert drift af systemet blev der registreret en stabilisering af vandspejlsniveauerne i injektionsfiltrene. I boringerne tættest på bygværket blev der registreret en hævnning på op til 30 cm over det ved dimensioneringen ønskede niveau, og i boringerne længst væk fra bygværket blev der registreret vandspejl, der lå ca. 35 cm under det ved dimensioneringen ønskede niveau.

I de monitoringsboringer, der blev pejet i forbindelse med indkøringen, blev der registreret en generel hævnning af vandspejlet. I nogle monitoringsboringer var vandspejlshævningen dog ikke lige tydelig i alle filtre. Vandspejlshævningen var mest udtalt i monitoringsboringerne tættest på injektionsområdet og faldende med stigende afstand herfra. For en yderligere gennemgang af vandspejlshævningerne i monitoringsboringerne henvises til afsnit 6.5.

Efter stop af doseringssystemet blev der registreret en forholdsvis hurtig sænkning af vandspejlniveauerne i såvel injektionsfiltrene som monitoringsboringerne. 8 dage efter at doseringen var stoppet, havde vandspejlet indstillet sig på det oprindelige niveau.

Under den kontinuerte del af indkøringsperioden blev der registreret et gennemsnitligt vandforbrug på 9,3 m³/døgn. I projekteringsfasen blev det vurderet, at der i en opstartsfasen ville være et vandforbrug på 7,2 m³/døgn, og at der i den efterfølgende driftsfasen ville være et vandforbrug på 0,3 m³/døgn.

Vandforbruget under indkøringsperioden (opstart) var således større end forventet, og der blev ikke - som forventet - registreret et væsentlig lavere forbrug (driftsforbrug) ved indkøringsperiodens afslutning. Årsagen til det afvigende vandforbrug kunne være en større transport af vand i revner/sprækker i jordlagene end forventet, eller at gradienten mellem det kunstige vandspejl og det naturlige vandspejl nedstrøms lokaliteten var stor, idet der op til og i indkøringsperioden stort set ikke faldt nedbør.

På baggrund af indkøringserfaringerne blev det vurderet, at det var usikkert, om vandforbruget på noget tidspunkt ville antage en størrelse svarende til det anslåede driftsforbrug. På denne baggrund blev der lagt op til yderligere overvejelser i forhold til den fremtidige strategi omkring vandtilførsel og en eventuel samtidig tilførsel af natriumpermanganat. Eftersom Fyns Amt i foråret 2004 besluttede at indstille de igangsatte afværgeforanstaltninger (se afsnit 4.8), blev der ikke foretaget en yderligere belysning af den fremtidige vandtilførsel.

Ved ledningsevne målingerne i den rørlagte bæk blev der målt 520-642 $\mu\text{S}/\text{cm}$, og der blev ikke konstateret rød farvning af vandet.

4.5 Moniteringsboringer

I perioden fra medio oktober 2002 til medio november 2002 blev der etableret i alt 13 filtersatte moniteringsboringer på Dalumvej 34B samt på Lykkeshåbs Alle 4, Odense SV. Boringerne blev udført umiddelbart efter indbygningen af kaliumpermanganat (indbygget i perioden 21. august - 30. september 2003). Boringerne blev benævnt M1-M9 og M11-M14, og boringernes placering fremgår af situationsplanen i bilag 3.1.

De filtersatte boringer blev etableret med henblik på:

- At beskrive de geologiske forhold.
- At belyse den aktuelle udbredelse af kaliumpermanganat i jord.
- At etablere mulighed for prøvetagning af grundvand.
- At fastlægge forureningsniveauet af klorerede opløsningsmidler i jorden.

4.5.1 Boremetode og filtersætning

Boringerne blev først udført som uforede 6" snegleboringer med henblik på udtagning af jordprøver, vurdering af sandslirer og beskrivelse af geologien. Efterfølgende blev boringerne udført/udboret som forede snegleboringer med 10" hulsnegl med henblik på etablering af filtersætninger. Boringerne blev etableret hhv. med kranborer og minirig.



Figur 4.7: Udførelse af monitoringsboring med minirig.

Boringerne M1-M9 blev etableret med filtersætning i 5-7 niveauer (multi level boringer). Boringerne M11-M14 blev etableret med filtersætning i 1-2 niveauer. Filtersætningerne for de enkelte boringer fremgår af tabel 4.1 og 4.2.

Filtersætningen blev etableret på en sådan måde, at et $\varnothing 63$ mm filter blev placeret som den dybeste filtersætning med det formål at stabilisere de øvrige filtre, der blev etableret med $\varnothing 32$ mm filtre. Mellem de forskellige filterniveauer blev der foretaget afpropning med bentonit. Der blev endvidere foretaget afpropning med bentonit under boringsafslutningen/ved terræn.

Boring	Filter-ID	Filtersætning	Filterdimension
M1	M1.1	11,20-12,40	$\varnothing 63$ mm
	M1.2	10,10-11,00	$\varnothing 32$ mm
	M1.3	8,35-8,75	$\varnothing 32$ mm
	M1.4	7,30-7,90	$\varnothing 32$ mm
	M1.5	5,75-7,00	$\varnothing 32$ mm
	M1.6	4,20-4,90	$\varnothing 32$ mm
	M1.7	3,00-3,40	$\varnothing 32$ mm
M2	M2.1	10,80-12,80	$\varnothing 63$ mm
	M2.2	8,40-8,65	$\varnothing 32$ mm
	M2.3	6,10-6,90	$\varnothing 32$ mm
	M2.4	5,25-5,75	$\varnothing 32$ mm
	M2.5	4,75-4,90	$\varnothing 32$ mm
	M2.6	3,10-3,80	$\varnothing 32$ mm
M3	M3.1	9,70-11,75	$\varnothing 63$ mm
	M3.2	9,10-9,35	$\varnothing 32$ mm
	M3.3	8,20-8,70	$\varnothing 32$ mm
	M3.4	5,50-6,80	$\varnothing 32$ mm
	M3.5	3,50-3,90	$\varnothing 32$ mm
	M3.6	2,75-3,00	$\varnothing 32$ mm
M4	M4.1	8,00-8,80	$\varnothing 63$ mm
	M4.2	7,30-7,80	$\varnothing 32$ mm
	M4.3	4,70-6,20	$\varnothing 32$ mm
	M4.4	4,25-4,50	$\varnothing 32$ mm
	M4.5	3,30-3,60	$\varnothing 32$ mm
	M4.6	2,50-3,00	$\varnothing 32$ mm

Tabel 4.1a: Filtersætning for M1-M4.

Boring	Filter-ID	Filtersætning	Filterdimension
M5	M5.1	8,80-9,30	Ø63 mm
	M5.2	4,50-6,50	Ø32 mm
	M5.3	4,15-4,35	Ø32 mm
	M5.4	3,50-3,75	Ø32 mm
	M5.5	2,50-2,90	Ø32 mm
M6	M6.1	8,50-9,00	Ø63 mm
	M6.2	8,00-8,25	Ø32 mm
	M6.3	7,10-7,60	Ø32 mm
	M6.4	6,70-6,90	Ø32 mm
	M6.5	5,25-5,50	Ø32 mm
	M6.6	2,75-3,25	Ø32 mm
	M6.7	2,45-2,65	Ø32 mm
M7	M7.1	8,50-8,75	Ø63 mm
	M7.2	8,00-8,25	Ø32 mm
	M7.3	7,50-7,75	Ø32 mm
	M7.4	7,10-7,30	Ø32 mm
	M7.5	6,40-6,60	Ø32 mm
	M7.6	5,10-5,35	Ø32 mm
	M7.7	2,50-3,50	Ø32 mm
M8	M8.1	8,40-8,90	Ø63 mm
	M8.2	8,10-8,30	Ø32 mm
	M8.3	6,50-6,75	Ø32 mm
	M8.4	5,80-6,00	Ø32 mm
	M8.5	5,10-5,35	Ø32 mm
	M8.6	4,50-5,00	Ø32 mm
	M8.7	3,00-4,00	Ø32 mm
M9	M9.1	8,00-8,80	Ø63 mm
	M9.2	6,75-7,20	Ø32 mm
	M9.3	5,40-5,60	Ø32 mm
	M9.4	4,30-4,50	Ø32 mm
	M9.5	3,00-3,70	Ø32 mm

Tabel 4.1b: Filtersætning for M5-M9.

Boring	Filter-ID	Filtersætning	Filterdimension
M11	M11.1	3,00-9,00	Ø63 mm
M12	M12.1	10,50-11,25	Ø63 mm
	M12.2	3,75-9,50	Ø63 mm
M13	M13.1	10,5-12,5	Ø63 mm
	M13.2	3,3-8,3	Ø63 mm
M14	M14.1	10,60-12,40	Ø63 mm
	M14.2	3,50-9,00	Ø63 mm

Tabel 4.2: Filtersætning for M11-M14.

De filtersatte boringer blev etableret med henblik på at muliggøre vandprøvetagning til monitorering af potentialeforhold, KMnO_4 , klorid, ledningsevne, chrom, klorerede opløsningsmidler og klorerede nedbrydningsprodukter (se kapitel 5).

4.5.2 Registrering af geologiske forhold

I forbindelse med borearbejdet blev der foretaget en detaljeret beskrivelse af de geologiske forhold på ejendommene, herunder blev der lagt særlig vægt på at lokalisere sandslirer og sandede horisonter. De geologiske iagttagelser er anført på boreprofilerne, som er vedlagt i bilag 3.2.

4.5.3 Registrering af kaliumpermanganat i jord

I forbindelse med borearbejdet blev der ligeledes foretaget en registrering af eventuelt forekommende kaliumpermanganat i jorden. Registreringen blev foretaget ved en visuel bedømmelse, hvor rød- og orangefarvning tilskrives tilstedeværelse af kaliumpermanganat. Eksempler på rødfarvning af jorden fremgår af figur 4.8.



Figur 4.8: Rødfarvning af jorden ved monitoringsboringerne M1 (tv.) og M14 (th.).

I forbindelse med etableringen af monitoringsboringerne blev der registreret rødfarvning i boringerne M1, M2, M3, M11, M13 og M14. De registrerede indhold af kaliumpermanganat er anført på boreprofilerne, som er vedlagt i bilag 3.2. Horisonter med indhold af kaliumpermanganat er desuden markeret på de tværsnitsprofiler, som er vedlagt i bilag 3.7.1.

4.5.4 Fastlæggelse af forureningsniveau i jord

I forbindelse med borearbejdet blev der desuden foretaget en bedømmelse af jordens forureningsgrad. Fra hver boring blev der udtaget to sæt jordprøver pr. halve boremeter. Det ene sæt jordprøver blev udtaget i rilsanposer og anvendt til PID-målinger. Det andet sæt jordprøver blev udtaget i redcap-glas med henblik på eventuel laboratorieanalyse.

Jordprøverne blev under borearbejdet beskrevet ved en visuel bedømmelse samt ud fra lugtindtryk. Herudover blev samtlige jordprøver undersøgt for indhold af flygtige stoffer ved hjælp af Photo Ionisations Detektor (PID) af typen Photovac. Målingerne blev foretaget på NIRAS' laboratorium efter temperering af jordprøverne ved stuetemperatur i 15-20 timer. Forureningsvurdering samt resultater af PID-målingerne fremgår af boreprofilerne i bilag 3.2.

På baggrund af PID-målingerne blev der udvalgt 2 jordprøver fra hver boring til kemisk analyse ved GC-ECD for indhold af klorerede opløsningsmidler. De kemiske analyser blev udført hos A/S AnalyCen. Resultatet af de kemiske analyser fremgår af oversigten i bilag 3.3.

Jordprøverne blev beskrevet og analyseret med henblik på at karakterisere forureningsniveauet i jorden omkring tidspunktet for igangsætning af afværgeforanstaltningerne. I de analyserede jordprøver blev der påvist indhold af PCE fra 0,014 mg/kg TS til 34 mg/kg TS. De største koncentrationer (>10 mg PCE/kg TS) blev påvist i borerne M1, M2, M5, M12 og M14. I de analyserede jordprøver blev der endvidere påvist indhold af TCE fra <0,005 mg/kg TS til 0,42 mg/kg TS.

De PID-niveauer og indhold af PCE i jord, som blev påvist i forbindelse med borearbejdet og udtagningen af jordprøver er præsenteret på tværsnitsprofiler, som er vedlagt i bilag 3.7.1 (A-tema).

4.5.5 Problemer/erfaringer

Etableringen af multi level borer og den dertil hørende monitoring blev introduceret meget sent i forhold til planlægningen og tilrettelæggelsen af borearbejdet. Metoden til udførelse af multi level borer var således ikke tilstrækkelig godt beskrevet før borearbejdets igangsættelse. Dette indebærer efterfølgende en del overvejelser og udredninger om, hvorvidt den anvendte boremetode var tilstrækkelig god.

Bl.a. kunne der rejses tvivl om, hvorvidt den anvendte boremetode kunne sikre tilstrækkelig afpropning mellem de enkelte filtre i multi level borerne (M1-M9), og herunder om der efterfølgende var hydraulisk kontakt mellem filtrene. I forbindelse med monitoringen blev det sandsynliggjort, at der ikke var hydraulisk kontakt mellem de enkelte filtre (jf. afsnit 5.2.7).

I forbindelse med et tilsvarende projekt anbefales det, at metoden til etablering af multi level borer nøje fastlægges på forhånd.

Idet driften af afværgeforanstaltningerne blev indstillet (se afsnit 4.8), blev der ikke udtaget jordprøver til dokumentation af afværgeforanstaltningernes effekt på jordforureningen. Jordprøveresultaterne udgør således et ikke komplet datasæt.

Det skal bemærkes, at Miljø & Ressourcer ved Danmarks Tekniske Universitet i oktober 2003 (ca. 12 måneder efter indbygningen af oxidationsmiddel) udtog to intakte jordkerner, hvorfra jordprøver blev analyseret for bl.a. indhold af PCE (se afsnit 5.5). Disse jordprøver udgør det foreliggende datagrundlag til vurdering af afværgeforanstaltningernes effekt på jordforureningen.

4.6 Geoprobesonderinger

Den 22. oktober 2002 blev der udført i alt 6 geoprobesonderinger på Dalumvej 34B og Lykkeshåbs Alle 4, Odense SV. Sonderingerne blev benævnt GS2, GS3, GS5-GS7 og GS9, og deres placering fremgår af situationsplanen i bilag 3.1.

Geoprobesonderingerne blev udført med henblik på:

- At bestemme de upåvirkede ledningsevneforhold med henblik på senere sammenligning med den vertikale udbredelse af kaliumpermanganat.
- At undersøge en eventuel udbredelse af den netop indbyggede kaliumpermanganat.
- At beskrive de geologiske forhold.

4.6.1 Registrering af ledningsevne

Geoprobeforundersøgelserne blev udført med en sonde til måling af jordens ledningsevne (El-log, Wenner-konfiguration). Ledningsevnen blev anvendt som et udtryk for indholdet af kaliumpermanganat (jf. afsnit 6.3). Ud fra ledningsevnen var det desuden muligt at beskrive jordbundsforholdene, idet en lav ledningsevne indikerer jordlag med en høj resistivitet (modstand) som eksempelvis sand. Modsat er en høj ledningsevne tegn på jordlag med en lav resistivitet, hvilket eksempelvis gælder for ler.

Med henblik på at sammenkæde de geologiske informationer fra borearbejdet med informationerne fra ledningsevne målinger blev sonderingerne udført ved borerne M3, M5, M6, M7 og M8. Geoprobeforundersøgelserne blev ført til mellem 9 og 15 m u.t.



Figur 4.9: Udførelse af geoprobeforundersøgelse (GS7).

Ledningsevnen for jordbundsforholdene varierede mellem 10-70 mS/m. Ledningsevne registreringer fra de enkelte sonderinger er vedlagt i bilag 3.4.

For GS3 blev der registreret en kraftig stigning i ledningsevnen ca. 9 m u.t. (450 mS/m). En tilsvarende stigning blev registreret for GS5 ca. 9,5 (300 mS/m) og 10,0 m u.t. (350 mS/m). For alle tre tilfælde blev det vurderet, at den kraftige stigning i ledningsevnen var et udtryk for tilstedeværelse af KMnO_4 . Jf. figur 6.4 vil de målte ledningsevner svare til en kaliumpermanganatkoncentration for det lokalitetsspecifikke grundvand på ca. 9.000 mg/l og ca. 6.500 mg/l.

Med henblik på at undersøge ovennævnte vurdering blev der udtaget en grundvandsprøve med geoprobens prøvetagningsudstyr ved GS5. Grundvandsprøven blev udtaget ca. 10,5 m u.t. Grundvandsprøven havde en kraftig lyserød farve, hvilket dokumenterede tilstedeværelse af KMnO_4 .

4.6.2 Problemer/erfaringer

Set i lyset af den gennemførte monitoring, hvor der den 12-13. august 2003 (se afsnit 5.3.3) og den 8. oktober 2003 (se afsnit 5.3.4) blev udført undersøgelser (pumpeforsøg og udtagning af intakte jordkerner fra storformatboringer) til vurdering af den tilbageværende kaliumpermanganatmængde i kildeområdet og storformatboringerne, ville det

have været rart, hvis der var gennemført geoprobesonderinger med tilhørende ledningsevne målinger i tilbagefyldet i kildeområdet umiddelbart efter installation. Disse ledningsevne målinger ville således kunne være brugt som referencemåling i forhold til ledningsevne målingerne udført i forbindelse med undersøgelserne fra oktober 2003.

4.7 Fixpunkter

Som beskrevet i afsnit 3.3 vil anvendelsen af kaliumpermanganat - foruden oxidationen af PCE - være forbundet med en oxidation af jordens naturlige indhold af organisk materiale samt indhold af reducerede uorganiske komponenter. Denne oxidation af jordens reaktive bestanddele kunne muligvis give anledning til deformationer (sætninger) af jorden.

Med henblik på at dokumentere om og i hvilken udstrækning anvendelsen af kaliumpermanganat gav anledning til deformationer af jorden blev der etableret 25 fixpunkter på Dalumvej 34A, 34B samt på Lykkeshåbs Alle 3, 4 og 6.

I perioden 2003-2006 var det planlagt at udføre i alt 6 kontrolnivelementer til de etablerede fixpunkter. Nivelementerne var planlagt udført hhv. 4, 10, 15, 21, 33 og 45 måneder efter, at installationen af oxidationsmiddel var afsluttet. De gennemførte kontrolnivelementer er nærmere beskrevet i afsnit 5.4.

4.7.1 Etablering af jordfixpunkter

Der blev i november 2002 etableret 19 stk. fixpunkter i jorden på ovennævnte ejendomme (jordfixpunkter). Fixpunkterne blev benævnt Fix1-Fix19, og deres placering fremgår af situationsplanen i bilag 3.5.1. Til erstatning af Fix13 blev der i september 2003 etableret et nyt fixpunkt Fix13.1.

Jordfixpunkterne bestod af et 70 cm meter jernrør med en fod på 15x15 cm. Jernrøret blev nedgravet 60-75 cm u.t., så kun de øverste max. 10 cm var synlige. Et jernrør (Fix8) blev etableret under den eksisterende flisebelægning. Jernrørene blev i toppen aflukket med plastprop eller silikone med henblik på at undgå frostsprængning.

4.7.2 Etablering af bygningsfixpunkter

I september 2003 blev der desuden etableret 6 stk. fixpunkter på bygningerne på Dalumvej 34B og Lykkeshåbs Alle 4 (bygningsfixpunkter). Fixpunkterne blev benævnt FixA-FixF, og deres placering fremgår ligeledes af situationsplanen i bilag 3.5.1. Et yderligere fixpunkt FixG blev etableret i februar 2004.



Figur 4.10: Fixpunkt på østsiden af renseribygningen (FixA).

Fixpunkterne på Dalumvej 34B (FixA-FixC) bestod af en messingbolt, der blev skruet ind i muren. Fixpunkterne på Lykkeshåbs Alle 4 (FixD-FixG) bestod af veldefinerede punkter på bygningen.

4.7.3 Problemer/erfaringer

Jordfixpunkterne blev etableret 0,60-0,75 meter under terræn. For at opnå en større sikkerhed mod frostpåvirkninger anbefales det ved et senere projekt at placere jordfixpunkterne 0,7-0,9 meter under terræn.

Med henblik på at undgå frostsprængninger af jordfixpunkterne (åbne jernrør) blev disse i toppen aflukket med plastprop eller silikone. Ved et senere projekt anbefales det at finde en mere elegant løsning til aflukning af jernrørene (eller at anvende massive rør).

4.8 Ophør af afværgeforanstaltninger

Efter påvisning af et nyt kildeområde omkring boligen på den nordvestlige del af Dalumvej 34B (se afsnit 2.4.2) valgte Fyns Amt i foråret 2004 at indstille afværgeforanstaltningerne. Det blev således undladt, at idriftsætte væskedoseringsanlægget og foretage tilførsel af yderligere oxidationsmiddel (natriumpermanganat).

Forud for påvisningen af det nye kildeområde, hvor forureningskoncentrationerne i jord tilmed var væsentligt højere end koncentrationerne i kildeområdet omkring det nordøstlige hjørne af renseribygningen, havde monitoringsresultater påvist, at der resterede en meget begrænset mængde af oxidationsmiddel i behandlingsområdet. Disse resultater bidrog også til beslutningen om at indstille afværgeforanstaltningerne.

I forhold til håndteringen af den samlede forurening på Dalumvej 34B valgte Fyns Amt at fokusere på indeklimarisikoen for boligen på ejendommen og prioritere en indsats rettet mod forureningen omkring boligen. Der blev efterfølgende gennemført afværgeforanstaltninger (byggetekniske

foranstaltninger) med henblik på at sikre indeklimaet i boligen på Dalumvej 34B.

5 Monitorering af afværgenforanstaltninger

Med henblik på at følge udbredelsen af oxidationsmiddel og belyse oprensningseffekten ved anvendelse af kemisk oxidation med kaliumpermanganat blev der opstillet et monitoringsprogram, der omfattede pejling af trykniveau, måling af ledningsevne samt prøvetagning af grundvand til bestemmelse af indholdet af kaliumpermanganat, klorid, klorerede opløsningsmidler, klorerede nedbrydningsprodukter og chrom^{VI}.

Monitoringsprogrammet omfattede 27 monitoringsboringer (82 filtre), 5 storformatboringer og en nærliggende brønd ved det rørlagte vandløb (Sorgenfri Bæk). Monitorings- og storformatboringerne fremgår af situationsplanen i bilag 3.1. Til kontrol for eventuelle sætninger, som følge af oxidation af jordens reaktive bestanddele, omfattede monitoringsprogrammet også kontrolnivelementer til 25 nyetablerede fixpunkter. Monitoringsprogrammet er beskrevet i /ref. 17 og 18/, og den gennemførte monitorering fremgår af monitoringsoversigten i bilag 3.6.

Monitoringsprogrammet blev opstartet i januar 2003, svarende til ca. 3 måneder efter installationen af kaliumpermanganat. Der blev gennemført monitorering i forskelligt omfang hhv. 3, 4, 5, 6, 8, 10, 11, 12, 13, 16, 18, 22 og 28 måneder efter, at installationen af oxidationsmiddel var afsluttet. Oprindeligt var det planlagt at gennemføre et længerevarende monitoringsprogram (jf. /ref. 17 og ref. 18/). Den del af monitoreringen, som var baseret på grundvandsprøvetagning, blev imidlertid indstillet efter april 2004 (18. måned efter installationen af oxidationsmiddel), da der ikke længere kunne påvises kaliumpermanganat i de nedstrøms monitoringsboringer.

Resultatet af monitoreringen præsenteres i afsnittene herunder, idet der opdeles mellem monitoringsboringer (afsnit 5.2), storformatboringer (afsnit 5.3) og kontrolnivelementer (afsnit 5.4). I afsnit 5.5 præsenteres endvidere en udtagning af intakte jordkerner, som blev gennemført i oktober 2003 med henblik på at vurdere spredningen af permanganat og effekten af kemisk oxidation af PCE i en lavpermeabel leraflejring, hvor der foregik præferentiel vandstrømning i sandlinser og sandede horisonter.

5.1 Prøvetagningsprocedure

5.1.1 Monitoringsboringer

Udtagningen af grundvandsprøver til felt- eller laboratorieanalyser blev foretaget med whale-dykpumper (ø63 mm filtre) og interti-dykpumper (ø32 mm filtre). Der blev foretaget en renpumpning svarende til ca. 2 filtervolumener. For de filtre, hvor der var en begrænset tilstrømning, blev filtret tømt 3 gange. Vandet fra renpumpningen blev opsamlet og efterfølgende returpumpet i storformatboringen SB4.

Grundvandsprøver, der skulle analyseres for klorerede opløsningsmidler, blev i felten konserveret ved tilsætning af natriumthiosulfat. Formålet var at sikre,

at der ikke skete en oxidation af de klorerede opløsningsmidler under transporten til laboratoriet. Den tilsatte mængde af natriumthiosulfat sikrede således, at et eventuelt indhold af oxidationsmiddel (KMnO_4) blev neutraliseret.

5.1.2 Storformatboringer

Udtagningen af grundvandsprøver til felt- eller laboratorieanalyser blev foretaget med whale-dykpumper (ø63 mm filtre). Grundvandsprøverne blev udtaget uden forudgående renpumpning. Renpumpningen blev udeladt, idet prøverne skulle repræsentere den vandmængde, som stod i storformatboringernes gruskastning og ikke vandmængden i den omgivende jordformation.

5.1.3 Sorgenfribækken

Vandprøvetagningen fra Sorgenfribækken foregik ved at nedsænke en prøvetagningsflaske i vandstrømmen.

5.2 Præsentation af monitoringsresultater, monitoringsboringer

Dette afsnit indeholder kortfattede beskrivelser af resultaterne fra monitoring i boringerne M1-M9, M11-M14, B1, B5, B8-B15, B25 og B26. For en nærmere diskussion af udvalgte monitoringstemaer henvises til afsnit 6.1-6.6. Placeringen af disse boringer fremgår af situationsplanen i bilag 3.1, undtaget er B12 og B15, som fremgår af bilag 1.A.

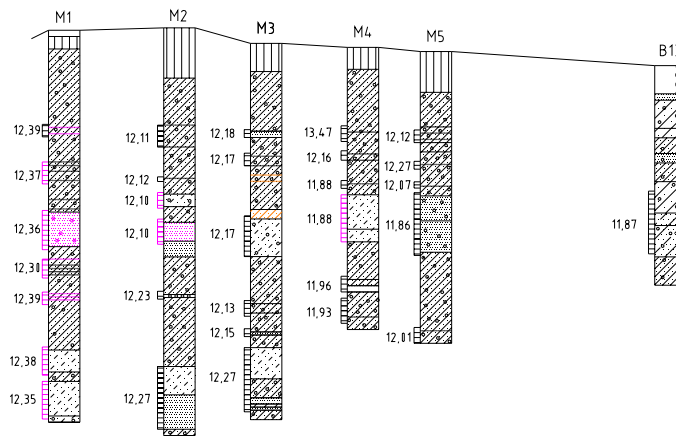
5.2.1 Pejlinger/trykniveau

Med henblik på at følge vandspejlsændringerne i det sekundære magasin omkring lokaliteten blev der gennemført pejlinger under driften af afværgeforanstaltningerne. Pejlingerne blev foretaget i monitoringsboringerne ca. 3, 4, 5, 6, 10, 13 og 18 måneder efter installationen af kaliumpermanganat. Pejledata og koter for trykniveauet fremgår af tabeloversigten i bilag 3.9.1.

Pejledata viste, at vandspejlet i monitoringsfiltrene generelt stod 2-3 m u.t., svarende til kote +11-13 m DNN. Undtaget var meget nedstrøms placerede boringer som fx B12 og B15, hvor vandspejlet stod væsentlig tættere på terræn.

Pejledata viste trykniveauvariationer indenfor det samme filter på op til 90 cm (fx M1). Det skal desuden anføres, at der en række steder blev konstateret væsentlige forskelle i trykniveauet i sandslirer/sandlag med en meget lille indbyrdes afstand. Pejledata viste endvidere, at der i flere boringer til nogle tidspunkter blev registreret en opadrettet gradient (fx M3, 6 md. efter installation af oxidationsmiddel). De registrerede variationer i trykniveau kan eksempelvis skyldes nedbørsforhold, geologiske forhold og forskellig barometereffekt ved de enkelte filtre.

De trykniveauer, som blev registreret 3 måneder efter installationen af kaliumpermanganat (januar 2003), er præsenteret på tværsnitsprofiler, som er vedlagt i bilag 3.7.1 (B-tema). Et eksempel på registrerede trykniveauer i de fem multi level monitoringsboringer nedstrøms kildeområdet (M1-M5) fremgår af tværsnitsprofilet i figur 5.1.



SIGNATURER:

<ul style="list-style-type: none"> ☐ Filter uden rødfarvning (visuel bedømmelse) ☐ Filter med rødfarvning (visuel bedømmelse) 12,36 Trykniveau (Kote i DNN) 	<ul style="list-style-type: none"> — Tydelig tegn kaliumpermanganat, rødfarvet (jord) — Svage tegn på kaliumpermanganat, orange (jord) — Sandslire
--	---

Figur 5.1: Geologisk tværsnitsprofil med registrerede trykniveauer, 3. måned, januar 2003 (figuren ses i større format i bilag 3.7.1, 1B).

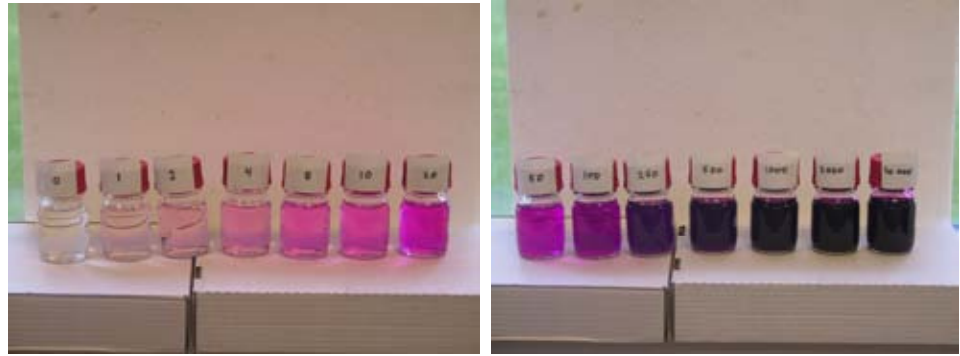
5.2.2 KMnO_4 (visuel og kemisk bedømmelse)

Bedømmelserne af KMnO_4 -indholdet blev foretaget med henblik på at vurdere udbredelsen af oxidationsmiddel. Der blev udtaget grundvandsprøver til visuel og/eller kemisk bedømmelse af KMnO_4 -indholdet i monitoringsboringerne ca. 3, 6, 8, 10, 13 og 18 måneder efter installationen af kaliumpermanganat. Visuelle og kemiske bedømmelser af KMnO_4 -indholdet fremgår af tabeloversigten i bilag 3.9.2.

5.2.2.1 Visuel KMnO_4 -bedømmelse

Den visuelle bedømmelse af KMnO_4 -indholdet blev foretaget i felten efter en medbragt fortyndingsrække med kendte koncentrationer. Fortyndingsrækken bestod af KMnO_4 -opløsninger med koncentrationerne 0, 1, 2, 4, 8, 10, 20, 50, 100, 250, 500, 1.000, 2.000 og 10.000 mg/L.

Den anvendte fortyndingsrække fremgår af figur 5.2. Heraf fremgår det, at farveintensiteten tiltager med stigende KMnO_4 -koncentrationer. Det er muligt, at farveintensiteten over en vis KMnO_4 -koncentration ikke tiltager yderligere. Dette blev dog vurderet først at være tilfældet ved forholdsvis høje koncentrationer (>2.000 mg/L), hvorfor farveintensiteten blev vurderet at være en anvendelig indikator til bedømmelse af et omtrentligt koncentrationsniveau for KMnO_4 i grundvandsprøverne.



Figur 5.2: Fortyndingsrække med kaliumpermanganat.

5.2.2.2 *Kemisk $KMnO_4$ -bedømmelse*

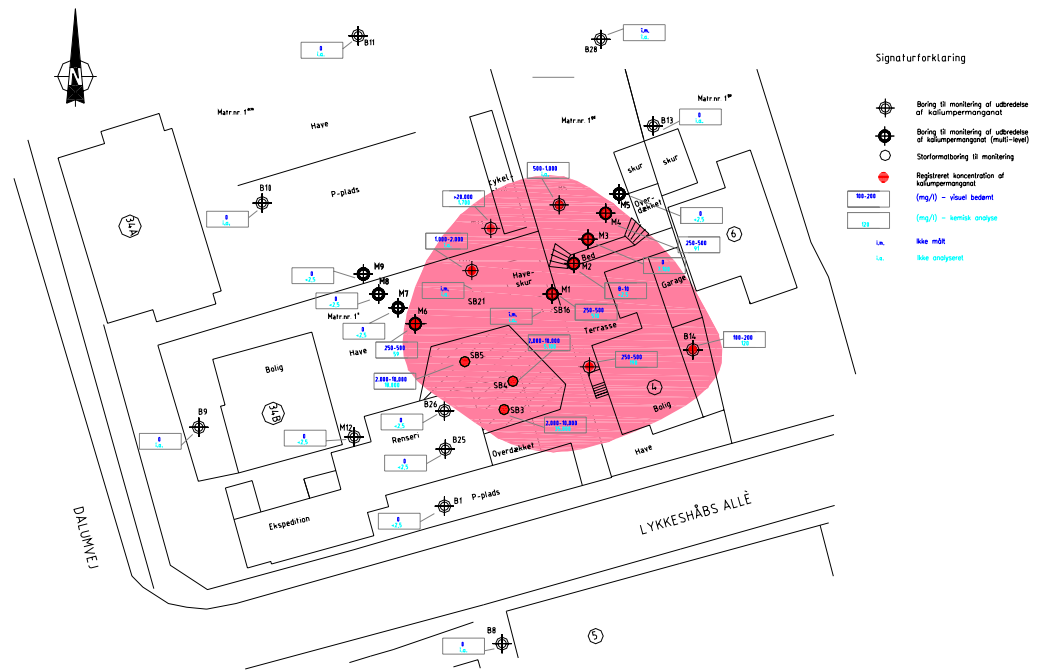
Den kemiske bedømmelse af $KMnO_4$ -indholdet blev foretaget hos A/S AnalyCen. Der blev anvendt en analysemetode, som er en modifikation af DS 275, hvor indholdet af kaliumpermanganat bestemmes direkte i vandprøven uden forudgående kogning eller anden behandling.

Kemisk analyse af $KMnO_4$ -indholdet blev kun foretaget på et begrænset antal grundvandsprøver. Foruden at fastlægge koncentrationsniveauet havde de kemiske analyser til formål at undersøge/dokumentere, om den visuelle bedømmelse kunne benyttes som et retvisende udtryk for indholdet af kaliumpermanganat. Dette forhold er nærmere beskrevet i afsnit 6.1.

5.2.2.3 *Udbredelsen af $KMnO_4$*

En fortolket udbredelse af kaliumpermanganaten 3, 6, 8, 10, 13 og 18 måneder efter installationen af oxidationsmiddel fremgår af figur 5.3-5.8. Figurerne er desuden vedlagt i større format i bilag 3.8.1-3.8.6. Udbredelsen af kaliumpermanganat er ligeledes optegnet på tværsnitsprofiler, som er vedlagt i bilag 3.7.1-3.7.5 (C-tema).

Den røde farvemarkering i boringssignaturerne på figur 5.3-5.8 viser i hvilke monitoringsboringer, der blev konstateret indhold af kaliumpermanganat - enten ved en visuel bedømmelse eller ved en kemisk analyse. For hver boring er desuden vist den højeste $KMnO_4$ -koncentration, som blev påvist hhv. visuelt og kemisk i et af boringens monitoringsfiltre. Den lyserøde farvemarkering på figur 5.3-5.8 viser den fortolkede udbredelse af kaliumpermanganat til det pågældende tidspunkt.



Figur 5.3: Udbredelse af KMnO_4 (3. måned, 16. januar 2003), (figuren ses i større format i bilag 3.8.1).

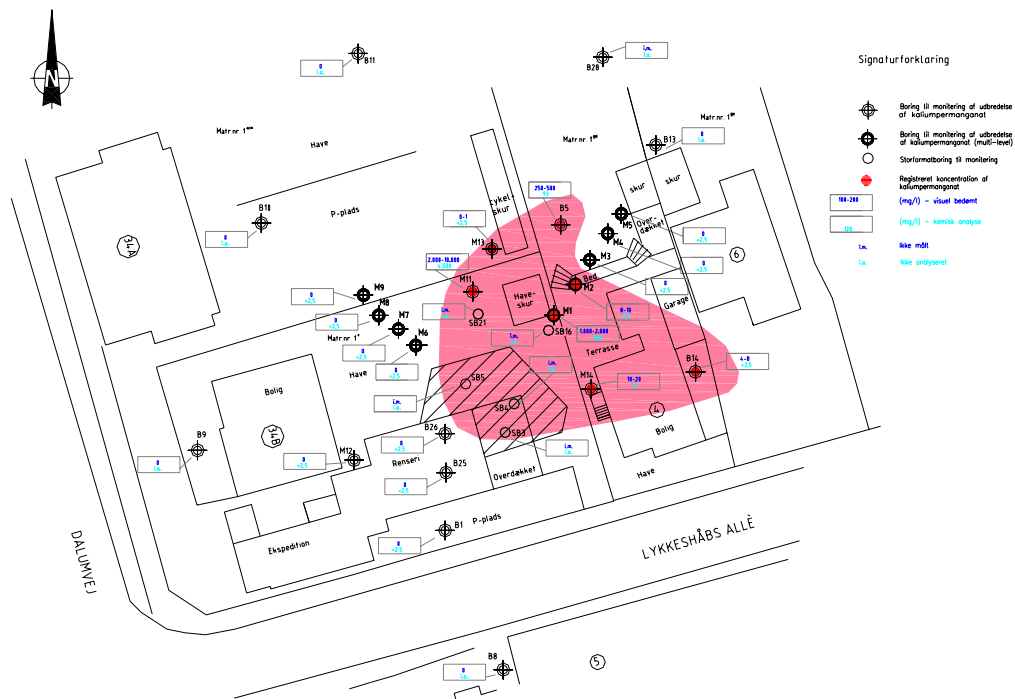
Det fremgår af figur 5.3, at kaliumpermanganat 3 måneder efter installationen kunne registreres i borerne SB3-SB5, M1-M4, M6, M11, M13, M14, B5 og B14, og således var nået ud i en afstand på op til ca. 14 meter fra det primære indbygningsområde. Særligt overraskende var det, at kaliumpermanganaten efter blot 3 måneder havde nået ud til borerne B5, B14, M4 og M13. Den horisontale udbredelse af kaliumpermanganaten skete således radiale ud fra indbygningsområdet og hurtigere end forventet.

Ved en overslagsmæssig beregning kunne spredningshastigheden for kaliumpermanganat i grundvandet anslås til ca. 50 meter pr. år. Til sammenligning var strømningshastigheden i de sandede lag omkring lokaliteten tidligere anslået til ca. 10 meter pr. år (jf. afsnit 2.2).

Det blev vurderet, at den hurtigere og mere udbredte spredning af permanganat sandsynligvis kunne skyldes en kombination af følgende forhold:

- Højere hydraulisk ledningsevne i sandlagene end bestemt ved forundersøgelserne,
- suge-effekt ved opboringen af materiale i storformatboringer (det genererede undertryk kunne lokalt ændre strømningsforholdene),
- densitetseffekt på strømningen af vand med opløst permanganat i forhold til grundvand uden permanganat, og
- lokal hævnning af vandspejlet ved tilførsel af vand til storformatboringer i forbindelse med indkøring af doseringssystemet (jf. afsnit 4.4).

Den registrerede hurtigere og mere udbredte spredning var med til at fremskynde overvejelser omkring et beredskab til at hindre en utilsigtet spredning af oxidationsmiddel mod bl.a. Sorgenfri Bæk /ref. 9/.



Figur 5.4: Udbredelse af KMnO_4 (6. måned, 23. april 2003), (figuren ses i større format i bilag 3.8.2).

Det fremgår af figur 5.4, at kaliumpermanganaten 6 måneder efter installationen ikke længere kunne registreres i borerne M3, M4 og M6. Monitoring blev gennemført i de samme borer som efter 3. måned, SB3-SB5 undtaget.



Figur 5.5: Udbredelse af KMnO_4 (8. måned, 30. juni 2003), (figuren ses i større format i bilag 3.8.3).



Figur 5.6: Udbredelse af KMnO_4 (10. måned, 11. august 2003), (figuren ses i større format i bilag 3.8.4).

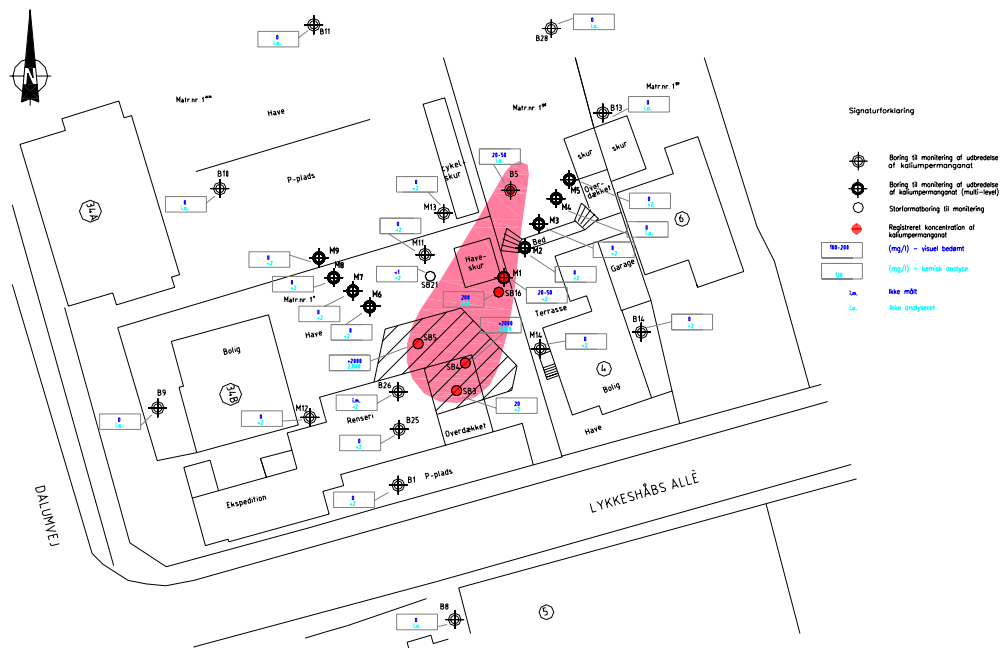
Det fremgår af figur 5.6, at kaliumpermanganaten 10 måneder efter installationen alene blev registreret i monitoringsboringerne M1 og M11 - og ikke længere i M14. Det skal bemærkes, at monitoringsrunden efter 10 måneder ligeledes omfattede et reduceret antal filtre, og at prøvetagning fra B5 ikke var mulig. Den tolkede udbredelse af kaliumpermanganat på figur 5.6 er således også baseret på resultaterne fra den senere monitoring (13 og 18 måneder efter installationen af oxidationsmiddel).

På trods af at monitoringen efter 8 og 10 måneder kun omfattede et reduceret men udvalgt antal filtre, var der således allerede efter 8 måneder tydelige tegn på, at udbredelsen af kaliumpermanganaten var væsentligt indskrænket. Disse iagttagelser blev tolket som tegn på, at der ikke længere foregik en kontinuert spredning/udvaskning af kaliumpermanganat fra kildeområdet.

Det blev vurderet, at årsagen til den aftagende udbredelse af oxidationsmiddel kunne være:

- Et større forbrug end forventet til omsætning af PCE og særligt jordens reaktive bestanddele (jf. afsnit 3.4.1).
- En særlig stor spredning i forbindelse med indbygningen af kaliumpermanganaten.
- En hurtigere udvaskning af kaliumpermanganat end forventet.
- Autodestruktion af kaliumpermanganat (jf. afsnit 5.3.4.1).

På dette tidspunkt blev det besluttet at igangsætte supplerende arbejde/monitoring med henblik på at belyse den tilbageværende mængde af oxidationsmiddel i og omkring kildeområdet. Dette arbejde omfattede undersøgelse af ledningsevneforholdene i udvalgte storformatboringer og senere udtagning af intakte jordkerner fra udvalgte storformatboringer (se afsnit 5.3.3 og afsnit 5.3.4).



Figur 5.7: Udbredelse af KMnO_4 (13. måned, 10. november 2003), (figuren ses i større format i bilag 3.8.5).

Det fremgår af figur 5.7, at kaliumpermanganaten 13 måneder efter installationen kunne registreres i borerne M1, B5, SB3-SB5 samt SB16 - men ikke længere i M11. Monitoringen blev gennemført i de samme borer som efter 3. måned. Den tolkede udbredelse af kaliumpermanganaten var på dette tidspunkt indskrænket til en forholdsvis smal fane.



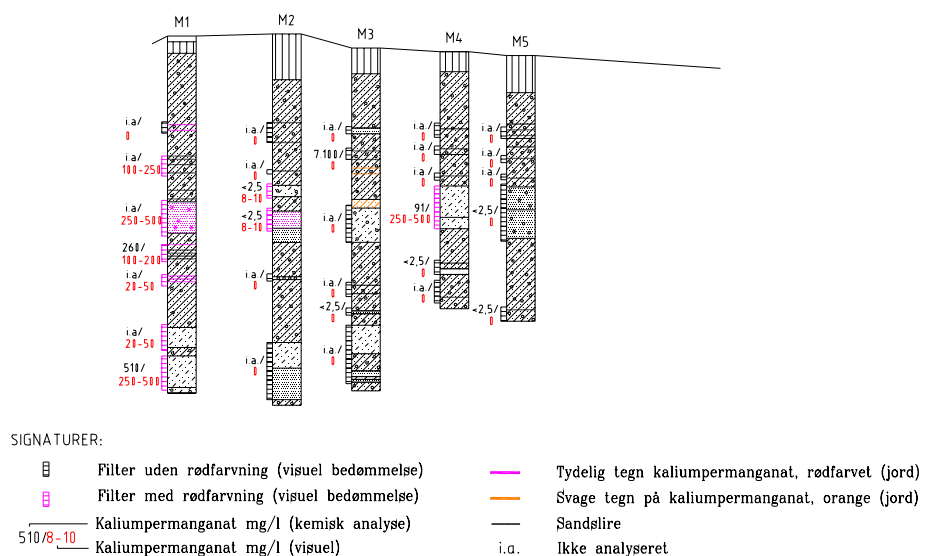
Figur 5.8: Udbredelse af KMnO_4 (18. måned, 14. april 2004), (figuren ses i større format i bilag 3.8.6).

Som det fremgår af figur 5.8, havde udbredelsen af kaliumpermanganat 18 måneder efter installationen ikke ændret sig væsentligt, om end de registrerede KMnO_4 -indhold var meget beskedne i forhold til tidligere. Det skal bemærkes, at der efter 18 måneder blev registreret et KMnO_4 -indhold i M6 i et filter (M6.6), hvor der ikke tidligere var registreret oxidationsmiddel. Denne registrering blev vurderet at være ubetydelig, idet forekomsten af kaliumpermanganat i og omkring kildeområdet generelt var meget lav.

Kaliumpermanganatindholdene, der blev registreret i monitoringsboringerne, er ligeledes optegnet på tværsnitsprofiler vedlagt i bilag 3.7.1-3.7.5 (C-tema). Af disse tværsnitsprofiler fremgår den vertikale udbredelse af kaliumpermanganat i de forskellige monitoringsfiltre hhv. 3, 6, 10, 13 og 18 måneder efter installationen.

Ved at betragte multi level monitoringsboringerne M1-M5, der er placeret på en linie i strømningsretningen (bilag 3.7.1, 1C-3.7.5, 1C), fremgår det, at kaliumpermanganat allerede efter 3. måned blev registreret i 6 ud af 7 filtre i M1. I M2-M4 blev kaliumpermanganat kun registreret i 1-2 filtre. Et tilsvarende billede tegnede sig efter 6. måned, hvor kaliumpermanganat dog kun blev registreret i M1 og M2. Efter 10. måned blev kaliumpermanganat alene registreret i M1, hvor det til gengæld forekom i alle filtre. Det skal bemærkes, at der efter 10. måned ikke blev gennemført monitoring i M2-M5. Efter 13. måned, hvor monitoringen igen omfattede alle filtre i M1-M5, forekom kaliumpermanganaten at være opbrugt nedstrøms kildeområdet. Der blev kun registreret kaliumpermanganat i et filter i M1. Efter 18. måned blev der i M1-M5 ikke registreret kaliumpermanganatindhold over 1 mg/l.

Et eksempel på registrerede indhold af kaliumpermanganat i de fem multi level monitoringsboringer nedstrøms kildeområdet (M1-M5) fremgår af tværsnitsprofilen i figur 5.9.



Figur 5.9: Geologisk tværsnitsprofil med kaliumpermanganatindhold i grundvand, 3. måned, januar 2003 (figuren ses i større format i bilag 3.7.1, 1C).

5.2.3 Klorid

I overensstemmelse med nedenstående reaktionsformel blev udvalgte grundvandsprøver analyseret for indhold af klorid med henblik på at benytte eventuelle forhøjede kloridkoncentrationer som indikation på, at der havde foregået en kemisk oxidation med kaliumpermanganat.



Der blev udtaget grundvandsprøver til analyse for indholdet af klorid ca. 3, 6, 10, 13 og 18 måneder efter installationen af kaliumpermanganat. Resultatet af de kemiske analyser fremgår af tabeloversigten i bilag 3.9.3.

Koncentrationen af klorid i upåvirket grundvand er normalt i størrelsesordenen 20-50 mg/l /ref. 25/. I de analyserede grundvandsprøver blev der påvist indhold af klorid på mellem 11 og 150 mg/l. For størstedelen af de filtre, hvor der foreligger flere monitoringsresultater, kunne der ikke registreres en signifikant udvikling i kloridkoncentrationen.

Det skal dog fremhæves, at der blev registreret en forhøjet kloridkoncentration i M11.1 efter 3. og 6. måned (130-150 mg/l) og en forhøjet kloridkoncentration i M1.1 efter 6. måned (110 mg/l). I begge filtre blev kloridkoncentrationen efterfølgende reduceret til ca. en tredjedel. De høje kloridkoncentrationer kan forventeligt tilskrives oxidation af klorerede opløsningsmidler og den deraf følgende produktion af klorid. Denne sammenhæng underbygges af, at der blev påvist indhold af kaliumpermanganat i M1.1 og M11.1 både ved 3. og 6. måned, og at der på samme tidspunkter blev registreret lave/faldende PCE-koncentrationer - nogle PCE-koncentrationer, som ved efterfølgende monitoringsrunder (13. og/eller 18. måned) viste sig at antage højere værdier (se bilag 3.9.5). For M1.1 og M11.1 er klorid-dataene således med til at dokumentere, at der har foregået en oxidation af PCE med kaliumpermanganat.

Det skal bemærkes, at de forholdsvis høje kloridniveauer, som blev påvist i B1.1, blev tilskrevet påvirkning fra vintersaltnings mv. og således vurderes at være uden sammenhæng med den lokale anvendelse af kaliumpermanganat.

Sammenfattende vurderes det således, at kloridindholdet ikke er en entydig indikator for omsætning af PCE med kaliumpermanganat. Det skyldes, at der ikke kunne påvises signifikante ændringer af kloridkoncentrationen, og at der kan være andre årsager til et eventuelt øget kloridindhold.

5.2.4 Ledningsevne

Ud fra en forventning om at kunne benytte ledningsevnen som en indirekte parameter til bedømmelse af indholdet af kaliumpermanganat omfattede monitoringen udførelse af ledningsevнемålinger. Sammenhængen mellem ledningsevnen og indholdet af kaliumpermanganat er nærmere beskrevet i afsnit 6.2.

Der blev udtaget grundvandsprøver til feltmåling af ledningsevnen ca. 3, 6, 8, 10, 13 og 18 måneder efter installationen af kaliumpermanganat. Ledningsevнемålinger blev foretaget i alle monitorerede filtre. Resultatet af ledningsevнемålingerne fremgår af tabeloversigten i bilag 3.9.4.

De ledningsevneværdier, som blev registreret 3 og 6 måneder efter installationen af kaliumpermanganat (januar og april 2003), er endvidere præsenteret på tværsnitsprofiler, som er vedlagt i bilag 3.7.1-3.7.2 (E-tema). Af disse tværsnitsprofiler fremgår den vertikale udbredelse af ledningsevnen i de forskellige monitoringsfiltre.

Ledningsevnen for kaliumpermanganatfrit grundvand omkring Dalulmvej 34B er tidligere målt til 0,5-1,1 mS/cm /ref. 3, ref. 4 og ref. 7/. I forbindelse med den gennemførte monitoring er ledningsevnen for kaliumpermanganatfrit grundvand fra B9 og B10 målt til 0,45-1,08 mS/cm (se bilag 3.9.4).

Efter 3. måned blev der målt ledningsevneværdier på mellem 0,53 og 10,6 mS/cm. De største værdier (>5 mS/cm) blev målt i terrænnære filtre i M4 og M7, hvilket ikke umiddelbart kan forklares (vintersaltning kan dog være en mulig årsag). De målte ledningsevneværdier kan ligeledes ikke korreleres korrekt med tilstedeværelsen af kaliumpermanganat (jf. tabellen i bilag 3.9.2). Den manglende korrelation kan eksempelvis skyldes, at ledningsevnen kan være påvirket af grundvandskemiske processer, der har foregået både opstrøms og omkring de aktuelle prøvetagningssteder.

Efter 6. måned blev der målt ledningsevneværdier på mellem 0,14 og 14,14 mS/cm. De største værdier (>5 mS/cm) blev igen målt i terrænnære filtre i M4 og M7 samt i M9 og M11. Ledningsevneværdier mindre end 0,25 mS/cm blev målt i de mest terrænnære filtre i M1, M2, M3 og M8, i M12-M14 samt i B14, B15 og B26. De lave ledningsevneværdier kan ikke umiddelbart forklares (fortynding som følge af nedtrængende nedbør til de terrænnære filtre kan dog være en mulighed). Ledningsevнемålingerne fra 6. måned viser ingen sammenhæng med tilstedeværelsen af kaliumpermanganat (jf. tabellen i bilag 3.9.2).

Mhp. at verificere de mange uforklarlige ledningsevnedata, der blev registreret efter 6. måned, blev der efter 8. måned foretaget ekstra ledningsevнемålinger i udvalgte filtre. Der blev målt ledningsevneværdier på mellem 0,49 og 8,03 mS/cm, hvor de største værdier (>5 mS/cm) fortsat blev målt i terrænnære filtre i M4, M7 og M9 samt i det dybeste filter i M9.

Efter 10. måned er der målt ledningsevneværdier på mellem 0,41 og 2,04 mS/cm. Der er ikke foretaget måling i M4, M7 og M9, idet monitoringen ved 10. måned kun omfattede udvalgte filtre. Ledningsevнемålingerne fra 10. måned viser ingen sammenhæng med tilstedeværelsen af kaliumpermanganat (jf. tabellen i bilag 3.9.2).

Efter 13. måned, som igen omfattede alle monitoringsboringer, blev der målt ledningsevneværdier på mellem 0,46 og 4,52 mS/cm. Den største værdi blev målt i det dybeste filter i M9. Det var ikke muligt at foretage målinger i de filtre i M4 og M7, hvor der tidligere var påvist meget høje ledningsevneværdier. Ledningsevнемålingerne fra 13. måned viser ingen sammenhæng med tilstedeværelsen af kaliumpermanganat (jf. tabellen i bilag 3.9.2).

Efter 18. måned, som ligeledes omfattede alle monitoringsboringer, blev der målt ledningsevneværdier på mellem 0,42 og 7,30 mS/cm. De største værdier blev målt i terrænnære filtre i M2, M7 og M9 samt i det dybeste filter i M9. Ledningsevнемålingerne fra 18. måned viser ingen sammenhæng med tilstedeværelsen af kaliumpermanganat (jf. tabellen i bilag 3.9.2).

5.2.5 Klorerede opløsningsmidler

Med henblik på at vurdere effekten af de etablerede afværgeforanstaltninger blev der foretaget kemiske analyser af grundvandets indhold af klorerede opløsningsmidler. Eftersom PCE var den primære forureningskomponent på lokaliteten, blev afværgeeffekten vurderet ud fra koncentrationerne af PCE. Der blev udtaget grundvandsprøver til kemisk analyse fra udvalgte monitoringsboringer ca. 3, 6, 13 og 18 måneder efter installationen af kaliumpermanganat. Resultatet af de kemiske analyser fremgår af tabeloversigten i bilag 3.9.5 sammen med analyseresultater fra vandprøver udtaget i forbindelse med de tidligere undersøgelser på ejendommene /ref. 3, ref. 4 og ref. 7/. PCE-indholdene, som blev registreret i grundvandet 3 måneder efter installationen af kaliumpermanganat (januar 2003), er endvidere præsenteret på tværsnitsprofiler vedlagt i bilag 3.7.1 (D-tema). Af disse tværsnitsprofiler fremgår den vertikale variation af PCE-indholdene.

Udviklingen af PCE-koncentrationen omtales i det følgende, idet der skelnes mellem området nedstrøms kildeområdet (M1-M5) og området nordvest for kildeområdet (M6-M9).

5.2.5.1 Nedstrøms kildeområdet

Området nedstrøms kildeområdet omfattede monitoringsboringerne M1-M5, M11, M13, M14, B5, B13, B14 og B28. Udviklingen af PCE-koncentrationen beskrives ud fra analyseresultaterne i M1-M5, som var placeret i et nedstrøms tracé fra kildeområdet.

De påviste PCE-koncentrationer og de procentuelle koncentrationsændringer (regnet fra 3. måned efter installationen af kaliumpermanganat) er præsenteret i tabel 5.1. Tabellen medtager alene værdier for de filtre, hvorfra der foreligger data i form af en tidsserie. De grønne tal i tabel 5.1 markerer filtre, hvor der blev registreret en reduktion af PCE-koncentrationen, og de røde tal i tabellen markerer filtre, hvor der blev registreret en forøgelse af PCE-koncentrationen. Den lyserøde skravering i tabel 5.1 angiver filtre, hvor der ved prøvetagning blev registreret en samtidig tilstedeværelse af kaliumpermanganat og PCE.

Som det fremgår af tabel 5.1 blev der i **M1** frem til og med 13. måned registreret markant aftagende PCE-koncentrationer (48-99%). På baggrund af den markerede tilstedeværelse af kaliumpermanganat vurderes de aftagende koncentrationer at kunne tilskrives oxidation med kaliumpermanganat. Således vurderes der at være dokumentation for, at det tilførte oxidationsmiddel lokalt har været i stand til at reducere forureningskoncentrationerne i grundvandet. Efter 18. måned blev der imidlertid i 4 filtre registreret tiltagende koncentrationer. De tiltagende koncentrationer blev sammenkædet med fraværet af oxidationsmiddel og en mulig tilstrømning af PCE-forurening fra det nye kildeområde, som blev påvist omkring boligen på den vestlige del af Dalumvej 34B (se afsnit 2.4.2). Endvidere kan de høje PCE-koncentrationer skyldes en fortsat tilbagediffusion af PCE fra lermatricen efter oxidationsmidlet ikke længere var til stede (se afsnit 7.4).

Som det fremgår af tabel 5.1 blev der i **M2** registreret aftagende PCE-koncentrationer på 10-100%. For M2 er overensstemmelsen mellem de aftagende PCE-koncentrationer og tilstedeværelsen af kaliumpermanganat ikke udtalt. I M2 blev der efter 3. og 6. måned registreret indhold af kaliumpermanganat i M2.3 og/eller M2.4, og idet faldene i PCE-

koncentrationen primært blev påvist i M2.3 og dybereliggende filtre (M2.2 og M2.1), er det muligt, at koncentrationsfaldet kan skyldes en tidligere tilstedeværelse af kaliumpermanganat i disse filtre. I M2.4 blev der entydigt registreret tiltagende PCE-koncentrationer, hvilket ikke harmonerer med en tilstedeværelse af kaliumpermanganat efter 3. og 6. måned.

Af tabel 5.1 fremgår det, at der i **M3** blev registreret aftagende PCE-koncentrationer på 31-91%. I M3 er de påviste PCE-koncentrationer væsentlig lavere end for M1, M2, M4 og M5. For M3 er der ikke overensstemmelse mellem de aftagende PCE-koncentrationer og tilstedeværelsen af kaliumpermanganat.

I **M4** blev der jf. tabel 5.1 registreret aftagende PCE-koncentrationer på 56-97% (M4.1 og M4.2). Efter 3. måned blev der registreret indhold af kaliumpermanganat i M4.3, og idet faldene i PCE-koncentrationen blev påvist i M4.3 og dybereliggende filtre (M4.2 og M4.1), er det muligt, at koncentrationsfaldet kan skyldes en tidligere tilstedeværelse af kaliumpermanganat. I M4.3 blev der, som i filtrene i M1, efter 18. måned registreret en tiltagende PCE-koncentration.

Som det fremgår af tabel 5.1 blev der i **M5** registreret aftagende PCE-koncentrationer på 27-66%. De procentuelle ændringer vurderes ikke at være signifikant forskellige for koncentrationerne efter 3. måned og kan ligeledes ikke sammenkædes med en tilstedeværelse af kaliumpermanganat.

De aftagende PCE-koncentrationer, som fremgår af tabel 5.1, kan principielt skyldes omsætning via kemisk oxidation, omsætning via reduktiv deklorering, naturlig udvaskning og analyse-/prøvetagningsusikkerhed. I monitoringsboringerne M1-M5 er der ikke påvist væsentlige indhold af klorerede nedbrydningsprodukter, og der er ikke tegn på redox-forhold, som kan understøtte reduktiv deklorering. Den naturlige udvaskning af PCE vurderes, jf. modelberegningerne i afsnit 7.5, ikke at kunne redegøre for de påviste koncentrationsfald indenfor en tidsperiode på op til 1 ½ år. På denne baggrund vurderes de aftagende PCE-koncentrationer overordnet at kunne tilskrives omsætning via det tilførte oxidationsmiddel.

Sammenfattende gælder det, at de aftagende PCE-koncentrationer i M1 dokumenteret kan tilskrives kemisk oxidation via en tidligere tilstedeværelse af kaliumpermanganat. For M2-M5 kan der ikke udledes entydige tendenser. For disse monitoringsboringer er det mere usikkert, i hvilken grad de aftagende PCE-koncentrationer kan sammenkædes med en tidligere tilstedeværelse af kaliumpermanganat, ligesom det er usikkert i hvilken grad de tiltagende PCE-koncentrationer kan sammenkædes med en forureningsspredning fra det nye kildeområde på ejendommens vestlige del.

For individuelle filtre dokumenterer monitoringsresultaterne, at der lokalt sker en omsætning (oxidation) af PCE-forureningen, i det omfang at kaliumpermanganaten spredes og kommer i kontakt med grundvandsforureningen. I monitoringsboringerne nedstrøms behandlingsområdet (M1-M5) vurderes det overordnet, at det installerede oxidationsmiddel har medvirket til en reduktion af PCE-indholdene i det sekundære grundvand.

Boring	PCE 3. md. 16.01.03 [µg/l]	PCE 6. md. 23.04.03 [µg/l]	PCE 13. md. 10.11.03 [µg/l]	PCE 18. md. 14.04.04 [µg/l]
M1				
M1.1	1800	240	11	2800
%		-87	-99	56
M1.2	330	140	170	1900
%		-58	-48	476
M1.3	350	110	110	1300
%		-69	-69	271
M1.5	130	46	630	4700
%		-65	385	3515
M2				
M2.1	1100	830	120	28
%		-25	-89	-97
M2.2	68	360	0,93	0,75
%		429	-99	-99
M2.3	740	640	1,3	82
%		-14	-100	-89
M2.4	680	1100	2100	1600
%		62	209	135
M2.6	510	680	460	200
%		33	-10	-61
M3				
M3.1	12	1,4	1,5	3,6
%		-88	-88	-70
M3.2	15	2,1	1,3	7,7
%		-86	-91	-49
M3.3	6	4	4,1	2,2
%		-33	-32	-63
M3.4	72	110	i.a.	120
%		53	i.a.	67
M3.5	880	590	350	220
%		-33	-60	-75
M3.6	360	550	250	120
%		53	-31	-67
M4				
M4.1	130	57	17	48
%		-56	-87	-63
M4.2	1600	130	41	57
%		-92	-97	-96
M4.3	800	560	150	6000
%		-30	-81	650
M5				
M5.2	1800	1100	800	610
%		-39	-56	-66
M5.4	330	200	240	120
%		-39	-27	-64

Tabel 5.1: Påviste PCE-koncentrationer og procentuelle koncentrationsændringer i nedstrøms monitoringsboringer 3, 6, 13 og 18 måneder efter installationen af kaliumpermanganat.

5.2.5.2 Nordvest for kildeområdet

Området nordvest for kildeområdet omfattede monitoringsboringerne M6-M9, M12 og B9-B11. Udviklingen af PCE-koncentrationen beskrives ud fra analyseresultaterne i M6-M9, som var placeret i et tracé vinkelret på strømningsretningen.

De påviste PCE-koncentrationer og de procentuelle koncentrationsændringer (regnet fra 3. måned efter installationen af kaliumpermanganat) er præsenteret i tabel 5.2. Tabellen medtager alene værdier for de filtre, hvorfra der foreligger data i form af en tidsserie. De grønne tal i tabel 5.2 markerer filtre, hvor der blev registreret en reduktion af PCE-koncentrationen, og de røde tal i tabellen markerer filtre, hvor der blev registreret en forøgelse af PCE-koncentrationen.

Som det fremgår af tabel 5.2 blev der i M6-M9 allerede efter 6. måned registreret tiltagende PCE-koncentrationer (41-3.463%) - en tendens, som fortsatte frem til monitorings afslutning i april 2004 (18. måned). En undtagelse er filtret M7.2, hvor der i hele monitoringsperioden blev påvist aftagende PCE-koncentrationer. De generelt kraftigt tiltagende PCE-koncentrationer blev sammenkædet med en mulig tilstrømning af PCE-forurening fra det nye kildeområde, som blev påvist omkring boligen på den vestlige del af Dalumvej 34B (se afsnit 2.4.2).

I monitoringsboringerne nordvest for kildeområdet er der således ikke tegn på, at det installerede oxidationsmiddel har medvirket til en reduktion af de tidligere registrerede PCE-indhold i det sekundære grundvand.

De kraftigt tiltagende PCE-koncentrationer blev sammenkædet med forureningen i det nye kildeområde idet:

- Der i det nye kildeområde blev påvist PCE-koncentrationer i jord på op til 2.500 mg/kg /ref. 16/.
- Der i det nye kildeområde blev påvist PCE-koncentrationer i grundvand på op til 82.300 µg/l /ref. 16/.
- Der i den nord- og vestlige borefront samt i bunden af storformatboringerne blev efterladt restforurening med PCE i koncentrationer på op til hhv. 51 og 150 mg/kg TS /ref. 10/.

Fra dette område kunne der ske afsmitning og udvaskning af PCE til de nedstrøms monitoringsboringer (M6-M9).

De tiltagende PCE-koncentrationer, som således tilskrives tilstedeværelsen af et nyt kildeområde, vurderes i høj grad at have påvirket monitoringen af afværgeforanstaltningernes effekt. De forøgede PCE-koncentrationer er således ikke et entydigt udtryk for, at der ikke har foregået oxidation og dermed oprensning af klorerede opløsningsmidler. Men modsat er der heller ikke resultater, der dokumenterer oxidationsprocessen.

Boring	PCE	PCE	PCE	PCE
	3. md. 16.01.03 [µg/l]	6. md. 23.04.03 [µg/l]	13. md. 10.11.03 [µg/l]	18. md. 14.04.04 [µg/l]
M6				
M6.3	26.000	38.000	26.000	41.000
%		46	0	58
M6.5	160	5.700	4900	9.100
%		3.463	2.963	5.588
M7				
M7.2	3.500	1.500	1.700	320
		-57	-51	-91
M7.6	4.100	17.000	9.900	14.000
%		315	141	241
M8				
M8.1	2.700	3.800	5.700	6.600
%		41	111	144
M8.4	3.100	10.000	8.700	8.300
%		223	181	168
M9				
M9.1	23	59	36	63
%		157	57	174
M9.2	9,8	43	38	280
%		339	288	2.757
M9.3	160	1.500	1.000	1.900
%		838	525	1.088

Figur 5.2: Påviste PCE-koncentrationer og procentuelle koncentrationsændringer i nordvestlige monitoringsboringer 3, 6, 13 og 18 måneder efter installationen af kaliumpermanganat.

5.2.6 Chrom^{VI}, diklorethylener og vinylklorid

Med henblik på at undersøge, om indbygningen af kaliumpermanganat resulterede i en mobilisering af jordlagenes indhold af chrom blev der foretaget kemiske analyser af chrom^{VI}. Denne mobilisering kunne ske, idet chrom^{III} oxideres til det mere vandopløselige chrom^{VI}. Analyserne af chrom blev desuden benyttet til at vurdere, om der skete en udvaskning af chrom (urenhed) fra den indbyggede kaliumpermanganat.

Den indbyggede kaliumpermanganat indeholdt urenheder i form af cadmium, arsen, chrom, kviksølv og bly. I nedenstående tabel 5.3 er anført, hvor store mængder af disse metaller, som omtrentligt blev indbygget på Dalumvej 34B /ref. 21/. I tabellen er desuden anført, hvilken grundvandsmængde der (ved stationære forhold) kan påvirkes med koncentrationer over drikkevandskriterierne som følge af de indbyggede metaller. Af tabellen fremgår ligeledes Miljøstyrelsens drikkevandskriterier.

Metal	Koncentration af metal i KMnO ₄	Indbygget mængde i 12.075 kg KMnO ₄	Drikkevands kriterium	Forurennet grundvandsmængde
	mg/l	g	µg/l	m ³
Cadmium	0,5	<4	0,5	8.000
Arsen	5,0	<42	8	5.250
Chrom	10	<83	25	3.320
Kviksølv	0,3	<3	0,1	30.000
Bly	1,5	<13	1	13.000

Tabel 5.3: Urenheder i indbygget kaliumpermanganat og beregnede forurenede grundvandsmængder.

Af tabel 5.3 ses det, at metallerne i den indbyggede kaliumpermanganat kan forurene en grundvandsmængde på op til 30.000 m³ med niveauer over drikkevandskriterierne. Det skal bemærkes, at koncentrationen af metaller efter indbygningen blev fortyndet ved grundvandsstrømning gennem indbygningsområdet /ref. 21/.

Der blev udtaget grundvandsprøver til kemisk analyse for chrom^{VI} fra seks udvalgte monitoringsboringer ca. 3 måneder efter installationen af kaliumpermanganat. Grundvandsprøverne blev udtaget fra filtrene M2.4, M4.2, M5.2, M7.2, M8.1 og B1.1, idet disse filtre blev udvalgt til at repræsentere forholdene hhv. nedstrøms og vinkelret på strømningsretningen. Resultatet af de kemiske analyser fremgår af tabeloversigten i bilag 3.9.6.

Af denne oversigt fremgår det, at der i filtrene M2.4 og M7.2 blev påvist indhold af chrom^{VI} på 0,027 og 0,085 mg/l. I grundvandsprøverne fra de øvrige 4 filtre blev der ikke påvist indhold af chrom^{VI} over analysemetodens detektionsgrænse. Til sammenligning skal det nævnes, at det naturlige indhold af chrom^{VI} i grundvandet forventeligt var meget lavt (under analysemetodens detektionsgrænse), eftersom chrom naturligt vil forekomme som chrom^{III}. Af /ref. 33/ fremgår det, at anvendelsen af kaliumpermanganat har givet anledning til forhøjede chrom^{VI}-indhold på op til 800 µg/l (heraf blev en mindre del af indholdet dog vurderet at stamme fra urenheder i den anvendte kaliumpermanganat). De påviste chrom^{VI}-indhold på Dalumvej 34B var således væsentlig mindre end indholdene rapporteret i /ref. 33/.

I forbindelse med monitoringen på Dalumvej 34B blev der således ikke påvist væsentligt forhøjede indhold af chrom^{VI}. På denne baggrund blev det vurderet, at hverken chrom indbygget i form af urenheder i oxidationsmidler eller chrom mobiliseret fra jordlagene udgjorde et væsentligt problem.

Det skal bemærkes, at efterfølgende undersøgelser ved Center for miljøteknologi, Syddansk Universitet har påpeget, at anvendelsen af kaliumpermanganat resulterer i en mobilisering af jordens naturlige chrom-indhold. Ved batch-forsøg (optimal kontakt) er det eksempelvis dokumenteret, at en 2½% KMnO₄-opløsning gav anledning til mobilisering (oxidation af chrom^{III}) af chrom^{VI} i koncentrationer på op til 230 µg/l. Forsøget blev gennemført for en siltet lerjord /ref. 32/.

Med henblik på at følge en eventuel biologisk dannelse af nedbrydningsprodukter blev der udtaget grundvandsprøver til kemisk analyse for klorerede nedbrydningsprodukter. Grundvandsprøverne blev udtaget fra udvalgte monitoringsboringer ca. 3 måneder efter installationen af

kaliumpermanganat (samme filtre som chrom^{VI}-analyserne). Resultatet af de kemiske analyser fremgår af tabeloversigten i bilag 3.9.6.

Af bilag 3.9.6 fremgår det, at der i de udvalgte monitoringsboringer blev påvist samlede indhold af diklorethylener på 27-3.200 µg/l (januar 2003, 3. måned). De største koncentrationer blev påvist i M7 og M8. I disse boringer blev der desuden påvist forholdsvis høje indhold af vinylklorid på hhv. 630 og 1.000 µg/l. Disse analyseresultater indikerer, at der i området opstrøms for eller omkring M7 og M8 havde foregået en biologisk omsætning af PCE (reduktiv deklorerings).

5.2.7 Hydraulisk kontakt mellem filtre i multi level boringer

På baggrund af monitoringsdataene fra januar 2003 (3. måned) blev der foretaget en vurdering af, om der var hydraulisk kontakt mellem de enkelte filtre i multi level boringerne (M1-M9).

En sammenligning af datasæt for trykniveau, indhold af kaliumpermanganat og ledningsevne sandsynliggjorde, at der ikke var hydraulisk kontakt mellem de enkelte filtre i multi level boringerne. Datagrundlaget for sammenligningen er vedlagt i bilag 3.9.1 og bilag 3.9.2 og præsenteret på tværnsnitsprofilerne i bilag 3.7.1.

5.2.8 Spredning af kaliumpermanganat til Sorgenfribækken

Med henblik på at dokumentere, at der ikke foregik en utilsigtet spredning af kaliumpermanganat til Sorgenfri Bæk og Odense Å, blev der foretaget en punktvist kontrol for en eventuel rødfarvning af vandet i Sorgenfri Bæk. Der blev desuden foretaget måling af ledningsevnen.

Denne registrering blev foretaget hhv. under indkøringen af væskedoseringsanlægget samt efter 3., 6., 10., 13. og 18. måned.

I hht. /ref. 10/ blev der under indkøringen af væskedoseringsanlægget målt ledningsevner i intervallet 520-642 µS/cm, og der blev ikke registreret tegn på rødfarvning af vandet.

Som det fremgår af bilag 3.9.2 blev der efter 3., 6., 10., 13. og 18. måned ligeledes ikke registreret tegn på rødfarvning af vandet i Sorgenfri Bæk, og der blev målt ledningsevner i intervallet 660-830 µS/cm.

Der blev iagttaget en tendens til stigende ledningsevne ved faldende vandføring. Den højere ledningsevne, som blev registreret i august 2003 (10. måned), blev således ikke vurderet at være et udtryk for en begyndende påvirkning af bækken.

På baggrund af ovenstående vurderes der under monitoringen ikke registreret tegn på en utilsigtet spredning af kaliumpermanganat til Sorgenfri Bæk.

5.3 Præsentation af monitoringsresultater, Storformatboringer

Dette afsnit indeholder kortfattede beskrivelser af resultaterne fra monitorering i storformatboringerne SB3, SB4, SB5, SB16 og SB21. Placeringen af disse storformatboringer fremgår af situationsplanen i bilag 3.1.

5.3.1 KMnO₄ (visuel og kemisk bedømmelse)

Bedømmelserne af KMnO₄-indholdet blev foretaget med henblik på at følge udviklingen af kaliumpermanganatkoncentrationen i kildeområdet, herunder at følge hvor hurtigt den indbyggede kaliumpermanganatmængde blev udvasket og derved vurdere behovet for eventuel tilførsel af natriumpermanganat via væskedoseringsanlægget.

Der blev udtaget grundvandsprøver til kemisk bedømmelse af KMnO₄-indholdet i storformatboringerne SB3, SB4 og SB5 ca. 3 og 13 måneder efter installationen af kaliumpermanganat. Grundvandsprøverne blev udtaget hhv. i toppen og bunden af storformatboringerne. De kemiske bedømmelser af KMnO₄-indholdet fremgår af tabeloversigten i bilag 3.9.2.

I de analyserede grundvandsprøver blev der efter 3 måneder påvist indhold af KMnO₄ på 33.000-35.000 mg/l (SB3), 3.700-5.100 mg/l (SB4) og 890-18.000 mg/l (SB5). De højeste koncentrationer blev således påvist i SB3, der var placeret i den sydlige del af området for indbygningen af kaliumpermanganat. Til sammenligning er opløseligheden af kaliumpermanganat ca. 60.000 mg/l, ved grundvandstemperaturen på ca. 10° C.

Efter 13 måneder blev der påvist indhold af KMnO₄ på <2 mg/l (SB3), 910-3.500 mg/l (SB4) og <2-2.800 mg/l (SB5).

I henhold til det oprindelige monitoringsprogram skulle der have været udtaget grundvandsprøver til visuel og kemisk bedømmelse af KMnO₄-indholdet i storformatboringerne igen efter 24, 30, 36, 42 og 48 måneder. Denne monitoring udgik, eftersom den tilbageværende mængde af kaliumpermanganat i storformatboringerne blev vurderet at være begrænset (se afsnit 5.3.4).

5.3.2 Klorid

Der blev udtaget grundvandsprøver til kemisk analyse for klorid-indholdet i storformatboringerne SB3, SB4 og SB5 ca. 3 og 13 måneder efter installationen af kaliumpermanganat. Resultatet af de kemiske analyser fremgår af tabeloversigten i bilag 3.9.3.

I de analyserede grundvandsprøver udtaget efter 3 måneder blev der påvist indhold af klorid på mellem 27 og 120 µg/l. Efter 13. måned blev der påvist indhold af klorid på mellem 22 og 130 µg/l. Der er således ikke signifikant forskel på de klorid-koncentrationer, der er påvist efter hhv. 3 og 13 måneder.

5.3.3 Ledningsevne

Ledningsevнемålingerne blev benyttet som et indirekte mål indholdet af kaliumpermanganat (jf. afsnit 6.2). Ledningsevнемålingerne blev foretaget med henblik på at følge udviklingen af ledningsevnen og indirekte kaliumpermanganatkoncentrationen i kildeområdet. Ledningsevнемålingerne var endvidere en forholdsvis let måde til at få oplysninger om en eventuel lagdeling af den tilstedeværende kaliumpermanganatmængde. På denne baggrund blev ledningsevнемålingerne i storformatboringerne udført over hele filterstrækningen, for hver 0,5 meter. Som de kemiske analyser var det hensigten at benytte ledningsevнемålingerne til vurdere behovet for eventuel tilførsel af natriumpermanganat via væskedoseringsanlægget.

Der blev udtaget grundvandsprøver til feltmåling af ledningsevnen i udvalgte storformatboringer ca. 8, 10, 12 og 13 måneder efter installationen af kaliumpermanganat. Resultatet af ledningsevnmålingerne fremgår af tabeloversigten i bilag 3.9.7.

I forbindelse med kontrol af ledningsevnmålingerne blev der efter 8 måneder (juni 2003) registreret forholdsvis lave ledningsevneværdier i storformatboringerne SB3, SB5, SB16 og SB21 ($<3.000 \mu\text{S}/\text{cm}$). I SB4 blev der toppen af monitoringsfiltret ligeledes registreret lave ledningsevneværdier, hvorimod ledningsevnmålingerne i bunden af filtret viste niveauer over $25.000 \mu\text{S}/\text{cm}$. Denne lagdeling i ledningsevnen (kaliumpermanganaten) indenfor storformatboringerne kunne skyldes en densitetseffekt, som bevirkede, at kaliumpermanganaten blev koncentreret i bunden af boringerne. De generelt lave ledningsevneværdier blev vurderet som et udtryk for manglende tilstedeværelse af kaliumpermanganat i storformatboringerne.

På baggrund af disse lave værdier blev der i august 2003 (10. måned) igangsat et pumpeforsøg til yderligere undersøgelse af ledningsevneforholdene i udvalgte storformatboringer /ref. 22/. I SB3, SB5, SB16 og SB22 blev der påvist ledningsevneniveauer mindre end $2.500 \mu\text{S}/\text{cm}$. I bunden af SB5 blev der dog påvist $4.630 \mu\text{S}/\text{cm}$. Resultaterne af denne undersøgelse indikerede, at der kun var en meget begrænset mængde kaliumpermanganat tilbage i storformatboringerne i og udenfor kildeområdet /ref. 22/.

Efterfølgende blev der i oktober 2003 (12. måned) gennemført prøvetagning til fastlæggelse af den aktuelle KMnO_4 -koncentration i bagfyldet i storformatboringerne (se afsnit 5.3.4). Samtidig med denne prøvetagning blev der foretaget ledningsevnmålinger i SB5 og SB16. Disse målinger viste generelt værdier mindre end $2.000 \mu\text{S}/\text{cm}$, dog blev der i bunden af SB5 målt værdier på op til $6.640 \mu\text{S}/\text{cm}$.

I november 2003 (13. måned) blev der foretaget feltmåling af ledningsevnen for hver 0,5 meter i SB3, SB4, SB5, SB16 og SB21. Ved disse målinger blev der generelt registreret lave ledningsevneværdier ($<3.000 \mu\text{S}/\text{cm}$). Undtaget var dog bunden af filtrene i SB4 og SB5, hvor der blev målt op til ca. $19.000 \mu\text{S}/\text{cm}$. Efter 13 måneder kunne der således fortsat registreres en lagdeling af ledningsevnen, som blev tilskrevet en densitetseffekt for kaliumpermanganaten.

I henhold til det oprindelige monitoringsprogram skulle der have været foretaget ledningsevnmålinger igen efter 24, 30, 36, 42 og 48 måneder. Denne monitoring udgik, eftersom den tilbageværende mængde af kaliumpermanganat i storformatboringerne blev vurderet at være begrænset (se afsnit 5.3.4).

5.3.4 Udtagning af intakte jordkerner

Resultaterne af pumpeforsøget og ledningsevnmålingerne fra august 2003 (efter 10. måned) pegede på, at den tilbageværende mængde af kaliumpermanganat i storformatboringerne i og udenfor kildeområdet var ret begrænset (jf. afsnit 5.3.3).

På denne baggrund blev det besluttet i oktober 2003 at udtage intakte jordkerner i tilbagefyldsmaterialet med henblik på at bestemme den aktuelle tilbageværende mængde af oxidationsmiddel i og omkring kildeområdet.

De intakte jordkerner blev udtaget fra storformatboringerne SB5 og SB16, hvor tilbagefyld var indbygget hhv. ca. 2,0-10,0 m u.t. og ca. 3,0-8,0 m u.t. Placeringen af SB5 og SB16 fremgår af situationsplanen i bilag 3.1. Prøvetagningen blev foretaget med geoprobedstyr og er nærmere beskrevet i /ref. 23/. Prøvetagningen er illustreret på figur 5.10.



Figur 5.10: Udtagning (tv.) og forsegling (th.) af intakt jordkerne med geoprobedstyr.

I forbindelse med prøvetagningen i felten blev der foretaget en visuel beskrivelse af de udtagne jordkerner (geologi og farve). I laboratoriet blev de intakte kerner åbnet, og beskrivelsen af jordkernerne blev ajourført med evt. supplerende iagttagelser. Beskrivelserne i både felten og laboratoriet havde fokus på indhold af kaliumpermanganat (violet farve) og udfældninger af mangandioxid (rødbrun farve).

I forbindelse med åbningen af de intakte kerner i laboratoriet blev der udtaget jordprøver til kemisk analyse for indholdet af kaliumpermanganat og mangandioxid.

De kemiske analyser blev udført med henblik på at kvantificere den tilbageværende KMnO_4 -mængde og den MnO_2 , som var dannet. Det blev valgt at udtage i alt 6 repræsentative jordprøver fra SB5 og 1 jordprøve fra SB16. Visuelle registreringer og analyseresultaterne fremgår af tabel 5.4.

Prøve Boring, dybde	KMnO ₄ (mg/kg TS)	MnO ₂ (mg/kg TS)	Materiale	Farve
SB5, 2,5-3,0	<4	2.500	Sand, gruset	Brunt
SB5, 4,5-4,6	15.700	4.100	Sand, gruset	Kraftig violet
SB5, 4,6-5,0	1.800	2.100	Sand, gruset	Violet
SB5, 5,0-5,5	720	1.900	Sand, gruset	Voilet/rødbrun
SB5, 6,0-6,5	1.000	2.800	Sand, gruset	Voilet/rødbrun
SB5, 7,0-8,0	380	1.400	Grus, sandet	Voilet/rødbrun
SB16, 8,0-9,0 (midt)	<4	1.300	Sand	Svag violet

Tabel 5.4: Samhørende koncentrationer for KMnO₄ og MnO₂.

Som det fremgår af tabel 5.4 blev der i SB5 (kildeområdet) påvist indhold af KMnO₄ i intervallet 380-15.700 mg/kg TS. Det højeste indhold blev påvist 4,5-4,6 m u.t., hvor der tilsvarende er registreret den kraftigste violette farve af tilbagefyldsmaterialerne. I dybderne herunder blev der registreret væsentlig lavere indhold af kaliumpermanganat.

I SB16 (udenfor kildeområdet) blev der ikke påvist indhold af kaliumpermanganat over detektionsgrænsen. Der blev dog registreret en svag violet farve 8,0-9,0 m u.t.

5.3.4.1 Vurdering af tilbageværende KMnO₄-mængde

Som det fremgår ovenfor blev der i oktober 2003 (12. måned) påvist forholdsvis lave koncentrationer af kaliumpermanganat i tilbagefyldningsmaterialet i storformatboringerne.

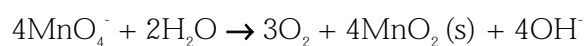


Figur 5.11: Indbygning af tilbagefyldningsmaterialer (tydelig violet farve).

På indbygningstidspunktet var koncentrationen af kaliumpermanganat i tilbagefyldsmaterialerne i størrelsesordenen 17.000 mg/kg, og materialerne havde en tydelig violet farve (se figur 5.11). Ovenstående koncentration fremkommer ud fra en tilførsel af 12 tons kaliumpermanganat til 414 m³ sand med en antaget rumvægt på 1,7 tons/m³ (se afsnit 4.2).

Resultaterne fra oktober 2003 gav således grundlag for en hypotese om, at kaliumpermanganaten i stort omfang enten var udvasket og forbrugt til oxidation eller var autodestrueret.

Autodestruktion, som er kaliumpermanganatens reaktion med sig selv, foregår under dannelse af mangan(IV)oxid efter nedenstående reaktionsligning. Autodestruktionen katalyseres af tilstedeværelse af $\text{MnO}_2(\text{s})$, og er således en selvforstærkende proces /ref. 29/. Det skal bemærkes, at en kaliumpermanganatopløsning er stabil, så længe der ikke sker reaktion med PCE og/eller organisk stof, hvor der dannes mangan(IV)oxid.



Såfremt hele den oprindeligt installerede KMnO_4 -mængde skulle være autodestrueret burde det, ifølge ovenstående reaktionsligning, have givet anledning til en MnO_2 -koncentration på i størrelsesordenen 9.500 mg MnO_2/kg .

Som anført i tabel 5.4 blev der i SB5 og SB16 påvist MnO_2 -koncentrationer på mellem 1.300-4.100 mg/kg TS (gennemsnitligt 2.300 mg/kg TS). Det højeste indhold blev påvist 4,5-4,6 m u.t., hvor der samtidig blev påvist det højeste KMnO_4 -niveau. Det blev således vurderet, at det ikke var hele den installerede KMnO_4 -mængde, som var autodestrueret.

Ifølge /ref. 26 og ref. 27/ ligger baggrundsniveauet for mangan (Mn) i jord i intervallet 20-10.000 mg/kg, med en medianværdi på 1.000 mg/kg. Hvis det antages, at dette indhold af mangan forekommer som MnO_2 , vil det svare til en mediankoncentration på ca. 1.600 mg MnO_2 -ækvivalenter/kg. Tilbagefyldningsmaterialerne, som blev anvendt på Dalumvej 34B, blev vurderet at have et baggrundsniveau for mangan(IV)oxid på ca. 300 mg MnO_2 -ækvivalenter/kg TS /ref. 34/. På baggrund af disse vurderinger af baggrundsniveauet for mangan(IV)oxid blev det vurderet, at en ikke ubetydelig andel af den installerede KMnO_4 -mængde var autodestrueret.

Sammenfattende blev det i 2004 vurderet, at den installerede KMnO_4 -mængde i væsentlig grad var udvasket og forbrugt til oxidation af hhv. naturligt forekommende organisk materiale og forureningskomponenter, og at autodestruktionen alene ikke kunne redegøre for fraværet af kaliumpermanganat.

Ud fra nogle overslagsmæssige beregninger blev det anslået, at gennemsnitligt 17 % (6-36 %) af den installerede KMnO_4 -mængde var forbrugt som følge af autodestruktion.

Til grund for disse beregninger ligger:

- De påviste MnO_2 -koncentrationer i tilbagefyldningsmaterialerne bestemt i oktober 2003 (1.300-4.100 mg MnO_2 -ækvivalenter/kg TS, gennemsnitligt 2.300 mg MnO_2 -ækvivalenter/kg TS), jf. tabel 5.4.
- Et vurderet baggrundsniveau for mangan(IV)oxid i tilbagefyldningsmaterialerne på 300 mg MnO_2 -ækvivalenter/kg TS.
- En NOD-værdi for tilbagefyldningsmaterialerne på ca. 400 mg MnO_2 -ækvivalenter/kg TS (NOD-værdien udtrykker, hvilken mængde mangan(IV)oxid, der kan dannes som følge af oxidationen af tilbagefyldningsmaterialernes indhold af reaktive bestanddele (se afsnit 3.4.1)).

- En værdi for KMnO_4 -koncentrationen (udtrykt som MnO_2 -ækvivalenter) umiddelbart efter installationen på ca. 9.500 mg MnO_2 -ækvivalenter/kg.

Primo 2004 blev det overvejet, om der via væskedoseringsanlægget skulle foretages en yderligere tilførsel af oxidationsmiddel (natriumpermanganat). Kort tid herefter valgte Fyns Amt, på baggrund af fraværet af kaliumpermanganat og påvisningen af et nyt kildeområde (se afsnit 4.8), imidlertid at indstille afværgeforanstaltningerne. Der blev således aldrig foretaget tilførsel af yderligere oxidationsmiddel.

5.4 Præsentation af monitoringsresultater, kontrolnivelementer

I perioden 2003-2006 var det planlagt at udføre i alt 6 kontrolnivelementer til de etablerede fixpunkter. Nivelementerne var planlagt udført hhv. 4, 10, 15, 21, 33 og 45 måneder efter, at installationen af oxidationsmiddel var afsluttet /ref. 17 og ref. 18/.

Som følge af at oxidationsmidlet forekom at være opbrugt i efteråret 2003 (se afsnit 5.3.4.1) besluttede Fyns Amt, at udførelsen af kontrolnivelementer skulle ophøre efter udførelsen af det 5. kontrolnivelement i februar 2005 (28 måneder efter installationen af oxidationsmiddel).

Der blev udført kontrolnivelementer hhv. 4, 11, 16, 22 og 28 måneder efter installationen af oxidationsmiddel. Data for kontrolnivelementerne fremgår af bilag 3.5.2, og fixpunkternes placering fremgår af situationsplanen i bilag 3.5.1.

Af tabel 5.5 fremgår de koteforskelle, som er registreret ved de forskellige fixpunkter mellem hhv. 4. og 11. måned efter installationen af oxidationsmiddel, mellem 4. og 28. måned efter installationen af oxidationsmiddel, mellem 11. og 28. måned efter installationen af oxidationsmiddel og mellem 16. og 28. måned efter installationen af oxidationsmiddel. De fremhævede tal i tabellen angiver koteforskellen for den længst mulige registreringsperiode.

Som det fremgår af tabel 5.5 blev der for bygingsfixpunkterne (FixA-FixG) registreret koteforskelle på maksimalt -1 mm. Det blev således vurderet, at installationen af oxidationsmiddel indenfor en periode på ca. 1½ år ikke havde givet anledning til sætninger af bygningerne på Dalumvej 34B og Lykkeshåbs Alle 4.

For jordfixpunkterne (Fix1-Fix19) blev der registreret koteforskelle på mellem -1 og +6 mm. Koteforskelle på mere end 5 mm blev registreret ved Fix5, Fix6, Fix8, Fix11, Fix12 og Fix15, som er placeret på Dalumvej 34B samt på Lykkeshåbs Alle 3 og 4.

Fixpunkt	Bemærkninger	Sætninger 4. - 11. md.	Sætninger 4. - 28. md.	Sætninger 11. - 28. md.	Sætninger 16. - 28. md.
Dalumvej 34A					
Fix1	Jordfixpunkt	0,005	0,003	-0,002	0,000
Fix2	Jordfixpunkt	0,004	0,004	0,000	0,001
Dalumvej 34B					
Fix3	Jordfixpunkt	0,003	i.m	i.m	i.m
Fix4	Jordfixpunkt	0,000	0,000	0,000	0,000
Fix5	Jordfixpunkt	0,006	0,006	0,000	0,001
Fix6	Jordfixpunkt	0,005	0,006	0,001	0,001
Fix7	Jordfixpunkt	0,004	0,004	0,000	-0,001
Fix8	Jordfixpunkt	0,003	0,005	0,002	0,001
Fix9	Jordfixpunkt	0,000	-0,001	-0,001	-0,001
Fix10	Jordfixpunkt	0,000	0,000	0,000	0,000
FixA	Bygningsfixpunkt	i.m	i.m	-0,001	-0,001
FixB	Bygningsfixpunkt	i.m	i.m	0,000	0,000
FixC	Bygningsfixpunkt	i.m	i.m	0,000	0,000
Lykkeshåbs Alle 3					
Fix11	Jordfixpunkt	0,006	0,005	-0,001	-0,001
Fix12	Jordfixpunkt	0,007	0,005	-0,002	0,000
Lykkeshåbs Alle 4					
Fix13	Jordfixpunkt	i.m	i.m	i.m	i.m
Fix13.1	Jordfixpunkt	i.m	i.m	-0,001	0,000
Fix14	Jordfixpunkt	i.m	i.m	0,001	0,001
Fix15	Jordfixpunkt	0,006	0,006	0,000	0,001
Fix16	Jordfixpunkt	0,005	0,004	-0,001	0,000
Fix17	Jordfixpunkt	0,004	0,003	-0,001	-0,001
FixD	Bygningsfixpunkt	i.m	i.m	0,000	-0,001
FixE	Bygningsfixpunkt	i.m	i.m	0,000	0,000
FixF	Bygningsfixpunkt	i.m	i.m	-0,001	-0,002
FixG	Bygningsfixpunkt	i.m	i.m	i.m	0,000
Lykkeshåbs Alle 6					
Fix18	Jordfixpunkt	0,004	0,003	-0,001	-0,001
Fix19	Jordfixpunkt	0,004	0,004	0,000	0,000

Tabel 5.5: Registrerede koteforskelle (angivet i meter).

Ved at betragte nivellementsdataene i bilag 3.5.2 var der eksempler på, at fixpunkter ved et tidligt kontrolniveau havde sat sig 3 mm for ved et efterfølgende kontrolniveau igen at have rejst sig til en kote 1 mm over det oprindelige niveau (Fix3). Denne observation pegede på, at kontrolniveauerne var behæftet med en vis måleusikkerhed.

Generelt er koteforskellene identificeret ved fixpunkter, der er placeret nedstrøms kildeområdet eller forholdsvis tæt på områder, hvor der er installeret kaliumpermanganat, undtaget er koteforskellene, som er registreret på Lykkeshåbs Alle 3. Koteforskellene på denne opstrøms placerede ejendom var med til at påpege, at koteforskellene i stor udstrækning kunne tilskrives måleusikkerhed og ikke sætninger som følge af oxidation af organisk materiale i jorden.

De generelt forholdsvis beskedne koteforskelle blev ikke tillagt større betydning men blev henført til måleusikkerhed og sætning af jorden efter

etablering af fixpunkterne. Det skal i forlængelse heraf bemærkes, at de registrerede koteforskelle primært blev registreret mellem første og andet kontrolniveaulement, hvorefter der stort set ikke blev målt yderligere koteforskelle.

5.5 Præsentation af laboratorieresultater, præferentiel strømning

Med afsæt i forureningssituationen og afværgeindsatsen på Dalumvej 34B, Odense har Miljø & Ressourcer ved Danmarks Tekniske Universitet belyst effekten af permanganat oxidation af PCE i medier med præferentiel strømning.

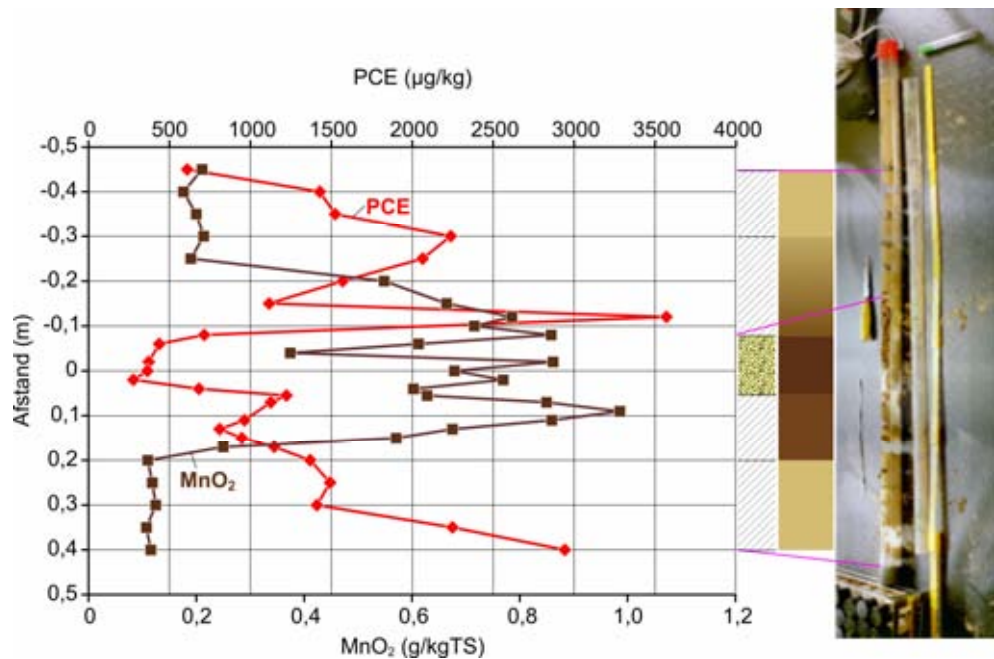
Dette arbejde, som er nærmere beskrevet i /ref. 30/ havde til formål:

- At vurdere og visualisere fordeling af PCE, permanganat og mangandioxid i matrix i moræneler med præferentiel vandstrømning i sandlinser og -slirer
- At kvantificere oxidation af naturligt organisk materiale og dannelsen af mangandioxid i matrix i moræneler med præferentiel vandstrømning i sandlinser og -slirer
- At vurdere effekten af kemisk oxidation af PCE i matrix i moræneler med præferentiel vandstrømning i sandlinser og -slirer.

Med henblik på ovenstående blev der udtaget to intakte jordkerner nær monitoringsboringerne M1 og M11, hvor der 10 måneder efter installationen af kaliumpermanganat fortsat var registreret oxidationsmiddel. De intakte jordkerner blev udtaget i oktober 2003 samtidig med udtagningen af intakte jordkerner i tilbagefyldsmaterialet (se afsnit 5.3.4). Placeringen af M1 og M11 fremgår af situationsplanen i bilag 3.1.

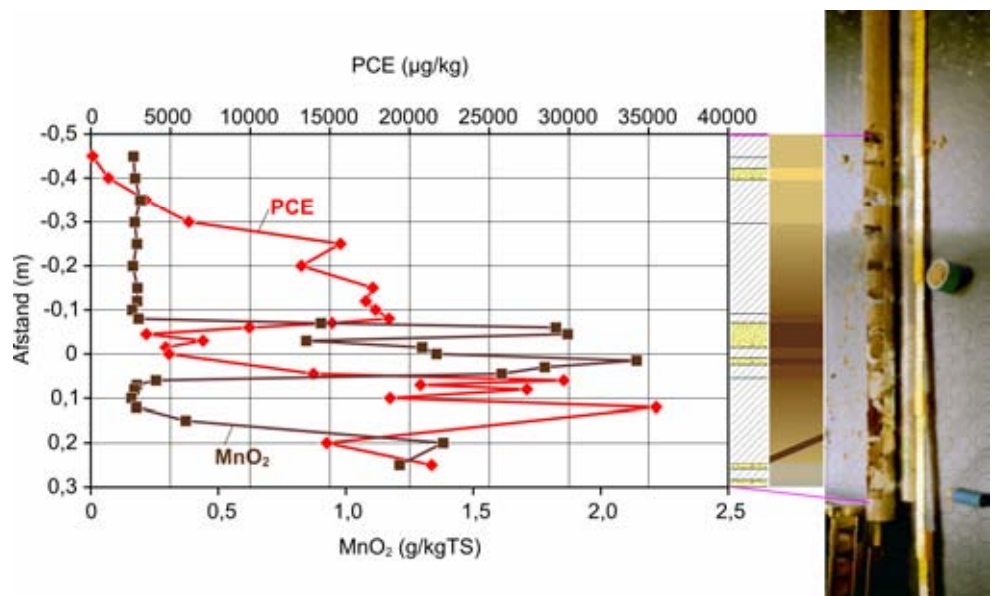
De udtagne jordkerner bestod af moræneler med indlejrede sandlinser og -slirer. Fra jordkernerne blev der udtaget prøver til bestemmelse af jordens indhold af PCE, kaliumpermanganat, organisk kulstof (TOC) og mangan. Disse prøver blev udtaget fra områder, hvor der visuelt var registreret en markant brunfarvning af jorden (grundet kemisk oxidation og dannelse af mangandioxid). I de udtagne jordkerner var der ikke registreret violet farve, som indikerede tilstedeværelse af kaliumpermanganat. Prøvetagningen blev gennemført for jordprøver der repræsenterede såvel den forvitrede (naturligt oxideret) og uforvitrede zone (mere reduceret) på lokaliteten. Moræneleren på lokaliteten var forvitret til en dybde på 4-5 m u.t.

Profiler, der viser indholdet af mangandioxid og PCE i ler, er illustreret i figur 5.12 og figur 5.13 for hhv. den forvitrede (M1: 3,2-4 m u.t.) og uforvitrede zone (M11: 5,4-6,1 m u.t.).



Figur 5.12: PCE (♦) og MnO₂ (■) profiler for M1 (3,2-4,0 m u.t.) udtaget fra den forvitrede zone. Farve og geologi af jordkernen er illustreret til højre ved siden af et foto af den udtagne kerne (gengivet efter originalmateriale /ref. 30/).

Som det fremgår af figur 5.12 blev der i den forvitrede zone registreret mangan-dioxid ca. 15 cm inde i lermatricen, svarende til en tidligere tilstedeværelse af kaliumpermanganat og oxidation af PCE samt organisk stof. Af figuren fremgår det endvidere, at PCE-koncentrationen var markant lavere i de områder, hvor der havde været kaliumpermanganat til stede.



Figur 5.13: PCE (♦) og MnO₂ (■) profiler for M11 (5,4-6,1 m u.t.) udtaget fra den uforvitrede zone. Farve og geologi af jordkernen er illustreret til højre ved siden af et foto af den udtagne kerne (gengivet efter originalmateriale /ref. 30/).

Som det fremgår af figur 5.13 blev der i den uforvitrede zone kun registreret mangan-dioxid 2-3 cm inde i lermatricen, svarende til en tidligere tilstedeværelse af kaliumpermanganat og oxidation af PCE samt organisk stof.

Af denne figur fremgår det også, at PCE-koncentrationen var markant lavere i de områder, der tidligere havde indeholdt kaliumpermanganat.

Figur 5.12 og 5.13 dokumenterer således, at der på lokaliteten har foregået kemisk oxidation af PCE med kaliumpermanganat i sandlinser og -slirer samt i den tilstødende ler, hvortil der har foregået diffusion af oxidationsmiddel.

De indledende laboratorieundersøgelser, som blev gennemført med henblik på at vurdere indtrængningen af kaliumpermanganat i lermatricen, indikerede, at kaliumpermanganaten forventeligt ville have en indtrængning svarende til ca. 20 cm pr. år (se afsnit 3.4.3). Idet indtrængningen ved diffusionen aftager over tid, blev det skønnet, at indtrængningen reelt ville være ca. 10 cm pr. år og maksimalt ville være størrelsesordenen 20 cm.

Indtrængningen af kaliumpermanganat, som fremgår af figur 5.12 og 5.13 (15 cm for forvitret zone og 2-3 cm for uforvitret zone) svarer således nogenlunde til, hvad der var forventet ud fra laboratorieforsøgene i forvitret zone og noget mindre end forventet i uforvitret zone. Som det fremgår af /ref. 30/ er det overraskende, at indtrængningen i forvitret og uforvitret zone er så forskellig, særligt idet det naturlige forbrug af oxidationsmiddel (NOD) for de to jordtyper er relativt ens.

6 Vurdering af monitoringsdata

Dette kapitel indeholder en diskussion af udvalgte temaer, som er relevante for vurderingen af de foreliggende monitoringsdata. Endvidere gives anbefalinger til fremtidig monitoring på tilsvarende projekter.

6.1 KMnO_4 (visuel) vs. KMnO_4 (analyse)

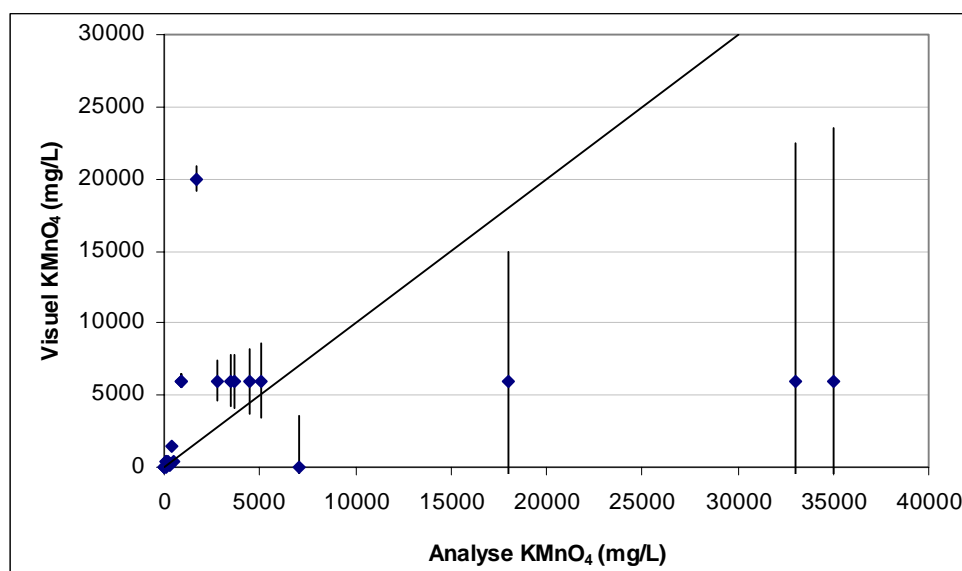
I forbindelse af monitoringen blev der i felten foretaget en visuel bedømmelse af grundvandsprøvernes indhold af kaliumpermanganat (jf. afsnit 5.2.2). De visuelle bedømmelser blev foretaget på alle de udtagne grundvandsprøver, og disse data udgjorde således en samlet bedømmelse af kaliumpermanganatens udbredelse.

For udvalgte prøver blev der desuden foretaget en kemisk analyse af kaliumpermanganatindholdet. De kemiske analyser havde til formål at fastlægge koncentrationsniveauet af kaliumpermanganat. Analyserne havde endvidere til formål at belyse, om den visuelle bedømmelse kunne benyttes som et retvisende udtryk for indholdet af kaliumpermanganat. De visuelle og de kemiske bestemmelser er sammenstillet i tabeloversigten i bilag 3.9.2.

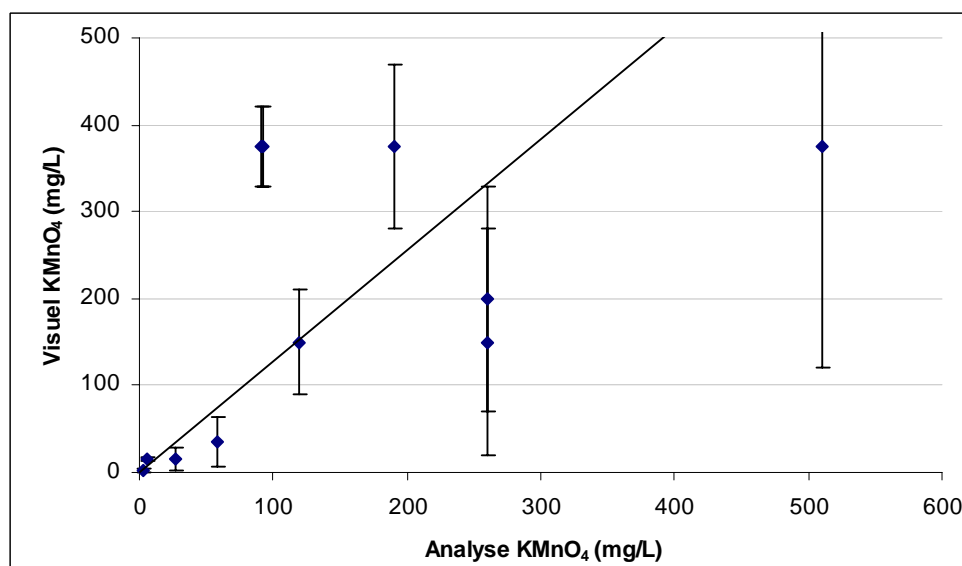
Efter en gennemgang af data i bilag 3.9.2 vurderes der at være en fin overensstemmelse mellem de filtre, hvor der visuelt og kemisk er påvist indhold af kaliumpermanganat. Et enkelt datasæt skiller sig dog ud, nemlig M3.5 (3. måned, januar 2003), hvor der visuelt ikke blev registreret indhold af kaliumpermanganat, men hvor analysen påviste et indhold på 7.100 mg/l. Det er fortsat uklart om denne uoverensstemmelse skyldes ombytning af prøver, analysefejl eller andet.

Hvis der foretages en absolut sammenligning mellem de visuelt bedømte koncentrationsintervaller og kemisk bestemte koncentrationer, er der selvfølgelig ikke fuldstændig overensstemmelse.

Visuelt og kemisk bestemte koncentrationer er sammenstillet i figur 6.1 og 6.2. For de visuelle bedømmelser er angivet midtpunktet for det observerede koncentrationsinterval (observationen M1.1: 250-500 mg/l er eksempelvis anført som 375 mg/l). Sammenstillingen omfatter alene de grundvandsprøver (i alt 24 stk.), hvor der er påvist kaliumpermanganat over analysemetodens detektionsgrænse (2 mg/l). På figurene er desuden indlagt "usikkerhedslinier", der svarer til halvdelen af de kemisk bestemte kaliumpermanganatkoncentrationer.



Figur 6.1: Sammenhæng mellem visuelt bedømte og kemisk bestemte KMnO_4 -koncentrationer (alle analyseresultater).



Figur 6.2: Sammenhæng mellem visuelt bedømte og kemisk bestemte KMnO_4 -koncentrationer (analyseresultater <500 mg/l).

Den bedste vurdering af sammenhængen mellem visuelt bedømte og kemisk bestemte kaliumpermanganatkoncentrationer fås ved at betragte figur 6.2. Idet midtpunktet for det visuelt observerede koncentrationsinterval generelt ligger inden for den kemisk bestemte kaliumpermanganatkoncentration +/- halvdelen af denne koncentration, vurderes der at være en acceptabel overensstemmelse mellem de visuelt bedømte og kemisk bestemte kaliumpermanganatkoncentrationer. Sammenhængen er bedst for KMnO_4 -koncentrationer mindre end 500 mg/l, der er afbilledet i figur 6.2.

På baggrund af erfaringerne fra den gennemførte monitoring vurderes de visuelle bedømmelser at være en rimelig god, hurtig og billig metode til at få overblik over kaliumpermanganatens udbredelse.

Med den fremstillede fortyndingsrække vurderes det at være muligt at identificere KMnO_4 -indhold over ca. 3 mg/l (jf. afsnit 5.2.2). Ud fra

fortyndingsrækken vurderes det endvidere at være muligt at skelne mellem fortyndingsrækkens koncentrationer op til ca. 2.000 mg/l.

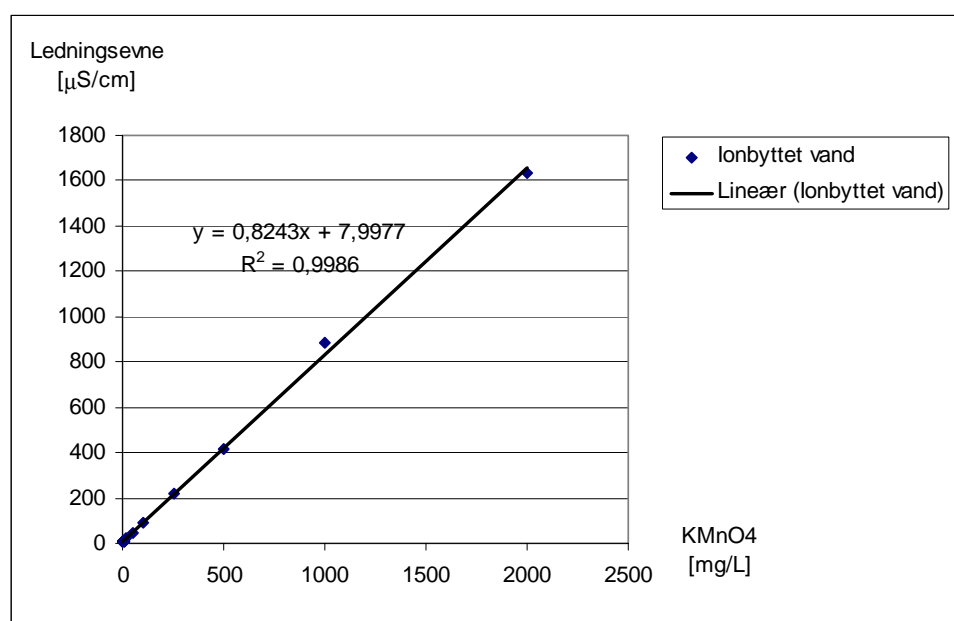
Som en del af monitoringserfaringerne skal det nævnes, at grundvandets eventuelle indhold af opslemmet materiale (silt) og udfældet mangandioxid var medvirkende til at vanskeliggøre den visuelle bedømmelse af kaliumpermanganatindholdet.

Såfremt det er tilstrækkeligt at bestemme en størrelsesorden for kaliumpermanganatindholdet vurderes den visuelle bedømmelse at være en brugbar metode.

6.2 Ledningsevne vs. KMnO_4

I forbindelse med monitoringen blev der foretaget ledningsevнемålinger med henblik på at benytte ledningsevnen som en indirekte parameter til bedømmelse af indholdet af kaliumpermanganat.

For at undersøge sammenhængen mellem kaliumpermanganatkoncentrationen og ledningsevnen blev der foretaget ledningsevнемålinger på den fortyndingsrække, som benyttes til visuel bedømmelse af KMnO_4 -indholdet. Disse målinger er præsenteret i figur 6.3.

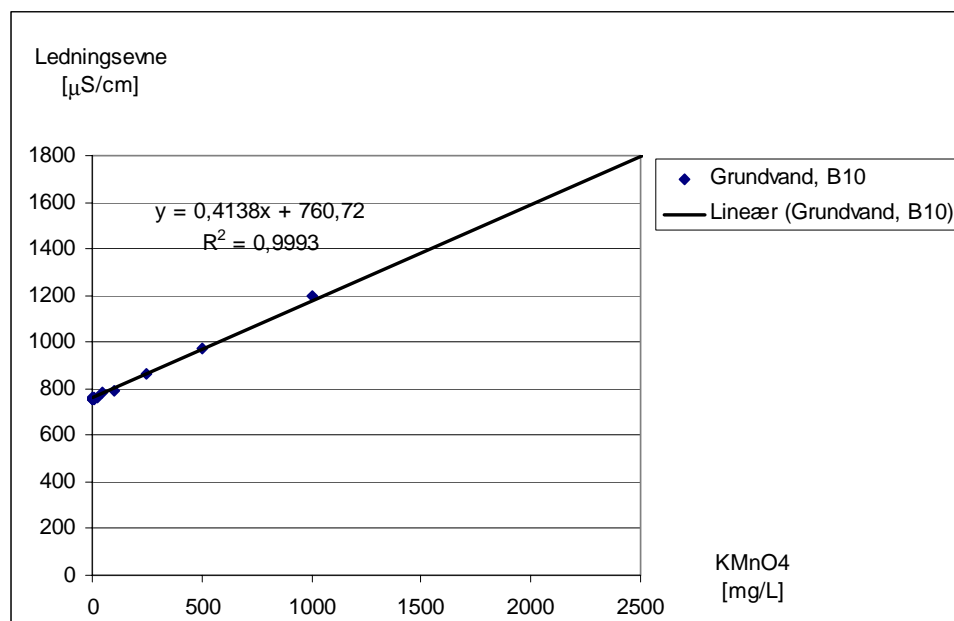


Figur 6.3: Ledningsevne som funktion af KMnO_4 -indholdet (ionbyttet vand).

Som det fremgår af figur 6.3 var der en fin lineær sammenhæng mellem kaliumpermanganatkoncentrationen og ledningsevnen. Det skal bemærkes, at den anvendte fortyndingsrække blev fremstillet ud fra ionbyttet vand, hvorfor det ikke direkte var muligt at benytte sammenhængen i figur 6.3 til bestemmelse af kaliumpermanganatkoncentrationen ud fra ledningsevnen i de udtagne grundvandsprøver.

Med henblik på at fastlægge en sammenhæng mellem ledningsevnen og kaliumpermanganatkoncentrationen, der kunne benyttes i tolkningen af ledningsevnedata fra monitoringen på Dalumvej, blev der efterfølgende fremstillet en fortyndingsrække ud fra lokalitetsspecifikt grundvand. Der blev benyttet grundvand fra boring B10, der var placeret opstrøms

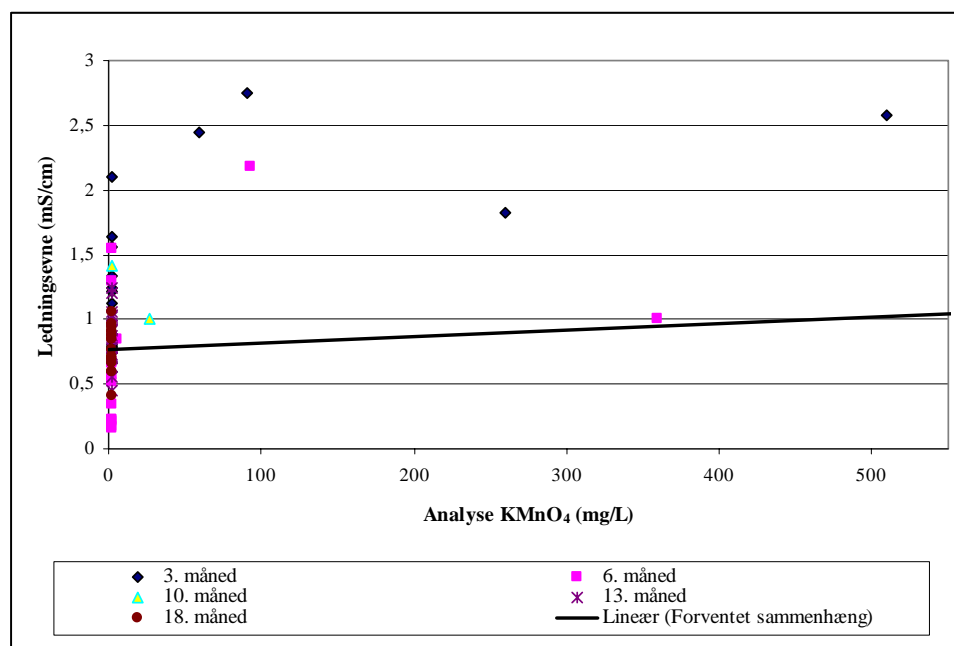
oprensingsområdet, og som ikke var påvirket af den installerede kaliumpermanganat. Samhørende værdier for ledningsevnen og kaliumpermanganatkoncentrationen fremgår af figur 6.4.



Figur 6.4: Ledningsevne som funktion af KMnO_4 -indholdet (lokalitetsspecifikt grundvand).

Som det fremgår af figur 6.4 var der også en fin lineær sammenhæng mellem kaliumpermanganatkoncentrationen og ledningsevnen for det lokalitetsspecifikke grundvand. I teorien burde kaliumpermanganatkoncentrationen således kunne bestemmes ud fra sammenhængen i figur 6.4. Det skal bemærkes, at ledningsevnen for kaliumpermanganatfrit grundvand i hht. figur 6.4 er bestemt til 0,76 mS/cm. Til sammenligning er baggrundsniveauet for ledningsevnen omkring Dalulmvej 34B tidligere målt til 0,5-1,1 mS/cm (jf. afsnit 5.2.4). Ved sammenligning af figur 6.3 og 6.4 skal det desuden bemærkes, at stigningstakten for ledningsevnen (hældningen) er lavest for det lokalitetsspecifikke grundvand (figur 6.4).

En gennemgang af samhørende monitoringsdata for kaliumpermanganatkoncentrationen og ledningsevnen (jf. bilag 3.9.2) viste imidlertid, at monitoringsdataene ikke fulgte den påviste sammenhæng. Dette er yderligere illustreret på figur 6.5, der viser monitoringsdata for KMnO_4 (kemisk analyse) og ledningsevnen for monitoringsdata fra 3., 6., 10., 13. og 18. måned. På figuren er alene plottet datasæt for kaliumpermanganatkoncentrationer op til ca. 500 mg/l. Den fuldt optrukne linie på figur 6.5 viser den forventede sammenhæng mellem kaliumpermanganatkoncentrationen og ledningsevnen, som er bestemt ud fra dataene i figur 6.4.



Figur 6.5: Monitoringsdata, samhörørende værdier for ledningsevne og KMnO₄ (kemisk analyse).

På baggrund af den manglende overensstemmelse mellem KMnO₄ og ledningsevne må det konkluderes, at ledningsevnen ikke var en brugbar indikator for indholdet af kaliumpermanganat. Denne vurdering er bemærkelsesværdig og var ikke forudset.

Den manglende korrelation må skyldes uensartede grundvandskemiske forhold - foruden kaliumpermanganat - i de sammenlignede prøver. Der foreligger ikke data til at redegøre for disse forskelle, men forskellene kan skyldes forskellige geokemiske miljøer og den uensartede opholdstid, som det infiltrerende regnvand har under de meget inhomogene forhold på lokaliteten. Hertil skal lægges eventuelle forskelle i den stedlige påvirkning fra vejsaltning.

Det vurderes således, at den manglende sammenhæng mellem KMnO₄ og ledningsevne skyldes, at ledningsevnen ikke alene var påvirket af den aktuelle kaliumpermanganatkoncentration, men også var påvirket af grundvandskemiske processer, der havde foregået opstrøms og omkring de aktuelle prøvetagningssteder. Det skal bemærkes, at ovennævnte konklusion knytter sig til monitoringsdata fra Dalumvej 34B.

For yderligere at illustrere den manglende sammenhæng mellem KMnO₄ og ledningsevne er samhörørende monitoringsdata for kaliumpermanganatkoncentrationen (visuelt bedømt) og ledningsevnen illustreret for udvalgte filtre efter 3., 6., 8. og 10. måned. De sammenstillede data fremgår af figurerne i bilag 3.10. På figurerne er kaliumpermanganatindholdene angivet som midtpunktet for det observerede koncentrationsinterval (observationen M1.1: 250-500 mg/l er eksempelvis anført som 375 mg/l).

Figurerne i bilag 3.10 illustrerer, hvor tilfældig sammenhængen var mellem de registrerede ledningsevneværdier og de bedømte KMnO₄-indhold. Eksempelvis illustrerer figuren for M1.1 et fald i ledningsevnen, når der samtidig blev registreret en stigning i KMnO₄-koncentrationen. For M7.1 er der registreret tydelige variationer i ledningsevnen samtidig med en uforandret KMnO₄-koncentration (0 mg/l). For monitoringsfiltrene M2.4, M4.3 og M5.3

var der derimod bedre sammenhæng mellem de registrerede observationer. Her modsvarede et fald i ledningsevnen en reduktion af kaliumpermanganatkoncentrationen.

6.3 PCE vs. TCE

I forbindelse med monitoringen blev der udtaget grundvandsprøver til analyse for indholdet af klorerede opløsningsmidler. Analysedata fra den gennemførte monitoring og fra før afværgeforanstaltningerne blev igangsat fremgår af bilag 3.9.5.

Ved en sammenligning af analysedata fra før afværgeforanstaltningerne blev igangsat fremgår det, at de påviste TCE-koncentrationer udgjorde mindre end 5% af PCE-koncentrationen.

En sammenligning af analysedata fra 3., 6., 13. og 18. måned efter afværgeforanstaltningernes igangsættelse viste, at TCE-koncentrationen udgjorde fra 0 til ca. 1.100% af PCE-koncentrationen, hvor ca. 40% af analyserne viste et TCE/PCE-forhold større end 5%. Det blev således konstateret, at TCE 3-18 måneder efter afværgeforanstaltningernes igangsættelse udgjorde en forholdsmæssigt større andel af de klorerede opløsningsmidler end før afværgeforanstaltningerne blev påbegyndt.

De største og mest konsekvente forøgelser af TCE/PCE-forholdet blev registreret i de 3-4 dybeste filtre i monitoringsboringerne M2 og M3. Der blev ikke registreret tilsvarende forøgelser af TCE/PCE-forholdet i den opstrøms placerede M1 eller de nedstrøms placerede monitoringsboringer M4-M5. I den opstrøms placerede M1 blev der frem til og med 13 måneder efter installationen af kaliumpermanganat registreret fald i PCE-koncentrationen - en tendens, som var knap så udtalt for M2. Der blev således søgt efter en årsag til det ændrede TCE/PCE-forhold.

Den kemiske oxidation af PCE forløber forventeligt direkte efter nedenstående reaktionsligning, og har således ikke TCE som et mellemprodukt.



Hvad angår øvrige nedbrydningsveje for PCE er en direkte aerob nedbrydning eller en aerob oxidation af PCE ikke mulig. En cometabolisk aerob nedbrydning af PCE er ligeledes ikke mulig; den kan alene forekomme for TCE.

En abiotisk nedbrydning af PCE kan forekomme, men den vil foregå med så langsom en rate, at den normalt betragtes som ubetydelig.

PCE kan nedbrydes til TCE ved reduktiv deklorering. Den foregår imidlertid kun under stærkt reducerede forhold (sulfatreduktion eller methanogenese), hvilke der generelt ikke forekom på Dalumvej, hvor der tværtimod var oxiderede/svagt reducerede forhold. Endvidere vil tilsætningen af kaliumpermanganat medføre en oxidation af jordlagene. Det skal dog bemærkes, at der under gennemførelsen af afværgeforanstaltningerne blev påvist et nyt og kraftigt kildeområde for PCE-forurening på ejendommens nordvestlige del (se afsnit 2.4.2). Kraftig forurening blev bl.a. påvist i tilknytning til ejendommens kloaksystem. Idet forureningen ikke var af nyere dato, og idet kloaksystemet formodentlig kunne have givet anledning til udslip

af organisk materiale (foruden PCE), var det sandsynligt at der kunne være dannet områder med et markant reduceret miljø, som muliggjorde reduktiv deklorering.

Sammenfattende gælder det, at det samtidige koncentrationsfald af PCE og forøgelsen af TCE/PCE-forholdet (relativ koncentrationsstigning af TCE) ikke var forventelig ud fra oxidationen med kaliumpermanganat. Det er imidlertid muligt, at den relative koncentrationsstigning af TCE kunne skyldes reduktiv deklorering i nogle stærkt reducerede områder, som enten var dannet før tilsætningen af oxidationsmidlet eller som primært var dannet i de områder med stærkt reducerede forhold, som forventes at forekomme omkring det nye kildeområde på den nordvestlige del af ejendommen.

Til understøtning af at reduktiv deklorering foregår på ejendommen skal det bemærkes, at der i M7 og M8 blev påvist forholdsvis høje koncentrationer af klorerede nedbrydningsprodukter 3 måneder efter installationen af kaliumpermanganat (se afsnit 5.2.6). Tilstedeværelsen af disse nedbrydningsprodukter viste, at der havde foregået nedbrydning af PCE ad anden vej end den kemiske oxidation. Det er ikke muligt at sige om disse nedbrydningsprodukter var dannet før eller efter tilsætningen af oxidationsmiddel.

6.4 PCE vs. KMnO_4

Som beskrevet i afsnit 5.2.2 skete spredningen af kaliumpermanganat væsentlig hurtigere og til et større område end forventet. Allerede 3 måneder efter indbygningen af kaliumpermanganaten kunne den registreres i nedstrøms monitoringsboringer 14 meter fra indbygningsområdet. De mulige årsager til den hurtigere og mere udbredte spredning er omtalt i afsnit 5.2.2. Ved de efterfølgende monitoringsrunder kunne der registreres en reduceret udbredelse af kaliumpermanganaten. På baggrund af monitoringsresultaterne fra 13. måned (november 2003) blev udbredelsen af kaliumpermanganat vurderet til kun at udgøre en smal fane (se figur 5.7). Ved prøvetagning i oktober 2003 (10. måneder efter indbygningen af kaliumpermanganat) kunne det allerede registreres, at en forholdsvis begrænset mængde kaliumpermanganat resterede i genindbygningsområdet (jf. afsnit 5.3.4.1).

Som beskrevet i afsnit 5.2.5 blev der i M1 påvist fald i PCE-koncentrationen, som ud fra en samtidig/tidligere tilstedeværelse af kaliumpermanganat kunne tilskrives kemisk oxidation med kaliumpermanganat. For de mere nedstrøms monitoringsboringer M2-M5 var sammenhængen mellem PCE og kaliumpermanganat ikke lige så entydig. For disse monitoringsboringer var det mere usikkert, i hvilken grad de i nogle filtre aftagende PCE-koncentrationer kunne sammenkædes med en tidligere tilstedeværelse af kaliumpermanganat, ligesom det var usikkert i hvilken grad de i andre filtre tiltagende PCE-koncentrationer kunne sammenkædes med en forureningsspredning fra det nye kildeområde på ejendommens nordvestlige del.

Som det ligeledes fremgår af afsnit 5.2.5, blev der monitoringsboringerne på den nordvestlige del af ejendommen, M6-M9, generelt påvist tiltagende PCE-koncentrationer. De tiltagende koncentrationer blev påvist til trods for, at der i januar 2003 (3. måned) var registreret indhold af kaliumpermanganat i halvdelen af filtrene i M6. Den tilførte kaliumpermanganatmængde var således ikke været tilstrækkelig til at sikre distribution i sandlagene og omsætning af den PCE-mængde, som dels var til stede og dels blev tilført fra det nye kildeområde på ejendommens nordvestlige del.

Sammenhørende PCE- og kaliumpermanganatdata for udvalgte monitoringsfiltre har dokumenteret, at der er sket omsætning af PCE ved kemisk oxidation med kaliumpermanganat.

Den hurtige og meget udbredte initiale spredning af kaliumpermanganat har sammen med autodestruktionen af kaliumpermanganat resulteret i, at væsentlig anderledes distribution af oxidationsmiddel end forventet. Det var ventet, at udbredelsen af oxidationsmiddel ville øges med tiden og antage et koncentrationsniveau, som stabiliserede sig på et jævnt niveau for derefter langsomt at aftage.

Ovennævnte forhold vedrørende distributionen af kaliumpermanganat har sammen med usikkerheden omkring PCE-tilførsel fra det nye kildeområde vanskeliggjort tolkningen af monitoringsdataene. I de efterfølgende afsnit 7.1 og 7.2 gives en kortfattet vurdering af i hvilken grad afværgeforanstaltningen – kemisk oxidation med kaliumpermanganat - har haft generel og lokal effekt på Dalumvej 34B.

6.5 Vandspejlsstigninger i monitoringsboringer under indkøring af væskedoseringsystemet

Dette afsnit indeholder en databearbejdning og vurdering af de vandspejlsstigninger, som er registreret i monitoringsboringerne under indkøringen af væskedoseringsystemet (jf. afsnit 4.4). Databearbejdning og vurdering er udført af Fyns Amt.

I forbindelse med indkøring af væskedoseringsanlægget i perioden 11. marts til 8. april 2003 er der gennemført pejlinger i storformatboringerne, monitoringsboringerne M1-M14 og de nærmest beliggende undersøgelsesboringer fra tidligere undersøgelser. Formålet med pejlingerne var at dokumentere vandspejlsstigningen i storformatboringerne (injektionsfiltrene), samt at undersøge i hvilket omfang vandspejlet blev påvirket i monitoringsboringerne. Pejlingerne er dokumenteret i /ref. 10/.

Det fremgår af dokumentationen, at vandtilførslen til injektionsfiltrene var ustabil i den første periode frem til 24. marts 2003. Herefter var der en stabil vandtilførsel på ca. 9 m³/døgn.

I den stabile tilførselsperiode var vandspejlsstigningen i injektionsfiltrene (storformatboringerne) ca. 50-95 cm. Vandspejlet steg overalt tilnærmelsesvist til den fastsatte driftskote. Der blev således registreret samme stigningsforløb i alle storformatboringer, dog med størst stigning i de boringer, hvor vandspejlet i forvejen stod lavest.

Den vurderede stigning af vandspejlet i de omkringliggende monitoringsboringer fremgår af tabel 6.1A og tabel 6.1B. Det ses, at der blev registreret en betydelig stigning i vandspejlet i mange af monitoringsboringerne. Af tabellerne fremgår også pålideligheden for de vurderede vandspejlsstigninger.

Boringsdata	Maksimalt udsving (cm)	Godt datagrundlag	Sikker påvirkning, usikker størrelse	Usikker/ingen påvirkning	Beskedent datagrundlag
M1.1	50		X		X
M1.2	65		X		X
M1.3	60		X		X
M1.4	70		X		X
M1.5	65		X		X
M1.6	60		X		X
M1.7	60		X		X
M2.1	15-20	X			
M2.2	15-20	X			
M2.3	25-30	X			
M2.4	15-40		X		
M2.5	35-40	X			
M2.6	30-40	X			
M3.1	-30			X	X
M3.2	-20			X	X
M3.3	-20			X	X
M3.4	-10			X	X
M3.5	15			X	X
M3.6	15			X	X
M4.1	15			X	X
M4.2	-30			X	X
M4.3	5			X	X
M4.4	10			X	X
M4.5	5			X	X
M4.6	-2			X	X
M5.1	0			X	
M5.2	20-25		X		
M5.3	15-20	X			
M5.4	0			X	
M5.5	0-10			X	
M6.1	Utilstrækkeligt datagrundlag				
M6.2	Utilstrækkeligt datagrundlag				
M6.3	Utilstrækkeligt datagrundlag				
M6.4	Utilstrækkeligt datagrundlag				
M6.5	Utilstrækkeligt datagrundlag				
M6.6	Utilstrækkeligt datagrundlag				
M6.7	Utilstrækkeligt datagrundlag				
M7.1	35-45	X			
M7.2	30-40	X			
M7.3	15-40		X		
M7.4	40-50	X			
M7.5	10-30		X		
M7.6	10-20		X		
M7.7	20-40		X		

Tabel 6.1A: Vurderet stigning i vandspejlet i monitoringsboringer i indkøringsperioden.

Boringsdata	Maksimalt udsving (cm)	Godt datagrundlag	Sikker påvirkning, usikker størrelse	Usikker/ingen påvirkning	Beskedent datagrundlag
M8.1	20		X		X
M8.2	25		X		X
M8.3	20		X		X
M8.4	10		X		X
M8.5	10		X		X
M8.6	20		X		X
M8.7	15		X		X
M9.1	15-25	X			
M9.2	30-55		X		
M9.3	10-15	X			
M9.4	30-40		X		
M9.5	0-10			X	
M11	50		X		
M12.1	20-30		X		
M12.2	40-50	X			
M13.1	10-15	X			
M13.2	25-30	X			
M14.1	10-15	X			
M14.2	40-70		X		
B1.1	15-30		X		
B1.2	40-60		X		
B5	20-40		X		
B14	Utilstrækkeligt datagrundlag				
B25	40	X			
B26	45-50	X			
B10.1	Utilstrækkeligt datagrundlag				
B10.2	Utilstrækkeligt datagrundlag				

Tabel 6.1B: Vurderet stigning i vandspejlet i monitoringsboringer i indkøringsperioden.

Vandspejlsstigningerne i tabel 6.1A og tabel 6.1B blev vurderet ud fra en afbildning af pejledata fra monitoringsboringerne, stigningsforløbet i en udvalgt storformatboring og lufttrykket. I ca. halvdelen af monitoringsboringerne blev der kun pejlet få gange, og for flere boringer var datagrundlaget utilstrækkeligt til, at en ændring kunne vurderes. I andre tilfælde var det sikkert, at der forekom en vandspejlsændring, men størrelsen af ændringen var usikker på grund af det beskedne datamateriale. Således blev dataserier, der indeholdt 2 eller færre pejlinger, ikke optegnet. Optegnelserne af de vurderede vandspejlsændringer er vedlagt i bilag 3.11.

En anden faktor, som gjorde bestemmelsen af vandspejlsændringerne usikker, var barometerpåvirkningen. Der var tilsyneladende stedvis tale om en betydelig barometerpåvirkning, som ikke kunne korrigeres lineært. Der var for få data til, at der kunne foretages en egentlig korrektion for barometereffekten. Ved vurderingen af vandspejlsstigningerne blev det forsøgt at tage højde for usikkerheden ved angivelse af et stigningsinterval.

Sammenfattende glæder det, at vandtilførslen på ca. 9 m³/døgn gav anledning til signifikante vandspejlsstigninger både i injektionsfiltrene (storformatboringerne) og i de omkringliggende monitoringsboringer.

Vandspejlsstigningerne sammenkædes direkte med den øgede udstrømning af vand fra doseringssystemet. På denne baggrund vurderes det, at den etablerede mulighed for tilførsel af vand og/eller oxidationsmiddel var succesfuld.

6.6 Monitoring, fremtidige projekter

På baggrund af erfaringerne fra den gennemførte monitoring vurderes det:

- At visuelle bedømmelser at være en god, hurtig og billig metode til overordnet at bestemme koncentrationen af kaliumpermanganat og derved at få overblik over udbredelsen af oxidationsmidlet.
- At visuelle bedømmelser kan identificere KMnO_4 -indhold over ca. 3 mg/l og skelne KMnO_4 -indhold op til ca. 2.000 mg/l.
- At ledningsevne målinger, der udføres i felten, ikke kan antages at være en brugbar indikator for indholdet af kaliumpermanganat (til trods for den veldokumenterede sammenhæng under laboratorieforhold).
- At bestemmelser af kloridindholdet ikke kan antages at være en brugbar indikator for, at der har foregået PCE-omsætning med kaliumpermanganat.
- At sammenhørende dataserier for koncentrationen af forureningskomponenter og oxidationsmiddel er nødvendige for at kunne redegøre for afværgeforanstaltningernes effekt.
- At en tracer (fx bromid) med fordel kan injiceres sammen med oxidationsmidlet for på denne måde at få information om, hvorvidt oxidationsmidlet spredes med strømningshastigheden, eller der sker en tilbageholdelse (bl.a. som følge af en hurtig omsætning).
- At chrom^{VI} kan mobiliseres som følge af anvendelse af kaliumpermanganat og bør indgå som en del af monitoringsprogrammet.

Det skal bemærkes, at ovennævnte vurderinger primært er baseret på erfaringerne fra projektet på Dalumvej 34B, hvor geologien består af moræneler med sandslirer og sandede horisonter, hvori der foregår præferentiel strømning. Flere af vurderingerne kan givetvis overføres til lokaliteter med mere permeable geologiske forhold, men sikkerhed herfor foreligger ikke.

7 Effekt af afværgeforanstaltninger

I tilknytning til etablering og drift og afværgeforanstaltningerne har flere forhold - herunder kaliumpermanganatens hurtige og meget udbredte spredning, dennes autodestruktion samt usikkerheden omkring PCE-tilførsel fra et nyt kildeområde - vanskeliggjort den overordnede vurdering af afværgeforanstaltningernes effekt.

Afsnittene herunder indeholder en kortfattet vurdering af i hvilken grad det kan dokumenteres, at afværgeforanstaltningen – kemisk oxidation med kaliumpermanganat - har haft generel og lokal effekt på Dalumvej 34B (afsnit 7.1 og 7.2). Endvidere kommenteres årsagerne til den registrerede spredning af kaliumpermanganat (afsnit 7.3) og årsagerne til de høje PCE-koncentrationer, der registreres efter drift af afværgeforanstaltningerne (afsnit 7.4). I afsnit 7.5 gengives resultaterne af modelsimuleringer, der havde til formål at belyse hydrogeologiske og reaktionskemiske forholds indflydelse på afværgeeffekten. Resultaterne af disse simuleringer viser, i hvilken grad det på Dalumvej 34B og andre lokaliteter, med PCE-forurening i moræneler og præferentiel strømning i sandede lag, vil være muligt at opnå en fuldstændig oprensning.

7.1 Vandprøvetagning

På baggrund af monitoringsresultaterne, herunder specifikt udtagningen af grundvandsprøver 3, 6, 13 og 18 måneder efter installationen af kaliumpermanganat, er der foretaget en vurdering af afværgeforanstaltningernes effekt på lokalt og overordnet niveau. Vurderingen tager udgangspunkt i de data, som er beskrevet i afsnit 5.2.5.

Tabel 5.1 viser, at der i en række monitoringsfiltre blev registreret aftagende PCE-koncentrationer.

For monitoringsfiltrene i M1 kunne de aftagende PCE-koncentrationer frem til og med 13. måned sammenkædes med en tilstedeværelse af kaliumpermanganat. På dette grundlag vurderes der at foreligge dokumentation for, at der i grundvandet (sandslirer og sandede horisonter) lokalt har foregået omsætning af PCE med kaliumpermanganat. Denne vurdering understøttes endvidere af, at der efter 18. måned markant blev registreret tiltagende PCE-koncentrationer i monitoringsfiltrene i M1 samtidig med, at kaliumpermanganat ikke længere var til stede.

For monitoringsfiltrene i M2-M5 foreligger der ikke entydig dokumentation for afværgeforanstaltningernes effekt. For disse monitoringsfiltre er det mere usikkert, i hvilken grad de aftagende PCE-koncentrationer kan sammenkædes med en tidligere tilstedeværelse af kaliumpermanganat i de aktuelle og ovenliggende filtre.

For monitoringsfiltrene i M6-M9 er der ikke dokumentation for, at kaliumpermanganaten har ført til en reduktion af PCE-koncentrationerne. Tværtimod dokumenterer monitoringsresultaterne et tiltagende PCE-niveau i disse monitoringsfiltre – allerede 6 måneder efter installationen af

kaliumpermanganat. Det blev vurderet, at de tiltagende PCE-koncentrationer i grundvandet kunne tilskrives forureningstilførsel fra det nye kildeområde på ejendommens vestlige del.

For individuelle filtre dokumenterer monitoringsresultaterne (eksempelvis for M1), at der lokalt et sket omsætning (oxidation) af PCE-forureningen i grundvandet. Omsætningen er registreret i områder hvortil distributionen af kaliumpermanganat har været succesfuld. Monitoringsresultaterne kan imidlertid ikke dokumentere en generel omsætning af PCE-forureningen i grundvandet på ejendommen. Hertil har tilførslen og distributionen af oxidationsmiddel ikke været tilstrækkelig. At en generel omsætning af PCE-forureningen ikke kan dokumenteres, tilskrives desuden forureningstilførslen fra det nye kildeområde, den konstante PCE-frigivelse via tilbagediffusion fra lermatricen og den mulige sameksistens af PCE og kaliumpermanganat i grundvandet (se også afsnit 7.4 og 7.5).

Overordnet vurderes det dog, at afværgemetoden (kemisk oxidation med permanganat) har været i stand til at reducere PCE-koncentrationen i de højpermeable zoner, så længe der har været permanganat til rådighed.

7.2 Prøvetagning fra intakte jordkerner

På baggrund af laboratorieresultaterne, herunder specifikt analyserne af to intakte jordkerners indhold af PCE og kaliumpermanganat (mangandioxid), er der foretaget en yderligere vurdering af afværgeforanstaltningernes effekt på lokalt niveau. Vurderingen tager udgangspunkt i de data, som er beskrevet i afsnit 5.5.

Figur 5.12 og 5.13 viser, at der i de intakte jordkerner udtaget omkring monitoringsboringerne M1 og M11 (10 måneder efter installationen af kaliumpermanganat) blev registreret mangandioxid hhv. ca. 15 cm og 2-3 cm inde i lermatricen. Indholdet af mangandioxid blev tilskrevet en tidligere tilstedeværelse af kaliumpermanganat. Figurerne viser også et markant lavere PCE-niveau i de områder, hvor der tidligere havde været kaliumpermanganat til stede.

Således dokumenterer laboratorieresultaterne, at der lokalt har foregået en omsætning (oxidation) af PCE, som haft effekt på PCE-koncentrationen i jorden.

Det skal bemærkes, at indtrængningen af kaliumpermanganat (mangandioxid) og den tilhørende effekt på PCE-koncentrationen i jorden varierede for den forvitrede og uforvitrede zone i jorden (se afsnit 5.5).

7.3 Årsag til hurtig og mere udbredt KMnO_4 -spredning

Monitoringsresultaterne dokumenterede kort tid efter installationen af kaliumpermanganat en udbredelse af kaliumpermanganat, som var hurtigere og mere udbredt end forventet. Som det fremgår af afsnit 5.2.2.3 blev kaliumpermanganat i januar 2003 (3. måned) registreret 14 meter fra det primære indbygningsområde. Kaliumpermanganaten havde således haft en spredningshastighed i grundvandet på ca. 50 meter pr. år, hvilket var 5 gange større end den forventede strømningshastighed på ca. 10 meter pr. år.

Jf. afsnit 5.2.2.3 blev det vurderet, at den hurtigere og mere udbredte spredning af oxidationsmiddel kunne skyldes ændringer af strømningsforholdene som følge af:

- En højere hydraulisk ledningsevne i sandlagene end forundersøgelserne viste.
- En suge-effekt ved opboringen af materiale i storformatboringer.
- En densitetseffekt på strømningen af vand med opløst permanganat i forhold til grundvand uden permanganat.
- En lokal hævnning af vandspejlet ved tilførsel af vand til storformatboringer i forbindelse med indkøring af doseringssystemet.

Efter den initiale meget udbredte spredning af kaliumpermanganat dokumenterede monitoringsresultaterne en mindre udbredelse af oxidationsmiddel end forventet. Som beskrevet i afsnit 5.3.4.1 resterede der i oktober 2003 (12. måned) kun en begrænset kaliumpermanganatmængde i indbygningsområdet, og jf. afsnit 5.2.2 blev udbredelsen af kaliumpermanganat i november 2003 (13. måned) vurderet til kun at udgøre en smal fane.

Det var ventet, at udbredelsen af oxidationsmiddel ville øges med tiden og antage et koncentrationsniveau, som stabiliserede sig på et jævnt niveau for derefter langsomt at aftage. Det var imidlertid ikke tilfældet.

Det blev vurderet, at den hurtigt reducerede udbredelse af kaliumpermanganat kunne skyldes en hurtig og omfattende distribution af oxidationsmiddel (jf. ovenfor) og følgende omsætning, et større kaliumpermanganatforbrug end forventet til omsætning af PCE og jordens reaktive bestanddele samt en autodestruktion af kaliumpermanganat.

7.4 Årsag til høje PCE-koncentrationer efter afværge

Som det fremgår af afsnit 7.1 og 7.2 har tilførslen af kaliumpermanganat tydeligvis haft effekt og ført til en lokal reduktion af PCE-koncentrationen i sandlinser og den tilstødende ler på Dalumvej 34B. Efter gennemførelse af afværgeforanstaltningerne kunne der imidlertid fortsat registreres høje PCE-koncentrationer i grundvandet på ejendommen.

Årsagen til de fortsat høje PCE-koncentrationer i grundvandet vurderes delvist at kunne tilskrives PCE-tilførsel fra det nye kildeområde på ejendommens nordvestlige del. Endvidere vurderes de høje PCE-koncentrationer at kunne tilskrives tilbagediffusion (uddiffusion) af PCE fra lermatricen. På Dalumvej 34B er en væsentlig forureningsmængde bundet i moræneleren. Når grundvandsstrømningen distribuerer kaliumpermanganat i sandlinserne, foregår der oxidation af den tilstedeværende PCE. Samtidig foregår der en kontinuert tilbagediffusion af PCE fra lermatricen. I det tilfælde, hvor kaliumpermanganaten er opbrugt, vil der fortsat ske tilbagediffusion af PCE, hvilket kan medvirke til at forklare de - efter afværge - fortsat høje PCE-koncentrationer. Det skal bemærkes at der ligeledes sker diffusion af kaliumpermanganat ind i lermatricen, hvilket kan føre til en omsætning af PCE i leren (særligt i den uforvitrede zone af jorden synes diffusionen af kaliumpermanganat ind i lermatricen at være begrænset).

Erfaringer fra det gennemførte laboratoriearbejde /ref. 30/ har påpeget en yderligere årsag, som kan medvirke til at forklare de høje PCE-

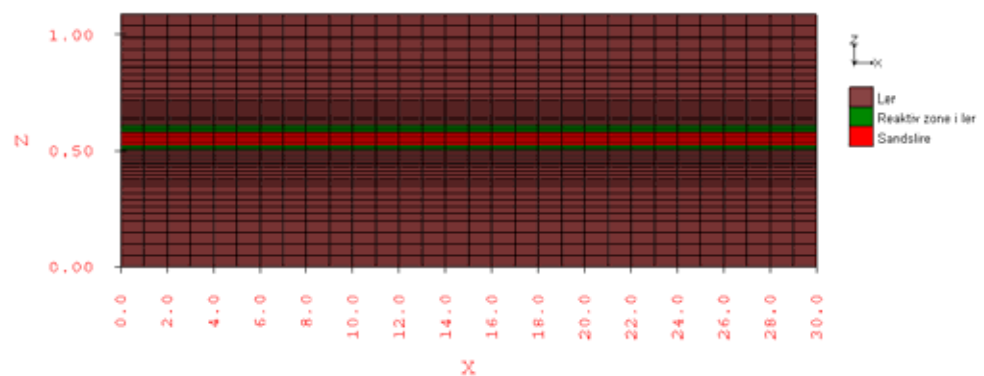
koncentrationer, som forekom i grundvandet efter afværgeforanstaltningerne. To forskellige laboratorieforsøg påpeger således muligheden for en vis grad af sameksistens af PCE og permanganat i grundvandet. Det er således muligt, at permanganaten ikke har omsat den samlede tilstedeværende PCE-mængde i grundvandet, hvorfor PCE-indhold således fortsat kan registreres. Årsagerne til den mulige sameksistens af PCE og permanganat kan være en relativt langsom reaktionsrate, en præference for oxidation af organisk materiale eller andre reaktive bestanddele i jorden frem for PCE eller et nedre tærskelniveau for reaktionen. For en nærmere omtale denne sameksistens henvises til /ref. 30/.

7.5 Model simuleringer

I /ref. 31/ er der opstillet en numerisk strømningssmodel til belysning af, hvordan hydrogeologiske forhold og reaktionskemiske forhold har indflydelse på oprensningseffekten ved anvendelse af kemisk oxidation med kaliumpermanganat som afværgestrategi i moræneler med præferentiel vandstrømning i sandslirer.

Modellen er opstillet så den forsøger at efterligne forholdene på Dalumvej 34B, hvor geologien består af moræneler med indlejrede sandslirer og -linser.

Modellen simulerer transporten og omsætningen af PCE og kaliumpermanganat i en sandslire, som er omgivet af ler med en mægtighed svarende til halvdelen af lertykkelsen mellem hver sandslire. En konceptuel model for modelsimuleringerne er illustreret i figur 7.1. For nærmere beskrivelse af modellen henvises til /ref. 31/.



Figur 7.1: Konceptuel model bestående af en sandslire (rød farve) indlejret i et lerlag der hovedsagelig er reduceret (brun farve) men med en tynd oxideret overgangszon (grøn farve) umiddelbart omkring sandsliren. Modellen simulerer et område på ca. 1 meter i dybden og 30 meter i længden (gengivet efter originalmateriale /ref. 31/).

Modellens basisscenarium benytter parameterverdier, der er bestemt på grundlag af monitoringsresultaterne fra Dalumvej 34B og laboratoriarbejdet fra /ref. 30/. Foruden basisscenariet simuleres syv andre scenarier (følsomhedsanalyse) med henblik på at belyse hvordan ændringer af udvalgte parameterverdier har indflydelse på afværgestrategiens effekt.

Følsomhedsanalysen omfatter variationer af:

- Det hydrauliske system (forøget hydraulisk ledningsevne i sandslire og reduktion af afstand mellem sandslirer).

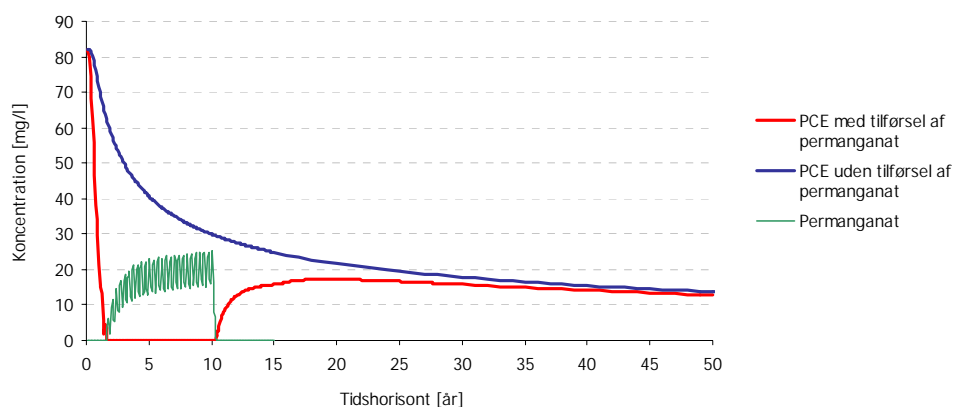
- Fordeling og startkoncentration af PCE i leren (reduktion af startkoncentration og samlet PCE-mængde samt aftagende PCE-koncentration ind i lermatricen).
- Reaktionsbetingelser for tilført kaliumpermanganat (forøgelse af tilført mængde og forøgelse af reaktionszone/indtrængningsdybde i leren).
- Diffusionsbetingelser (forøgelse af diffusionskonstant).

Resultatet af basisscenariet og de øvrige modelscenarier præsenteres kortfattet i afsnit 7.5.1 og 7.5.2. For nærmere gennemgang modelscenariernes resultater henvises til /ref. 31/.

7.5.1 Basisscenarium (aktuelle forhold)

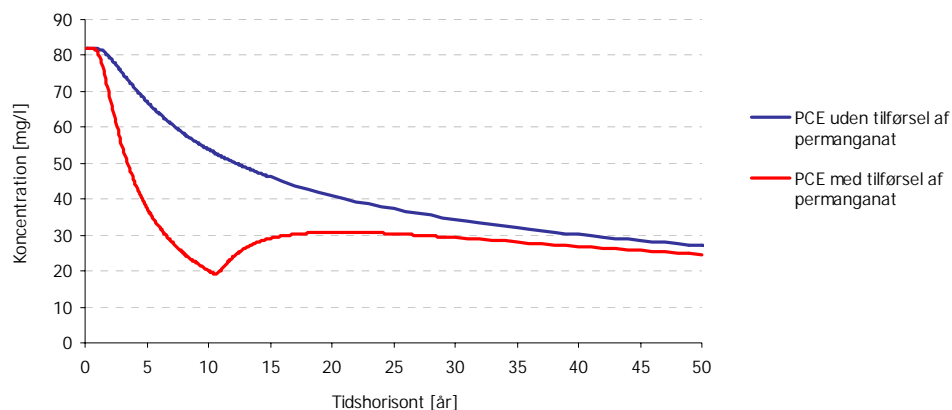
Modelscenariet (basisscenarium), der repræsenterer de aktuelle hydrogeologiske og reaktionskemiske forhold på Dalumvej 34B, er gennemregnet for en startkoncentration af PCE på 82 mg/l og en pulstilførsel af kaliumpermanganat (1.000 mg/l) i en periode på en måned (hver 4. måned) over en samlet driftsperiode på 10 år. Det skal bemærkes, at ovennævnte doseringskoncentration og -frekvens for kaliumpermanganat ikke svarer til de etablerede afværgeforanstaltninger på Dalumvej 34B.

Gennembrudskurver for basisscenariet med og uden afværge er præsenteret i figur 7.2 og 7.3. Gennembrudskurverne repræsenterer situationen hhv. 15 og 30 meter nedstrøms injektionen af oxidationsmiddel. Koncentrationerne er gældende for vandfasen.



Figur 7.2: Gennembrudskurver for PCE og permanganat i sandsliren 15 m nedstrøms injektion med afværge (10 års tilførsel af permanganat) hhv. konservativ udvaskning uden afværge. Samlet simuleringsperiode er 50 år (gengivet efter originalmateriale /ref. 31/).

Gennembrudskurven 15 meter nedstrøms injektionen af oxidationsmiddel (figur 7.2) viser, at der i sandsliren registreres permanganat og fuldstændig omsætning af PCE'en i behandlingsperioden på 10 år. Efter behandlingsperiodens ophør tiltager PCE-koncentrationen igen, for efter 50 år at antage en koncentration på ca. 15 mg/l, svarende til den situation, der vil forekomme, såfremt der ikke var sket tilførsel af oxidationsmiddel.



Figur 7.3: Gennembrudskurver for PCE i nedstrøms ende af sandsliren med afværge (10 år tilførsel af permanganat) hhv. konservativ udvaskning uden afværge. Samlet simuleringsperiode er 50 år (gengivet efter originalmateriale /ref. 31/).

Gennembrudskurven 30 meter nedstrøms injektionen af oxidationsmiddel (figur 7.3) viser, at der i sandsliren ikke registreres permanganat. Der registreres dog aftagende PCE-koncentrationer som følge af den opstrøms oxidation med permanganat, der foregår i behandlingsperioden på 10 år. Efter behandlingsperiodens ophør tiltager PCE-koncentrationen, for efter 50 år at antage en koncentration på ca. 25 mg/l, svarende til den situation, der vil forekomme, såfremt der ikke var sket tilførsel af oxidationsmiddel.

En tilførsel af oxidationsmiddel (10 års driftsperiode) vil indebære, at PCE-koncentrationen i sandsliren efter ca. 10 år vil være reduceret ca. 20 mg/l i observationsboringen 30 m nedstrøms injektionsboringen. Efter 50 år vil PCE-koncentrationen være reduceret til ca. 25 mg/l samme sted. Til sammenligning vil den situation, hvor der ikke foregår tilførsel af permanganat, indebære, at PCE-koncentrationen i sandsliren efter ca. 10 år vil være ca. 55 mg/l i observationsboringen 30 m nedstrøms injektionsboringen. Efter 50 år vil PCE-koncentrationen antage ca. 30 mg/l samme sted. Sammenholdt med observationerne fra figur 7.2, indikerer disse observationer, at der i driftsperioden tydeligvis sker omsætning af PCE til reduktion af den samlede forureningsmængde. Denne reduktion sker imidlertid uden, at PCE-koncentrationen efter en periode på 50 år reduceres yderligere iht. den PCE-koncentration, som ville forekomme uden tilførsel af oxidationsmiddel 30 meter nedstrøms injektionen.

Årsagen til det markante tilbageslag i PCE-koncentrationen (se figur 7.3) og den begrænsede effekt af permanganattilførslen efter en periode på 50 år er en fortsat stor tilstedeværelse af PCE i systemet, som efter driftsperiodens ophør giver anledning til tilbagediffusion af PCE fra lermatrixen til sandsliren (for en nærmere diskussion af dette henvises til /ref. 30 og 31/).

Med hensyn til den samlede omsætning af PCE viser supplerende modelsimuleringer, at den tilbageværende PCE-mængde i systemet efter 15 år vil udgøre 75% af startmængden for situationen med afværge og 82% for situationen uden afværge (udvaskning). For situationen med afværge vil 14% af PCE-mængden være omsat med permanganat og 10% vil være udvasket. For situationen uden afværge vil 17% af PCE-mængden være udvasket.

7.5.2 Følsomhedsanalyse

7.5.2.1 *Det hydrauliske system (forøgelse af hydraulisk ledningsevne i sandslire)*

Gennembrudskurven for dette scenarium (30 meter nedstrøms injektionen) er gengivet i bilag 4 (figur B4.2). En forøgelse af den hydrauliske ledningsevne med en faktor 5 giver anledning til følgende observationer:

- Under driftsperioden (10 år) kan der registreres tilstedeværelse af permanganat 30 meter nedstrøms injektionen.
- Under driftsperioden (10 år) kan der registreres en fuldstændig PCE-fjernelse 30 meter nedstrøms injektionen.
- PCE-koncentrationen tiltager efter driftsperiodens ophør (tilbagediffusion) og antager en værdi på ca. 10 mg/l efter en periode på 30 år (3 gange lavere end basisscenariet).
- PCE-koncentrationen 30 meter nedstrøms injektionen vil efter en periode på 30 år være identisk for situationen hhv. med og uden permanganattilførsel.

I henhold til /ref. 31/ vurderes en øget vandgennemstrømning i sandsliren at give anledning til en bedre fordeling af permanganat i sandsliren, hvilket medfører en øget omsætning af PCE. Ligeledes vurderes en øgede vandgennemstrømning at medvirke til opretholdelsen af en høj diffusionsgradient ud af leren, hvilket øger den samlede massefjernelse marginalt.

Efter 15 år vil den tilbageværende PCE-mængde udgøre 71% af startmængden for situationen med afværge, 21% vil være omsat med permanganat og 8% vil være udvasket.

Den øgende vandgennemstrømning reducerer imidlertid ikke tidshorisonten for en fuldstændig oprensning væsentligt.

7.5.2.2 *Det hydrauliske system (reduktion af afstand mellem sandslirer)*

Gennembrudskurven for dette scenarium (30 meter nedstrøms injektionen) er gengivet i bilag 4 (figur B4.3). En reduktion af afstanden mellem sandslirerne med en faktor 3 giver anledning til følgende observationer:

- Under driftsperioden (10 år) kan der ikke registreres permanganat 30 meter nedstrøms injektionen.
- Under driftsperioden (10 år) kan der registreres aftagende PCE-koncentrationer 30 meter nedstrøms injektionen (min. 15 mg/l).
- PCE-koncentrationen tiltager efter driftsperiodens ophør (tilbagediffusion) og antager en værdi på ca. 10 mg/l efter en periode på 30 år (3 gange lavere end basisscenariet).
- PCE-koncentrationen 30 meter nedstrøms injektionen vil efter en periode på 30 år være 10 mg/l for situationen med permanganattilførsel og 20 mg/l for situationen uden permanganattilførsel (der er således en registrerbar effekt af permanganattilførslen efter en periode på 30 år).

I henhold til /ref. 31/ vurderes en reduktion af afstanden mellem sandslirerne at øge den samlede massefjernelse.

Efter 15 år vil den tilbageværende PCE-mængde udgøre 24% af startmængden for situationen med afværge, 44% vil være omsat med permanganat og 32% vil være udvasket.

Desuden fører reduktion af afstanden mellem sandslirerne til en reduktion af tidshorisonten for en fuldstændig oprensning. Specifikke modelsimuleringer viser, at en fuldstændig oprensning nås efter 15 år, såfremt afstanden mellem sandslirerne reduceres til 20 cm.

7.5.2.3 Fordeling og startkoncentration af PCE i ler (reduktion af startkoncentration og samlet PCE-mængde).

Gennembrudskurven for dette scenarium (30 meter nedstrøms injektionen) er gengivet i bilag 4 (figur B4.4). En reduktion af startkoncentrationen for PCE i leren med en faktor 2 giver anledning til følgende observationer:

- Under driftsperioden (10 år) kan der ikke registreres permanganat 30 meter nedstrøms injektionen.
- Under driftsperioden (10 år) kan der registreres aftagende PCE-koncentrationer 30 meter nedstrøms injektionen (min. 5 mg/l).
- PCE-koncentrationen tiltager efter driftsperiodens ophør (tilbagediffusion) og antager en værdi på ca. 15 mg/l efter en periode på 30 år (2 gange lavere end basisscenariet).
- PCE-koncentrationen 30 meter nedstrøms injektionen vil efter en periode på 30 år være omtrent identisk for situationen hhv. med og uden permanganattilførsel.

I henhold til /ref. 31/ vurderes en reduktion af startkoncentrationen for PCE i leren at give anledning til en procentuel større massefjernelse, hvilket stemmer overens med en initial mindre tilstedeværende PCE-mængde.

Efter 15 år vil den tilbageværende PCE-mængde imidlertid fortsat udgøre 74% af startmængden for situationen med afværge, 18% vil være omsat med permanganat og 8% vil være udvasket.

En reduktion af startkoncentrationen reducerer ikke tidshorisonten for en fuldstændig oprensning væsentligt.

7.5.2.4 Fordeling og startkoncentration af PCE i ler (aftagende PCE-koncentration ind i lermatricen).

Gennembrudskurven for dette scenarium (30 meter nedstrøms injektionen) er gengivet i bilag 4 (figur B4.5). Scenariet, hvor startkoncentrationen for PCE i leren aftager fra 82 mg/l (ligevægt med vandfase) umiddelbart ved sandsliren til 10 mg/l inderst i leren, giver anledning til følgende observationer:

- Under driftsperioden (10 år) kan der ikke registreres permanganat 30 meter nedstrøms injektionen.
- Under driftsperioden (10 år) kan der registreres aftagende PCE-koncentrationer 30 meter nedstrøms injektionen (min. 10 mg/l).
- PCE-koncentrationen tiltager efter driftsperiodens ophør (tilbagediffusion) men aftager igen og antager en værdi på ca. 10 mg/l efter en periode på 30 år (3 gange lavere end basisscenariet).
- PCE-koncentrationen 30 meter nedstrøms injektionen vil efter en periode på 30 år være omtrent identisk for situationen hhv. med og uden permanganattilførsel.

I henhold til /ref. 31/ vurderes en PCE-koncentration, som aftager ind i lermatricen, at give anledning til en større samlet oprensningsgrad, idet en

større andel af forureningsmassen er tæt på sandsliren og dermed er mere tilgængelig for omsætning.

Efter 15 år vil den tilbageværende PCE-mængde udgøre 53% af startmængden for situationen med afværge, 28% vil være omsat med permanganat og 19% vil være udvasket.

En gradvist aftagende startkoncentration har imidlertid vist sig ikke at reducere tidshorizonten for en fuldstændig oprensning væsentligt.

7.5.2.5 Reaktionsbetingelser for tilført kaliumpermanganat (forøget tilsætning af permanganatmængde).

Gennembrudskurven for dette scenarium (30 meter nedstrøms injektionen) er gengivet i bilag 4 (figur B4.6). En forøgelse af den tilførte permanganatmængde med en faktor 5 giver anledning til følgende observationer (permanganatmængden er øget ved at hæve injektionskoncentrationen fra 1.000 til 5.000 mg/l):

- Under driftsperioden (10 år) kan der fra 6.-10. år registreres en tiltagende tilstedeværelse af permanganat 30 meter nedstrøms injektionen.
- Under driftsperioden (10 år) kan der fra 0.-6. år registreres aftagende PCE-koncentrationer, og fra 6.-10. år kan der registreres en fuldstændig PCE-fjernelse 30 meter nedstrøms injektionen.
- PCE-koncentrationen tiltager efter driftsperiodens ophør (tilbagediffusion) og antager en værdi på ca. 30 mg/l efter en periode på 30 år (svarende til basisscenariet).
- PCE-koncentrationen 30 meter nedstrøms injektionen vil efter en periode på 30 år være omtrent identisk for situationen hhv. med og uden permanganattilførsel.

I henhold til /ref. 31/ vurderes en forøgelse af den tilførte permanganatmængde kun at øge den samlede massefjernelse marginalt.

Efter 15 år vil den tilbageværende PCE-mængde udgøre 73% af startmængden for situationen med afværge, 22% vil være omsat med permanganat og 5% vil være udvasket.

På trods af at PCE-koncentrationen reduceres i driftsperioden, reducerer en øget permanganatmængde ikke tidshorizonten for en fuldstændig oprensning væsentligt.

7.5.2.6 Reaktionsbetingelser for tilført kaliumpermanganat (forøgelse af reaktionszone/indtrængningsdybde i leren)

Gennembrudskurven for dette scenarium (30 meter nedstrøms injektionen) er gengivet i bilag 4 (figur B4.7). En forøgelse af reaktionszonen/indtrængnings-dybden i leren med en faktor 2 giver anledning til følgende observationer:

- Under driftsperioden (10 år) kan der fra 7,5.-10. år registreres en tiltagende tilstedeværelse af permanganat 30 meter nedstrøms injektionen.
- Under driftsperioden (10 år) kan der fra 0.-7,5. år registreres aftagende PCE-koncentrationer, og fra 7,5.-10. år kan der registreres en fuldstændig PCE-fjernelse 30 meter nedstrøms injektionen.

- PCE-koncentrationen tiltager efter driftsperiodens ophør (tilbagediffusion) og antager en værdi på ca. 30 mg/l efter en periode på 30 år (svarende til basisscenariet).
- PCE-koncentrationen 30 meter nedstrøms injektionen vil efter en periode på 30 år være omtrent identisk for situationen hhv. med og uden permanganattilførsel.

I henhold til /ref. 31/ vurderes en forøgelse af reaktionszonen at øge den samlede massefjernelse. Ligeledes resulterer en forøgelse af reaktionszonen i en markant reduktion af PCE-koncentrationen i driftsperioden.

Efter 15 år vil den tilbageværende PCE-mængde udgøre 71% af startmængden for situationen med afværge, 23% vil være omsat med permanganat og 6% vil være udvasket.

Samlet set fører forøgelsen af reaktionszonen ikke til en væsentlig reduktion af tidshorisonten for en fuldstændig oprensning.

7.5.2.7 Diffusionsbetingelser (forøgelse af diffusionskonstant).

Gennembrudskurven for dette scenarium (30 meter nedstrøms injektionen) er gengivet i bilag 4 (figur B4.8). En forøgelse af diffusionskonstanterne for PCE og permanganat med en faktor 3 giver anledning til følgende observationer:

- Under driftsperioden (10 år) kan der ikke registreres permanganat 30 meter nedstrøms injektionen.
- Under driftsperioden (10 år) kan der registreres aftagende PCE-koncentrationer 30 meter nedstrøms injektionen (min. 60 mg/l).
- PCE-koncentrationen fortsætter med at aftage efter driftsperiodens ophør (tilbagediffusion) og antager en værdi på ca. 50 mg/l efter en periode på 30 år (1,5 gange højere end basisscenariet).
- PCE-koncentrationen 30 meter nedstrøms injektionen vil efter en periode på 30 år være omtrent identisk for situationen hhv. med og uden permanganattilførsel.

I henhold til /ref. 31/ vurderes den øgede diffusionskonstant for PCE at give anledning til en øget PCE-flux ud i sandsliren og dermed en øget PCE-koncentration i sandsliren. Dette muliggør en øget PCE-omsætning, men på grund af den begrænsede tilsætning af permanganat og tilhørende mulighed for omsætning, opnås der kun en mindre forøgelse af den samlede massefjernelse.

Efter 15 år vil den tilbageværende PCE-mængde udgøre 69% af startmængden for situationen med afværge, 12% vil være omsat med permanganat og 19% vil være udvasket.

En samtidig opjustering af permanganat doseringen vil for en øget diffusionskonstant kunne reducere tidshorisonten for en fuldstændig oprensning.

7.5.3 Sammenfatning

De gennemførte simuleringer har vist, at en tilpasning af de reaktionskemiske parametre (en øget tilførsel af permanganat eller udvidelse af den reaktive zone) kan forbedre oprensningen, men har begrænset effekt på den PCE-mængde, der findes i den inderste del af leren. Tilbagediffusionen af PCE fra

lermatricen har vist sig at være styrende for den reaktionstilgængelige PCE-mængde og dermed også for tidshorizonten for en fuldstændig oprensning.

De gennemførte simuleringer har ligeledes vist, at en tilpasning af de hydrauliske parametre (den øgede diffusionsgradient, øget relativ vandgennemstrømning og reducerede afstande mellem sandslirer) kan forbedre oprensningen.

De gennemførte simuleringer har imidlertid vist, at parametertilpasningerne, med undtagelse af afstanden mellem sandslirerne og diffusionskonstanten, ikke kan reducere tidshorizonten for en fuldstændig oprensning væsentligt.

8 Sammenfattende diskussion og erfaringer

Sammenfattende har monitoringsresultaterne, laboratorium- og modelleringsarbejdet givet en forbedret forståelse for, hvordan de reaktionskemiske og hydrologiske delprocesser i afværgen har foregået, herunder omsætningen af PCE og kaliumpermanganat samt distributionen af samme. I afsnit 8.1 præsenteres en konceptuel model af afværgeforanstaltningerne på Dalumvej 34B, og i de efterfølgende afsnit diskuteres temaer, som er relevante i forhold til en fremtidig anvendelse af kemisk oxidation som afværgestrategi. Diskussionen af disse afsnit tager udgangspunkt i erfaringerne fra Dalumvej 34B, hvor geologien består af moræneler med sandslirer og sandede horisonter. På andre mere høypermeable lokaliteter vil andre forhold være gældende, og det forventeligt vil være muligt at opnå en bedre distribution af oxidationsmiddel og en bedre oprensningseffekt.

8.1 Konceptuel model for afværgeforanstaltninger

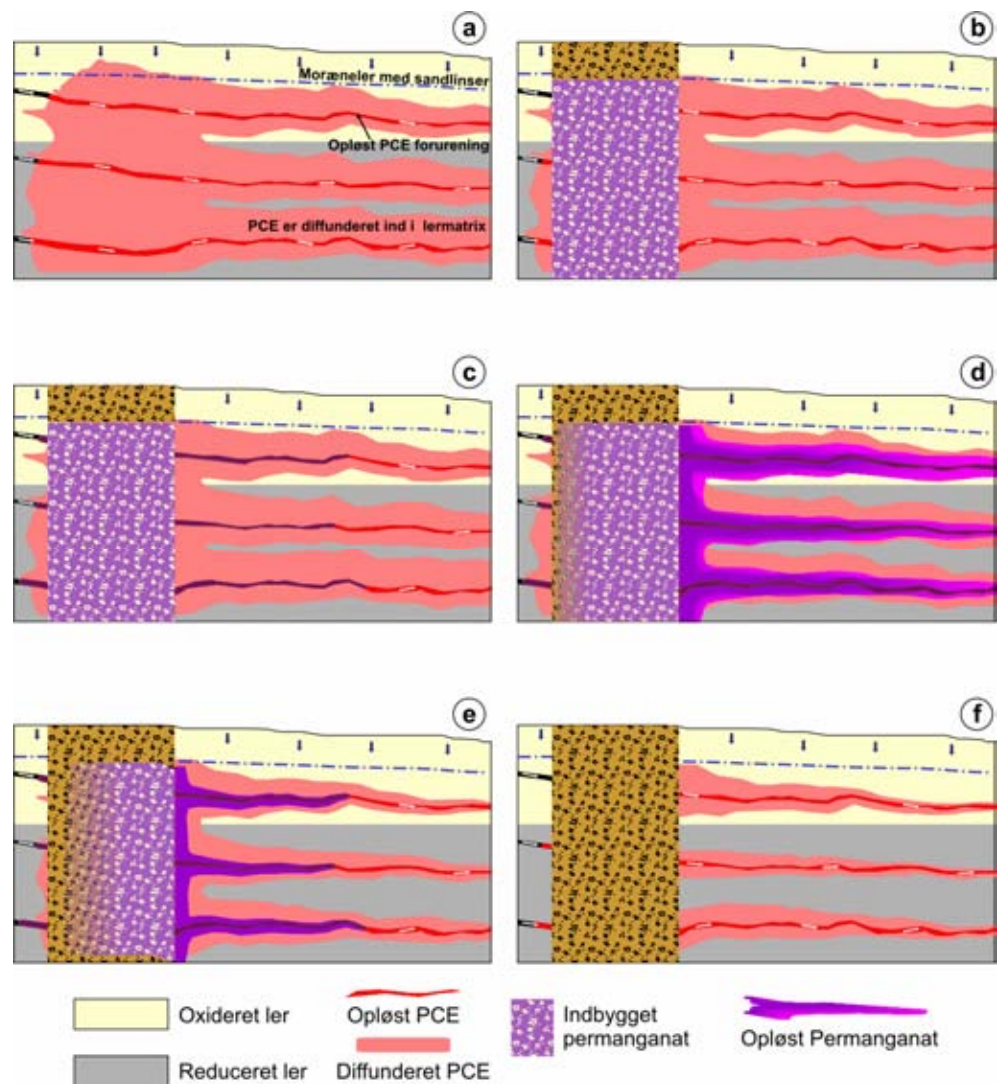
På baggrund af det foreliggende dokumentationsmateriale og de erfaringer, som er fremkommet i forbindelse med monitoringen, laboratoriearbejdet /ref. 30/ og modelleringsarbejdet /ref. 31/, er det nu muligt at beskrive, hvordan distributionen og omsætningen af oxidationsmiddel, og den tilhørende oxidation af PCE, reelt har foregået i jord- og grundvandsmiljøet på Dalumvej 34B, Odense.

Geologien, forureningsforholdene og distributionen af oxidationsmiddel under driften af afværgeforanstaltningerne er præsenteret i form af en konceptuel model i figur 8.1. Den konceptuelle model er gengivet efter /ref. 30/. På kortfattet form kommenteres herunder, hvad der foregår ved de forskellige tidspunkter A-F.

- A.** PCE-forureningen på Dalumvej 34B har spredt sig vertikalt fra terræn til en dybde på op til 10 m u.t. PCE-forureningen forekommer i jordmatricen og i grundvandet, hvor den har spredt sig ved advektiv transport i sandslirer og sandede horisonter. Fra sandslirer og sandede horisonter har PCE-forureningen endvidere spredt sig ved diffusiv transport ind i lermatricen (på begge sider af sandslirerne). PCE-forureningen forekommer i både den oxiderede (forvitrede) zone af jorden og den reducerede (uforvitrede) zone af jorden.
- B.** Kaliumpermanganat er installeret i indbygningsområdet på Dalumvej 34B til en dybde af 7-10 m u.t. Der sker en yderligere opløsning af kaliumpermanganaten i det terrænnære grundvand, og der sker en vertikal distribution i indbygningsområdet som følge af infiltrerende regnvand og en densitetseffekt, grundet massefylden for opløst kaliumpermanganat.
- C.** Kaliumpermanganaten spredes med det naturlige grundvandsflow i sandslirerne og de sandede horisonter. Spredningen af

kaliumpermanganat sker ved advektiv transport og styres af den hydrauliske ledningsevne og de hydrauliske gradienter. Som følge af lokale variationer i de hydrauliske parametre (oprindelige variationer og variationer skabt som følge af opboringen af jord og tilbagefyldningen af genindbygningsmaterialerne) vil der forekomme variationer af kaliumpermanganatkonzentrationen. Samtidig med spredningen af kaliumpermanganat sker der en reaktion mellem PCE og kaliumpermanganat, hvorved PCE oxideres. Udbredelsen af kaliumpermanganat i sandslirerne og de sandede horisonter er meget hurtig.

- D.** I takt med udbredelsen af kaliumpermanganat i sandslirerne og de sandede horisonter sker der en diffusion af kaliumpermanganat ind i lermatricen. Hvad figuren (pga. detaljeringsgraden) ikke illustrerer, er, at der vil være forskel på kaliumpermanganatindtrængningen i lermatricen i den forvitrede og uforvitrede zone af jorden. Samtidig med at kaliumpermanganat diffunderer ind i lermatricen, sker der her en omsætning af kaliumpermanganat (og PCE). En stor del af kaliumpermanganatforbruget skyldes en samtidig oxidation af lermatricens reaktive bestanddele. Der vil foregå en uddiffusion af PCE fra lermatricen, som oxideres i den udstrækning, der er kaliumpermanganat til stede. Specifikke undersøgelser har vist, at der også er mulighed for en sameksistens af PCE og kaliumpermanganat. På dette stadie ses det samtidig, at den indbyggede kaliumpermanganatmængde begynder at opbruges, og der registreres en dannelse af mangandioxid (slutprodukt fra oxidationsreaktionen), hvilket er illustreret ved brunfarvningen i figur 8.1.
- E.** Mængden af kaliumpermanganat i indbygningsområdet er nu væsentligt reduceret som følge af opløsning og distribution samt lokal omsætning og autodestruktion. Udbredelsen af kaliumpermanganat i sandslirerne og de sandede horisonter begynder således at aftage, da der ikke tilføres yderligere oxidationsmiddel. Dette bevirker en mindsket omsætning af PCE, og uddiffusionen af PCE fra den indre del af lermatricen bevirker, at PCE-konzentrationen tiltager i sandslirerne og de sandede horisonter.
- F.** Mængden af kaliumpermanganat i indbygningsområdet er nu opbrugt og kaliumpermanganat forekommer ligeledes ikke i sandslirerne og de sandede horisonter. På dette tidspunkt vil den fortsatte uddiffusionen af PCE fra den indre del af lermatricen til sandslirerne og de sandede horisonter bevirke, at disse igen fremstår som forurenede. Konzentrationen af PCE i disse sandlag vil øges med tiden, men der vil have foregået en nettoomsætning af PCE. I indbygningsområdet og lokalt i det nedstrøms område vil der forekomme udfældninger med mangandioxid (brunfarvning), som indikerer, at der har foregået omsætning af kaliumpermanganat.



Figur 8.1: Konceptuel model for oprensning af PCE i moræner med sandlinser.

8.2 Distribution af oxidationsmiddel

På Dalumvej 34B blev det set, at distributionen af oxidationsmiddel i sandlinserne foregik med en spredningshastighed, som var ca. 5 gange større end forventet. Dette gav anledning til væsentligt hurtigere og væsentlig mere udbredt spredning end forventet. Årsagen til den øgede spredning blev sammenkædet med ændringer af strømningforholdene, herunder (jf. afsnit 5.2.2.3):

- Høj hydraulisk ledningsevne i sandlagene.
- Suge-effekt ved opboringen af materiale i storformatboringer.
- Densitetseffekt på strømmingen af vand med opløst permanganat i forhold til grundvand uden permanganat.
- Hævning af vandspejl ved tilførsel af vand til storformatboringer (v/ indkøring af doseringssystem).

På baggrund af den initielle meget udbredte spredning af oxidationsmiddel blev der gjort overvejelser omkring et beredskab til afværge af en utilsigtet spredning af oxidationsmiddel (se også afsnit 8.5).

Efter den initielle meget udbredte spredning af kaliumpermanganat blev der på Dalumvej 34B registreret en mindre udbredelse af oxidationsmiddel end forventet. Et år efter opstart af afværgeforanstaltningerne resterede der i genindbygningsområdet en begrænset kaliumpermanganatmængde, og nedstrøms herfor udgjorde udbredelsen af kaliumpermanganat kun en smal fane. Årsagerne til den reducerede udbredelse kunne være (jf. afsnit 5.2.2.3):

- Initiel hurtig og omfattende distribution af oxidationsmiddel og følgende omsætning.
- Større kaliumpermanganatforbrug til omsætning af PCE og jordens reaktive bestanddele.
- Autodestruktion af kaliumpermanganat.

Som det fremgår af afsnit 5.3.4 og /ref. 30/, vurderes indbygningen af kaliumpermanganat på fast form - og den derved opnåede høje initielle koncentration af kaliumpermanganat - at have givet anledning til autodestruktion. Derved er en del af den indbyggede oxidationskapacitet gået tabt. Af denne årsag anbefales det ikke at projektere en fremtidig afværge med kaliumpermanganatoxidation med indbygning af kaliumpermanganat på fast form (vedrørende fremtidig dosering af kaliumpermanganat henvises til afsnit 8.5). Resultater fra /ref. 30/ påpeger også, at forbruget af oxidationsmiddel øges ved en øget koncentration af det tilførte oxidationsmiddel. På baggrund af dette resultat og den høje initielle koncentration af kaliumpermanganat har forbruget af oxidationsmiddel givetvis været større end "nødvendigt". Endelig skal det anføres, at risikoen forbundet med en utilsigtet spredning af oxidationsmiddel og behovet for et tilhørende beredskab øges som følge af den høje initielle koncentration af kaliumpermanganat.

I forhold til distributionen af oxidationsmiddel, skal det bemærkes, at diffusionen af kaliumpermanganat ind i lermatricen var undersøgt ved forundersøgelser (jf. afsnit 3.4.3) og efterfølgende ved udtagning af intakte jordkerner (jf. afsnit 5.3.4). Resultaterne af forundersøgelser indikerede en forventet indtrængning af kaliumpermanganat på ca. 20 cm pr. år, hvilket blev vurderet til reelt at kunne give en årlig indtrængning på ca. 10 cm (indtrængningen ved diffusionen aftager over tid) og en maksimal indtrængning på i størrelsesordenen 20 cm. For de udtagne jordkerner blev indtrængningen af kaliumpermanganat efterfølgende vurderet til at have været 15 cm i den forvitrede zone og 2-3 cm i den uforvitrede zone. Indtrængningen i den forvitrede zone svarede omtrent til forventningerne. På det foreliggende grundlag kan der ikke redegøres for forskellen mellem indtrængningen i de to zoner, særligt ikke da forbruget af oxidationsmiddel (kaliumpermanganat) til oxidation af jordens reaktive bestanddele (NOD) er relativt ens i de to zoner.

8.3 Monitoringsparametre

Med henblik på at følge udbredelsen af oxidationsmiddel og belyse oprensningseffekten har monitoringen omfattet pejling af trykniveau, måling af ledningsevne samt prøvetagning af grundvand til bestemmelse af indholdet af kaliumpermanganat, klorid, klorerede opløsningsmidler, klorerede nedbrydningsprodukter og chrom^{VI}. Endvidere er der foretaget kontrol for eventuelle sætninger, som følge af oxidation af jordens reaktive bestanddele.

Den gennemførte monitorering har vist:

- At visuelle bedømmelser kan anvendes til en omtrentlig bestemmelse af kaliumpermanganatkoncentrationen i grundvandet.
- At visuelle bedømmelser kan identificere KMnO_4 -indhold over ca. 3 mg/l og skelne KMnO_4 -indhold op til ca. 2.000 mg/l.
- At ledningsevne målinger, der udføres i felten (på lerlokaliteter), ikke kan anvendes som en entydig indikator for indholdet af kaliumpermanganat.
- At kloridanalyser ikke kan anvendes som en entydig indikator for en tidligere PCE-omsætning med kaliumpermanganat.
- At sammenhørende dataserier for koncentrationen af forureningskomponenter og oxidationsmiddel er nødvendige for at kunne redegøre for afværgeforanstaltningernes effekt.
- At en tracer (fx bromid) med fordel kan injiceres sammen med oxidationsmidlet for på denne måde at få information om, hvorvidt oxidationsmidlet spredes med strømningshastigheden, eller der sker en tilbageholdelse (som følge af en hurtig omsætning).
- At kontrolnivelementer kan anvendes til at dokumentere, at der ikke foregår sætninger af jorden som følge af en eventuel oxidation af jordens reaktive bestanddele (primært organisk stof).

Ovennævnte konklusioner vedrørende ledningsevne målinger og kloridanalyser knytter sig til erfaringerne fra dette projekt, hvor en uensartet geologi, vejsaltning mv. har resulteret i så komplekse forhold, at ledningsevne- og klorid-data ikke kan fortolkes. Det forventes, at tilsvarende vanskeligheder med datafortolkning ikke vil gøre sig gældende i mere homogene jordlag (fx sand).

8.4 Oprensningseffekt

På Dalumvej 34B blev der registreret en lokal omsætning af PCE i sandlinser og -slirer samt i lermatrix. Vandprøveresultater fra individuelle filtre dokumenterede aftagende PCE-koncentrationer efter eller samtidigt med tilstedeværelsen af kaliumpermanganat. Jordprøveresultater fra intakte jordkerner dokumenterede ligeledes en tidligere tilstedeværelse af kaliumpermanganat og aftagende PCE-koncentrationer. Der er således dokumentation for en oprensningseffekt i de områder, hvor kaliumpermanganat har haft kontakt med PCE-forureningen. Sammenfattende gælder det imidlertid, at PCE-omsætningen kun foregik lokalt, og uden at det havde en generel effekt på PCE-koncentrationerne i lermatrix og dermed en vedvarende effekt i de vandførende sandlinser og -slirer.

PCE-omsætningen vurderes at have været begrænset af den tilførte kaliumpermanganatmængde og af uddiffusionen af PCE fra lermatrixen. På Dalumvej 34B har det endvidere betydning for oprensningseffekten, at der mod forventning forgik forureningstilførsel fra det nye kildeområde på ejendommens nordvestlige del.

På baggrund af modelsimuleringerne med de lokalitetsspecifikke parametre fra Dalumvej 34B vurderes det, at en fortsat afværge drift med tilførsel af permanganat over en periode på 10-20 år ikke vil føre til en omsætning af den samlede PCE-mængde i lermatrixen. Uddiffusionen af PCE fra lermatrixen vil være en begrænsende faktor, og ifølge modelsimuleringerne vil den bevirke, at effekten af afværge driften (målt i en sandslire 30 meter nedstrøms permanganatinjektionen) efter en periode på 50 år ikke vil være væsentlig forskellig fra en situation uden afværge. Så længe afværge pågår, kan kemisk

oxidation imidlertid effektivt anvendes til at kontrollere udvaskningen af PCE fra lokaliteten.

I moræneleraflejringer, hvor der godt nok sker omsætning af forurening (massefjernelse), men hvor reaktionsbetingelserne (bl.a. reaktionszone og tilbagediffusion) bevirker, at forureningen i den indre del af lermatricen ikke kan fjernes, må det derfor overvejes, om kemisk oxidation med permanganat bør karakteriseres som en afskærende foranstaltning, hvis primære effekt er at reducere forureningsudvaskningen (fluxen) fra behandlingsområdet.

I forhold til design af en fremtidig afværgestrategi med anvendelse af kemisk oxidation i moræneler med præferentiel strømning i sandslirer har modelsimuleringerne vist, at:

- Afstanden imellem sandslirerne har stor betydning for, hvilken massefjernelse der kan opnås (for at opnå en effektiv massefjernelse skal afstanden mellem sandslirerne være mindre end 20 cm).
- Den nedstrøms forureningskoncentrationen kan reduceres ved at øge vandgennemstrømningen i sandsliren (ved pumpning), ved at øge tilsætningen af permanganat eller ved at mindske afstanden mellem injektionspunkterne.
- Permanganatkoncentrationen kan forøges, så der opnås en fuldstændig omsætning af PCE i sandslirerne i oprensningsperioden, men at dette kun har en mindre effekt på den samlede massefjernelse.
- Afværgeteknikkens effektivitet (målt i massefjernelse) kun i mindre grad er afhængig af startkoncentrationen og fordelingen i leren.
- Den reaktive zone i leren (oxiderede zone) kan forøges i takt med tilførslen af oxidationsmiddel. Herved kan der i oprensningsperioden opnås en fuldstændig omsætning af PCE i sandsliren, men dette har kun en beskedne effekt på den samlede massefjernelse.

Som angivet først vil en reduktion af afstanden mellem sandslirerne, hvori distributionen af kaliumpermanganat og omsætningen af PCE foregår, forbedre oprensningseffekten. Det skal således bemærkes, at en forudgående frakturering forventeligt vil have en væsentlig effekt ved anvendelse af permanganatoxidation i lavpermeable aflejringer med præferentiel strømning. En frakturering, der fører til en sprækkeafstand på mindre end 20 cm, kan dog være vanskelig at gennemføre med de i dag anvendte metoder.

8.5 Projektering af fremtidig afværge

Som følge af risikoen for autodestruktion af kaliumpermanganat anbefales det ved en fremtidig afværge med kaliumpermanganat ikke at tilføre oxidationsmiddel på fast form (se også afsnit 8.2). I stedet anbefales det at tilføre oxidationsmiddel på opløst form, hvor der anvendes koncentrationer på 1.000-5.000 mg/l. Af hensyn til at tilgodese en jævn og regelmæssig distribution af oxidationsmidlet, anbefales det endvidere, at tilførslen sker som en pulsdosering med en passende hyppighed (eksempelvis kontinuert dosering i over en periode på en måned efterfulgt af 3 måneder uden dosering). Disse anbefalinger fremkommer også på baggrund af det koncentrationsafhængige forbrug af oxidationsmiddel, som er dokumenteret i /ref. 30/ (jf. afsnit 3.4.1).

I tilknytning til opgørelse af oxidationsmiddelforbruget ved projektering anfører M&R, DTU, at forbruget af oxidationsmiddel for lerjord bestemt ved

laboratorieforsøg ikke entydigt kan overføres til felten /ref. 30/. Det skyldes, at kontakten mellem lerjorden og oxidationsmidlet i felten ikke nødvendigvis er optimal. Diffusionsprocessen af oxidationsmidlet ind i lerren vil eksempelvis reducere forbruget. Således vurderer M&R, DTU, at laboratorieforsøg forventeligt vil angive en øvre værdi for oxidationsmiddelforbruget i lerjord. Til udarbejdelse af bl.a. projektforslag foreslår /ref. 30/, at oxidationsmiddelforbruget bedømmes ud fra erfaringstal. Ud fra det gennemførte laboratoriearbejde foreslås det, at benytte en værdi for oxidationsmiddelforbruget på 10-20 g MnO_4^- /kg jord (NOD) og injektionskoncentrationer på 1.000-5.000 mg MnO_4^- /l.

I forbindelse med projekteringen af fremtidige afværgeforanstaltninger, der benytter kaliumpermanganat, anbefales det, at udarbejde en risikovurdering i forhold til anvendelsen af dette oxidationsmiddel. For projektet på Dalumvej 34B medførte den hurtige spredning af oxidationsmiddel, at der kom fornyet fokus på risikoen for utilsigtet spredning af oxidationsmiddel. Denne risiko påviste et behov for et beredskab til at hindre en utilsigtet spredning af oxidationsmiddel. En af de erfaringer, der bør videregives fra dette projekt, er, at risici ved anvendelsen af kaliumpermanganat bør belyses grundigt, og at et beredskab til afværge af en utilsigtet spredning af oxidationsmiddel bør overvejes som en del af projekteringen.

8.6 Perspektivering

På baggrund af erfaringerne fra den gennemførte monitoring, laboratorie- og modelleringsarbejdet vurderes en anvendelse af kemisk oxidation med permanganat i lavpermeable aflejringer med præferentiel strømning i sandlinser og -slirer at have en begrænset oprensningseffekt. En fremtidig anvendelse i sådanne aflejringer vil effektivt kunne tjene til at kontrollere/reducere udvaskningen af PCE fra en given lokalitet. Ud fra denne anvendelsesmulighed karakteriseres permanganatoxidation i lavpermeable aflejringer bedst som en afskærende afværgeforanstaltning.

Andre projekter dokumenterer imidlertid, at permanganatoxidation med succes kan anvendes i permeable aflejringer /ref. 28/. På denne baggrund vurderes det største potentiale for anvendelsen af permanganatoxidation at forekomme på forurenede lokaliteter med overvejende permeable forhold.

9 Referenceliste

- /ref. 1/ Opfølgende teknisk undersøgelse på nuværende renseri, Dalumvej 34B, Odense. December 1993. Udarbejdet af Hedeselskabet for Fyns Amt, Miljø- og Arealafdelingen.
- /ref. 2/ Supplerende poreluftmåling på eksisterende renseri, Dalumvej 34B, Odense. Maj 1996. Udarbejdet af Hedeselskabet for Fyns Amt, Miljø- og Arealafdelingen.
- /ref. 3/ Forureningsundersøgelse, Affaldsdepot nr. 461-115, Dalumvej 34B, Odense kommune. Juni 1999. Udarbejdet af Hedeselskabet for Fyns Amt, Miljø- og Arealafdelingen.
- /ref. 4/ Supplerende forureningsundersøgelse, Affaldsdepot nr. 461-115, Dalumvej 34B, Odense kommune. Marts 2000. Udarbejdet af Hedeselskabet for Fyns Amt, Miljø- og Arealafdelingen.
- /ref. 5/ Beskrivelse af forureningsudbredelse ved kildeområdet, Dalumvej 34B, Odense. Notat af 23. februar 2001. Udarbejdet af Hedeselskabet Miljø og Energi as for Fyns Amt, Miljø- og Arealafdelingen.
- /ref. 6/ Supplerende forureningsundersøgelse, Affaldsdepot nr. 461-115, Dalumvej 34B, Odense SV. Maj 2001. Udarbejdet af Hedeselskabet Miljø og Energi as for Fyns Amt, Miljø- og Arealafdelingen.
- /ref. 7/ Supplerende forureningsundersøgelse i kildeområdet, Lokalitet nr. 461-115, Dalumvej 34B, Odense SV. Notat af august 2001. Udarbejdet af Hedeselskabet Miljø og Energi as for Fyns Amt, Miljø- og Arealafdelingen.
- /ref. 8/ Notat: Vurdering af miljømæssige risici og beskrivelse af muligt beredskab ved oprensning med KMnO_4 og NaMnO_4 , Dalumvej 34B, Odense. 20. juni 2002. Udarbejdet af Hedeselskabet Miljø og Energi as og NIRAS Rådgivende ingeniører & planlæggere A/S for Fyns Amt.
- /ref. 9/ Notat - Beslutningsgrundlag: Afværge af utilsigtet spredning af kaliumpermanganat til Sorgenfribækken. Dalumvej 34B, Odense. 6. februar 2003. Udarbejdet af NIRAS Rådgivende ingeniører & planlæggere A/S for Fyns Amt.
- /ref. 10/ Dokumentationsrapport, Afværgeforanstaltninger, Udskiftning af forurenede jord i kildeområde og omsætning af restforurening ved kemisk oxidation, Dalumvej 34B, Dalum, Odense SV. April 2003. Udarbejdet af Hedeselskabet Miljø og Energi as for Fyns Amt.
- /ref. 11/ Datarapport vedr. indeluft- og poreluftmålinger, Lykkeshåbs Allé 4 og Dalumvej 34B, Odense SV. April 2003. Udarbejdet af

Hedeselskabet Miljø og Energi as for Fyns Amt, Miljø- og arealafdelingen.

- /ref. 12/ Monitoring - 1. statusrapport, Oprensning af chlorerede oplæsningsmidler med kemisk oxidation med kaliumpermanganat, Lokalitet nr. 461-115, Dalumvej 34B, Odense SV. November 2003. Udarbejdet af NIRAS Rådgivende ingeniører & planlæggere A/S for Fyns Amt, Miljø og Arealafdelingen.
- /ref. 13/ Undersøgelse af øget poreduftforurening/indeklimapåvirkning efter etablering af afværgeforanstaltninger, Lokalitet nr. 461-115, Dalumvej 34B, Dalum, Odense SV. December 2003. Udarbejdet af Hedeselskabet Miljø og Energi as for Fyns Amt, Miljø- og arealafdelingen.
- /ref. 14/ Undersøgelse af forureningsforholdene i den øverste del af det terrænnære grundvand ved boligen, Lokalitet nr. 461-115, Dalumvej 34B, Dalum, Odense SV. Marts 2004. Udarbejdet af Hedeselskabet Miljø og Energi as for Fyns Amt, Miljø- og arealafdelingen.
- /ref. 15/ Notat: Redegørelse for kloakforhold og vurdering af mulig forureningsspredning via kloak. Dalumvej 34B, Dalum, Odense SV. Fyns Amt. 23. april 2004. Udarbejdet af Hedeselskabet Miljø og Energi as for Fyns Amt, Miljø- og arealafdelingen.
- /ref. 16/ Afgrænsende undersøgelse af jordforurening tæt på boligen på Dalumvej 34B, Dalumvej 34B, Dalum, Odense SV. August 2004. Udarbejdet af Hedeselskabet Miljø og Energi as for Fyns Amt, Miljø- og arealafdelingen.
- /ref. 17/ Notat: Monitoringsprogrammer for oprensning med kaliumpermanganat. Dalumvej 34B, Odense SV. 11. december 2001. Udarbejdet af NIRAS Rådgivende ingeniører & planlæggere A/S for Fyns Amt, Miljø- og arealafdelingen.
- /ref. 18/ Notat: Monitoring for oprensning med kaliumpermanganat, sammenfatning af monitoringsprogram. Dalumvej 34B, Odense SV. 22. september 2003 (revideret). Udarbejdet af NIRAS Rådgivende ingeniører & planlæggere A/S for Fyns Amt, Miljø- og arealafdelingen.
- /ref. 19/ Notat: Forslag til teknologiprojekt. Dalumvej 34B, Odense SV. 24. november 2001. Udarbejdet af NIRAS Rådgivende ingeniører & planlæggere A/S for Fyns Amt, Miljø- og arealafdelingen.
- /ref. 20/ Udbudsmateriale, Afværgeforanstaltninger, Dalumvej 34B, Dalum, Odense SV. April 2002. Udarbejdet af Hedeselskabet Miljø og Energi as for Fyns Amt, Miljø- og arealafdelingen.
- /ref. 21/ Notat: Urenheder i indbygget kaliumpermanganat. Dalumvej 34B, Dalum, Odense SV. Lokalitet nr. 461-115. Afværgeforanstaltninger. 22. september 2003. Udarbejdet af Hedeselskabet Miljø og Energi as for Fyns Amt, Miljø- og arealafdelingen.

- /ref. 22/ Notat: Undersøgelse af ledningsevneforhold i storformatboringer, resultater, Dalumvej 34B, Odense. 24. september 2003. Udarbejdet af NIRAS Rådgivende ingeniører & planlæggere A/S for Fyns Amt, Miljø- og arealafdelingen.
- /ref. 23/ Notat: Undersøgelse af tilbageværende $KMnO_4$ -mængde i storformatboringer, resultater, Dalumvej 34B, Odense SV. 3. december 2003. Udarbejdet af NIRAS Rådgivende ingeniører & planlæggere A/S for Fyns Amt, Miljø- og arealafdelingen.
- /ref. 24/ Notat: Laboratorieforsøg med $KMnO_4$. Dalumvej 34B, Odense. 7. februar 2002. Udarbejdet af NIRAS Rådgivende ingeniører & planlæggere A/S for Fyns Amt, Miljø- og arealafdelingen.
- /ref. 25/ Grundvandskemi. Jens Bådsgård Pedersen. N&R Terraqua A/S, 1988.
- /ref. 26/ Kemiske stoffer i landjordsmiljøer. Arne Helweg. Teknisk Forlag A/S. 1988.
- /ref. 27/ Lehrbuch der Bodenkunde. Scheffer/Schachtschabel. Ferdinand Enke Verlag, 1989.
- /ref. 28/ Miljøprojekt nr. 872, 2003. Oprensning af PCE ved kemisk oxidation med kaliumpermanganat. Torben H. Jørgensen, Jarl Dall Jepsen og Niels Erik Bordum, COWI, Hans Skou, Fyns Amt og Poul L. Bjerg, , Danmarks Tekniske Universitet. Miljøstyrelsen, 2003.
- /ref. 29/ In Situ Kemisk Oxidation. Afgangsprøje, Miljø & Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. Jirij Hønning & Jacob Skou. Januar 2003.
- /ref. 30/ Miljøprojekt nr. 1066, 2006. Kemisk oxidation med permanganat, Omsætningshastigheder og spredning i moræneler. Mette M. Broholm, Jirij Hønning og Poul L. Bjerg, Institut for Miljø & Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. Miljøstyrelsen, 2006.
- /ref. 31/ Miljøprojekt nr. xxxx, 2007 (under udgivelse). Modellsimuleringer af PCE-oprensning ved kemisk oxidation i moræneler, Vurdering af oprensningseffekt samt tidshorizont for oprensning under forskellige model- og afværgescenarier. Hans Chr. Loer Linderoth, Orbicon A/S. Miljøstyrelsen, 2007.
- /ref. 32/ Christensen, Marianne P., Flindt, Mogens R., Jørgensen, Torben H.: Kemisk oxidation af klorerede opløsningsmidler. Vand & Jord, nr. 2, 14. årgang (maj, 2007).
- /ref. 33/ Crimi, Michelle: PhD-Dissertation, 2002. Particle genesis and effects on metals in the subsurface during in situ chemical oxidation using permanganate.
- /ref. 34/ Notat: Dosering af permanganat på Dalumvej. 9. januar 2004. Udarbejdet af Hedeselskabet Miljø og Energi as for Fyns Amt, Miljø- og arealafdelingen.

/ref. 35/ Oplysninger fra Odense Vandselskab. 14. september 2007.