

Miljøprojekt Nr. 747 2003
Teknologiudviklingsprogrammet for
jord- og grundvandsforurening.

Reaktiv Jern-Væg til rensning af grundvand for TCE og Chromat, Kolding Hårdkrom A/S

Peter A. Petersen, Steen Sørensen og Jesper Pedersen
Carl Bro A/S

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	13
1 INDLEDNING OG BAGGRUND	19
2 HISTORIK	21
3 GEOLOGI OG GRUNDVANDSFORHOLD	23
3.1 GEOLOGISKE FORHOLD PÅ AFFALDSDEPOTET	23
3.2 SAMMENFATNING - GEOLOGISKE FORHOLD	24
3.3 GRUNDVANDSFORHOLD VED AFFALDSDEPOTET	24
3.4 FORURENINGSUDBREDELSE	26
3.5 RISIKOVURDERING	28
3.6 SAMMENFATNING – GRUNDVANDSFORHOLD OG FORURENINGENS UDBREDELSE	29
4 VALG AF AFVÆRGETEKNIK	31
4.1 KRITERIER FOR VALG AF AFVÆRGETEKNIK	31
4.2 DIMENSIONERINGSGRUNDLAG FOR JERNVÆG	31
4.3 JERNVÆGGENS FUNKTION	32
5 ANLÆGGETS TEKNISKE UDFORMNING OG DRIFT	35
5.1 OVERORDNET DESIGN	35
5.2 DETAILTEKNISK DESIGN	35
5.2.1 Væggen	35
5.2.2 Kortslutningsrender	37
5.2.3 Reaktiv væg med opsamlingsdræn	37
5.2.4 Filtersætning i den reaktive væg	40
5.2.5 Indretning af pumpebrønd og flowmålerbrønd	42
5.2.6 Bentonitspærringer i kloaktraceer	43
5.2.7 Monitoringsboringer - antal og typer	44
5.2.8 Anvendte jernspåner	45
6 SUPPLERENDE UNDERSØGELSER	49
6.1 BAGGRUND	49
6.2 SUPPLERENDE BORINGER	49
6.2.1 Boringer i kortslutningsrender	49
6.2.2 Boringer i den reaktive væg	50
6.2.3 Boringer på den vestlige nabogrund	53
6.2.4 Sammenfatning - kemisk analyse af grundvandsprøver ved supplerende undersøgelser	55
6.2.5 Resultater - kemisk analyse af jernspåner	57
6.2.6 Resultater - mikroskopiundersøgelse af jernspåner	58
6.3 TEST AF NEDSIVNINGSFORHOLD FOR DE 12 SIVEDRÆN	60
6.3.1 Resultater af test af nedsivningsforhold	61
6.3.2 Test af flow og forureningsbelastning nedstrøms dræn	62

6.4	SAMMENFATNING SUPPLERENDE UNDERSØGELSER	63
7	MONITERING OG DRIFT	65
7.1	DRIFT AF ANLÆGGET	65
7.2	MONITERINGSPROGRAM	66
7.2.1	<i>Grundvandsstrømning</i>	67
7.2.2	<i>Sammenfatning om grundvandsstrømning</i>	70
7.3	GRUNDVANDSKEMI	71
7.3.1	<i>TCE og Cr(VI)</i>	71
7.3.2	<i>Uorganisk vandkemi</i>	77
7.3.3	<i>Sammenfatning - grundvandskemi</i>	79
7.3.4	<i>Den reaktive vægs renseeffekt</i>	79
8	ØKONOMI	83
8.1	ETABLERINGSOMKOSTNINGER	83
8.1.1	<i>Reaktiv væg med installationer</i>	83
8.1.2	<i>Moniteringsboringer og kemiske analyser</i>	83
8.1.3	<i>Økonomiske nøgletal</i>	83
9	REFERENCELISTE	85

Bilag 1: Situationsplan

Bilag 2: Geologiske profiler

Bilag 3: Kemiplot, uorganiske analyser

Forord

Oprensning af grundvandsforurening ved anvendelse af nul-valent jern er en relativ ny teknik, der endnu ikke har fundet generel anvendelse i Danmark. Metoden har været anvendt i en årrække i bl.a. USA over for grundvandsforurening med Trichlorethylen og Chrom(VI). Samtidig har den også nu fundet anvendelse i Europa. I denne rapport beskrives et projekt, hvor metodikken er afprøvet under danske forhold. Da der er tale om afprøvning af en for danske forhold ny teknik, har projektet været støttet via Miljøstyrelsens teknologiprogram for jord- og grundvandsforurening.

I forbindelse med projektet blev der nedsat en følgegruppe bestående af Inger Asp Fuglsang, Miljøstyrelsen, Peter Kjeldsen, DTU (faglig sekretær for teknologiprogrammet), Karsten Baisgaard og Gudike Primdahl, Vejle Amt samt Peter Alfred Petersen, Carl Bro as.

Den lokalitet, der er anvendt til afprøvningen, er kendetegnet ved komplicerede geologiske og hydrogeologiske forhold, som ikke er ualmindelige i den østlige del af Jylland. Disse forhold har bevirket, at en ligefrem tolkning af opnåede resultater ikke i alle tilfælde har været mulig; omvendt er der ved projektets gennemførelse vitterligt opnået resultater, som indikerer, at metodikken virker. Der er ligeledes afprøvet og dokumenteret en række teknikker, der vil være nyttige ved evaluering af fremtidige vægges funktion og virkningsgrad.

Peter Alfred Petersen, september 2002

Sammenfatning og konklusioner

På ejendommen, matr. nr. 128 n, Kolding Markjorder, beliggende på Fabriksvej 4 i Kolding er der udført et afværgeprojekt med henblik på at nedbringe det øvre grundvands indhold af trichlorethylen (TCE) og chrom (Cr(VI)).

Projektet er gennemført med støtte fra Miljøstyrelsens teknologiudviklingsmidler. Den anvendte afværgeteknik er baseret på en oprensning / reduktion af forureningskomponenterne ved grundvandets passage gennem en reaktiv væg bestående af nul-valent jern (uden såkaldt "Funnel & Gate"). Projektet er gennemført i perioden 1998-2001.

Følgende kan sammenfattes og konkluderes på baggrund af projektet:

Forureningens omfang

I forbindelse med de indledende undersøgelser er det bekræftet, at der er sket en væsentlig forurening af det øverste grundvand under ejendommen. Denne forurening kan henføres til de tidligere aktiviteter på ejendommen. De højeste koncentrationer er konstateret på ejendommens sydlige del, hvor der vurderes at eksistere et nogenlunde hydraulisk sammenhængende grundvandsmagasin. Forureningskomponenterne i grundvandet er overvejende TCE og CR(VI).

Forureningen spredes sandsynligvis meget langsomt i det øverste grundvand. Inden for det hydraulisk sammenhængende område er den overvejende strømningsretning mod vest, og der kan ses et fald i koncentrationen fra øst mod vest. Der er konstateret TCE i mindre omfang i det øverste grundvand på den vestlige naboejendom.

Der er ikke konstateret nedbrydningsprodukter (vinylchlorid) i det øvre grundvand, og den naturlige nedbrydning af TCE i det øverste grundvand vurderes derfor at være minimal. Forureningen i det øverste magasin udgør derfor en risiko for det omgivende miljø, da den ikke nedbrydes. Ligeledes kan det ikke afvises, at der vil være risiko for eksponering.

Den primære grundvandsressource er ikke umiddelbart truet af den konstaterede forurening

Hydrogeologiske forhold

De geologiske forhold på og omkring ejendommen er meget komplekse og afspejler flere glacielle fremstød. Dette har resulteret i en hydrogeologisk opbygning med flere grundvandsmagasiner, der til dels er hydraulisk forbundne. Ikke mindst opbygningen af det terrænnære magasin på ejendommen er meget kompleks.

Afværgeteknik (reaktiv væg)

Grundet den komplicerede geologiske og hydrogeologiske opbygning af jordlagene på ejendommen blev det besluttet at udbygge den passive væg med et recirkulationssystem, hvor vand, der passerer væggen, opsamles i et dræn og recirkuleres opstrøms væggen. Dette blev foretaget dels for at styre

strømningen mod væggen og dels for at forcere udvaskningen i forureningens hot-spot områder.

Ved monitoringen er det konstateret, at denne strategi virkede og det var muligt at styre den naturlige grundvandsstrømning mod væggen i højere grad ved at pumpe og recirkulere det oppumpede, rensede grundvand. Der introduceres dog derved en række fejlkilder. Der er bl.a. - trods omhyggelig styring - risiko for at ændre gennemstrømningshastigheden i væggen og dermed opholdstiden for det forurenede grundvand i væggen.

Da netop opholdstiden er en af nøgleparametrene ved processen, kan dette bevirke, at omdannelse af forureningskomponenterne ikke sker som ønsket. Det kan ikke afvises, at dette har været tilfældet i nærværende projekt.

Grundet store variationer i grundvandsspejlet i det terrænære magasin, hvor forureningen afværges, har oppumpning og recirkulation ikke været muligt i lange perioder, idet en sænkning af grundvandsspejlet ville betyde risiko for blotlægning af væggen. I disse perioder er det konstateret, at strømningsmønstret i magasinet retableres, således at der er overensstemmelse med afstrømningsmønstret før start af oppumpningen.

I forbindelse med pejling af boringer i og nær væggen er der efter to års drift fundet indikationer på, at der kan ske en langsgående (fra syd mod nord) strømning i / ved væggen. Dette kan sandsynligvis henføres til mikrovariationer i de hydrauliske egenskaber i væggen og de omgivende jordlag.

Ved anvendelsen af jernspåner vil en kvalitetskontrol ved mikroskopering give grundlæggende oplysninger om jernets kvalitet. I forbindelse med dette projekt er der anvendt tyske jernspåner fra Fa. Gothard Meier. Det kunne ved leveringskontrollen konstateres, at kvaliteten af prøver fra samme leverance havde forskellig kvalitet, således at spånerne i den ene prøve fremstod som mere korrosive, når der blev sammenlignet med den anden prøve.

Dette forhold skal også tages i betragtning under nedlægning af jernet i væggen. Logistikken skal være planlagt således, at jernet kan nedlægges så hurtigt som overhovedet muligt efter modtagelse. Det kan ikke anbefales at oplagre det tyske jern inden nedlæggelsen.

Med hensyn til vurdering af jernets kvalitet i driftsperioden har det ved dette projekt vist sig muligt at udtage intakte kerneprøver af væggen ved hjælp af Geoprobe-teknik. Dette kan vise sig meget nyttigt i forbindelse med fremtidige regenereringsprojekter, fordi det er muligt at målrette en eventuel regenerering mod de dele af væggen, som har behov. Det har samtidig været muligt at filtersætte nye boringer i selve væggen, således at prøvetagningsmulighederne i væggen er blevet væsentligt forbedret.

Den udførte mikroskopiundersøgelse af kerneprøverne fra væggen viste generelt ikke tegn på korrosion af jernspåner udtaget i intervallet under grundvandsspejlet.

Kerneprøver fra intervaller, som i hele driftsperioden har befundet sig tæt ved eller over grundvandsspejlet (hvor sandsynligheden for tilstedeværelsen af ilt er stor), viste imidlertid tegn på korrosion.

Jernvæggens virkning og forventede levealder

Generelt ser det ud til, at det er lykkedes at nedbringe koncentrationerne i hot-spot området såvel for Cr(VI) som for TCE. Overordnet vurderes det således, at princippet med den reaktive væg fungerer.

Tendenserne er dog ikke helt entydig, hvilket formodentlig skyldes variationer i nedbør og dermed recirkulationsmængderne. Relativt større nedsivning giver større udvaskning. Det kan derfor forventes, at der efter perioder med megen nedbør (og dermed relativ større recirkulation) vil ske en stigning i mængden af specielt Cr(VI) i grundvandet.

Resultaterne fra de uorganiske analyser indikerer, at der sker udfældning af kalk og jernkarbonat i væggen. Udfældningen er ikke konstateret på jernspånerne, men sker formodentlig i det vandfyldte porerum imellem disse. Resultaterne indikerer også, at vandtypen opstrøms væggen er varierende, hvilket på sigt kan medføre variationer i væggens effektivitet i længderetningen.

Der er konstateret nitrat i boring MV1 (placeret i den sydlige del af væggen), hvilket indikerer, at jernkapaciteten på den sydlige del af væggen er kritisk lav - alternativt, at den hydrauliske opholdstid er for lav.

På baggrund af de historiske oplysninger og de foretagne undersøgelser har det - trods den forholdsvis detaljerede tilgang - ikke været muligt at estimere en oprindelig kildestyrke for forureningen. Dette skyldes primært 3 forhold:

- Der eksisterer ikke fyldestgørende beskrivelser af uheld, der har resulteret i spild.
- Spildet i forbindelse med produktionen har givet anledning til en diffus forurening.
- De komplicerede geologiske / hydrauliske forhold i den geologiske lagserie har givet en uensartet fordeling af forureningskomponenter i det terrænnære magasin og den underliggende ler.

Der er således ingen udgangssituation at sammenligne med, når væggens effektivitet skal beskrives.

Mængdemæssigt kan der imidlertid laves grove overslag ved at anvende gennemsnit for vandets indhold af TCE og Cr(VI) i monitoringsboringerne ved kortslutningsrenderne foran væggen og sammenholde disse med den opumpede vandmængde, der i perioden var 6.150 m³ vand.

Ved en gennemsnitsbetragtning bliver den teoretisk beregnede oprensede mængde af de to stoffer:

TCE:	ca. 1-1,5 kg
Cr(VI):	ca. 50-100 kg

Betragtes monitoringsresultaterne fra boringerne ved kortslutningsrenderne, fremgår det, at koncentrationerne ved boring MK1 og MK2 er væsentligt højere end ved MK3 og MK4. Dette indikerer, at belastningen af væggen - som forventet - er større i den sydlige del.

Hvis det ud fra en konservativ betragtning antages, at ovennævnte ca. 50-100 kg Cr(VI) fjernes ved passage gennem den sydlige del af væggen, vil der

teoretisk blive forbrugt ca. 50-100 tons nul-valent jern, hvilket svarer til måske halvdelen af væggen samlede kapacitet over for Cr(VI). Da den største belastning af væggen sker i den sydlige halvdel, kan det ud fra ovenstående teoretiske betragtning ikke afvises, at der er mulighed for et Cr(VI) gennembrud i den sydlige halvdel på et senere tidspunkt.

Reelt er forholdene mere komplicerede; inhomogenitet i den geologiske lagfølge og i væggen betinger formodentligt et strømningsbillede, som over tid giver en anden belastning af væggen. Samtidig er det netop forsøgt at flytte belastningen af væggen fra syd mod den nordlige del ved regulering af nedsivningen. Dette giver naturligvis usikkerheder i forbindelse med overslagsberegninger som i det ovenstående.

Den resterende levetid af væggen kan skønsmæssigt sættes til 2 år svarende til den forudgående periode, hvor ca. halvdelen af væggen kapacitet er opbrugt.

Hovedkonklusioner

Følgende hovedkonklusioner kan udledes af projektet:

- Afværgeprincippet med reduktiv dehalogenering af chlorerede forbindelser og samtidig reduktion af Cr(VI) forbindelser virker, og det vurderes, at denne kan anvendes i Danmark under visse betingelser.
- Den resterende levetid af den etablerede væg kan skønsmæssigt sættes til 2 år svarende til den forudgående periode, hvor ca. halvdelen af væggen kapacitet er opbrugt. Da det er skønnet, at 50% af den oprindelige kildestyrke er fjernet, skønnes det, at væggen teoretisk kan fjerne den resterende del af den konstaterede forurening i det øvre grundvand.
- Det kan ikke umiddelbart anbefales at anvende metodikken i områder med stor geologisk heterogenitet, hvor den naturlige afstrømning i det involverede grundvandsmagasin ikke er relativ entydig. Undgå så vidt muligt (måske ud over såkaldt 'Funnel & Gate' anlæg) at etablere yderligere foranstaltninger for at styre grundvandsstrømningen. Der kan herved introduceres forhold, som giver anledning til en reduceret effekt af den principielle reduktion af forureningskomponenterne.
- Det er muligt at undersøge de leverede jernspåners kvalitet gennem en mikroskopisk undersøgelse af udtagne prøver. Der kan være store variationer i kvaliteten, således at dele af samme levering af jernspåner har forskellig kvalitet med hensyn til deres korrosive indtryk.
- Logistik er væsentlig ved leverance af jernspåner til etablering af en reaktiv væg. Mellemlagring af jernspåner bør undgås.
- Ved vægge der etableres nær terræn er der mulighed for at udtage kerneprøver af væggen efter etablering. Man kan derfor målrette en eventuel regenerering ved lignende projekter ved at anvende denne teknik. Der er også mulighed for etablering af filtersatte boringer i væggen ved anvendelse af den såkaldte Geoprobe teknik.
- Ved blandingsforureninger med TCE og Cr(VI) vil Cr(VI) sandsynligvis bruge væggen kapacitet før TCE, og det giver mulighed for gennembrud i væggen - altså passage af forurenende vand indeholdende begge stoffer gennem væggen.

Der kan ske udfældning af kalk og jernkarbonat i væggen. Udfældningen er ikke konstateret på jernspånerne, men sker formodentlig i vandfyldte porerum imellem disse.

- Omregnet i forhold til anlægsprisen for væggen kan følgende nøgletal for væggens virkningsgrad gives:

kr. 13.000 - 26.000/kg oprenset Cr(VI)

kr. 214/m³ oprenset vand

Et forsigtigt skøn på behandlingsprisen for chromholdigt vand hos Kommunekemi er af størrelsesorden 2.000-3.000 kr./m³. Hertil skal lægges transportudgifterne. Væggen har således givet en væsentlig besparelse i forhold til mere traditionel vandbehandling.

Som udgangspunkt blev der opstillet en række tekniske funktionskrav (succeskriterier) til den reaktive væg. I nedenstående tabel er der foretaget en evaluering af kriterierne i forhold til det oprindelige projekt:

Kriterium	Opnået
Enkel passiv in-situ behandling	Ikke helt grundet de hydrauliske foranstaltninger
Lave driftsomkostninger	Ja - kun meget lave (ca. 1500 kr./år) for strøm til cirkulationspumpen
Ingen overfladeinstallationer (undtaget monitoringsboringerne)	Ja
Rensning af grundvandet uden eksakt kendskab til kildens placering	Ja - selvom kildeområdet til dels er kendt i det foreliggende tilfælde.
Kun svage ændringer i det naturlige strømningsbillede	Ja
Forurenet vand kommer ikke i kontakt med omgivelserne på overfladen; dvs., at risikoen for krydskontaminering er væk	Ja
Ingen affalds- og afledningsafgifter	Ja
Ingen sammenblanding af forurenet og ikke forurenet vand, som f.eks. opstår ved traditionel pumpning.	Kun delvist grundet den hydrauliske kontrol
Omsætning af de kemiske elementer og ikke blot en frasortering som ved stripning eller kulfiltrering	Ja

Den gennemførte afværgeforanstaltning har således for 80-90% vedkommende opfyldt de oprindelige funktionskrav / succeskriterier.

Summary and conclusions

A preventive project to reduce the secondary groundwater content of trichloroethylene (TCE) and chromium (Cr(VI)), i.e. mixed pollution, has been performed at a property situated at Fabriksvej 4 in Kolding, Denmark (cadastral register No. 128 n, Kolding Markjorder).

The project has been completed with financial support from the Danish EPA Technology Programme for soil and groundwater contamination. The protective technique applied is based on remediation / reduction of the pollution components at the passage of the groundwater through a reactive barrier consisting of zerovalent iron (without the so-called 'Funnel & Gate'). The project was carried out in the period of 1998-2001.

On the basis of the project the following may be concluded:

Extent of Contamination

The preliminary examinations revealed a major contamination of the secondary aquifer beneath the property. This contamination is related to previous activities at the property. The highest concentrations were found in the southern part of the property, where there seems to be a reasonably hydraulically coherent aquifer.

The contamination is most likely spread at a very low rate in the secondary aquifer. Within the hydraulically coherent area, the main flow direction is to the west and a decline of the TCE concentration in the groundwater from east to west was observed. TCE concentration has been observed to a minor extent in the upper aquifer of the adjoining property situated to the west. No products of decomposition (vinylchloride) have been observed in the upper aquifer and the estimated natural TCE decomposition of the upper aquifer is estimated to be at a minimum. Consequently, the contamination of the upper aquifer constitutes a risk to the surrounding environment as it is not decomposable and there is a clear risk for exposure.

The primary groundwater resource is not immediately threatened by the observed contamination.

Hydrogeological Conditions

The geological conditions on and around the property are highly complex and reflect several glacial pushes. As a result, the hydrogeological structure consists of several hydraulically connected aquifers. The structure of secondary aquifer on the property is very inhomogeneous.

Preventive Technical Measurements (Reactive Barrier)

Due to the complex geological and hydrogeological structure of the soil layers on the property, it was decided to extend the passive barrier with a recirculation system. Accordingly, water passing the barrier was accumulated in a drain and recirculated upstream the barrier. This implementation was performed in order to control the current against the barrier and force underwashing of the contamination's hot-spot areas.

During the monitoring it has been observed that this strategy was valid, and it was possible to control the natural groundwater current against the barrier by pumping and recirculating the pumped up, purified groundwater. As a result, sources of error occurred. Despite careful control, there is a risk of altering the flow speed in the barrier and thereby influencing the detention time of the contaminated groundwater in the barrier.

As it is one of the key parameters in this process, the detention time may mean that the transformation of the contamination components does not take place as required. It cannot be denied that this has actually happened in this project.

Due to large variations in the groundwater level of the secondary aquifer, where contamination is prevented, pumping up and the recirculation have not been possible for long periods due to a potential risk of lowering the groundwater level far below the barrier's top level. During these periods, mainly in the spring / summer, it was observed that the flow pattern in the aquifer was re-established, thus there is agreement with the discharge pattern prior to the start of the pumping up.

In relation to the sounding of wells in and close to the barrier, two years of operation indicate that a longitudinal flow (from south to north) in / by the barrier may occur. This can probably be ascribable to the micro variations of the hydraulic properties in the barrier and the surrounding soil layers. Quality control comprising micro examination using iron granules will provide basic information regarding the quality of the iron. In relation to this project, German iron filings from Fa. Gothard Meier have been used. At the delivery it was determined that the quality of samples from the same delivery varied, thus the filings of one sample appear more corrosive in comparison to another sample.

This aspect must also be taken into consideration when laying the filings in the barrier. The logistics must be planned so that the iron filings are laid immediately after reception. It is not recommended to store the German iron prior to laying.

As regards the assessment of the iron's quality during the operational period, it has been indicated that it is possible to take undisturbed core samples from the barrier with the aid of Geoprobe technology. At the same time it has been possible to filter new wells in the barrier and thus considerably improve the sampling possibilities in the barrier.

In general the microscopy examination of the core samples' origin from the barrier showed no sign of iron filing corrosion selected in the interval beneath the groundwater level.

Core samples from intervals, which throughout the entire operational period were found close to or below the groundwater level (where there is every probability of finding oxygen), showed indications of corrosion.

Effect and sustainability

In general it appears that it was possible to reduce the concentrations in the hot-spot area, both as regards to Cr(VI) as to TCE. In general it is estimated that the method of reactive barriers is a well-functioning method.

The tendencies are, however, not quite unambiguous, which is probably due to variations in precipitation and consequently the recirculation load.

Relatively large percolation will cause larger underwashing. Therefore, after periods of heavy precipitation (thus a relatively large recirculation) the amount of especially Cr(VI) in the groundwater will increase.

The results of the inorganic analyses indicate lime and ferrous carbonate deposits in the barrier. No deposits were observed on the iron granules, however these presumably exist in the water-filled voids in-between. The results also indicate that the upstream barrier varies, and in time this may cause variations of the barrier's efficiency in the longitudinal direction. Nitrate was observed in well MW1 (located in the southern part of the barrier), indicating that the ferrous / iron capacity of the southern part of the barrier is critically low - alternatively, that the retention time of liquid is too low.

In spite of reasonably good access, it has not been possible to estimate the original source intensity of the contamination, neither on the basis of the historic information, nor the investigations performed. This is mainly due to the following three conditions:

- Lack of adequate accident descriptions (causes of spillage)
- Spillage in connection with production has resulted in a diffuse contamination.
- The complex geological / hydraulic conditions in the geological bed sequence have caused distribution of contaminants in the secondary aquifer and in the underlying stratum.

Consequently, there is no starting point to compare with when the efficiency of the barriers is to be described.

However, rough estimates of quantities can be made by using the average of the water's content of TCE and Cr(VI) in the monitoring wells at the front barrier shortcut channel, and by comparing these with the pumped up water, which during this period was 6,150 m³ water.

An average estimate of the theoretical calculated quantity of the two substances is:

TCE:	approx. 1-1.5	kg
Cr(VI):	approx. 50-100	kg

The monitoring well results at the shortcut channels show that the concentrations at wells MK1 and MK2 are considerably higher than at MK3 and MK4. This indicates that the load factor on the barrier, as anticipated, is higher in the southern part.

If, with a traditional viewpoint, we assume that the above approx. 50-100 kg Cr(VI) are removed through passage in the southern part of the barrier, approx. 50-100 tonnes of zerovalent iron will be used, corresponding approximately to half of the total capacity of the barrier's resistance to Cr(VI). As the maximum load on the barrier is on the southern part, a possible future Cr(VI) break through in the southern barrier cannot be ruled out.

In fact the conditions are more complex; the inhomogeneity of the geological bed sequence and the barrier presumably require a configuration of flow that provides another load on the barrier. At the same time moving the load on the barrier from south to north by regulating the percolation has been tested.

Naturally, this causes elements of uncertainty in connection with the calculation of estimates as mentioned above.

The remaining lifetime of the wall is estimated to be 2 years, which correspond to the previous period during which half of the capacity of the barrier was used.

Main conclusions:

The following conclusions can be drawn from the project:

The principle of preventive measurements by reducing the dehalogenation of chloride solutions, at the same time reducing the Cr (VI) solutions, is successful and could be used in Denmark under certain conditions.

It is, however, not recommended to use this methodology in areas of high geological heterogeneity where the natural discharge in the aquifers is not completely defined. Avoid as far as possible (apart from the so-called "Funnel & Gate Systems") introducing further methods to lead the groundwater. This could result in a reduced effect of the principle reduction of the contaminants. It is possible to analyse the quality of the iron filings delivered by means of a microscope analysis of the samples. The quality can vary considerably, as parts of one delivery of iron granules could have different corrosion qualities. Logistics are an important parameter when delivering iron filings for the establishment of reactive barriers. Temporary storage of iron filings should be avoided.

At barriers established at groundwater level, it is possible to take out drill cores of the barrier after it has been established. This enables more effective regeneration of selected areas of walls in other projects. It is also possible to place a sampling filter in the barrier by using the so-called Geoprobe® technology.

A mixture of the contaminants TCE and Cr(VI) - Cr(VI) will probably use the capacity of the barrier prior to TCE and accordingly provide an option for a breakthrough of the barrier.

Deposits of lime and ferrous carbonate in the barrier may occur. No deposits were observed in the iron filings, however these may exist in the water-filled voids.

If compared to construction costs, the following key figures for the barrier effectiveness can be given:

DKK 13,000 - 26,000/kg of removed Cr(VI)

DKK 214/m³ of cleansed water

An educated guess at the treatment price at a facility is DKK 2,000-3,000, exclusive of transportation costs. The barrier as such has given a substantial cost reduction as compared to traditional treatment.

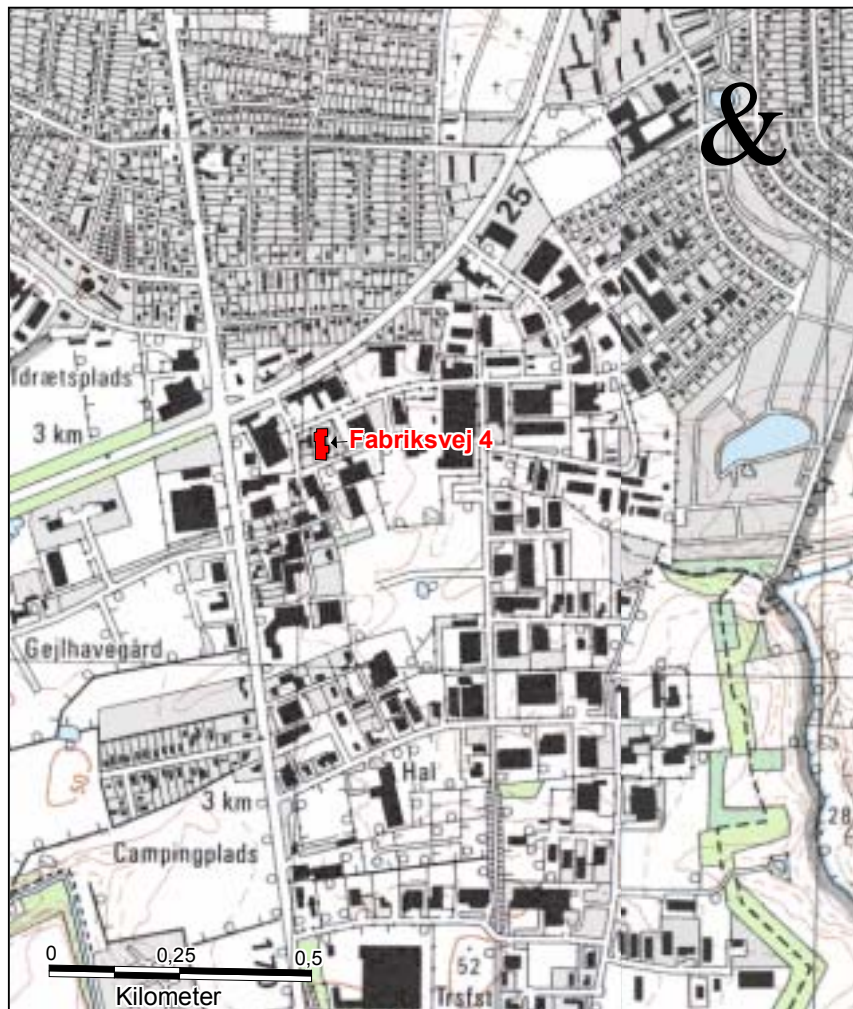
Initially a series of technical specifications (success criteria) for the barrier was stated. In the following table these criteria are evaluated:

Criteria	Fulfilled?
Simple in-situ treatment	Not quite, due to the hydraulic measures.
Low operating costs	Yes - very low (app. DKK 1500 /year) power expenses for the circulation pump
No surface installations (with exception of the monitoring wells)	Yes
Cleaning effect, even though the exact location of pollution source is not known	Yes - though the source area in this case is partly known.
Only little disruption of the natural groundwater flow.	Yes.
Water pollutants will not be in contact with the surface environment, i.e. the possibility of cross contamination is negligible.	Yes
No disposal expenses	Yes
No mixing of polluted / non-polluted water, as often seen in connection with traditional pumping.	Only partly, due to the hydraulic measures.
Actual decomposition of the pollutants and not only sorting, as seen in connection with stripping or carbon based filtration.	Yes

The remedial project as carried out thus meets 80-90% of the success criteria.

1 Indledning og baggrund

I forbindelse med driften af den tidligere forkromningsfabrik Hård Krom A/S i Kolding er der sket en forurening af fabriksbygninger samt jord og grundvand. Ejendommen er beliggende på Fabriksvej 4 i Kolding (matr. nr. 128 n, Kolding Markjorder) og er registreret som affaldsdepot nr. 621.064. Depotets placering fremgår af figur 1.



Figur Error! Unknown switch argument.: Oversigtskort over ejendommens beliggenhed i Kolding (udsnit fra KMS kort)

Med flere ejere og gennem flere perioder er der på ejendommen foretaget forkromning af forskærme, forlygter, stempler og andet tilbehør. Der er i høj grad anvendt chrom, cyanid og trichlorethylen (TCE) i produktionen ved en såkaldt "hård" forkromningsproces.

Der er gennem en række undersøgelser konstateret en omfattende forurening af jord- og grundvand med primært TCE og chromforbindelser, herunder såvel Cr(III) som Cr(VI). I den nu nedrevne fabrik kunne det konstateres, at

dele af fabriksbygningen var svært forurenet med Cr(VI). Visse steder kunne konstateres mætning af væggene med chromatforbindelser. Langs den tidligere produktionslinje (processen er foregået ved delvis elektrolyse i kar) blev der i karrene og på rørforbindelserne hertil konstateret fri cyanid.

Forureningens omfang og kildestyrke er beskrevet i referencerne /1/, /2/, /3/, /4/, og /5/.

Med baggrund i forureningens karakter og omfang har Vejle Amt ladet gennemføre et afværgeprojekt over for forureningen af det terrænnære grundvand med TCE og Cr(VI).

Med henblik på at afprøve nye teknikker besluttede Miljøstyrelsen at støtte projektet gennem programmet for teknologiudvikling. Denne rapport beskriver resultaterne fra afværgeprojektet, der er gennemført i perioden 1998-2001.

2 Historik

I nedenstående tabel 1 er de vigtigste hændelser i ejendommens historie opsummeret:

Årstal	Begivenhed
1960	K.J. Hård Krom A/S etablerer sig på grunden Fabriksvej 4. Der arbejdes med hård forkromning, fornikling og forzinkning.
1982	Kamma Jensen sælger virksomheden til K.J. Hård Krom A/S.
1975-1983	Gentagne overskridelser af udlederkrav med efterfølgende forhandlinger, aftaler, forbedringer, kontrolforanstaltninger mv.
1988-1990	Produktionen nedtrappes fra 20-30 ansatte til 1-2 ansatte.
1989	Kolding Kommune konstaterer tæring af gruber og udsivning af chromholdige væsker. Virksomheden indleder en oppumpning og rensning af vand fra gruberne.
1990	Arbejdstilsynet stopper produktionen.
1990	Grunden registreres som affaldsdepot. Påbud om undersøgelse og oprydning efter Miljøbeskyttelsesloven.
1991	Påbud om aflevering af kemikalieaffald.
1992	Tinglysning af registrering som affaldsdepot. Kolding Kommune udsteder et fornyet påbud efter Miljølovens §72 om undersøgelse af forureningen.
1993	Virksomheden forsøges nedrevet. Kolding Kommune påbyder standsning af arbejdet.
1995	Vejle Amt erhverver ejendommen på tvangsauktion.
1997	Afværgeforanstaltninger iværksættes. De resterende bygninger rives ned. Alle bygningsdele, herunder fra de i 1993 nedrevne bygninger, og den resterende mængde kemikalieaffald sorteres og bortskaffes.
1998	I efteråret udføres undersøgelser på depotet.
1998-1999	Afværgeforanstaltninger iværksættes, idet der i november - december etableres reaktiv væg med indhold af jernspåner. Afsluttende terrænregulering udføres primo 1999. I december - januar udføres 20 monitoringsboringer på depotet.

Tabel 1: Historisk oversigt over virksomheden Hård Krom A/S.

Specielt den delvise nedrivning af fabrikken vanskeliggjorde den efterfølgende oprydning. Ejendommens udseende efter den delvise nedrivning er illustreret i figur 2.



Figur **Error! Unknown switch argument.:** Billede fra fabriksrumtaget 3 år efter nedrivningen (1996)

3 Geologi og grundvandsforhold

3.1 Geologiske forhold på affaldsdepotet

I 1997 udførte Vejle Amt 28 korte borer til belysning af de geologiske og grundvandsmæssige forhold i det såkaldte "øvre magasin" på ejendommen. Dette arbejde er gengivet i uddrag i de følgende afsnit, ref. /6/.

Samtlige borer blev stoppet i mørkt, lavpermeabelt moræneler, der blev truffet i dybder varierende fra ca. 2 til omkring 5 m under eksisterende terræn. For efterfølgende registrering af permeabilitets- og potentialeforhold blev der i samtlige borer monteret et 63 mm PEH-filter.

Geologiske forhold i "det øvre magasin":

De terrænnære jordbundsforhold kan generelt karakteriseres som følger:

- Bunden af magasinet er opbygget af fast, mørkt moræneler. Denne aflejring træffes i 2 á 5 meters dybde.
- Herover træffes på den største del af grunden slapt, brunt moræneler med et varierende indhold af indlejret sand og silt.
- Terrænnært træffes den mest permeable del af lagserien, der på skitserne er karakteriseret som brunt morænesand. Der kan imidlertid meget vel være tale om senglaciale, usorterede nedskylsmaterialer. Skønt silt og ler forekommer i varierende omfang, er sand dominerende i denne del af lagserien.

De løbende observationer i forbindelse med borearbejdets udførelse viste overalt en tydelig forskel i såvel farve som styrke på det mørke moræneler og det overlejrende brune moræneler. Der er derfor ikke tvivl om, at de 2 moræneaflejringer er resultater af 2 uafhængige isfremstød.

Det underlejrende morænelers mørkfarvning skyldes indhold af tertiært glimmerler (højt indhold af organisk stof), ligesom den geotekniske styrke overalt var meget stor (de udrånedede forskydningsstyrker i formationen blev overalt skønsomt vurderet til mere end 300 kPa).

Grænsen mellem denne og de overlejrende lag var derfor overalt markant og let genkendelig.

Permeabiliteten i det mørke moræneler synes overalt at være særdeles ringe (materialet virkede næsten "tør"), ligesom der ingen steder blev observeret vandførende sandstriber. Det forekommer dog sandsynligt, at formationen kan være sprækket som følge af trykket fra den gletscher, der efterfølgende aflejrede det brune moræneler.

Det brune (yngre) moræneler, der overlejrer det omtalte, mørke faste moræneler, er mindre homogent og fast end dette, ligesom indlejrede sandstriber forekommer i varierende omfang. Overgangen til den stærkt sandede og siltholdige, terrænnære aflejring er derfor mindre skarp.

Permeabiliteten i den øvre, sandede formation er stærkt varierende, idet der blev observeret såvel høppermeable sandaflejringer som lavpermeable, stærkt lerede og siltholdige aflejringer. Generelt er de permeable, sandede aflejringer stærkest repræsenterede i den centrale og sydvestlige del af grunden, mens lerindholdet dominerer i den sydlige, den østlige og navnlig den nordøstlige del af grunden. De sandede aflejringer på den nordvestlige del af grunden er næppe i hydraulisk kontakt med de sandede aflejringer på den centrale del af grunden.

Observationer

Ved afslutningen af borearbejdet var 13 af de 28 borer fortsat tørre. Efter 2 måneders forløb var der endnu ikke sivet vand til 4 af borerne.

I den sandede, centrale del af grunden stabiliserede vandspejlet sig ret hurtigt i godt 1 meters dybde. De udførte pejlinger antydede en beskeden udsivning i vestlig retning. Der var dog ingen tvivl om, at den hydrauliske kontakt mellem borerne var begrænset, hvorfor en tolkning af pejleresultaterne skal udføres med stor forsigtighed, idet strømningsmønstret - med baggrund i de udførte geologiske observationer - vurderes at være langt mere kompliceret, end pejleresultaterne umiddelbart giver indtryk af.

I appendix 2 ses de udarbejdede profiler, som giver et godt indtryk af morænefladens variation og de sandfyldte sænkninger / lommer, som udgør grundvandsmagasinet.

3.2 Sammenfatning - geologiske forhold

De geologiske forhold på og omkring ejendommen er meget komplekse og afspejler flere glaciære fremstød. Dette har resulteret i en hydrogeologisk opbygning med flere grundvandsmagasiner, der til dels er hydraulisk forbundne. Ikke mindst opbygningen af det terrænnære magasin på ejendommen er meget inhomogen.

3.3 Grundvandsforhold ved affaldsdepotet

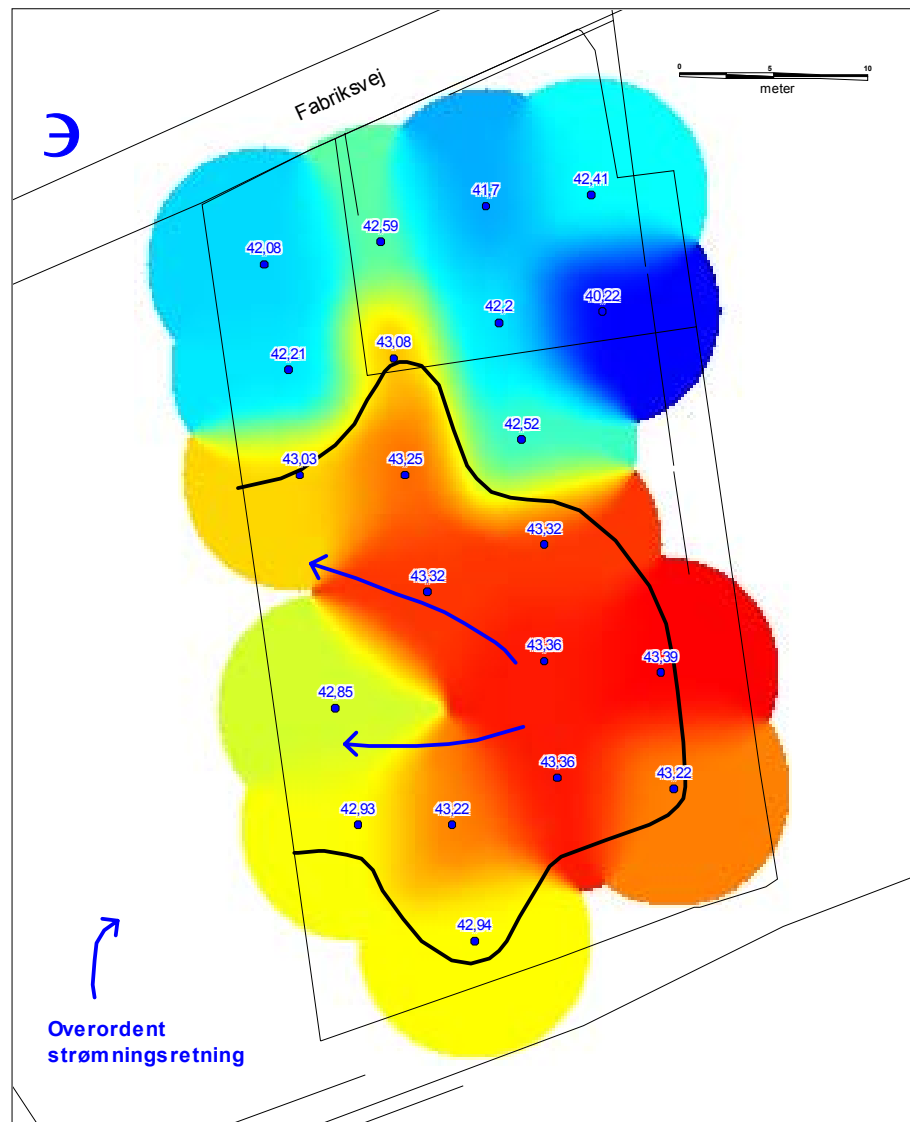
Overfladen af det øvre terrænnære grundvand er beliggende få meter under terræn. På baggrund af pejlinger fra de indledende undersøgelser /5/ er der optegnet et potentialebillede som vist i figur 3.

Der synes at kunne udpeges minimum to overordnede trykniveauer i det terrænnære grundvand på ejendommen. Det ene er lokaliseret midt på ejendommen med et trykniveau omkring kote 43,3, mens der på den nordlige del af ejendommen kan lokaliseres et overfladenært grundvandsspejl med trykniveau omkring kote 42-42,5.

Der synes således at være repræsenteret flere uafhængige overfladenære grundvandsspejl antagelig med ringe hydraulisk kontakt på grund af de forholdsvis store trykforskelle mellem nærliggende borer. Det vurderes dog at være sandsynligt, at der midt på ejendommen findes et område, hvor der er tale om et nogenlunde sammenhængende sekundært grundvandsmagasin. Dette område er skitseret på figur 3.

Strømningsretningen i det terrænnære grundvand midt på ejendommen synes at have en vestlig retning, mens det overfladenære grundvand på

ejendommens nordvestlige del vurderes at strømme mod nordvest - i det omfang det overhovedet strømmer.



Figur 3: Afstrømning i terrænære magasin. Formodt sammenhængende område er optegnet med sort linje. Røde områder angiver højtliggende vandspejl, medens blå nuancer angiver lavereliggende niveauer. Med tal er angivet målt vandspejl i kote.

Strømningens retningen på de nordlige dele af ejendommen kan være under indflydelse af afløbstraceer i den nord for liggende Fabriksvej, som kan have en drænende effekt på grundvandet.

Ved vandprøvetagning af filtersatte boringer i de øvre jordlag er det konstateret, at det var let at tømme boringerne. Sammenholdt med observationerne af de gennemborede jordlags sammensætning vurderes de øvre jordlag at have en stærkt varierende og til dels ringe permeabilitet for gennemstrømning af vand.

Der findes en nedadrettet trykgradient mellem det øverste magasin og det underliggende mellemste magasin. Der er således mulighed for infiltration fra det øvre terrænnære magasin til det nedre.

Med henblik på at kunne vurdere de hydrauliske egenskaber for det øvre terrænnære grundvandsmagasin er der udført tests af 5 udvalgte boringer på ejendommen. Testen har bestået i tømning af boringerne og efterfølgende tilbagepejling af grundvandsstanden. Observationerne (stigningsdata og tid) er tolket som Hvorslev test (slug-test) for at give en størrelsesorden på den hydrauliske ledningsevne i de øvre jordlag.

Resultaterne er sammenfattet i nedenstående tabel 2.

Boring	Hydraulisk ledningsevne (m/s)
B102	3.4×10^{-6}
B105	2.0×10^{-6}
B117	2.0×10^{-5}
B122	1.0×10^{-7}
B125	1.5×10^{-5}

Tabel 2: Tolkede hydrauliske parametre, terrænnære magasin (Hvorslev test). Se appendix 2 for boringsplacering.

Det fremgår af tabellen, at de hydrauliske ledningsevner er relativt lave, og der er forholdsvis stor spredning i værdierne. Det bemærkes dog, at de to højeste værdier (fra boring B117 og B125) ligger inden for / tæt ved det område, der tolkes som nogenlunde hydraulisk sammenhængende i det terrænnære magasin.

Værdierne afspejler de geologiske aflejringer og varierer fra 1.0×10^{-7} m/s (svarende til ler) til 2.0×10^{-5} m/s (svarende til silt).

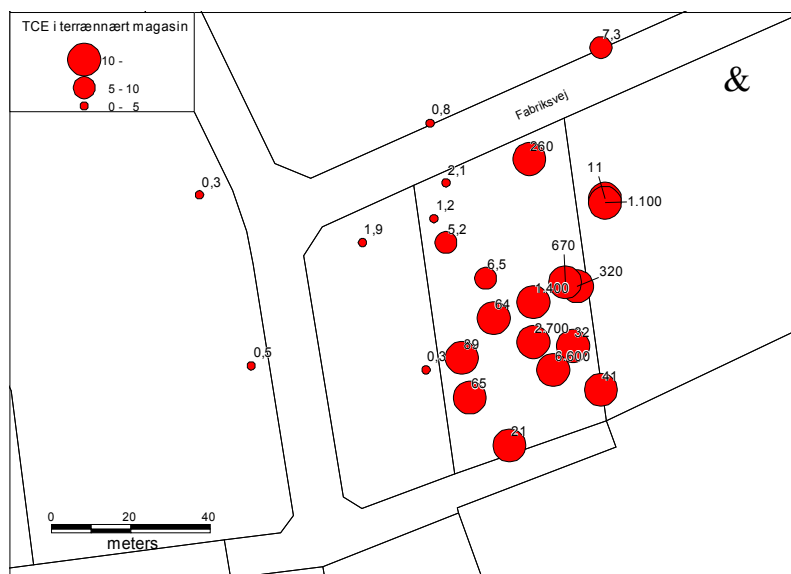
En gennemsnitlig strømningshastighed (jf. Darcy) inden for det sammenhængende område er ca. 10 m/år ($I=0,018$, $k=2.0 \times 10^{-5}$). Ved en estimeret porøsitet på 0,2 bliver den årlige strømningshastighed maksimalt af størrelsesorden 50 m/år.

3.4 Forureningsudbredelse

Trichlorethylen (TCE)

Der er ved de indledende undersøgelser påvist TCE i store koncentrationer på op til 38 mg/l i det terrænnære grundvand på ejendommens midte og i de nordøstlige dele svarende til en overskridelse af kvalitetskriterierne for grundvand på adskillige tusinde gange. Resultatet af de kemiske analyser for TCE i de øverste magasin er præsenteret i figur 4.

På figuren er TCE koncentrationerne angivet med cirkler, der er proportionale med de fundne koncentrationer. Cirklerne angiver intervaller, og største cirkel angiver koncentrationer større end eller lig med 10 µg/l .



Figur 4: Forurening i terrænnært magasin, illustreret ved TCE, normeret i forhold til 10 µg/l. Tallene ved cirklerne angiver fundne koncentrationer i µg/l.

Det bemærkes, at den værste del af TCE forureningen er fundet inden for / nær ved det område, der er tolket som hydraulisk sammenhængende. De høje værdier længst mod nord kan måske henføres til udslip i forbindelse med de tærede spildevands- / kloakledninger, som blev konstateret i forbindelse med drift af virksomheden Hård Krom A/S.

Chloroform og tetrachlorethylen

Der er påvist tilstedeværelse af chloroform og tetrachlorethylen i koncentrationer op til henholdsvis 12 og 3,4 µg/l i adskillige boringer på ejendommen.

Cyanid

Cyanider findes i væsentlig forhøjede koncentrationer i flere boringer på ejendommen. Koncentrationsniveauet er påvist i op til 8.300 µg/l svarende til en overskridelse af kvalitetskriterierne på flere hundrede gange. Syreflygtigt cyanid er påvist i koncentrationer op til 1.300 µg/l.

Chrom

Chrom er ligeledes konstateret i koncentrationer på op mod 120 mg/l i boringer spredt på ejendommen svarende til en overskridelse af kvalitetskriteriet på adskillige tusinde gange. Hexavalent chrom - Cr(VI) - er påvist i tilsvarende koncentrationer.

Nikkel og zink

I flere boringer fra de tidligere undersøgelser er der påvist betydelige koncentrationer i det terrænnære grundvand af nikkel og zink på henholdsvis 4.900 µg/l svarende til en overskridelse af kvalitetskriterierne på adskillige hundrede gange og 660 µg/l svarende til en overskridelse af kvalitetskriterierne med ca. 6 gange.

Sammenfattende kan det konkluderes, at der er sket en massiv forurening af det overfladenære grundvand med TCE, cyanid, crom og chrom(VI) samt nikkel. Desuden er der påvist chloroform, tetrachlorethylen og zink i koncentrationer der kun i mindre omfang overskrider kvalitetskriterierne.

Der er målt tilstedeværelse af ilt i det øverste magasin. Idet TCE kun nedbrydes ubetydeligt under aerobe forhold, vurderes nedbrydning af TCE i øverste magasin derfor som værende forsvindende.

De højeste koncentrationer af TCE er påvist på den sydlige del af ejendommen inden for / tæt ved det område, der er tolket som hydraulisk sammenhængende. Der kan ses en svag tendens til fald i koncentrationsniveauet fra øst mod vest i dette område.

De højeste koncentrationer af cyanid er påvist på ejendommens vestlige og midterste dele - ligeledes inden for / tæt ved det område, der er tolket som hydraulisk sammenhængende.

Chrom er påvist i store koncentrationer mange steder på ejendommen uden tendenser til retningsbestemt variationer.

Der kan ikke umiddelbart iagttages en korrelation mellem TCE-, cyanid- og chromkoncentrationer.

3.5 Risikovurdering

Kemisk betegnelse for chrom er Cr, og Cr har atomnummer 24. Chrom er et essentielt metal / mineral for mennesker, men kan give allergiske reaktioner i højere koncentrationer.

Chroms toxicitet kan bl.a. henføres til metallets evne til at displace zink fra aktive steder i biologiske systemer. Zink er et essentielt metal i f.eks. enzymer og er derved en nødvendighed for mange enzymatiske processer. Ved placering af zink med chrom vil den enzymatiske omsætnings hastighed / stofs specificitet blive påvirket.

Chrom (VI)-forbindelser som f.eks. chromtrioxid er klassificeret som "kræft-fremkaldende".

Chrom forekommer på følgende oxidationstrin: 0, +II, +III og +VI. I salte er +III det hyppigst forekommende. Chromforbindelser, hvor chrom er i oxidationstrin +II, er ustabile. Tilstedeværelsen af chrom (VI) i naturen skyldes hovedsagelig menneskelig aktivitet.

Cr(III) findes som trivalent chrom, Cr^{3+} , mens Cr(VI) i det terrestiske miljø findes som anionen chromat, CrO_4^{2-} eller HCrO_4^- .

Redoxforhold har stor betydning for chroms opførsel i jord og grundvand, da Cr(VI) er mere mobilt end Cr(III) pga. dannelsen af oxyanioner. Endvidere er Cr(VI) forbindelser mere toksiske end Cr(III).

Udfældning har betydning for Cr(III) forbindelsers opførsel i jord og grundvand, da Cr(III) kan udfældes som hydroxid. Cr(VI) vil under de fleste miljørelevante forhold findes i opløsning.

Sorption har mindre betydning for chroms opførsel i jord og grundvand. Sorptionen af chromat er stigende ved faldende pH, men sorptionen er afhængig af konkurrencen fra andre anioner, f.eks. fosfat.

Komplexering Cr(III) danner villigt komplekser, men kun hydroxykomplekser har praktisk betydning i miljøet. Cr(VI) danner ikke komplekser, da det optræder som anion.

Trichlorethylen er meget mobil i jord og grundvand. Samtidig er det svært nedbrydeligt i iltrige miljøer og langsomt nedbrydeligt i ikke-iltrige miljøer.

3.6 Sammenfatning – Grundvandsforhold og forureningens udbredelse

I forbindelse med de indledende undersøgelser er det bekræftet, at der er sket en væsentlig forurening af det øverste grundvand under ejendommen. Denne forurening kan henføres til de tidligere aktiviteter på ejendommen. De højeste koncentrationer er konstateret på ejendommens sydlige del, hvor det vurderes, at der eksisterer et nogenlunde hydraulisk sammenhængende grundvandsmagasin.

Forureningen spredes sandsynligvis meget langsomt i det øverste grundvand. Inden for det hydraulisk sammenhængende område er den overvejende strømningsretning mod vest, og der kan ses et fald i koncentrationen af TCE i grundvandet fra øst mod vest. Der er konstateret TCE i mindre omfang i det øverste grundvand på den vestlige naboejendom.

Der er ikke risiko for indvindingen i området (ref. /5/).

Der er ikke konstateret nedbrydningsprodukter (vinylchlorid) i det øvre grundvand, og nedbrydningen af TCE i det øverste grundvand vurderes derfor ikke at være væsentlig. Forureningen i det øverste magasin vurderes at udgøre en risiko for det omgivende miljø, da den ikke nedbrydes, og da det ikke kan afvises, at der vil være risiko for eksponering.

Da ejendommen er beliggende i et industriområde, vurderes risikoen for eksponering dog at være minimal.

4 Valg af afværgeteknik

4.1 Kriterier for valg af afværgeteknik

Efter en nøje gennemgang af de forudgående undersøgelser og risikovurderinger besluttede Vejle Amt, at der skulle iværksættes skitseprojektering af afværgeforanstaltninger over for den konstaterede forurening af det øvre grundvand. Afværgeforanstaltningerne skulle tage sigte mod en nedbringelse af koncentrationerne af Cr(VI) og TCE i det terrænære grundvand.

Følgende krav blev stillet til afværgeløsningen:

- Designmæssigt med minimale installationer over terræn
- Minimale driftsudgifter

Afværgekonceptet blev i princippet gennemført ved etablering af en jern væg med henblik på at opnå følgende fordele:

- Enkel passiv in situ behandling
- Lave driftsomkostninger
- Ingen overfladeinstallationer (undtaget monitoringsboringerne)
- Rensning af grundvandet uden eksakt kendskab til kildens placering
- Kun svage ændringer i det naturlige strømningsbillede
- Forurenet vand kommer ikke i kontakt med omgivelserne på overfladen; dvs., at risikoen for krydskontaminering er væk.
- Ingen affalds- og afledningsafgifter
- Ingen sammenblanding af forurenet og ikke forurenet vand, som f.eks. opstår ved traditionel pumpning.
- Omsætning af de kemiske elementer og ikke blot en frasortering som ved stripning eller kulfiltrering

Teorien bag metoden er indgående beskrevet i ref. /7/. Ovenstående definerer i forhold til teknikken succeskriterierne for projektet.

4.2 Dimensioneringsgrundlag for jernvæg

I forbindelse med skitseprojekteringen af den reaktive væg blev der af Carl Bro as udtaget repræsentative vandprøver, som i specialbeholdere blev sendt til kemisk analyse hos leverandøren af den reaktive væg, EnviroMetal Technologies, Inc.(ETI), Ontario, Canada.

Der er af ETI udført kolonneforsøg for at vurdere halveringstider og gennemslagstider for de indgående forureningskomponenter. De hydrauliske data fra de indledende undersøgelser blev ligeledes anvendt.

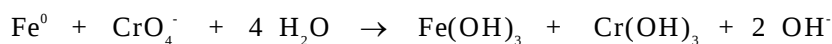
På baggrund af gennemførte overvejelser blev det besluttet at etablere en ca. 50 m lang reaktiv væg af jernspåner langs depotets vestlige side. Væggen er dermed placeret på tværs af grundvandsstrømningen, som er vestlig / nordvestlig /5/.

4.3 Jernvæggens funktion

Som omtalt i ovenstående afsnit er den benyttede afværgeteknik anvendt med henblik på at udføre in situ rensning af grundvandets indhold af TCE og Cr(VI). De kemiske processer, der danner grundlag for metoden, er beskrevet i det følgende (se i øvrigt /9/).

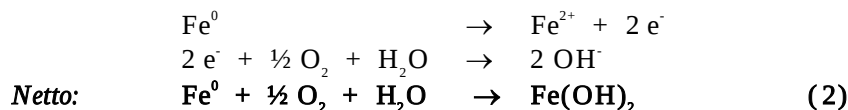
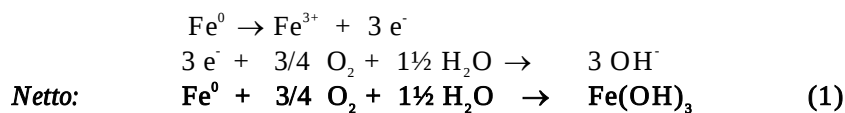
Reduktion af chromater - oxidation af jern

Reduktion af chromater - og samtidig oxidation af jern (f.eks. jernspåner) - kan ske ved følgende reaktion:

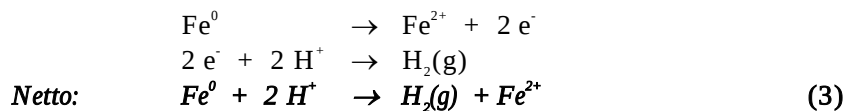


$\text{Cr}(\text{OH})_3$, som er tungt opløseligt, udfældes derefter - evt. som kompleks af typen $(\text{Cr}_x\text{Fe}_{1-x})(\text{OH})_3$:

Grundvandets iltindhold kan initiere oxidationen af jern i et vandigt miljø, idet denne proces først sker under forbrug af den tilstedeværende ilt efter (proces 1) eller (proces 2):



Når iltten er forbrugt, kan den anaerobe jernoxidation herefter ske under dannelse af fri brint (proces 3):



Det bemærkes, at oxidation af nul-valent jern som beskrevet er syreforbrugende og derfor kan give anledning til pH-forhøjelse. I ref. /7/ refereres til laboratorieforsøg med chromatreduktion i jernspånholdige kolonner, hvor der inden for ca. 1 time er observeret en pH-forhøjelse fra ca. 6,5 til ca. 11,7.

Et højt pH kan give anledning til dannelse og udfældning af $\text{Fe}(\text{OH})_2$ og $\text{Fe}(\text{OH})_3$, ligesom balancen i carbonatsystemet kan forskydes. Der kan endvidere opstå risiko for carbonatudfældning på / mellem jernspånerne. Resultatet af udfældningerne kan blive, at jernvæggens permeabilitet formindskes, at strømningsforholdene ændres, og at jernspånerne reelt tilgængelige reaktive overflade reduceres.

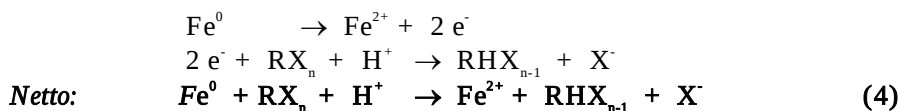
Tilstedeværelse af ilt vil kunne fremme dannelsen af $\text{Fe}(\text{OH})_3$ og jernoxider (rust), og ved drift af den reaktive væg bør det derfor tilstræbes at holde jernspånerne under vand i et iltfrit miljø. Sidstnævnte vil kunne vanskeliggøres af vandspejlssænkninger i det berørte grundvandsmagasin.

Rustdannelse på jernspånerne vil endvidere kunne ske, hvis disse opbevares i fugtig luft.

Nedbrydning af klorerede alifater, herunder TCE

Nedbrydning af en række klorerede alifater kan ske ved reduktiv dehalogenering /7/.

Traditionelt antages de kemiske reaktioner bag nedbrydning af halogenerede alifater at kunne beskrives på følgende måde:

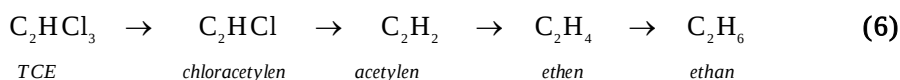


Ovenstående nedbrydning kan give anledning til dannelse af følgende komponenter /8/:



Dannelse af det kræftfremkaldende stof vinylchlorid forventes ikke at udgøre et miljømæssigt problem, idet det som beskrevet i (proces 5) vil kunne nedbrydes til henholdsvis ethen og ethan.

Endvidere kan nedbrydning af TCE ske ved reduktiv dehalogenering til kloracetylen med efterfølgende nedbrydning til acetylen, ethen og ethan (ref. /8/):



/7/ refererer, at der i litteraturen - på trods af store forskelle i nedbrydningsrater for halogenerede alifater - generelt er observeret en korrelation mellem stoffernes halogeneringsgrad og nedbrydningstid: jo større halogeneringsgrad, jo højere nedbrydningsrater. Det skal i den forbindelse nævnes, at redoxpotentialet øges med stigende halogeneringsgrad.

Som det fremgår af ovenstående, er også nedbrydningen af chlorerede alifater syreforbrugende med en deraf følgende risiko for pH-stigning i grundvandet.

Redoxpotentiale og pH

Af hensyn til optimering af nedbrydningsprocesserne er det vigtigt, at grundvandets redoxpotentiale er lavt; dvs. under -100 mV og helst under -200 mV. Tilstedeværelse af ilt i grundvandet kan reducere mulighederne for at opnå et sådant optimalt redoxpotentiale.

Nedbrydningsprocesserne i grundvandet påvirkes i øvrigt af pH-forholdene, idet tidligere erfaringer har vist, at processen er optimal ved pH under ca. 9 (ref. /7/).

5 Anlæggets tekniske udformning og drift

5.1 Overordnet design

Efter de indledende drøftelser af de tekniske data fra de forudgående undersøgelser blev det besluttet at etablere en reaktiv væg.

For at tage højde for de meget varierende hydrauliske forhold blev der etableret en hydraulisk kontrol bestående af to overordnede elementer:

- Kortslutningsrender (gravede render gennem områderne med højtliggende moræneler)
- Opsamling og recirkulation af grundvandet efter passage af væggen. Vandet blev recirkuleret over hot-spot områderne for at forcere udvaskningen af chrom-forbindelser fra moræneleren.

Væggen blev etableret vinkelret på den overordnede vest-østlige afstrømning i det øvre grundvandsmagasin. Ideen ved væggen er, at grundvandet renses for forureningskomponenter ved sin passage gennem det reaktive jern.

5.2 Detail teknisk design

I det følgende er anlæggets enkelte dele beskrevet. For lokalisering af de enkelte elementer henvises til appendix 1.

5.2.1 Væggen

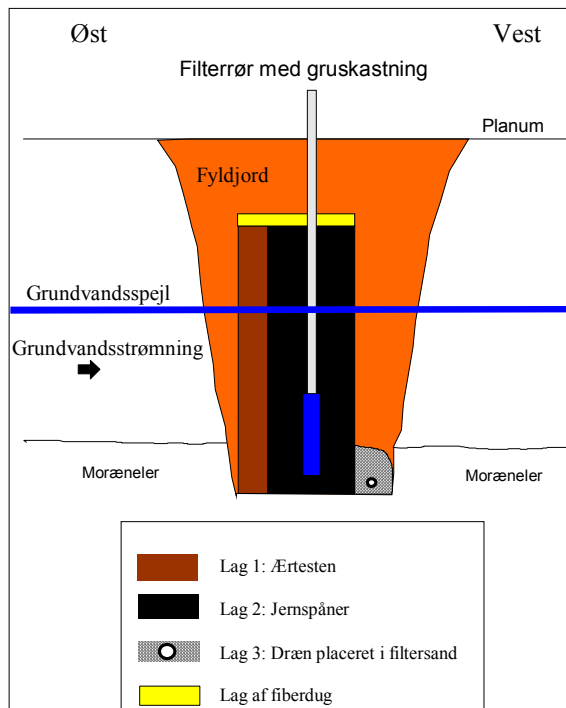
Selve jernvæggen er principielt opbygget som en 46 m lang reaktiv væg bestående af 3 vertikale "lag" (se figur 5):

Lag 1: Et 0,3 m bredt lag af ærtsten placeret i vertikal profil fra top til bund af jernspånerne. Laget skal muliggøre fordeling af grundvand over jernspånerne og ligger derfor opstrøms disse.

Lag 2: Et 1 m bredt lag af jernspåner placeret i vertikal profil, således at de nederste ståler ligger ca. 0,5 m nede i moræneleret. I hele den reaktive vægs længdeprofil ligger de øverste jernspåner i samme kote.

Lag 3: Drænrør placeret i filtersand på bagsiden af jernspånerne. Drænet blev placeret i en kote, der var uafhængig af evt. variationer i jernspånernes placering i forhold til det oprindeligt projekterede.

Umiddelbart oven på jernspåner og ærtsten blev placeret et materialeadskillende lag bestående af fiberdug af typen Fibertex. Oven på fiberdugen blev der indbygget fyldjord fra udgravningerne.



Figur 5: Principskitse for reaktiv væg (tværsnit, ikke mål fast)

Ved dimensionering og projektering af den reaktive væg blev det søgt sikret, at grundvandsspejlet aldrig eller kun sjældent vil overstige de øverste jernspåner.

Ved etablering af den reaktive væg blev der i alt benyttet 200 tons jernspåner.

Laget af jernspåner har en maksimal mægtighed på ca. 2,8 m.

For hver 2 m er der foretaget nivellement dels af den reaktive vægs bund og dels de øverste jernspåner i væggen.

Recirkulationssystemet blev opbygget af følgende dele:

- 1 sandfangsbrønd. Opsamler grundvand fra dræn på væggen vestside; dvs. nedstrøms.
- 1 pumpestation med tilhørende flowmålerbrønd. Modtager grundvand fra sandfangsbrønden.
- 2 fordelerbrønde, hver med afløb til i alt 6 sivedræn. Afløbsflowet fra brøndene kan reguleres vha. overløbsrør. Hver af de 2 fordelerbrønde har gennem de 6 tilknyttede sivedræn forbindelse til en inspektionsbrønd i depotets østlige side. Fordelerbrøndene modtager grundvand fra pumpestationen
- 12 sivedræn placeret ca. 0,5 m u.t. (under terræn). Modtager grundvand fra de 2 fordelerbrønde.
- 4 kortslutningsrender, der består af ca. 25 m lange og op til ca. 3 m dybe udgravninger, hvor der i bunden er placeret et ca. 0,5 m mægtigt lag af ærtesten. Ærtestenene er omsluttet af et materialeadskillende lag af fiberdug.

Renderne skal tilgodese ønsket om at sikre hydraulisk kortslutning på depotet og dermed maksimal gennemstrømning af grundvand til forsiden af den reaktive væg.

Bunden af kortslutningsrenderne er nivelleret for hver 2 m, ligesom dette var tilfældet for toppen af ærtestenslaget.

Hydrauliske spærringer med bentonit på 3 steder. Spærringerne, der er op til 11 m lange, har en dybde på op til ca. 3 m u.t. og skal sikre, at forurenet grundvand ikke strømmer uden om den reaktive væg evt. via kloakrørtracé.

De enkelte betydende komponenter i afværgeprojektet er beskrevet nærmere i de følgende afsnit.

5.2.2 Kortslutningsrender

De 4 kortslutningsrender er placeret parallelt i øst-vestlig retning med bunden som minimum nedgravet til toppen af moræneleret (se appendix 1).

Kortslutningsrende <1>, <2> og <3> er etableret med et gennemsnitligt fald mod den reaktive væg. Kortslutningsrende <4> er etableret med større fald end beskrevet ovenfor, idet en sandlomme midt på rendens længderetning nødvendiggjorde afgravning af materiale, således at den hydrauliske kortslutning og afstrømning til forsiden af den reaktive væg kunne sikres.

Det bemærkes, at kortslutningsrendernes vestligste ende ikke udmunder umiddelbart foran den reaktive væg, men derimod ca. 5 m øst herfor. Anlægget er indrettet således for at tilgodese ønsket om at give grundvandet en tilstrækkelig høj opholdstid i selve væggen.

I længderetningen er der for hver 2 m foretaget nivellement dels af udgravningernes bund og dels af toppen af ærtestenslaget i rendernes bund.

5.2.3 Reaktiv væg med opsamlingsdræn

Den reaktive væg blev opbygget i en flydekasse (se figur 6) med følgende dimensioner:

- Vestlig side: 3,0 m lang, 1,1 m høj
- Østlig side: 2,3 m lang, 1,4 m høj
- Nordlig ende: 2,0 m lang

På flydekassens inderside blev der placeret træplader, som sikrede en opdeling svarende til de 3 ønskede lagtykkelser. I tilfælde hvor væggen skulle være højere, end flydekassen umiddelbart gav mulighed for, blev den forsynet med træplader, der sikrede mulighed for en højere konstruktion.



Figur 6: Jernspåner fyldes i flydekasse. 1. sektion af den reaktive væg



Figur 7: Jernspåneleverance i vandtæt plastik

Jernspånerne blev leveret i plastsække som vist på figur 7.

Ærtesten og jernspåner blev fyldt i flydekassen i en næsten simultan proces. Ærtestenene blev doseret vha. "betonspand", mens jernspånerne i den enkelte sæk blev tømt direkte ud i den reaktive væg efter forudgående ophængning i kæde på gravemaskinens skovl. Hver sæk blev tømt ved udløsning af snøre i dennes bund.

Drænrøret på jernspånerens vestside blev ligesom væggen to forreste lag af ærtesten og jernspåner etableret i etaper svarende til længden af flydekassen.

Efter at drænsystem, ærtesten og jernspåner var placeret, blev flydekassen trukket ca. 3 m frem til næste sektion. I situationer hvor bunden af væggen i den nye sektion skulle placeres dybere end den foregående, blev der inden flytning af flydekassen foretaget den nødvendige udgravning til den nye sektion, hvorpå jernspånerne blev lagt i den. Efterfølgende blev flydekassen trukket frem til næste sektion.

Efter indkøring af arbejdsprocessen med etablering af den reaktive væg var det muligt for entreprenøren at anvende 25 tons jernspåner i løbet af en formiddag. Under antagelse af at jernspånerne har en rumvægt på ca. 2,4 tons/m³, vil 25 tons jernspåner svare til en 3 m høj og 1 m bred reaktiv væg med en længde på ca. 3,5 m.

Arbejdsfordelingen var, at 2 folk placeret for enden af den reaktive væg dels styrede doseringen af ærtesten (med betonspand) og jernspåner og dels foretog den nødvendige manuelle fordeling af materialer i flydekassen. De 2 folk havde endvidere ansvaret for etablering af drænet på væggens vestlige side.

Gravemesteren sørgede for udførelse af gravearbejde og placering af sække over udtømningspunktet.

Den 4. person flyttede sække med jernspåner til området, hvor anvendelse skulle ske og sørgede i øvrigt for anhugning af sække med jernspåner samt fyldning og anhugning af betonspand.

Under hele anlægsfasen blev jernspåner, som var udlagt i den reaktive væg, holdt overdækket med henblik på at reducere risikoen for uønsket rustdannelse på spånernes overflade. Overdækningen blev foretaget med enten presenninger eller fiberdug / fyldjord. Fiberdugen blev lagt ud som materialeadskillende lag, der dækkede såvel ærtesten som jernspåner.

Ved fjernelse af presenning fra jernspånerne ved arbejdstids begyndelse kunne der kun i de øverste ca. 10 cm observeres synlige tegn på rustdannelse. En uge efter etableringen af den reaktive væg ved sandfangsbrønden blev der ved fjernelse af jernspåner i de øverste ca. 0,3 m observeret tydelig rustdannelse i de øverste ca. 0,2 m.

I den umiddelbare nærhed af sandfangsbrønden blev den reaktive væg "krummet" let, således at den vestlige side af væggen jernspåner er placeret med støtte på den østlige side af sandfangsbrønden. Den øvrige del af den reaktive væg er søgt etableret som lineær konstruktion.

I længderetningen er der for hver 2 m foretaget nivellement dels af udgravningens bundkote og dels af koten for toppen af jernspånerne.

Toppen af jernspånerne er i hele væggen længdeprofil placeret i samme kote.

De dybest liggende jernspåner er placeret ca. 4 m under terræn.

5.2.4 Filtersætning i den reaktive væg

2 steder i den reaktive væg blev der indsat et filterrør, type Rotek, med påmonteret gruskastning. De 2 filtre benævnes henholdsvis MV1 (Monitering af Væg, filter 1) og MV2.

Der blev anvendt Ø62 mm filterrør med specifikationen ASI 316. Metallet er syrefast, men ikke saltvandsbestandigt.

Der er valgt filterrør af syrefast stål, fordi de almindeligt anvendte filterrør af PEH-plast forventes at kunne nedbrydes i et vandigt miljø med lavt redoxpotentiale.

Uden på selve filtret er der placeret en vævet "indersok" af polyester, der sikrer, at filtergrus fra gruskastningen ikke siver ind i filtret. Gruskastningens vævede "ydersok" består af polypropylen og fungerer som "beholder" for gruskastningen.

Princippet fremgår af figur 8.

Ved montage havde selve filterrøret en total længde på 4,0 m med en filterlængde på 1 m. Efter afslutningen af terrænreguleringen vil der om nødvendigt blive foretaget en afkortning af de 2 filterrør.

Filter MV1 blev placeret således, at bunden af filtret stod i jernspåner - ca. 0,5 m under koten for et stærkt vandførende lag, som kunne observeres umiddelbart over leret.

Under udgravning til den reaktive væg var der på dette sted en meget stor tilstrømning af stærkt grøntfarvet grundvand.

Filter MV2 blev placeret således, at bunden af filtret stod direkte på moræneleret. På lokaliteten var der ikke umiddelbare tegn på grundvandstilstrømning, og det var da også først 5 dage efter etableringen, at der ved pejling kunne registreres vand i filter MV2.



Figur 8: Filterrør med påmonteret gruskastning

5.2.5 Indretning af pumpebrønd og flowmålerbrønd

Pumpestationen af typen Tunetanken (Ø1300 mm, højde 3850 mm) er støbt i korrosionsbestandig, glasfiberarmeret polyester og er udstyret med 2 centrifugalpumper af typen Flygt 3067.180. Den anvendte pumpetype er almindeligt anvendt i spildevandsmiljø. Medio januar 1999 blev de 2 pumper drevet i alternerende drift med et samlet flow på ca. 9 liter/sek. svarende til ca. 32 m³/time.

Hver pumpe var forsynet med niveaufølsom start- og stopkontakt. Pumpestationen var udstyret med en niveaufølsom kontakt for alarm.

Relæ for pumpestyring var placeret i særskilt el-skab.

En flowmåler på pumpestationens trykside var monteret i separat brønd. Der var tale om en elektromagnetisk flowmåler af typen Magflo®. MAG3100W/2500.

Pumpestationen blev forankret til bunden af den ca. 4 m dybe udgravning vha. en rektangulær betonklods. Sidstnævnte var placeret ca. 1,5 m nede i gråt moræneler på en ca. 0,3 m mægtig sandpude. Jordlagene over moræneleret bestod overvejende af sand.

Pumpestationen var monteret på forankringen vha. 4 beslag.

Under placeringen af betonforankringen forekom der med stor pludselighed en meget betydelig indtrængen af stærkt grønt grundvand i udgravningens sydlige side (umiddelbart over leret). Indtrængende grundvand blev søgt pumpet op og ledtes til udgravningen i depotets sydlige ende.

Den nederste del af pumpestationens sider blev dækket med gråt moræneler, som tidligere var gravet op på stedet. Leret blev stampet op med henblik på at forhindre chromholdigt grundvand i at sive til mellemste magasin.

5.2.6 Bentonitspærringer i kloaktraceer

Bentonitspærrene (se appendix 1) blev alle etableret på følgende måde:

Der udførtes en udgravning til ca. 0,3 m under toppen af leret. Derpå blev et ca. 1 m bredt og ca. 0,9 cm tykt bentonitholdigt "tæppe" af typen Voltex rullet ud på en sådan måde, at den nederste del netop nåede udgravningens bund. Efter at flere "baner" tæppe var lagt ud med en indbyrdes overlapning på ca. 20 cm, blev den opgravede jord fyldt tilbage i udgravningen.

I "bentonittæppebanens" nederste del - omkring det enkelte kloakrør - blev der skåret et snit, hvorpå tæppets snit blev lagt "omkring" røret og ned i udgravningens bund. Efterfølgende blev der placeret et stykke "tæppe" i udgravningens bund. Dette stykke blev dog forsynet med et tilsvarende snit i den øverste del. Den resulterende overlapning af tæppestykker skulle forhindre gennemsivning af evt. grundvand.

Under gravearbejdet var der ikke tegn på grundvandsindsivning.



Figur 9: Sivedræn <3>

Denne metodik var egentlig valgt til gennemførelse af alle sivedræn men blev kun gennemført for sivedræn <4> grundet risiko for tilstopning af fiberdugen.

5.2.7 Monitoringsboringer - antal og typer

Medio januar 1999 blev der på depotet udført 20 boringer, som skulle danne grundlaget for monitoringen af afværgeforanstaltningernes effekt. Antallet af monitoringsboringer blev senere udvidet i forbindelse med projektet, således at det samlede antal boringer nu er 48.

Ved nummereringen af boringerne, der er udført som et led i monitoringen af afværgeprojektet, er der på situationsplanen (appendix 1) benyttet følgende nomenklatur:

- Monitoringsboringer er navngivet således, at første bogstav er **M**.
- Boringer / filtre opstillet i reaktiv væg er benævnt MV1, MV2 osv.
- Boringer i kortslutningsrender er benævnt MK1, MK2 osv.

Boringer ved hot-spots er benævnt MH1, MH2 osv.

5.2.8 Anvendte jernspåner

De anvendte jernspåner, som består af støbejernsgranulat (genbrugsmaterialer), blev leveret af det tyske firma Gotthart Maier Metallpulver GmbH i Tyskland.

De anvendte 200 tons jernspåner blev modtaget i leverancer à 25 eller 50 tons fordelt på plastsække med et indhold på op til ca. 1,5 tons. Der blev observeret betydelig forskel i sækkenes fyldningsgrad.

Hver sæk, der blev leveret på træpalle, havde en kubisk grundform med en sidelængde på ca. 0,9 m. Plastsækken var forsynet med et inderlag af LDPE-plast, mens den udenpå var beklædt med hvid, vævet PP-plast. Sækken var i toppen udstyret med "løftehåndtag".

Ved leverancen var hver sæk overdækket med en vandtæt, transparent sæk af LDPE-plast. Overdækningen forblev på den enkelte sæk indtil umiddelbart før anvendelsen. Herved mindskedes risikoen for, at jernspånerne blev eksponeret for fugt / vand - og dermed risikoen for, at de rustede. Den oxiddannelse, som korrosionen er udtryk for, kan som tidligere nævnt formindske spånernes reaktive overflade og dermed den opnåelige rensningseffekt.

Jernspånerne havde generelt en rektangulær grundform, om end der forekom betydelige afvigelser.

De største spåner havde en størrelse på op til ca. 32 x 4 x 2 mm. De mindste partikler i jernspånerne havde karakter af fint støv.

Partikelstørrelserne i de første leverancer af jernspåner syntes generelt at være mindre end i de sidste leverancer. Denne observation bekræftes af resultatet af sigteanalysen, som blev udført på 2 stikprøver af jernspåner.

Ved vurdering af resultatet af sigteanalysen skal der tages hensyn til spånernes aflange og / eller polygone form, som kan give anledning til forskydninger i forhold til tilsvarende analyser udført på mere sfæriske partikler.

Der blev observeret en betydelig farveforskel på indholdet af de enkelte sække selv inden for samme leverance (figur 10). En del af jernspånerne havde en metalblå farve, mens størstedelen af spånerne i større eller mindre omfang havde et rødt skær. Indholdet af enkelte sække var tydeligt rustrødt.

En vurdering foretaget på baggrund af visuelle, stereomikroskopiske analyser indikerer tilstedeværelse af korrosion / rustdannelse på jernspånerne.



Figur 10: Jernspåner fra 2 forskellige sække fra samme leverance

Jernspånernes rumvægt er målt til gennemsnitligt $2,4 \text{ tons/m}^3$ med en minimum- / maksimumværdi på henholdsvis $2,2$ og $2,6 \text{ tons/m}^3$.

Med en total mængde jernspåner på 200 tons vil dette svare til et areal på ca. 83 m^2 i en 1 m bred reaktiv væg. Opmåling af den faktisk etablerede væg viste et areal på ca. 88 m^2 .

A/S AnalyCen har under anvendelse af ICP-teknikken udført akkrediteret metalanalyse af jernspånerne.

ICP-analyserne er foretaget efter forudgående oplukning i autoklave ved 121°C i 30 minutter. Ved oplukningen er benyttet kongevand (3 dele koncentreret saltsyre og 1 del koncentreret salpetersyre).

Der er analyseret 2 prøver af jernspåner:

Prøve A

Udtaget den 16. november 1998 fra leverance "100 - 125 tons" efter etablering af 26 m reaktiv væg. Prøve udtaget ca. 1,0 m over væggenes bund.

Prøve B

Udtaget den 30. november 1998 fra leverance "175 - 200 tons" efter etablering af 44 m reaktiv væg. Prøve udtaget ca. 0,5 m over væggenes bund.

Resultaterne fremgår af nedenstående tabel 3 og tabel 4.

Metal	Koncentration (g/ton) Prøve A	Koncentration (g/ton) Prøve B	Metalindhold i 200 tons spåner (kg) Prøve A	Metalindhold i 200 tons spåner (kg) Prøve B
Bly	62	110	12,4	22,0
Cadmium	< 0,9	3,7	< 0,180	0,74
Chrom	760	1400	152	280
Kobber	970	1800	194	360
Nikkel	560	550	112	110
Zink	140	150	28,0	30,0
Jern	920000	950000	184000	190000
I alt (g/ton)	922493 ⁽¹⁾	954014 ⁽¹⁾	184499 ⁽¹⁾	190803 ⁽¹⁾
Jernindhold (%)	92,0	95,0		

Tabel 3: Analyseresultater af jernspåner fra 2 forskellige leverancer. Beregnet mængde af metaller i de anvendte 200 tons jernspåner. (1) Resultat afrundet til nærmeste hele tal. Koncentrationer under detektionsgrænsen sættes lig detektionsgrænsen.

	Jernindhold i spåner (%)	Andre metaller, målt (%)	Rest ⁽²⁾ (%)	I alt ⁽³⁾ (%)
Prøve A	92,0	0,25	7,7	100,0
Prøve B	95,0	0,40	4,6	100,0
Middel-værdi (%)	93,5	0,33	6,2	100,0

Tabel 4: Jernindhold i jernspåner fra 2 forskellige leverancer. (2) Rest, defineret som differencen mellem 100% og summen af jernindhold og de metaller, der i øvrigt er analyseret. (3) Resultatet er afrundet til 1 decimal.

Der er på 2 stikprøver af jernspåner foretaget måling af specifik overflade.

Resultaterne er præsenteret i tabel 5.

Analyserne er udført af Institut for Kemiteknik, Danmarks Tekniske Universitet, Lyngby (v/Anker Jensen).

Ved målingen er benyttet metoden: DIN 66 131 - "Bestimmung der spezifischen Oberfläche von Feststoffen durch Gasadsorption nach Brunauer, Emmett und Teller (BET)".

Der er på hver prøve udført overflademåling på delprøver af jernspåner, som forinden er tørret.

Prøve	Overflade (m ² /g)	Middelværdi (m ² /g)
A	0,5349	0,5072
B	0,4794	

Tabel 5: Måling af specifik overflade på jernspåner

6 Supplerende undersøgelser

6.1 Baggrund

I forbindelse med den løbende monitoring af grundvandet og grundvandsstrømningerne på affaldsdepotet Hård Krom A/S i Kolding blev der den 21. januar 2000 afholdt følgegruppemøde med deltagelse af repræsentanter fra Miljøstyrelsen, Vejle Amt og Carl Bro as.

Ved dette møde blev Carl Bro as bedt om at overveje de tekniske muligheder for at undersøge tilstrømningen til drænet bag ved den reaktive væg (med jernspåner) samt nedsivningskapaciteten i nedsivningssystemet. Et hovedformål var at vurdere, om der sker en kraftigere belastning af en begrænset del af væggen end forventet. Da disse undersøgelser var en udvidelse af det oprindelige projekt, beskrives de særskilt i dette afsnit.

Ligeledes blev det undersøgt, om grundvand, der blev udtaget i forskellige dele af selve den reaktive væg, viste forskel i indhold af chrom(VI). Baggrunden herfor er, at der som et led i det almindelige monitoringsarbejde er konstateret chrom i grundvand dels fra borerer umiddelbart nedstrøms den reaktive væg og dels fra en boring, der er placeret inde i midten af den reaktive væg.

Det var endvidere ønsket at kunne undersøge, om der gennem belægning / oxidering af jernspånerne skete en reduktion af væggens permeabilitet; sidstnævnte gennem en analyse af jernspåner udtaget fra den reaktive væg.

De supplerende undersøgelser blev udført i efteråret 2000 med undtagelse af testen af drænet på bagsiden af væggen, der blev udført i foråret 2001.

6.2 Supplerende Borerer

For at vurdere nedsivningsforholdene for de 12 sivedræn og kemiske parametre er der i forbindelse med nærværende undersøgelse udført i alt 27 nye borerer i området. Placeringen af de udførte borerer fremgår af situationsplanen i appendix 1.

Overordnet er de nye borerer placeret således:

- I hver af de 4 kortslutningsrender (3 stk. i hver)
- I den reaktive væg (6 stk.)
- På den vestlige nabogrund; dvs. nedstrøms den reaktive væg (5 stk.)
- Umiddelbart opstrøms den reaktive væg (4 stk.)

6.2.1 Borerer i kortslutningsrender

Der er udført i alt 12 nye borerer i kortslutningsrenderne. Der er udført 3 borerer pr. kortslutningsrende (benævnt PBK1A-C, PBK2A-C, PBK3A-C og PBK4A-C). Borererne er udført som 4" uforede snegleborerer og ført til

ca. 3,0 m u. t. Boringerne er afsluttet med et 2 m Ø32 mm PEH filter med 0,3 mm vandrette slidser og 1,0 m blindrør. Boringerne er gruskastet og afsluttet med bentonit i toppen.

6.2.2 Boringer i den reaktive væg

For at vurdere forskellige forhold med relation til jernspånerne blev der i den reaktive væg udført 6 boringer (benævnt GP1-GP6) ved at nedpresse et metalrør, hvori der var placeret et PVC-rør (dvs. Geoprobe®-metodik). Med denne teknik kunne der udtages en borekerne, hvorfra der blev udtaget delprøver til analyse og undersøgelse.

Boringerne er filtersat med Ø32 mm PEH filterrør i det interval, hvor der blev observeret jernspåner.

Med undtagelse af boring GP2 og GP3 blev det tilstræbt at placere boringerne midt på den reaktive vægs øst-vestlige retning.

Boring GP2 er placeret i den reaktive væg tæt ved den opstrøms side af denne, mens boring GP3 er placeret tæt på væggen nedstrøms side. Dette er sket for at belyse det forhold, at der ved den gennemførte monitoring er konstateret chrom (VI)-forurenet vand både i og umiddelbart nedstrøms den reaktive væg.

Borearbejdet blev udført af Per Aarsleff A/S.

Systembeskrivelse Geoprobe

Geoprobe®-systemet består af et hydraulisk boreværk monteret på et terrængående køretøj. Hertil hører et antal komponenter til prøvetagning af jord, grundvand og poreluft.

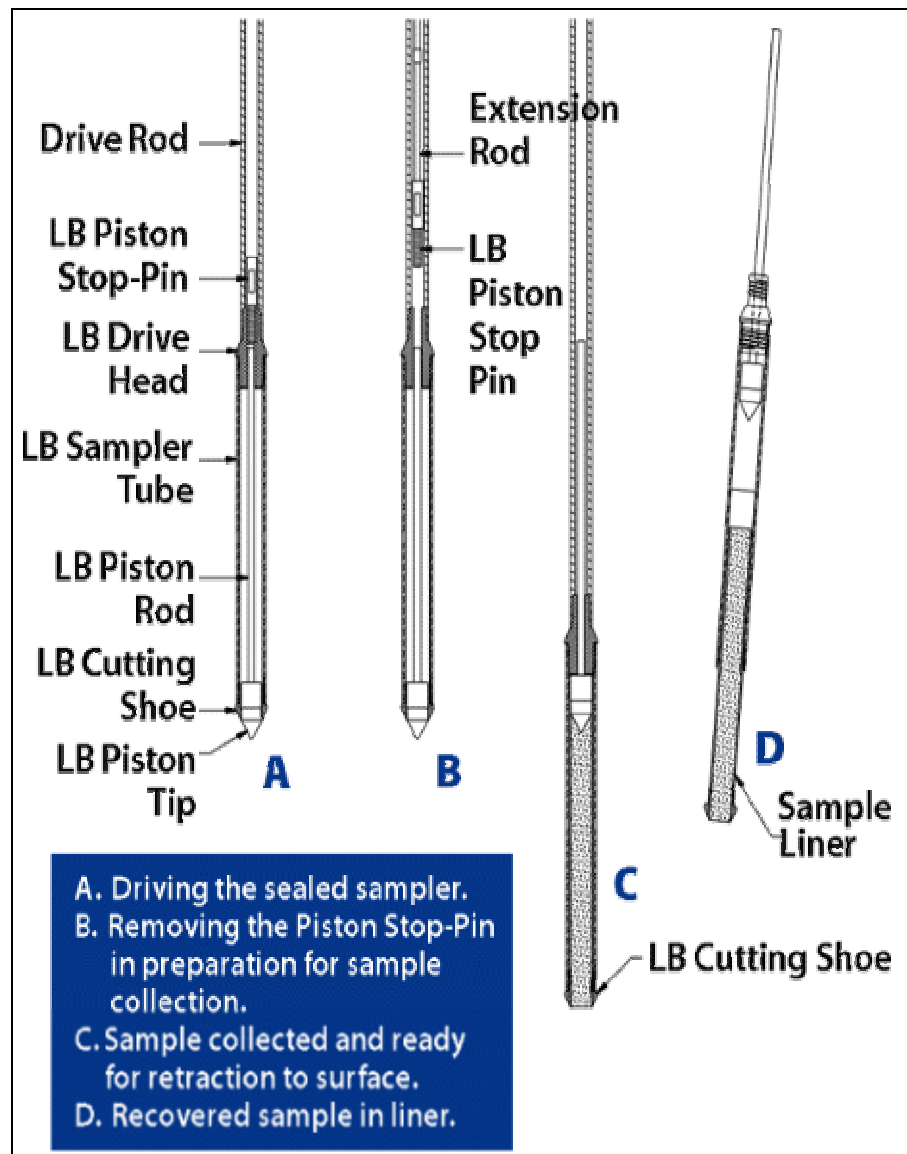
En Geoprobe®-boring udføres ved statisk nedtrykning med borevognens vægt som modvægt suppleret med et slagværk.

Udtagning af intakte jordprøver foregår ved at presse / slå et ca. 2" rustfrit stålrør, hvori der er monteret et ca. 40 mm plastrør (acryl) ned i jorden. Når den ønskede prøvetagningsdybde er opnået, løsnes spidsen af stålrøret. Herefter påbegyndes nedpresningen igen, og den løsnede stålsplids glider herefter op i plastrøret efterfulgt af jordsøjlen. I bunden af plastrøret er der monteret et kernefang, som holder materialet i plastrøret tilbage, når det optages.

Der kan udtages intaktprøver op til 1,2 meters længde. Der sker dog en vis sammenpresning af prøven alt efter materialets beskaffenhed.

Principskitse af jordprøvetager er illustreret på figur 11.

Bore Soil Sampler
OPERATION
Large Bore Soil Sampler: U.S. Patent No. 5,186,263



Figur 11: Geoprobe Samplere. Skitse kopieret fra Geoprobes hjemmeside

Fremgangsmåde på lokaliteten

Udtagning af intakte kerneprøver foregik ved at presse / slå et ca. 2" rustfrit stålrør, hvori der var monteret et ca. 40 mm plastrør (acryl) ned i jorden.

Stålrøret blev ført ned til ca. 0,5 m over den formodede overkant af jernvæggen. Herefter er spidsen på stålrøret løsnet. Derefter blev nedpresningen påbegyndt igen, og den løsne stålsnede spids gled herefter op i plastrøret efterfulgt af jordsøjlen. I bunden af plastrøret var der monteret et kernefang, som tilbageholdte materialet i plastrøret under optagning af stålrøret.

Da der - som ovenfor nævnt - kun kan udtages intaktprøver op til 1,2 m længde, måtte ovenstående procedure gentages blot med den ændring, at spidsen først blev løsnet, da dybden for den tidligere udtagning var opnået.

Udtagningen af prøver blev stoppet, når den optagede prøve viste sig at være igennem jernvæggen.

Der blev observeret en vis sammenpresning af materialet i plastrøret. Sammenpresningen var mest udtalt i toppen af væggen.

Efter udtagning af intaktprøver og fastlæggelse af dybden på jernvæggen blev der monteret en aftagelig spids på det 2" rustfrie stålrør. Røret blev herefter nedpresset til den ønskede dybde og spidsen løsnet. Efterfølgende blev der monteret et Ø32 mm PEH filterrør i stålrøret i hele væggens dybde. Fra ca. 20 cm under overkant jernvæg og til terræn er der afsluttet med PEH blindrør. Stålrøret er efterfølgende trukket op, og spidsen er efterladt i underbunden af filtret. Boringen er i toppen afproppet med bentonit.

I boring GP 1 var der problemer med at tilbageholde materialet. Dette problem blev dog løst i de efterfølgende boringer ved at ændre spidstypen på stålrøret.

På figur 12 kan de pakkede kerner ses.



Figur 12: Der blev udtaget 11 boreprøver fra forskellige positioner i den reaktive væg

Prøvetagningsintervallerne for borekernerne er anført i nedenstående tabel 6.

Boring	Udtagningsdybde for borekerner (m u. t.)	Terrænkote (DNN)	Kote borekerner top - bund (DNN)
GP1	0,80 - 1,30	44,87	44,07 - 43,57
GP2	1,50 - 2,03	45,01	43,51 - 42,98
GP2	2,50 - 3,15		42,51 - 41,86
GP3	1,60 - 2,00	44,89	43,29 - 42,89
GP3	3,00 - 3,92		41,89 - 40,97
GP4	1,80 - 2,20	45,25	43,45 - 43,05
GP4	3,00 - 3,45		42,25 - 41,80
GP5	1,80 - 2,17	44,85	43,05 - 42,68
GP5	3,00 - 3,77		41,85 - 41,08
GP6	1,00 - 1,50	44,57	43,57 - 43,07
GP6	1,50 - 2,24		43,07 - 42,33

Tabel 6: Terrænkote (DNN) for boringer i den reaktive væg, hvorfra der blev udtaget borekerner i forbindelse med indsivningstest. Koter for top og bund af de udtagne borekerner (DNN)

6.2.3 Boringer på den vestlige nabogrund

På naboejendommen umiddelbart vest for den reaktive væg er der udført 5 boringer (benævnt PB1-PB5) med henblik på at kunne udtage vandprøver og vurdere, om der kunne observeres påvirkning af grundvandsspejlet i forbindelse med drift af recirkulationsanlægget.

Disse boringer er udført som 4" uforede snegleboringer og ført til ca. 4 m u. t. Boringerne er afsluttet med et 2 m Ø32 mm PEH filter med 0,3 mm vandrette slidser og 2 m blindrør. Boringerne er gruskastet og afsluttet med bentonit i toppen.

Udtagning af vandprøver

Den 29. juni 2000 blev der som et led i det ordinære monitoringsprogram udtaget vandprøver fra boringer og pumpebrønd. Ved prøvetagningen blev der benyttet standardprocedure. Boringer blev pejlet.

Vandprøverne blev analyseret for indhold af Cr(VI), Cr(total), jern, jern(filtreret), trichlorethylen (TCE). 3 prøver blev analyseret for indhold af vinylchlorid.

Pga. manglende vand blev der ikke udtaget prøver i boringerne MK3 og MK4.

Der er endvidere udtaget og analyseret en grundvandsprøve fra hver af de 6 nye boringer i den reaktive væg (boringerne GP1-GP6). Prøverne blev udtaget med en peristaltisk pumpe monteret med silikone- og PE-slange. Den peristaltiske pumpe er valgt til prøvetagningen pga. den ringe filterdimension, som muliggør udtagning af prøver fra Ø32 mm boringer.

Boringerne i den reaktive væg er inden prøvetagning renpumpet med et mindstevolumen på 5 liter.

Resultater - kemisk analyse af grundvand

Resultatet af de udførte kemiske vandanalyser fra den ordinære monitoring fremgår af nedenstående tabel 7.

Boring	Chrom(VI) mg/l	Chrom (total) mg/l	Jern mg/l	Jern, filtr. mg/l	TCE µg/l	Vinyl- chlorid µg/l
MV1	16	15	< 0,1	< 0,1	15	< 0,1
MV2	0,011	< 0,01	< 0,1	< 0,1	4,0	
MK1	22	25	7,5	< 0,1	100	
MK2	22	20	11	< 0,1	140	
M3	0,015	0,04	1,3	0,97	0,63	
M4	15	15	< 0,1	0,11	0,39	
M5	0,041	0,25	4,5	0,88	0,66	< 0,1
M9	1,1	4,4	1,3	< 0,1	1,5	
MH1	4,4	5,5	2,8	0,19	19	
MH2	16	17	6,5	< 0,1	240	< 0,1
MH3	4,9	17	6,5	< 0,1	23	
MH4	3,9	5,7	1,3	1,4	170	
Pumpebrønd	0,013	5,7	3,2	0,25	2,6	

Tabel 7: Resultatet af analyser, der som et led i den ordinære monitoring er udført på vandprøver fra borer og pumpebrønd. Vandprøverne er udtaget den 29. juni 2000 og analyse er påbegyndt samme dag.

Det bemærkes, at enkelte af resultaterne har en koncentration af Cr(VI), der overstiger koncentrationen af Cr(total). Dette skyldes analyseusikkerhed.

Resultaterne fra den ordinære monitoring viser en høj koncentration (15 - 25 mg/l) af Cr(VI) og Cr(total) i såvel den sydlige del af den reaktive væg som i de 2 borer umiddelbart vest for kortslutningsrende <1> og <2>. Resultaterne viser, at chromet i disse borer findes som Cr(VI).

I de 4 borer (M3, M4, M5 og M9), der er placeret umiddelbart nedstrøms den reaktive væg, blev der fundet koncentrationer af chrom(total) mellem 0,04 og 15 mg/l. I de 4 nævnte borer var både Cr(VI) og Cr(total)-koncentrationen tydeligt størst i boring M4 og M9. I boring M9 var Cr(VI)-koncentrationen mindre end Cr(total).

I de samme fire borer blev der observeret TCE-koncentrationer på 0,39 - 1,5 g/l - med den højeste værdi for boring M9.

I de 4 borer, som er placeret i områder med kendte hot-spots (MH1, MH2, MH3 og MH4), blev der fundet høje koncentrationer af Cr(total): 5,5 - 17 mg/l. Med undtagelse af boring MH3 findes chrom også her væsentligst på Cr(VI)-form.

I de 3 vandprøver, som blev analyseret for indhold af vinylchlorid, blev der ikke fundet koncentrationer af vinylchlorid over detektionsgrænsen (0,1 µg/l).

Vand fra pumpebrønden indeholder en relativt høj koncentration af Cr(total), men kun en ubetydelig del heraf er Cr(VI).

Vandanalyser - prøver fra nye boringer i den reaktive væg

Resultatet af de udførte kemiske vandanalyser fremgår af nedenstående tabel 8.

Boring	Chrom(VI) (mg/l)
GP-1	< 0,01
GP-2	8,9
GP-3	0,043
GP-4	< 0,01
GP-5	< 0,01
GP-6	< 0,01

Tabel 8: Resultatet af de kemiske analyser, der er udført på vandprøver fra nye boringer i den reaktive væg. Prøverne er udtaget den 1. august 2000 og analyse er påbegyndt samme dag.

Som den eneste af de 6 prøver fra den reaktive væg viser vandprøven fra boring GP2 et højt indhold af chrom(VI): 8,9 mg/l. I de øvrige prøver blev der kun fundet Cr(VI) over detektionsgrænsen (0,01 mg/l) i prøven fra boring GP3: 0,043 mg/l.

6.2.4 Sammenfatning - kemisk analyse af grundvandsprøver ved supplerende undersøgelser

Vandprøverne fra det ordinære prøvetagningsprogram er udtaget inden iværksættelse af nedsivningstesten for de sidste 11 sivedræn. Dermed er resultaterne kun påvirket af 2 af de i alt 24 m³ rent vandværksvand, der blev tilført som et led i den del af ovennævnte undersøgelser, der er udført i efteråret 2000.

Det bemærkes i øvrigt, at der ikke har været pumpet vand fra pumpebrønden i løbet af sommeren 2000, og at grundvandsstrømningerne dermed ikke har været påvirket af infiltrationsvand fra sivedrænene i denne periode.

Resultaterne af nedsivningsundersøgelserne er i overensstemmelse med erfaringerne fra den hidtil gennemførte projektmonitoring, hvor der på bagsiden af den reaktive væg er fundet chrom og TCE. Der er tidligere målt relativt høje koncentrationer af chrom og TCE i grundvandsprøver fra boring M4 og M5. Både boringerne M4, M5 og M9 er placeret ca. 1 m nedstrøms den reaktive væg.

Det er bemærkelsesværdigt, at der i MV2 kun er målt en chrom(VI)-koncentration i en størrelsesorden svarende til analysemetodens detektionsgrænse (0,01 mg/l), mens der i boring M9 er fundet en Cr(VI)-koncentration på 1,1 mg/l. Dette forhold kan indikere, at der ved prøveudtagning fra boring M9 og MV2 oppumpes vand af forskellig type. Dette antages at være forårsaget af forhold, der er beskrevet nedenfor.

I boring M4 ses, at alt chrom findes som Cr(VI), mens der i boring M9 ses et relativt lavt forhold mellem koncentrationen af Cr(VI) og Cr(total). Dette indikerer, at der umiddelbart bag den reaktive væg (ved boring M4) synes at være grundvand, som *ikke* har været påvirket af jernspånernes reduktive effekt, mens denne effekt synes at være observeret i et vist omfang i boring M9, da der her er et procentuelt lavt indhold af Cr(VI).

Der kan dog være tale om, at forurenede grundvand fra den vestlige nabogrund er strømmet mod øst til drænet pga. tidligere oppumpning af vand fra pumpebrønden. Dette vand kan være blandet med rensede vand, som er passeret den reaktive væg.

I forhold til de høje koncentrationer af TCE og Cr(VI), som blev målt i borerne MK1 og MK2 umiddelbart vest for kortslutningsrende 1 og 2, er det dog kun i boring M4, at der ikke er sket en væsentlig reduktion af begge de nævnte parametre ved grundvandets passage af den reaktive væg.

I 2 af de 6 borer, der blev udført i den reaktive væg som et led i undersøgelsen, blev der udtaget vandprøver med koncentrationer af Cr(VI) over detektionsgrænsen. De 2 borer (GP2 og GP3) repræsenterer henholdsvis den forreste og bageste del af den reaktive væg i kort afstand fra boring MV1.

På den baggrund var det forventeligt, at der måske ville kunne måles forskel i Cr(VI)-koncentrationerne i forskellige dele af væggen. Dette var da også tilfældet i nærværende undersøgelse, idet Cr(VI)-koncentrationen i boring GP2 var en faktor 200 større end i boring GP3, der havde en koncentration (0,043 mg/l), og som lå umiddelbart over detektionsgrænsen på 0,01 mg/l.

Resultatet fra boring GP3 er i samme størrelsesorden som resultatet for borerne M5 og M3, men derimod betydeligt lavere end koncentrationen i vand fra boring M4. Det har dog ikke været muligt at måle Cr(VI) i vand fra drænet bag ved væggen, hvilket peger i retning af, at chromgennembruddet ikke er nået hele vejen igennem væggen.

Det forhold, at der er påvist begyndende gennembrud i den reaktive væg, kan skyldes flere faktorer:

- En relativ lav opholdstid i den reaktive væg pga. stor grundvands-tilstrømning
- Kraftig grundvandsforurening

Lav opholdstid i væggen

Vand fra de sydlige sivedræn når hurtigt den vestlige ende af kortslutningsrende <1> og <2>. Allerede under anlægsarbejdet - dvs. inden etablering af sivedræne - blev der på strækningen ved boring MV1 observeret stor tilstrømning af stærkt chromgult grundvand fra udgravningens østlige side i et sandlag beliggende i kote 41,97.

Under etablering af pumpebrønden i 1998 blev der konstateret meget kraftig tilstrømning af stærkt chromgult grundvand fra udgravningens sydlige side. Indstrømningen, der skete i et lag umiddelbart over gråt ler, er bl.a. dokumenteret på videooptagelser. Tilstrømningen antages at være forårsaget af grundvand fra den nærliggende kortslutningsrende <2>, der således vil kunne rumme og aflede betydelige vandmængder. Afstanden fra kortslutningsrende <2> til den dengang etablerede udgravning var ca. 2 m. Ved nærværende undersøgelse er det konstateret, at vand fra kortslutningsrende <2> hurtigt opnår hydraulisk forbindelse med boringen umiddelbart vest for renden (boring MK2).

Dette kan ligeledes medvirke til at underbygge antagelsen om, at der - i det mindste periodisk - kan forekomme en stor punktbelastning af en mindre del af væggen, idet der i de nordlige dele af depotet ikke blev observeret så stor

grundvandstilstrømning og chromkoncentration under anlægsarbejdet.

Kraftig grundvandsforurening

Som nævnt i ovenstående punkt blev der under etableringen af væggen observeret stærkt chromgult vand, der strømmede til udgravningen fra dennes østlige side - specielt ved boring MV1. Stor grundvandstilstrømning i kombination med høje koncentrationer på en mindre del af den reaktive væg kan medføre, at disse dele af væggen udsættes for en så høj belastning, at resultatet bliver en dårlig rensning.

Under anlægsarbejdet blev forurenede grundvand pumpet op i et gravet bassin i arealets sydlige ende. Dette har medført yderligere tilførsel og udvaskning af forureningskomponenter på denne del af depotet.

Det kan ikke umiddelbart forklares, hvorfor denne korrosion kun er observeret i en lille del af væggen (boring GP2) ved nærværende undersøgelse, idet de udtagne prøver af jernspåner synes at repræsentere sammenlignelige forhold. Prøverne, der viser tegn på rustdannelse, er udtaget i dybdeintervallet 1,50 - 2,05 og 2,50 - 3,15 m u. t. svarende til kote 43,51 - 42,98 og 42,51 - 41,86. Da der kun er tale om mindre rustangreb, kan disse måske skyldes dårlig opbevaring og håndtering af jernprøven inden mikroskopiundersøgelsen.

6.2.5 Resultater - kemisk analyse af jernspåner

Fra de udtagne borekerner med jernspåner (boring GP1-GP6) blev der udtaget delprøver til kemiske analyser. Boringernes placering er fremgår af appendix 1.

De kemiske analyser blev udført af A/S AnalyCen, Fredericia.

Fra 4 af de 6 boringer blev der udtaget 4 prøver af jernspåner, der blev analyseret for indhold af følgende parametre: Cadmium, chrom(total), chrom(VI), kobber, nikkel, bly, zink, jern og tørstof.

Hver prøve af jernspåner er en blandingsprøve, som repræsenterer et vertikalt profil på 4-20 cm.

Der blev endvidere målt pH på prøverne. pH-måling blev udført, efter at jernspåner fra prøvebeholderen var overført til en beholder med calciumchlorid.

Jernspånerne er ikke afskyllet inden kemisk analyse. Analyseresultaterne fremgår af nedenstående tabel 9.

Parameter	Boring GP2	Boring GP3	Boring GP5	Boring GP6	Middelværdi (mg/kg TS)
Udtagn. dybde (DNN)	42,51 - 42,31	42,79 - 42,64	43,05 - 42,68	42,37 - 42,33	
Chrom (mg/kg TS)	970	1200	340	1700	1053
Chrom(VI) (mg/kg TS)	< 0,2	0,23	< 0,2	2,0	1,1*
Nikkel (mg/kg TS)	510	530	220	22000	420**
Cadmium (mg/kg TS)	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Kobber (mg/kg TS)	810	2200	910	3000	1730
Bly (mg/kg TS)	38	30	36	39	36
Zink (mg/kg TS)	7,7	6,3	6,0	44	16
Jern (mg/kg TS)	1000000	860000	960000	870000	920000
Tørstof (mg/kg VV)	932000	893000	918000	910000	913000
pH	9,2	9,3	7,9	9,0	-

Tabel 9: Resultater af analyser, der er udført på jernspåner fra borekerner udtaget i den reaktive væg. Analyse er påbegyndt den 31. juli 2000.

Noter:

* angiver middelværdi af resultater over detektionsgrænsen

** angiver middelværdi uden resultat af GP6

Under optagning af kerneprøven for boring GP1 (0,8 - 1,8 m u. t.) blev jernspåner i søjlens nederste meter tabt. Boringen dækker dermed ikke (som det ellers var angivet på PVC-cylinderen i borekernen) dybdeintervallet 0,8 - 1,8 m u. t., men derimod kun 0,8 - ca. 1,3 m u. t.

Diskussion - kemisk analyse af jernspåner

Spåneres jernindhold (92%) er i samme størrelsesorden som de værdier, der blev fundet ved analyse af småer umiddelbart efter etableringen af den reaktive væg /3/ - nemlig i gennemsnit ca. 94%.

Analyserne er udført på jernspåner med et relativt lavt tørstofindhold - gennemsnitligt 91,3%.

De udførte analyser indikerer, at der generelt ikke er forskel på de metalkoncentrationer, der er fundet ved henholdsvis nærværende og en tidligere undersøgelse /3/. I enkelte prøver er der dog fundet forhøjede værdier af Cr(VI), nikkel og kobber. Dette forhold antages at være forårsaget af udfældninger og / eller væske på småernes overflade.

6.2.6 Resultater - mikroskopiundersøgelse af jernspåner

De udtagne kerneprøver blev endvidere mikroskopiundersøgt som tidligere gennemført ved starten af projektet. Dette blev gennemført for at vurdere eventuel korrosion af jernpartiklerne. Undersøgelsen blev gennemført af Carl Bro as.

I nedenstående figur 13 ses et foto af småerne fra væggen efter 2 års ophold under grundvandsspejlet.

Resumé af laboratorierapportens bemærkninger til de enkelte prøver er gengivet i nedenstående tabel 10.



Figur 13: Foto af jernspåner boring GP3 1,6-2,25 m under terræn

Boring	Kernedybde (m u. t.)	Kernedybde (DNN)	GVS (DNN)	Rust- dannelse: vurdering
GP1	0,80 - 1,30	44,07 - 43,57	42,60 - 42,55	Generel korrosion
GP2	1,50 - 2,03	43,51 - 42,98	42,61 - 42,54	Enkelte, små steder
GP2	2,50 - 3,15	42,51 - 41,86		Enkelte, små steder
GP3	1,60 - 2,25	43,29 - 42,64	42,60 - 42,54	Ingen korrosion
GP3	3,00 - 3,92	41,89 - 40,97		Ingen korrosion
GP4	1,80 - 2,20	43,45 - 43,05	42,61 - 42,55	Ingen korrosion
GP4	3,00 - 3,45	42,25 - 41,80		Ingen korrosion
GP5	1,80 - 2,17	43,05 - 42,68	42,59 - 42,53	Ingen korrosion
GP5	3,00 - 3,77	41,85 - 41,08		Ingen korrosion
GP6	1,00 - 1,50	43,57 - 43,07	42,60 - 42,54	Ingen korrosion
GP6	1,50 - 2,24	43,07 - 42,33		Ingen korrosion

Tabel 10: Vurdering af rustdannelse (korrosion) baseret på mikroskopiundersøgelse af jernspåner fra den reaktive væg

Diskussion - mikroskopiundersøgelse af jernspåner

Som det fremgår, er der kun i 3 af de 11 undersøgte prøver konstateret tegn på forekomst af korrosion (rust) på jernspånerne. Af disse 3 prøver er det kun i en enkelt (boring GP1, dybde 0,8 - ca. 1,3 m u. t.) der er observeret tegn på generel forekomst af rust. I de 2 øvrige (boring GP2, dybde 1,5 - 2,05 m u. t. og 2,50 - 3,15 m u. t.) er der udelukkende tale om enkelte, små korrosionsangreb i gruberne på spånernes overflade.

Den undersøgte prøve fra boring GP1 repræsenterer jernspåner fra et dybde-interval, der med de nuværende grundvandsforhold ligger over grundvandsspejlet i længere perioder. Denne tørlægning medfører en risiko for, at jernspånerne ruster pga. ilttilførsel. Den observerede korrosion var derfor forventet.

I perioden januar til december 1999 lå grundvandsspejlet (GVS) for monitoringsboring MV1 mellem kote 43,22 og 42,50 med en faldende tendens. I perioden ultimo juni til primo august 2000 lå samme GVS i kote 42,58 - 42,53.

I perioden januar til december 1999 lå GVS for monitoringsboring MV2 mellem kote 43,96 - 42,50 med en faldende tendens. I perioden ultimo juni til primo august 2000 lå samme GVS i kote 42,61 - 42,54.

Borekernen fra den øverste del af boring GP2 repræsenterer dermed spåner, der i sommeren 2000 har ligget over GVS - og det er faktisk bemærkelsesværdigt, at rustdannelsen ikke er mere markant.

De observerede forekomster af rust på jernspånerne synes på nuværende tidspunkt ikke at have et sådant omfang, at væggenes permeabilitetsforhold er påvirket. Hvis der i længere perioder forekommer lavt GVS, kan væggenes permeabilitet blive ændret i en sådan grad, at renseeffektiviteten reduceres pga. lavere opholdstid og / eller dårligere kontakt mellem grundvand og jern.

6.3 Test af nedsivningsforhold for de 12 sivedræn

Nedsivningstesten er udført på samtlige 12 sivedræn (se appendix 1 for placering af sivedræn, fordelerbrønde og inspektionsbrønde). Testen er udført ca. 18 måneder efter etablering af jernvæggen.

Sivedræn <1> til <6> forbinder fordelerbrønd <1> (i det følgende benævnt BRØND1) og inspektionsbrønd <2> (BRØND2), mens sivedræn <7> til <12> forbinder fordelerbrønd <3> (i det følgende benævnt BRØND3) og inspektionsbrønd <4> (BRØND4). Sivedræn vil i det følgende blive omtalt som dræn.

Nedsivningstesten af det enkelte dræn er udført ved at pejle samtlige borer, der indgår i pejleprogrammet. Alle pejlinger er udført med håndpejlere.

Derpå afproppes samtlige dræn på nær det, der skal testes. Efterfølgende fyldes 1 m³ vand i henholdsvis den fordelerbrønd og den inspektionsbrønd, der er forbundet til det testede dræn. Ved test af dræn <1> til <6> er der altså fyldt vand i BRØND1 og BRØND2, mens der ved test af dræn <7> til <12> er fyldt vand i BRØND3 og BRØND4.

Hvert dræn har dermed fået tilført 2 m³ vand - og i alt er der derfor tilført 24 m³ vand som et led i undersøgelsen. Der er benyttet vand fra en brandhane, idet der var lavt grundvandsspejl på depotet. Eventuel oppumpning af vand fra pumpebrønden kunne medføre risiko for blotlægning af jernspåner på dele af den reaktive væg.

Vandet blev tilledt fordeler- og inspektionsbrønde fra en 1 m³ palletank, som var opstillet umiddelbart oven for den enkelte brønd. Vandet blev tilført i løbet af 10 minutter, hvorpå der påbegyndtes vandstandspejlinger i inspektionsbrønden og relevante borer. Denne procedure blev gentaget for hvert dræn.

Der blev tilledt 2 m³ postevand pr. test, fordi der under normal drift af anlægget oppumpes 1-2 m³ forurenet vand ved hver pumpecyklus. Tilførsel af en større vandmængde vil kunne påvirke efterfølgende test gennem længere tid. Tilførsel af en mindre vandmængde medfører risiko for, at der ikke vil kunne registreres ændringer i grundvandsspejlet.

6.3.1 Resultater af test af nedsivningsforhold

I det nedenstående benyttes følgende terminologi (eksempler, se appendix 1):

MK1:	Moniteringsboring for Kortslutningsrende 1
PBK1A:	PejleBoring i Kortslutningsrende 1
GP1:	GeoProbe-boring 1
MH1:	Moniteringsboring for Hot-spot 1
M1:	Moniteringsboring 1
MV1:	Moniteringsboring i reaktiv Væg 1
PB1:	PejleBoring 1
BRØND2:	InspektionsBRØND 2
GVS:	Grundvandsspejl
Respons:	Registreret ændring i GVS i testperioden
Responstid:	Det første pejletidspunkt, hvor der er registreret respons i en boring

Antallet af borer med respons ved test af de enkelte dræn er sammenstillet i nedenstående tabel 11.

Antal borer med respons (stk.)	Sivedræn (nr.)
10	3, 4, 6, 8
9	5
7	2, 9
6	1, 7, 10, 11, 12

Tabel 11: Antal borer med respons ved test af de enkelte sivedræn

Det overordnede billede af nedsivningen fra de 12 sivedræn er, at der er registreret respons i en eller flere kortslutningsrender.

Generelt er der målt størst respons i den vestlige og midterste del af kortslutningsrenderne.

Kun 2 dræn - <10> og <12> - gav ikke respons i de borer, der er placeret umiddelbart vest for de 4 kortslutningsrender (boring MK1, MK2, MK3 og MK4).

I boring MK4 blev der kun fundet respons ved test af dræn <8> og <11>, selvom der blev målt respons i selve kortslutningsrenden. Dette må antages at være en indikation af, at kortslutningsrende <4> er placeret en del dybere end de øvrige, og at kortslutningsrendens nedre del er placeret i ler. Med det aktuelle, relativt lave grundvandspejl skulle vandet sive gennem ler, inden det nåede boring MK4, og pga. den lave permeabilitet kan responset blive forsinket.

Antagelsen om, at grundvandsmængden på depotets nordlige del er af mindre omfang, underbygges af observationer fra det ordinære monitoringsarbejde: På depotet var det i anlæggets pumpefase flere gange observeret, at vand strømmede til begge de 2 østlige inspektionsbrønde; dvs. BRØND2 og BRØND4. I perioder med stor nedbør er det dog konstateret, at der i længere perioder "permanent" står vand i BRØND2. Dette er aldrig observeret i BRØND4.

Under de udførte test blev der dog ikke observeret større forskel i den hastighed, hvormed BRØND2 og BRØND4 blev tømt for vand. Dette kan skyldes det forhold, at GVS var lavt på testtidspunktet.

I det nordlige dræn er der generelt respons i færre borer end i den sydlige ende, ligesom også den "gennemsnitlige" responstid synes at være langsommere i de nordlige end i de sydlige dræn.

Dræn <2>, <3>, <4> og <6> havde generelt den hurtigste responstid i alle borer under testen.

6.3.2 Test af flow og forureningsbelastning nedstrøms dræn

Testen af drænets virkningsgrad er gennemført således: Ved den enkelte drænstrengs indløb i samlebrønden blev der opstillet en måleoverfaldskasse forsynet med passende trekantoverfald. Kassen blev forbundet til drænrør med et adapterstykke. Vandstand ved måleoverfald blev målt med kapacitiv føler.

Med baggrund i den gennemførte flowtest af drænet bag ved væggen blev følgende indstrømningsmønster beregnet:

- Dræn Nord: 2,2 m³ 14% af det samlede flow for perioden
- Dræn Syd: 13,8 m³ 86% af det samlede flow for perioden
- Samlet flow 16,0 m³

Den procentvise fordeling af flow på de enkelte dræn svarer til de visuelle observationer under perioden. Der er under perioden observeret en større afstrømning fra det sydlige dræn end det nordlige. Der er ligeledes god sammenhæng til de øvrige observationer i forbindelse med monitoringen.

Der er udtaget vandprøver til kemisk analyse. Resultaterne for Cr(VI) og TCE er angivet i nedenstående tabel 12.

	Cr(VI) mg/l	TCE ug/l
Dræn Syd	<0,01	0,27
Dræn Nord	<0,01	0,57

Tabel 12: Analyseresultater for Cr(VI) og TCE fra opsamlingsdræn.

Det har således ikke været muligt at måle chrom i testen, mens TCE-indholdet i vandprøven fra den nordlige del af drænet er højere end den sydlige. Omregnet i forhold til det observerede flow i testperioden er stofbelastningen, udtrykt ved TCE, højest i det sydlige dræn som forventet.

6.4 Sammenfatning supplerende undersøgelser

Ved test af de 12 sivedræn er det konstateret, at alle sivedræn har hydraulisk forbindelse til mindst en kortslutningsrende. Generelt synes de sydligste dræn at have den hurtigste hydrauliske forbindelse til de etablerede borer og kortslutningsrender. Dette var mest markant for sivedræn <2>, <3>, <4> og <6>.

Ved undersøgelsen viste kun 2 sivedræn hydraulisk kontakt med boring MK4, der er placeret umiddelbart vest for kortslutningsrende <4>. Dette antages at være forårsaget af et (lavpermeabelt) lerlag i den nedre del af kortslutningsrende <4>.

Områder på depotet med kendte hot-spot synes også at blive infiltreret af vand fra sivedrænene.

De supplerende undersøgelser bestyrker formodningen om, at der i den sydlige er forbrugt en relativ større del af væggens reduktionskapacitet - formodentlig forårsaget af stor belastning på en mindre del af væggen.

Ved monitorering af vandspejl i borerne på nabogrunden har det ikke været muligt at konstatere udsving, som kunne tilskrives drift af recirkulationsanlægget.

Der er ved undersøgelse af jernspåner fra forskellige dele af den reaktive væg fundet lettere rustdannelse på overfladen af jernspånerne fra 2 dybder i en borekerne fra et område af den sydlige del af væggen, hvor der ved tidligere monitorering er fundet Cr(VI) i borer nedstrøms væggen. Prøven fra den højst beliggende del af væggen repræsenterer dog små, der i længere perioder har ligget over grundvandsspejlet.

Med undtagelse af en prøve af jernspåner fra den allerøverste del af den reaktive vægs sydlige ende blev der i øvrigt ikke fundet tegn på korrosion på små fra andre dele af væggen.

Det er ikke sandsynligt, at den observerede rustdannelse påvirker væggens renseeffektivitet på nuværende tidspunkt.

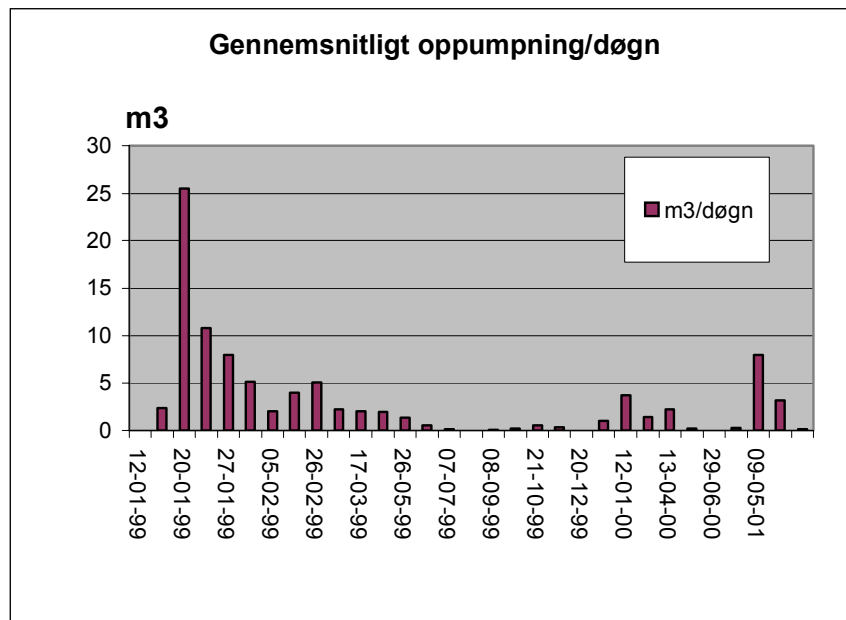
7 Monitering og drift

7.1 Drift af anlægget

Den enkle installation med en niveaustyret oppumpning har bevirket et reduceret driftstilsyn. Efter indkøringsfasen er anlægget kun eftersat og reguleret i forbindelse med vandprøvetagningen.

Målerstand er aflæst og noteret i forbindelse med driftstilsynet. Reguleringerne har primært bestået i hævnig / sænkning af følerniveauet for den niveaustyrede pumpe for at undgå nedpumpning af grundvandsspejlet i væggen. I perioder (om sommeren) har dette betydet, at recirkulationen ikke har været aktiv.

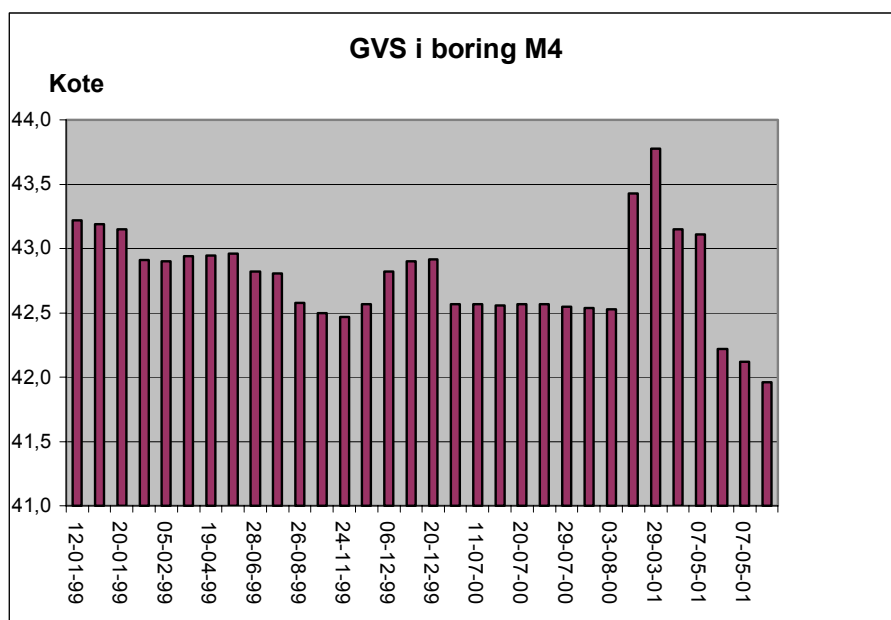
I nedenstående figur 14 er den gennemsnitlige oppumpning/døgn illustreret.



Figur 14: Gennemsnitlig oppumpning/døgn beregnet ud fra aflæsninger af vandmålerne i driftperioden

Den totale gennemsnitlige oppumpning over hele perioden er ca. 3 m³/døgn. Ses der bort fra den særligt høje oppumpning i perioden omkring den 20. januar 1999 (entreprenøren valgte at gennemskylle systemet) er den reelle gennemsnitlige oppumpning/døgn beregnet over hele perioden til ca. 2 m³/døgn.

Der har været lange perioder, hvor recirkulationssystemet slet ikke har kørt. Dette har skyldes meget store variationer i vandspejlet i det terrænnære magasin. Variationerne er illustreret i nedenstående figur 15, som viser det observerede vandspejl i boring M4 under hele monitoringsperioden.



Figur 15: Observeret vandspejl i boring M4 for hele monitoringsperioden. Boring M4 betragtes som repræsentativ for det terrænnære magasin.

Figur 15 viser tydeligt, at vandspejlet i det terrænnære magasin svinger op til 1 m afhængig af årstid og nedbørsforhold. Sammenlignes de to figurer, ses det, at specielt i sommerperioderne har forholdene været således, at oppumpningen er standset grundet niveaustyringen. Dette er naturligvis sket for at undgå risiko for tørlægning af væggen.

7.2 Monitoringsprogram

Som en integreret del af projektet er der udført monitoring af grundvandets indhold af miljøfremmede stoffer, primært chrom og TCE.

Det overordnede formål med monitoringen var (som fastlagt ved skitseprojekteringen) at beskrive:

1. Opnås den ønskede renseeffekt
2. Sker der forureningsgennembrud
3. Undslipper forureningen den reaktive væg, f.eks. uden om eller oven over

Udgangspunktet for boringsplaceringen var derfor:

- Opstrøms den reaktive væg
- Inden for den reaktive zone i væggen
- Umiddelbart nedstrøms væggen
- For hver ende af væggen
- Under væggen
- Eventuelt over den reaktive zone

De udvalgte monitoringsparametre var følgende:

- TCE og vinylchlorid
- Total chrom, Cr(VI) og Cr(III)

samt

- Vandspejlsvariationer
- Opløst ilt
- Udfældning på det reaktive materiale
- Jernforbindelser
- Eh og pH

Ved skitseprojekteringen var udgangspunktet, at monitoringen skulle foregå over 2 år med månedlige prøvetagninger.

Endvidere er der udtaget prøver til analyse for uorganiske parametre. I forbindelse med prøveudtagningen måles der ilt- og redoxforhold *on-line* på det oppumpede grundvand.

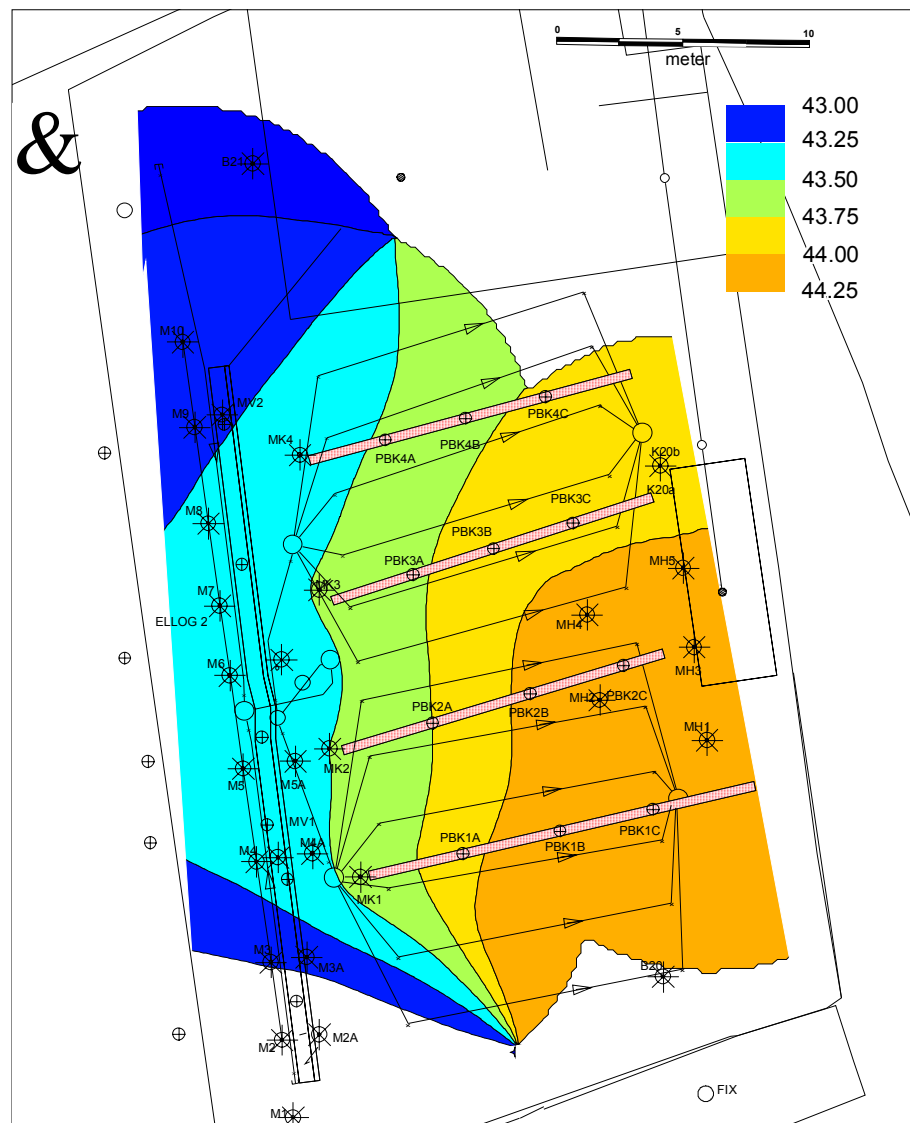
Der er foretaget pejling af samtlige boringer ved hver prøvetagningsrunde.

7.2.1 Grundvandsstrømning

Den hydrauliske kontrol, der udføres i forbindelse med oppumpningen, har til formål at fastholde vandets strømning ind mod væggen uden at forstyrre den naturlige afstrømning alt for meget. På baggrund af de foretagne pejlinger er der optegnet 3 potentiale kort som vist i nedenstående figurer.

De viste perioder er december 1998 (før start af oppumpningen), maj 1999 (efter ca. 3 mdr. oppumpning) samt maj 2001, hvor der ikke er foretaget oppumpning i ca. 6 måneder.

Kortet fra december måned 1998 viser tydeligt, at afstrømningen kan ske forbi væggen både syd og nord om. På kortet i fig. 17 fra maj måned 1999 (der viser situationen efter opstart af oppumpning) ses det imidlertid, at den hydrauliske kontrol virker, og at langt hovedparten af afstrømningen sker gennem væggen.



Figur 16: Potentialebillede december 1998

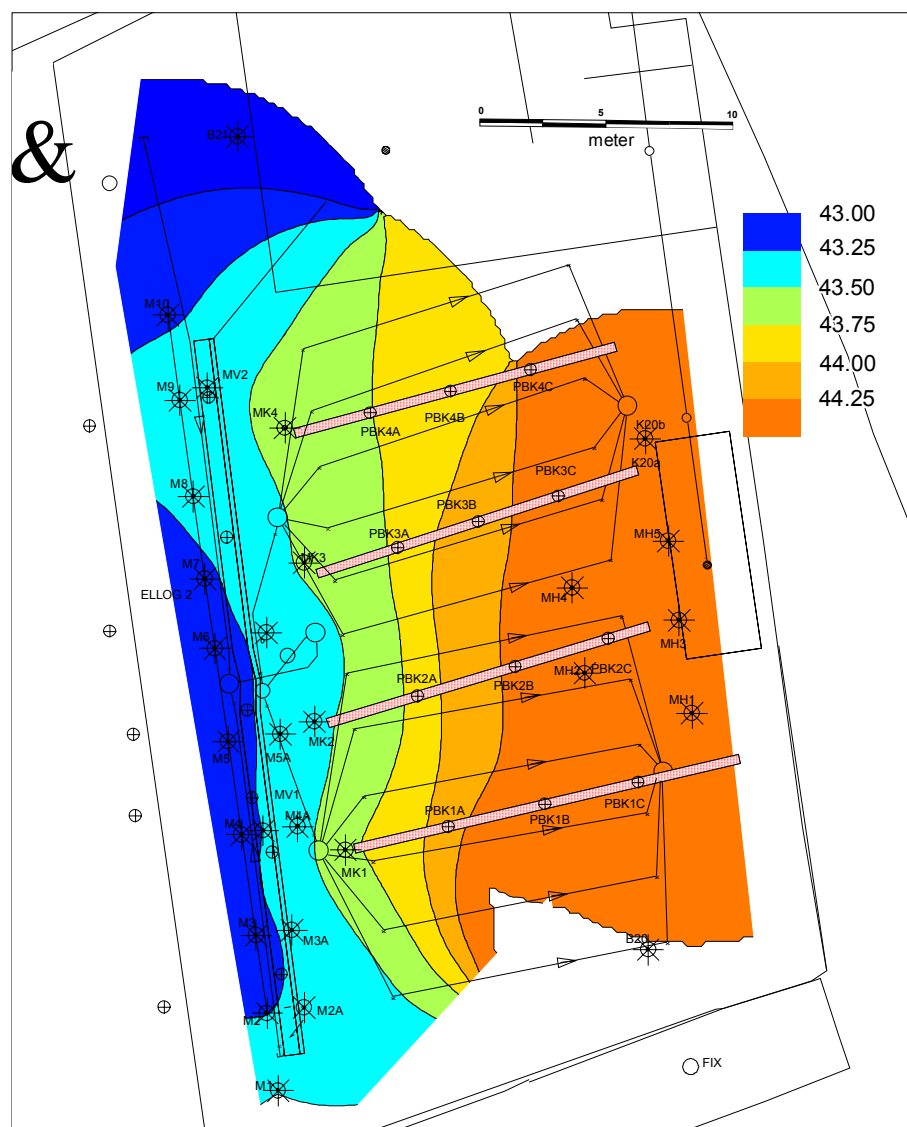
Det fremgår af figuren, at det er lykkedes at fastholde gradienten ind mod væggen, og at det er lykkedes at ændre strømningsbilledet markant. Selvom potentialebilledet antyder, at der i den nordlige del kan ske strømning nord om væggen, er der i dette område nedgravet en betonitvæg, som forhindrer dette.

Det er dog i denne del af området, at der ikke er hydraulisk sammenhæng i det øvre grundvandsmagasin, og koncentrationerne af TCE og Cr(VI) i grundvandet er herudover meget mindre, når der sammenlignes med den sydlige del af området, hvor der formodentligt er et mere sammenhængende grundvandsmagasin.

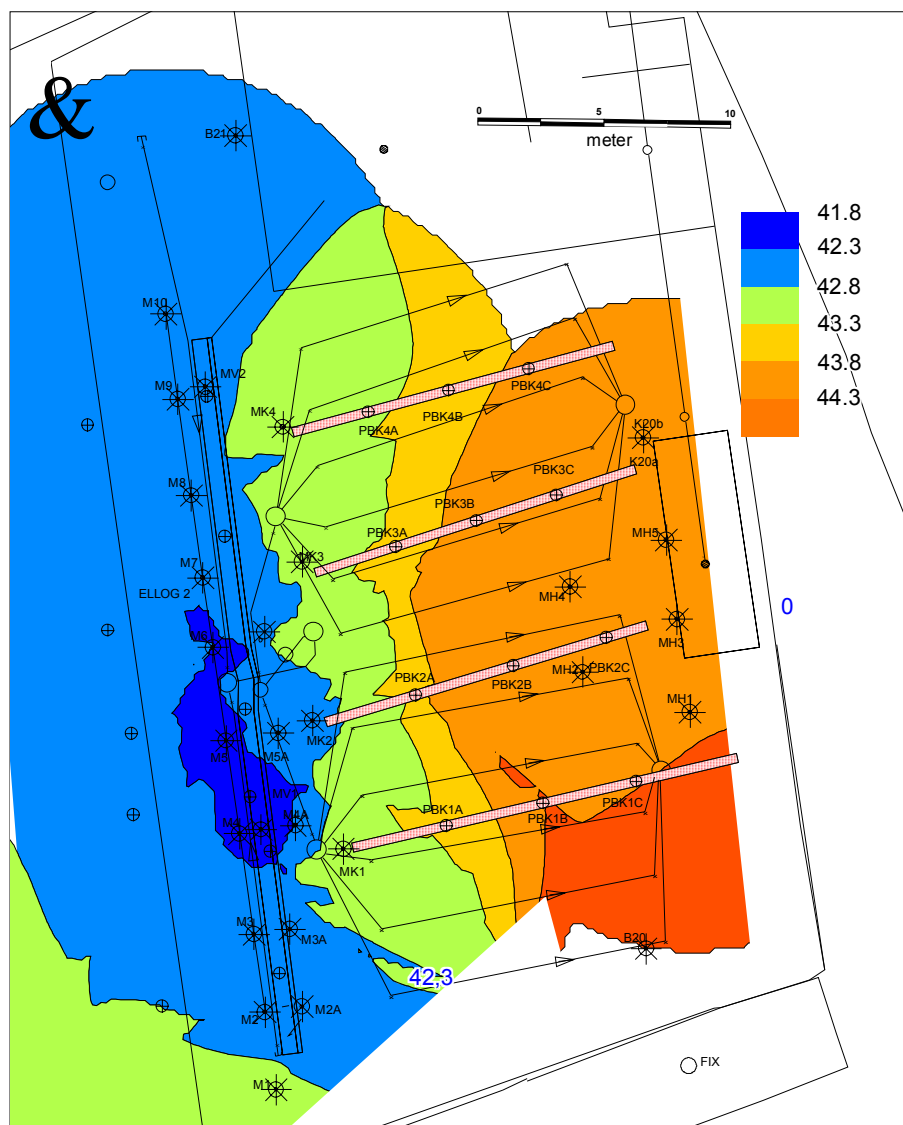
I figur 18 er vist et potentialebillede optegnet på baggrund af pejledata fra maj måned 2001. Der er på daværende tidspunkt ikke foretaget oppumpning i mere end 6 måneder, altså skulle billedet kunne sammenlignes med figur 17.

Ved optegning af figur 18 er pejledata fra de nye boringer i og omkring væggen medtaget. Hvis der tages højde for støj i randen af billedet, ses det, at afstrømningsbilledet er meget lig med forholdene før iværksættelse af oppumpningen. Der er dog en meget stor gradient hen over væggen, hvilket kan skyldes, at retablering af vandspejlet i væggen går meget langsomt.

Potentialebilledet omkring væggen antyder, at der i den sydlige del godt kan ske en vandbevægelse langs væggen på dele af denne. Dette forhold kan dog ikke kvantificeres nærmere på dette grundlag.



Figur 17: Potentialebillede fra maj 1999



Figur 18: Potentialebillede maj 2001

7.2.2 Sammenfatning om grundvandsstrømning

Moniteringen af grundvandsspejlet viser, at pumpning på drænet har den ønskede effekt. Det er muligt at ændre grundvandsstrømningen ind mod væggen, hvilket generelt har haft en positiv virkning på oprensningseffekten.

De lokalhydrogeologiske forhold er imidlertid så komplicerede, at oppumpningen har været standset over længere perioder som følge af fald i grundvandsstanden. Herved sker en retablering af strømningsmønstret svarende nogenlunde til forholdene før oppumpning blev iværksat.

Det kan ikke afvises, at den 'naturlige' strømning betinger en langsgående strømningskomponent langs væggen. Hvis dette forhold skyldes tab af hydraulisk ledningsevne i og tæt ved den sydlige del af væggen, har det den positive effekt, at belastningen af væggen flyttes mod nord, hvor der formodentligt er større jernkapacitet i væggen.

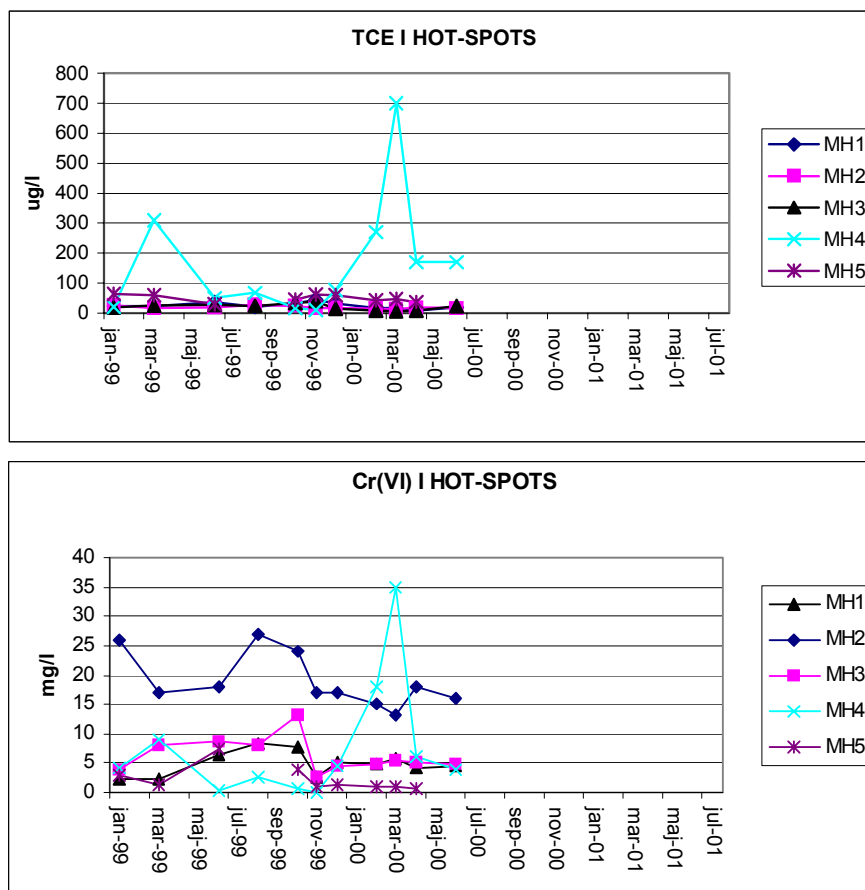
Mens oppumpningen har stået på, kan det ikke afvises, at pumpningen har ændret gennemstrømningshastigheden i væggen lokalt. Dette har en negativ effekt på nedbrydningen af forureningskomponenterne, der er afhængig af opholdstiden.

7.3 Grundvandskemi

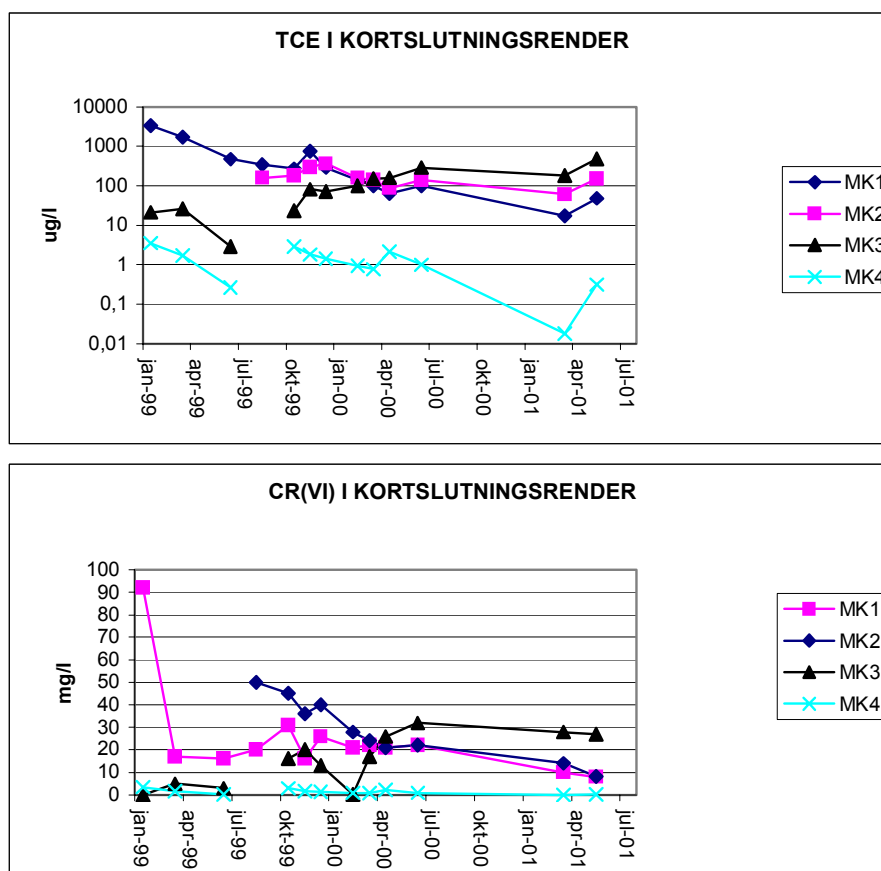
7.3.1 TCE og Cr(VI)

Som beskrevet i afsnit 6 er der sket en udvidelse af projektet, som har bevirket en ændring i prøvetagningshyppighed og antal prøvetagne borer. Således har fokus i 2001 været på monitorering af forholdene tæt på væggen. Monitorering er foregået i perioden januar 1999 til maj 2001.

For overskuelighedens skyld illustreres resultaterne fra monitoreringen i en række plots, hvor borer henholdsvis i hot-spot område, ved kortslutningsrender, i væggen samt bag væggen er grupperet. Der vises kun plots for indhold af TCE og Cr(VI) og kun for borer, hvor der er tidsserier med mere end 4 målinger. I nedenstående figurer 19-22 er resultaterne vist.



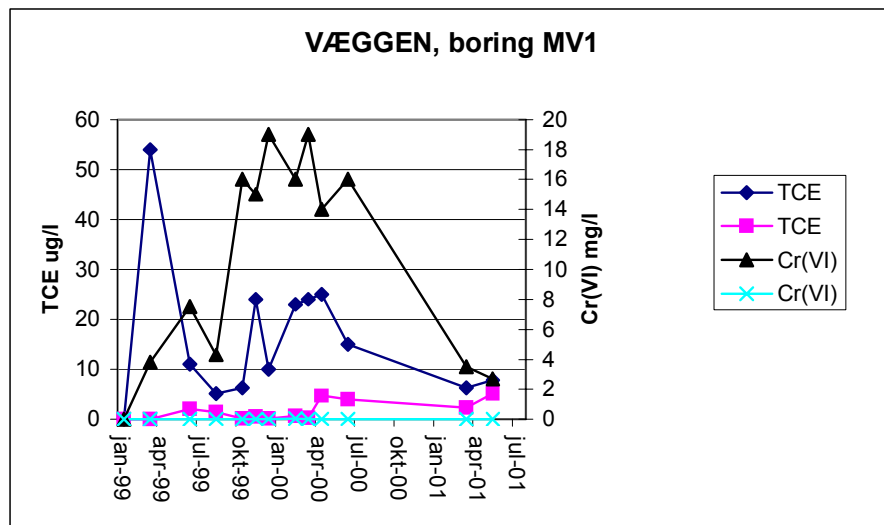
Figur 19: Analyseresultater for hot-spots



Figur 20: Analyseresultater kortslutningsrender

Generelt ser det ud til, at der er en faldende tendens i koncentrationerne såvel for Cr(VI) som for TCE i hot-spot området (beskrevet ved H- og MK-boringerne). Tendenserne er dog langt fra entydige. F.eks. viser MK3 en stigning i koncentrationen af Cr(VI) siden opstart af anlægget frem til det sidste år af monitoringsperioden, hvor koncentrationen er stabil omkring ca. 30 mg/l. Det vurderes dog også, at med de slutkoncentrationer, der er påvist i hot-spot, er der formodentlig stadig en forholdsvis stor kilde af specielt Cr(VI) tilbage i hot-spot.

Variationen i koncentration inden for den enkelte boring afspejler formodentlig variationer i nedbør og dermed recirkulationsmængderne; relativt større nedsivning giver større udvaskning, men samtidig kan ændringer i vandspejlsniveau også lokalt medføre direkte kontakt til forurene jordlag i den temporært umættede zone. Det kan derfor forventes, at der efter perioder med megen nedbør (og dermed relativt større recirkulation) vil ske en stigning i mængden af specielt Cr(VI) i grundvandet, men sammenstillet oppumpede mængder vand med analyseresultaterne, er der dog ingen sammenhæng i variationerne. Det skal dog også tilføjes, at selvom forøget nedsivning vurderes at forøge mængden af opløst Cr(VI), behøver dette ikke entydigt at give en større koncentration pga. fortynding.



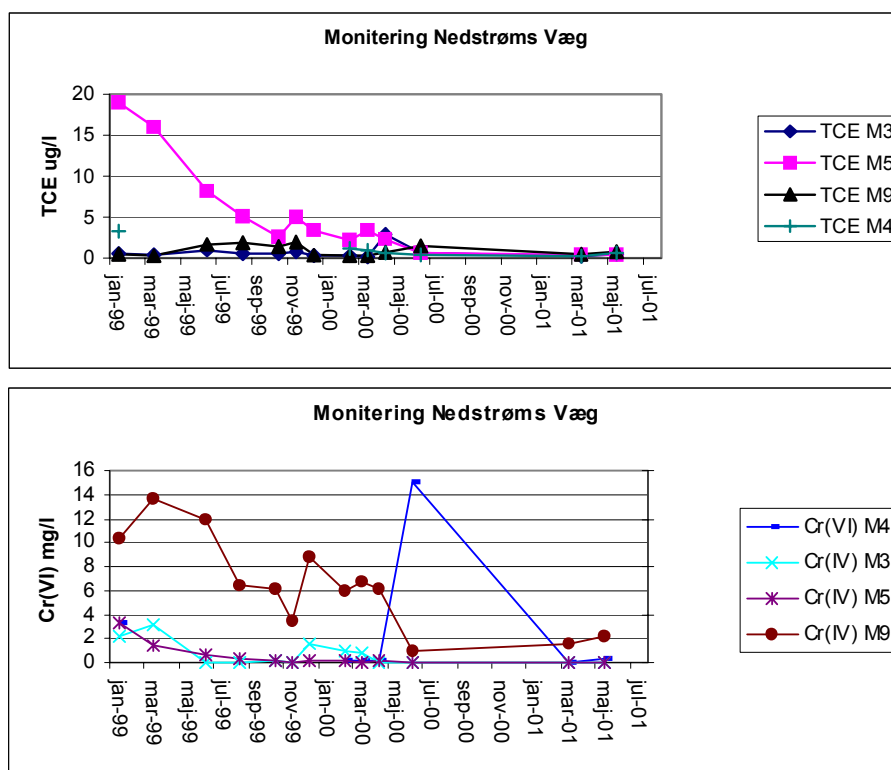
Figur 21: Analyseresultater reaktiv væg (Cr(VI) i mg/l)

Resultaterne fra monitoringen i væggen viser, at der er konstateret såvel TCE som Cr(VI) i boring MV1, der står i den sydlige ende af væggen. Dette er overraskende, idet der jo ikke burde være forureningskomponenter i det vand, der står i væggen.

Resultaterne omkring marts måned 1999 skyldes formodentligt, at pumpningen på drænet har været for stor; derved øges grundvandshastigheden gennem væggen, og denne er afgørende for nedbrydningen af såvel TCE som Cr(VI).

Fra august måned 1999 og frem til maj måned 2000 er der en stigende tendens i indholdet af Cr(VI), hvilket kan skyldes, at der er begyndende gennembrud af Cr(VI) i væggen (se senere).

Efterfølgende er niveauet reduceret, hvilket kan skyldes, at mængderne af forurenat vand, der passerer væggen, er reduceret som følge af reduktion i oppumpningen, eller at kildestyrken i hot-spot området er reduceret.



Figur 22: Analyseresultater, nedstrøms væggen

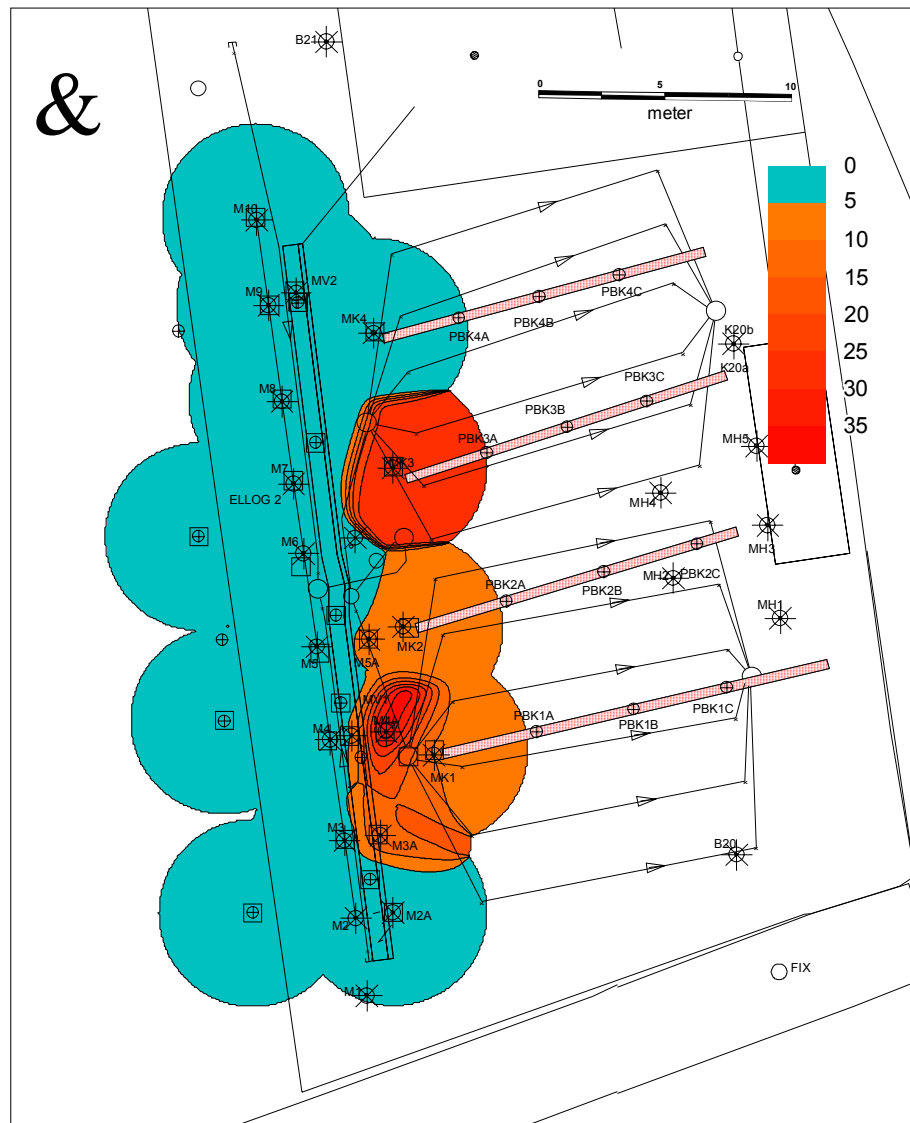
Moniteringen umiddelbart nedstrøms væggen viser generelt en faldende tendens henover perioden. Dette skyldes formodentligt, at den del af fanen, der er passeret før væggens etablering, pumpes tilbage i drænet bag ved væggen.

Boring M9 skiller sig dog ud fra de øvrige boringer. Boringen har et væsentlig højere indhold af Cr(VI) end de øvrige monitoringsboringer nedstrøms væggen. Indtil maj måned 2000 er der et generelt fald i koncentrationsniveauet for M9. I slutningen af monitoringsperioden er der en tendens til en svag stigning i koncentrationsniveauet, som dog kun udgør ca. 1/6 af startniveauet. Boring M9 ligger i et område, som formodentlig ikke er hydraulisk sammenhængende med de øvrige terrænnære magasiner. En mulig forklaring på observationerne kan derfor være, at der er tale om residualvand, der strømmer frem og tilbage som følge af variationer i oppumpningen på drænet bagved væggen.

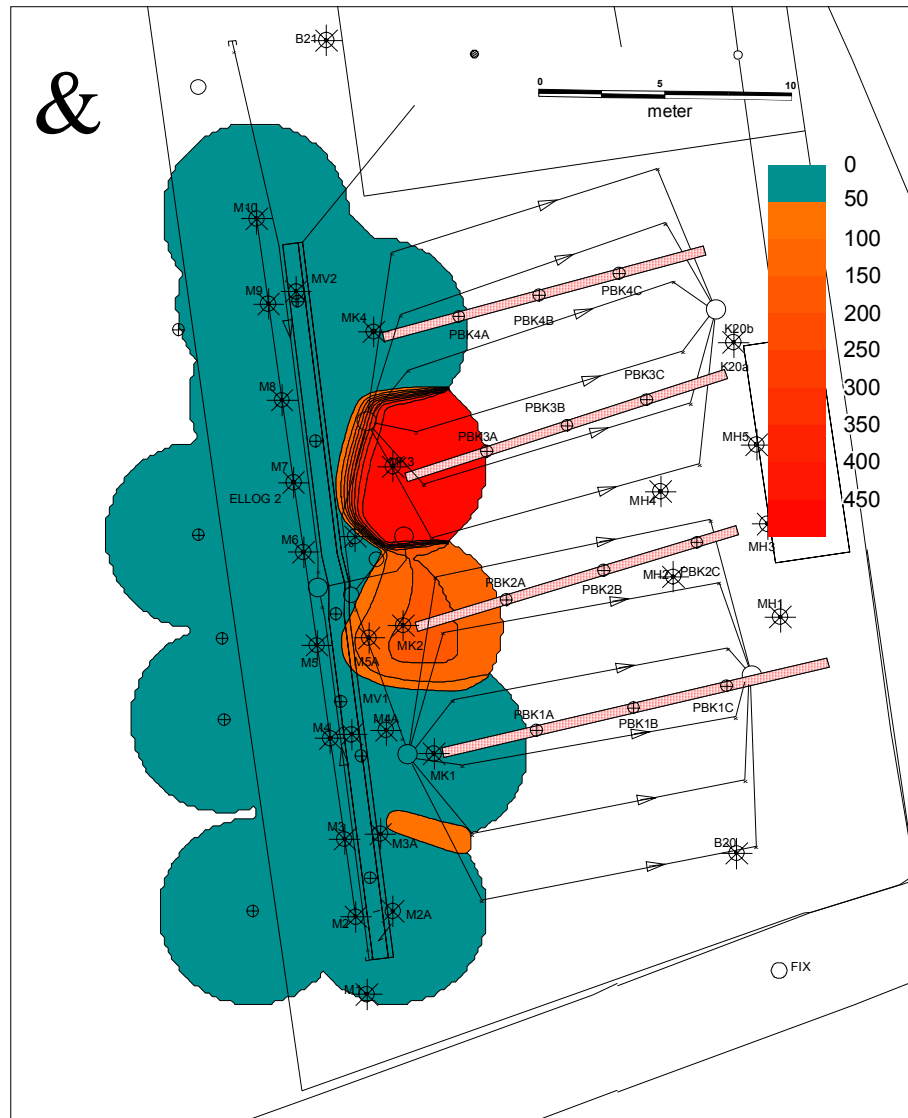
Vandprøver udtaget i målebrønd før recirkulation af vandet viser ringe indhold af TCE og Cr(VI).

Med hensyn til monitering af grundvandskemi i den sidste del af monitoringsperioden, der har koncentreret sig om forholdene tæt ved væggen og på nabogrunden, er resultaterne ikke repræsenteret i tidsserier som ovenfor, da der er tale om få målinger.

Det er i stedet valgt at vise resultaterne som konturflade kort med de seneste analyseresultater. Disse er vist i figur 23 og 24.



Figur 23: Analyseresultater fra maj måned 2001. Kortet viser en kontureret flade på baggrund af kemiske analyser af indholdet af Cr(VI) i grundvandet. Maksimumværdier 40-50 mg/l.



Figur 24: Analyseresultater fra maj måned 2001. Kortet viser en kontureret flade på baggrund af kemiske analyser af indholdet af TCE i grundvandet. Maksimumværdier 300-450 µg/l.

Figurerne viser overordnet, at det konstaterede niveau af forureningskomponenterne Cr(VI) og TCE nedstrøms væggen er meget lavt, hvilket indikerer, at væggen har den ønskede effekt også uden pumpning på drænet nedstrøms væggen.

Samtidigt fremgår det af figurerne, at Cr(IV)-indholdet i grundvandet har to maksima - henholdsvis langs den nordlige og den sydlige del (ved kortslutningsrenderne <1> og <3>), mens TCE-indholdet toppe ved kortslutningsrende <3>.

Fordelingen i den sydlige del er sammenhængende med de hydrauliske forhold. At der er konstateret forhøjede koncentrationer langs den nordlige del af væggen, kan dels skyldes en ringe hydraulisk ledningsevne (langsom grundvandsstrømning) kombineret med resultatet af den ændrede

nedsivningsstrategi, der er anvendt ved recirkulationen i den sidste periode. Ved den ændrede strategi blev belastningen af den sydlige del af væggen søgt flyttet ved at reinjicere en relativ større del af oppumpet grundvand på den nordlige del af grunden.

7.3.2 Uorganisk vandkemi

Der er på udvalgte borer foretaget en overordnet sammenstilling af analyseresultaterne for makroioner fra de gennemførte analyserunder. Sammenstillingen er af overordnet karakter, idet følgende forhold formodentlig har givet en variation i analyseresultaterne, som ikke er forårsaget af væggenes tilstedeværelse.

- Årstidsvariation. Analyseresultater for grundvandsprøver udtaget tæt på terræn vil afspejle en naturlig årstidsvariation forårsaget af varierende infiltrationsmængder.
- Der er stor lokal variation på geologi og placering af forureninger og typer af forureninger, hvilket vil medføre variationer i vandkoncentrationer inden for selv små afstande.
- Der er stor variation på strømningshastigheden og vandmængden imellem den sydlige og nordlige del af væggen, hvilket vil medføre varierende koncentrationsniveauer.
- Pumpestrategi. Den varierende oppumpning af vand til reinfiltrering i sivedrænene vil medføre et varierende strømningsbillede omkring borerne bag ved væggen og dermed evt. en varierende vandtype.
- Analysedata, som sammenlignes, er udtaget fra de forskellige borer den samme dag, men det skal påpeges, at de ikke er korresponderende.

For monitoringsboringerne MK1, MP S, MV1, MV2 og M9 er der analyseret prøver fra den 24.11.1999, 30.03.2001 og den 02.05.2001.

For boring M4 er der analyseret prøver fra den 30.03.2001 og 02.05.2001.

For borerne MH1, MH2, MH3, MH4, MH5, MK2, MK3, M3 og M5 er der analyseret prøver fra den 24.11.1999.

Grafisk fremstilling af analyseresultaterne fremgår af appendix 3. Data er opstillet, således at fra venstre mod højre følges grundvandsstrømmen fra hot-spot til borerne bag ved væggen.

Der er stor variation på vandtypen i de 5 hot-spot borer (boring MH1-MH5), da de varierer mellem oxisk / anoxisk. pH varierer mellem 6,6-9,5, og på de øvrige parametre er der også stor variation. Det vurderes, at variationen skyldes spild af forskellige kemiske forbindelser forskellige steder på grunden. I de enkelte vandprøver er der påvist både nitrat, nitrit og ammonium, hvilket viser, at vandprøverne er i ubalance. Tilstedeværelsen af alle tre stoffer kan måske afspejle, at forureningen af jord og grundvand med f.eks. cyanid, metaller mv. inhiberer biologisk aktivitet.

Vandprøverne nedstrøms kortslutningsrenderne (boring MK1-MK3) afspejler delvis ovenstående variation. For boring MK1, hvor der er udtaget

prøver for makroioner i 1999 og 2001, viser den tidlige udvikling, at for flere af analyseparametrene er koncentrationen i prøverne fra 2001 mere end halveret siden prøven fra den 24.11.1999. Det samme billede ses for TCE og Cr(VI) i MK1. Den tidlige udvikling i koncentration kan muligvis tolkes som en kombination af fortynding med recirkuleret vand og en fremskreden udvaskning eller en kanaldannelse i recirkuleringssystemet omkring MK1. Dette underbygges bl.a. af, at nedsivningstesten viste en meget hurtig respons i MK1.

Analysedata fra vandprøver i væggen (boring MV1 og MV2) viser som forventet, at pH er højt, og at der ikke er ilt tilstede. Endvidere er nitrat omsat (formodentlig kemisk) i væggen.

Der påvises dog stadig nitrat i vandprøverne fra boring MV1, mens nitrat i boring MV2 er væk. Dette tolkes således, at vandets opholdstid i væggen er forskellig ved de to målepunkter, og at den hydrauliske belastning / opholdstiden i væggen ved boring MV1 måske er kritisk lav.

Analysedata indikerer endvidere, at der udfældes kalk og formodentlig jernkarbonat i væggen, idet koncentrationen af calcium og specielt opløst jern er meget lav for alle analysedatoer. Det skal dog påpeges, at den formodede udfældning ikke umiddelbart kan erkendes ud fra analyserne for hydrogencarbonat, da koncentrationen af hydrogencarbonat i prøverne fra væggen ligger i niveau med koncentrationerne opstrøms væggen.

Den visuelle bedømmelse af jernspånerne har ikke påvist udfældninger på selve spånerne. Dette kan måske forklares ved, at udfældningerne sker i det vandfyldte porerum mellem spånerne.

Analysedata for pumpebrønden viser, at vandprøven fra den 24.11.1999 hovedsagelig er vand, der har været i kontakt med væggen, mens der for vandprøverne fra den 30.03.2001 og 02.05.2001 tydeligvis er sket en opblanding med vand stammende fra området nedstrøms væggen.

I de to vandprøver fra 2001 er der calcium og nitrat, pH er lavere end i væggen, og der er påvist ilt. Dette tyder således på, at der i foråret 2001 har været en sænkningstragt ved drænet umiddelbart nedstrøms væggen.

En anden hypotese til forklaring af tilstedeværelsen af ilt, nitrat og calcium i vandet fra pumpeumpen i 2001 kunne være, at der var gennembrud mange steder på væggen. Dette vurderes dog ikke at være tilfældet, idet de målte koncentrationer for TCE og Cr(VI) i pumpeump og nedstrøms væggen ikke viser nogen stigning i koncentration.

Analysedata for udvalgte boringer nedstrøms væggen (boring M3, M4, M5 og M9) tyder på, at der i disse boringer er sket en fortynding med vand, der ikke har været i kontakt med væggen. Dette underbygges af, at der er ilt i alle prøverne (kan stamme fra diffusion), pH er lavere end i væggen, og der er nitrat i alle boringerne.

Specielt ser det ud til, at for boring M9 er det et spørgsmål, om vandet overhovedet har været i kontakt med væggen. pH er stabil omkring 7, hvilket vurderes at være for lavt, hvis vandet havde været i kontakt med væggen. Desuden er der et højt iltindhold samt calciumindhold i prøverne. Dette er konsistent med, at boringen er placeret i et område, hvor der er ringe

hydraulisk kontakt til væggen, og som omtalt under TCE- og Cr(VI)-analyserne kan der være tale om residualvand, der står og svinger frem og tilbage som følge af variationer i oppumpningen på drænet nedstrøms væggen.

Vedr. analyseresultaterne for MPS og M3, M4 og M5 ligger pH i intervallet 8,7-10. Samtidigt er der påvist indhold af aggressiv kuldioxid i prøverne i størrelsesordenen 10 mg/l. Dette forhold kan ikke umiddelbart forklares, men det vurderes, at pH resultaterne er pålidelige.

Med den store heterogenitet på analyseresultaterne in mente kan en samlet overordnet tolkning af analyseresultater på makroioner kortfattes i nedenstående punkter.

- Vandtypen opstrøms væggen er varierende, hvilket på længere sigt kan medføre variation i væggens effektivitet i nord-sydgående retning.
- Væggen fungerer, men det ser ud til, at den hydrauliske belastning og / eller jernkapaciteten på en mindre del af den sydlige del af væggen er kritisk.
- Pumpning på drænet kan medføre en sænkningstragt, hvilket periodevis kan forøge strømningshastigheden gennem væggen.
- I den nordlige ende af væggen er strømningsbilledet ikke som forventet.

7.3.3 Sammenfatning - grundvandskemi

Generelt ser det ud til, at det er lykkedes at nedbringe koncentrationerne såvel for Cr(VI) som for TCE i hot-spot området, men også specielt i vandet nedstrøms væggen. Principielt vurderes det, at princippet med den reaktive væg således fungerer.

Sammenstilles generelle tendenser / tolkninger ud fra analyserne af TCE og Cr(VI) med tendenser / tolkninger ud fra analyserne af makroioner, er der rimelig / god overensstemmelse mellem disse.

Det vurderes, at der stadig er en ikke ubetydelig kilde til specielt Cr(VI) i hot-spot. På baggrund af analyseresultaterne i den sydlige del af væggen er der indikationer på, at der ikke foregår en rensning af vandet i det omfang, som var forudsat. Det skal dog påpeges, at "gennembruddet" ved MV1 måske er af begrænset omfang, idet de fundne koncentrationer af Cr(VI) i pumpeump og nedstrøms væggen har været mindst en størrelsesorden mindre en koncentrationen i MV1.

7.3.4 Den reaktive vægs renseeffekt

På baggrund af de historiske oplysninger og de foretagne undersøgelser har det - trods den forholdsvis detaljerede tilgang - ikke været muligt at estimere en kildestyrke for forureningen. Dette skyldes primært 3 forhold:

- Der har ikke været fyldestgørende beskrivelser af uheld, der har resulteret i spild.
- Spildet i forbindelse med produktionen har givet anledning til en diffus forurening.

- De komplicerede geologiske / hydrauliske forhold i den geologiske lagserie har givet en uensartet fordeling af forureningskomponenter i de terrænnære magasiner og den underliggende ler.

Der er derfor ikke nogen udgangssituation at sammenligne med, når væggens effektivitet skal beskrives. På baggrund af den rensede mængde kan der dog gives et groft overslag over kildestyrken (se senere).

I det følgende gives derfor et skøn over de oprensede mængder.

Mængdemæssigt kan der udarbejdes grove overslag ved at anvende gennemsnit for vandets indhold af TCE og Cr(VI) i monitoringsboringerne ved kortslutningsrenderne foran væggen og sammenholde disse med den opumpede vandmængde i perioden, som er 6.150 m³ vand.

Ved en gennemsnitsbetragtning bliver den teoretisk beregnede oprensede mængde af de to stoffer:

TCE:	ca. 1-1,5	kg
Cr(VI):	ca. 50-100	kg

Hvis man betragter nedbringelse af koncentrationerne i hot-spot områderne, vil et kvalificeret skøn være ca. 50% reduktion i forhold til udgangssituationen. Anvendes denne forudsætning, vil en tilbageregning give følgende *kildestyrke*, før væggen blev etableret:

TCE:	ca. 2-3	kg
Cr(VI):	ca. 100-200	kg

(Der er her ikke taget højde for det CR(VI), som er bundet i moræneleren).

Betragtes monitoringsresultaterne fra boringerne ved kortslutningsrenderne, fremgår det, at koncentrationerne ved boring MK1 og MK2 er væsentligt højere end ved boring MK3 og MK4. Dette indikerer, at belastningen af væggen som forventet er større i den sydlige del.

I flere af de tilgængelige referencer om reaktive vægge nævnes det, at det ved blandingsforureninger af TCE og Cr(VI) formodentligt vil være Cr(VI), der opbruger elektrondonatoren (det nul-valente jern i væggen) først.

Ved nyere undersøgelser (/7/) angives det, at mængden af Cr(VI), der kan fjernes af et givent rumfang jern, er ca. 3 mg Cr(VI)/g nul-valent jern. Denne kapacitet er afhængig af jernets kvalitet, specifikke overflade mv. Kapaciteten af de anvendte jernspåner i dette projekt sættes konservativt til 1-2 mg Cr(VI)/g nul-valent jern.

Hvis det ud fra en konservativ betragtning antages, at ovennævnte ca. 50-100 kg Cr(VI) fjernes ved passage gennem den sydlige del af væggen, vil der teoretisk blive brugt ca. 50-100 tons nul-valent jern, hvilket svarer til måske halvdelen af væggens samlede kapacitet over for Cr(VI).

Da den største belastning af væggen sker i den sydlige halvdel, kan det ud fra ovenstående teoretiske betragtning ikke afvises, at væggens kapacitet her vil blive brugt relativt hurtigere.

Reelt er forholdene mere komplicerede. Inhomogeniteter i den geologiske lagfølge og i væggen betinger formodentligt et strømningsbillede, som giver en anden belastning af væggen. Samtidig er det netop forsøgt at flytte belastningen af væggen fra syd mod den nordlige del ved regulering af nedsivningen. Dette giver naturligvis store usikkerheder i forbindelse med overslagsberegninger som de ovenstående.

Den resterende levetid af væggen kan skønsmæssigt sættes til 2 år svarende til den forudgående periode, hvor ca. halvdelen af væggens kapacitet er opbrugt. Da det er skønnet, at 50% af den oprindelig kildestyrke er fjernet, skønnes det, at væggen teoretisk kan fjerne den resterende del af den konstaterede forurening i det øvre grundvand.

8 Økonomi

8.1 Etableringsomkostninger

I dette afsnit er udgifterne til etablering af væggen kort opsummeret.

8.1.1 Reaktiv væg med installationer

I nedenstående tabel 13 er anført anlægsudgifter til etablering af den reaktive væg. Alle beløb er afrundet til nærmeste kr. 1.000.

Post	Udgift DKK (1.000)
Sikkerhedsudstyr	43.000
Nul-valent jern, Gothard Meier	490.000
Kemiske analyser	2.000
Patentholder Eti, diverse honorarer og afgifter	245.000
Arbejdsplads	23.000
Jordarbejder (diverse bortskaffelser)	18.000
Gravning af render, dræn, pumpestationer mv.	350.000
Stipulerede ydelser	113.000
Sum	1.284.000

Tabel 13: Anlægsudgifter for etablering af reaktiv væg. Beløb er ekskl. moms.

8.1.2 Monitoringsboringer og kemiske analyser

Etablering af monitoringsboringerne (21 stk.) beløber sig til kr. 60.000, ekskl. moms. Hertil kommer kemiske analyser til ca. kr. 580.000, ekskl. moms.

8.1.3 Økonomiske nøgletal

Som nævnt i afsnit 7 har væggen oprenset følgende:

TCE: ca. 1-1,5 kg
Cr(VI): ca. 50-100 kg

Omregnet i forhold til ovenstående anlægsudgifter bliver nøgletallene udtrykt ved Cr(VI) ca. kr. 13.000 - 26.000/kg oprenset Cr(VI).

Hvis der sammenlignes med den oppumpede vandmængde på ca. 6000 m³ vand, fås en gennemsnitspris på kr. 214/m³ vand.

9 Referenceliste

- /1/ K. J. Hård Krom A/S.
Eksamensprojekt udført af Tommy Falk-Petersen og Lone Harritslev Mathiasen, Ingeniørhøjskolen Horsens Teknikum, oktober 1992
- /2/ Oplæg til skitseprojekt, affaldsdepot nr. 621.064. Carl Bro as, 1993
- /3/ Hård Krom A/S - sammenfatning af analyseresultater. Notat. Carl Bro as, marts 1994
- /4/ Forundersøgelse af affaldsdepot 621.064, Hård Krom A/S, Kolding.
Kemp & Lauritzen Vand & Miljø A/S, maj 1996
- /5/ Supplerende undersøgelser af det øvre og mellemste grundvandsmagasin.
Carl Bro as, februar 1998
- /6/ Geologiske og hydrogeologiske forhold i de overfladenære jordlag ved Hårdkrom. Vejle Amt, notat, september 2001
- /7/ Reaktive vægge til remediering af grundvandsforureninger med TCE og kromat. Eksamensprojekt udført af Thomas Loch og Jeppe V. Klingberg, Danmarks Tekniske Universitet, Institut for Miljøteknologi, august, 1998
- /8/ Permeable reactive subsurface barriers for the interception and remediation of chlorinated hydrocarbon and chromium(VI) plumes in ground water
U.S. EPA remedial technology fact sheet, EPA/600/F-97/008, July 1997
- /10/ Reaktive Vægge med jernspåner. Status Notat 2000, teknologiprogrammet, Peter Kjeldsen, DTU.

Oversigtskort

