

Afprøvning af jernspånefilter til rensning af grundvand forurenset med klorerede opløsningsmidler

RAMBØLL

Miljøprojekt **Nr. 1050** 2005
Teknologiudviklingsprogrammet for jord- og
grundvandsforurening

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

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

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

Indhold

INDHOLD	3
SAMMENFATNING	5
SUMMARY	7
INDLEDNING	9
1 BAGGRUND OG FORMÅL	11
1.1 BAGGRUND	11
1.2 TEKNOLOGIPROJEKTETS FORMÅL	11
2 BESKRIVELSE AF JERNSPÅNEANLÆGGET	13
2.1 PROCESGRUNDLAG	13
2.2 JERNSPÅNEANLÆGGET	14
2.3 RESUME AF DET SAMLEDE DRIFTSFORLØB	16
3 DRIFTSPERIODE 1	19
3.1 FLOW OG TRYKOPBYGNING I FILTRENE	19
3.2 FJERNELSESRATER FOR PCE	22
3.3 UORGANISKE PARAMETRE	23
3.3.1 <i>Gasproduktion</i>	23
3.3.2 <i>Jern</i>	24
3.3.3 <i>Kalk</i>	26
3.4 ØVRIGE UORGANISKE PARAMETRE	27
3.5 JERNSPÅNEANALYSE – MEDIO DRIFTSPERIODE 1	28
3.6 SAMMENFATNING OG VURDERING AF DRIFTSPERIODE 1	29
4 UDSKIFTNING AF FILTERMATERIALE	31
4.1 TØMNING AF FILTRENE	31
4.2 KONTROL AF LUFTUDLADERE OG KONTRAVENTILER PÅ JERNSPÅNEFILTER	31
4.3 RETABLERING AF ANLÆGGET OG UDFØRELSE AF ANLÆGSÆNDRINGER	32
4.4 ANALYSE AF JERNSPÅNEPRØVER	32
4.5 PÅFYLDNING AF JERNSPÅNER	33
4.6 OVERGANG TIL DRIFT	34
5 DRIFTSPERIODE 2	35
5.1 FLOW OG TRYKOPBYGNING I FILTRENE	35
5.2 FJERNELSESRATER FOR PCE	36
5.3 UORGANISKE PARAMETRE	39
5.3.1 <i>Gasproduktion</i>	39
5.3.2 <i>pH</i>	40
5.3.3 <i>Jern</i>	41
5.3.4 <i>Kalk</i>	42
5.3.5 <i>Øvrige uorganiske parametre</i>	43

5.4	MIKROBIOLOGISK KARAKTERISERING AF JERNSPÅNER	45
5.5	SAMMENFATNING OG VURDERING AF DRIFTSPERIODE 2	46
6	VURDERINGER	49
6.1	DRIFTSMÆSSIGE VURDERINGER	49
6.2	ØKONOMISK SAMMENLIGNING AF AKTIVKUL-ANLÆGGET OG JERNSPÅNE ANLÆGGET	49
6.3	MILJØMÆSSIGE VURDERINGER	50
7	REFERENCER	53

BILAG

- A: ANLÆGSMÆSSIGE ÆNDRINGER I FORBINDELSE MED INDKØRING
AF ANLÆGGET
- B: ANALYSERAPPORTER, DRIFTSPERIODE 1
- C: FOTODOKUMENTATION - KONTROL AF KOMPONENTER
- D: ANALYSERAPPORT, UDSKIFTNING AF FILTERMATERIALE
- E: ANALYSERAPPORTER, DRIFTSPERIODE 2
- F: GASANALYSER
- G: MIKROBIOLOGISK KARAKTERISERING AF JERNSPÅNER
- H: OPGØRELSE AF MILJØMÆSSIGE BELASTNINGER OG GEVINSTER

Sammenfatning

Ved Østergade 14, Lyndby i Roskilde Amt blev der i efteråret 1999 etableret et forsøgsanlæg til undersøgelse af processerne ved nedbrydning af klorerede alifater i vand ved hjælp af reaktive jernspåner. Anlægget bestod af 5 serieforbundne filtre, med hver 1 m³ jernspåner som filtermateriale.

Forsøgsanlægget blev etableret i forbindelse med et eksisterende afværgeanlæg, der renser oppumpet, PCE-forurenede grundvand ved filtrering gennem aktivt kul.

Den samlede driftsperiode var på knap 2 år, opdelt i to driftsfaser. Der blev konstateret følgende driftsmæssige problemer i begge driftsfaser:

- Halveringstiden for PCE i anlægget steg hurtigt til omkring 10 timer, hvilket er væsentligt mere end de 1½ time, der var forventet ud fra litteraturen
- Der blev konstateret stigende tryktab over anlægget. Tryktabet skyldes skorpedannelse i toppen af filtrene. Denne skorpedannelse startede i det første filter og bredte sig herefter til de følgende filtre i rækken.

Den høje halveringstid medfører, at der skal et jernspåneanlæg med samlet filtervolumen på omkring 130 m³ til for at erstatte aktivkul-anlægget i Lyndby. Etablering af et sådan anlæg vil være urealistisk ud fra såvel økonomiske som praktiske årsager.

Skorpedannelsen og det heraf følgende voksende tryktab over filtrene gav anledning til en meget kort levetid for anlægget. Problemet kunne muligvis være løst ved at åbne filtrene og fjerne den øverste skorpe med jævne mellemrum. I et fuldskalaanlæg ville dette dog medføre meget høje driftsudgifter.

Med baggrund i aktivkul-anlægget og jernspåneanlægget i Lyndby blev der foretaget økonomiske- og miljømæssige sammenlignende vurderinger af de 2 anlæg. Det blev i disse vurderinger forudsat, at problemerne med den høje halveringstid for PCE og skorpedannelse i filtrene var løst. Der er således regnet med en halveringstid for PCE på 1½ time og en levetid for anlægget på 25 år.

På baggrund af dette blev det vurderet, at selvom problemerne med høj halveringstid for forureningen og trykopygning i filtrene bliver løst, er aktivkulrensning af vandet mest fordelagtigt ud fra såvel økonomiske som miljømæssige synspunkter.

Summary

At the address Østergade 14, Lyndby in the county of Roskilde, a pilot plant was established in 1999 for survey of the processes in connection with breakdown of chlorinated aliphates in water by means of reactive granular iron. The plant consists of 5 filters connected in series, each with 1 m³ granular iron as filter material.

The pilot plant was established in connection with an existing preventive plant cleaning pumped up, PCE-polluted ground water by the use of filtration through active carbon.

The total operating period was just under 2 years, divided in two operating phases. In both of these the following was observed:

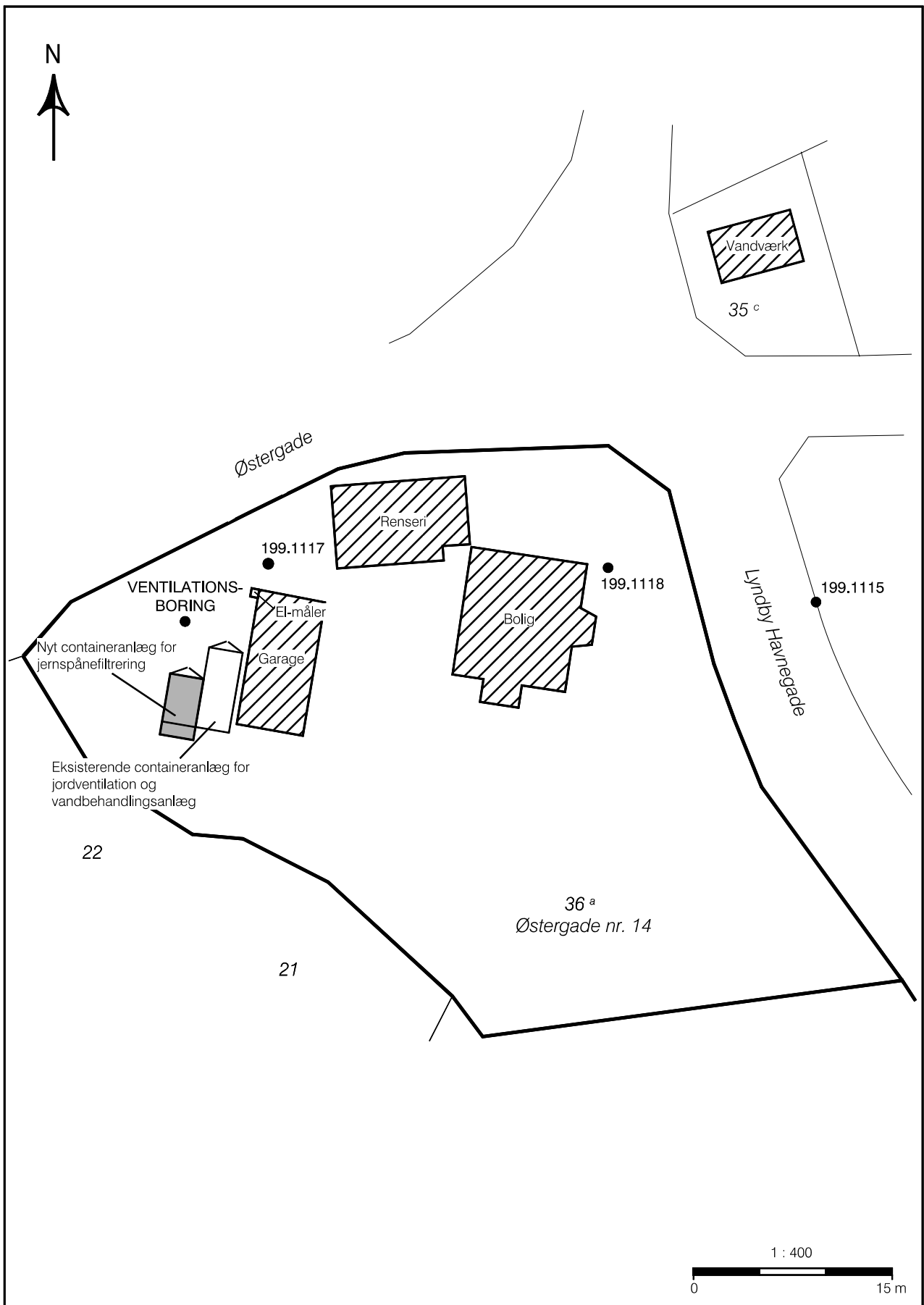
- Half-life for PCE quickly rose from the 1.5 hours expected from the literature to 10 hours – a substantial increase.
- Increasing pressure-loss across the plant was observed. This was caused by crust formation at the top of the filters. This crust formation started in the first filter and spread to the subsequent filters in the line.

As a consequence of the high half-life, a granular iron filter with a total volume of 130 m³ is needed to replace the active carbon plant in Lyndby. The establishment of a plant this size is unrealistic for economical as well as for practical reasons.

The crust-formation - and the growing pressure-loss over the filters caused by it - resulted in a very short lifetime for the plant. The problem might have been solved by a regular opening of the filters followed by removal of crust. In a full-scale plant this would however mean very high maintenance costs.

Based on the active carbon plant and the granular iron plant in Lyndby, an economical and environmental comparative analysis was performed. In this analysis it was assumed that the problems with high half-time of PCE and crust-formation was solved. The calculations were thus based on 1.5 hours half-time for perchlorethylene and a 25 year lifetime for the plant.

In the light of the above, active carbon cleaning of the water seems to be the most advantageous, based on an economical as well as an environmental point of view.



Figur 1.1 Anlæggets beliggenhed

Indledning

Ved Østergade 14, Lyndby i Roskilde Amt blev der i efteråret 1999 etableret et forsøgsanlæg til undersøgelse af processerne ved nedbrydning af klorerede alifater i grundvand ved hjælp af reaktive jernspåner. Anlæggets beliggenhed fremgår af figur 1.1.

Projektet var finansieret af Miljøstyrelsen gennem den såkaldte Teknologiuudviklingsordning, hvis formål er udvikling og afprøvning af afværgeteknologier overfor jord- og grundvandsforurening. I praksis blev pengene bevilliget til Roskilde Amt, der som byherre forestod etablering og driften af anlægget for de af Miljøstyrelsen bevilligede midler.

Til projektet var nedenstående følgegruppe tilknyttet:

Miljøstyrelsen:	Inger Asp Fuglsang
DTU:	Peter Kjeldsen (faglig sekretær)
Roskilde Amt:	Susanne Petersen
CAT:	Knud Erik Aunsholt
HOH / Rambøll:	Charlotte Nielsen

Den aktuelle lokalitet blev udvalgt af Miljøstyrelsen i samarbejde med projektets faglige sekretær, lektor Peter Kjeldsen, DTU, på basis af forslag til forsøgslokaliteter indleveret af en række offentlige myndigheder og institutioner.

Teknologien med anvendelse af reaktive jernspåner til rensning af forurenede vand var med gode resultater blevet anvendt i især USA i 1990'erne og på den baggrund havde Miljøstyrelsen givet tilskud til etablering af passive, reaktive, permeable vægge baseret på jernspåner i Danmark.

Da rensning af vand med reaktive jernspåner, til forskel fra traditionelle on-site vandrensningsteknikker som stripping eller filtrering gennem aktivt kul, ikke bare overfører forureningen til et andet medie, men nedbryder forureningen, synes teknologien ligeledes at være attraktiv i forbindelse med on-site rensning af oppumpet, forurenede grundvand.

De udenlandske undersøgelser tydede endvidere på, at jernspånerne har meget lang levetid, hvilket betyder lave driftsomkostninger og muliggør genbrug af anlæggene efter endt oprensning på en lokalitet.

Nærværende projekt blev iværksat for at afprøve anvendeligheden af reaktive jernspåner til on-site rensning af forurenede vand. Endvidere skulle projektet bruges til at få beskrevet processer, opstille massebalancer og indsamle data til en miljømæssig og økonomisk vurdering af metoden under mere kontrollerede forhold end hvad der er muligt ved de reaktive vægge. Blandt andet skulle der udtages prøver af jernfiltermaterialerne, hvad der er dyrt og kompliceret i reaktive vægge.

Det var på forhånd fastlagt, at forsøgsanlægget skulle indeholde omkring 5 m³ jernspåne-filter. Det blev besluttet at etablere anlægget som 5 serieforbundne jernspånefiltre frem for at samle hele filtermassen i ét filter af flere årsager. Dels

ville såvel etablering som demontering af et anlæg med ét stort filter være kompliceret, på grund af filtermaterialets store massefylde, dels gav opdelingen i 5 mindre filtre langt bedre muligheder for at udtage vand- og jernspåneprøver undervejs i anlægget.

Forsøgsanlægget blev koblet til et eksisterende afværgeanlæg, der er baseret på konventionel kulfilterrensning af grundvand, der er forurenset med PCE i en koncentration på omkring 2 mg/l.

På figur 1.2 ses det tidligere renseri, kulfilteranlægget og jernspåneanlægget.

Driftsforløbet afveg på en række punkter fra planen i skitseprojektet af maj 1999 /14/. Mens større projektændringer blev aftalt med såvel Miljøstyrelsen som Roskilde Amt blev mindre afvigelser (såsom ændringer i analyseprogrammet) aftalt alene med amtet.

Nærværende rapport indeholder en beskrivelse af de gennemførte driftsforsøg. Afslutningsvis er der på baggrund af de opnåede resultater foretaget en miljømæssig og økonomisk vurdering af metodens anvendelighed i forhold til traditionel aktivkul-filtrering.



Figur 1.2 Lyndby Rens

1 Baggrund og formål

1.1 Baggrund

Ved Lyndby Rens, Østergade 14 i Lyndby har en række undersøgelser vist en kraftig jord- og grundvandsforurening med PCE /1/ til /9/.

Kilden til forureningen blev lokaliseret til holdepladsen for en tankbil, der leverede PCE til forskellige virksomheder på Sjælland. Fra tankbilen skete formentlig mindre, men ret hyppige spild/læk af PCE til den ubefæstede jord på holdepladsen /1/.

Ved kilden blev der foretaget en afgravning af den værst forurenede jord /3/, /4/, og der blev med henblik på yderligere nedbringning af jordforureningskilden etableret et vakuumventilationsanlæg /7/. Samtidig og sammen med vakuumanlægget etablerede Roskilde Amt et anlæg til oppumpning og rensning af det forurenede grundvand. Efter rensning afledes det rensede grundvand til Lejre Vig via en til formålet nedlagt afløbsledning.

Grundvandsafværgeanlægget, der omfatter 2 pumpeboringer samt rensning af grundvandet på et kulfilter, blev idriftsat ultimo november 1997 og er fortsat i drift.

På figur 1.1 er vist en situationsplan med angivelse af forureningskilden samt placeringen af de 2 afværgeboringer 199.1115 og 199.1117. I behandlingscontaineren nær forureningskilden findes anlægget for rensning af vakuumventilationsluften og grundvandet.

1.2 Teknologiprojektets formål

Teknologiudviklingsprojekter gennemføres af Miljøstyrelsen med henblik på udvikling, afprøvning og dokumentation af nye afværgeteknologier på området jord- og grundvandsforurening. Formålet er at tilvejebringe et erfaringsgrundlag, som kan resultere i bedre og billigere afværgeprojekter.

På den aktuelle grund var formålet mere konkret, at:

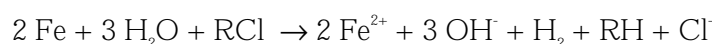
- afprøve og dimensionere et jernspånefilter - placeret i en beholder over jorden - til fjernelse af klorerede opløsningsmidler fra grundvand ved deklorering på reaktive jernoverflader.
- opnå erfaringer med jernspånefiltre gennem detaljeret monitoring af fjernelsesrater og styrende faktorer.
- foretage en miljømæssig og økonomisk vurdering af metodens anvendelighed i forhold til mere traditionel fjernelse af klorerede alifater ved kulfilterrensning.

2 Beskrivelse af jernspåneanlægget

2.1 Procesgrundlag

Det er beskrevet i litteraturen, at der sker en abiotisk reduktiv dehalogenering af vandopløste klorerede alifater, herunder PCE, ved kontakt med jernspåner (oxidationstrin 0). Dette blev dokumenteret ved en række laboratorie- og pilotforsøg /11/, /12/ og /13/. Metoden er patenteret af Waterloo University, og rådgivning vedrørende den praktiske anvendelse af metoden varetages af firmaet EnviroMetal Technologies Inc. (ETI).

Dehalogeneringen sker efter en 1. ordens proces. Følgende ligning for processen kan opstilles:



PCE nedbrydes til ethaner og ethener og i mindre omfang andre kulbrinter. En delmængde omdannes til lavere klorerede alifater (TCE, DCE og vinylchlorid), som efterfølgende også vil blive omdannet. DCE og vinylchlorid omdannes væsentligt langsommere end PCE og TCE, men kun få procent omdannes til disse nedbrydningsprodukter. Der er derfor ikke taget hensyn til dette ved dimensionering af filteret.

De i litteraturen anførte halveringstider for nedbrydningen af PCE varierer betydeligt - typisk fra 0,5 til 3 timer. Der er ved dimensioneringen skønnet en halveringstid på 1,5 timer.

Det blev af Teknologiuudviklingsprojektet/Roskilde Amt besluttet at jernspånefilteret skulle etableres som et mobilt anlæg, der var forberedt for efterfølgende montering af sandfilter. Det samlede filtervolumen af jernspåner blev fastlagt til ca. 5 m³.

Der blev i skitseprojektet planlagt en afprøvning af anlægget i 2 driftsperioder /14/:

- Rensning af en delstrøm af den samlede vandmængde parallelt til kulfilteret.
- Rensning af den samlede vandmængde, ved anvendelse af jernspånefilteret som forfilter til kulfilteret.

Under forudsætning af at udledningskravet på 10 µg/m³ skulle overholdes, blev det maksimale flow beregnet efter følgende formel:

$$Q = \frac{V \times \epsilon}{T_{\frac{1}{2}}} \times \frac{\ln 2}{\ln(C_i/C_u)}$$

Q	beregnet flow
T _½	PCE's halveringstid i filtrene, 1,5 time
V	samlet volumen af jernspånefiltre, 5 m ³
ε	porøsiteten i filtrene, 0,4 (ubenævnt)

C_i indløbskoncentrationen, $3.000 \mu\text{g}/\text{m}^3$

C_u udledningskravet, $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Der blev således beregnet et maksimalt vandflow på $0,16 \text{ m}^3/\text{time}$.

Der er ved laboratorieforsøg målt en brintudvikling fra jernspåners reaktion med vand på $0,6 \text{ mmol}/\text{kg} \times \text{døgn}$, svarende til $3,5 \text{ g}/\text{m}^3 \times \text{døgn}/15/$ og $/16/$. Dette må betragtes som et absolut maksimum, da forsøget blev udført ved $25^\circ\text{C}/15/$ og temperaturen i jernspåneanlægget var på omkring 10°C .

I jernspåneanlægget i Lyndby ville den teoretiske brintproduktion således maksimalt være omkring $17,5 \text{ g brint}/\text{døgn}$ eller $0,729 \text{ g brint}/\text{time}$.

Det forventedes, at der ved $10-15^\circ\text{C}$ kunne opløses omkring $1,7 \text{ mg H}_2/\text{l}$ vand, ved et samlet tryk over vandet på $1 \text{ atm}/17/$. Det betød at der skulle et vandflow gennem anlægget på mindst $0,429 \text{ m}^3/\text{time}$, for at den beregnede brintproduktion kunne opløses i vandet.

Blev der udviklet mere H_2 , end der kunne opløses i vandet, ville der opstå en brintlomme øverst i filtrene.

Ved vandflow i anlægget på under $429 \text{ l}/\text{time}$ måtte der derfor forventes en brintudvikling, der ikke kunne transporteres væk med vandet.

2.2 Jernspåneanlægget

Ved etablering af jernspåneanlægget blev råvands- og udledningsfaciliteterne i det eksisterende anlæg (aktivkul-anlægget) benyttet i den daværende form med mindre ændringer.

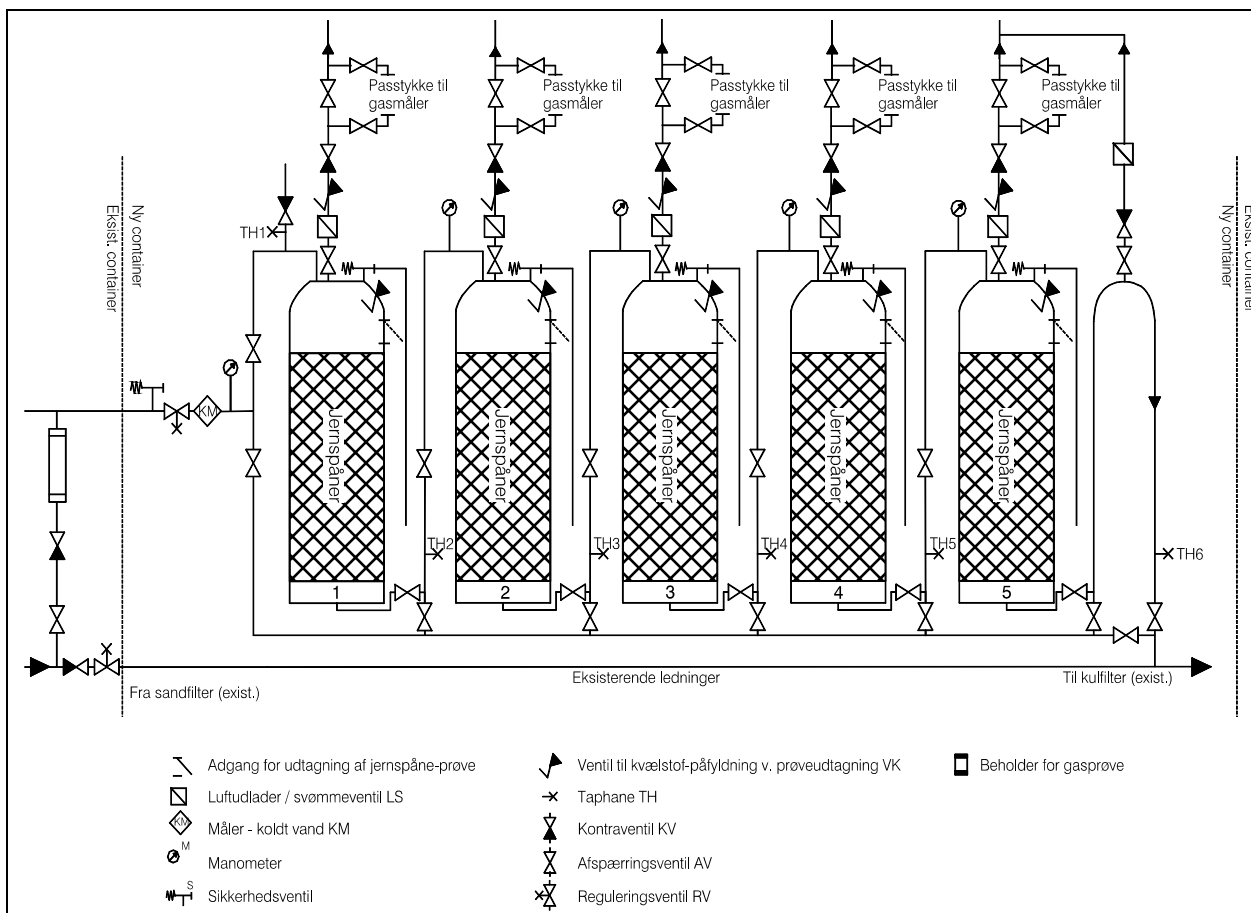
Jernspånefilteret blev etableret i en separat container, hvor en delstrøm af den samlede mængde afværgevand kunne behandlet i serie eller parallelt med det eksisterende aktivkul-anlæg. På figur 2.1 er vist procesdiagram for jernspåneanlægget, som det så ud på etableringstidspunktet. På figur 2.2 ses påfyldning af jernspåner under etablering af anlægget.

Jernspånefilterenheden bestod af 5 separate (tryk-)beholdere som var serieforbundet. Hver beholder indeholdt ca. 1 m^3 jernfiltermateriale. Anlægget blev etableret som 5 serieforbundne jernspånefiltre frem for at samle hele filtermassen i ét filter af flere årsager. Dels ville såvel etablering som demontering af et anlæg med ét stort filter være kompliceret, på grund af filtermaterialets store massefylde, dels gav opdelingen i 5 mindre filtre langt bedre muligheder for at udtage vand- og jernspåneprøver undervejs i anlægget.

Der blev etableret by-pass rørforbindelser omkring hver beholderenhed, så disse enkeltvis kunne kobles ud af systemet.

Tilgang af vand blev etableret i toppen af beholderen, og afgang i bunden af beholderen. Beholderne var serieforbundne med $2''$ rør, hvorpå der var monteret en prøvetagningshane samt manometer.

I hver beholder var desuden monteret adgang for prøveudtagning, studs til påmontering af kvælstof inden prøveudtagning samt afgang i toppen for brint. Denne afgang var monteret i filteret med en luftudlader (svømmeventil) som skulle sikre, at der ikke kunne afledes vand gennem denne afgang.



Figur 2.1 PI-diagram for jernspåneanlægget.



Figur 2.2 Påfyldning af jernspåner

I bunden af hver beholder var ilagt drænslange (tilsluttet afgang) dækket af ca. 150 mm filtersand (0,4-0,8 mm). Herover var ifyldt jernspåner. Der blev udtaget en blandingsprøve af jernspåner fra de 5 filtre til analyse for overfla-

debelægninger, før der kom vand på anlægget. Resultatet af dette omtales i afsnit 4.4. Over jernspånerne var der frihøjde til dels den monteret luftudlader, dels til et frirum som blev holdt vandfyldt.

Efter sidste beholder blev etableret en rør-sløjfe, som skulle sikre at jernspånefiltrene til alle tider var dækket med vand. Denne rør-sløjfe blev ligeledes påmonteret en luftudlader. På vandudledningen blev monteret en trevejsventil, så vandstrømmen kunne ledes til kulfilter, alternativt til afløb (recipient).

Luftudladeren i hver beholder og rør-sløjfen, blev tilsluttet til et luftafkast, hvor der respektivt blev monteret en kontraventil, så der ikke kunne dannes tilbageslag af atmosfærisk luft til systemet. Afkastet blev ført over containertaget.

Jernspåneanlægget var udstyret med manometer samt pressostat og vandmåler til måling af den vandstrøm som blev ledt gennem jernspånefiltrene og med alarmer til registrering af brint i luften samt vand på gulv. Anlægget var tilsluttet SRO-systemet i aktivkul-anlægget /14/.

2.3 Resume af det samlede driftsforløb

Jernspåneanlægget blev etableret i november 1999 og var i drift indtil oktober 2001, hvor anlægget blev demonteret. I dette afsnit beskrives kort det samlede projektforsløb. I kapitel 4, 5 og 6 beskrives de enkelte delperioder mere detaljeret.

Det blev i forbindelse med skitseprojekteringen planlagt, at anlægget skulle afprøves i 2 driftsperioder:

1. Jernspåneanlægget skulle rense en mindre delstrøm af den samlede vandmængde ned til udledningskravene. I denne periode skulle jernspåneanlægget tilkobles parallelt til aktivkul-anlægget.
2. Jernspåneanlægget skulle fungere som forfilter til aktivkul-anlægget. I denne periode skulle den samlede vandmængde ledes gennem jernspåneanlægget, som i perioden skulle tilkøbet i serie med aktivkul-anlægget.

Efter etableringen i november 1999 blev anlægget afprøvet af entreprenøren frem til den 21. december 1999, hvor den egentlige indkøring af anlægget begyndte. Under indkøring af anlægget blev der foretaget en del anlægsmæssige ændringer. Dette er beskrevet i bilag A.

Da der var hård frost i perioden december 1999 til januar 2000, og varmeapparatet i jernspåneanlægget ikke fungerede i starten af indkøringsperioden, blev det besluttet at starte med at afprøve den driftsperiode, hvor jernspåneanlægget skulle fungere som forfilter. I denne periode blev det tilstræbt at behandle omkring 0,7 m³/time i jernspåneanlægget.

Halveringstiden for PCE i anlægget steg i løbet af en måned til et konstant niveau på omkring 10 timer.

Under driften blev der observeret en stigning af trykfaldet over filter 1 i anlægget allerede i løbet af den første måned. Efter 2 måneders drift begyndte der også at ske trykopbygning i filter 2 og 3 og i mindre grad i filter 4 og 5.

I april 2000 var trykfaldet i filtrene så højt, at flowet måtte reduceres for at undgå at trykalarmen på sandfilteret i det gamle anlæg skulle slå fra.

Da der tidligt i driftsperioden blev konstateret ophobning af luft i visse filtre, og det var uafklaret hvorvidt der var tale om brint eller atmosfærisk luft, der kom ind gennem en utæt ventil, kunne muligheden for iltning af de øverste dele af filtrene ikke udelukkes. Det blev derfor ved et følgegruppemøde den 7. september 2000 besluttet at udskifte filtermaterialerne. Dette skete i november 2000, hvorefter anden del af forsøgsperioden, driftsperiode 2, der løb frem til oktober 2001, blev afholdt.

I denne periode blev en delstrøm på 100 l/time ledt gennem jernspåneanlægget.

Halveringstiden for PCE i anlægget steg i driftsperiode 2 også til omkring 10 timer, det er dog usikkert hvorvidt den var stabil på dette niveau.

Der sås i denne driftsperiode også en trykopbygning på jernspånefiltrene, der i efteråret 2001 blev så kraftig, at anlægget måtte tages ud af drift, da pumperne i afværgeboringerne ikke kunne holde til det store tryktab i anlægget.

3 Driftsperiode 1

3.1 Flow og trykopbygning i fil trene

Der blev i skitseprojektet planlagt en afprøvning af anlægget i 2 driftsperioder /14/:

- Rensning af en delstrøm af den samlede vandmængde parallelt til kulfilteret.
- Rensning af den samlede vandmængde, ved anvendelse af jernspånefilteret som forfilter til kulfilteret.

Ved etablering af anlægget i november 1999, blev det besluttet at lede den samlede oppumpede vandmængde gennem jernspåneanlægget for at undgå problemer med frost i rørene, da der var hård frost og varmeapparatet ikke virkede. Efter den første analyserunde blev det vedtaget at fortsætte med det høje flow.

På figur 3.2 ses vandflowet gennem jernspåneanlægget i perioden december 1999 til august 2000. I perioden 21. december 1999 til midt i februar 2000 var flow'et gennem jernspånefilteret på 0,6-0,7 m³/time, det vil sige hele vandmængden fra afværgepumpningen.

Da der i februar blev konstateret en mindre overskridelse af jernindholdet i udløbsvandet fra jernspåneanlægget, blev det besluttet midlertidigt at nedsætte flow'et gennem jernspåneanlægget i en periode, for at sikre at udledningskravet til jern blev overholdt.

I marts 2000 var der en række mindre driftsstop, der gjorde flowet gennem anlægget meget varierende.

Mellem den 27. og 28. marts 2000 stod anlægget stille i forbindelse med udtagning af prøver af filtermateriale. Resultaterne af dette omtales i afsnit 4.4.

Da tryktabet over filtrene nu var vokset til et niveau hvor trykalarmeren for sandfilteret slog fra, blev det besluttet, at vandet for en periode skulle ledes uden om jernspåneanlægget. Flowet blev herefter indstillet til kun få liter i timen, således at trykalarmeren på sandfilteret ikke ville slå fra. Fra august 2000 blev flow'et igen sat op til 50-100 l/timen.

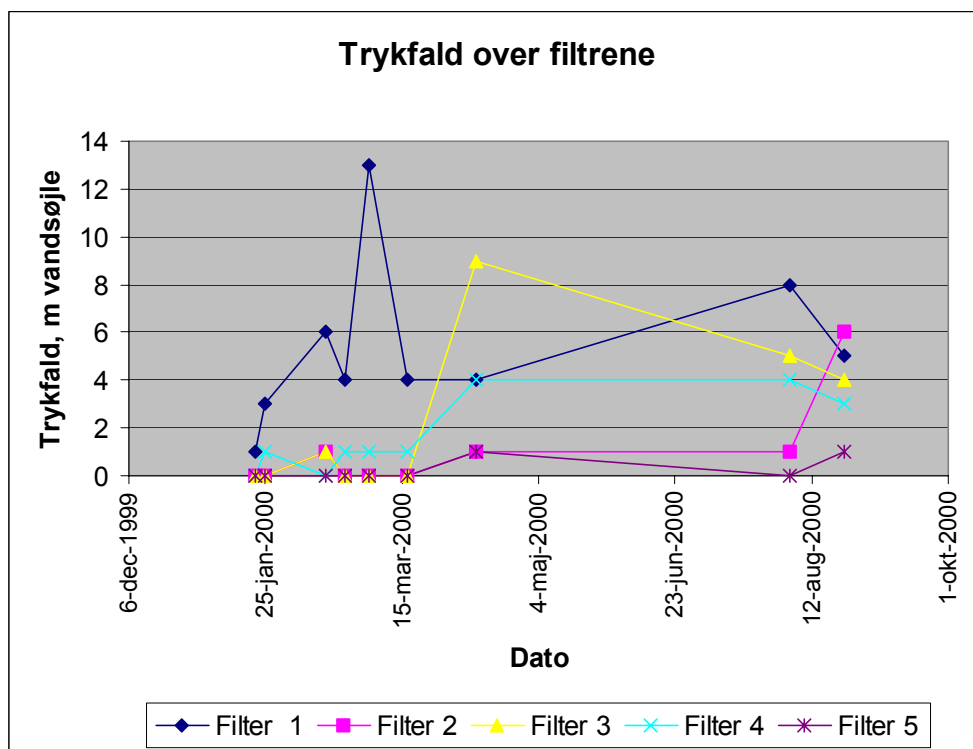
I perioden 21. december 1999 til 31. august 2000 blev der i alt behandlet 1.560 m³ vand. Vandet blev gennem hele perioden udledt gennem aktiv kulfilteret i det gamle behandlingsanlæg.

På figur 3.1 er vist trykopbygning over de 5 jernspånefilter idriftsperiode 1.

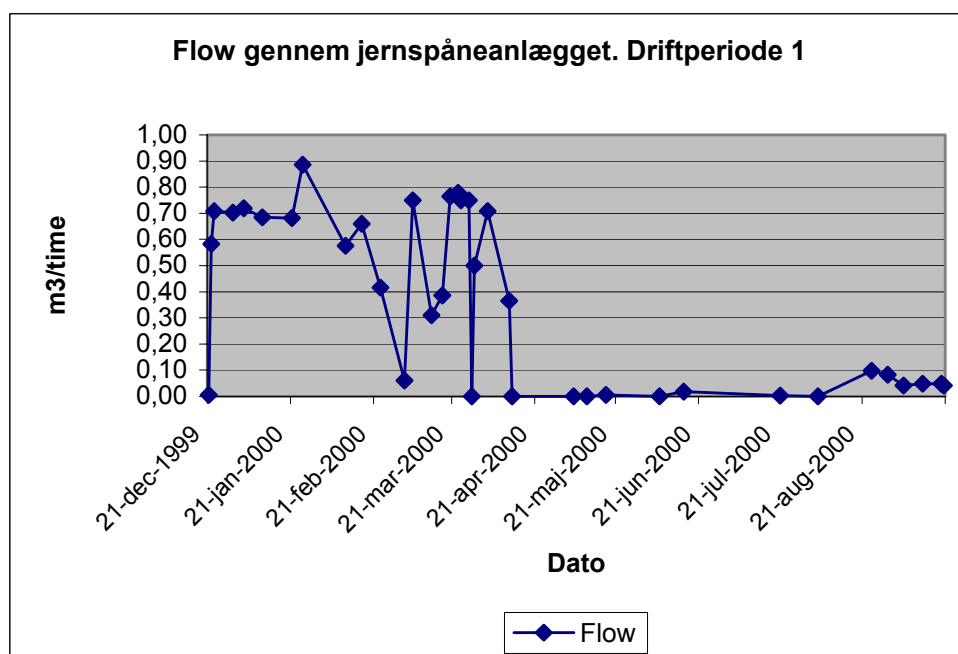
Da flowet gennem anlægget ikke var konstant (se figur 3.2), er resultaterne fra de enkelte måledatoer ikke umiddelbart sammenlignelige, men der ses tydeligvis en trykopbygning over de 5 filtre med tiden.

I starten af marts var trykfaldet over Filter 1 på 13 m vandsøjle. Der var stort set ikke noget tryktab over de andre filtre. Dette var forventet, da Filter 1 var mest udsat for udfældninger og skorpedannelse

Midt i april var trykket i jernspåneanlægget så højt, at det var tæt på at tryklarmen på sandfilteret i den gamle container slog fra Trykfaldet over Filter 3 var den 11. april 2000 tilsyneladende størst (9 m vandsøjle). I den sidste halvdel af august 2000 var trykfaldet over filter 2 størst.



Figur3.1 Trykopybygning over de enkelte jernspånefilter



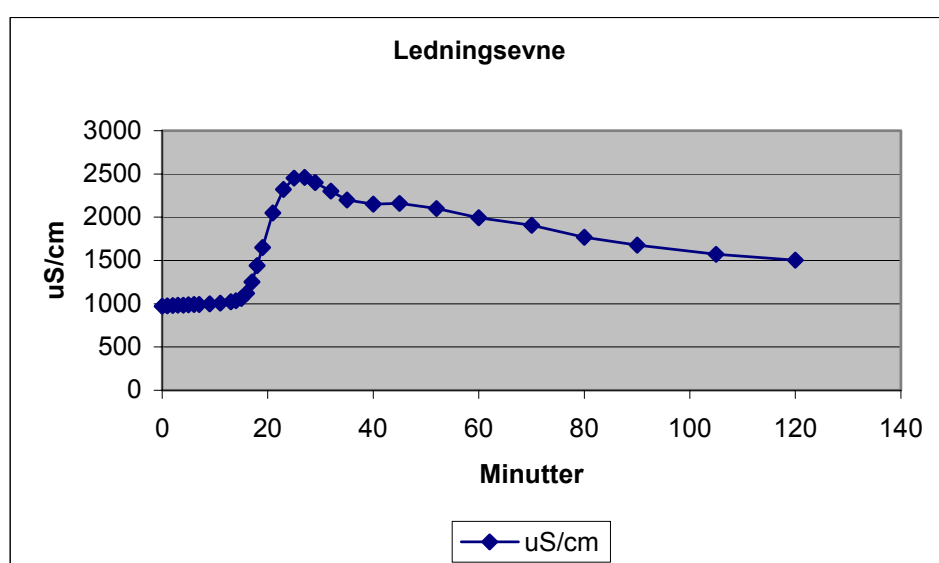
Figur 3.2 Flow gennem jernspåneanlægget som funktion af tiden

For at holde trykket nede, og dermed undgå driftstop, blev det i april 2000 besluttet i en periode af lede vandet helt uden om jernspånefilteret, hvorefter der er kørt med meget reduceret flow.

Med henblik på at undersøge hvorvidt der forekom sprækketransport i filtrene, blev der den 04. august 2000 udført et forsøg i filter 5. Der blev tilsat en kloridpuls før Filter 5 (Taphane 5) og ledningsevnen blev efterfølgende målt efter filtre 5 (Taphane 6).

Flowet på måledagen var dog, på grund af de store tryktab i filtrene så lavt, at resultaterne var uanvendelige.

Den 31. august 2000 blev forsøget gentaget. Dog blev de første 4 filtre bypassed, for at imødegå tryktabene i disse. Forsøget med filter 5 kunne herefter gennemføres med et flow på 750 l/time. Der blev målt over en periode på 2 timer. Resultaterne er vist i figur 3.3.



Figur 3.3 Undersøgelse af sprækketransport i filter 5

Der blev forudsat et porevolumen på 40 % i jernspånerne, hvilket gav ca. 400 l "porevand" i hvert filter. Over jernspånerne fandtes omkring 400 l vand. Når kloriden blev tilsat, forventedes den at blive opblandet momentant i de øverste 400 l vand. Herfra fulgte kloriden vandet ned gennem filteret. Da kloridkoncentrationen i det vand, der stod over spånerne, efterhånden blev fortyndet, opnåede man ikke at tilføre jernspånerne kloriden som en "firkantet" puls. Dette gav anledning til en lang hale i ledningsevnomålingerne, selv ved rent stempelflow.

Ved rent stempelflow forventes opholdstiden i jernspånevolumet med det målte flow at være omkring 32 minutter.

Der ses på figur 3.3 en kraftig stigning i ledningsevnen efter ca. 20 minutter. Maksimum ses efter 27 minutter. Målingerne blev stoppet inden ledningsevnen var tilbage på baggrunds niveau.

Det vurderes, at det målte maksimum ved 27 minutter repræsenterer kloridfronten. Den meget stejle stigning i ledningsevne fra 20 til 27 minutter og

frontens ankomsttid, der svarer til den beregnede opholdstid ved stempelflow, viser tydeligt, at der ikke skete sprækkestransport af betydning i filteret.

Det blev forsøgt at gennemføre et tilsvarende forsøg i filter 1. Det var dog ikke muligt at få et tilstrækkeligt flow gennem filteret.

3.2 Fjernelsesrater for PCE

De i litteraturen anførte halveringstider for PCE varierer betydeligt – typisk fra 0,5 til 3 timer. Ved dimensioneringen af dette anlæg blev skønnet en halveringstid på 1,5 time /14/.

I tabel 3.1 er halveringstiden, $T_{1/2}$, beregnet for PCE i jernspånefilteret. Der er i beregningerne forudsat et porevolumen i jernspånefilterene på 40 %. Prøverne fra 11. august 2000 og 30. august 2000 blev analyseret med mobil gaschromatograf. De øvrige analyser blev foretaget af Teknologisk Institut. Analyserapporter for driftsperiode 1 ses i bilag B.

Dato	Efter sandfilter (Taphane1) µg/l PCE	Taphane 6 µg/l PCE	Flow m ³ /time	$T_{1/2}$ Timer
23. december 1999	2300	0,39	0,7	0,22
21. januar 2000	1080	900	0,7	11
03. april 2000	1320	1260	0,7	42
11. august 2000	1942	410	0,1	9
30. august 2000	1716	333	0,08	11

Tabel 3.1 Halveringstider for PCE i jernspåneanlægget

Som det ses var PCEkoncentrationen før jernspånefilteret (Taphane 1) kun mellem 1.000 og 1.500 µg/l ved prøvetagningerne den 21. januar og 3. marts 2000. Dette var overraskende, da PCEkoncentrationen i vandet fra Taphane 1 med udgangspunkt i analyser af vand fra afværgeboringerne skulle ligge omkring 2.000 µg/l, som det også var tilfældet ved prøvetagningerne d. 23. december 1999, 11. august 2000 og 30. august 2000.

Der var problemer med laboratorieanalysen af vandprøverne fra den 3. april 2000. Da analyserapporten kom, den 2. maj 2000, var resultatet åbenlyst forkert.

Laboratoriet kørte analysen om, men ekstrakterne var på det tidspunkt en måned gamle. Der er derfor en forøget usikkerhed ved disse resultater. Da halveringstiden for PCE for netop denne måledato ligger meget langt fra de øvrige resultater, vurderes det, at der bør ses bort fra resultaterne fra april 2000.

Resultaterne indikerer, at anlægget, efter en meget aktiv startperiode i december 1999/ januar 2000, fra slutningen af januar til udgangen af august 2000 var inde i en stabil periode med halveringstider for PCE på omkring 10 timer. Dette er væsentligt højere end hvad der var forventet ud fra litteraturundersøgelserne.

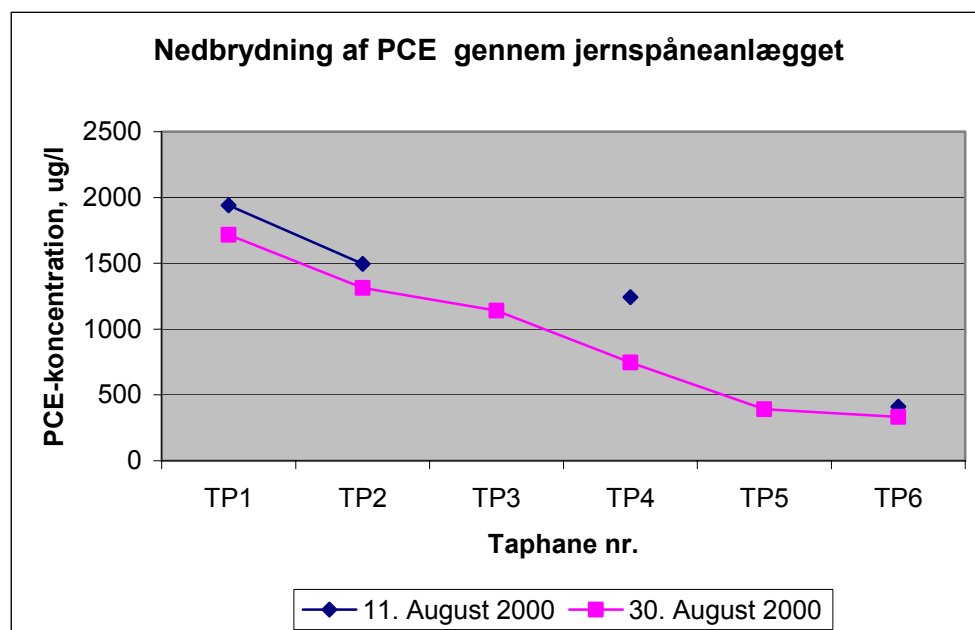
I tabel 3.2 og figur 3.4 ses nedbrydningen gennem anlægget ved to måledatoer i august. Målingerne blev foretaget med mobil GC.

Der sås ved begge måledatoer faldende koncentrationer af PCE gennem anlægget. Der sås endvidere dannelse af nedbrydningsprodukter begge måledage, dog tydeligst den 30. august 2000.

På begge måledage blev konstateret et areal (en række tætliggende, overlappende toppe) tidligt på kromatogrammerne, der svarede til diklorethylener og evt. vinylklorid.

Taphane	11. august 2000			30. august 2000		
	PCE µg/l	TCE µg/l	Andet	PCE µg/l	TCE µg/l	Andet
TP1	1941	i.p.	Der sås et areal på kromatogrammet svarende til nedbrydningsprodukter i TP4.	1716	22	Der sås stigende areal på kromatogrammet svarende til nedbrydningsprodukter i TP3, 4, 5 og 6.
TP2	1496	i.p.		1314	58	
TP3	-	-		1140	83	
TP4	1243	16		746	78	
TP5	-	-		392	60	
TP6	410	22		333	42	

Tabel 3.2 Nedbrydning af PCE gennem anlægget



Figur 3.4 Nedbrydning af PCE gennem jernspåneanlægget

3.3 Uorganiske parametre

3.3.1 Gasproduktion

Ved anaerob jernkorrosion dannes der, som beskrevet i afsnit 3.1, brint. Det vurderes, at de 5 m³ jernspåner kunne producere op til 17,5 g H₂ pr. døgn.

Med en opløselighed for brint i vand på 1,7 mg/l (10-15 °C) skulle der ved flow gennem anlægget på under 429 l/time produceres brint i overskud, som udledes gennem luftudladerne toppen af filtrene.

Den 30.-31. august 2000 blev det målt hvor meget gas, der blev udledt gennem 5 gas-udladere. Målingen blev udført inden for det tidsrum, hvor anlægget og

jernspånerne procesmæssigt, på baggrund af den målte PCE-fjernelse og pH-forhold (se afsnit 4.3.3), blev vurderet som værende inde i en stabil periode.

Vandflowet gennem anlægget var, på måletidspunktet, omkring 60 l/time. Der blev målt over en periode på 25,5 timer. I tabel 3.3 er måleresultatet vist, sammen med en beregning af hvor mange gram gas.

Som det ses af tabel 3.3, blev der udledt mest gas i de sidste filtre. Dette var forventet, idet den gas, der produceres i de første filtre forventes at gå til at mætte vandet.

	Filter 1	Filter 2	Filter 3	Filter 4	Filter 5	I alt 1-5
Målt, udledt gas i liter	0,0	0,2	0,0	14,2	102	116
Udledt gas i mol (beregnet)	0,0	0,09	0,0	0,63	4,55	5,18
Udledt, gas* i g (beregnet)	0,0	0,02	0	1,3	9,1	10,3

* I beregningerne er det forudsat, at gassen er brint

Tabel 3.3 Gasmåling på de 5 filtre

Da råvandet ikke indholder brint og vandet formentlig var mættet med brint, når det forlod anlægget, kan der i måleperioden beregningsmæssigt være ført 60 l/time x 25,5 time x 1,7 mg H₂/l fra anlægget med vandet, dvs. i alt 2,6 g brint.

Der kan således beregnes en samlet brintproduktion i anlægget på:

$$\begin{aligned} &(2,6 \text{ g brint} + 10,3 \text{ g brint})/25,5 \text{ time} = \\ &12,9 \text{ g brint}/ 25,5 \text{ t} = \\ &0,5 \text{ g brint/time} = \\ &12 \text{ g brint/døgn.} \end{aligned}$$

Den teoretiske, maksimale brintudvikling, blev i afsnit 3.1 beregnet til 17,5 g brint/døgn, baseret på laboratorieforsøg, der er udført ved 25°C..

Da temperaturen i jernspåneanlægget i forsøgsperioden var væsentligt lavere, vurderes der at være meget fin overensstemmelse mellem den teoretisk beregnede og den målte brintudvikling i anlægget.

Dette tolkes som at jernspånerne har været reaktive lige til afslutningen af driftsperiode 1 og det forudsættes i det følgende, at aktiviteten her været relativt konstant i den overvejende del af perioden.

Det konstaterede tryktab, der efter en måneds drift opstod ved filter 1 og med tiden bredte sig gennem rækken af filtre, vurderes ikke at være betinget af brintproduktionen, da brintproduktionen forventes startet momentant i alle filtre, da der kom vand i anlægget.

3.3.2 Jern

Da omsætningen af jern og brintproduktionen (H₂) ved anaerob jernkorrosion hænger sammen 1:1 molmæssigt, kan omsætningen af jern i anlægget beregnes til:

$$\frac{0,5 \text{ g/time} \times 55,85 \text{ g/mol}}{2 \text{ g/mol}} = 14 \text{ g Fe/time}$$

Der blev behandlet i alt omkring 1.600 m³ vand i jernspåneanlægget i driftsperiode 1. Flowet i driftsperioden varierede meget. I tabel 3.4 er perioden opdelt i 3 underperioder, hver med sit gennemsnitlige vandflow.

Der er i tabel 3.4 på baggrund af analyseresultater og flowmålinger skønnet en Fe balance for driftsperioden. Det er her forudsat, at flow'et i perioden 12. april 2000 - 04. august 2000 har været 0 m³/time, da der den største del af perioden ikke var noget flow gennem anlægget.

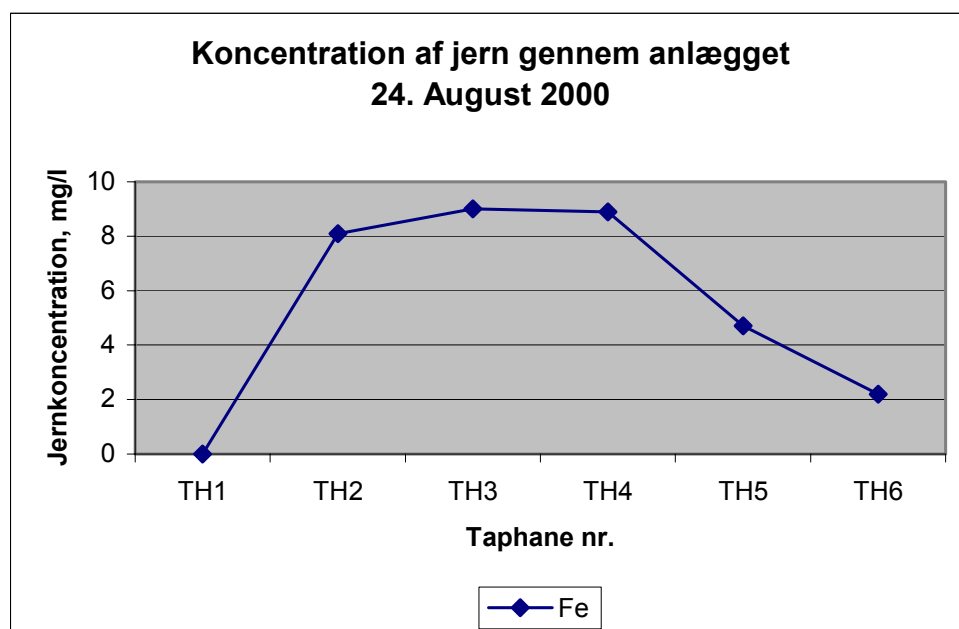
	Delperiode af driftsperiode 1		
	21. december 1999 - 11. april 2000	12. april 2000 - 04. august 2000	05. august 2000 - 20. september 2000
Behandlet vandmængde, m ³	1.491	7	82
Beregnet gennemsnitsflow, l/time	533	0 (2,5)	73
Gennemsnitlig Fe-koncentration i udløb, mg/l	6	-	2
Skønnet udledt Fe, kg	9	0	0,2
Skønnet opløst Fe, kg	37	38	16
Skønnet, udfældet Fe, kg	28	38	16

Tabel 3.4 Massebalance for Fe i anlægget i driftsperiode 1

På figur 3.5 ses et eksempel på et koncentrationsforløb for jern gennem jernspåneanlægget.

Opløsning af jern var tilsyneladende i store træk konstant (afsnit 3.1), men fortyndingen af jern var afhængig af flowhastigheden i anlægget. Udfældning af jern i anlægget var afhængig af pH, der ligeledes var afhængig af flowhastigheden. Den 24. august 2000 steg pH gennem anlægget fra 7,1 til 9,2.

Flowhastigheden blev derfor meget betydende for massebalancen for jern i anlægget.



Figur 3.5 Koncentrationsforløb for jern gennem jernspåneanlægget

Figur 3.5 tyder på, at jernudfældningerne i den sidste del af driftsperioden fortrinsvis skete i de sidste filtre i anlægget. Jernudfældningene skete forment-

lig som karbonater og hydroxider. Den samlede udfældning, der svarer til 82 kg jern, vurderes ikke at kunne være anledningen til trykopbygningen i filtrene, især da trykopbygningen startede med filter 1, og dette filter vurderes at være det, der bliver mindst belastet med jernudfældninger.

Råvandet fra afværgeboringerne ved Lyndby Rens har et iltindhold på omkring 1,5 mg/l. Denne ilt blev brugt til korrosion af jernet i det første filter.

Der er i måleperioden ledt i alt 1.580 m³ vand gennem anlægget, svarende til 2,37 kg O₂. Oxideres jernet til Fe³⁺, der udfælder som Fe(OH)₃, dannes omkring 11 kg Fe(OH)₃.

Såfremt denne udfældning skete i den øverste del af filteret, kan dette være en del af forklaringen på den skorpedannelse, der blev observeret i filter 1 efter kort tids drift.

3.3.3 Kalk

I tabel 3.5 ses resultatet af analyser for parametre, der vedrører kalkbalancen for anlægget.

Ved den anaerobe jernkorrosion dannedes der, som beskrevet i afsnit 3.1, OH⁻ioner, som medførte pH-stigninger gennem anlægget. Jo højere flow'et var, jo mere ville de dannede ioner fortyndes. Den højeste pH-stigning vurderedes at ville ske ved lavt flow.

De målte pH stigningerne gennem anlægget varierede meget. Ved målingen i december 1999 sås en langt højere pH-stigning, end ved de 2 følgende målinger (flow'et ved de 3 målinger var sammenligneligt). Dette stemmer overens med observationerne vedr. nedbrydningshastighed for PCE i anlægget, hvor aktiviteten den første måned ligeledes var væsentligt højere, end i den efterfølgende periode.

Dato	23.12.99		21.01.00		03.04.00		11.08.00		24.08.01	
Flow, l/t	710		680		710		100		100	
Parameter	TP1	TP6	TP1	TP6	TP1	TP6	TP1	TP6	TP1	TP6
pH	7,2 **	9,3	7,2	7,5	6,8	7,4	7,1	9,2	7,2	8,1
HCO ₃ ⁻ , mg/l	358 **	12,7*	358	170	-	-	-	-	365	73
Ca ⁺⁺ , mg/l	155 **	39	155	52	-	-	-	-	136	29
<i>*Beregnet ud fra pH, total alk. og temp. **Antaget ud fra målingen 21.01.00.</i>										

Tabel 3.5 Udvalgte uorganiske parametre

Ved de 2 sidste målinger var flow'et lavere og pH-stigningen gennem anlægget derfor større. Forskellen mellem disse 2 målinger kan ikke umiddelbart forklares.

Sammenholdes reduktionen i calcium- og bicarbonatkoncentrationer gennem anlægget (TP1-TP6) ses, at reduktionen er større i december 1999 end i januar 2000, hvilket vurderes at hænge sammen med de registrerede pH-forhold.

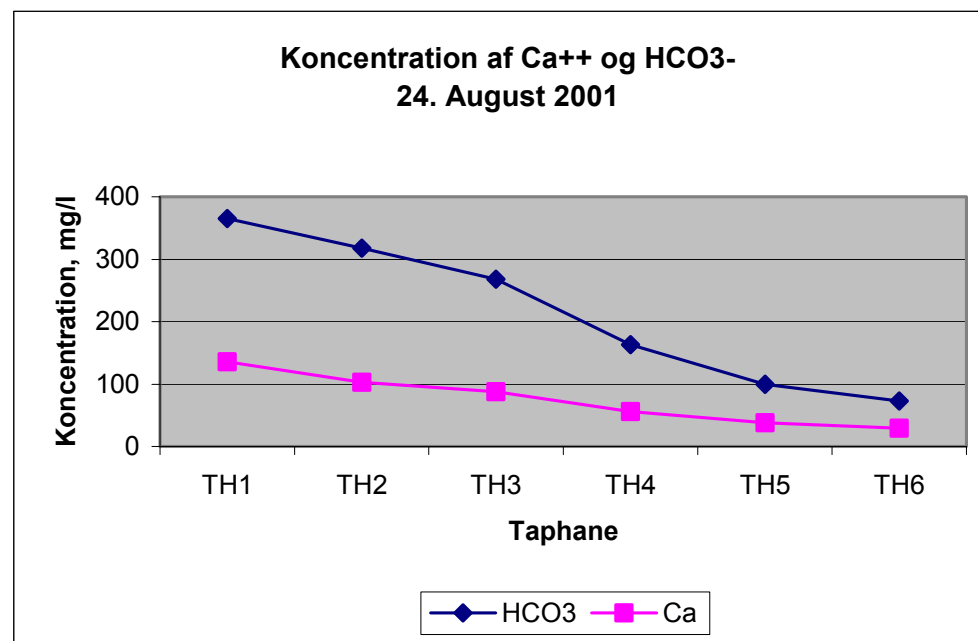
I tabel 3.6 er de udfældede mængder kalk i anlægget i driftsperioden skønsmæssigt beregnet. Såfremt alt fjernet calcium fældede ud som calciumcarbonat, er 60-70 % af den fjernede bicarbonat fældet som kalk.

Tilsammen blev der i driftsperioden udfældet omkring 413 kg CaCO_3 . Det antages at dette findes som aragonit, der har en massefylde på 3,94 kg/l. Det udfældede kalk fyldte under disse forudsætninger omkring 105 l, eller ca. 5% af det samlede porevolumen. Det vurderes ikke at være kalkudfældningerne, der har betinget trykophbygningen over filtrene.

Udfældningen af kalk var pH-afhængig og dermed styret af flow'et gennem anlægget. På figur 3.6 ses et eksempel på et koncentrationsforløb for calcium og bicarbonat gennem anlægget. Ved et flow som målt 24. august 2001 (100 l/t), sås der udfældning af kalk i alle filtre, dog mest i filter nr. 3 og mindst i nr. 5.

	Delperiode af driftsperiode 1		
	21.december 1999 -11. april 2000	12. april 2000 - 04. august 2000	05. august 2000 - 20. september 2000
Behandlet vandmængde, m^3	1.491	7	82
Beregnet gennemsnitsflow, l/time	533	0 (2,5)	73
Skønnet gennemsnitlig Ca-koncentration i indløb, mg/l	155	-	136
Skønnet gennemsnitlig Ca-koncentration i udløb, mg/l	50	-	29
Skønnet, udfældet Ca, kg	156	0	9
Skønnet gennemsnitlig HCO_3^- -koncentration i indløb, mg/l	358	-	365
Skønnet gennemsnitlig HCO_3^- -koncentration i udløb, mg/l	130	-	73
Skønnet, udfældet HCO_3^- , kg	334	0	24
Skønnet, udfældet CaCO_3 , kg	390		23

Tablet 3.6 Massebalance for CaCO_3 i anlægget i driftsperiode 1 jernspåneanlægget



Figuret 3.6 Koncentrationsforløb for calcium og bicarbonat

3.4 Øvrige uorganiske parametre

Der ses ingen betydende ændring af koncentrationen af magnesium, natrium, kalium, klorid og fluorid gennem anlægget.

Den stigning, der sås i manganindholdet følger en stigning i jernindholdet, der blev konstateret ved samme analyse (<0,03 mg Fe/l → 12 mg Fe/l).

I tabel 3.7 ses resultatet af en analyse for en række øvrige uorganiske parametre.

Parameter	TP1	TP6
Magnesium, mg/l	13	13
Natrium, mg/l	122	122
Kalium, mg/l	35	35
Ammonium, mg/l	<0,01	12
Mangan, mg/l	0,007	0,298
Klorid, mg/l	224	217
Sulfat, mg/l	64	62
Fluorid, mg/l	0,13	<0,05

Tabel 3.7 Øvrige uorganiske parametre, 21. januar 2001

Der kunne ikke påvises sulfatreduktion i anlægget.

Den viste stigning i indholdet af ammonium vurderes at kunne tilskrives reduktion af nitrat. Dette behandles nærmere i afsnit 6.3.5.

3.5 Jernspåneanalyse – medio driftsperiode 1

Før der kom vand på anlægget blev der udtaget prøver af filtermateriale fra alle filtre. En blandingsprøve blev scannet ved elektronmikroskop (SEM) med faciliteter til røntgenmikroskopianalyse (EDX) hos Teknologisk Institut i Tåstrup. Analyserapporten ses i bilag B.

Analysen viste, at spånerne havde en ensartet overfladestruktur. Der blev ikke påvist belægninger. Spånerne bestod omtrentlig af Fe (75 %), C (11 %), O (12 %), Si (1 %), Cu (0,1 %), Mn (0,5 %) og Al (0,1 %).

Med henblik på at undersøge hvorvidt trykopbygningen over filtrene skyldes falsk luft i anlægget blev der den 7. marts 2000 udtaget filtermateriale fra filter 1-5 til analyse. I tabel 3.8 er prøverne beskrevet.

Prøverne blev sendt til EDX-analyse på DTU. De kunne ikke identificere krystaller, men mente, at prøverne var fulde af organisk stof.

En prøve af spånerne fra filter 2 blev den 24. maj 2000 sendt til analyse (WDXRF) hos Teknologisk Institut i Århus. De kunne detektere ilt og calcium på overfladerne, men ikke kvantificere det. Det var ikke muligt på baggrund af disse analyser, at konkludere noget endeligt omkring årsagen til det voksende tryktab over filtrene i anlægget.

Filter nr.	Beskrivelse
1	Overfladen i dette filter var helt sammengroet med røde overflader. Prøven blev slået løs med hammer og mejsel. Der lå et lag rødt slam oven på spånerne.
2	Spånerne er helt løse og sorte.
3	Tynd skorpe, sorte spåner.
4	Tynd skorpe, sorte spåner.
5	Tynd skorpe, sorte spåner.

Tablet 3.8 Beskrivelse af prøvematerialer, den 07. marts 2000

3.6 Sammenfatning og vurdering af driftsperiode 1

Efter en kort periode med meget reaktive jernspåner, og dermed meget kort halveringstid for PCE i anlægget, kom anlægget ind i en stabil driftsperiode med halveringstider for PCE på omkring 10 timer, det vil sige omkring en faktor 6 over det forventede.

I samme periode skete der en trykopbygning i filtrene, der tilsyneladende bredte sig fra filter 1 og hen gennem rækken. Det vurderedes at årsagen til dette primært var skorpedannelsen i toppen af filtrene, da massebetragtninger viste, at de udfældede salte kun kunne opfylde få procent af porevolumet.

Det blev tidligt i driftforløbet opdaget, at der stod luft i toppen af filter 1, fordi luftudladeren havde sat sig fast. Luften blev lukket ud. Det blev ikke afklaret hvorvidt der var tale om produceret brint, eller om der var trukket luft ned gennem luftudladeren.

Det blev endvidere konstateret, at der ved pumpestop skete tilbageløb af vand fra jernspåneanlægget til kulfilteranlægget. Fejlen blev udbedret, men der opstod mistanke om, at der i denne periode kunne være sket en iltning af dele af filtrene, og at dette kunne have forvoldt eller medvirket til den konstaterede skorpedannelse og stigende halveringstid for nedbrydning af PCE i anlægget.

Det blev derfor ved følgegruppemøde den 7. september 2000 besluttet, at jernspånerne skulle udskiftes, hvorefter driften skulle genoptages. I forbindelse med dette skulle der endvidere udføres følgende anlægsændringer:

- Rørsløjfen efter filter 5 skulle forlænges op til loftet i containeren.
- Der skulle monteres partikelfiltre foran hver luftudlader.

Disse aktiviteter er beskrevet i kapitel 5.

4 Udskiftning af filtermateriale

4.1 Tømning af filtrene

Tømning af filtrene foregik i perioden 6. til 14. november 2000. Da filtermassen var blevet meget sammenhængende viste det sig vanskeligt at tømme filtrene. Der skulle kraftigt værktøj til for at bryde filtermassen op.

I forbindelse med dette blev der, efter aftale med amtet, udtaget prøver fra filter 1, 3 og 5 fra top, midte og bund til beskrivelse af filtermaterialets tilstand og analyse. Prøverne blev udtaget ved at bore ned i jernspånerne, medens de stod under vand. Filtermaterialet var så sammenhængende at borehullerne i filtrene kunne stå uden forerør.

Prøverne blev emballeret under vand fra anlægget i glas og spande med tæt-sluttende låg. Da låget blev taget af filtrene viste filtermassen sig at være meget hård, men stadig helt sort, bortset fra filter 1, hvor der sås okkerfarvede belægninger. I tabel 4.1 ses bemærkninger og prøvenumre.

Filter	Dybde m	Prøve nr.	Bemærkninger om filtermaterialets tilstand
1	0	40	Prøve 40 (okkerfarvet) måtte bankes løs med hammer og mejsel. Filtermaterialerne var sammengroede i hele filteret.
	0,5	41	
	1	42	
3	0	34	Ca. 20 cm meget hård skorpe øverst i filteret. Skorpen var så tæt, at der ikke kunne trænge vand igennem. Herunder rimeligt løse spåner.
	0,4	35	
	0,7	36	
5	0	37	Ca. 10 cm skorpe øverst i filteret. Herunder rimeligt løse spåner.
	0,3	38	
	1	39	

Tabel 4.1 Udtagning af filtermateriale

Efter prøvetagningen blev filtrene tømt for vand, hvorved der kom luft - og dermed ilt - ned i filtrene. Allerede efter ét døgn var alle jernspåneoverflader farvet røde af jernoxider og filtrene var blevet så varme af oxidationsprocesserne, at de stod og dampede.

4.2 Kontrol af luftudladere og kontraventiler på jernspånefilter

Der blev den 16. november 2000 foretaget kontrol af luftudlader og kontraventiler. Fotodokumentation af kontrollen er vedlagt som bilag C.

Kontrollen af luftudladerne fra filter 2, 3 og 5 viste alle steder, at svømmerkuglerne havde let belægning af okkerfarve på de nederste 4/5, mens den øverste 1/5 var blankt metal. Der var ikke belægninger eller fremmedlegemer i de forskellige vippeled, som svømmerkuglen hang/bevægede sig i. Okkerfarvning sås dog på Luftudlader 2, men uden påvirkning af bevægeligheden i vippeledet.

Der blev endvidere foretaget kontrol af to kontraventiler, som var placeret efter luftudlederne. Det drejede sig om kontraventilerne efter filter 2 og 5. Kontraventil 2 var helt ren og fri for enhver form for belægning, farve eller fremmedlegemer. Kontraventil 5 derimod havde på afgangssiden af ventilen

en ophobning af et hvidligt fedtet materiale, som mindede om kalkslam. En del af slammet bestod af faste, men porøse aflejringer, som var magen til dem, man ser som kedelsten i en el-kedel. Fotodokumentationen er skematisk opstillet med tilhørende kommentarer i tabel 2.

Adskillelsen af de øvrige luftudladere og kontraventiler gav ikke nye oplysninger. Det var således kun på afgangssiden af kontraventil 5, at der blev påvist væsentlig aflejring af materiale.

Foto nr.	Position	Bemærkninger
Pb150001	Luftudlader 3	Luftudlader adskilt for inspektion af ventil. Okkerfarvning ses på ventilen samt i luftudladeren.
Pb150002	Luftudlader 3	Her ses vippeleddet på ventilen. Fri bevægelse i leddet.
Pb150003	Luftudlader 2	Farvning på vippeled, men fri bevægelse i leddet.
Pb150004	Luftudlader 2	Nærbillede af luftudlader. Okkerbelægning ses, men ingen løse belægnings.
Pb150005	Luftudlader 5	Luftudlader og ventil med vippeled.
Pb150006	Kontraventil 5	Nærbillede af slamaflejring på afgangssiden af kontraventilen.
Pb150007	Kontraventil 2	Nærbillede af kontraventil uden aflejringer.

Tabel 4.2 Fotodokumentation

4.3 Retablering af anlægget og udførelse af anlægsændringer

Anlægget blev retableret med de planlagte ændringer:

- Rørsløjfen efter filter 5 blev forlænget op til loftet i containeren.
- Der blev monteret partikelfiltre foran hver luftudlader.

4.4 Analyse af jernspåneprøver

Der blev udvalgt følgende jernprøver til analyse:

Filter nr.	Prøvedybde	Prøve nr.
1	Top	40
1	Midt	41
1	Bund	42
3	Top	34
3	Midt	36
3	Bund	36
5	Top	37
5	Midt	38
5	Bund	39

Tabel 4.3 Udtagning af jernspåner til analyse

Samtlige prøver blev analyseret ved scanning elektronmikroskopi (SEM) forsynet med faciliteter til røntgenmikroanalyse (EDX). Ved SEM-undersøgelsen blev overfladen af jernspånerne undersøgt, og dette blev dokumenteret i SEM-billeder. Ved EDX-undersøgelsen blev grundstofsammensætningen af belægnings på overfladerne identificeret, og denne dokumenteret i røntgenspektra. Analyserapporten er vedlagt som bilag D.

I tabel 4.4 ses resultatet af analyserne sammen med resultatet af analysen af de friske spåner, der blev foretaget på en blandingsprøve fra de 5 filtre før der kom vand på anlægget. Tallene er behæftet med meget høj usikkerhed, da de beregninger, der ligger til grund for den procentvise fordeling, forudsætter "plane flader", og ikke som her krumme spåner.

Grundstof	Friske spåner w %	Brugte spåner w %
Fe	74 ± 3	35-40
Ca	0	1,5-3
O	12 ± 3	35-40
C	11 ± 4	20-25

Tabel 4.4 Analyseresultater - jernspåneprøver

Det ses af tabel 4.4, at der i løbet af driftsperioden som forventet var sket en stigning i indholdet calcium, ilt og kulstof og et fald i indholdet af jern på jernspåneoverfladerne.

Den procentvise fordeling mellem jern, kulstof, ilt og calcium på overfladen af de brugte spåner var stort set konstant for samtlige prøver. Den eneste afvigelse fra dette var prøve nr. 40, hvor der tillige blev påvist silicium på overfladen. Det vurderes dog, at dette silicium stammede fra fint materiale fra sandfilteret, der havde sat sig i den øverste skorpe på filter 1.

Udfældning af calciumcarbonat kunne kun redegøre for en mindre del af den stigning i indholdet af kulstof, der er sket på jernoverfladerne. Årsagen til den resterende stigning i kulstofindholdet kunne være mikrobiologisk vækst i filterene eller en blottelse af de kulpartikler, der findes i de anvendte Connolly jernspåner, på grund af opløsning af det omkringliggende jern

4.5 Påfyldning af jernspåner

Den 17. november 2000 skete der påfyldning af jernspåner på anlægget. Jernspånerne var leveret fra Fyns Amt, som en rest fra etablering af den reaktive væg på Vapokon grunden, der ligeledes er et projekt under Miljøstyrelsens Teknologiudviklingsordning. Spånerne var mellemdeponeret og forbehandlet på Roskilde Amts materielplads. Forbehandlingen bestod i en bearbejdning med pladevibrator, og var nødvendig fordi jernspånerne var klumpet sammen.

Påfyldningen af jernspåner blev foretaget ved at tømme 1 stk. sæk ("big-bag") i hvert filter og efterfølgende fordele den 6. sæk jævnt i de 5 filtre. I forbindelse med overførslen af jernspånerne til beholderne blev der gjort en række iagttagelser vedrørende kvaliteten af jernspånerne. Observationer gjort i forbindelse med påfyldningen fremgår af tabel 4.5.

Beholder nr.	Fra hvilke sække beholderen er opfyldt	Bemærkninger	Målt niveau af jernspåner (m under flange)
1	1/1 sæk nr. 1 1/5 sæk nr. 6	Alle påfyldte jernspåner uden særligt indhold af klumper.	0,60
2	1/1 sæk nr. 2 1/5 sæk nr. 6	Alle påfyldte jernspåner uden særligt indhold af klumper.	0,57
3	1/1 sæk nr. 3 1/5 sæk nr. 6	Sæk nr. 3 med indhold af 30 % klumper, enkelte store, men gennemsnitligt knyttnævestore. Sæk nr. 6 uden klumper.	0,61
4	1/1 sæk nr. 4 1/5 sæk nr. 6	Sæk nr. 4 med indhold af 30 % klumper, enkelte store, men gennemsnitligt knyttnævestore. Sæk nr. 6 med indhold af 20 % klumper.	0,72
5	1/1 sæk nr. 5 1/5 sæk nr. 6	Sæk nr. 5 med indhold af 50 % klumper, enkelte store, men gennemsnitligt knyttnævestore. Sæk nr. 6 med indhold af 30 % klumper.	0,65

Tabel 4.5 Observationer og opmålinger

Generelt bemærkes, at hovedparten af jernspånerne forekom oxiderede, hvilket sås som en rødbrun farvning af jernspånerne. De mest oxiderede spåner var i sæk nr. 1, 2, 5 og 6. Jernspånerne fra sæk nr. 4 var næsten sorte, mens jernspånerne i sæk nr. 3 var mørkebrune. I de fleste af sækkene var der sammenklumpning af jernspånerne. De eneste sække som var fri for klumper var sæk nr. 1 og 2 samt delvis nr. 6.

4.6 Overgang til drift

Den 20. november 2000 blev der udført udbedring af småskader på containeren og rengøring af anlægget og der blev gjort klar til den anlægsstart med afvægevand, der startede den 23. november 2000.

5 Driftsperiode 2

5.1 Flow og trykopbygning i filtrene

Der blev i skitseprojektet planlagt en afprøvning af anlægget i 2 driftsperioder /14/:

- Rensning af en delstrøm af den samlede vandmængde parallelt til kulfilteret.
- Rensning af den samlede vandmængde, ved anvendelse af jernspånefilteret som forfilter til kulfilteret.

Ved etablering af anlægget i november 1999, blev det besluttet at lede den samlede oppumpede vandmængde gennem jernspåneanlægget for at undgå problemer med frost i rørene, da der var hård frost og varmeapparatet ikke virkede. Efter den første analyserunde blev det vedtaget at fortsætte med det høje flow i driftperiode 1.

I driftperiode 2 skete der derfor afprøvning af den driftssituation, hvor der bliver ledt en delstrøm gennem jernspåneanlægget.

I driftsperiode 2 blev det tilstræbt at lede en delstrøm på omkring 100 l/time gennem anlægget.

Da halveringstiden for PCE i anlægget i driftperiode 1 var langt højere end forudsat, blev det besluttet, at det behandlede vand fra jernspåneanlægget fortsat skulle ledes til kulfilteranlægget i driftsperiode 2, for at sikre at der ikke blev udledt vand med for højt indhold af PCE.

På figur 5.1 er flowet gennem jernspåneanlægget i driftsperiode 2 vist og på figur 5.2 ses det samlede tryktab over anlægget i samme periode.

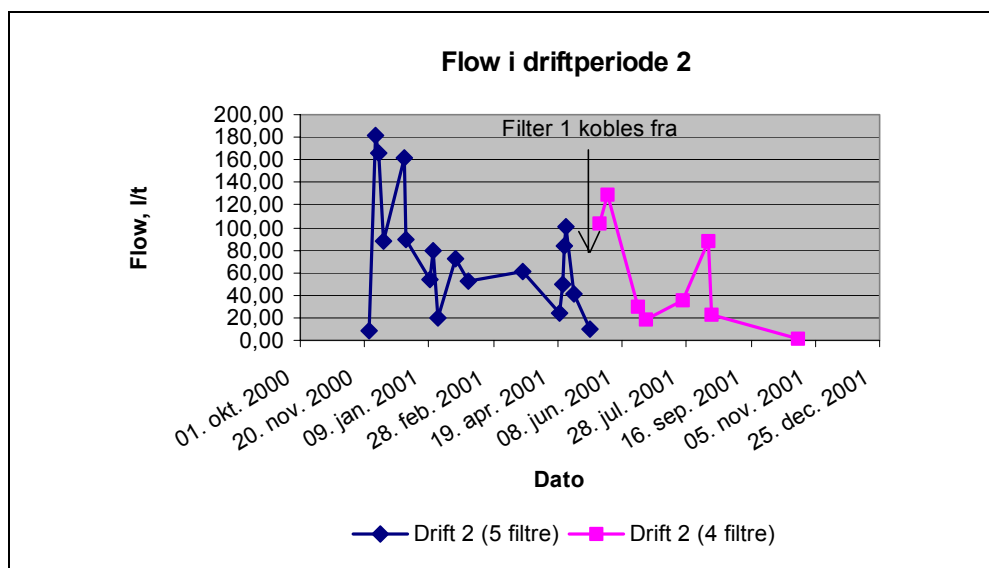
I perioden 23. november 2000 til 14. maj 2001 blev registreret et flow, som på grund af trykopbygninger på især det første filter, var faldende fra godt 100 l/t til 30 l/t (gennemsnitligt flow på 58 l/t), på trods af hyppig regulering af flow'et.

Omkring 15. maj 2001 var tryktabet på filter 1 alene på omkring 7 m vand-søjle. Det samlede tryktab over resten af anlægget var på omkring 3 m vand-søjle. Da det belastede pumperne i afværgeboringerne unødigt, blev det besluttet at by-passe filter 1.

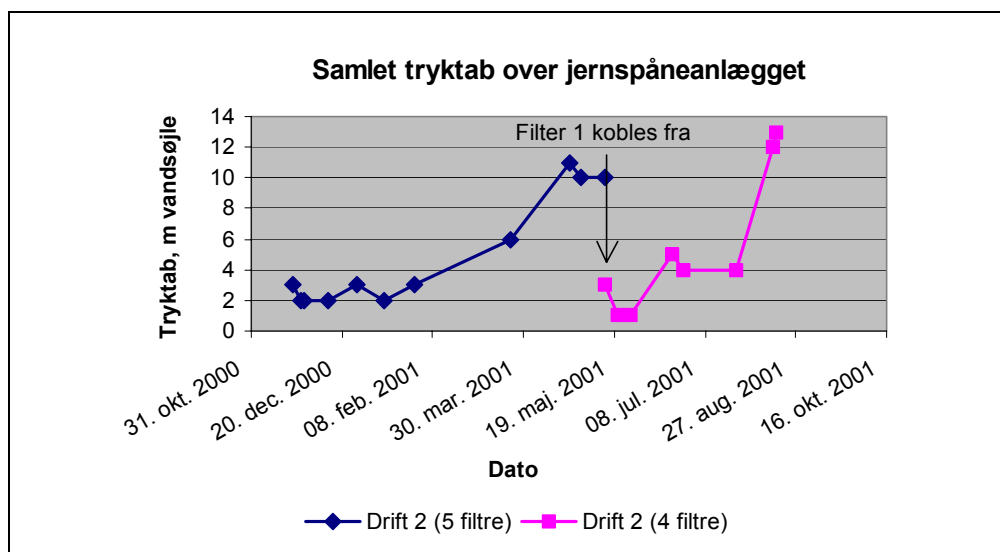
I løbet af de sidste 3 måneder i driftsperiode 2 (drift med 4 filtre) steg tryktabet over anlægget igen til samme niveau som før filter 1 blev by-passed. Det var igen det forreste filter (nu filter 2), der blev opbygget tryk over. I denne del af perioden var der et gennemsnitligt flow på 56 l/t.

Af hensyn til pumperne og driften af kulfilteranlægget blev det i august besluttet at nedsætte flowet til få liter i timen indtil november 2001, hvor anlægget blev demonteret.

Sammenholdes trykopybygningen over anlægget i driftsperiode 1 (afsnit 4.1) med driftsperiode 2 ses meget sammenlignelige forløb, med en voldsom trykstigning over det forreste filter. Skorpedannelsen i det første filter vurderes at være betinget af vandets iltindhold (ca. 1,5 mg/l) og eventuelt også nitratindholdet (53 mg/l). Dette omtales nærmere i afsnit 6.3.5.



Figur 5.1 Registreret flow gennem jernspåneanlægget i driftsperiode 2



Figur 5.2 Samlet tryktab over jernspåneanlægget i driftsperiode 2

5.2 Fjernelsesrater for PCE

I tabel 5.1 er gengivet analyseresultater fra 5. december 2000, 10. januar 2001 og 26. juni 2001.

Der sås nedbrydning af PCE i samtlige filtre. Ved nedbrydningen dannedes triklørethylen, diklørethylener og vinylklorid, der også blev nedbrudt. De højeste triklørethylen koncentrationer sås efter første filter (TP2). Der var endvi-

dere en tendens til at de videre nedbrydningsprodukter (diklorethylener og vinylchlorid) toppede koncentrationsmæssigt efter andet filter (TP3).

Dato	Stof	TP1	TP2	TP3	TP4	TP5	TP6
5. december 2000	PCE	1.500	920	36	13	11	8,7
	TCE	1,4	60	27	5,0	1,7	1,1
	Cis-1,2-DCE	1,3	3,6	17	15	8,2	4,2
	Trans-1,2-DCE	<0,01	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
	1,1-DCE	<0,1	1,9	4,6	3,6	2,1	1,1
	VC	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
10. januar 2001	PCE	1.060	300	24	37	22	14
	TCE	1,5	24	6,7	7,7	7,2	6,6
	Cis-1,2-DCE	1,1	3,5	17	6,8	10	7,7
	Trans-1,2-DCE	<0,1	0,48	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
	1,1-DCE	<0,1	0,51	1,0	0,35	0,76	0,69
	VC	<0,2	<0,2	1,7	0,77	0,62	0,47
26. juni 2001	PCE		2.500	460	35	27	6,2
	TCE		0,31	26	2,0	2,6	0,85

Tabel 5.1 Nedbrydning af PCE gennem anlægget

I tabel 5.2 er halveringstiden, $T_{1/2}$, for PCE beregnet for jernspåneanlægget. Der er i beregningerne forudsat et porevolumen i jernspånefilteret på 40 %. Der ses en stigning i halveringstiden, $T_{1/2}$, fra godt 3 timer til omkring 10 timer i løbet af driftsperiode 2. Det kan ikke afvises at halveringstiden ville have steget yderligere, hvis driften ikke var blevet afbrudt. I driftsperiode 1 sås en stabil halveringstid på omkring 10 timer, efter omkring 1 måneds drift.

Det bemærkes, at der var store problemer med analysen af vandprøverne fra den 25. april 2001, hvorfor resultaterne af denne analyse ikke er medtaget i tabel 5.1 og 5.2. Denne analysefejl kom på et meget uheldigt tidspunkt, da netop disse prøver blev udtaget den sidste driftsdag med alle 5 filtre i drift, hvorfor analysen ikke kunne omgøres. Analyserapporterne ses i bilag E.

Dato	Før jernspånefilter PCE, µg/l	Efter jernspånefilter PCE, µg/l	Flow l/time	$T_{1/2}$ Timer
5. december 2001	1.500	8,7	86	3,1
10. januar 2001	1.060	14	53	6,0
26. juni 2002 *	2.500	6,2	19	9,7

*Filter 1 by-passed

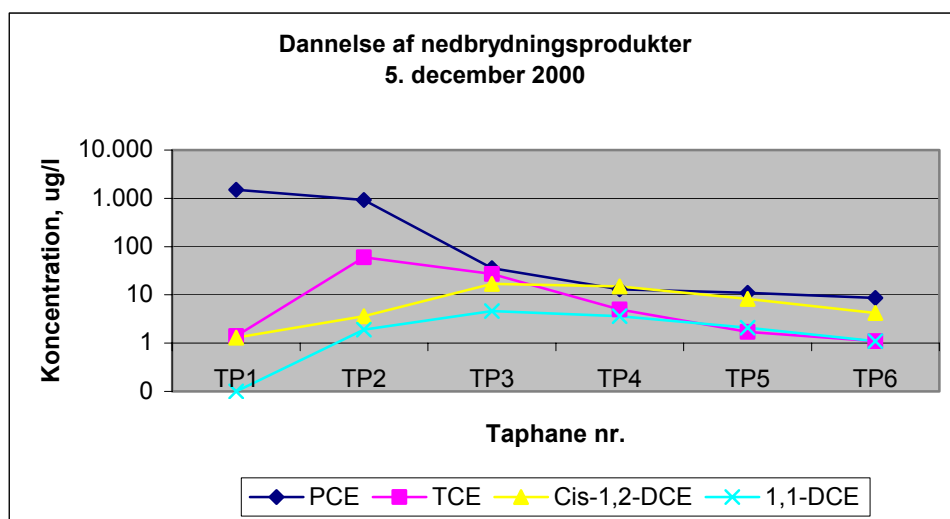
Tabel 5.2 Halveringstider for PCE i jernspåneanlægget

Efter sidste filter var der fortsat nedbrydningsprodukter i vandet, men i koncentrationer under 10 µg/l. Som eksempel på dette er i figur 5.3 vist et nedbrydningsforløb for 5. december 2000.

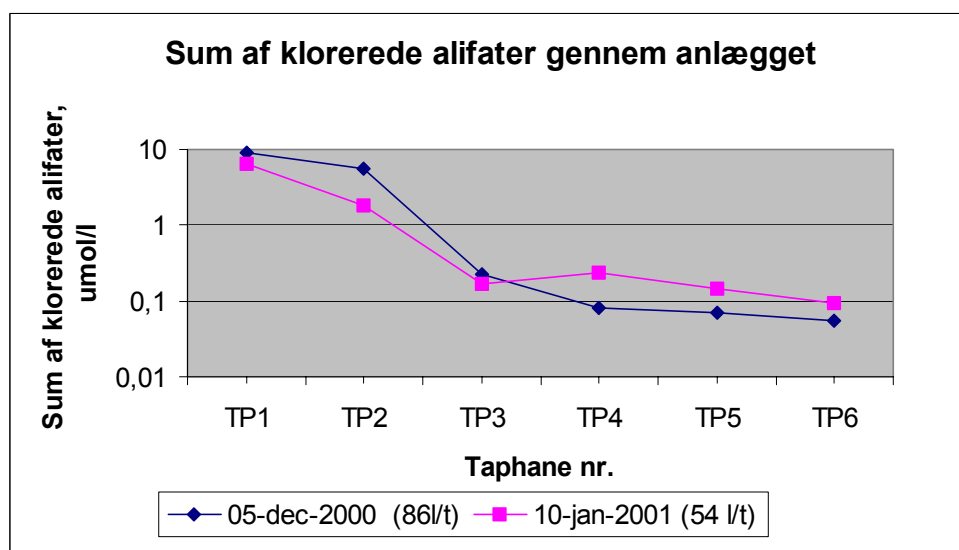
Da der hverken blev påvist vinylchlorid eller trans-1,2-diklorethylen i vandprøverne fra 5. december 2000 er disse stoffer af hensyn til overskueligheden ikke medtaget på figur 5.3.

På figur 5.4 ses nedbrydningsforløbet for summen af klorerede alifater i jernspåneanlægget i december 2000 og januar 2001. Der sker nedbrydning af klorerede alifater i alle filtre, men nedbrydningen er størst i filter nr. 2 begge måledage.

Bemærk at Y-aksen er logaritmisk på figurerne 5.3 og 5.4.



Figur 5.3 Dannelse af nedbrydningsprodukter, 5. december 2000



Figur 5.4 Sum af klorerede alifater

Den 16. august 2001 blev der analyseret en luftprøve fra gasudladeren på filter nr. 3. Prøven indeholdt 13,8 ppm ($93,6 \text{ mg/m}^3$) PCE og 0,6 ($3,2 \text{ mg/m}^3$) ppm triklorethylen. Gasudledningen var på måletidspunktet lav, omkring 0,3 l/døgn. I denne periode blev der således udledt omkring 0,028 mg PCE og 0,00096 mg triklorethylen pr. døgn via luftafkastet.

I perioden med den højeste gasproduktion blev der udledt 80 l gas/døgn. Der blev ikke foretaget analyser af gassen i den periode, men da indholdet af klorerede alifater i gassen forventes at være i ligevægt med vandfasen antages koncentrationerne i gassen ikke at variere voldsomt. I denne periode er udlednin-

gen af tetra- og triklorethylen via gasudladerne beregnet til henholdsvis 7,5 mg/døgn og 0,026 mg/døgn.

Koncentrationen af PCE i råvandet har varieret en del i driftsperioden, men har gennemsnitligt ligget omkring 1.700 µg/l. Med et flow gennem anlægget på omkring 100 l/time tilførtes anlægget godt 4 g PCE pr. døgn. Det er således kun en ubetydelig del af de klorerede alifater, der blev afgivet via gasudladerne.

5.3 Uorganiske parametre

5.3.1 Gasproduktion

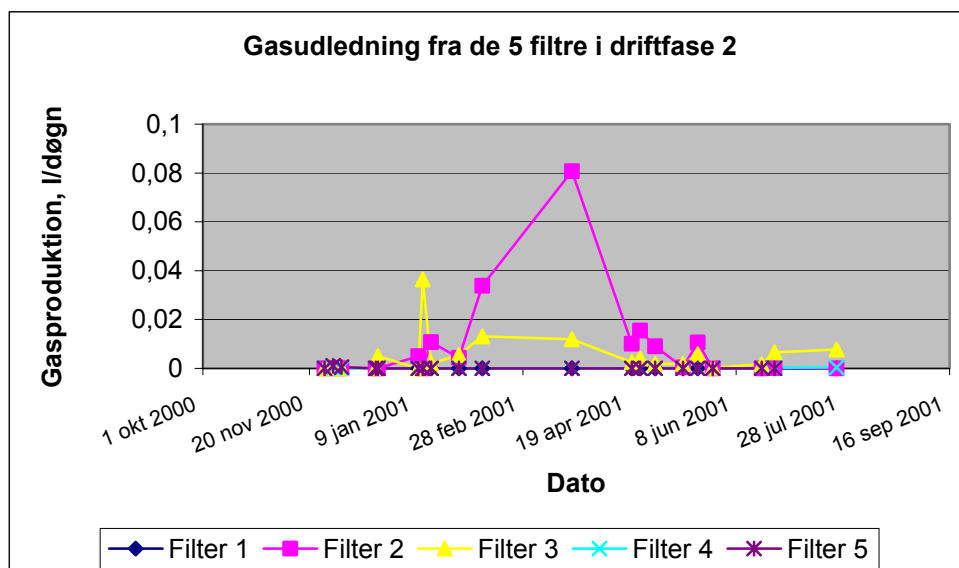
Som beskrevet i afsnit 3.3.1 var der forventet en maksimal brintproduktion i det samlede anlæg på 17,5 g/døgn, fordelt med 3,5 g/filter/døgn. Med et flow på omkring 100 l/time og en opløselighed af brint i vand på 1,7 mg/l (10-15 °C) kunne der opløses omkring 4,08 g brint/døgn i vandet, hvilket svarer til lidt mere end den maksimale produktion i det første filter.

På baggrund af dette forventedes det, at der kunne måles udledning af gas fra de sidste (1-4) filtre i rækken. På figur 5.5 er vist udledning af gas fra de 5 filtre i driftsperiode 2. Det viste sig, at det ikke som forventet og som set i driftsfase 1, var de sidste filtre, der afgav gas, men filter nr. 2 og i en vis grad filter nr. 3.

Der viste sig endvidere at være opstartsfasen helt uden udledning af gas, hvilket kunne minde om lack-fasen fra en mikrobiologisk proces. Dette var overraskende, da der var forventet kemisk brintdannelse.

I et projekt under miljøstøtteordningen LIFE /19/ blev der, ved monitorering af vandkvaliteten opstrøms, i og nedstrøms en reaktiv væg baseret på jernspåner, registreret en metandannelse i vægen efter en lack-fase på omkring 3 måneder.

Det blev på denne baggrund vedtaget, at der skulle udføres analyser af gassen fra jernspåneanlægget. Der blev udtaget gasprøver til analyse for uorganiske parametre 3 gange i driftsfase 2 fra filter 3. Resultaterne ses i bilag G og tabel 5.3.



Figur 5.5 Gasudledning i driftsfase 2

Dato	Vandflow l/time	Gasflow l/døgn	H ₂ ppm	H ₂ S ppm	CH ₄ Ppm	CO ₂ ppm
16. august 2001	23	0,3	10.000	<2.000	13.000	<1.000
23. oktober.2001	1	6,8	1.500	i.m.	34.000	<1.000
25. oktober .2001	1	0,2	4.000	i.m.	i.m.	i.m.
i.m.: ikke målt						

Tabel 5.3 Analyser af gas fra fil ter 3

Som det ses af tabel 5.3 blev der ved de uorganiske analyser kun gjort rede for få procent af indholdet i gassen fra filter 3. Brintindholdet lå i de 3 analyser på 0,1-1 % og methanindholdet på 1-3 %. Der kunne ikke påvises svovlbrinte eller kuldioxid.

Det er muligt at gassens hovedindhold var nitrogen og/eller NOX'er som et resultat af nitratreduktion, men dette blev ikke eftervist ved analyser, se afsnit 6.3.5.

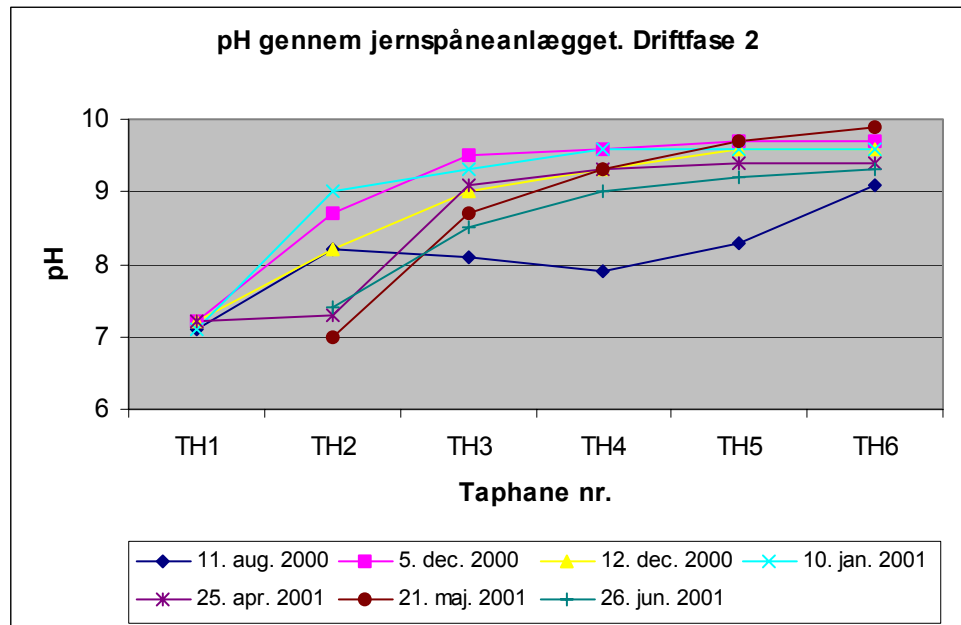
5.3.2 pH

Ved den anaerobe jernkorrosion dannedes der, som beskrevet i afsnit 3.1, OH⁻-ioner, som medførte pH-stigninger gennem anlægget. Jo højere flow'et var, jo mere vil de dannede ioner blive fortyndet. Den højeste pH-stigning vurderedes at ville ske ved lavt flow.

På figur 5.6 ses pH forløbet gennem jernspåneanlægget i driftsfase 2. De to sidste målinger, 21. maj 2001 og 26. juni 2001 blev foretaget efter at filter nr. 1 var by-passed. Bortset fra den sidste måling (26. juni 2001), hvor der blev registreret et flow gennem anlægget på 19 l/time, var flowet ved de øvrige måledatoer 80-110 l/time.

pH i vandet steg fra 7-7,4 til 9,1-9,9 ved passage af jernspåneanlægget, med den største del af stigningen i de første 2 filtre.

pH forløbene den 11. august 2000 og 25 april 2001 afviger fra de øvrige, ved at pH-stigningen ikke er så stor i de første filtre. Der kan ikke umiddelbart gives andre forklaringer på dette end usikkerhed i analyse.



Figur 5.6 pH gennem jernspåneanlægget

Det lave flow ved målingen den 26.06.01 gav ikke anledning til større pH-stigning end der sås ved de øvrige måledatoer. Dette kan hænge sammen med at jernspånerne med tiden blev mindre reaktive. Gasproduktionen var på dette tidspunkt også aftagende.

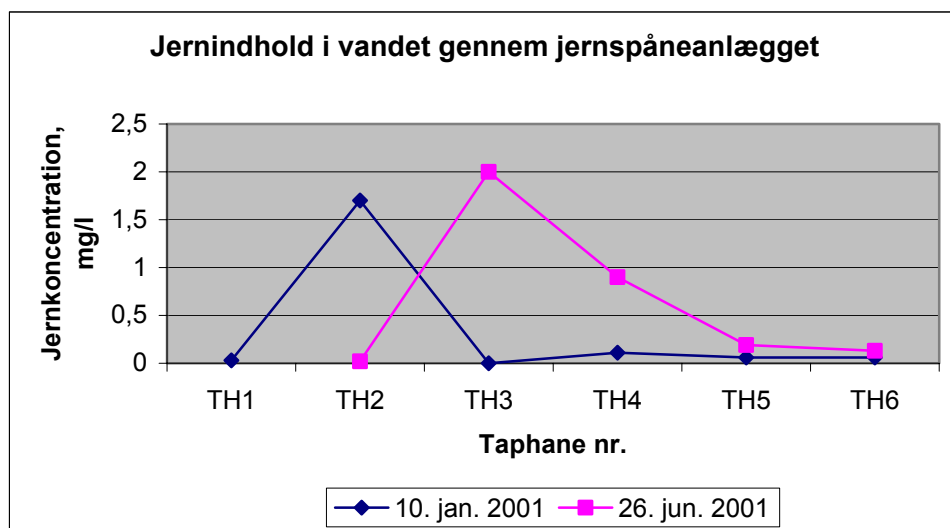
5.3.3 Jern

På figur 5.7 er vist to eksempler på udviklingen i jernindhold i vandet gennem anlægget, henholdsvis ved drift med 5 (10. januar 2001) og 4 filtre (26. juni 2001).

Det ses at jernindholdet steg under passage af det første filter fra 0,2-0,3 mg/l til omkring 2 mg/l. hvorefter det falder igen til omkring 0,1 mg/l.

pH steg i driftsfase 2 til henholdsvis 9,0 og 8,5 gennem det første filter på de to måledatoer.

Der blev konstateret større stigninger i jernindholdet i driftsfase 1. Det vurderes at årsagen til denne forskel er begrundet i at flowet ved målingen i driftsfase 1 var højere og pH-stigningen derfor mindre, end ved målingerne i driftsfase 2, hvorfor det opløste jern (driftsfase 1) ikke fældede ud.

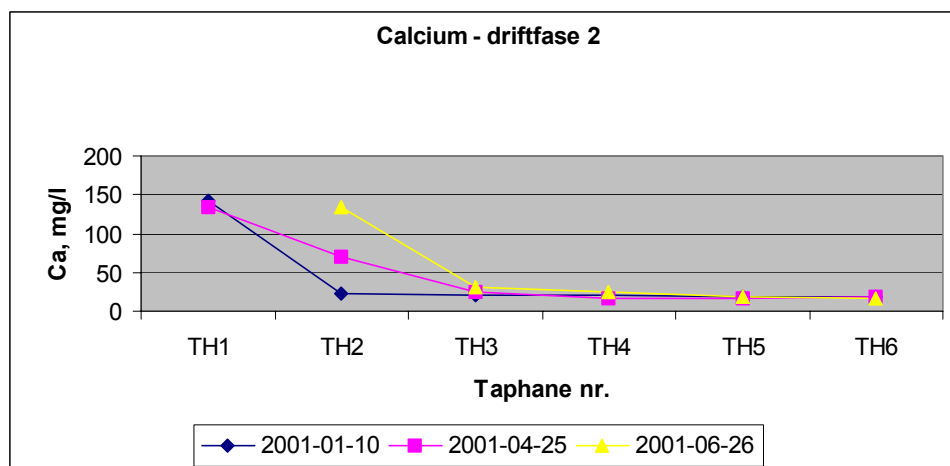


Figur 5.7 Koncentration af jern i vandet gennem jernspåneanlægget

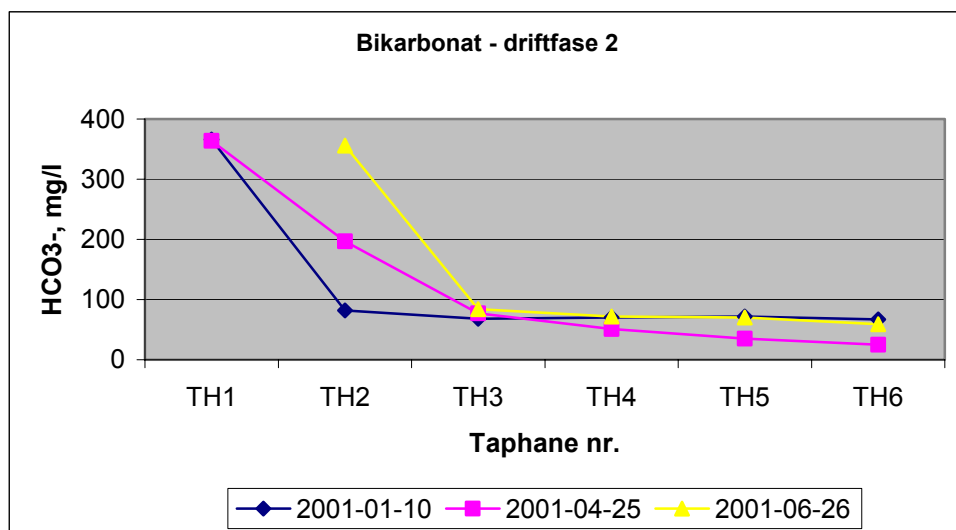
Da det ikke var muligt at få en anvendelig måling af brintproduktionen, vurderes det ikke at være muligt at give noget kvalificeret bud på den samlede omsætningen af jern i anlægget i driftsfase 2.

5.3.4 Kalk

På figur 5.8 og 5.9 er vist calcium- og bikarbonatkoncentrationerne gennem jernspåneanlægget i driftsfase 2.



Figur 5.8 Calciumkoncentrationer- driftsfase 2



Figur 5.9 Bikarbonatkoncentrationer- driftsfase 2

Såfremt alt udfældet calcium blev fældet som calciumkarbonat, repræsenterer dette omkring 60 % af den fjernede bikarbonat. De resterende 40 % af bikarbonaten kan være fældet ud med jern.

I den første del af driftsfase 2 skete stort set hele udfældningen af kalk i filter nr. 1, som vist i analysen fra 10.01.01. Efter en vis driftstid fordelte udfældningerne sig ligeligt over de 2 første filtre (25.04.01) og efter midt i maj, hvor filter nr. 1 blev by-passed, skete hovedparten af kalkudfældningen i filter nr. 2.

Af tabel 5.4 fremgår det at anlægget har modtaget omkring 51 kg Ca med vandet og heraf er der udfældet 44 kg.

Skønnet calcium balance	23.11.00-30.02.01	01.03.01-14.05.01	15.05.01-24.10.01	I alt
Behandlet vandmængde, m ³	175	63	128	366
Ind, kg Ca	25	8,5	17	51
Udfældet i filter 1, kg Ca	21	4,1	-	25
Udfældet i filter 2, kg Ca	0,5	2,9	13	16
Udfældet i filter 3, kg Ca	0	0,5	0,8	1,3
Udfældet i filter 4, kg Ca	0,2	0	0,6	0,8
Udfældet i filter 5, kg Ca	0,2	0	0,3	0,5
Ud, kg Ca	3,2	1,1	2,2	6,5

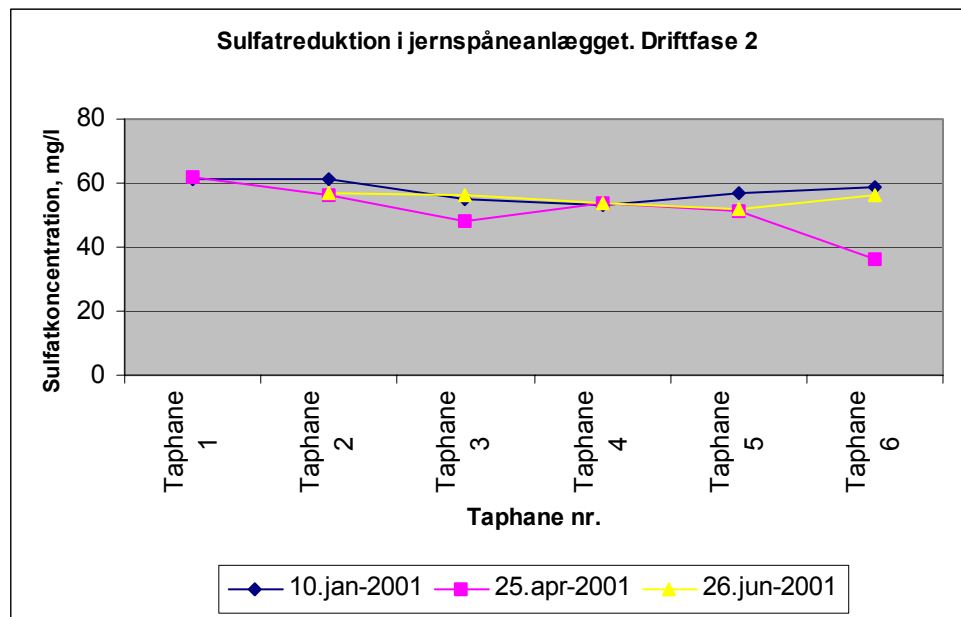
Tabel 5.4 Calciumbalance – driftsfase 2

Under forudsætning af at udfældning af calcium skete som aragonit (massefylde 3,94 kg/l) blev der afsat omkring 16 l aragonit i filter nr. 1 og 10 l aragonit i filter nr. 2. Dette svarer til henholdsvis 4 % og 2,5 % af det samlede porovolumen i de to filtre. Da kalkudfældningen var pH-afhængig og pH-stigningen vurderes at være slet gradvist gennem filtrene, forventedes kalkudfældningerne ikke at kunne ske som en skorpe øverst i de enkelte filtre.

Det vurderes på den baggrund ikke at være kalkudfældningerne, der har betinget trykopygning i filtrene.

5.3.5 Øvrige uorganiske parametre

På figur 5.10 er vist sulfatreduktionen gennem jernspåneanlægget.



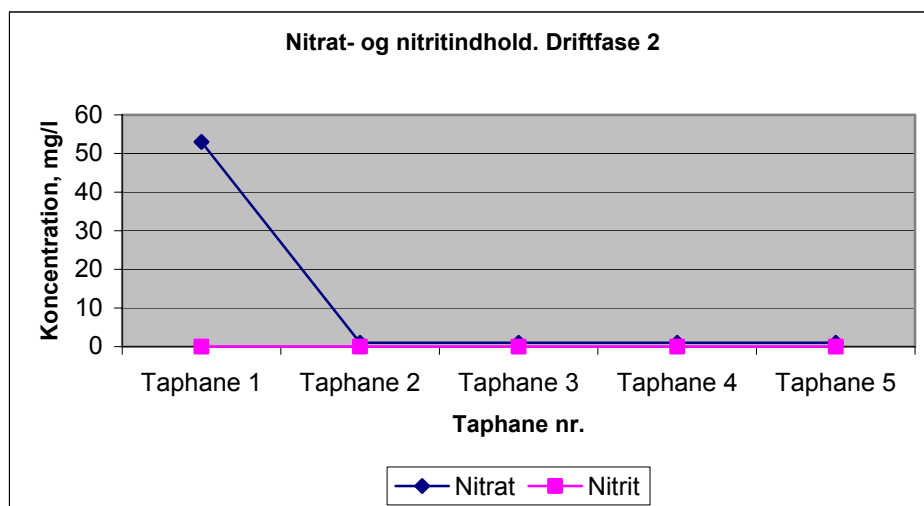
Figur 5.10 Sul fatreduktion gennem jernspåneanlægget

Bortset fra resultaterne fra den 25. april 2001, hvor der blev registreret en væsentlig sulfatfjernelse i især filter 5, sås der ikke nogen betydende sulfatreduktion i anlægget. Desværre var der problemer med analyserne netop fra den 25.04.01, så disse resultater vurderes ikke at skulle tillægges for meget vægt.

Der blev den 26. juni 2001 udtaget vandprøver til analyse for metan. Der kunne ikke påvises metan i råvandet (Taphane 2), men i de øvrige prøver (Taphane 3, Taphane 4, Taphane 5 og Taphane 6) blev der påvist 0,02-0,03 mg metan/l. Der er således en vis metanproduktion i anlægget, hvad gasanalyserne også viser (afsnit 6.3.1). Niveauet er dog ikke så stort som på målt ved den reaktive jernspånevæg på Godsbanegården, hvor der blev påvist over 10 mg metan/l nedstrøms væggen (dette projekt blev gennemført af Banestyrelsen, med økonomisk støtte fra EU-miljø-tøtteordningen LIFE og Miljøstyrelsen) /19/.

I forbindelse med afgrænsningen af forureningsfanen i grundvandet i 1986 blev det øvre, sekundære magasin, hvor i afværgeboringerne er filtersat, karakteriseret som en oxideret, nitratholdig calcium-bikarbonat vandtype /5/. Det blandede afværgevand indeholder ilt (omkring 1,5 mg O₂/l) og nitrat. Begge stoffer er gode oxidationsmidler, der kunne give anledning til skorpedannelse i toppen af det første filter.

Prøverne fra 26.06.01 blev analyseret for nitrat og nitrit. Resultatet af dette er vist på figur 5.11. Ved passage af det første filter blev nitratindholdet reduceret fra 53 mg/l til 1 mg/l og nitritindholdet på 0,02 mg/l blev reduceret til under detektionsgrænsen (0,01 mg/l).



Figur 5.11 Nitrat- og nitritindhold i jernspåneanlægget 26.06.01

Efter andet filter, kunne hverken påvises nitrat eller nitrit. Da der var tale om sidste analyserunde er resultaterne ikke gentaget.

Der kan tænkes forskellige processer til fjernelse af nitraten. Den kan reduceres kemisk på jernoverfladerne, anvendes som elektronacceptor i en mikrobiologisk proces eller indbygges i en biomasse. Såfremt den er fjernet ved kemisk reduktion på jernspånerne, kan den være reduceret helt til frit kvælstof eller til NOX'er, der eventuelt reduceres yderligere i de følgende filtre.

Reduceres nitraten til N_2 overstiges opløseligheden for nitrogen i vand. Dette kan være en del af forklaring på gasudledningen fra filter nr. 2 og 3.

Der kan muligvis være sket en reduktion af en del af nitraten til ammonium. Dette kan forklare den påviste ammoniumdannelse i anlægget på 12 mg/l i driftsfase 1 (afsnit 4.4).

5.4 Mikrobiologisk karakterisering af jernspåner

I forbindelse med demontering af anlægget blev der udtaget prøver af filtermaterialet med henblik på en bestemmelse af en eventuel bakterieflora på jernspånerne.

Der blev udtaget prøver fra filter nr. 3, hvor der kunne måles den største gasproduktion på dette tidspunkt og filter nr. 5, hvor der ikke blev registreret gasproduktion i driftsfase 2. Der blev udtaget prøver i 30-40 cm's dybde i hver af de 2 filtre.

Prøverne blev udtaget med rengjort værktøj (afrensning i sprit og flambering) og emballeret under vandoverfladen i redcap-glas.

Prøverne blev analyseret hos GEUS. Analyserapporten ses i bilag H.

Filtermaterialet blev underkastet følgende undersøgelser:

1. Direkte tælling af bakterier ved "Acridine Orange Direct Counting (AODC)"

2. Ekstraktion af DNA og bestemmelse af bakterieantal ved kvantitativ polymerase chain reaction (cPCR)
3. Tælling af aerobe bakterier ved pladespredning på 2 agarmedier (1/300 TCA og R2A)
4. Tælling af anaerobe bakterier ved pladespredning på 2 agarmedier (1/300 TCA og R2A).

Undersøgelse	Karakteriseringsmetode	Filter 3 (I)	Filter 3 (II)	Filter 5 (I)	Filter 5 (II)
1	AODC, bakterier/g jernspåner	$< 9 \cdot 10^5$	$< 9 \cdot 10^5$	$< 9 \cdot 10^5$	$< 9 \cdot 10^5$
2	cPCR, bakterier/g jernspåner	$< 1 \cdot 10^3$	$< 1 \cdot 10^3$	$< 1 \cdot 10^3$	$< 1 \cdot 10^3$
3	pladespredning, aerob, TCA/g jernspåner	$< 9 \cdot 10^2$	$< 9 \cdot 10^2$	$< 9 \cdot 10^2$	$< 9 \cdot 10^2$
	pladespredning, aerob, R2A/g jernspåner	$5,1 \cdot 10^3$	$1,8 \cdot 10^3$	$2,7 \cdot 10^3$	$1,5 \cdot 10^3$
4	pladespredning, anaerob, TCA/g jernspåner	$< 9 \cdot 10^2$	$< 9 \cdot 10^2$	$< 9 \cdot 10^2$	$< 9 \cdot 10^2$
	pladespredning, anaerob, R2A/g jernspåner	$< 9 \cdot 10^2$	$< 9 \cdot 10^2$	$< 9 \cdot 10^2$	$< 9 \cdot 10^2$

Tabel 5.5 Mikrobiologisk karakterisering af jernspåner

Der kunne ikke detekteres bakterier på jernspånerne ved AODC og cPCR. Der sås ingen anaerobe bakterier og kun få aerobe bakterier ved pladespredning og inkubering.

Aerobe bakterier har så dårlige vækstvilkår i jernspånefiltre, hvor miljøet er strengt anaerobt, at de ikke kan have bidraget til gasudvikling i anlægget.

Der var således intet i denne undersøgelse, der tydede på at gasudviklingen i filtrene stammede fra en etableret biomasse i filtrene.

5.5 Sammenfatning og vurdering af driftsperiode 2

Halveringstiden for PCE i anlægget steg i driftsperiode 2 fra omkring 3 timer til 10 timer. Der blev konstateret dannelse af nedbrydningsprodukter, der dog også blev nedbrudt i anlægget. Udledning af klorerede alifater via gasudlederne blev vurderet at være minimal. Fjernelsen af disse stoffer skete derfor i filtrene.

I driftsperiode 2 blev der konstateret en trykopygning over anlægget, primært på det første filter. Dette var helt parallelt til hvad der blev observeret i driftsfasen 1. Midt i maj 2001 blev filter 1 by-passed for at nedsætte trykket. Der skete herefter hurtig en trykopygning i filter 2, der nu var det første filter i rækken.

Årsagen til trykopygningen vurderedes ikke at være udfældninger af kalk, da dette kun kunne optage få procent af porevolumet. Skorpedannelsen i toppen af især det første filter vurderedes at skyldes vandets ilt- og evt. nitratindhold.

Der blev efter omkring en måneds drift konstateret en stigning i gasudledningen i filter 2 og til dels filter 3. Dette var overraskende, da der var forventet kemisk brintdannelse. Analyser af gassen og vandet kunne ikke give nogen entydig forklaring på gasproduktionen.

En mikrobiologisk karakterisering af jernspånerne tyder ikke på at der har været nogen etableret biomasse i filtrene, der kan have givet anledning til den påviste gasudvikling.

6 Vurderinger

6.1 Driftsmæssige vurderinger

Der blev i begge driftsfaser konstateret stigende halveringstider for PCE i anlægget på op til 10 timer. Dette er væsentligt mere end de 0,5-3 timer, der var fundet ved litteraturundersøgelserne forud for projektet.

I de følgende betragtninger er der anvendt den halveringstid på omkring 10 timer, der blev fundet i projektet.

Ved en afværgepumpning som den aktuelle i Lyndby, med koncentrationer af PCE på omkring 1.700 µg/l, og et udledningskrav 10 µg/l kræves en opholdstid i anlægget på omkring 74 timer. Med et samlet flow på 700 l/t og en porøsitet i filtrene på 0,4 svarer det til et samlet filtervolumen på omkring 130 m³.

Vælger man at anvende et jernspånefilter til forrensning af vandet, udnytter man at den reductive deklorerings på jernspåner er en første ordens proces, til at tage toppen af forureningen, hvorefter aktivkul filtrering kan gøres billigere.

Skal de 1.700 µg/l eksempelvis nedbringes til 170 µg/l, kan dette gøres ved en opholdstid på 33 timer, hvilket svarer til et samlet filtervolumen på 58 m³.

Det er således meget store anlæg, der skal til for at nedbringe forureningen til det ønskede niveau.

Problemerne omkring skorpedannelse og trykopbygning i filtrene udgør en væsentlig barriere for anvendelsen af både jernspånefiltre og reaktive vægge til vandrensning. Problemet kunne muligvis være løst ved at åbne filtrene og fjerne den øverste skorpe med jævne mellemrum. I et fuldskalaanlæg ville dette dog medføre meget høje driftsudgifter.

Det vurderes, at der skal findes en løsning på såvel den stigende halveringstid for klorerede alifater i filtrene som skorpedannelse og trykstigninger over anlæggene før metoden bliver praktisk anvendelig.

6.2 Økonomisk sammenligning af aktivkul-anlægget og jernspåne-anlægget

På lokaliteten, Lyndby Rens, er der etableret aktivkul-anlæg til rensning af oppumpet vand og aktivkul-anlæg til rensning af forurenede luft fra vakuumentilationen under huset. Entreprisen for etableringen indeholdt også etablering af afværgeboringer og afløbsledning til fjorden. I nedenstående økonomiske oversigt er udgifterne til etablering af afværgeboringer, afløbsledning til fjorden og vakuumentilationsanlægget inkl. luftrensningsanlæg trukket ud, således at udgifterne til vandrensning ved henholdsvis aktiv kul anlæg og jernspåneanlæg kan sammenlignes.

For begge anlæg er der regnet med omkring 2.000 kr. om året til el (opvarmning, ventilator og lys). Det medfører en driftsudgift på henholdsvis 1,26 kr./m³ og 0,32 kr./m³ for jernspåneanlægget og kulfilteranlægget.

Med hensyn til driften af aktivkul-anlægget er der derudover regnet med kulskifte (ét ud af to filtre) hver 12 måned og samtidig returskylning af sandfilteret, hvilket medfører en udgift på 1,1 kr./m³. Der behandles 0,7 m³/time i kulfilteranlægget.

Jernspåneanlægget blev koblet op på kulfilteranlæggets SRO. I nedenstående tabel er taget udgangspunkt i de faktiske etableringsomkostninger fra anlægget i Lyndby. Hertil er lagt udgifter til etablering af SRO samt et udgiftstillæg til jernspåner, da jernspånerne i Lyndby blev erhvervet billigt som rest fra et andet projekt (Fyns Amts afværgeprojekt på Vapokon-grunden).

Med hensyn til drift er der regnet med at jernspåneanlægget fungerer med en halveringstid på 1½ time for PCE, som forudsat i projektet på baggrund af litteraturundersøgelser og der er endvidere forudsat en lang levetid uden problemer med trykopbygning. Der er således tale om meget optimistiske betragtninger. Med en koncentration på 1.700 µg PCE/l, et udledningskrav på 10 µg PCE/l og en porøsitet i filtrene på 0,4 bliver det maximale flow i jernspåneanlægget på 182 l/time.

Der er ikke medtaget omkostninger til driftstilsyn, herunder prøvetagning og analyser.

I begge anlæg er der regnet med en kort indkøring til i alt 50.000 kr.

Teknologi	Behandlingskapacitet l/time	Omkostninger til etablering og indkøring		Driftsomkostninger		Samlet behandlingspris ved 25 års drift kr./m ³
		Anlæg kr.	Indkøring kr.	kr. pr. år	kr. pr. m ³	
Aktiv kul	700	400.000	50.000	9.000	1,47	4,4
Jernspåner	182	500.000	50.000	2.000	1,26	15

Tablet 6.1 Omkostninger til aktivkul- og jernspåneanlæg (ekskl. moms)

Det ses, at de to anlæg har været nogenlunde lige dyre at etablere. Dog er behandlingskapaciteten langt større på kulfilteranlægget.

Hvad angår driftsudgifter er filtrering i aktivt kul en smule dyrere pr m³ behandlet vand. Forudsætningerne for driften af jernspånefilteret er dog meget optimistiske.

Betragtes de samlede behandlingsomkostninger pr. m³ vand, ved en driftsperiode på 25 år, falder regnskabet bedst ud for aktiv kul filtrering.

6.3 Miljømæssige vurderinger

De miljømæssige belastninger og gevinster samt ressourceforbruget er opgjort ved hjælp af metoden angivet i "Miljørigtig oprensning af jord- og grundvand" /19/. Opgørelserne findes i bilag F.

Sammenholdes ressourceforbruget ved de to anlæg ses en væsentlige større forbrug til jernspåneanlægget. Det større jernforbrug skyldes forbruget af jernspåner og det store forbrug af stenkul og olie i anlægsfasen skyldes fremstilling og transport af jernspånerne.

Aktivkul-anlæggets merforbrug af stenkul er ret beskedent. Kulforbruget til elektricitet (varme, ventilation og lys) overstiger kulforbruget til vandrensningen.

Betragtes de potentielle miljøeffekter springer den store mængde farligt affald fra især jernspåneanlægget i øjnene. Affaldet, der stammer fra anlægsperioden, består primært af mine- og oparbejdningsrelateret affald. Jernspåneanlægget ligger i alle kategorier højere i potentielle miljøeffekter end aktivkul-anlægget.

På baggrund af opgørelsen vurderes jernspåneanlægget at være mere ressourcerelevende og have større potentielle miljøeffekter end kulfilteranlægget. Miljøgevinsten ved kulfilterrensning er større i kraft af at der renses mere vand i anlægget.

Det vurderes samlet på denne baggrund at aktiv kulfiltrering ud fra et miljømæssigt synspunkt er mere fordelagtigt end jernspånefiltrering.

7 Referencer

- /1/ Roskilde Amt, Teknisk Forvaltning. *Tankvogn med PCE i Lyndby. Affaldsdepot nr. 251-102. Undersøgelse af jord og grundvand.* Juli 1996.
- /2/ Roskilde Amt, Teknisk Forvaltning. *Afgrænsning af jordforurening samt projekt for oprensning. "Lyndby Rens".* Kemp & Lauritzen Vand & Miljø A/S, september 1996.
- /3/ Roskilde Amt, Teknisk Forvaltning, 1996: *Lyndby Renseri, oprensning af hot-spot, betingelser og beskrivelse.* Kemp & Lauritzen Vand & Miljø A/S, september 1997.
- /4/ Roskilde Amt, Teknisk Forvaltning, 1997: *Lyndby Renseri, Lyndby. Oprensning af hot-spot.* Tilsynsrapport, Kemp & Lauritzen Vand & Miljø A/S, februar 1997.
- /5/ Roskilde Amt, Teknisk Forvaltning, 1996: *Afgrænsning af grundvandsforureningsfanen samt skitseprojekt for afværgepumpning. "Lyndby Rens".* Kemp & Lauritzen Vand & Miljø A/S, december 1996.
- /6/ Roskilde Amt, Teknisk Forvaltning, 1996: *"Lyndby Rens". Resultater af indeklimate målinger og poreluftmålinger.* Notat udarbejdet af Kemp & Lauritzen Vand & Miljø A/S, dateret 10. december 1996.
- /7/ Roskilde Amt, Teknisk Forvaltning, 1997: *Lyndby Rens. Etablering af afværgepumpning og vakuumentilation, Betingelser og beskrivelse.* Kemp & Lauritzen Vand & Miljø A/S, Juni 1997.
- /8/ Kemp & Lauritzen 1997: *Lyndby Rens. Affaldsdepot 251-102. Indledende vurderinger af risiko for indeklimategener.* Brev fra Kemp & Lauritzen Vand & Miljø A/S til Roskilde Amt dateret 13. februar 1997.
- /9/ Roskilde Amt, Teknisk Forvaltning, 1997: *Poreluftundersøgelser, indeklimate målinger og supplerende afgrænsning af grundvandsforureningsfanen "Lyndby Rens".* Kemp & Lauritzen Vand & Miljø A/S, Juni 1997.
- /10/ Roskilde Amt, Teknisk Forvaltning 1997: *Tilladelse af 10. april 1997 til udledning af rensed grundvand i henhold til kap. 5 i lov om miljøbeskyttelse.* Jr. nr. 8-76-5-251-2-96.
- /11/ Advances in Groundwater Pollution Control and Remediation, 249-274. *In Situ Treatment of Groundwater: Metal-enhanced degradation of Chlorinated Organic Contaminants.* 1996 Kluwer Academic Publishers.
- /12/ U.S. EPA. EPA/540/R-96/503. June 1997. *Environmental Technologies, Inc. Metal-enhanced Dechlorination of Volatile Organic Compounds Using an Aboveground Reactor.*
- /13/ Focht R., Vogan J. and O'Hanessin S. *Field Application of Reactive Iron Walls for In-Situ degradation of Volatile Organic Compounds in Groundwater.* In "Remediation/Summer 1996. 1996, John Wiley & Sons, Inc.
- /14/ Roskilde Amt. *Teknologiudviklingsprojekt: Nedbrydning af klorerede alifater på reaktivt jernspånefilter. Skitseprojekt.* HOH Vand & Miljø A/S, Maj 1999.
- /15/ Reardon, E.J. *Anaerobic corrosion of granular iron: Measurement and interpretation of hydroge evolution rates.* Environmental Science and Technology. 29(12): 2936-2945. 1995.
- /16/ Peter Kjeldsen. Institut for Miljøteknologi, DTU. *Status notat. Reaktive væge med jernspåner. Procesoversigt og status for teknologiprogrammets projekter.* Marts 2000.

- /17/ Teoretisk Vandhygiejne. 2. udgave. P.Harremoes et.al Polyteknisk Forlag 1980.
- /18/ Projekt om jord og grundvand fra Miljøstyrelsen. Nr 20 1996. Kemiske stoffers opførsel i jord og grundvand.
- /19/ CD-ROM'en "Miljørigtig oprensning af jord og grundvand" Banestyrelsen/DSB.

Anlægs-mæssige ændringer i forbindelse med indkøring af anlægget

Jernspåneanlægget blev sat i drift den 21. december 1999. Da der på grund af problemer med tilkobling af jernspåneanlægget til SRO-anlægget i den eksisterende (gamle) container ikke kunne tændes for varmeapparatet i den nye container, blev det besluttet at lede den samlede oppumpede vandmængde gennem jernspåneanlægget for at undgå problemer med frost i rørene.

Ved tilsyn d. 3. januar 2000 blev der konstateret en utæthed ved luftudladeren efter de 5 jernspånefiltre. Dette er blevet udbedret.

Der blev monteret luftudlader på vakuumbryderen efter Filter 5 (ved AV29).

Luftudladeren blev ført til skorstenen til Filter 5's luftudlader.

Det blev endvidere ved tilsyn konstateret, at der manglede en prøvetagningshane efter Filter 1, og at ventilatoren ikke var støjdæmpet. Begge disse forhold er udbedrede.

I januar begyndte trykket at stige (trykopygning i jernspåneanlægget).

Ved tilsyn den 3. marts 2000 blev der konstateret luft i filter 1 og 2. Luften blev lukket ud. Luften var kommet ind i systemet i forbindelse med pumpestop, hvor vandet løb lidt baglæns i anlægget. For at forhindre dette blev der monteret supplerende kontraventil samt vakuumbryder umiddelbart før filter 1.

Pumpen blev demonteret og lagt til side.

I forbindelse med udtagning af prøver af filtermateriale fra de 5 filtre kom der vand på gulv, hvilket fik "Vand på gulv alarmer" til at slå til. Vandet blev tørret op, men alarmer blev efterfølgende ved at slå til, med driftstop til følge. Den 10. marts 2000 blev alarmer "bypassed", så anlægget kunne køre igen. Det blev efterfølgende forsøgt at justere alarmer, men uden held. Føleren var defekt. Der blev monteret en ny.

Analyserapporter, driftsperiode 1

Nedbrydning af klorerede alifater i reaktive jernspånefiltre på Lyndby Rens.

Dato: 5. nov. 1999	Analyseparameter						
	C w/w %	O w/w %	Al w/w %	Si w/w %	Mn w/w %	Fe w/w %	Cu w/w %
Nulprøve	11 +/- 4	12 +/- 3	0,1 +/- 0,1	1 +/- 0,4	0,5 +/- 0,1	74 +/- 3	0,1 +/- 0,1

Tabel 1: Semikvantitativ beregning af grundstof indehold i jernspåner mærket "nulprøve"

Analyseparameter	Dato	22.12.1999		11.08.2000													
		TH 6	TH 1	TH 6	TH 1	TH 2	TH 3	TH 4	TH 5	TH 6	B 14	B 9	Efter sandfilter	Før sandfilter	DGU 199.115	DGU 199.117	
PH		9,3	-	-	-	8,1	8,0	7,8	8,2	9,1	7,0	7,0	7,1	7,15	7,1	7,13	
total alkalinitet	mmol/l	0,3			-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Calcium	mg/l	39	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Magnesium	mg/l	18	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Jern, total	mg/l	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Mangan	mg/l																
Hydrogencarbonat	mg/l	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Chlorid	mg/l																
Sulfat	mg/l	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Ilt, opløst	mg/l	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0	1,9	
															2	4	
Vinylchlorid	µg/l	-	---	---	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
1,1-dichlorethylen	µg/l	-	---	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
trans-1,2-dichlorethylen	µg/l	-	---	---	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
cis-1,2-dichlorethylen	µg/l	-	2,7	1,4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Chloroform	µg/l	-	---	---	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
1,1,1-trichlorethan	µg/l	-	---	---	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Tetrachlormethan	µg/l	-	---	---	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Trichlorethylen	µg/l	-	1,9	---	0	---	16	---	---	22	0	0	0	0	0	0	
Tetrachlorethylen	µg/l	-	2.30	0,3	1.4	---	1.2	---	---	410	2.4	726	1.9	2.0	1.01	2.2	
			0	9	96		43				73		42	41	6	07	

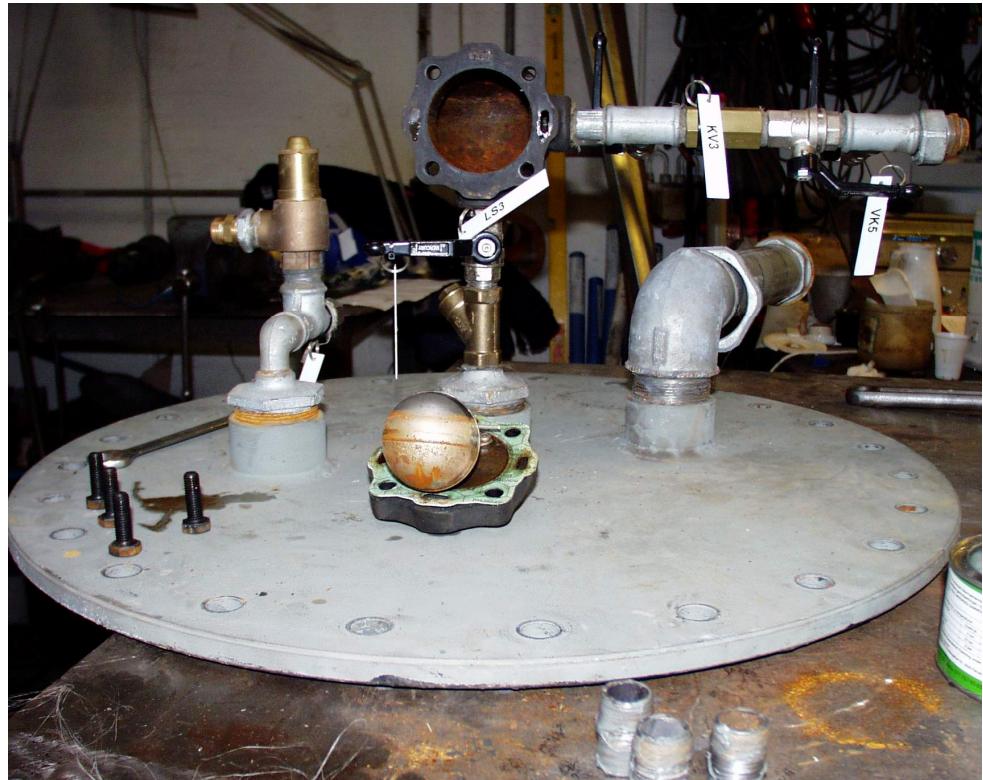
Tabel 2: Lyndby vandbehandlingsanlæg, analyseresultater

Dato	21.01.2000		3.04.2000		25.08.2000						30.08.2000							
Analyseparameter	TH 1	TH 6	Før kul-filt er	Efter kul-filt er	TH 1	TH 2	TH 3	TH 4	TH 5	TH 6	TH 1	TH 2	TH 3	TH 4	TH 5	TH 6	Før sand-filt er	Efter sand-filt er
PH	7,2	7,5	-	-	7,3	7,9	7,8	7,4	7,7	8,1	-	-	-	-	-	-	-	-
total alkalinitet	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Calcium m g/l	155	52	-	-	136	103	88	56	38	29	-	-	-	-	-	-	-	-
Magnesium m g/l	13	13	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Natrium m g/l	122	122	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Kalium m g/l	35	35	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ammonium m g/l	<0,01	12	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Jern, total m g/l	<0,02	12	-	-	<0,02	8,1	9,0	8,9	4,7	2,2	-	-	-	-	-	-	-	-
Mangan m g/l	0,007	0,298	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hydrogencarbonat m g/l	358	170	-	-	365	318	268	163	100	73	-	-	-	-	-	-	-	-
Chlorid m g/l	224	217	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sulfat m g/l	64	62	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Fluorid m g/l	0,13	<0,05	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ilt, opløst m g/l	-	-	-	-	1,5	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	1,2	-	-	-	-	-	-	-	-
Vinylchlorid µg/l	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1,1-dichlorethylen µg/l	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
trans-1,2-dichlorethylen µg/l	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
cis-1,2-dichlorethylen µg/l	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Chloroform µg/l	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1,1,1-trichlorethan µg/l	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Tetrachlormethan µg/l	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Trichlorethylen µg/l	3,0	61	0,9	9,2	-	-	-	-	-	-	22	58	83	78	60	42	0	0
Tetrachlorethylen µg/l	1,080	900	1,320	1,260	-	-	-	-	-	-	1,716	1,314	1,140	746	392	333	1,682	1,860

- : ikke målt < : mindre end

Tabel 3: Lyndby vandbehandlingsanlæg, analyseresultater

Fotodokumentation – kontrol af komponenter



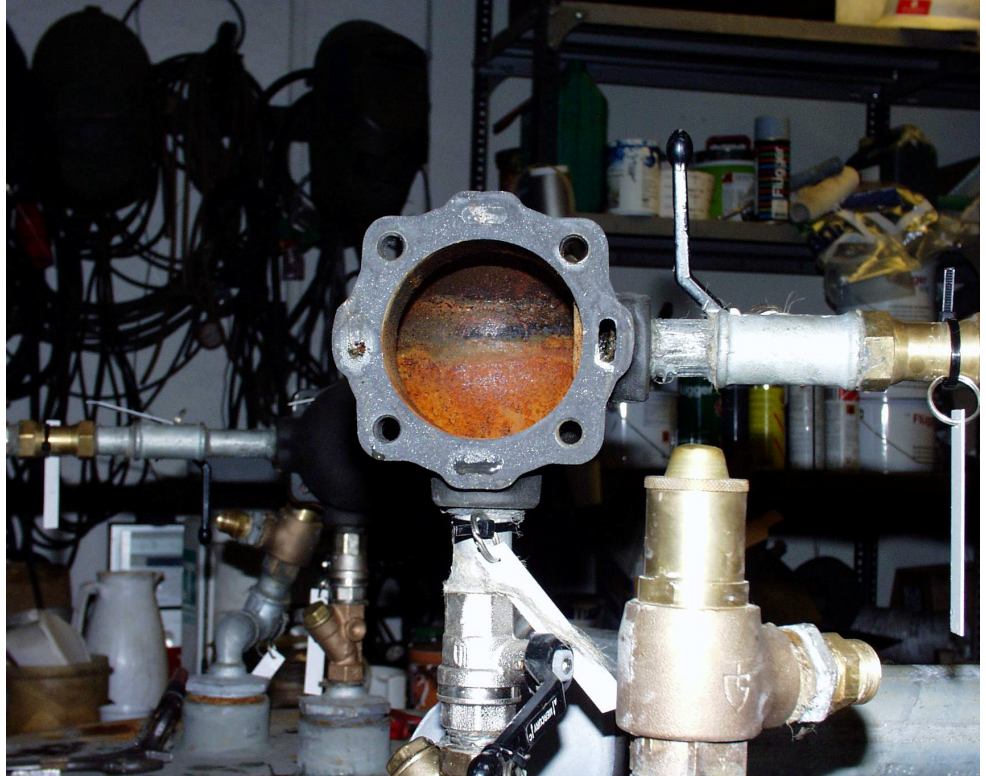
Pb 150001



Pb 150002



Pb 150003



Pb 150004



Pb 150005



Pb 150006



Pb 150007

Analyserapport, udskiftning af filtermateriale



TEKNOLOGISK
INSTITUT

PRØVNINGSRAPPORT

SEM/EDX-undersøgelse af jernspåner

Udarbejdet for:

HOH Vand & Miljø A/S
Germinivej 24
2670 Greve

Att.: *Charlotte Nielsen*

2001.01.08





TEKNOLOGISK
INSTITUT

Gregersøvej
Postboks 141
DK-2600 Taastrup
Telefon 72 20 20 00
Telefax 72 20 20 19

info@teknologisk.dk
www.teknologisk.dk

Prøvningsrapport

Rapport nr.: 2001003

Rekvirent: HOH Vand & Miljø A/S
Germinivej 24
2670 Greve

Att.: Charlotte Nielsen

Opgave: SEM/EDX-undersøgelse af jernspåner.

Prøver modtaget: 22. december 2000

Prøvetagning ved: rekvirent

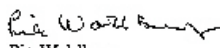
Prøvning foretaget: uge 01, 2001

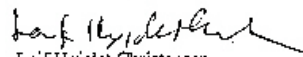
Prøvningsresultat: Resultaterne af prøvningen samt redegørelse for anvendt(e) metode(r)
er anført på rapportens side 3, og vedrører kun de(t) prøvede emne(r).

Prøvningen er udført på almindelige vilkår for rekvirerede opgaver på Teknologisk Institut.

Prøvningsrapporten må kun gives i uddrag, hvis rapporten er offentligt tilgængelig, eller hvis Center for Overfladeanalyse har godkendt uddraget.

Center for Overfladeanalyse, Taastrup
den 2001.01.08


Pia Wahlberg
laboratorieleder
E-mail: Pja.Wahlberg@teknologisk.dk


Leif Højstet Christensen
sektionsleder, lic. scient.
E-mail: SEM@teknologisk.dk

INDLEDNING

Center for Overfladeanalyse, Teknologisk Institut, har for HOH Vand & Miljø A/S foretaget en undersøgelse af jernspåner for belægninger. Belægningerne er søgt identificeret ud fra struktur og grundstofsammensætning. Der er til undersøgelsen modtaget ni prøver, og disse var mærket:

- 34.
- 35.
- 36.
- 37.
- 38.
- 39.
- 40.
- 41.
- 42.

Der er fra hver prøve udtaget en delprøve. Delprøverne er klargjorte til undersøgelse ved scanning elektronmikroskopi (SEM) forsynet med faciliteter til røntgenmikroanalyse (EDX). Ved SEM-undersøgelsen identificeres strukturen af jernspånerne, og denne dokumenteres i SEM-billeder. Ved EDX-undersøgelsen identificeres grundstofsammensætningen af belægningerne på jernspånerne, og denne dokumenteres i røntgenspektra.

RESULTATER

Der er påvist belægning på jernspåner udtaget fra alle ni prøver. Belægningen består på otte ud af ni (34, 35, 36, 37, 38, 39, 41 og 42) prøver af calcium, kulstof og ilt (karbonater). Belægningen på jernspåner udtaget fra prøve 40 består af silicium, ilt og kulstof (silikater).

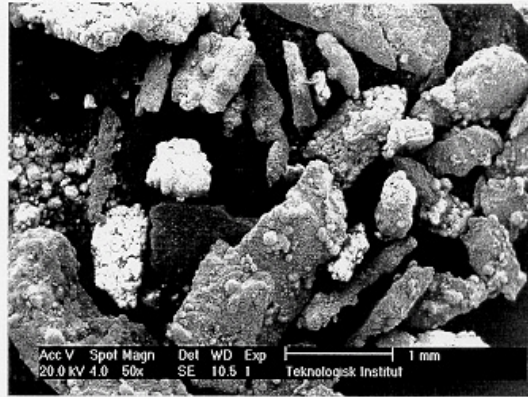
Bilag 1 til 9 viser øverst to SEM-billeder af jernspåner udtaget fra de ni prøver. SEM-billederne er taget ved forstørrelser på 50 og 100 gange. SEM-billederne viser, at overfladen på jernspånerne udtaget fra de ni prøver er belagt med runde partikler. – Nederst på de ni bilag ses et røntgenspektrum af belægningen på jernspåner udtaget fra de ni prøver. Belægningerne består af kulstof (C), ilt (O), silicium (Si), calcium (Ca) og jern (Fe). Belægningernes indhold af jern vurderes at stamme fra de underliggende spåner.

Prøve nr. 34

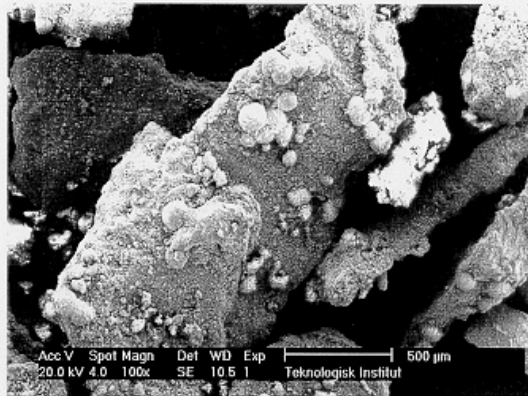


TEKNOLOGISK
INSTITUT

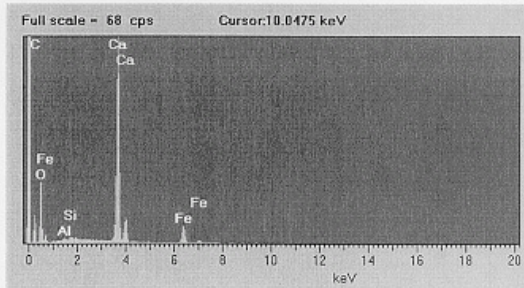
Filter 3
Top



(Scanning Electron Microscope image)



(Scanning Electron Microscope image)



(EDX spectrum)

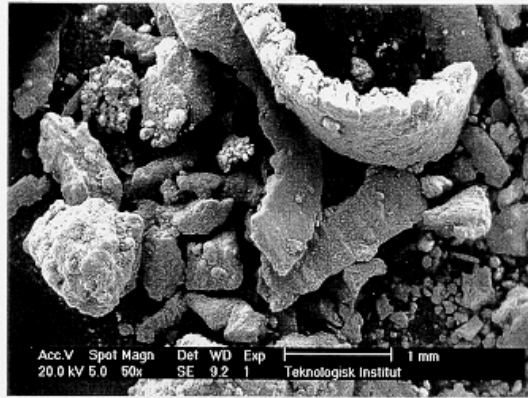
(Reg.nr. 2001003)

Prøve nr. 35

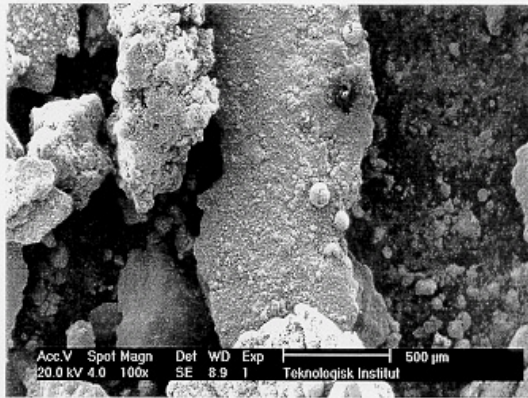


TEKNOLOGISK
INSTITUT

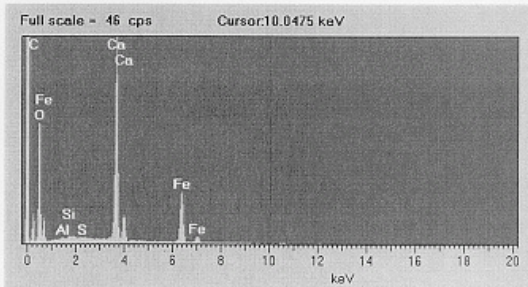
Filter 3
midt



(Scanning Electron Microscope image)



(Scanning Electron Microscope image)



(EDX-spectrum)

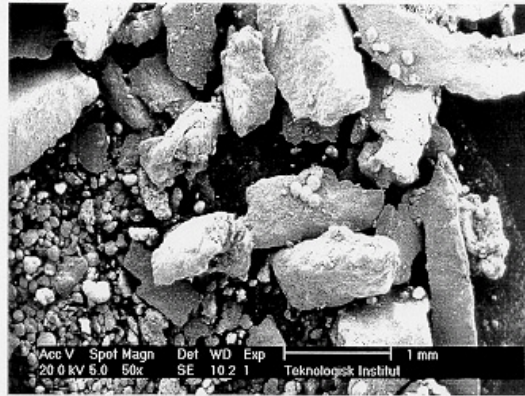
(Reg. nr. 2001003)

Prøve nr. 36

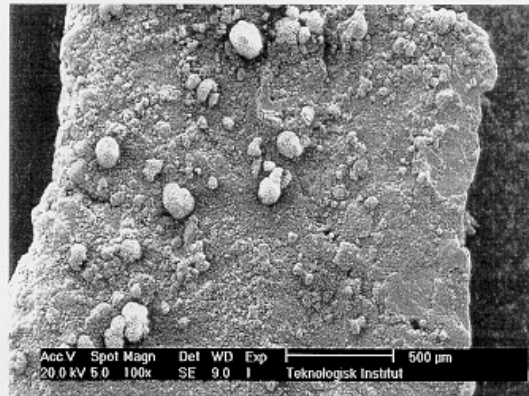


TEKNOLOGISK
INSTITUT

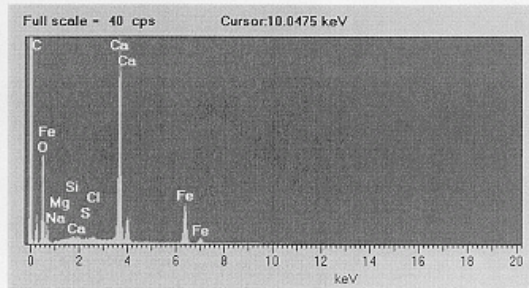
Filter 3
bund



(Scanning Electron Microscope image)



(Scanning Electron Microscope image)



(EDS spectrum)

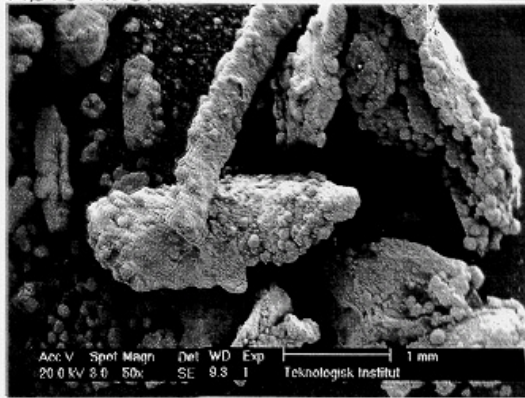
(Reg.nr. 2001003)

Prøve nr. 37

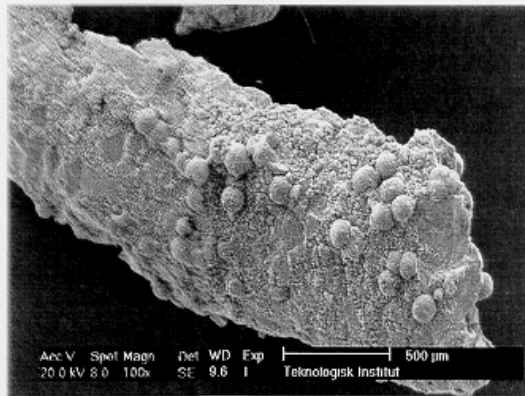


TEKNOLOGISK
INSTITUT

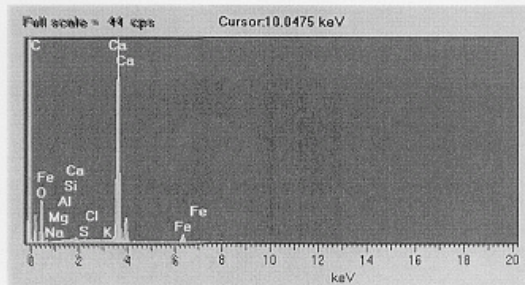
Filter 5
top



(Scanning Electron Microscope image)



(Scanning Electron Microscope image)



(EDX spectrum)

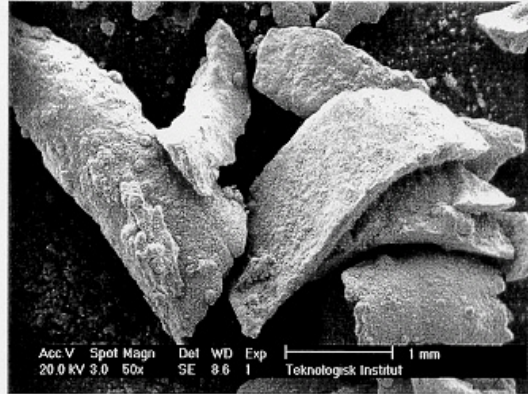
(Reg. nr. 2001000)

Prøve nr. 38

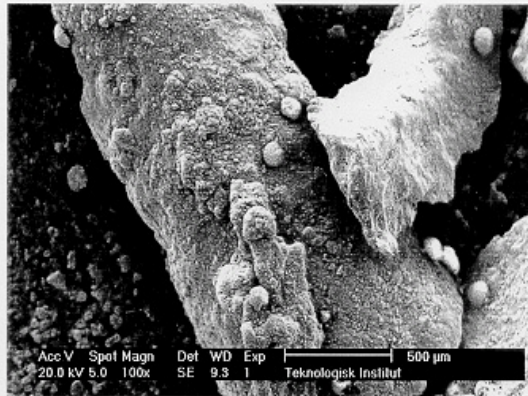


TEKNOLOGISK
INSTITUT

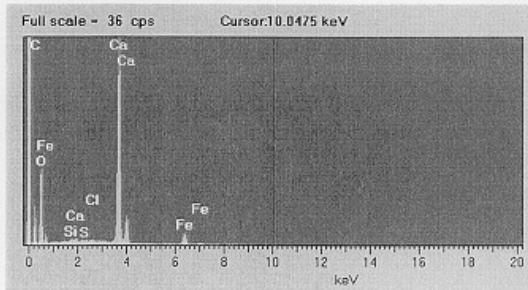
Filter 5
midt



(Scanning Electron Microscope image)



(Scanning Electron Microscope image)



(EDX spectrum)

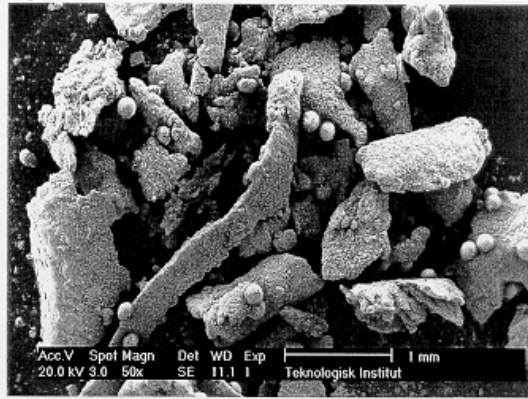
(Reg. nr. 2001003)

Prøve nr. 39

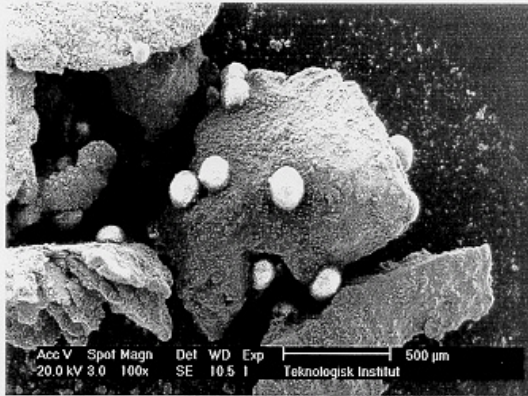


TEKNOLOGISK
INSTITUT

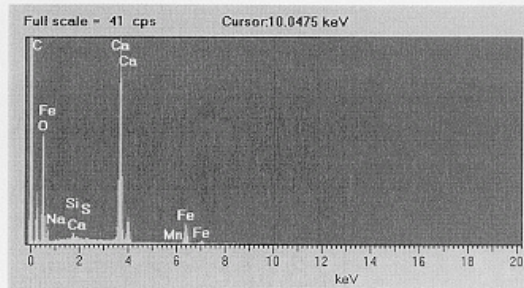
Filter 5
bund



(Scanning Electron Microscope image)



(Scanning Electron Microscope image)



(EDX spectrum)

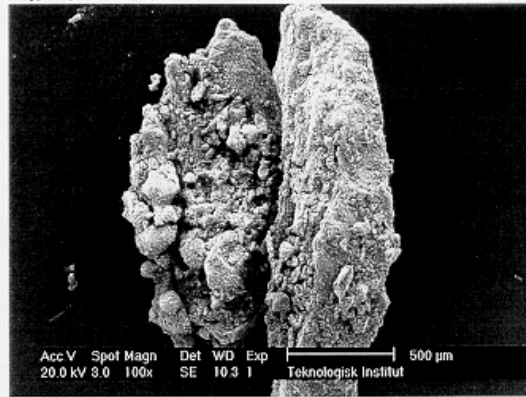
(Reg. nr. 2001003)

Prøve nr. 40

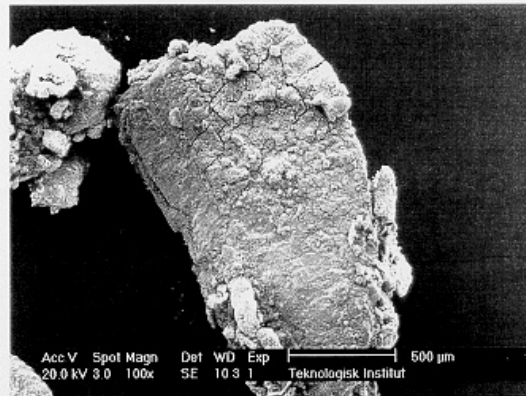


TEKNOLOGISK
INSTITUT

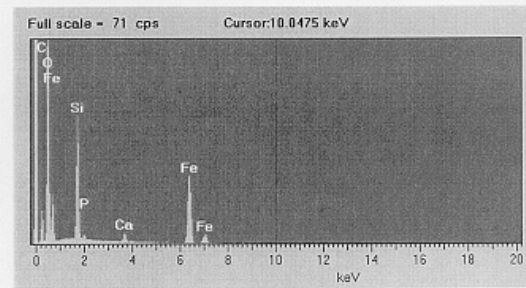
Filter 1
top



(Scanning Electron Microscope image)



(Scanning Electron Microscope image)



(EDX spectrum)

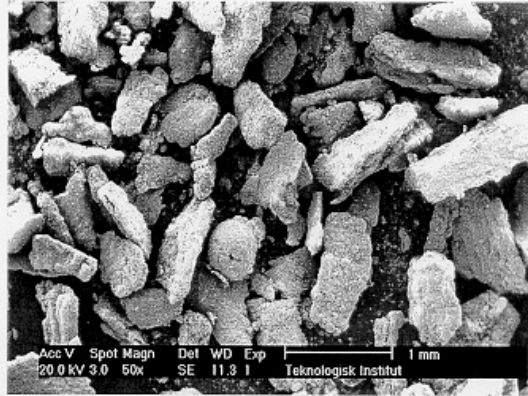
(Reg. nr. 2001003)

Prøve nr. 41

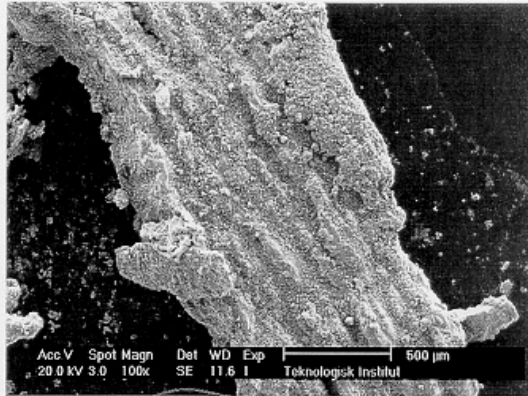


TEKNOLOGISK
INSTITUT

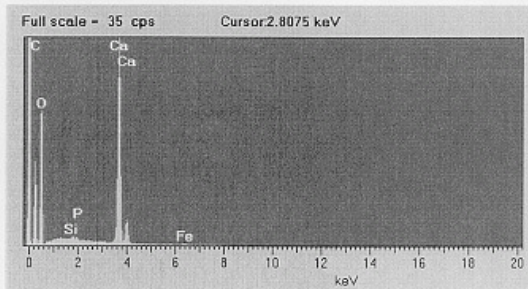
Filter 1
midt



(Scanning Electron Microscope image)



(Scanning Electron Microscope image)



(EDX spectrum)

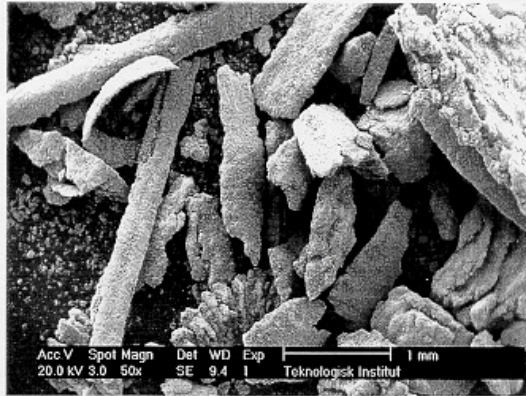
(log.nr. 2001003)

Prøve nr. 42

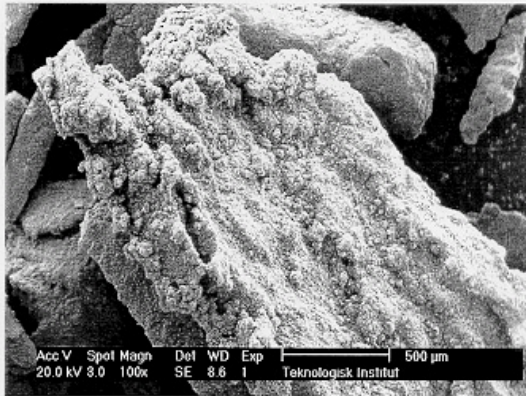


TEKNOLOGISK
INSTITUT

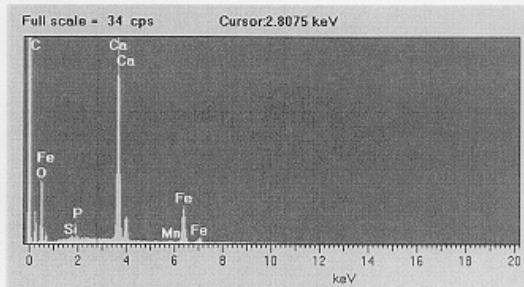
Filter 1
bund



(Scanning Electron Microscope image)



(Scanning Electron Microscope image)



(EDX spectrum)

(Fig. nr. 2001003)

Analyserapporter, driftsperiode 2

Nedbrydning af klorerede alifater i reaktive jernspånefiltre på Lyndby Rens.

Analyseparameter	Dato	24. juli 2000				5. december 2000				11. januar 2001						
		TH 1	TH 2	TH 3	TH 1	TH 2	TH 3	TH 4	TH 5	TH 6	TH 1	TH 2	TH 3	TH 4	TH 5	TH 6
PH		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Calcium	mg/l	-	-	-	-	-	-	-	-	-	143	23	20	20	19	18
Magnesium	mg/l	-	-	-	-	-	-	-	-	-	13	11	9,6	10	11	9,6
Jern, total	mg/l	0,02	0,04	<0,01	-	-	-	-	-	-	0,03	1,7	0,96	0,11	0,06	0,06
Hydrogencarbonat	mg/l	-	-	-	-	-	-	-	-	-	366	82	68	70	72	67
Sulfat	mg/l	-	-	-	-	-	-	-	-	-	61	61	55	53	57	59
Vinylchlorid	µg/l	-	-	-	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	1,7	0,77	0,62	0,47
1,1-dichlorethylen	µg/l	-	-	-	<0,1	1,9	4,6	3,6	2,1	1,1	<0,01	0,51	1,0	0,35	0,76	0,69
trans-1,2-dichlorethylen	µg/l	-	-	-	<0,01	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,01	0,48	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
cis-1,2-dichlorethylen	µg/l	-	-	-	1,3	3,6	17	15	8,2	4,2	1,1	3,5	17	6,8	10	7,7
Chloroform	µg/l	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03
1,1,1-trichlorethan	µg/l	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
Tetrachlormethan	µg/l	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
Trichlorethylen	µg/l	1,7	2,0	<0,02	1,4	60	27	5,0	1,7	1,1	1,5	24	6,7	7,7	7,2	6,6
Tetrachlorethylen	µg/l	1.170	725	1,6	1.500	920	36	13	11	8,7	1.060	300	24	37	22	14
- : ikke målt		< : mindre end														

Tabel 1: Lyndby vandbehandlingsanlæg, analyseresultater

Analyseparameter	Dato	25. april 2001						26. juni 2001					
		TH 1	TH 2	TH 3	TH 4	TH 5	TH 6	TH 1	TH 2	TH 3	TH 4	TH 5	TH 6
PH		7,2	7,3	9,1	9,3	9,4	9,4	-	7,4	8,5	9,0	9,2	9,3
Calcium	mg/l	135	70	24	16	17	18	-	134	30	24	19	17
Magnesium	mg/l	0,02	13	16	16	12	7,6	-	-	-	-	-	-
Jern, total	mg/l	0,032	13	0,73	0,18	0,07	0,05	-	<0,02	2,0	0,90	0,19	0,13
Hydrogencarbonat	mg/l	364	197	77	51	35	25	-	356	84	72	70	59
Sulfat	mg/l	62	56	48	54	51	36	-	57	56	54	52	56
Nitrat	mg/l	-	-	-	-	-	-	-	53	<1	<1	<1	<1
Nitrit	mg/l	-	-	-	-	-	-	-	0,02	0,01	<0,01	<0,01	<0,01

	g/l													
Phosphor, total	m g/l	-	-	-	-	-	-	-	1,3	<0,01	0,03	0,03	0,03	0,03
Methan	m g/l	-	-	-	-	-	-	-	<0,01	0,02	0,02	0,03	0,02	0,02
Vynchlorid	µg /l	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	-	-	-	-	-	-	-
1,1-dichlorethylen	µg /l	<0,1	0,32	0,23	<0,1	<0,1	<0,1	-	-	-	-	-	-	-
trans-1,2- dichlorethylen	µg /l	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	-	-	-	-	-	-	-
cis-1,2-dichlorethylen	µg /l	0,76	2,5	3,8	0,44	0,26	0,26	-	-	-	-	-	-	-
Chloroform	µg /l	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	-	0,05		<0,03	<0,03	<0,03	<0,03
1,1,1-trichlorethan	µg /l	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	-	<0,02		<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
Tetrachlormethan	µg /l	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	-	<0,02		<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
Trichlorethylen	µg /l	0,96	31	5,0	0,18	0,27	0,23	-	0,31		2,0	2,6	0,85	0,85
Tetrachlorethylen	µg /l	3.500	2.100	32	2,3	2,3	1,5	-	2.500		35	27	6,2	6,2
- : ikke analyseret for		< : mindre end												

Tablet 2: Lyndby vandbehandlingsanlæg, analyseresultater

Gasanalyser

Roskilde Amt
Analyser af afgangsluft fra jernspånefilter 3
Lyndby Vandbehandlingsanlæg
udført den 16. august 2001 af HOH Vand & Miljø A/S

af Anders Nørgaard Olsen – dir. telefon 4397 0164 – e-mail: ano@hoh.dk

Indledning

HOH Vand & Miljø A/S har den 16. august 2001 udtaget og analyseret luftprøver fra afgangsluft fra jernspånefilter nr. 3 fra et anlæg i Lyndby til behandling af forurenede grundvand. Afgangsventilen, hvorfra luften er udtaget, hedder AV 17.

Prøvetagning

Luftprøven er udtaget til gastætte tedlar-poser ad flere omgange. Inden hver fyldning af tedlarposen er der bortledt 0,5 liter luft til det fri for at få gennemskyllet afgangsrør og gastæller. Det skønnes, at luftvolumenet i afgangsrør og gastæller andrager 100 ml.

Analyser

Der er foretaget analyser for indhold af hydrogen og hydrogensulfid ved hjælp af Dräger prøverør. Analyserne er udført ifølge forskrifterne fra Dräger og de nærmere betingelser fremgår af resultatskemaet. De anvendte procedurer er vedlagt i bilag 1.

Der er udført analyse af afgangsluften med HOH's infrarøde gasdetektor for indhold af metan, kuldioxid og ilt. Gasmåleren er af typen Geotechnical Instruments, Infrared Gas Analyzer, Model GA 1.1.

Der er endvidere foretaget en analyse på HOH's gaskromatograf for indhold af klorerede opløsningsmidler i luftprøven. Kromatogrammer fra denne analyse er vedlagt i bilag 2.

Resultater

Luftrykket på måletidspunktet er aflæst hos Danmarks Meteorologiske Institut og udgjorde 1010 mBar.

Ved hydrogenmålingen er prøverøret eksponeret med 10 pumpe slag for at opnå en farvereaktion. Der er korrigeret for dette ved beregningen af hydrogenindholdet. Der er endvidere korrigeret for det aktuelle luftryk på måledagen. Det bemærkes, at den korrigerede koncentration

on er behæftet med en hvis usikkerhed, da antallet af pumpe­slag er udenfor de anbefalede områder og da der ikke er benyttet kulforsatsrør.

Ved målingen for hydrogensulfid er prøverøret eksponeret med 25 pumpe­slag uden opnåelse af farvereaktion. Analyseresultatet er derfor angivet som mindre end den aktuelle opnåede detektionsgrænse ved antallet af pumpe­slag.

Resultaterne fremgår af resultattabellen nedenfor.

Prøve­sted	Hydrogen (ppm)	Hydro­gen-sulfid (ppm)	Methan (ppm)	Kul-dio­xid (ppm)	Ilt (ppm)	Tetra­klor­ethylen (ppm)	Tri­klor­ethylen (ppm)
AV17	10.000	<2000	13.000	<1000	Ikke målt*	13,8	0,6
*: Ilt­sen­sor viste sig at være defekt							

Det bemærkes, at der findes en stor ukendt top meget tidligt på kromato­grammet for GC-analyserne. Det kan eventuelt være hydrogen, som foran­ligger denne top.

Roskilde Amt
Analyser af afgangsluft fra jernspånefilter 3
Lyndby Vandbehandlingsanlæg
udført den 23. og 25. oktober 2001 af HOH Vand & Miljø A/S

af Anders Nørgaard Olsen – dir. telefon 4397 0164 – e-mail: ano@hoh.dk

Indledning

HOH Vand & Miljø A/S har den 23. og 25. oktober 2001 udtaget og analyseret luftprøver fra afgangsluft fra jernspånefilter nr. 3 fra et anlæg i Lyndby til behandling af forurenede grundvand. Afgangsventilen, hvorfra luften er udtaget, hedder AV 17.

Prøvetagning

Luftprøverne er udtaget til gastætte tedlar-poser ad flere omgange. Inden hver fyldning af tedlarposen er der bortledt 0,5 liter luft til det fri for at få gennemskyldt afgangsrør og gastæller. Det skønnes, at luftvolumenet i afgangsrør og gastæller andrager 100 ml.

Analyser

Der er foretaget analyser for indhold af hydrogen ved hjælp af Dräger prøverør. Analyserne er udført ifølge forskrifterne fra Dräger og de nærmere betingelser fremgår af resultatskemaet. De anvendte procedurer er vedlagt i bilag 1.

Der er udført analyse af afgangsluften med HOH's infrarøde gasdetektor for indhold af methan, kuldioxid og ilt. Gasmåleren er af typen Geotechnical Instruments, Infrared Gas Analyzer, Model GA 1.1.

Resultater

Luftrykket har i måleperioden ligget på omkring 1020 mBar.

Ved hydrogenmålingen den 23. oktober 2001 er der målt på ufortyndet afgangsluft fra anlægget. Prøverøret er eksponeret med 25 pumpeslag for at opnå en farverekation på 0,6% aflæst. Der er korrigeret for dette ved beregningen af hydrogenindholdet. Det bemærkes, at den korrigerede koncentration er behæftet med en hvis usikkerhed, da antallet af pumpeslag er udenfor de anbefalede områder og da der ikke er benyttet kulforsatsrør.

Ved hydrogenmålingen den 25. oktober 2001 er afgangsluften fra anlægget fortyndet med atmosfærisk luft i forholdet 1 del gas til 1 del atmosfærisk luft inden udførelse af målingen. Prøverøret er eksponeret med 20 pumpeslag for at opnå en farverekation på 1% aflæst. Der er korrigeret for dette ved beregningen af hydrogenindholdet. Det bemærkes, at den korrigerede koncentration er behæftet med en hvis usikkerhed, da der ikke er benyttet kulforsatsrør.

Resultaterne fremgår af resultattabellen nedenfor.

Prøvested	Hydrogen (ppm)	Hydrogen-sulfid (ppm)	Methan (ppm)	Kul-dioxid (ppm)	Ilt (ppm)	Tetraklor-ethylen (ppm)	Triklor-ethylen (ppm)
AV17	1.500	i.m.	34.000	<1000	1000	i.m.	i.m.
AV17	4.000	i.m.	i.m.	i.m.	i.m.	i.m.	i.m.
i.m.: ikke målt							

Mikrobiologisk karakterisering af jernspåner

GEUS-NOTAT

Side 1/2

Til: HOH Vand & Miljø A/S

Fra: GEUS

Kopi til:

Fortroligt: nej

GEUS-NOTAT nr.: 05-VA-02-06

Dato: 31/5-2002

J.nr. GEUS: 0742-002

Emne: Mikrobiologisk karakterisering af jernspåner fra jernspåneanlægget ved Lyndby Rens.

Jens Aamand, Seniorforsker, Geokemisk afdeling

Direkte tælling af bakterier ved "Acridine Orange Direct Counting (AODC)"

1 g jernspåner blev overført til et reagensglas med 9 ml 0,9% NaCl opløsning. Glasset blev rystet i 2 min. på Whirlymixer, hvorefter væsken blev filtreret gennem et 0,2 µm filter. Tilbageholdte bakterier på filtret blev farvet med acridin orange og talt direkte i mikroskopet. Den nedre detektionsgrænse ved denne metode er 10^3 bakterier/ml.

	bakterier/ml
Filter nr. 3 (I)	$<10^3$
Filter nr. 3 (II)	$<10^3$
Filter nr. 5 (I)	$<10^3$
Filter nr. 5 (II)	$<10^3$

Table 1. Antal bakterier bestemt ved (AODC)

Ekstraktion af DNA og bestemmelse af bakteriental ved kvantitativ polymerase chain reaction (qPCR)

DNA blev ekstraheret fra 0,5 g jernspåner ved brug af FastPREP DNA extraction kit (Bio101), til et slutvolumen på 50 µl. Der blev udført PCR på 1 µl af ekstraktet, ved brug af Eubakteriespecifikke primere (95 °C, 10 min.; 40 cykler af 95 °C, 30 sek.; 52,5 °C, 30 sek.; 72 °C, 2 min.; afsluttende ekstension 72 °C, 6 min.). Den nedre detektionsgrænse ved denne metode er 10^4 bakterier/ml.

	bakterier/ml
Filter nr. 3 (I)	$<10^2$
Filter nr. 3 (II)	$<10^1$
Filter nr. 5 (I)	$<10^1$
Filter nr. 5 (II)	$<10^1$

Tabel 2. Antal bakterier bestemt ved cPCR

Antal aerobe og anaerobe bakterier bestemt ved pladespredning

1 g jernspåner og 9 ml væske fra prøveflaskerne blev overført til et reagensglas. Glasset blev rystet i 2 min. på Whirlymixer, hvorefter 100 µl blev spredt på petriskåle indeholdende 2 forskellige agar-medier: 1/300 TCA og R2A. Begge medier er velegnede til tælling af bakterier fra næringsfattige miljøer. Pladerne blev inkuberet både aerobt og anaerobt ved 20 °C i op til 14 dage, hvorefter antallet af opvoksede kolonier blev talt. Den nedre detektionsgrænse ved denne metode er 10^2 bakterier/ml.

	Bakterier/ml (1/300 TCA)	Bakterier/ml (R2A)
Filter nr. 3 (I)	$<10^2$	$5,7 \cdot 10^2$
Filter nr. 3 (II)	$<10^2$	$2,0 \cdot 10^2$
Filter nr. 5 (I)	$<10^2$	$3,0 \cdot 10^2$
Filter nr. 5 (II)	$<10^2$	$1,7 \cdot 10^2$

Tabel 3. Antal aerobe bakterier talt på medierne 1/300 TCA og R2A

	Bakterier/ml (1/300 TCA)	Bakterier/ml (R2A)
Filter nr. 3 (I)	$<10^2$	$<10^2$
Filter nr. 3 (II)	$<10^2$	$<10^2$
Filter nr. 5 (I)	$<10^2$	$<10^2$
Filter nr. 5 (II)	$<10^2$	$<10^2$

Tabel 4. Antal anaerobe bakterier talt på medierne 1/300 TCA og R2A

Konklusion

Det var ikke muligt at detektere bakterier på jernspånerne ved brug af AODC og cPCR. Det var heller ikke muligt at detektere anaerobe bakterier ved pladespredning og efterfølgende anaerob inkubering. Kun ved aerob udpladning på R2A måltet ganske få aerobe bakterier. På denne baggrund kan det konkluderes, at bakteriel vækst ikke er årsag til tilstopning af filtrerne.

Opgørelse af miljømæssige belastninger og gevinster

Lokalitet:	Lyndby Rens
By:	Roskilde Amt
Afværgemetode:	Pump & treat - aktivkul filtrering
Til brug for:	Grundvandsbeskyttelse

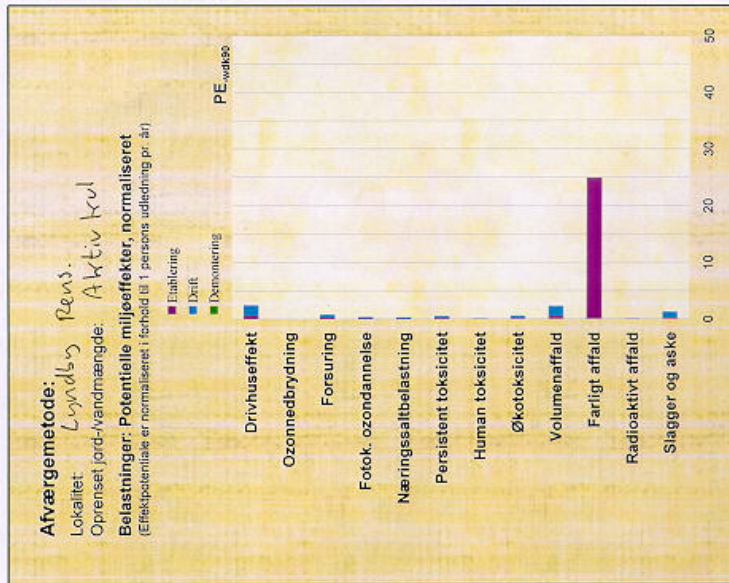
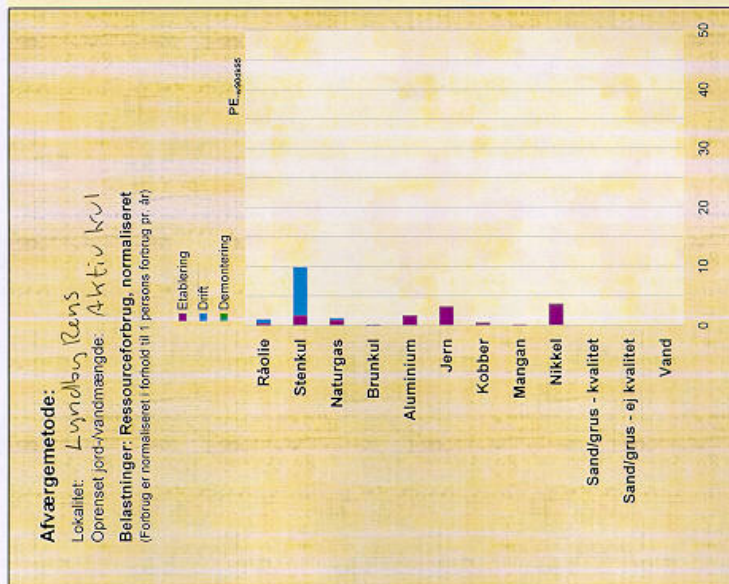
Type elektricitet, der skal anvendes i projektet

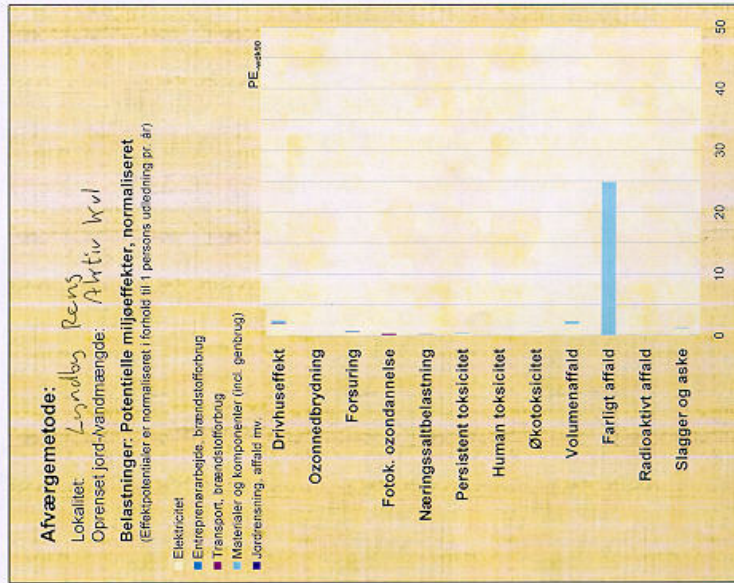
Dansk produceret elektricitet

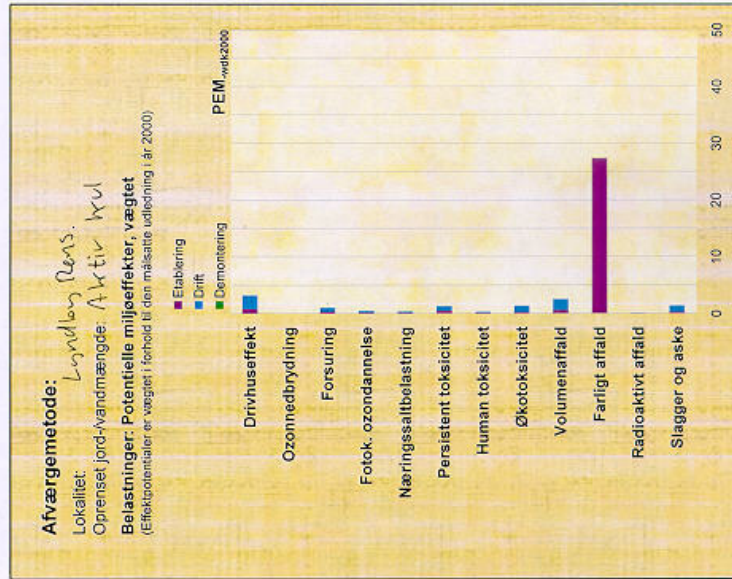
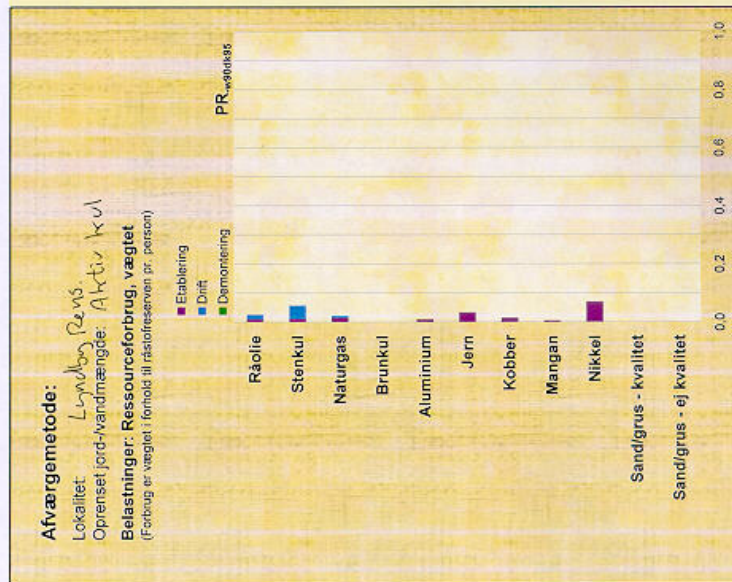
Lokal forsyningshorisont anvendes som vægtningsfaktor for ressourceforbrug af sand og grus (ikke genbrugsjord)

Vælg lokal forsyningshorisont for sand og grus, der anvendes til genindbygning i udgravninger, bærelag for befæstelser mv.

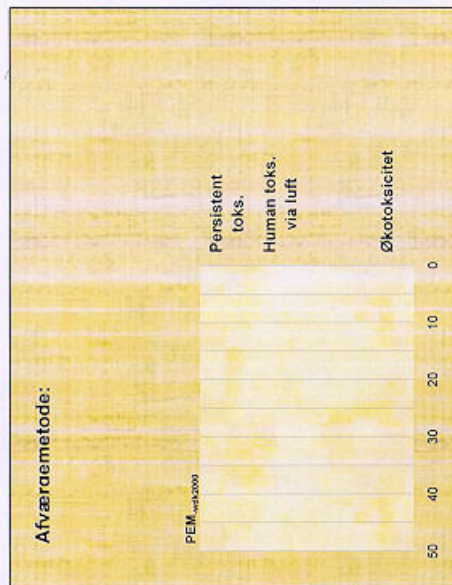
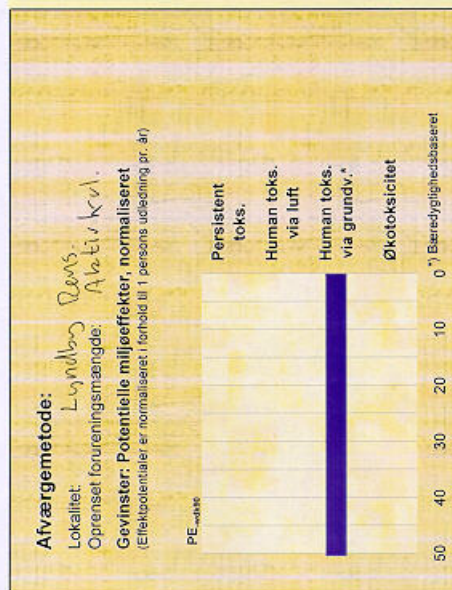
Jord - ej kvalitetsprodukt (Uspecificeret sand og grus, bundsikringsgrus o.l.)	250 år
Jord - kvalitetsprodukt (Stabilgrus, perlesten, ærtesten, nøddesten, ral o.l.)	25 år











Lokalitet:	Lyndby Rens
By:	Roskilde Amt
Afværgemetode:	Pump & treat - jernspånefilter
Til brug for:	Grundvandsbeskyttelse

Type elektricitet, der skal anvendes i projektet

Dansk produceret elektricitet

Lokal forsyningshorisont anvendes som vægtningsfaktor for ressourceforbrug af sand og grus (ikke genbrugsjord)

Vælg lokal forsyningshorisont for sand og grus, der anvendes til genindbygning i udgravninger, bærelag for befæstelser mv.

Jord - ej kvalitetsprodukt (Uspecificeret sand og grus, bundsikringsgrus o.l.)	250 år
Jord - kvalitetsprodukt (Stabilgrus, perlesten, ærtesten, nøddesten, ral o.l.)	25 år

