

SN-005

Intrinsieke biorestauratie binnen een omvangrijke CKW-verontreiniging

Fase 2: Aanvullend onderzoek en proefsanering

ir. J.L.A. Slenders (TNO-MEP)
drs. P.A.A. Verhaagen (Grontmij Advies & Techniek bv)
ir. N.K. Hoekstra (TNO-MEP)
ir. M. van Eekert (TNO-MEP/Wageningen Universiteit)
drs. R. Dubbeldam (Grontmij Advies & Techniek bv)
drs. J. Ter Meer (TNO-MEP)

november 2002

Gouda, SKB

Auteursrechten

Alle rechten voorbehouden. Niets uit deze opgave mag worden verveelvoudigd, opgeslagen in een geautomatiseerd gegevensbestand of openbaar gemaakt, in enige vorm of op enige wijze, hetzij elektronisch, mechanisch, door fotokopieën, opnamen of op enige andere manier, zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van SKB.

Het is toegestaan overeenkomstig artikel 15a Auteurswet 1912 gegevens uit deze uitgave te citeren in artikelen, scripties en boeken mits de bron op duidelijke wijze wordt vermeld, alsmede de aanduiding van de maker, indien deze in de bron voorkomt, "©"Intrinsieke biorestauratie binnen een omvangrijke CKW-verontreiniging - Fase 2: Aanvullend onderzoek en proefsanering", november 2002, SKB, Gouda."

Aansprakelijkheid

SKB en degenen die aan deze publicatie hebben meegewerkt, hebben een zo groot mogelijke zorgvuldigheid betracht bij het samenstellen van deze uitgave. Nochtans moet de mogelijkheid niet worden uitgesloten dat er toch fouten en onvolledigheden in deze uitgave voorkomen. Ieder gebruik van deze uitgave en gegevens daaruit is geheel voor eigen risico van de gebruiker en SKB sluit, mede ten behoeve van al degenen die aan deze uitgave hebben meegewerkt, iedere aansprakelijkheid uit voor schade die mocht voortvloeien uit het gebruik van deze uitgave en de daarin opgenomen gegevens, tenzij de schade mocht voortvloeien uit opzet of grove schuld zijdens SKB en/of degenen die aan deze uitgave hebben meegewerkt.

Copyrights

All rights reserved. No part of this publication may be reproduced, stored in a retrieval system, or transmitted, in any form or by any means, electronic, mechanical, photocopying, recording and/or otherwise, without the prior written permission of SKB.

It is allowed, in accordance with article 15a Netherlands Copyright Act 1912, to quote data from this publication in order to be used in articles, essays and books, unless the source of the quotation, and, insofar as this has been published, the name of the author, are clearly mentioned, "©"Intrinsic bio-restoration within an extensive CAH contamination - Phase 2: Additional research and test decontamination", November 2002, SKB, Gouda, The Netherlands."

Liability

SKB and all contributors to this publication have taken every possible care by the preparation of this publication. However, it can not be guaranteed that this publication is complete and/or free of faults. The use of this publication and data from this publication is entirely for the user's own risk and SKB hereby excludes any and all liability for any and all damage which may result from the use of this publication or data from this publication, except insofar as this damage is a result of intentional fault or gross negligence of SKB and/or the contributors.

Titel rapport

Intrinsieke biorestauratie binnen een omvangrijke
CKW-verontreiniging
Fase 2: Aanvullend onderzoek en proefsanering

SKB rapportnummer

SN-005

Project rapportnummer

SN-005 fase 2

Auteur(s)

ir. J.L.A. Slenders
drs. P.A.A. Verhaagen
ir. N.K. Hoekstra
ir. M. van Eekert
drs. R. Dubbeldam
drs. J. Ter Meer

Aantal bladzijden

Rapport: 56

Bijlagen: 74

Uitvoerende organisatie(s) (Consortium)

Grontmij Advies & Techniek bv (drs. P.A.A. Verhaagen, 030-6344617)
DAF Trucks N.V. (ir. Th.H.M. Verheij, 040-2142246)
TNO-MEP (ir. J.L.A. Slenders, 055-5493698)
BAM-NBM Milieu (ir. J. Dijkhuis, 0184-676870)

Uitgever

SKB, Gouda

Samenvatting

In fase 2 van het project "Intrinsieke biorestauratie binnen een omvangrijke CKW-verontreiniging" is de huidige omvang en de ontwikkeling van een CKW-verontreiniging over de komende decennia in beeld gebracht. Het aanvullend onderzoek heeft geresulteerd in de selectie van de optimale positie voor uitvoering van een proefsanering voor het biologisch afbreken van de CKW-verontreiniging in de ondergrond. Met behulp van batchproeven is een keus gemaakt voor een substraat. Door het uitvoeren van een stoftransportmodellering is het effect van een bioscherm binnen een proefsanering in beeld gebracht. De proefsanering bestaat uit twee bioschermen (systeem I en II) met een onderling verschillende filterconfiguratie en hydrologische grondslag voor toediening van substraat.

De uitvoering van de proefsanering heeft weinig technische problemen gekend. Hierbij is duidelijk geprofiteerd van de kennis die is opgedaan ten aanzien van de verstoppingsproblematiek van filters. Tijdens de proefsanering lukte het om de redoxomstandigheden binnen enkele maanden om te buigen naar methanogeen. In de beginfase zijn de te hoge sulfaatgehalten en het handhaven van de geschikte omstandigheden tussen de doseringen van substraat een probleem geweest. Mogelijk limiteert dit laatste de opbouw van een effectieve bacteriepopulatie. Bovendien vindt omzetting van CIS pas dan plaats wanneer vrijwel alle sulfaat uit het water is verdwenen.

Na het toepassen van enkele bulkdoseringen en het verhogen van de frequentie van de normale doseringen is het gelukt de omstandigheden langdurig methanogeen te houden, waarbij de redox continu beneden de -300 mV ligt. Onder deze omstandigheden begint de omzetting van CIS naar VC consequent op te treden. Ook de vorming van etheen komt op gang. Om de proefsanering volledig te laten slagen is het noodzakelijk dat de biologische afbraak wordt versneld en dat de afbraak van chloorethanen op gang komt.

Trefwoorden**Gecontroleerde termen:**

biologische afbraak, biologisch scherm,
bodemsanering, CKW

Vrije trefwoorden:

proefsanering, stroombaan, waterstofmetingen

Titel project

Intrinsieke biorestauratie binnen een omvangrijke
CKW-verontreiniging

Projectleiding

Grontmij Advies & Techniek bv
(drs. J.P.J.J. Theeuwen, 030-6344817)

Dit rapport is verkrijgbaar bij:
SKB, Postbus 420, 2800 AK Gouda

Report title

Intrinsic bio-restoration within an extensive
CAH contamination
Phase 2: Additional research and test decontamination

SKB report number

SN-005

Project report number

SN-005 phase 2

Author(s)

J.L.A. Slenders
P.A.A. Verhaagen
N.K. Hoekstra
M. van Eekert
R. Dubbeldam
J. Ter Meer

Number of pages

Report: 56
Appendices: 74

Executive organisation(s) (Consortium)

Grontmij Advies & Techniek bv (P.A.A. Verhaagen, 030-6344617)
DAF Trucks N.V. (Th.H.M. Verheij, 040-2142246)
TNO-MEP (J.L.A. Slenders, 055-5493698)
BAM-NBM Milieu (J. Dijkhuis, 0184-676870)

Publisher

SKB, Gouda

Abstract

Phase 2 of the "Intrinsic bio-restoration within an extensive CAH contamination" project mapped out the current extent and future development of a CAH contamination during the forthcoming decades. The additional research resulted in the selection of the optimum position for the implementation of a test decontamination investigating the biological degradation of a CAH contamination in the subgrade. Subgrade was selected by means of batch testing. Substance transport modelling illustrated the effect of a bioscreen in a test decontamination. The test decontamination consists of two bioscreens (system I and II) with differing filter configurations and a hydrological foundation for the administration of subgrade.

The implementation of the test decontamination was carried out with very few technical problems. This was clearly due to the experience gained in relation to filter blockage issues. During the test decontamination, it was possible to transform the redox situation into a methanogenic situation within a few months. The excessive quantity of sulphates and maintenance of suitable conditions between doses of subgrade were problems in the initial phase. The latter may restrict the development of an effective bacteria population. Moreover, conversion of CIS only takes place when almost all the sulphate has been removed from the water.

After applying several bulk doses and increasing the frequency of normal doses, we succeeded in maintaining methanogenic conditions over an extended period of time, whereby the redox remained 300 under ground level. The conversion of CIS into VC occurs consistently under these circumstances. The formation of ethene is also initiated.

Complete success of the test decontamination requires acceleration of biological degradation and the initiation of chlorethane degradation.

Keywords**Controlled terms:**

biological degradation, biological screen, CAH,
soil decontamination

Uncontrolled terms:

flow line, hydrogen measurements,
test decontamination

Project title

Intrinsic bio-restoration within an extensive
CAH contamination

Projectmanagement

Grontmij Advies & Techniek bv
(J.P.J.J. Theeuwen, 030-6344817)

This report can be obtained by: SKB, PO Box 420, 2800 AK Gouda, The Netherlands

VOORWOORD

Met deze rapportage wordt de lange NOBIS/SKB-historie met de locatie DAF Trucks afgesloten. Over een periode van bijna 5 jaar is een vaste kern van mensen bezig geweest de moeilijke materie van biologische afbraak van CKW in een sterk heterogene bodem te doorvorsen. In deze periode is duidelijk geworden dat er nog lang geen sprake is van een standaard voor de aanpak voor deze materie en dat deze standaard er ook nooit zal komen. Het project heeft wel geleid tot een bijna volledig begrip van de natuurlijke afbraak van CKW op de locatie wat zijn praktische weerslag heeft gevonden in de opstart van een proefsanering. Indien de resultaten zich voor spoedig blijven ontwikkelen zal deze proefsanering de inleiding zijn tot een economische aanpak van de CKW-problematiek op de locatie.

Eén aspect is bovenal belangrijk gebleken bij het project: geduld. Niet alleen om het project te laten verlopen maar nog veel meer om de biologie in de bodem een kans te geven.

Het consortium hoopt dat het voorliggende resultaat het gevraagde geduld rechtvaardigt. Wij wensen u veel leesplezier.

november 2002

INHOUD

| | | | |
|-----------|-------|---|-----|
| | | SAMENVATTING | IX |
| | | SUMMARY | XII |
| Hoofdstuk | 1 | INLEIDING | 1 |
| | 1.1 | Achtergrond | 1 |
| | 1.2 | Doel | 1 |
| | 1.3 | Opbouw van het rapport | 2 |
| Hoofdstuk | 2 | AANVULLEND ONDERZOEK | 3 |
| | 2.1 | Algemeen | 3 |
| | 2.2 | Locatie | 3 |
| | 2.3 | Achtergrondinformatie over de dechlorering van gechloreerde ethenen en ethanen | 3 |
| | 2.4 | Verificatie van de verontreinigingssituatie in de deklaag | 4 |
| | 2.5 | Afbakening van de verontreinigingssituatie in het watervoerende pakket | 5 |
| | 2.6 | Karakterisering van de verontreinigingen langs de stroombaan | 5 |
| | 2.6.1 | Dechlorering van TRI en de dechloreringsgraad | 8 |
| | 2.6.2 | Totale hoeveelheid in de tijd | 9 |
| | 2.7 | Redoxcondities | 11 |
| | 2.7.1 | Algemeen | 11 |
| | 2.7.2 | Deklaag | 11 |
| | 2.7.3 | Watervoerend pakket | 11 |
| | 2.7.4 | Geschiktheid voor afbraak | 14 |
| Hoofdstuk | 3 | STOFTRANSPORTMODELLERING | 15 |
| | 3.1 | Doel van de modellering | 15 |
| | 3.2 | Autonome verspreiding | 15 |
| | 3.3 | Ontwikkeling van de verontreiniging met het bioscherm | 18 |
| | 3.4 | Bijdrage van een bioscherm aan het tegengaan van de verspreiding | 18 |
| Hoofdstuk | 4 | BATCHEXPERIMENTEN | 23 |
| | 4.1 | Algemeen | 23 |
| | 4.2 | Opzet en achtergrond | 23 |
| | 4.3 | Elektronendonoren | 23 |
| | 4.4 | Uitvoering | 24 |
| | 4.5 | Resultaten | 25 |
| | 4.6 | Conclusies | 28 |
| Hoofdstuk | 5 | ONTWERP EN AANLEG VAN HET BIOSCHERM | 29 |
| | 5.1 | Algemeen | 29 |
| | 5.2 | Plaatsbepaling | 29 |
| | 5.2.1 | Sonderingen | 29 |
| | 5.2.2 | Boringen en peilbuizen | 31 |

| | | | |
|-----------|-------|---|----|
| | 5.3 | Ontwerp van het bioscherm | 32 |
| | 5.4 | Aanleg van het systeem | 34 |
| | 5.5 | Karakterisatie van de systemen I en II | 34 |
| | 5.5.1 | Chemische analyses | 34 |
| | 5.5.2 | Redoxkarakterisatie op basis van waterstofmetingen | 37 |
| | 5.6 | Tracertest | 37 |
| Hoofdstuk | 6 | PROEFSANERING | 39 |
| | 6.1 | Inleiding | 39 |
| | 6.2 | Algemene beschrijving van de resultaten | 39 |
| | 6.3 | Bespreking van de belangrijkste parameters | 45 |
| | 6.3.1 | Bodemmilieu | 45 |
| | 6.3.2 | Elektronendonor | 47 |
| | 6.3.3 | Verontreinigingen en afbraakproducten | 49 |
| | 6.4 | Evaluatie van de proefsanering | 51 |
| | 6.5 | Vervolg van de proefsanering | 51 |
| Hoofdstuk | 7 | CONCLUSIES | 53 |
| | 7.1 | Verontreinigingssituatie en natuurlijke afbraak | 53 |
| | 7.2 | Stoftransportmodellering | 53 |
| | 7.3 | Batchexperimenten | 53 |
| | 7.4 | Ontwerp van het bioscherm | 54 |
| | 7.5 | Proefsanering | 54 |
| | | LITERATUUR | 55 |
| Bijlage | A | OVERZICHT VAN DE LOCATIE | |
| Bijlage | B | ANALYSEDATA VAN BEMONSTERINGEN VAN HET AAN- VULLENDE ONDERZOEK EN DE PROEFSANERING | |
| Bijlage | C | ACHTERGROND VAN DE GRONDWATER- EN STOF- TRANSPORTMODELLERING | |
| Bijlage | D | ACHTERGROND VAN DE BATCHEXPERIMENTEN | |
| Bijlage | E | TOELICHTING OP DE PROEFSANERING | |

SAMENVATTING

Intrinsieke biorestauratie binnen een omvangrijke CKW-verontreiniging

Het project heeft tot doel om de bestaande biologische afbraak op de locatie in beeld te brengen en deze, waar mogelijk, te gebruiken bij de sanering of beheersing van de CKW-verontreiniging.

In fase 2 van het project is de stap gezet van onderzoek naar praktisch. Op basis van gegevens uit nader onderzoek in het veld, laboratoriumonderzoek en modelmatig onderzoek is een proefsanering ontworpen en geïmplementeerd. Bij de proefsanering is een biologisch scherm voor de afbraak van CKW aangelegd. In dit rapport wordt ingegaan op de resultaten van deze stappen.

Het project is uitgevoerd in twee fasen. In fase 1 is een veldkarakterisatie uitgevoerd in de deklaag (0 - 30 m-mv), waarbij met drie verschillende methodieken de redoxomstandigheden in de bodem zijn vastgesteld. Hierbij is op uitgebreide schaal gebruikgemaakt van waterstofmetingen. Uit de metingen van waterstof, geochemie en CKW's is gebleken dat de redoxcondities op een diepte van 10 - 20 m-mv ongunstig waren voor intrinsieke afbraak. De resultaten van fase 1 zijn in maart 2000 gepubliceerd door CUR/NOBIS. Op basis van deze resultaten is besloten om op de plek met ongunstige redoxcondities een bioscherm te implementeren.

In fase 2 van het project is de veldkarakterisatie uitgebreid naar het watervoerende pakket (30 - 90 m-mv). Op basis van alle onderzoeksinformatie is de zone onderkend waar de biologische afbraak van CKW, met name die van CIS, stagneert. In deze zone is begonnen met de aanleg van een bioscherm. Parallel aan deze werkzaamheden zijn in het laboratorium batchproeven uitgevoerd met sediment van de locatie om de meest geschikte substraten te selecteren. Tevens is door het uitvoeren van een stoftransportmodellering de (autonome) ontwikkeling van de CKW-verontreiniging en de invloed van een bioscherm op de verontreiniging in beeld gebracht. Aansluitend is over een periode van circa een jaar een proefsanering uitgevoerd.

Aanvullend onderzoek

De omvang en stroombaan van de verontreiniging met gechloreerde koolwaterstoffen afkomstig van de voormalige werkplaats is in beeld gebracht. De verontreiniging bestaat hoofdzakelijk uit CIS. Alleen bij de bron van de verontreiniging (3 - 4 m-mv) is TRI als hoofdbestanddeel aangetroffen en in het uiterste puntje van de pluim in het watervoerende pakket is alleen VC aangetoond. In lijn met de karakterisatie van fase 1 is vastgesteld dat zowel in de deklaag als in het watervoerende pakket overwegend sprake is van ijzer- en sulfaatreducerende omstandigheden. Alleen in de bovenste helft van de deklaag (tot 10 - 15 m-mv) zijn de omstandigheden voldoende gereduceerd (sulfaatreducerend/methanogeen) voor reductieve dechlorering.

Stoftransportmodellering

De CKW-verontreiniging op de locatie bestaat uit een duidelijk brongebied in de deklaag en een verspreidingsgebied in het watervoerende pakket. Effectieve en economische saneringsmaatregelen zijn alleen mogelijk in de deklaag. Eén van deze maatregelen betreft de toepassing van een biologisch scherm die de verdere toestroom van verontreiniging naar het watervoerende pakket moet beëindigen. De effectiviteit van deze maatregel is gesimuleerd met behulp van een stoftransportmodellering. In dit model is het gedrag van de verontreinigingen onder de heersende geohydrologische en biologische condities nagebootst. Dit is gedaan zonder saneringsmaatregelen (autonome ontwikkeling) en met saneringsmaatregelen in de vorm van een biologisch scherm. In de modellering is tevens rekening gehouden met twee verschillende scenario's voor het gedrag van de verontreiniging in het brongebied. Er kan sprake zijn van een brongebied dat bezig is uit te

doven (afnemende gehalten). Anderzijds bestaat de mogelijkheid dat de bron gedeeltelijk is geadsorbeerd aan de bodem. Hierdoor zal gedurende een zeer lange periode sprake zijn van nalivering uit de bron. Deze situatie is gesimuleerd in de modellering door de bron gedurende de gemodelleerde periode een vaste waarde te geven.

Uit de resultaten van de stoftransportmodellering blijkt het volgende:

- Het front van de verontreiniging in het watervoerende pakket blijft zich de komende 60 jaar verplaatsen.
- De verplaatsing geldt zowel voor het scenario waarbij het brongebied een vaste waarde heeft als voor het scenario waarbij de bron langzaam uitgeput raakt. De toename in de omvang van de verontreiniging geldt zowel voor CIS als voor VC.
- Bij de toepassing van het bioscherm beginnen na 30 tot 40 jaar essentiële reducties te ontstaan in de omvang van de pluim en de concentraties ten opzichte van de autonome ontwikkeling. De pluim dooft langzaam uit vanaf het punt waar de verontreiniging oorspronkelijk het watervoerende pakket instroomde.
- Uit de modellering blijkt verder dat door de lange verblijftijd in de deklaag een bronsanering boven in de deklaag pas na 40 - 50 jaar merkbaar zal zijn in het watervoerende pakket en pas na 70 - 80 jaar zal leiden tot een effectieve vermindering van de pluim.

De modellering is gebaseerd op metingen en expert guesses en kent daarom onzekerheden. Vooral de periode waarin de pluim stationair zal worden kan slechts bij benadering worden ingeschat (40 - 80 jaar). Regelmatige monitoring en onderzoek naar de processen in de pluim worden gezien de afmetingen en tijdspanne nodig geacht.

Batchproeven

In fase 1 van het project is de veldkarakterisatie uitgevoerd van de deklaag (0 - 30 m-mv). Dit onderzoek heeft geresulteerd in de herkenning van de zone waar de afbraak stagneert. In fase 2 zijn met sediment en water van de locatie laboratoriumproeven uitgevoerd. Het doel van deze proeven was het achterhalen van de gewenste substraatsamenstelling voor het bereiken van een volledige biologische afbraak. Uit deze batchproeven is geconcludeerd dat:

- in de bodem ter plaatse van de verontreiniging een CIS-dechlorerende bacteriepopulatie aanwezig is en dat volledige dechlorering mogelijk is;
- stimulering van de microbiologische processen door middel van toevoeging van een elektrodonor noodzakelijk is voor het bereiken van een volledige dechlorering;
- sulfaat in het grondwater dient te worden gereduceerd alvorens dechlorering van CIS kan plaatsvinden;
- de meeste beproefde elektronendonoren, uitgezonderd methanol en methanol/citroenzuur, geschikt zijn voor het realiseren van initiële reductie van sediment en sulfaat.

Ontwerp van het bioscherm

Bij het ontwerp van het bioscherm is gekozen voor twee systemen (I en II) met een verschil in dimensionering en hydrologische grondslag.

De kenmerken van systeem I zijn:

- Rondspoelen van grondwater onder toevoeging van substraat, loodrecht op de stromingsrichting van het grondwater.
- Filterstelling van 9 tot 19 m-mv. Dit heeft tot gevolg dat het bioscherm wordt bedreven in bodemlagen met wisselende doorlatendheden en waarvan het grondwater mogelijk een wisselende macrochemische samenstelling heeft.

De kenmerken van systeem II zijn:

- Toediening van substraat aan onttrokken grondwater en benedenstroomse infiltratie, buiten het invloedsgebied van de onttrekking.
- Filterstelling van 15 - 18 m-mv. Dit limiteert het invloedsgebied van het bioscherm. Een voordeel is de geringe variatie in macrochemische samenstelling van het grondwater in de behandelde zone.

Door het uitvoeren van een tracertest over de aangelegde systemen is vastgesteld wat de noodzakelijke periode voor substraatdosering is.

Resultaten van de proefsanering

De proefsanering is uitgevoerd over een periode van circa een jaar. Het volgen van de proefsanering heeft plaatsgevonden aan de hand van analyses van de CKW-verontreiniging, afbraakproducten zoals etheen, macrochemische samenstelling van het grondwater en waterstofmetingen. Naast het bereiken van de gewenste biologische afbraak is het technisch functioneren van groot belang. In een definitieve opstelling dient het biologisch scherm als een beheersmaatregel gedurende langere tijd storingsvrij te functioneren.

Op basis van de bemonsteringen en metingen zijn de volgende opmerkingen te maken:

- Het injecteren van substraat leidt bij herhaling tot een sterke stijging van het gehalte waterstof bij de peilbuizen in het gebied van de proefsanering.
- In de laatste maanden is het gelukt de redoxpotentiaal extreem laag te houden (beneden de -300 mV). Dit is een duidelijke indicatie dat sprake is van de gewenste methanogene omstandigheden.
- De gehalten sulfaat vertonen in de eerste maanden van de proefsanering geen significante daling. Pas na aanpassing van het volume geïnjecteerde substraat en de samenstelling dalen de gehalten sulfaat voldoende.
- De omzetting van CIS begint pas nadat sulfaat nagenoeg volledig is verwijderd. De afname van CIS gaat gepaard met een toename van VC, etheen en ethaan.
- Hoewel de biologische afbraak wordt gestimuleerd, was de snelheid en volledigheid van de afbraak aan het einde van de proefperiode nog niet voldoende om te spreken van een effectief beheerssysteem.
- Het systeem heeft technisch goed gefunctioneerd. Tijdens de proefperiode zijn geen relevante verstoppingen waargenomen in de filters.
- Tijdens de proefsanering is gebleken dat de initiële inschatting van de hoeveelheid substraat die noodzakelijk was voor de gewenste afbraak te laag was. Bij deze inschatting was reeds een zekerheidsfactor toegepast (3 - 5x de overmaat ten opzichte van de donorbehoefte).
- In de periode van de proefsanering is geen verschil in resultaten te bemerken tussen de beide systemen van het bioscherm.
- Een belangrijk aspect bij het bedrijven van een bioscherm bleek het homogeniseren van het grondwater in de behandelde zone. Het grondwater in de heterogene bodem bleek sterk wisselend van samenstelling. Pas nadat additionele doseringen en doorspoelingen waren doorgevoerd, werd een zodanig homogene samenstelling bereikt dat de gewenste processen consequent en controleerbaar konden worden gemeten en beïnvloed.

De proefsanering zal worden gecontinueerd totdat de biologische afbraak voldoende effectief (snel en volledig) is om te dienen als beheersmaatregel voor de CKW-verontreiniging.

SUMMARY

Intrinsic bio-restoration within an extensive CAH contamination

The purpose of the project was to investigate the existing biological degradation at the location and, where possible, use this during the removal or management of the CAH contamination.

Phase 2 involved the step from research to practice. Data collected from further field research, laboratory research and modelling was the basis for the design and implementation of a test decontamination. A biological screen for the degradation of CAH was put in place for the test decontamination. This report will discuss the results of these steps.

The project was carried out in two phases. Phase 1 involved field characterization in the upper layer of soil (0 - 30 m below ground level) and the determination of redox conditions in the soil on the basis of three different methods. Extensive use was made of hydrogen measurements. The measurements of hydrogen, geochemistry and CAHs revealed that the redox conditions at a depth of 10 - 20 m below ground level were unfavourable for intrinsic degradation. The results of phase 1 were published by CUR/NOBIS in March 2000. These results prompted the decision to install a bioscreen at the location with unfavourable redox conditions.

Phase 2 of the project involved extension of the field characterization to the water-bearing stratum (30 - 90 m below ground level). The research data facilitated the identification of the zone where CAH degradation (CIS in particular) is stagnating. A start was made on the installation of a bioscreen in this zone. Batch tests were simultaneously conducted in the laboratory on sediment from the location in order to select the most suitable subgrades. In addition, substance transport modelling illustrated the (autonomous) development of the CAH contamination and the influence of a bioscreen on the contamination. This was followed by a test decontamination with a duration of approximately 1 year.

Additional research

The scope and flow line of the contamination with chlorinated hydrocarbons originating in the former workplace was mapped out. The contamination consists primarily of CIS. TRI was only detected as a main component near the source (3 - 4 m below ground level), and only VC was detected in the furthest point of the plume in the water-bearing stratum. Consistent with the characterization in phase 1, it was determined that the conditions in both the upper layer and the water-bearing stratum will reduce both iron and sulphate levels. The conditions are only correct (sulphate reducing/methanogenic) for reductive dechlorination in the top half of the upper covering layer (to 10 - 15 m below ground level).

Substance transport modelling

The CAH contamination at the location consists of a clear source area in the covering layer and a distribution area in the water-bearing stratum. Effective and economical decontamination measures are only possible in the covering layer. One of these measures is the installation of a biological screen that will prevent the flow of contaminants to the water-bearing stratum. The effectiveness of this measure was simulated with the aid of substance transport modelling. This modelling simulated the behaviour of the contaminants under the prevailing geohydrological and biological conditions and was carried out without decontamination measures (autonomous development) in the form of a biological screen. The modelling also took account of two different scenarios for the behaviour of the contamination in the source area. It may be the case that the source area is starting to reduce its output (diminishing levels). On the other hand, it may be the

case that the source has become partially adsorbed into the soil. This means that the source will continue to discharge for an extremely long period of time. This situation was simulated in the model by assigning the source a fixed value throughout the modelled period.

The results of the substance transport modelling revealed that:

- The contamination front in the water-bearing stratum will continue to move during the forthcoming 60 years.
- The movement will take place in both the scenario in which the source has a fixed value and the scenario in which the source gradually diminishes. The increase in the scope of the contamination applies to both CIS and VC.
- If a bioscreen is used, the essential reduction in the size of the plume and the concentrations in relation to autonomous development start to take place after 30 to 40 years. The plume gradually diminishes from the point where the contamination originally flowed into the water-bearing stratum.
- The modelling also showed that the lengthy retention period in the covering layer means that decontamination of the source in the upper covering layer will only have an effect on the water-bearing stratum after 40 to 50 years, and will only lead to effective reduction of the plume after 70 to 80 years.

The modelling was based on measurements and experts guesses and therefore incorporates several uncertain factors. In particular, the period in which the plume will be stationary can only be estimated (40 - 80 years). Regular monitoring and inspection of the processes in the plume will be required in view of the time span and dimensions.

Batch tests

Phase 1 of the project involved field characterization of the covering layer (0 - 30 m under ground level). The research resulted in the identification of the zone where degradation stagnates. Phase 2 involved testing the sediment and water in the laboratory. The purpose of these tests was to ascertain the desired subgrade composition for the achievement of complete biological degradation. Results from these batch tests prompted the conclusion that:

- there is a population of CIS dechlorinating bacteria in the soil at the location of the contamination and that complete dechlorination is possible;
- stimulation of the microbiological processes by adding an electron donor is required in order to achieve complete dechlorination;
- sulphate in the groundwater must be reduced before dechlorination of CIS can take place;
- the most tested electron donors, excluding methanol and methanol/citric acid, are suitable for the realization of the initial reduction of sediment and sulphate.

Bioscreen design

The design of the bioscreen involved the selection of two systems (I and II) with differences in dimensioning and hydrological principles.

The characteristics of system I are:

- Rinsing groundwater while adding subgrade, perpendicular to the direction of flow of the groundwater.
- Filter setting of 9 to 19 m under ground level. This means that the bioscreen is operating in soil layers with varying permeability and in which the groundwater may have varying macro-chemical compositions.

The characteristics of system II are:

- Administration of subgrade to removed groundwater and downstream infiltration outside the area influenced by the removal.
- Filter set at 15 - 18 m below ground level. This limits the area of influence of the bioscreen. An advantage is the minimal variation in the macrochemical composition of the groundwater in the treated zone.

The conduction of a tracer test of the systems installed enabled us to ascertain the necessary period of subgrade dosing.

Results of test decontamination

The test decontamination was carried out over a period of approximately 1 year. It was monitored on the basis of analyses of the CAH contamination, degradation products such as ethene, the macrochemical composition of the groundwater and hydrogen measurements. In addition to achieving the desired level of biological degradation, technical operation is also extremely important. The function of the bioscreen as a management measure must remain uninterrupted for extended periods of time in a definitive set-up.

The following comments can be made on the basis of the samples and measurements:

- Repeated injections of subgrade lead to a significant increase in the level of hydrogen in the measuring tubes in the test decontamination area.
- We have succeeded in keeping the redox level extremely low (under 300 m below ground level) in recent months. This is a clear indication of the desired methanogenic conditions.
- The sulphate levels did not decrease significantly during the early months of the test decontamination. The sulphate levels only decrease sufficiently after the volume of injected subgrade and composition has been adjusted.
- The conversion of CIS only starts after the sulphate has been almost completely removed. The reduction in CIS is accompanied by an increase in VC, ethene and ethane.
- Although the biological degradation is stimulated, the rate and completeness of the degradation at the end of the test period was still too insufficient for an effective management system.
- The system functioned well in the technical sense. No relevant blockages were detected in the filters during the test period.
- During the test decontamination, it became apparent that the initial estimation of the quantity of subgrade required for the desired degradation was too low. An certainty factor had already been calculated into this estimation (3 - 5x excess in relation to donor requirement).
- No differences were discernible between the results from both bioscreen systems during the test decontamination period.
- An important aspect of bioscreen operation is the homogenization of the groundwater in the treated zone. The groundwater in the heterogeneous soil had widely differing compositions. It was only after additional doses were administered and rinses carried out that the composition was sufficiently homogenous to allow consistent measurement and management of the desired processes.

The test decontamination will be continued until the biological degradation is sufficiently effective (rapid and complete) for it to serve as a management measure for the CAH contamination.

HOOFDSTUK 1

INLEIDING

1.1 Achtergrond

Voorliggend rapport beschrijft de resultaten van fase 2 van het SKB-project SN-005 "Intrinsieke biorestauratie". Binnen dit project is de afbraak van CKW's in een sterk heterogene bodem onderzocht. Fase 1 van het onderzoek is afgerond in maart 2000 (CUR/NOBIS-rapport 95-2-09).

Fase 2 van het project omvat de volgende onderdelen:

- Aanvullend onderzoek met als doel het vastleggen van de omvang van de grondwaterverontreiniging in het watervoerende pakket en de karakterisatie van afbraak- en transportprocessen in de bron en het watervoerende pakket.
- De uitvoering van een stoftransportmodellering om te bepalen wat het effect kan zijn van een bioscherm.
- Het uitvoeren van batchproeven om te bepalen wat het meest geschikte substraat is om toe te passen binnen een bioscherm.
- De uitvoering van een proefsanering met als onderwerp het functioneren van een bioscherm. Het doel is onder meer inzicht te verkrijgen in de technische en financiële haalbaarheid van gestimuleerde afbraak van de in de deklaag aanwezige CKW's.

In figuur 1 is de schematische opbouw van fase 2 weergegeven. Op deze onderdelen wordt in de voorliggende rapportage ingegaan.

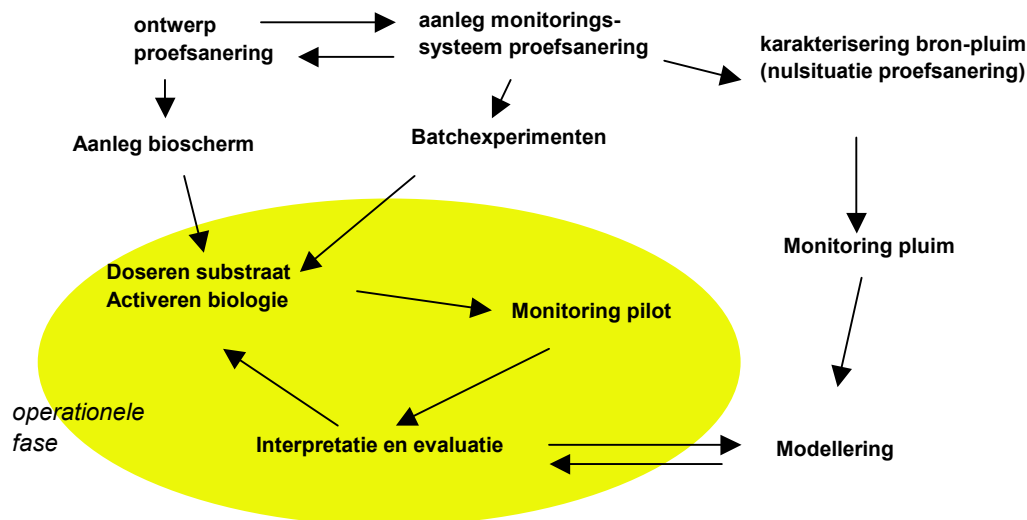


Fig. 1. Opbouw van fase 2 van het SKB-project SN-005.

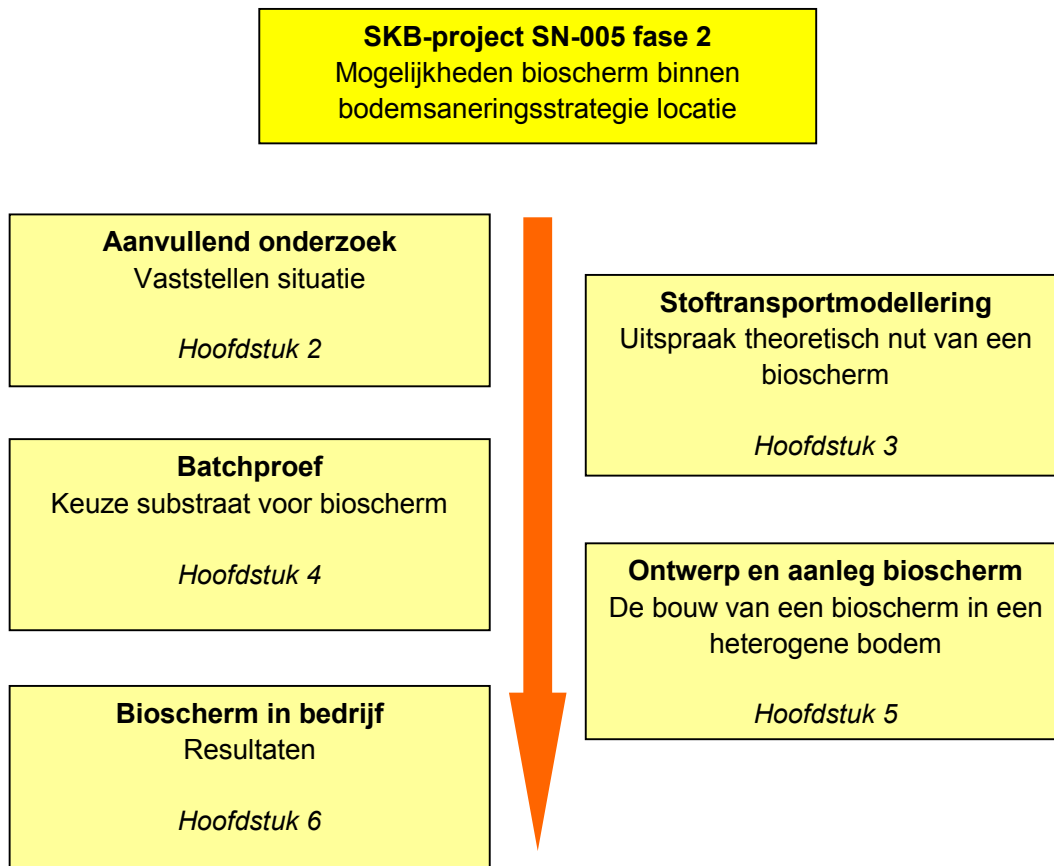
1.2 Doel

De doelstelling van fase 2 is het beproeven van een bioscherm dat in staat is de verdere verspreiding van verontreinigingen te stoppen. Alternatieve technieken voor de sanering van de VOCl-verontreiniging op de locatie zijn zeer kostenintensief. Het beproeven van een bioscherm is onderdeel van de gehele saneringsstrategie die is uitgestippeld voor de locatie.

1.3 Opbouw van het rapport

In hoofdstuk 2 wordt ingegaan op het aanvullend onderzoek. Hoofdstuk 3 bespreekt de opzet en uitkomsten van de stoftransportmodellering. De uitgevoerde batchexperimenten worden besproken in hoofdstuk 4. Het ontwerp en de aanleg van het bioscherm worden besproken in hoofdstuk 5. De resultaten van het bioscherm worden gepresenteerd in hoofdstuk 6. In hoofdstuk 7 zijn de conclusies opgenomen.

Onderstaand schema geeft de samenhang tussen de verschillende onderdelen van het project weer.



HOOFDSTUK 2

AANVULLEND ONDERZOEK

2.1 Algemeen

In dit hoofdstuk wordt ingegaan op de volgende aspecten:

- overzicht van de locatie (zie 2.2);
- achtergrondinformatie over de dechlorering van gechloreerde ethenen en ethanen (zie 2.3);
- verontreinigingssituatie (zie 2.4, 2.5 en 2.6);
- redoxcondities (zie 2.7).

2.2 Locatie

De locatie is gelegen in het zuidoosten van Eindhoven, langs het Eindhovensch Kanaal. In bijlage A is een overzicht opgenomen van de locatie en de directe omgeving. Het gebied van de proefsanering is gelegen ten westen van gebouw E55. Een uitgebreide beschrijving van de locatie is opgenomen in de rapportage van fase 1 van het project [Ras et al., 2000].

2.3 Achtergrondinformatie over de dechlorering van gechloreerde ethenen en ethanen

Onder anaërobe condities zijn micro-organismen in staat chloorethenen en chloorethanen om te zetten naar minder schadelijke producten. Deze omzettingen verlopen vaak via het mechanisme van reductieve dechlorering (zie fig. 2 en 3), waarbij in elke stap één chlooratoom wordt vervangen door een waterstofatoom (reductieve hydrogenolyse).

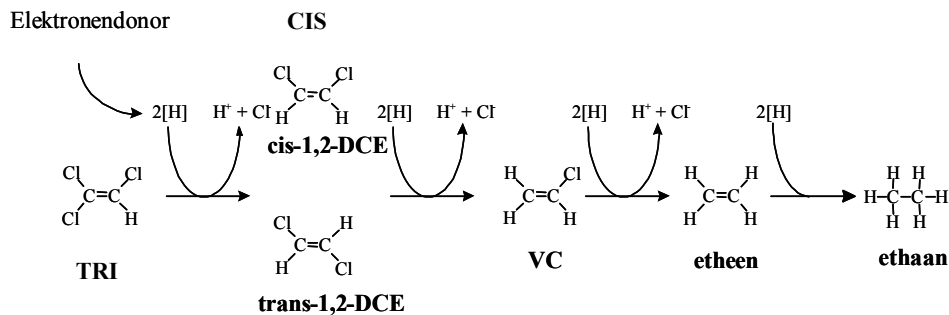


Fig. 2. Reductieve afbraak van trichlooretheen (TRI).

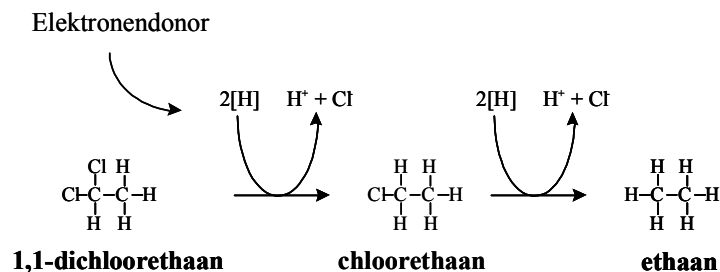


Fig. 3. Reductieve afbraak van 1,1-dichloorethaan.

Bij 1,2-dichloorethaan worden over het algemeen twee chlooratomen tegelijk verwijderd onder vorming van een dubbele binding (dichloro-eliminatie) (zie fig. 4).

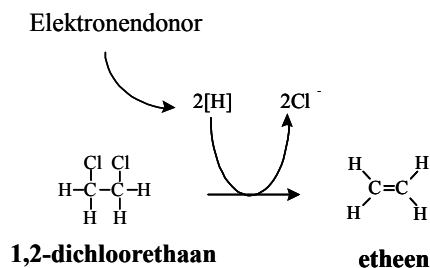


Fig. 4. Reductieve afbraak van 1,2-dichloorethaan.

Voor de reductieve dechlorering van gechloreerde verbindingen is een geschikte elektronendonor nodig, bijvoorbeeld organisch materiaal, aromaten, vluchtige vetzuren of waterstof. Als de redoxcondities geschikt zijn en voldoende elektronendonor aanwezig is kunnen gechloreerde ethenen, zoals trichlooretheen (TRI) en 1,2-cis-dichlooretheen (CIS), in principe helemaal worden gereduceerd tot ethaan. De reductieve dechlorering van TRI is waargenomen onder alle gereduceerde omstandigheden [Bruin et al., 1992; DiStefano et al., 1991; Rijnaarts et al., 1998; Vogel en McCarty, 1985]. De hoogste afbraaksnelheid is onder sterk gereduceerde methanogene omstandigheden gevonden. In de bodem zijn de redox- en substraatcondities voor de afbraak van TRI vaak niet optimaal en vindt ophoping van CIS of vinylchloride (VC) plaats onder anaërobe condities. Ook tri- en dichloorethanen kunnen volledig worden gereduceerd, hetzij via etheen (zie fig. 4) of via reductieve hydrogenolyse (zie fig. 3) [Eekert et al., 1999; Holliger et al., 1990; Gälli en McCarty, 1989]. Het is echter ook mogelijk dat deze stoffen naar andersoortige verbindingen, zoals organische zuren (azijnzuur), worden omgezet [Gälli en McCarty, 1989].

De oorzaak voor de incomplete afbraak van chloorethenen en chloorethanen is niet altijd duidelijk, maar aangenomen wordt dat de aard van de betrokken micro-organismen, de redoxomstandigheden en de beschikbaarheid van een (geschikte) elektronendonor een belangrijke rol spelen.

Als maat voor de dechlorering in het veld wordt de dechloreringsgraad gebruikt. De dechloreringsgraad wordt gezien als een indicatie van mate van afbraak in een gebied en is gebaseerd op de verhouding tussen de gevormde intermediären en het oorspronkelijke product. De dechloreringsgraad wordt als volgt berekend:

$$\frac{100 \cdot \Sigma(1/3[\text{CIS}] + 2/3[\text{VC}] + [\text{etheen}] + [\text{ethaan}])}{\Sigma([\text{TRI}] + [\text{CIS}] + [\text{VC}] + [\text{etheen}] + [\text{ethaan}])}$$

De dechloreringsgraad is 0 % als op een locatie alleen TRI (de uitgangsstof) wordt aangetroffen, terwijl de dechloreringsgraad bij aanwezigheid van 30 % TRI en 70 % CIS ongeveer 23 % bedraagt.

2.4 Verificatie van de verontreinigingssituatie in de deklaag

De verontreinigingssituatie in de deklaag, zoals is vastgesteld in fase 1, is geverifieerd. De daarvoor benodigde herbemonstering van de peilbuizen is in juli 2000 afgerond. De bemonsteringen zijn door TNO en Grontmij binnen een zo kort mogelijke tijdsperiode uitgevoerd om de vergelijkbaarheid van de data te waarborgen. Analyses van zeer vluchtige componenten (o.a. VC, methaan en H₂) zijn uitgevoerd door TNO. Macrochemische parameters zijn verzameld door Grontmij, aangevuld met enkele verontreinigingscomponenten (o.a. 1,1-dichloorethaan, BTEX en

minerale olie). Een overzicht van de bemonsterde peilbuizen en de resultaten van de bemonsteringen is opgenomen in de bijlagen A en B. Van enkele parameters zijn zowel door TNO als Grontmij data bepaald. Waar dit het geval is zijn in bijlage B beide waarden vermeld.

Uit de resultaten blijkt dat de verontreinigingssituatie in de deklaag van de locatie niet wezenlijk veranderd is in vergelijking met fase 1 (bemonsteringen najaar 1998). Meer specifiek zijn de volgende resultaten te noemen:

- De gehalten 1,1-dichloorethaan (1,1-DCA) kunnen niet zonder meer worden verwaarloosd. In het algemeen liggen de gehalten onder die van bepalende verontreinigingen, zoals CIS en VC.
- Opvallend is dat de gehalten BTEX en minerale olie in de deklaag vanaf 1995 vrijwel gelijk zijn gebleven.

In het gebied van de proefsanering is de (sterk) verontreinigde zone in horizontale richting scherp begrensd. Het overgangsgebied tussen de licht en sterk verontreinigde zone is slechts enkele meters breed. Dit is een gevolg van de hydrologische situatie.

2.5 Afbakening van de verontreinigingssituatie in het watervoerende pakket

Eind maart 2000 is een aanvang gemaakt met de plaatsing van diepe peilbuizen (tot maximaal 92 m-mv) ten noorden van het DAF-terrein. In totaal zijn 5 boringen uitgevoerd. De boringen zijn gefaseerd uitgevoerd om zodoende verzekerd te zijn van een optimale plaatsing van de peilbuizen ten opzichte van de pluim in het watervoerende pakket. Voor de initiële situering is gebruik gemaakt van bestaande hydrologische informatie en data van de reeds aanwezige peilbuis (C63). De locatie van de peilbuizen is weergegeven in bijlage A.

Uit de resultaten van de bemonstering kan worden opgemaakt dat de verontreinigingen in het watervoerende pakket overwegend bestaan uit CIS en VC. De absolute hoogte van de gehalten bedragen bij peilbuis C66 enkele malen de I-waarde voor CIS tot tientallen malen de I-waarde voor VC. Bij peilbuis C67 wordt alleen nog VC aangetroffen in een gehalte rond de I-waarde (zie fig. 5a en 5b).

De verspreidingsrichting van de pluim is met de bemonsteringen goed in beeld gebracht. Het lijkt erop dat de pluim een iets westelijkere verspreidingsrichting heeft dan op basis van de hydrologie zou worden verwacht. Dit kan een gevolg zijn van een (inmiddels gestaakte) onttrekking bij Campina.

2.6 Karakterisering van de verontreinigingen langs de stroombaan

De centrale stroombaan in de grondwaterverontreiniging beweegt zich vanaf het brongebied ter plaatse van de voormalige werkplaats in een kurkentrekkerbeweging naar beneden onder de plaatcomponentenfabriek (gebouw E55) en vervolgens onder het Eindhovensch Kanaal door. Uit de resultaten van de karakterisering in september 1998 werd in projectfase 1 het volgende geconcludeerd:

- Er is sprake van een brongebied dat verontreinigd is met TRI en een relatief snelle omzetting van TRI naar CIS, gevolgd door een (kwantitatief gezien) gedeeltelijke omzetting naar etheen.
- VC wordt nauwelijks gevonden in het brongebied, wel in de pluim.
- Er is sprake van meerdere bronnen van verontreiniging.
- De bodemopbouw speelt een belangrijke rol bij de verspreiding en de afbraak van de verontreinigingen.
- Er is sprake van sterke nalevering uit de bronzone.

CKW-PLUIM

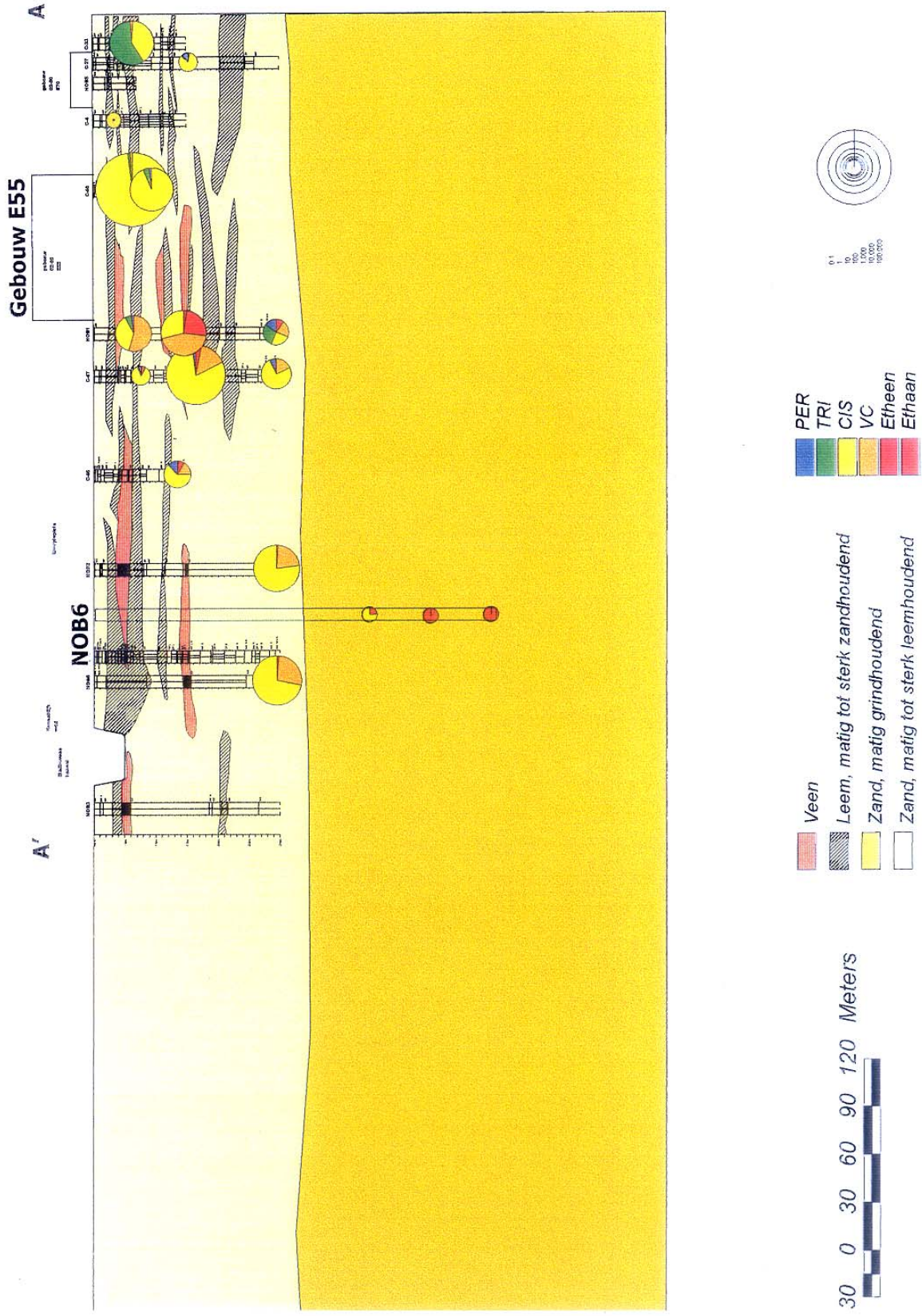


Fig. 5a. Chloorethenen, etheen en ethaan in het brongebied.

CKW-PLUIM

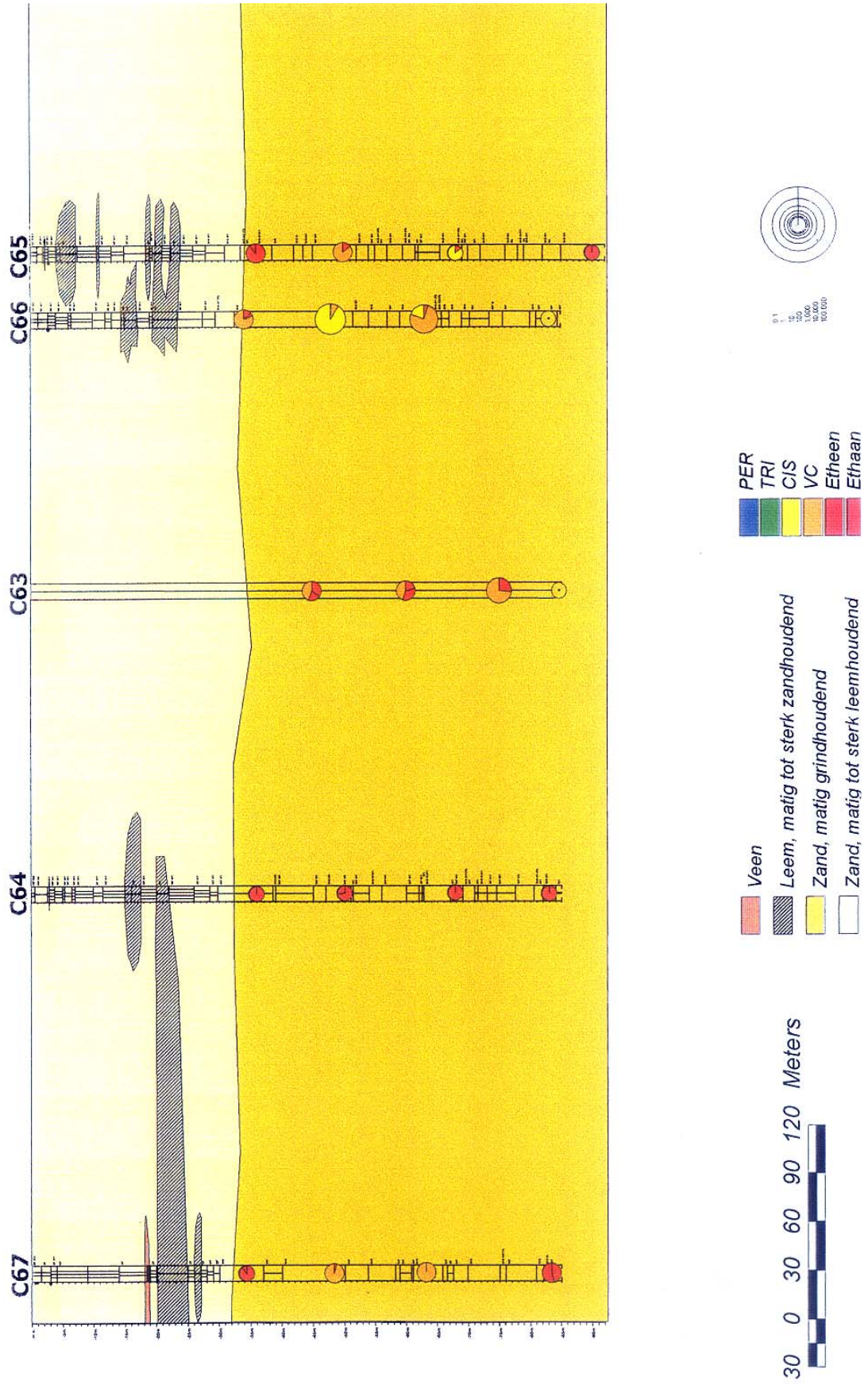


Fig. 5b. Chloorethenen, etheen en ethaan in de stroombaan van de pluim.

In juni 2000 zijn de analyses van de stroombaan herhaald en uitgebreid met metingen in het watervoerende pakket. De concentraties in de geactualiseerde stroombaan zijn weergegeven in figuur 6. Het beeld dat is gevormd in fase 1 wordt door deze metingen bevestigd en is uitgebreid met het verdere verloop in het watervoerende pakket. Na een snelle omzetting van TRI naar CIS in de top van de deklaag wordt vooral CIS aangetroffen in concentraties boven 100.000 µg/l. In het watervoerende pakket is een geleidelijke overgang van CIS naar VC zichtbaar. In het front van de pluim wordt alleen VC aangetroffen. De concentratie bedraagt circa 10 µg/l. Voor de situering van de diverse peilbuizen wordt verwezen naar bijlage A.

2.6.1 Dechlorering van TRI en de dechloreringsgraad

In figuur 6 is de dechloreringsgraad (zie 2.3) van verschillende meetpunten langs de stroombaan in de tijd weergegeven.

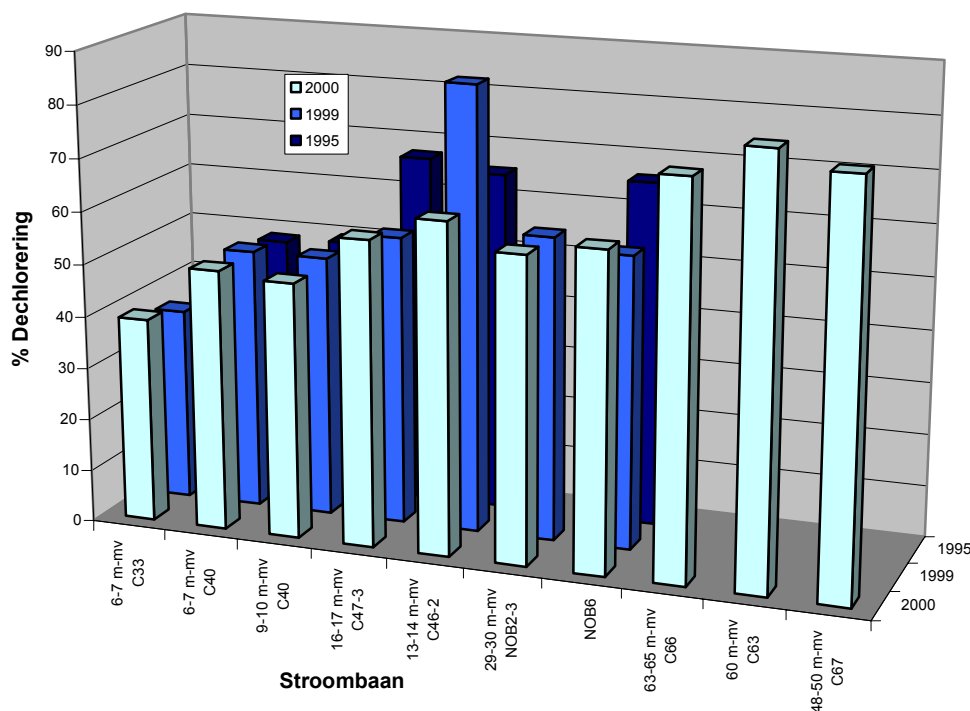


Fig. 6. Natuurlijke afbraak (NA) potentiaal (dechloreringsgraad) voor de meetpunten langs de stroombaan gedurende de afgelopen 5 jaar.

In de deklaag loopt (tot en met peilbuis NOB6) de dechloreringsgraad op van 30 % tot 40 % bij de bron naar ongeveer 60 % halverwege de deklaag. Tussen 10 en 20 m-mv stagneert de dechlorering en blijft constant tot de overgang naar het watervoerende pakket op 30 m-mv. Vervolgens neemt de dechloreringsgraad in het watervoerende pakket verder toe van 60 % naar 80 % en zelfs 99 % in C63 op 75 m-mv (niet weergegeven in fig. 6). De toename van de dechloreringsgraad in het watervoerende pakket kan worden verklaard door de dechlorering van CIS naar VC, maar dit effect kan ook een gevolg zijn van het verschil in advectief transport van de chloorethenen door het watervoerende pakket heen. De transportsnelheid van VC is hoger dan van CIS, hetgeen kan resulteren in hoge VC-concentraties stroomafwaarts die het gevolg zijn van de afbraak stroomopwaarts. De resultaten van fase 2 (2000) zijn vergelijkbaar met die van fase 1 (1995, 2000). De afbraak van de chloorethenen stagneert na NOB1-2 en blijft 'hangen' bij CIS.

Naast TRI zijn er op het terrein nog andere bronnen van verontreiniging aanwezig. Ook trichloorethaan (1,1,1-TCA) en tetrachlooretheen (PER) zijn op het terrein aangetroffen. Ten aanzien van de verontreinigingssituatie bij gebouw E55 spelen deze een minder belangrijke rol. Voor de analyse van de stroombaan wordt 1,1,1-TCA niet, maar PER wel meegenomen (omdat de afbraakproducten hetzelfde zijn als voor TRI).

2.6.2 Totale hoeveelheid in de tijd

De concentraties variëren aanzienlijk in de tijd (zie tabel 1, b.v. C40 of NOB6-3). Uit de resultaten wordt voorzichtig geconcludeerd dat de som van de verontreinigingen in het grondwater dieper dan 10 m-mv toeneemt.

Dit geldt ook voor de weinige metingen die in de tijd beschikbaar zijn in het watervoerende pakket (C63). De pluim in het watervoerende pakket groeit.

Tabel 1. Som van verontreinigingen in de tijd in peilbuizen langs de stroombaan.

| peilbuis | diepte (m-mv) | som van TRI, CIS, VC, etheen en ethaan (μM) | | |
|----------|---------------|--|--------|--------|
| | | 1993 - 1995 | 1998 | 2000 |
| C33-1 | 6,5 | 38,3 | 80,7 | 61,3 |
| C40-1 | 6,3 | 2091,2 | 3550,6 | 2532,7 |
| C40-2 | 9,5 | 276,8 | 700,3 | 60,5 |
| NOB1-2 | 14,5 | | 117,5 | 169,8 |
| C47-3 | 16,5 | 358,9 | 541,3 | 678,9 |
| NOB2-3 | 29,5 | | 79,5 | 118,4 |
| NOB6-3 | 29,5 | 207,2 | 118,0 | 199,6 |
| C66 | 49 | | | 3,2 |
| | 61 | | | 2,3 |
| C63 | 45 | 0,01* | 0,04** | 0,3 |
| | 60 | 0,3* | 0,1** | 0,2 |
| | 75 | 0,03* | 0,5** | 0,6 |
| C67 | 49 | | | 0,2 |
| | 64 | | | 0,1 |

* voorjaar 1996

** voorjaar 1999

In de deklaag is CIS de voornaamste verontreiniging die wordt aangetroffen in concentraties tot 243 mg/l (C40 6 - 7 m-mv). De afbraak stagneert op het grensgebied tussen de deklaag en het watervoerende pakket.

In het watervoerende pakket is VC de belangrijkste verontreiniging (13,7 $\mu\text{g/l}$ in C67 50 m-mv). De verspreidingsrichting en de indicatie van hoofdverontreinigingen zijn weergegeven in figuur 7.

Verspreidingsrichting met indicatie hoofdverontreiniging

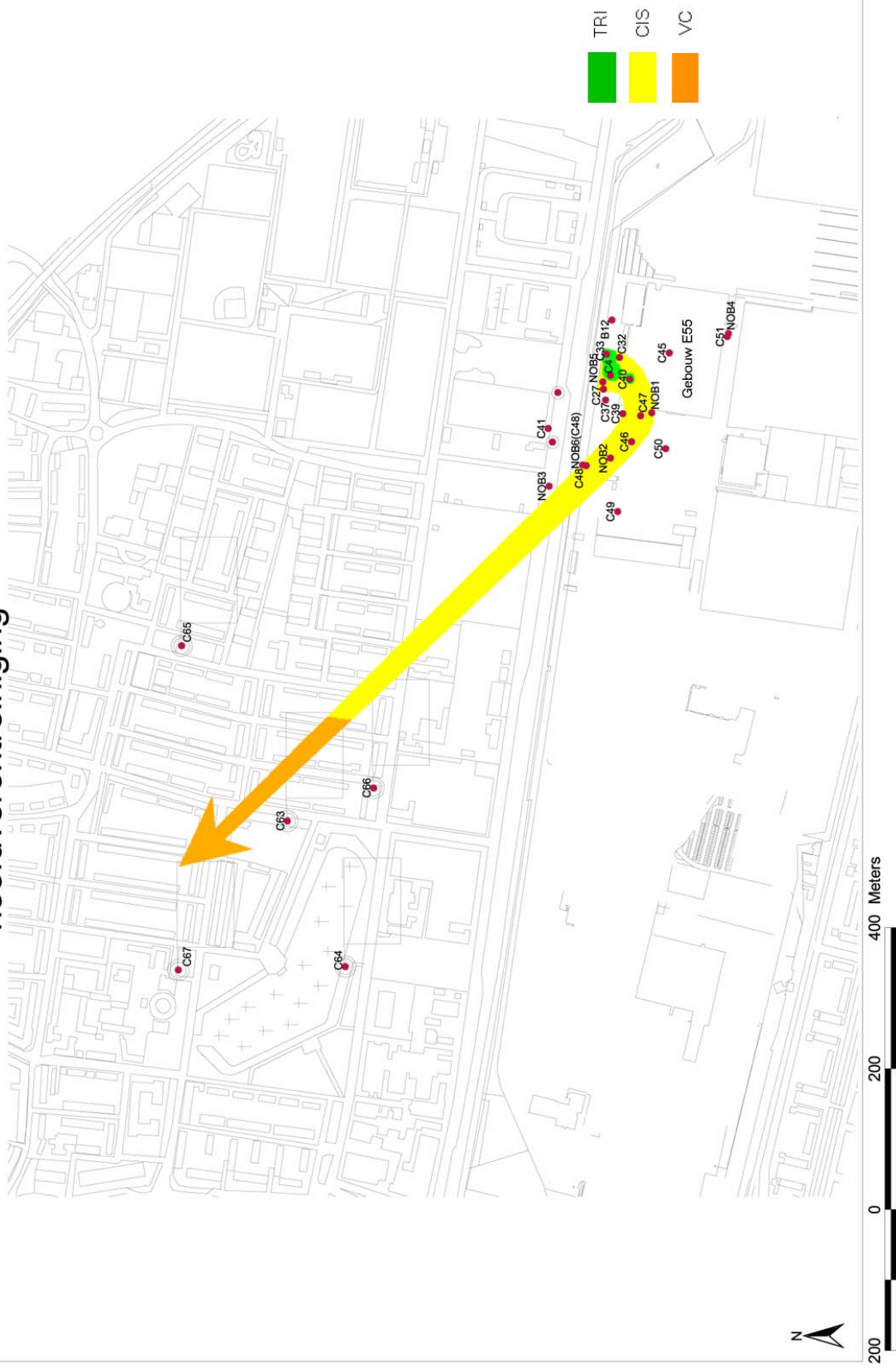


Fig. 7. Verspreidingsrichting met de indicatie van hoofdverontreinigingen.

2.7 Redoxcondities

2.7.1 Algemeen

Het al dan niet optreden van microbiologische omzettingsprocessen is afhankelijk van de heersende redoxcondities. Redoxcondities kunnen worden bepaald door macrochemische parameters te interpreteren in combinatie met de waterstofmetingen. De macrochemische parameters geven een globaal beeld van de redoxomstandigheden in het grondwater. De parameters zeggen veel minder over de specifieke lokale omstandigheden op een bepaald punt. Macrochemische parameters, zoals methaan en sulfaat, kunnen namelijk over grote afstand worden getransporteerd en hoeven daarom geen afspiegeling te zijn van de lokale processen. Aangezien waterstof een kortlevend tussenproduct is en daarom niet van elders kan worden aangevoerd geven waterstofmetingen een direct beeld van de lokale processen. Waterstofmetingen zeggen echter minder over de dominerende condities in een bepaald gebied. Mogelijkerwijs worden waterstofcondities bepaald in microniches die sterk afwijken van de omgeving.

2.7.2 Deklaag

De redoxconditie van de deklaag is weergegeven in figuur 8a. In het algemeen worden de omstandigheden als gemengd ijzerreducerend/sulfaatreducerend gekarakteriseerd. Met uitzondering van het meest ondiepe monsterpunt C4 zijn er op geen van de monsterpunten significante concentraties zuurstof of nitraat aangetroffen. Het voorkomen van zuurstof en nitraatreducerende condities kan dus behalve bij C4 op voorhand al worden uitgesloten. Dit is in overeenstemming met de eerdere bevindingen op deze locatie.

Omdat methaan als gevolg van transport niet kan worden beschouwd als een betrouwbare redoxindicator, kan het optreden van methanogenese beter worden aangetoond op basis van afwezigheid van sulfaat. Als sulfaat afwezig is, kan vaak alleen bicarbonaat nog als elektronenacceptor worden gebruikt. In dat geval wordt bicarbonaat gereduceerd tot methaan. Methanogenese kan ook plaatsvinden in aanwezigheid van sulfaat. Het optreden van methanogenese moet dan worden aangetoond door middel van thermodynamische berekeningen. Dit is ook de situatie voor de DAF-locatie. Thermodynamische berekeningen voor de DAF-locatie geven aan dat slechts op één monsterpunt, C40 (6 - 7 m-mv), methanogenese energetisch gunstig is.

Bij monsterpunten waar zowel ijzer als sulfaat aanwezig zijn kunnen zowel ijzerreducerende als sulfaatreducerende omstandigheden overheersen. Om in deze gevallen sulfaatreductie aan te tonen zijn sulfidenmetingen minder bruikbaar aangezien sulfide als ijzersulfide kan neerslaan. Uit thermodynamische berekeningen blijkt dat bij de peilbuizen op de DAF-locatie, waar zowel ijzer als sulfaat aanwezig zijn, zowel ijzerreducerende als sulfaatreducerende omstandigheden kunnen optreden. Op monsterpunten waar wel sulfaat maar geen ijzer aanwezig is worden overwegend sulfaatreducerende condities verwacht. Voor de deklaag geldt echter dat geen eenduidig verschil kan worden gemaakt tussen ijzer- en sulfaatreducerende omstandigheden. Een vergelijking met de interpretatie uit fase 1 versterkt dit beeld.

2.7.3 Watervoerend pakket

In figuur 8b is de redoxkarakterisatie van het watervoerende pakket weergegeven. Ondanks de hoge methaanconcentraties, die op vrijwel alle monsterpunten zijn aangetroffen in het watervoerende pakket, kan niet worden aangenomen dat de redoxcondities overwegend methanogeen zijn. Methaan wordt hoogstwaarschijnlijk geproduceerd door een stroomopwaarts gelegen voorafmalige stortplaats.

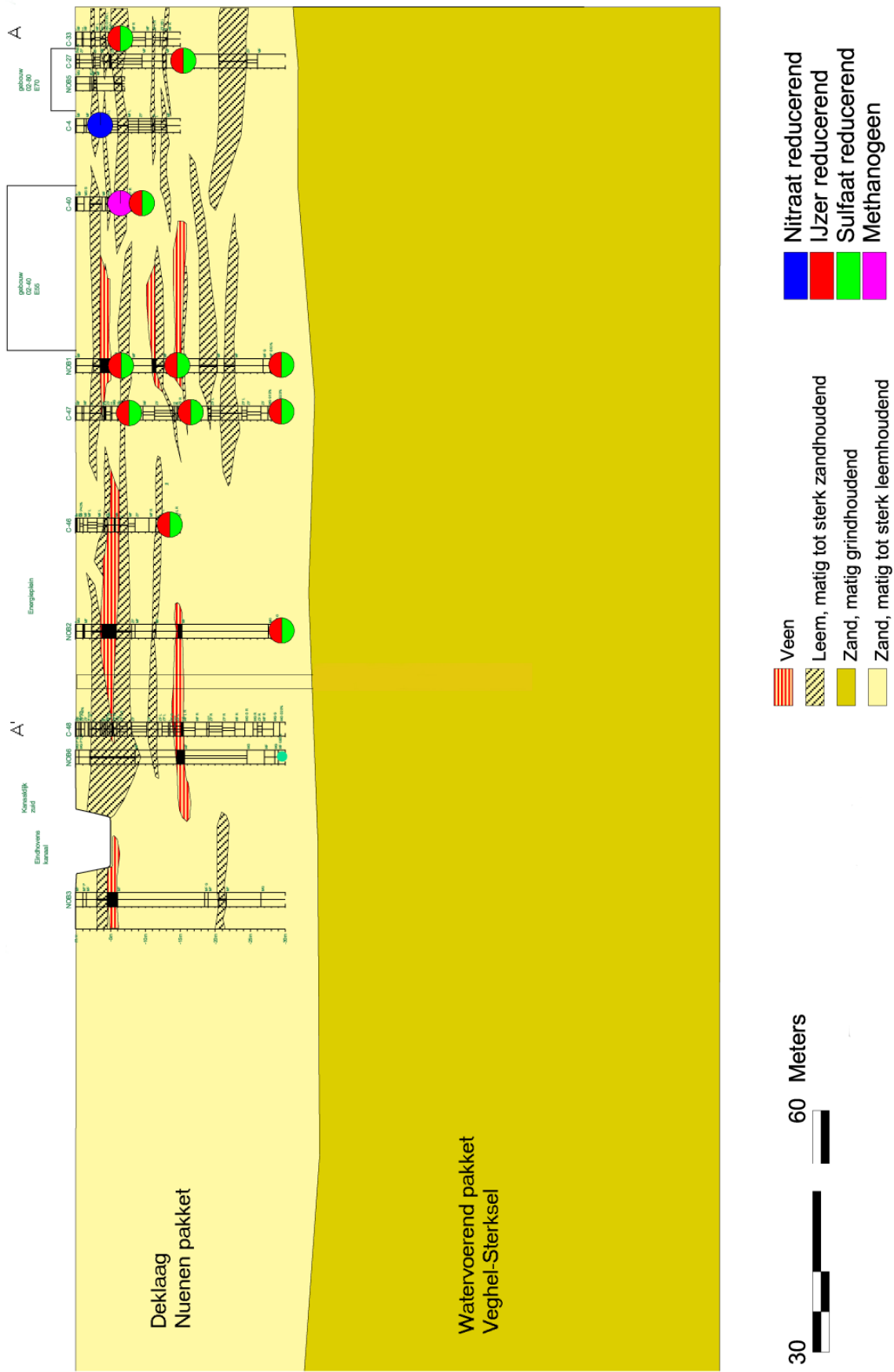
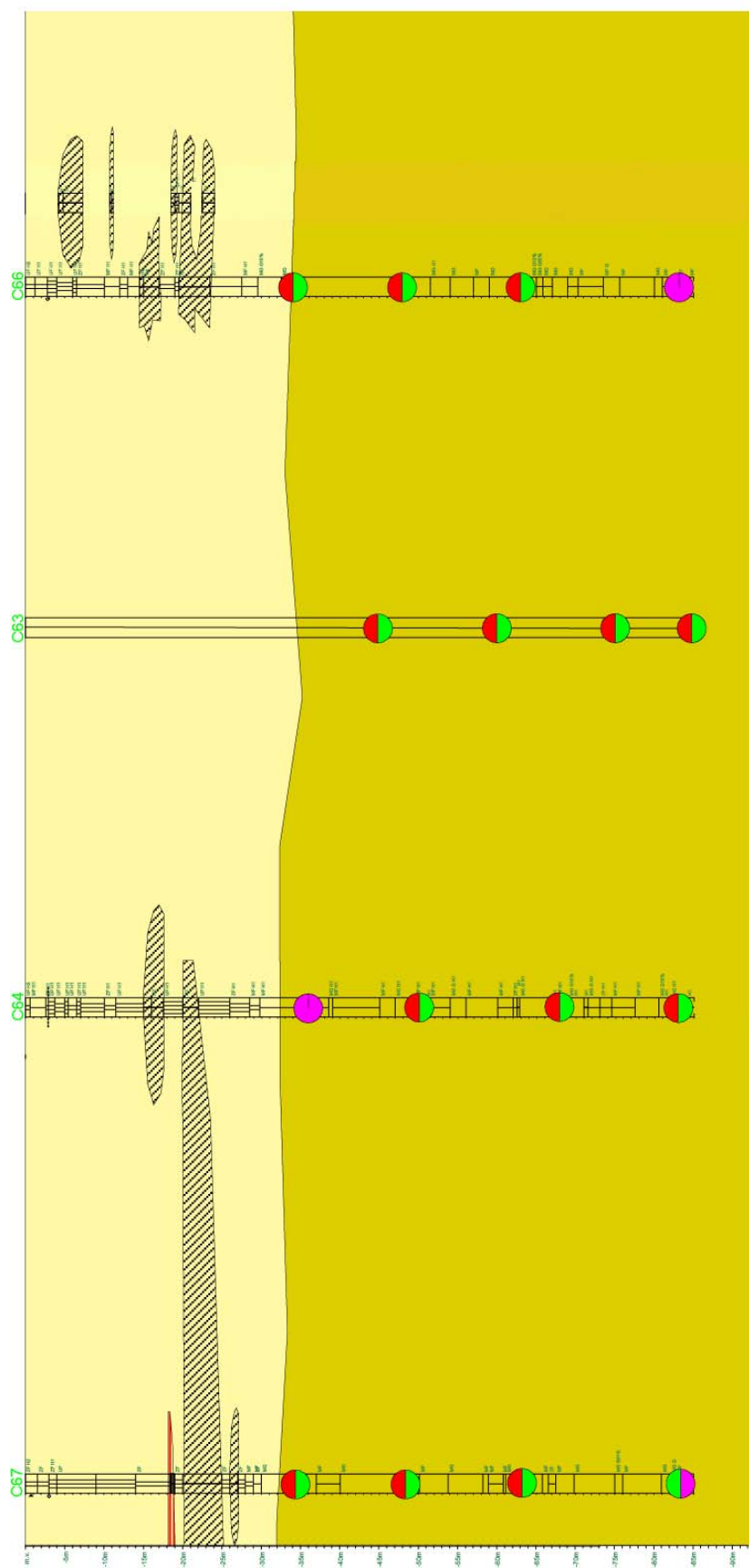


Fig. 8a. Redoxsituatie van de deklaag.



■ Nitraat reducerend
■ IJzer reducerend
■ Sulfaat reducerend
■ Methanogeen

Veen
 Leem, matig tot sterk zandhoudend
 Zand, matig grindhoudend
 Zand, matig tot sterk leemhoudend

30 0 30 60 Meters

Fig. 8b. Redoxsituatie van het watervoerende pakket.

Alleen op de monsterpunten C64 (36 - 38 m-mv) en C66 (83 - 85 m-mv) is door middel van thermodynamische berekeningen gebleken dat methanogenese daadwerkelijk ter plekke kan optreden. Op veel monsterpunten is geen ijzer maar wel sulfaat aanwezig. In die gevallen wordt aangenomen dat sulfaatreducerende condities overheersen, maar dat ijzerreductie niet kan worden uitgesloten door precipitatie van ijzersulfiden. De aanwezigheid van zowel ijzer als sulfaat duidt op ijzer- of sulfaatreducerende omstandigheden. Er is gebleken dat beide condities thermodynamisch mogelijk zijn op de meeste monsterpunten. Evenals in de deklaag kan geen eenduidig verschil worden aangegeven tussen ijzer- en sulfaatreductie.

2.7.4 *Geschiktheid voor afbraak*

Er zijn weinig veranderingen opgetreden in de redoxcondities en de verontreinigingssituatie na fase 1. In het grensgebied waar de afbraak van de chloorethenen stagneert bij CIS heersen ijzerreducerende/sulfaatreducerende condities. Deze redoxomstandigheden zijn niet geschikt om reductieve afbraak van CIS te bewerkstelligen. Met de aanleg van het bioscherm zal de redoxconditie in het gebied van de proefsanering sterker anaëroob of zelfs methanogeen gemaakt worden om op die manier de reductieve afbraak van CIS tot etheen en/of ethaan te bevorderen.

HOOFDSTUK 3

STOFTRANSPORTMODELLERING

3.1 Doel van de modellering

Het doel van de modellering is tweeledig:

- Het visualiseren van de toekomstige *autonome* verspreiding van verontreiniging in het watervoerende pakket. De modellering is uitgevoerd voor een tijds kader van 30 en 60 jaar na heden.
- De invloed van een *bioscherm* op de verspreiding van verontreiniging in het watervoerende pakket. Hierbij is hetzelfde tijds kader gebruikt.

In bijlage C zijn de uitgangspunten van de modellering opgenomen.

Binnen de twee genoemde scenario's zijn verdere onderverdelingen gemaakt op basis van de stof (CIS en VC) en de manier waarop met de bron wordt omgegaan. Hierbij is onderscheid gemaakt tussen de 'vaste bron' en de 'afnemende bron'. De vaste bron refereert aan een situatie waarbij de nalevering van verontreiniging aan het grondwater over de gemodelleerde periode identiek blijft. Bij de afnemende bron wordt ervan uitgegaan dat de nalevering vanuit de bron langzaam minder wordt over de gemodelleerde tijd en de nalevering van verontreinigingen aan het grondwater op een gegeven moment stilvalt.

Het bioscherm dat is toegepast in de modellering wordt verondersteld om 100 % effectief te zijn. Hierdoor komt na de implementatie van het bioscherm geen verontreiniging meer terecht in het watervoerende pakket. Buiten het bioscherm wordt uitgegaan van een gemiddelde afbraakparameter. In figuur 9 zijn de elementen die spelen binnen de modellering weergegeven. Figuur 9 is geen weergave van de verschillende scenario's die zijn doorgerekend bij de modellering.

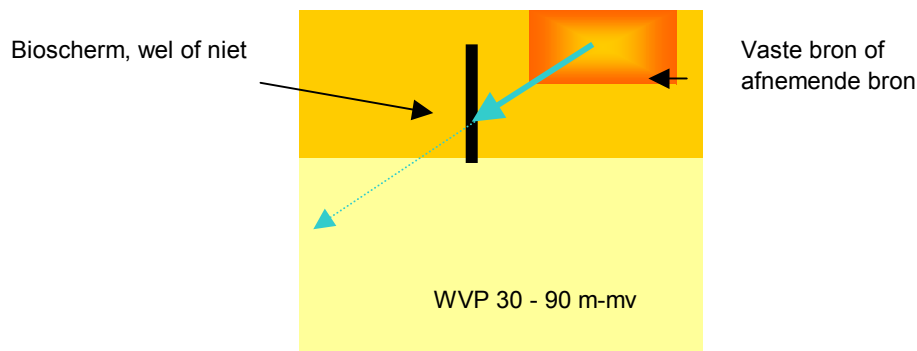
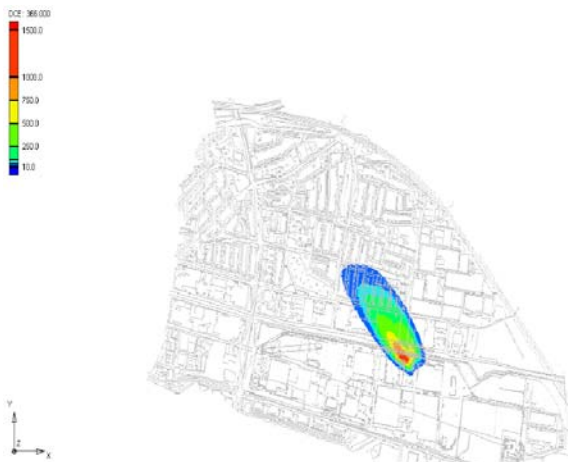


Fig. 9. Elementen binnen de modellering.

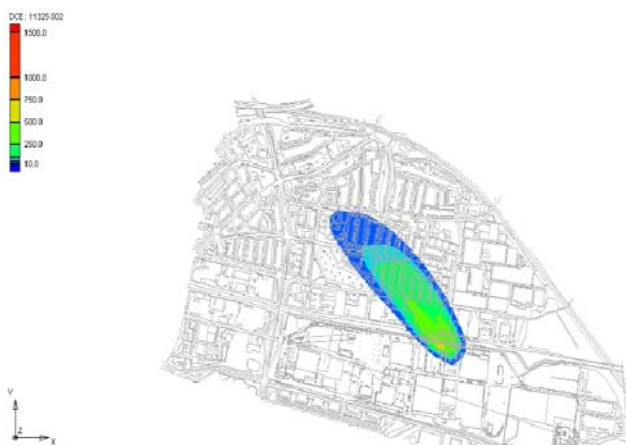
3.2 Autonome verspreiding

De autonome verspreiding is de verspreiding van de verontreiniging in het grondwater, rekening houdend met alle natuurlijke processen die de verspreiding beïnvloeden. Voor de invloed van de natuurlijke afbraak is gebruikgemaakt van de informatie die is verzameld tijdens het aanvullende onderzoek.

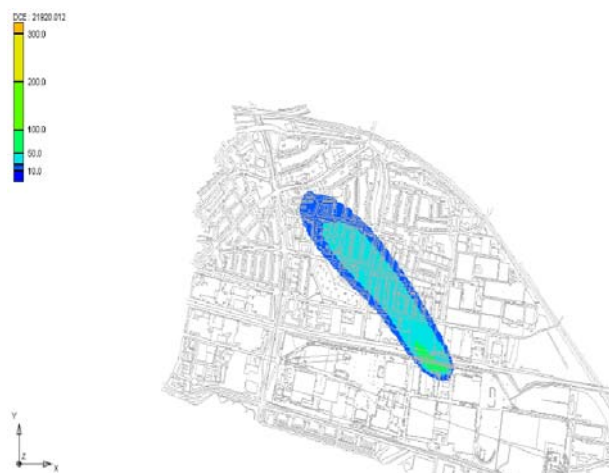
In figuur 10 en 11 zijn de resultaten van de modellering weergegeven, uitgaande van een autonome verspreiding.



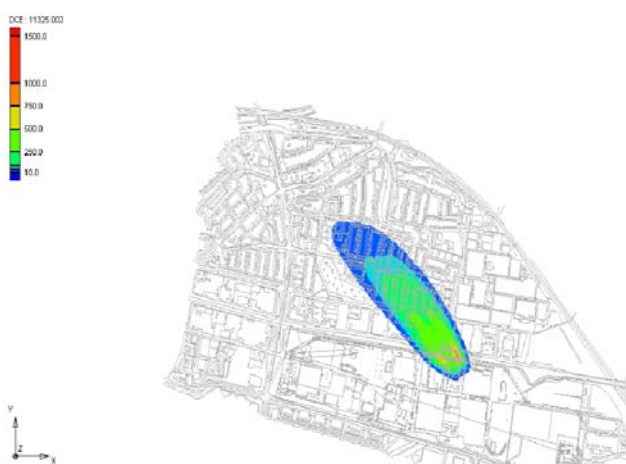
Huidige situatie



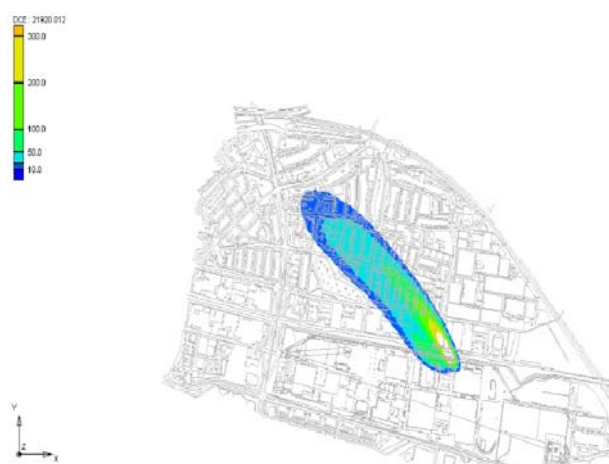
2030, Afnemende bron



2060, Afnemende bron

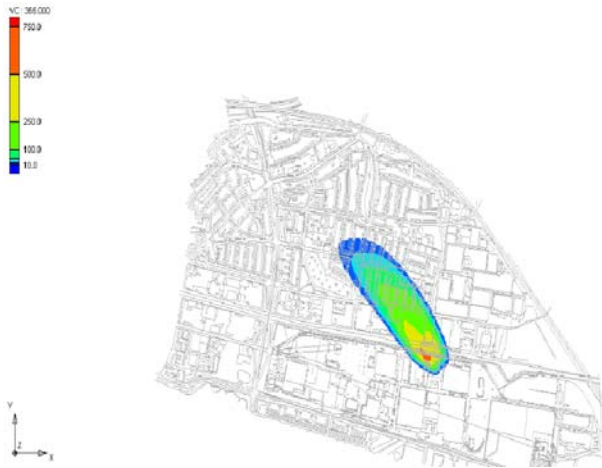


2030, Vaste bron

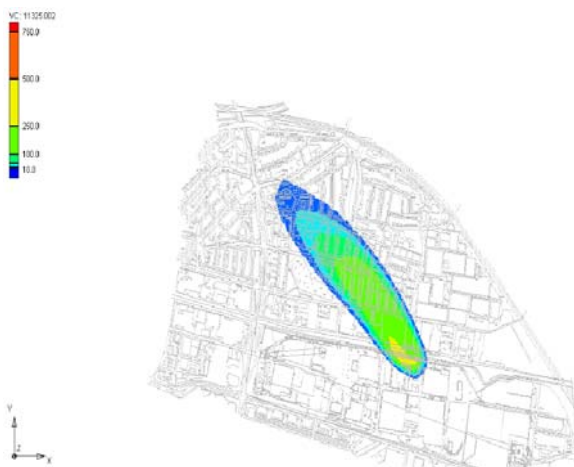


2060, Vaste bron

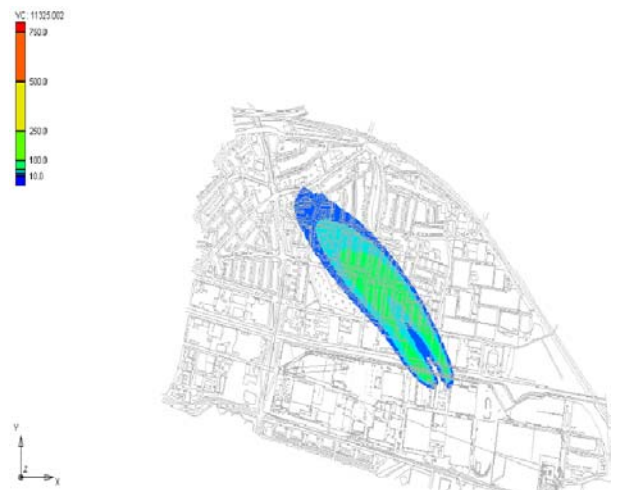
Fig. 10. Resultaten van de modellering van de autonome ontwikkeling. Component betreft CIS.



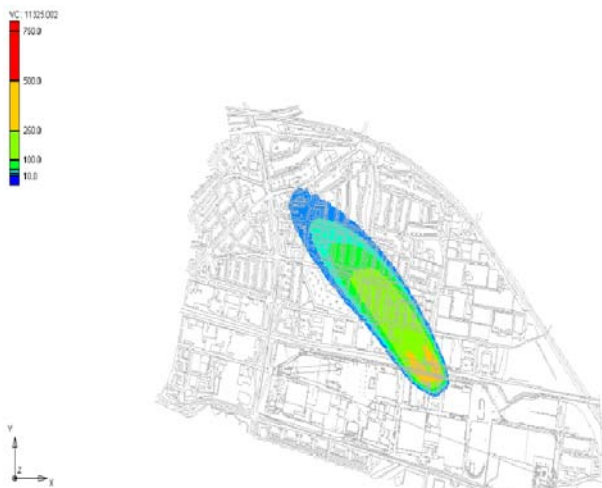
Huidige situatie



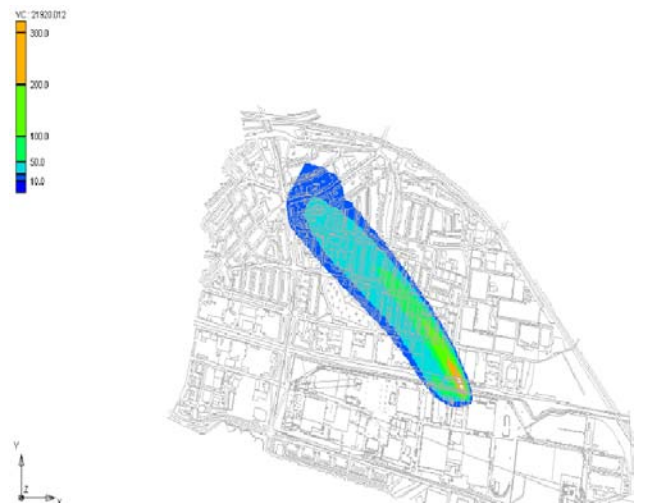
2030, Afnemende bron



2060, Afnemende bron



2030, Vaste bron



2060, Vaste bron

Fig. 11. Resultaten van de modellering van de autonome ontwikkeling. Component betreft VC.

Uit de resultaten blijkt het volgende:

- De omvang van de verontreiniging in het watervoerende pakket blijft de komende 60 jaar toenemen.
- Deze toename in omvang geldt zowel voor het scenario waarbij de bron afneemt als voor het scenario waarbij de bron een vast gehalte heeft.
- De toename in omvang geldt zowel voor CIS als voor VC.

3.3 Ontwikkeling van de verontreiniging met het bioscherm

Bij het modelleren is het bioscherm geïnterpreteerd als volledig dekkend (100 % effectief). Dit impliceert dat alle verontreiniging, die vanuit de deklaag in de richting van het watervoerende pakket stroomt, wordt afgevangen.

In de figuren 12 en 13 zijn de resultaten van de modellering gevisualiseerd. De volgende opmerkingen kunnen worden gemaakt bij de resultaten:

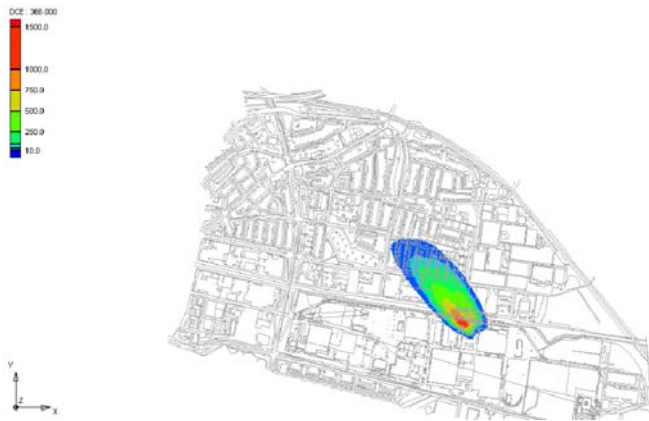
- Bij de toepassing van het bioscherm beginnen na 30 tot 40 jaar essentiële reducties te ontstaan in de omvang van de pluim in het watervoerende pakket ten opzichte van de autonome ontwikkeling.
- De gehalten CIS en VC binnen de pluim zijn bij toepassing van het bioscherm in het algemeen lager.
- Het verschil tussen vaste gehalten in de bron en een afnemende bron is binnen de modeltermijn bij het bioscherm wel aanwezig maar niet significant.

De 'lag-time' van 30 tot 40 jaar is een gevolg van het feit dat, wanneer het bioscherm actief is, slechts een zeer beperkte beïnvloeding plaatsvindt van de verontreinigingen achter het bioscherm. Deze verontreinigingen blijven dan ook de komende decennia zorgen voor de verspreiding in het watervoerende pakket.

3.4 Bijdrage van een bioscherm aan het tegengaan van de verspreiding

In figuur 14 is voor VC aangegeven wat de maximale bijdrage kan zijn van een bioscherm bij het tegengaan van de verspreiding in de komende 60 jaar. Uit figuur 14 blijkt dat de gehalten in de pluim bij toepassing van een bioscherm terugvallen naar waarden die liggen rond de I-waarde voor VC. Voor CIS is het beeld vergelijkbaar.

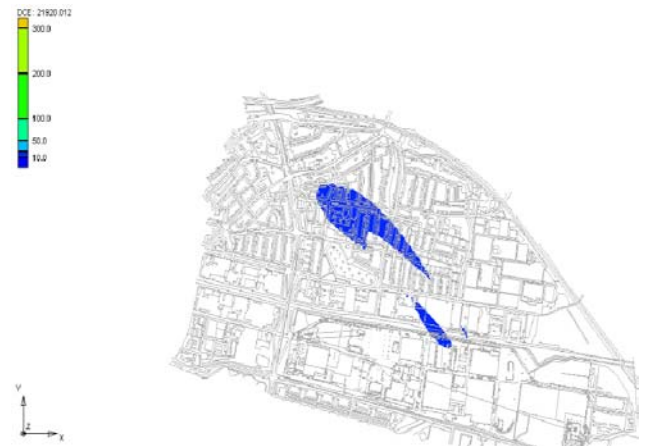
Uit de stoftransportmodellering kan worden geconcludeerd dat een bioscherm resulteert in een effectieve aanpak van de uitstroom van verontreiniging uit de deklaag naar het watervoerende pakket. De periode die gemoeid is met het bereiken van dalende gehalten in het watervoerende pakket is niet een gevolg van de kwaliteit van het bioscherm. Het bioscherm heeft geen directe invloed op deze gehalten, maar door het stoppen van de aanvoer van nieuwe verontreiniging kunnen natuurlijke afbraakprocessen beter verlopen. Deze processen verlopen echter aanzienlijk langzamer dan de gestimuleerde afbraak in het bioscherm.



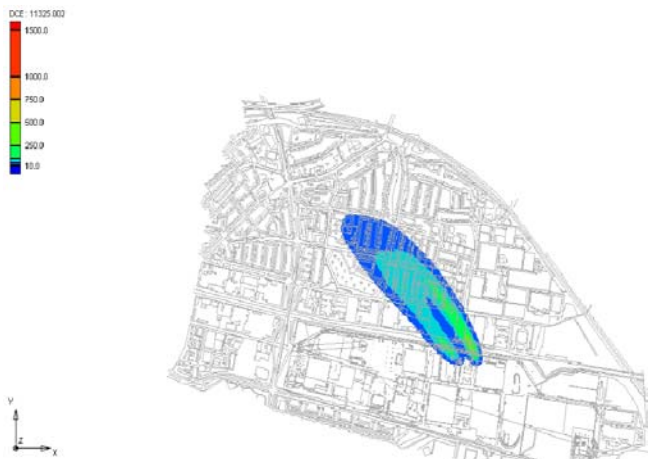
Huidige situatie



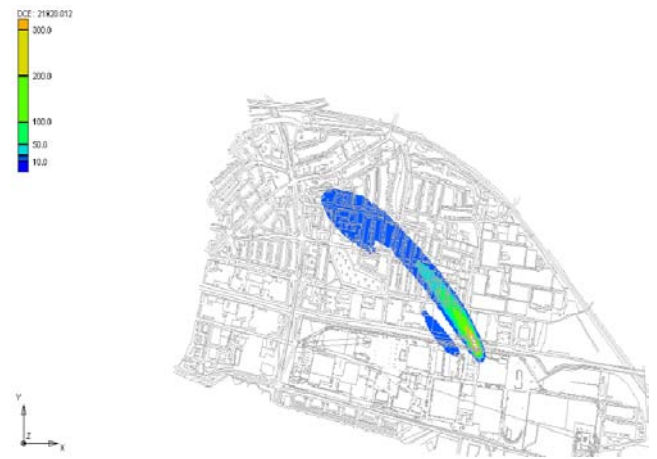
2030, Afnemende bron met bioscherm



2060, Afnemende bron met bioscherm

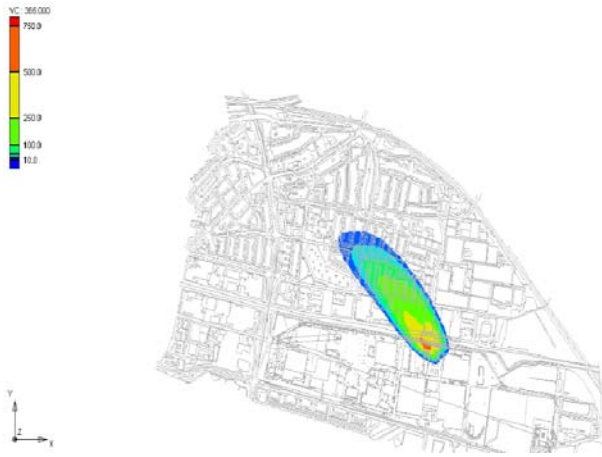


2030, Vaste bron met bioscherm

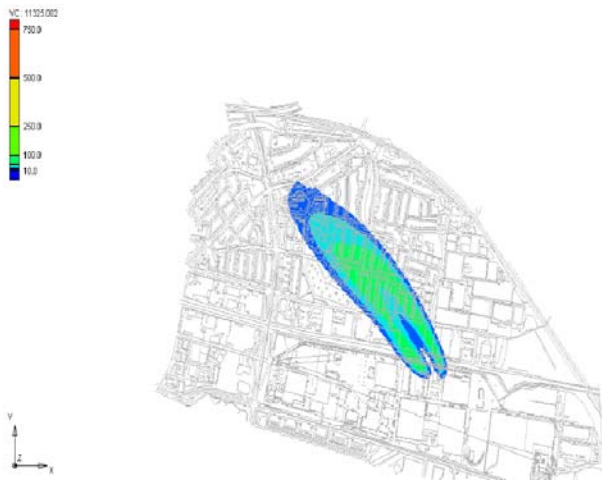


2060, Vaste bron met bioscherm

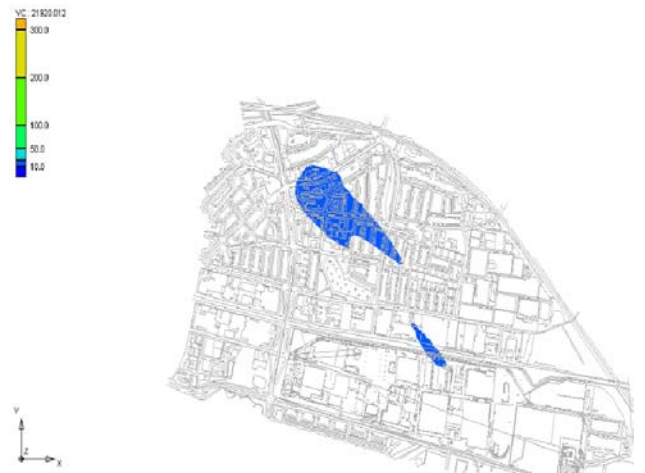
Fig. 12. Resultaten van de modellering bij de implementatie van het bioscherm. Component betreft CIS.



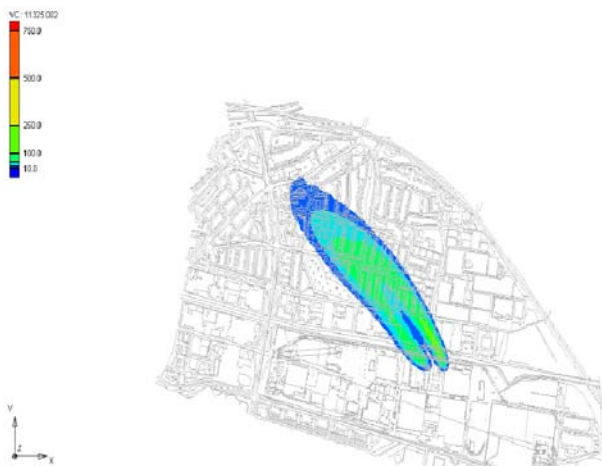
Huidige situatie



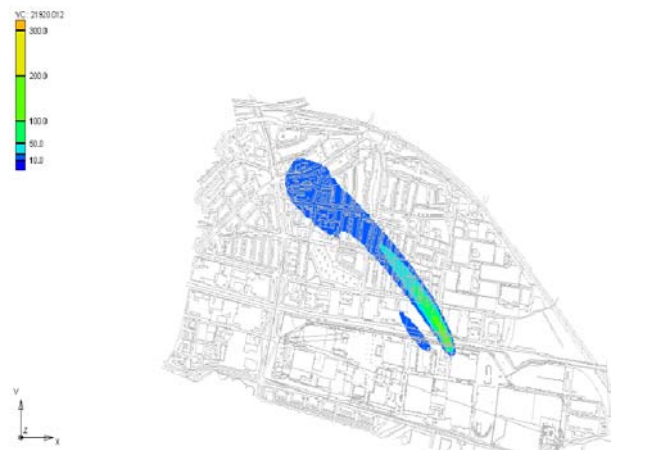
2030, Afnemende bron met bioscherm



2060, Afnemende bron met bioscherm

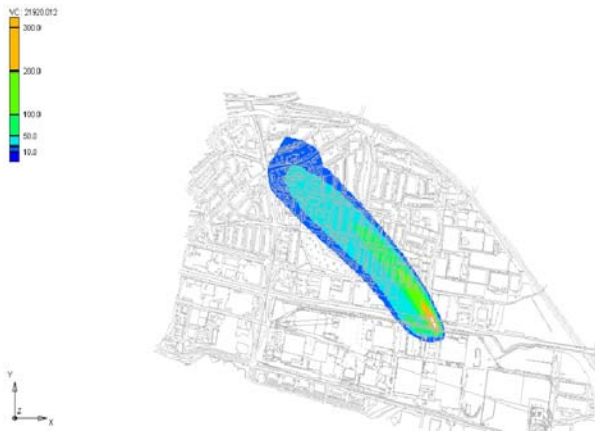


2030, Vaste bron met bioscherm



2060, Vaste bron met bioscherm

Fig. 13. Resultaten van de modellering bij de implementatie van het bioscherm. Component betreft VC.



Situatie in 2060 met autonome ontwikkeling



Situatie in 2060 met bioscherm

Fig. 14. Bijdrage van een bioscherm aan het tegengaan van de verspreiding bij VC.

HOOFDSTUK 4

BATCHEXPERIMENTEN

4.1 Algemeen

De doelstelling van de batchexperimenten is het verkrijgen van inzicht in de toepasbaarheid van vooraf geselecteerde complexe elektronendonoren en 'pure' chemicaliën als elektronendonor voor de reductieve dechlorering van chloorethenen en chloorethanen. Op basis van de verkregen informatie is de proefsanering ontworpen en bijgesteld. De batchexperimenten zijn voortgezet tot ongeveer een maand na het begin van de proefsanering. In bijlage D is aanvullende informatie opgenomen over de uitvoering en de resultaten van de batchexperimenten.

In dit hoofdstuk wordt achtereenvolgens ingegaan op:

- de opzet en de achtergrond van de experimenten (zie 4.2);
- de gebruikte elektronendonoren (zie 4.3);
- de wijze van uitvoering van de experimenten (zie 4.4);
- de resultaten (zie 4.5);
- de conclusies (zie 4.6).

4.2 Opzet en achtergrond

De aanwezigheid van dechlorerende populaties was voor de afbraak van chloorethenen aangetoond in fase 1 van het project. Voor de chloorethanen is door middel van veldmetingen vastgesteld dat waarschijnlijk een geschikte populatie aanwezig is. In het grondwater wordt namelijk ethaan aangetroffen.

Bij de hier uitgevoerde batchproeven is in eerste instantie aandacht besteed aan:

- de snelheid van dechlorering in aanwezigheid van de verschillende donoren;
- de eindproducten van de dechlorering;
- de hoeveelheid elektronendonor die nodig is om een gereduceerde zone in het bioscherm te creëren;
- de omzettingssnelheid van de elektronendonor door middel van concentratiemetingen van de gevormde (verwachte) producten, namelijk vluchtige vetzuren en H_2 ;
- de 'lag-fase' die optreedt voordat afbraak in de batches wordt waargenomen;
- de aanwezigheid van een geschikte dechlorerende microbiële populatie;
- condities, zoals pH, H_2 -concentratie en de rol van sulfaat dat in het grondwater aanwezig is.

4.3 Elektronendonoren

De mogelijke elektronendonoren zijn beoordeeld op vier mogelijke parameters:

- Geschiktheid als bron voor H_2 -generering.
- Geschiktheid als bulkelektronendonor.
- Aanwezigheid van 'magische' componenten. In het in het verleden uitgevoerde onderzoek is gebleken dat complexe donoren de dechlorering kunnen bevorderen.
- Voorkoming van verstoppingen.

Op basis van beschikbare gegevens, literatuur en ander onderzoek zijn de volgende elektronendonoren geselecteerd (de vermelde kosten zijn exclusief transport):

- *Methanol*
Methanol bleek bij gerelateerd onderzoek geschikt als bulkelektronendonor. Bovendien is methanol in hoge concentraties toxisch en kan op die manier wellicht verstopping van de infiltratieputten en infiltratiezone voorkomen worden. De prijs van methanol is laag, € 0,30/kg.
- *Citroenzuur (CZ)*
Citroenzuur wordt toegepast om verstoppingen van infiltratieputten te voorkomen. De rol van citroenzuur als elektronendonor is onbekend. De kosten voor toepassing bij een sanering zijn op dit moment niet goed in te schatten.
- *Vetzuren*
Bij ander onderzoek is gebleken dat vluchtige vetzuren als bulkelektronendonor kunnen dienen. Daarnaast is een mengsel van lactaat, acetaat, propionaat en butyraat ook geschikt als elektronendonor voor dechlorering. De verscheidenheid aan verbindingen garandeert een langdurige elektronengenerering. De kosten zijn € 2,-/kg.
- *Gistextract G31*
Gistextract is een commercieel verkrijgbare complexe elektronendonor, waarvan tijdens eerder onderzoek is gebleken dat het gedurende langere periodes waterstof nalevert. Daarnaast bevat G31 onbekende stoffen en/of elementen die de dechlorering zouden kunnen bevorderen. De kosten zijn € 4,-/kg.
- *Protamylasse (PM)*
Protamylasse is eveneens een commercieel verkrijgbare complexe elektronendonor, die in de loop van het project is toegevoegd omdat het zowel geschikt is voor bulkelektronendonor als voor het langdurig naleveren van waterstof en het bovendien elementen bevat die de dechlorering bevorderen. PM is een reststroom en derhalve goedkoop. De kosten zijn te verwaarlozen ten opzichte van de transportkosten.

Bij de keuze voor geschikte (mengsels van) donoren is gekozen voor een spreiding van de mogelijke effecten van de verschillende donoren (zie tabel 2).

Tabel 2. Afwegingskader voor toepassing van elektronendonoren (+ = geschikt; ? = onbekend).

| elektronendonor | H ₂ -generering | bulkelektronendonor | 'magische' componenten | verstoppingen |
|---------------------|----------------------------|---------------------|------------------------|---------------|
| methanol | | + | | ? |
| methanol + CZ | | + | | + |
| G31 | + | ? | + | |
| vetzuren | + | + | ? | |
| methanol + G31 + CZ | + | + | + | + |
| protamylasse | + | + | + | ? |

4.4 Uitvoering

Er zijn met 3 sedimentmonsters batchexperimenten uitgevoerd, waarbij 5 mengsels van elektronendonoren zijn toegevoegd. Ter controle zijn 3 ongestimuleerde batches en 3 gesteriliseerde (door middel van autoclaving en het toevoegen van kwikchloride) batches meegenomen. De opzet van de batchexperimenten is weergegeven in tabel 3. Alle series zijn in duplo ingezet (behalve de series A, O, P en Q). Hierbij werd gebruikgemaakt van bodemmateriaal en grondwater van de locatie. De experimenten zijn, om de tijdsduur te beperken, uitgevoerd bij 20 °C. Na 1 maand is aan de batches met subcode 1 50 mg/l NH₄Cl als stikstofbron toegevoegd. Aan 2 batches, die aanvankelijk als blanco fungeerden (A1 en A2), is na 175 dagen protamylasse toegevoegd. De opzet van de batchexperimenten is in detail weergegeven in bijlage D.

Tabel 3. Opzet van batchexperimenten.

| serie | sediment | conditie | substraat |
|--------|---------------|--|--|
| A1 | B1 (13 m-mv) | anaëroob niet gestimuleerd | aanvankelijk geen, later PM |
| A2 | B2A (10 m-mv) | anaëroob niet gestimuleerd | aanvankelijk geen, later PM |
| A3 | B2B (17 m-mv) | anaëroob niet gestimuleerd | geen |
| B1, B2 | B1 (13 m-mv) | anaëroob gestimuleerd | methanol + G31 + CZ (8:1:1) ¹ |
| C1, C2 | B1 (13 m-mv) | anaëroob gestimuleerd | vetzuren |
| D1, D2 | B2A (10 m-mv) | anaëroob gestimuleerd | methanol |
| E1, E2 | B2A (10 m-mv) | anaëroob gestimuleerd | methanol + CZ (9:1) ¹ |
| F1, F2 | B2A (10 m-mv) | anaëroob gestimuleerd | G31 |
| G1, G2 | B2A (10 m-mv) | anaëroob gestimuleerd | vetzuren |
| H1, H2 | B2A (10 m-mv) | anaëroob gestimuleerd | methanol + G31 + CZ (8:1:1) ¹ |
| I1, I2 | B2B (17 m-mv) | anaëroob gestimuleerd | methanol |
| K1, K2 | B2B (17 m-mv) | anaëroob gestimuleerd | methanol + CZ (9:1) ¹ |
| L1, L2 | B2B (17 m-mv) | anaëroob gestimuleerd | G31 |
| M1, M2 | B2B (17 m-mv) | anaëroob gestimuleerd | vetzuren |
| N1, N2 | B2B (17 m-mv) | anaëroob gestimuleerd | methanol + G31 + CZ (8:1:1) ¹ |
| O1 | B2A (10 m-mv) | anaëroob gestimuleerd + CIS ² | methanol + G31 + CZ (8:1:1) ¹ |
| O2 | B2B (17 m-mv) | anaëroob gestimuleerd + 1,1-DCA ² | vetzuren |
| P1 | B2A (10 m-mv) | anaëroob gestimuleerd + CIS ² | vetzuren |
| P2 | B2B (17 m-mv) | anaëroob gestimuleerd + 1,1-DCA ² | methanol + G31 + CZ (8:1:1) ¹ |
| Q1 | B1 (13 m-mv) | geautoclaveerd + HgCl ₂ | geen |
| Q2 | B2A (10 m-mv) | geautoclaveerd + HgCl ₂ | geen |
| Q3 | B2B (17 m-mv) | geautoclaveerd + HgCl ₂ | geen |

¹ Toegevoegd op eeq-basis.

² Toegevoegd in concentratie zoals in grondwater; de experimenten worden uitgevoerd in grondwater van 10 m (bevat zeer lage concentraties CIS en 1,1-DCA). Grondwater van 17 m is gebruikt voor de rest van de batches aangezien dit voldoende CIS en 1,1-DCA bevat.

4.5 Resultaten

De voornaamste verontreiniging in het grondwater op de locatie is CIS. Ook 1,1-DCA en VC worden in lagere concentraties in het grondwater aangetroffen. De lag-fase voor microbiologische dechlorering is in alle batches minimaal 4 weken. Waarschijnlijk wordt de trage opstart van het dechloreringsproces veroorzaakt door een combinatie van drie factoren:

- Te hoge redoxpotentiaal van het grondwater. Door de reductie van sulfaat wordt sulfide gevormd, hetgeen de redoxcondities gunstiger maakt voor dechlorering.
- Gering aantal dechlorerende micro-organismen in het grondwater en sediment.
- Preferentieel gebruik van de elektronendonor door sulfaatreducerende bacteriën ten opzichte van de aanwezige dechlorerende bacteriën, waardoor alle beschikbare H₂ wordt weggevangen door de sulfaatreducerers.

Het toevoegen van NH₄Cl als stikstofbron na 4 weken had geen direct effect op de dechlorering. In batches waar geen extra N-bron is toegevoegd werd een vergelijkbare dechlorering waargenomen. In enkele gevallen (bijvoorbeeld bij sedimenten B2A en B2B met methanol/G31/citroenzuur) is er wel een verschil in de lag-fase en/of dechloreringssnelheid waargenomen. De toevoeging van NH₄Cl stimuleerde de omzetting. De verwachting dat de methanogenese op gang zou komen als alle sulfaat in het grondwater zou zijn gereduceerd is niet bevestigd. Methaanvorming is in geen van de batches waargenomen. Ook de toevoeging van een methanogene cultuur resulteerde niet in de vorming van methaan.

De resultaten van de CIS-afbraak zijn weergegeven in figuur 15. Ongeveer 10 % van het 'CIS' bestaat uit 1,1-DCA (CIS en 1,1-DCA zijn met de gebruikte methoden niet te scheiden). Het verwachte afbraakproduct van biologische afbraak van 1,1-DCA onder anaërobe omstandigheden, namelijk chloorethaan, werd slechts in een enkel geval waargenomen. Daarom wordt aangenomen dat de in figuur 15 weergegeven afbraakcurven het resultaat zijn van de verwijdering van CIS (de resultaten van de aanvullende experimenten met protamylase zijn niet in fig. 15 opgenomen) en niet van 1,1-DCA.

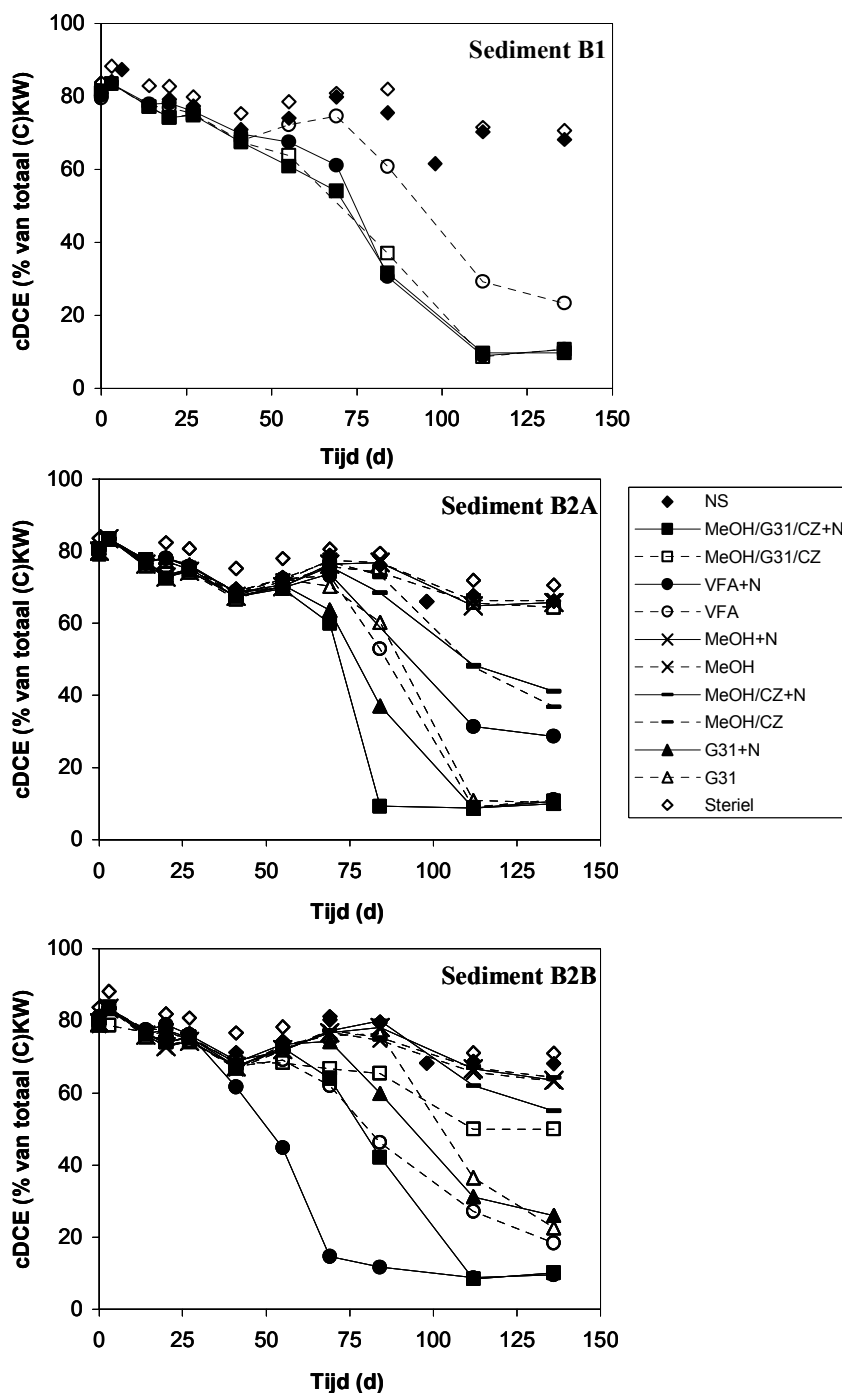


Fig. 15. Verwijdering van CIS in de drie sedimenten met verschillende elektronendonoren (NS: niet gestimuleerd; MeOH/G31/CZ: methanol/G31/citroenzuur; VFA: mengsel van lactaat, acetaat, propionaat en butyraat; MeOH: methanol; MeOH/CZ: methanol/citroenzuur; N = NH₄Cl).

De resultaten na 136 en 224 dagen incubatie zijn weergegeven in tabel 4. De resultaten worden in bijlage D uitgebreid besproken.

Tabel 4. Samenvatting van de resultaten van de batchexperimenten. Weergegeven zijn per batch: het gebruikte sediment, de lag-fase voor CIS-dechlorering en de gevormde eindproducten, de ander gechloroerde koolwaterstoffen (CKW's) die worden verwijderd, het stabilisatieniveau voor de waterstof en de pH van de batches.

| nr. | elektronendonoren en N-bron | sediment | CIS-afbraak | | | andere CKW's die geheel of gedeeltelijk worden gedechloroerd | H ₂ (nM) | pH |
|-----------------|-----------------------------|----------|--------------|----------------------|----------------------|--|---------------------|---------|
| | | | lag-fase (d) | eindproduct na 136 d | eindproduct na 224 d | | | |
| D1 | MeOH + N | B2A | - | - | - | - | < 5 | 7 |
| D2 | MeOH | B2A | - | - | - | - | < 5 | 7 |
| I1 | MeOH + N | B2B | - | - | - | - | > 100 | 5 |
| I2 | MeOH | B2B | 136 | - | VC | - | > 100 | 6,5 |
| E1 | MeOH/CZ + N | B2A | 69 | VC | VC | 1,1-DCE | < 5 | 7 |
| E2 | MeOH/CZ | B2A | 84 | VC | VC | 1,1-DCE | 10 - 20 | 6 |
| K1 | MeOH/CZ + N | B2B | 84 | VC | VC | 1,1-DCE | < 5 | 7 |
| K2 | MeOH/CZ | B2B | - | - | - | 1,1-DCE | > 100 | 6,5 |
| B1 | MeOH/G31/CZ + N | B1 | 44 | VC, etheen | VC, etheen | tDCE, 1,1-DCE | < 5 | 5 - 5,5 |
| B2 | MeOH/G31/CZ | B1 | 44 | VC, etheen | VC, etheen | tDCE, 1,1-DCE, 1,1-DCA | 50 - 100 | 5 - 5,5 |
| H1 ^a | MeOH/G31/CZ + N | B2A | 55 | VC, etheen | VC, etheen | tDCE, 1,1-DCE, 1,2-DCA | > 25 | 7 |
| H2 | MeOH/G31/CZ | B2A | - | - | - | 1,1-DCE | 30 - 90 | 5 |
| N1 ^a | MeOH/G31/CZ + N | B2B | 55 | VC, etheen | VC, etheen | tDCE, 1,1-DCE | 30 - 100 | 5 - 5,5 |
| N2 | MeOH/G31/CZ | B2B | 55 | VC | VC | 1,1-DCE | 30 - 100 | 5 - 5,5 |
| O1 | MeOH/G31/CZ | B2A | 84 | VC | VC | - | < 5 | |
| P2 | MeOH/G31/CZ | B2B | 69 | VC | VC | - | 20 - 50 | |
| F1 | G31 + N | B2A | 55 | VC, etheen | VC, etheen | tDCE, 1,1-DCE | < 10 | 6,5 |
| F2 | G31 | B2A | 69 | VC, etheen | etheen | tDCE, 1,1-DCE | 10 | 6,5 |
| L1 | G31 + N | B2B | 69 | VC | VC, etheen | 1,1-DCE | < 10 | 7 |
| L2 | G31 | B2B | 84 | VC | VC, etheen | 1,1-DCE | < 10 | 6,5 |
| C1 | VFA + N | B1 | 44 | VC, etheen | VC, etheen | tDCE, 1,1-DCE, 1,2-DCA | 30 - 60 | 7 |
| C2 | VFA | B1 | 69 | VC | VC | 1,1-DCE | 30 - 60 | 7 |
| G1 | VFA + N | B2A | 69 | VC | VC | 1,1-DCE | > 10 | 7,5 |
| G2 | VFA | B2A | 69 | VC | VC, etheen | 1,1-DCE | > 50 | 7 |
| M1 | VFA + N | B2B | 27 | VC, etheen | VC, etheen | tDCE, 1,1-DCE, 1,2-DCA | 30 - 60 | 7,5 |
| M2 | VFA | B2B | 55 | VC | VC, etheen | 1,1-DCE, 1,2-DCA | 30 - 60 | 7,5 |
| O2 | VFA | B2B | 84 | VC | VC | - | 20 - 50 | |
| P1 | VFA | B2A | 84 | VC | VC | - | > 100 | |
| A1 ^b | geen/PM | B1 | 49 | - | VC, etheen | tDCE, 1,1-DCE, 1,2-DCA | < 5 ^c | |
| A2 ^b | geen/PM | B2A | circa 25 | - | VC, etheen | tDCE, 1,1-DCE, 1,2-DCA | < 5 ^c | |
| A3 | geen | B2B | - | - | - | - | < 5 ^c | |
| Q1 | geen | B1 | - | - | - | - | < 5 | |
| Q2 | geen | B2A | - | - | - | - | < 5 | |
| Q3 | geen | B2B | - | - | - | - | < 5 | |

^a Rond dag 90 1 ml methanogene cultuur toegevoegd.

^b Rond dag 175 protamylasse toegevoegd.

^c Na dag 175 niet meer gemeten.

De omzetting van CIS in VC en etheen met sediment B2A is weergegeven in figuur 16.

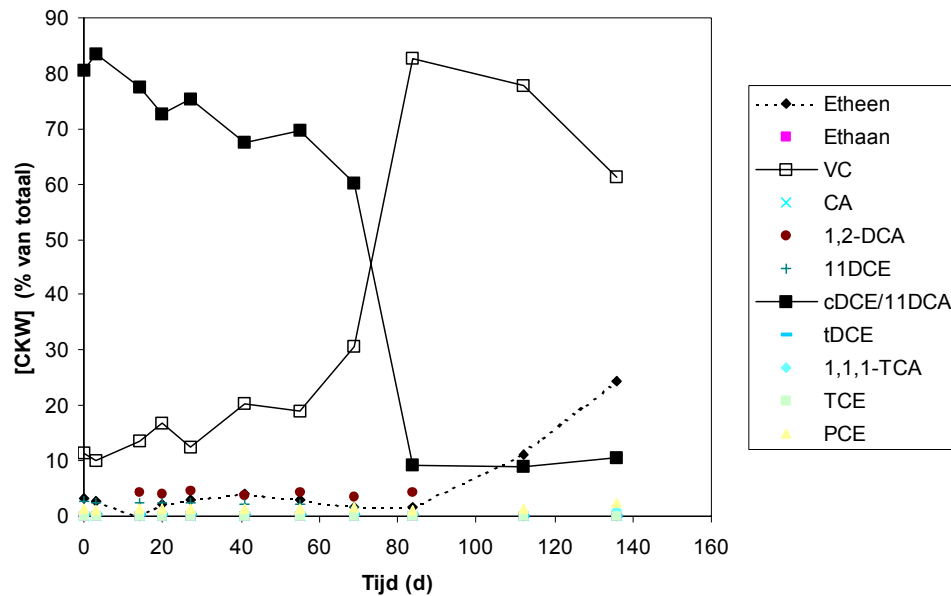


Fig. 16. Omzetting van CIS naar VC en etheen door sediment B2A met een mengsel van methanol, G31 en citroenzuur als elektronendonor en toevoeging van NH_4Cl als stikstofbron (batch H1).

4.6 Conclusies

De conclusies zijn:

- Een CIS-dechlorerende bacteriepopulatie is in het grondwater/sediment van de DAF-locatie aanwezig.
- Stimulering van de microbiologische processen door middel van toevoeging van elektronendonor (en een stikstofbron) is noodzakelijk.
- Volledige dechlorering van CIS tot etheen is mogelijk.
- Het sulfaat dat in het grondwater aanwezig is dient volledig gereduceerd te worden alvorens dechlorering kan plaatsvinden.
- Toevoeging van een stikstofbron (NH_4Cl) is niet noodzakelijk om afbraak te bewerkstelligen, maar leidt wel tot een kortere lag-fase en snellere afbraak.
- Bij de mengsels met methanol is verzuring opgetreden. Dit is waarschijnlijk het gevolg van een te hoge acetaatproductie door een te hoge overmaat aan elektronendonor. Door het gebruiken van lagere concentraties methanol kan dit wellicht worden voorkomen.
- Alle geteste elektronendonoren, behalve methanol en methanol/citroenzuur, zijn geschikt om de initiële reductie van sediment en sulfaat uit het grondwater te bewerkstelligen.
- Met name het methanol/G31/citroenzuur-mengsel, het vetzuurmengsel, G31 en protamylasse zijn geschikt als elektronendonor voor de dechlorering.

ONTWERP EN AANLEG VAN HET BIOSCHERM

5.1 Algemeen

In dit hoofdstuk wordt ingegaan op:

- het bepalen van een geschikte plaats voor het bioscherm (zie 5.2);
- het ontwerp van het bioscherm (zie 5.3);
- de aanleg van het bioschermstelsel (zie 5.4);
- een chemische karakterisatie van het grondwater ter plaatse van het bioscherm (zie 5.5);
- de uitvoering en resultaten van een tracetest om de werking van het bioscherm te controleren (zie 5.6).

5.2 Plaatsbepaling

In fase 1 van het project is geconstateerd dat de verontreinigingen op circa 10 tot 20 m-mv de gevel van gebouw E55 passeren. Vervolgens is geconcludeerd dat in deze zone de afbraak van CIS stagneert als gevolg van onjuiste redoxcondities. Er is besloten tot de aanleg van een bioscherm. De exacte doorsnede van de pluim is vastgesteld met achtereenvolgens sonderingen en boringen. Op basis daarvan is de plaats van het bioscherm bepaald.

5.2.1 Sonderingen

Op 20 maart 2000 zijn 2 sonderingen uitgevoerd met Membrane Interphase Probe. Het resultaat is een overzicht van zand-, leem- en veenlagen en een indicatie van de verdeling van de verontreiniging over deze lagen. In figuur 17 zijn de resultaten opgenomen van een sondering ter plaatse van MF4 (zie voor de locatie fig. 18). In de grafiek zijn in geel de zandlagen tussen 8 en 12 m-mv, 13 en 14 m-mv en vanaf 15 m-mv herkenbaar. In rood zijn de pieken van de verontreiniging zichtbaar in dezelfde zandlagen. Opgemerkt moet worden dat PID- en FID-detectoren reageren op meerdere verbindingen. Uit de resultaten blijkt dat de verontreiniging in de verticaal sterk fluctueert en met name in de zandlagen voorkomt.

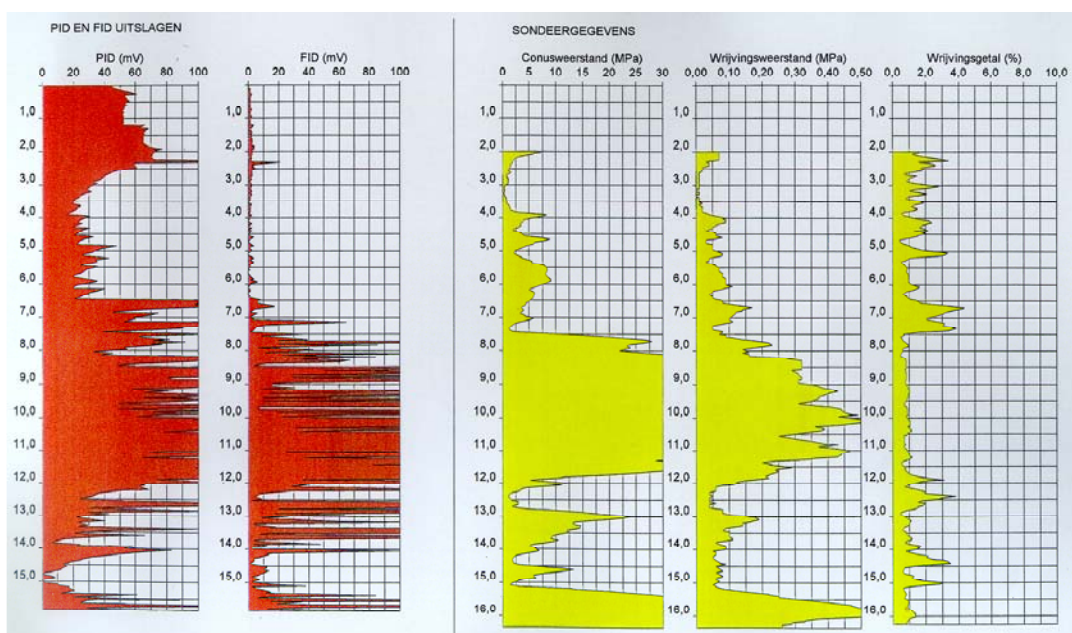


Fig. 17. Sondering ter plaatse van MF4.

5.2.2 Boringen en peilbuizen

De sonderingen geven een indicatie van het verontreinigingsprofiel en zijn gehanteerd als leidraad bij het plaatsen van peilbuizen en het nemen van (grond)monsters. In mei 2000 zijn op de twee voorgenomen locaties van de proefsanering (bij MF1/PBI-1a respectievelijk MF4) pulsboringen geplaatst met peilfilters in de zandlagen: 10 - 11 m, 13 - 14 m, 17 - 19 m en 24 - 26 m. De diepste filters zijn toegevoegd om de onderzijde van de pluim vast te stellen en ter controle van het voorgenomen bioschermtraject tussen de leemlagen op circa 9 en 20 m-mv.

Monstername

Tijdens het plaatsen van de boringen zijn sedimentmonsters genomen voor de batchexperimenten en voor het uitvoeren van oxidatiecapaciteitsmetingen (zie bijlage D). Op 16 mei zijn grondwatermonsters genomen voor analyse op onder andere macrochemie. De peilfilters zijn op 6 t/m 8 juni bemonsterd en in duplo geanalyseerd op chloorkoolwaterstoffen, etheen, ethaan en methaan. De meetgegevens zijn vooral gebruikt voor het vinden van een locatie voor het bioscherm. De meetresultaten zijn opgenomen in bijlage B. Uit deze meetresultaten volgt dat het gebied rond MF4 en MF5 (zie fig. 18) voor de uitvoering van een succesvolle proefsanering te licht verontreinigd is. Bij grondwateronttrekking kunnen concentraties van enkele tientallen $\mu\text{g/l}$ vrij snel uit het bodemsysteem verdwijnen.

Schematisering van de bodemopbouw

De boorbeschrijvingen en de sonderingen zijn vervolgens gebruikt voor het schematiseren van de bodemopbouw. Deze schematisering is opgenomen in figuur 19. In figuur 19 zijn tevens de filters van het bioscherm uitgezet ten opzichte van de bodemopbouw.

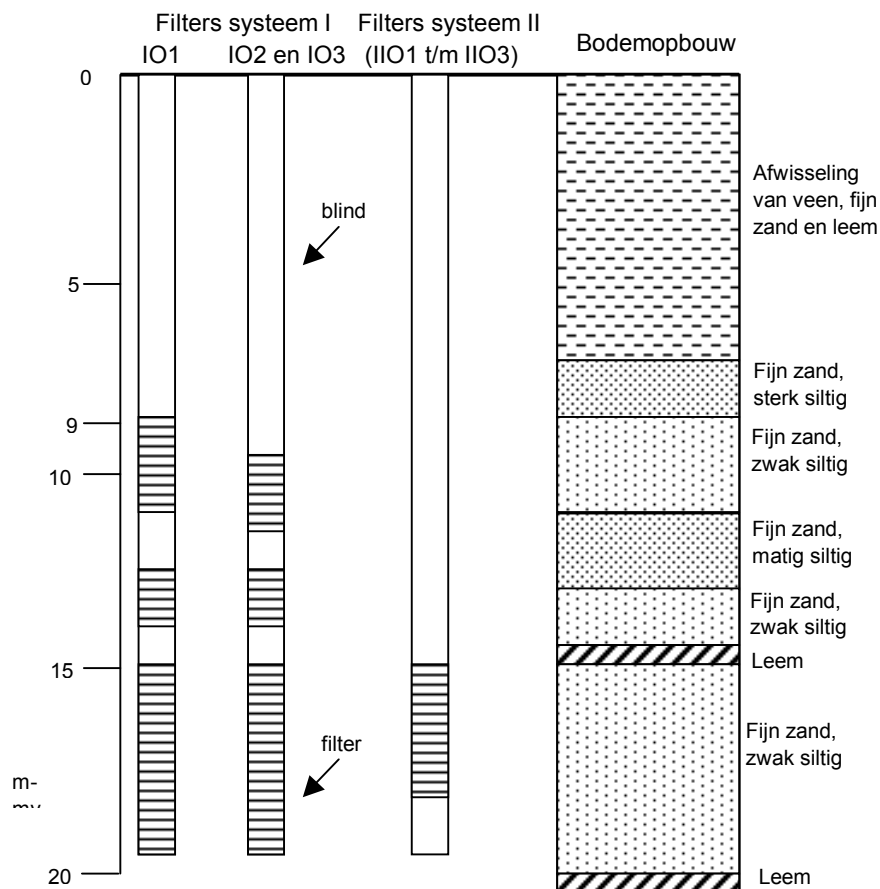


Fig. 19. Schematische weergave van de bodemopbouw en situering van filters van het bioscherm ten opzichte van deze bodemopbouw.

5.3 Ontwerp van het bioscherm

In voorbereiding op de aanleg van het bioscherm is een inventarisatie uitgevoerd naar de manier waarop substraat in de biologisch te stimuleren zones kan worden gebracht.

De meest geschikte methodiek voor toediening van substraat aan de bodem op de locatie betreft een onttrekkings- en infiltratiesysteem. De keuze voor een dergelijk systeem is vooral gebaseerd op de aanwezige bodemopbouw.

Het oorspronkelijk ontwerp van de proefsanering door middel van een bioscherm op deze locatie, zoals is opgenomen in het projectvoorstel, bestond uit twee gelijke systemen. Elk systeem bestond uit drie onttrekkings-/infiltratieputten van 10 - 20 m-mv op rij, waarvan de middelste put zou worden ingericht als onttrekking en de buitenste twee putten als infiltratie.

Na overleg met vertegenwoordigers van het NOBIS/SKB-team "Ontwerp en onderhoud van onttrekkings- en infiltratiemiddelen" is de opbouw van het systeem aangepast.

De belangrijkste opmerkingen op het ontwerp van het bioscherm hadden betrekking op:

1. de grote filterlengten; deze leiden tot het aantrekken van grondwater uit verschillende bodemlagen met mogelijk verschillende chemische samenstelling, hetgeen kan resulteren in de vorming van chemische neerslagen en dientengevolge verstoppingen (ijzer(hydr)oxiden, ijzersulfiden);
2. het weer oppompen of rondpompen van water, waaraan elektronendonoren is toegevoegd, hetgeen de bacteriegroei in de putten stimuleert en dus de vorming van verstoppingen;
3. de detaillering en wijze van aanbrengen van de onttrekkingsmiddelen.

De maatregelen, die zijn genomen om de problemen aangaande verstoppingen te minimaliseren, bestaan uit:

1. Aanpassing van de opbouw van systeem II. Systeem II wordt alleen aangebracht tussen 15 en 18 m-mv, in een zandlaag. De onttrekking wordt ver voor de infiltratie geplaatst, zodat eenmaal geïnfiltreerd water niet meer wordt onttrokken.
2. Aanpassing van het operationeel regime van systeem I. De actieve fase van systeem I wordt beperkt tot 3 - 5 %, terwijl de injectie van substraat slechts het eerste deel van de actieve fase bestrijkt. Bacteriegroei en precipitatie treedt dan op in de bodem en nauwelijks in de putten.
3. Aanpassing van het ontwerp van de putten. De geplaatste putten hebben filterspleten van 0,5 mm en filtergrind met een diameter van 0,7 tot 1,2 mm. Ter plaatse van slecht doorlatende lagen wordt de verfiltering vervangen door een dichte buis.

In figuur 20 is de nieuwe putconfiguratie met stroombanen weergegeven. Uit deze figuur kan worden afgeleid dat het grondwater in respectievelijk 1 en 3 dagen wordt rondgepompt in de systemen I en II.

In figuur 21 is een oost/west-dwarsprofiel over het bioscherm te zien voor de natuurlijke grondwaterstroming. De scherpe verticale stroming in deze figuren geeft aan dat het grondwater vlak na het bioscherm van een leemlaag 'afvalt' en in het watervoerende pakket stroomt. De horizontale begrenzing van deze leemlaag is niet exact bekend, waardoor ook niet exact bekend is op welke plaats de sterke verticale stroming en de instroom naar het watervoerende pakket plaatsvinden.

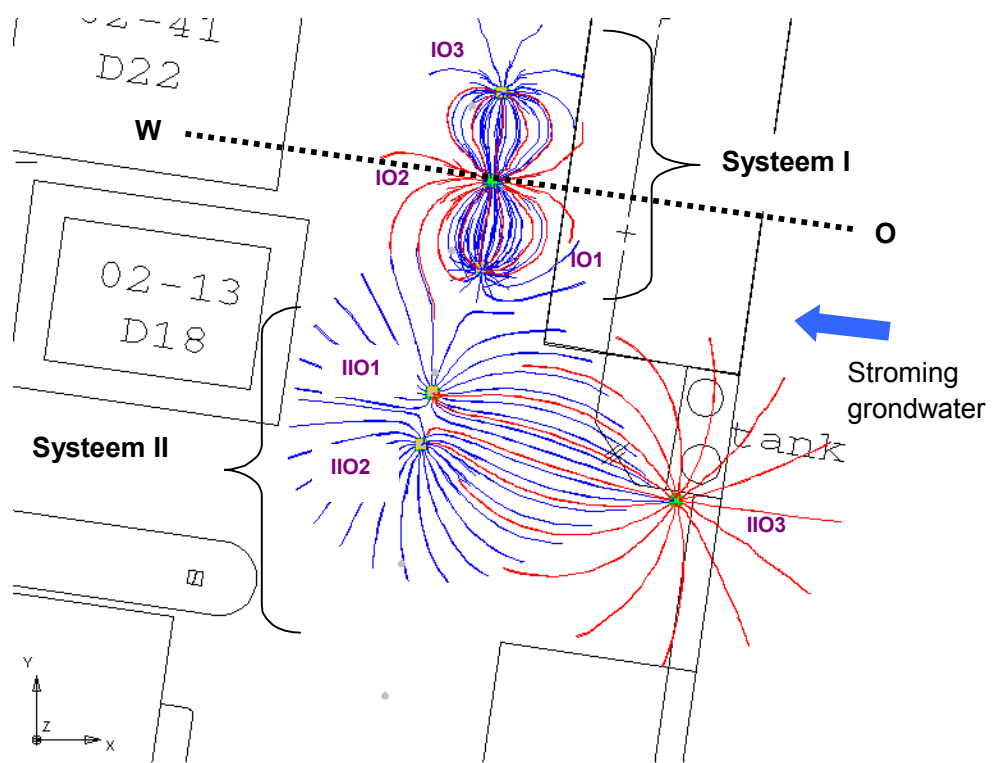


Fig. 20. Stroombaanverloop bij het doorspoelen gedurende 3 dagen (rode stroombanen zijn van water wat onttrokken wordt en blauwe stroombanen van water wat geïnfilteerd wordt).

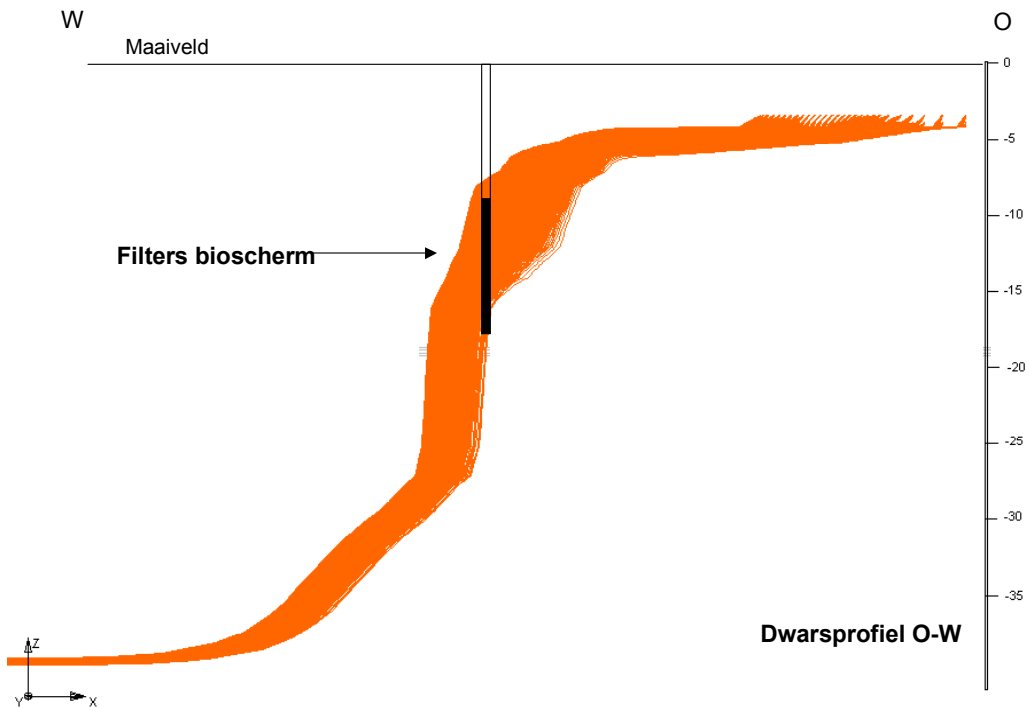


Fig. 21. Situering van de bioschermen ten opzichte van de stroming van de waterdeeltjes in een oost/west-dwarsprofiel.

5.4 Aanleg van het systeem

Op basis van het aangepaste ontwerp en de geohydrologische berekeningen is gestart met de aanleg van het systeem in de bodem op de in figuur 20 aangegeven locaties. De onttrekkings- en infiltratieputten zijn vanwege de diameter geplaatst met spoelboringen. De aanvullende monitoringsbuizen zijn geboord met pulsborings.

Systeem I

Systeem I bestaat uit 1 onttrekkingsput en 2 infiltratieputten (zie fig. 18) met een filterstelling zoals is weergegeven figuur 19. De filterstelling en de blindering zijn per boring afgestemd op de bodemopbouw. De afstand tussen de onttrekkingsput en de infiltratieputten is 5 m. Bij dit scherm kan water worden onttrokken uit de centrale put met een traploos regelbare onderwaterpomp (0 - 5 m³/uur). De infiltratieleidingen tot circa 8 m-mv waren aanvankelijk voorzien van een drukventiel tegen leeglopen. Deze ventielen zijn verwijderd nadat bij het testen de druk te hoog opliep. Enige zuurstoftoetreding kan zich nu voordoen tijdens het opstarten van het systeem.

Systeem II

De centrale onttrekkingsput van systeem II is 13 meter naar voren geplaatst ten opzichte van het oorspronkelijke ontwerp (zie fig. 18). De waterpomp is hetzelfde als in systeem I. De filterlengte van de putten is gereduceerd tot 3 m in het traject van 15 tot 18 m, waardoor het aantrekken van water uit andere bodemlagen en reeds geïnfiltrerd water wordt voorkomen (zie fig. 19).

Monitoringsbuizen

In de zandlagen van de twee bioschermen zijn monitoringsfilters geplaatst. Gemiddeld gesproken zijn peilbuizen geplaatst met filterstellingen op:

- 10 - 11 m-mv;
- 13 - 14 m-mv;
- 17 - 19 m-mv.

De monitoringsfilters zijn op verschillende afstanden van de putten geplaatst om de afbraak binnen de bioschermen en de verspreiding van substraat optimaal te kunnen volgen.

Overige monitoringspunten en besturingsunit

Alle putten zijn met doorgaande PE-leidingen verbonden met de centrale besturingsunit in een zeecontainer. In de putten zijn drukopnemers aanwezig. Debiet-, druk- en pH-meting op de twee hoofdleidingen zijn geautomatiseerd.

5.5 Karakterisatie van de systemen I en II

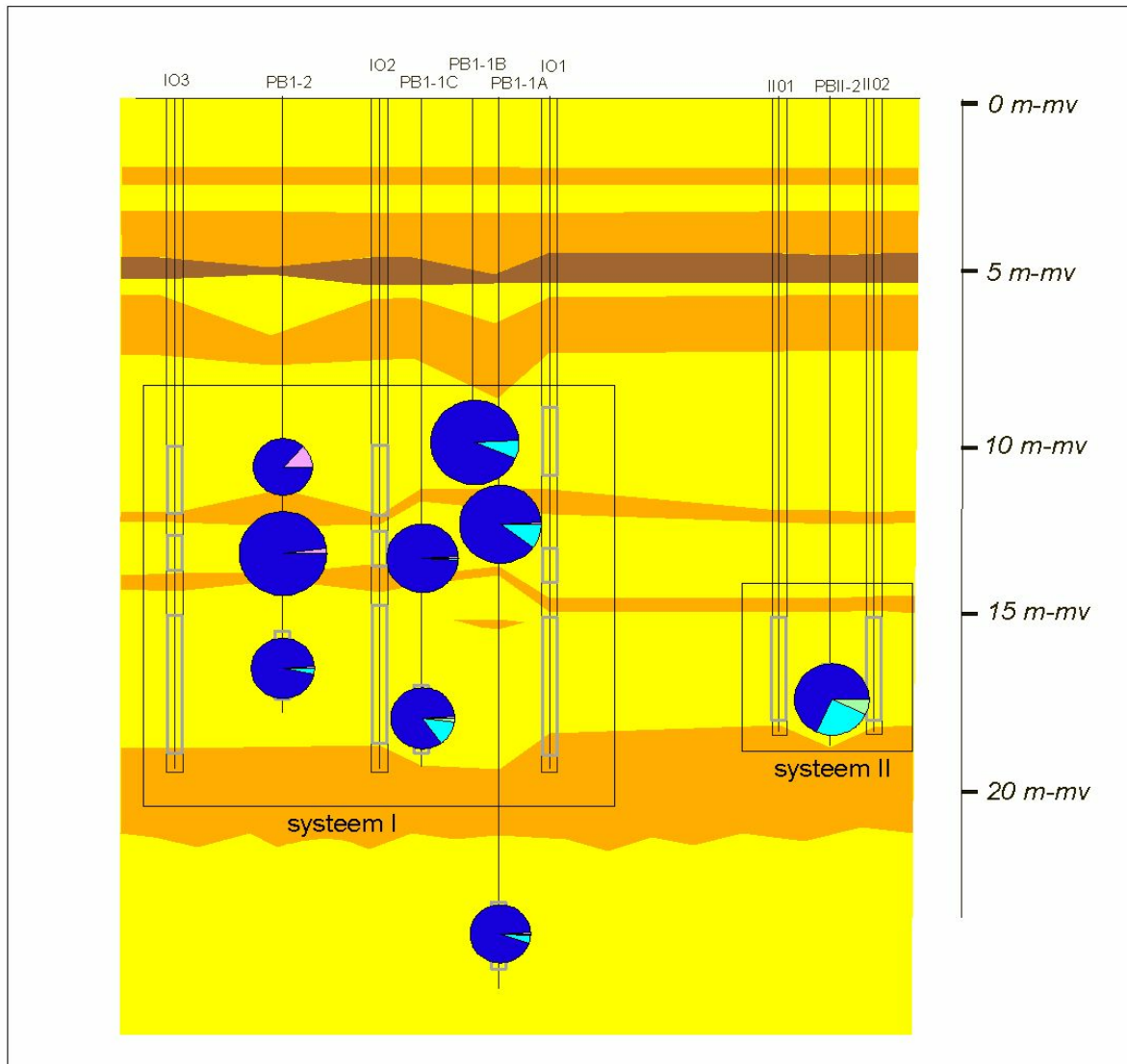
5.5.1 *Chemische analyses*

Op 28 en 29 augustus 2000 zijn de peilbuizen in het gebied van de proefsanering bemonsterd en zijn veldmetingen uitgevoerd op waterstof, zuurstof, geleidbaarheid, zuurgraad en redoxpotentiaal. In bijlage B zijn de meetresultaten opgenomen.

In figuur 22 zijn de resultaten grafisch weergegeven op een doorsnede van de centrale lijn van het bioscherm (over de putten IO1, IO2, IO3, IIO1 en IIO2). De concentraties TRI, CIS en VC variëren respectievelijk tussen: 0 - 377 µg/l, 27 - 16.300 µg/l en 1,7 - 2.287 µg/l. Ook 1,1,1-TCA wordt aangetroffen in concentraties oplopend tot 978 µg/l. Circa 10 à 20 % van de waarde van CIS is in werkelijkheid 1,1-DCA, dat niet kan worden gescheiden met de standaardanalyseprocedure.

Doorsnede bioscherm

CKW-concentraties 28 augustus 2000



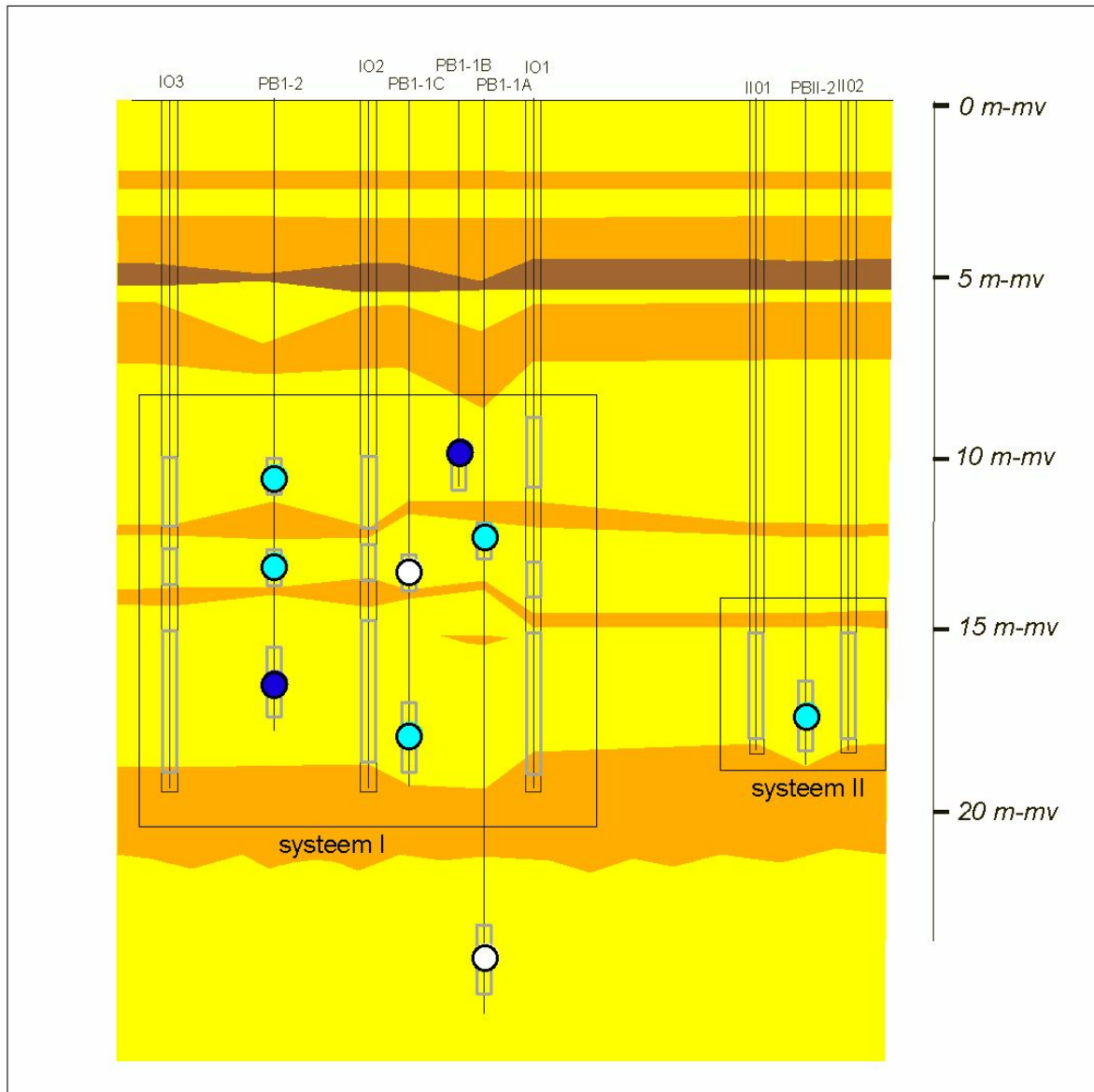
Legenda



Fig. 22. Gehalten en verdeling van CKW, etheen en ethaan.

Doorsnede bioscherm

H₂-concentraties 28 augustus 2000



Legenda

Concentratie (nM)

- ≤ 0.2
- 0.3 - 0.5
- 0.6 - 0.9

Ondergrond

- Veen
- Leem
- Zand

Fig. 23. Gehalten waterstof.

Opvallend is het verloop van de verontreinigingsopbouw over het scherm van linksboven (PBI-2) naar rechtsonder (PBII-2). Linksboven wordt behalve de hoofdverontreiniging CIS vooral TRI aangetroffen. Naar rechts verdwijnt TRI en komt VC naar voren.

5.5.2 *Redoxkarakterisatie op basis van waterstofmetingen*

Met behulp van de macrochemische data en de waterstofconcentraties zijn de redoxcondities in de doorsnede van het bioscherm bepaald. De resultaten van de waterstofmetingen zijn weergegeven in figuur 23. Opvallend is de geringe variatie in de relevante macroparameters. Zuurstof en nitraat zijn afwezig. IJzer-totaal varieert tussen 3 en 9 mg/l. Sulfaat tussen 26 en 112 mg/l.

De waterstofconcentraties bedragen gemiddeld 0,3 nM, met uitschieters naar onder en boven van 0,2 en 1,1 nM. In figuur 23 zijn de waterstofranges aangegeven. Waterstofconcentraties die op basis van empirische ranges corresponderen met nitraatreductie of methanogenese zijn in het gebied van de proefsanering niet waargenomen. Met behulp van thermodynamische berekeningen is dit beeld verder bevestigd. De reductie van zowel ijzer als sulfaat zijn energetisch gunstig. De drempelwaarde voor het optreden van methanogenese wordt benaderd, maar nergens overschreden. Zeer plaatselijk treedt wellicht methaanvorming op.

5.6 **Tracertest**

Op 1 september 2000 is een tracerexperiment uitgevoerd. In beide systemen is gedurende 72 uur 4 m³/uur onttrokken en weer geïnfiltreerd. Aan de infiltratiekant van het systeem is gedurende 24 uur een lithiumchloride-oplossing (200 g/l) toegevoegd. Door middel van regelmatige bemonstering gedurende 72 uur van de peilbuizen is een indruk gekregen over de verspreiding van het lithiumchloride in het proefgebied.

In figuur 24 zijn de invloedsgebieden van het lithium grafisch weergegeven. Als drempelwaarde voor wel of niet beïnvloeding is een lithiumconcentratie van 0,1 mg/l gehanteerd. In systeem I zijn conform de verwachting vrij scherp afgetekende ellipsen waarneembaar. Het beeld in systeem II is grilliger. Opmerkelijk is de hoge lithiumconcentratie in PBI-5 en PBI-6, die wat bodemlaag betreft correspondeert met systeem II in plaats van met systeem I. In figuur 24 is dan ook aangenomen dat het een uitwaaiering betreft van de infiltratie in IOII-1 en IOII-2.

Uit de metingen blijkt verder het volgende:

- Kortsluitstromingen vinden in het boorgat van peilbuis I-1a plaats. Hier is lithium gevonden op 24 m, terwijl geen infiltratie plaatsvindt op die diepte. Dit stemt overeen met het plotseling aantreffen van verontreiniging op deze diepte, terwijl dit direct na het plaatsen van de boring nog niet het geval was.
- De zandlaag tussen 13 en 14 m-mv wordt minder goed doorspoeld door het systeem. Deze laag is wel sterk verontreinigd.

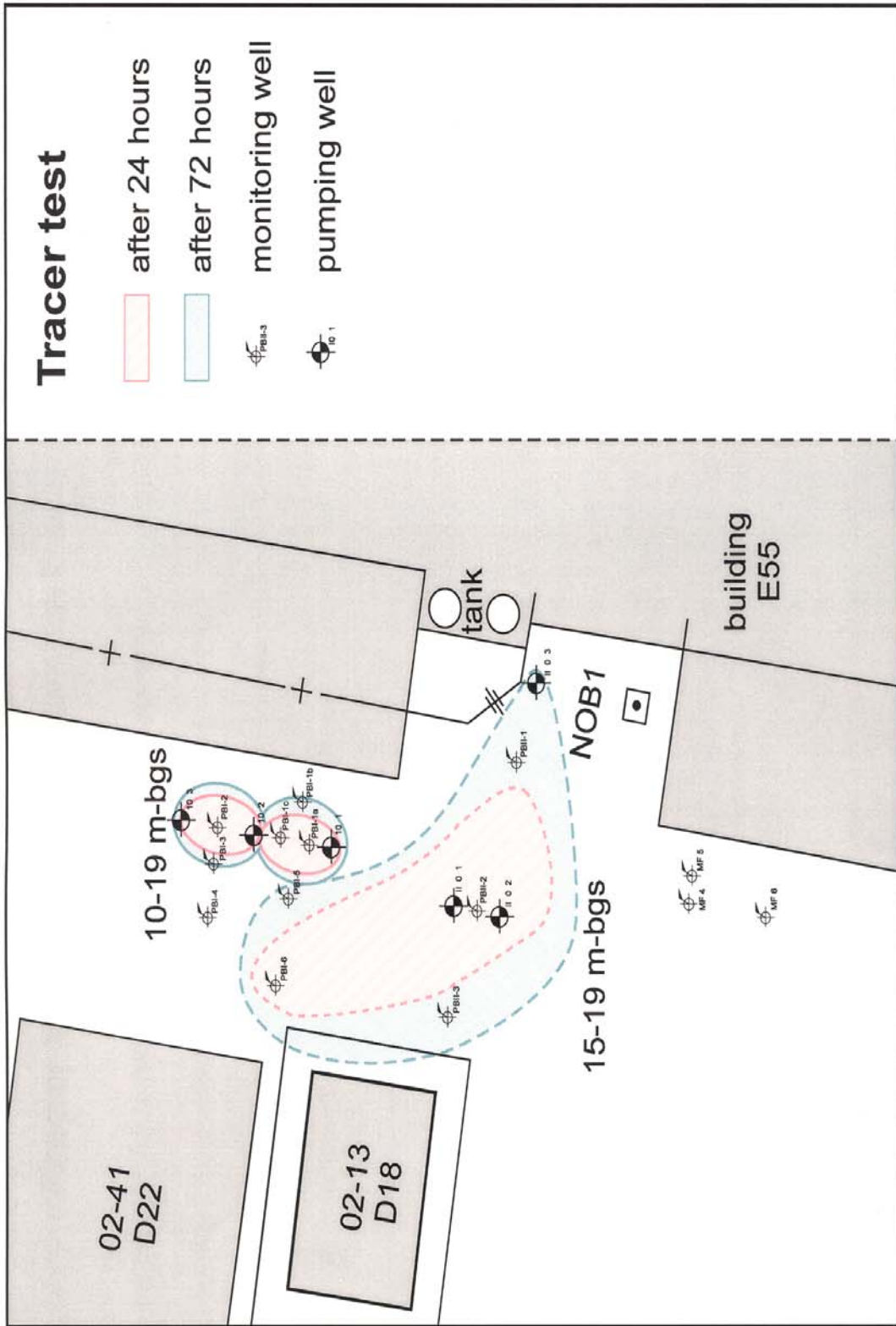


Fig. 24. Invloedsgebieden van het lithium.

HOOFDSTUK 6

PROEFSANERING

6.1 Inleiding

De proefsanering is de schakel tussen het onderzoek en de sanering van de locatie. Het doel van de proefsanering is aan te tonen dat een bioscherm de verontreinigingen daadwerkelijk tegenhoudt. Om dit te beoordelen is een monitoringsprogramma opgezet. De resultaten hiervan moeten inzicht verschaffen in:

- de effectiviteit van het bioscherm;
- de ontwerp informatie voor een definitief bioscherm op de locatie.

In bijlage E zijn de opzet en de wijze van uitvoering van de proefsanering beschreven. De resultaten van de metingen en analyses zijn opgenomen in bijlage B en uitgewerkt in bijlage E. In dit hoofdstuk worden de belangrijkste resultaten gepresenteerd, besproken en geëvalueerd. Aan het eind van dit hoofdstuk wordt ingegaan op een vervolgtraject.

6.2 Algemene beschrijving van de resultaten

De concentraties van uitgangsstoffen en omzettingsproducten zijn grafisch in dwarsdoorsneden weergegeven in de figuren 25a tot en met 25e.

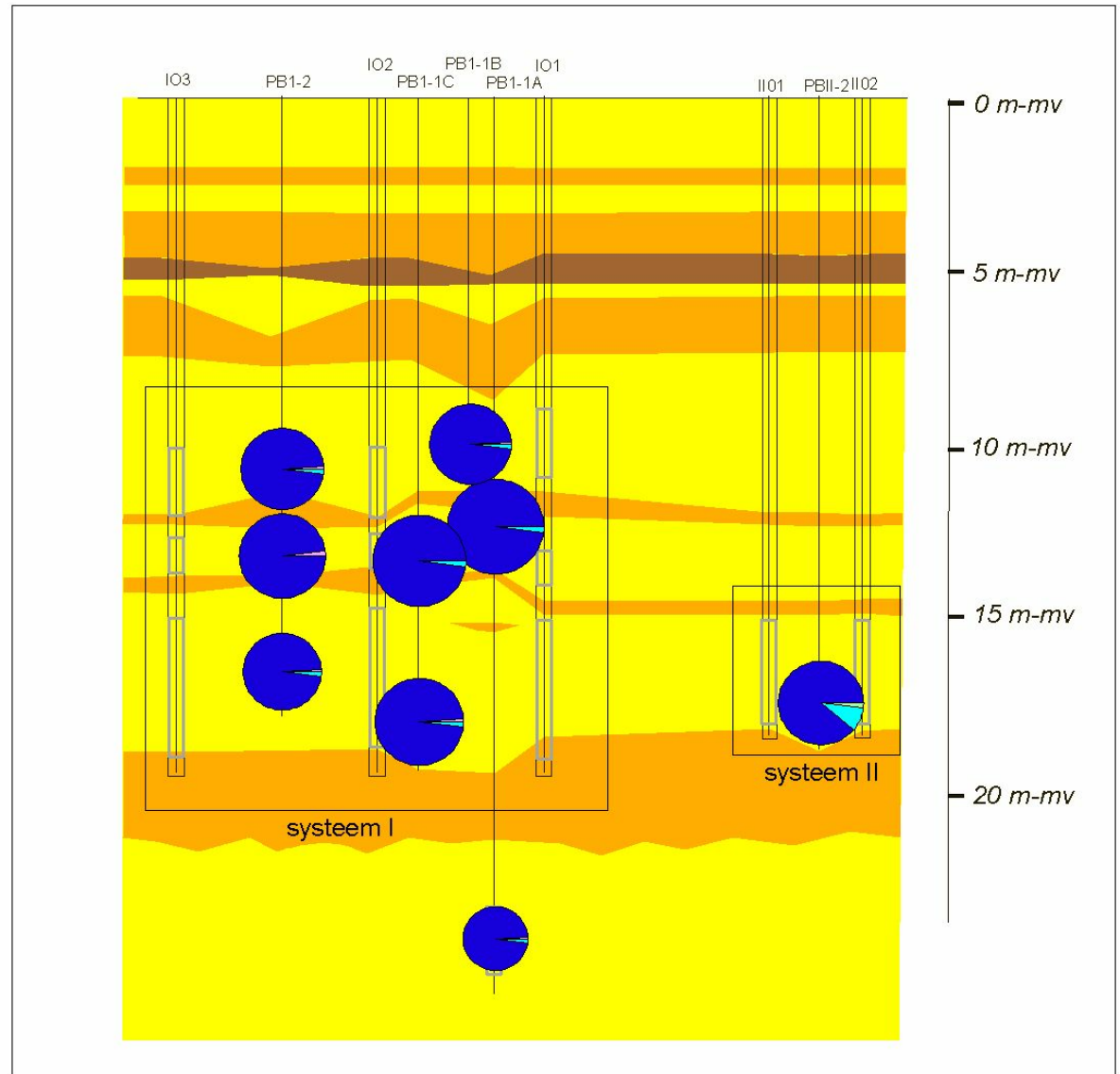
De eerste meetronde van 28 augustus 2000 (zie fig. 22) geeft de oorspronkelijke situatie weer. De tweede meetronde van 8 februari 2001 is de situatie direct na de start van de proefsanering. Ten opzichte van de uitgangssituatie zijn direct al duidelijke verschillen aan te wijzen. De redoxpotentiaal is vrij snel fors afgenomen door het toedienen van de elektronendonor. Uit vergelijking van de dwarsdoorsnede op 8 februari 2001 met die op 28 augustus 2000 blijkt dat de plaatselijk voorkomende concentraties van TRI en VC zijn afgenomen. Dit is waarschijnlijk nog niet het gevolg van gestimuleerde afbraak maar vooral van menging door het recirculeren van het grondwater. De totale concentraties aan chloorkoolwaterstoffen zijn toegenomen. Het betreft vooral CIS. De oorzaak van de algehele verhoging is een veel voorkomend verschijnsel: als gevolg van de actieve beïnvloeding van de bodem treedt desorptie op van verontreinigingen vanuit de vaste bodembestanddelen. Doordat de menging te gering is, zijn de verschillen bij systeem I groot. Door het grondwater frequenter te recirculeren zijn de concentraties effectief genivelleerd. Dit blijkt uit vergelijking van de dwarsdoorsnede op 9 oktober 2001 met die op 21 augustus 2001.

Als algemene observatie kan worden opgemerkt dat de concentraties van de meeste parameters grillig verlopen. In de volgende paragrafen wordt het verloop besproken van de parameters die een indicatie geven van de omstandigheden voor afbraak, de voor afbraak beschikbare elektronendonoren en de verontreinigende stoffen. Ter illustratie zijn voor de meest relevante parameters de meetgegevens van een representatieve peilbuis grafisch weergegeven in de figuren 26 t/m 36. Om een goede vergelijking mogelijk te maken zijn de concentraties omgerekend van $\mu\text{g/l}$ naar $\mu\text{mol/l}$.

Opgemerkt wordt dat de concentraties die gemeten zijn in peilbuis I-1a op 25 m beneden het maaiveld niet relevant zijn voor het beeld van de verontreinigingssituatie en de werking van het bioscherm. Zoals reeds is opgemerkt is dit een gevolg van kortsluitstromen langs de peilbuis van hogere bodemlagen naar deze diepte.

Doorsnede bioscherm

CKW-concentraties 8 februari 2001



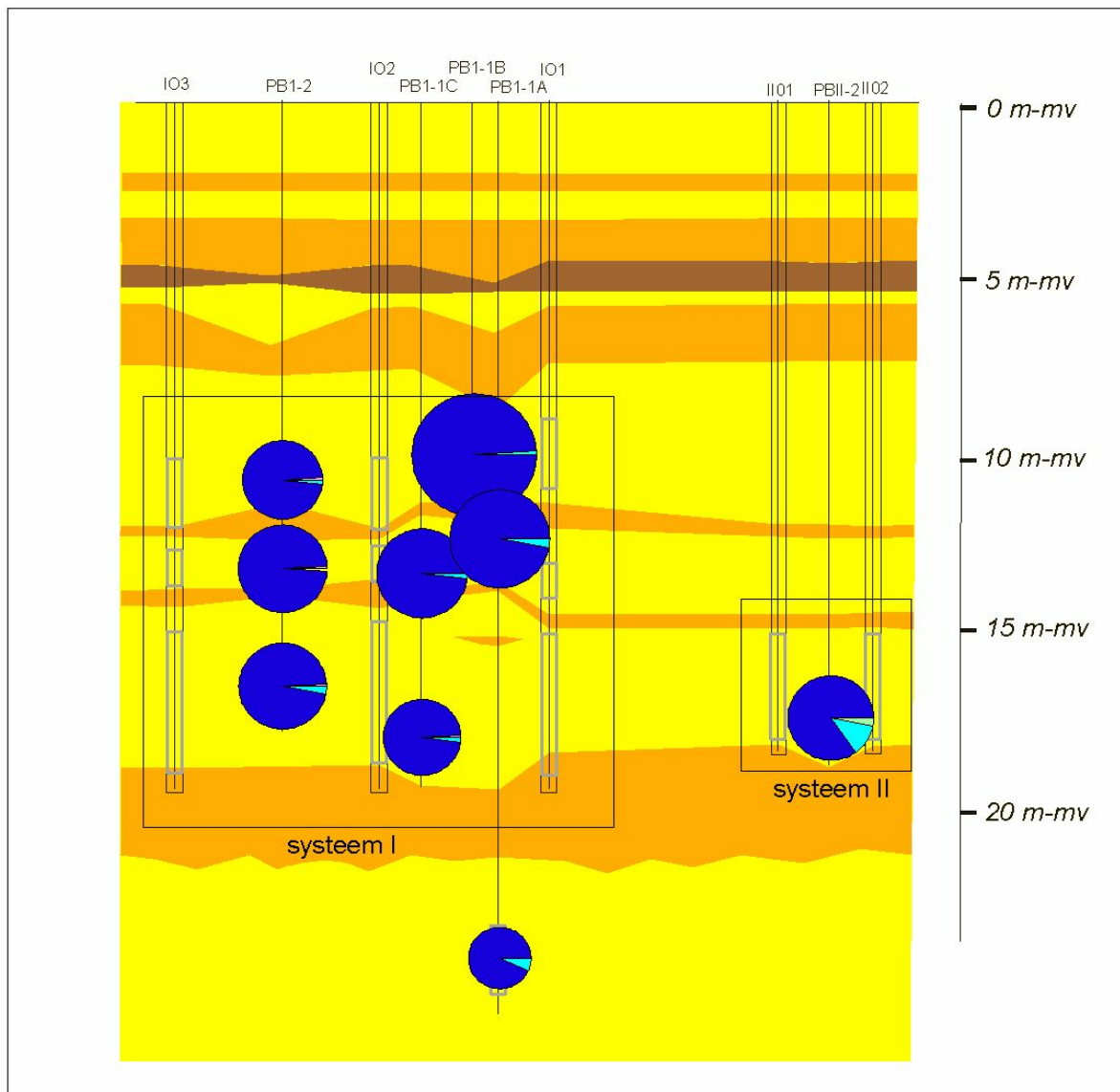
Legenda

| | | |
|--|--|---------------------------------|
| CKW's | Ondergrond | Concentraties (µg/l) |
| TRI | Veen | |
| CIS | Leem | |
| VC | Zand | |
| Etheen | | |
| Ethaan | | |

Fig. 25a. Situatie in het bioscherm op 8 februari 2001.

Doorsnede bioscherm

CKW-concentraties 15 mei 2001



Legenda

CKW's

- TRI
- CIS
- VC
- Etheen
- Ethaan

Ondergrond

- Veen
- Leem
- Zand

Concentraties (µg/l)

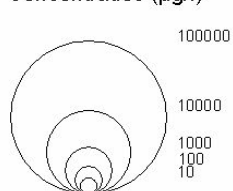
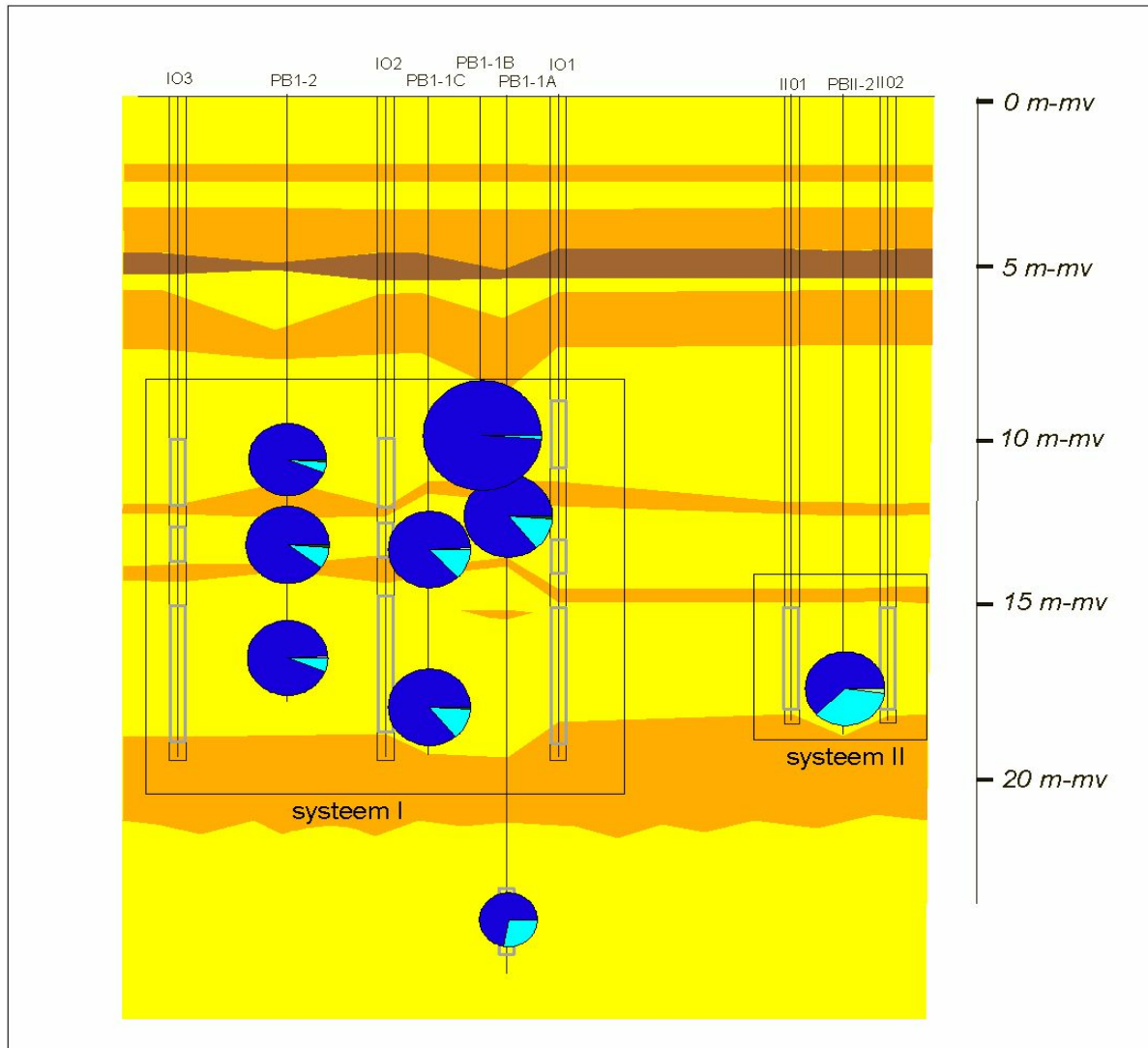


Fig. 25b. Situatie in het bioscherm op 15 mei 2001.

Doorsnede bioschem

CKW-concentraties 21 augustus 2001



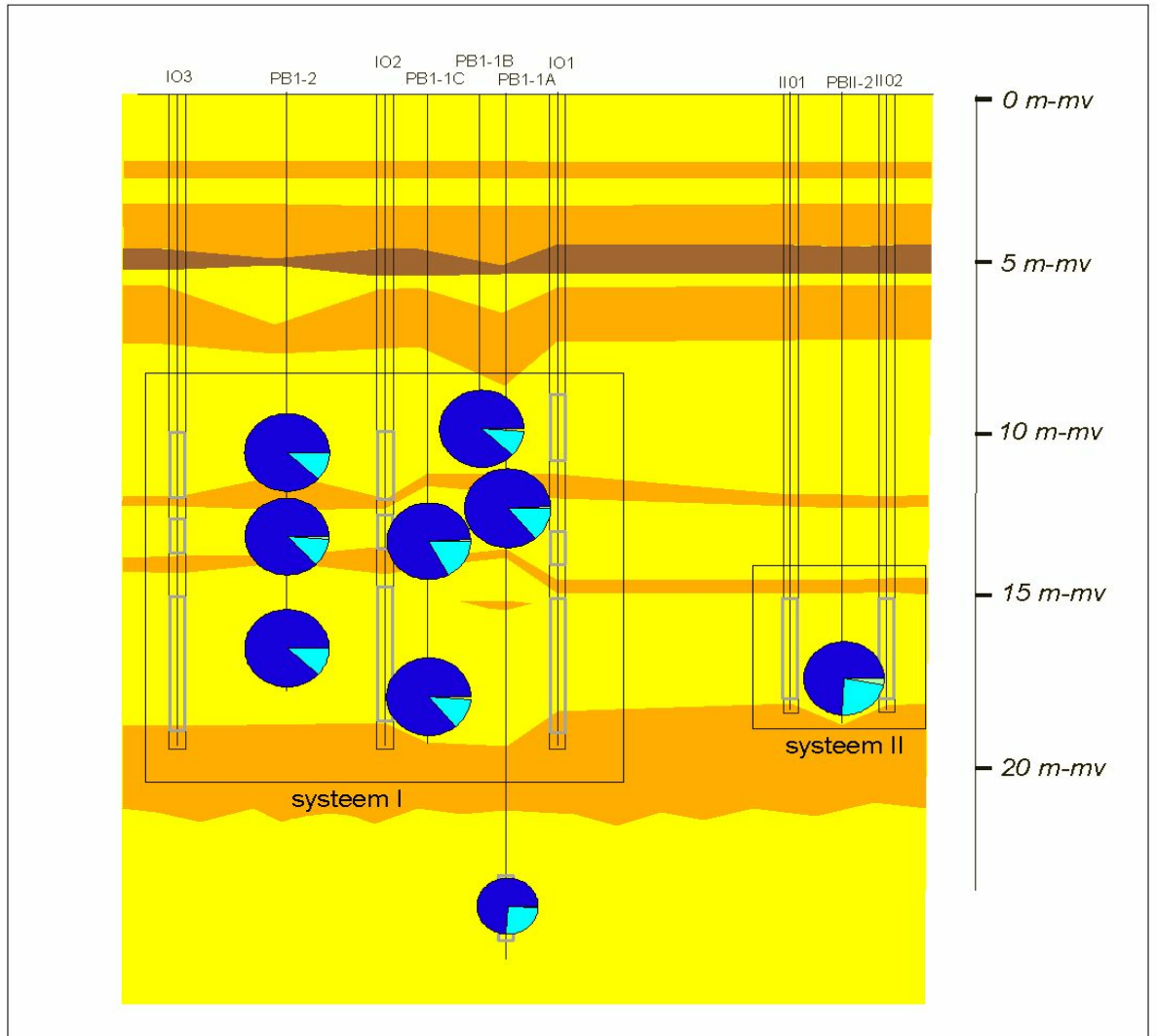
Legenda



Fig. 25c. Situatie in het bioschem op 21 augustus 2001.

Doorsnede bioscherm

CKW-concentraties 9 oktober 2001



Legenda

CKW's

- TRI
- CIS
- VC
- Etheen
- Ethaan

Ondergrond

- Veen
- Leem
- Zand

Concentraties (µg/l)

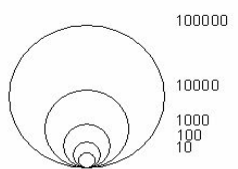
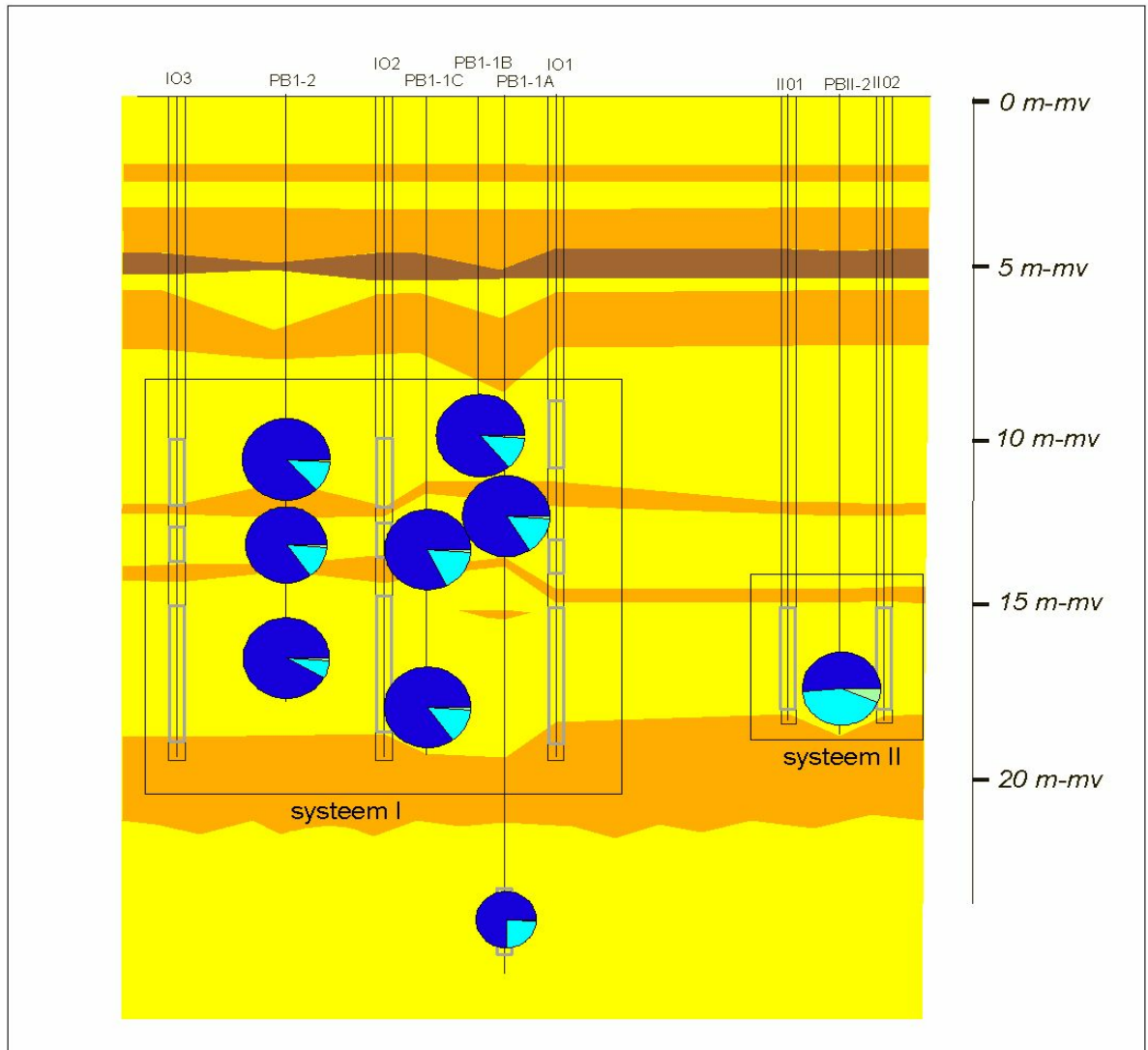


Fig. 25d. Situatie in het bioscherm op 9 oktober 2001.

Doorsnede bioschem

CKW-concentraties 20 november 2001



Legenda

| CKW's | |
|-------|--------|
| | TRI |
| | CIS |
| | VC |
| | Etheen |
| | Ethaan |

| Ondergrond | |
|------------|------|
| | Veen |
| | Leem |
| | Zand |

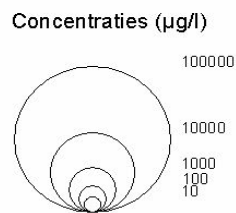


Fig. 25e. Situatie in het bioschem op 20 november 2001.

6.3 Bespreking van de belangrijkste parameters

6.3.1 Bodemmilieu

De temperatuur (zie fig. 26) is wat hoger in de zomer, maar ligt ook in de winter ruim boven de waarden van rond de 12 °C die in een gemiddelde bodem beneden 1 m-mv in Nederland worden gevonden. De oorzaak is de relatief omvangrijke fabriekshal waar het water onderdoor stroomt voordat het bioscherm wordt bereikt. De hoge temperatuur is gunstig voor de biologische afbraak.

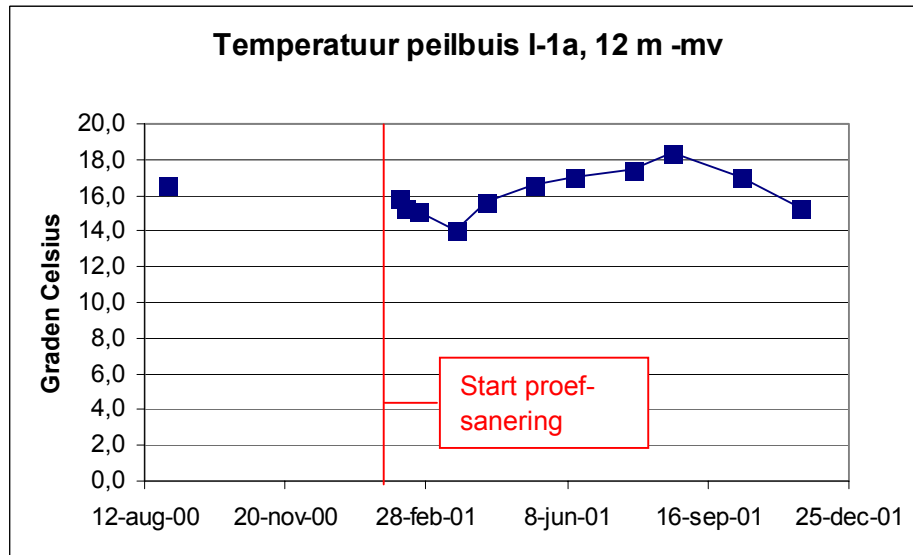


Fig. 26. Voorbeeld van het verloop van de temperatuur.

De zuurgraad (zie fig. 27) neemt aanvankelijk enigszins af als gevolg van de substraatdosering op 7 februari 2001. Omdat de microbiologie onder een pH van circa 5,5 wordt geremd, is de substraatsamenstelling hierop aangepast: er is geen methanol meer gebruikt. Heel geleidelijk loopt de zuurgraad weer op tot globaal het oorspronkelijke niveau. De zuurgraad is steeds binnen het gewenste pH-traject gebleven.

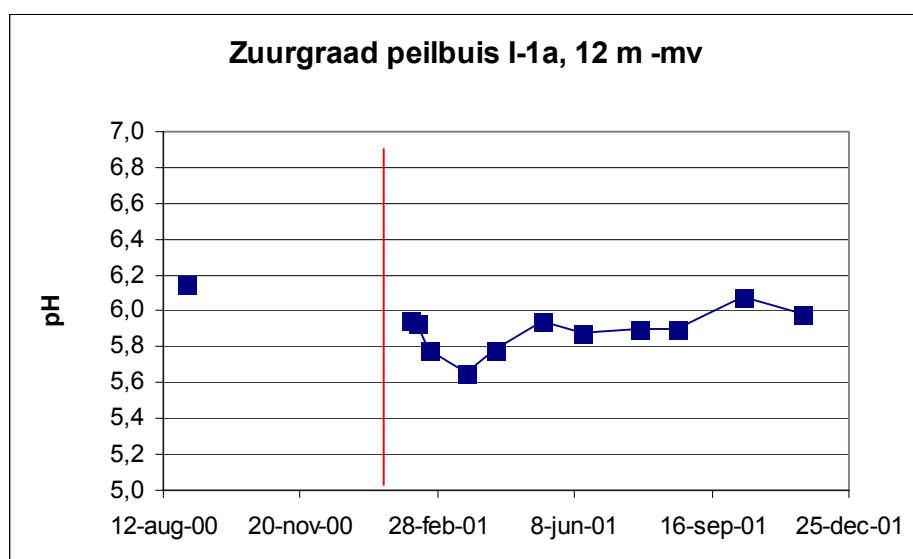


Fig. 27. Voorbeeld van het verloop van de zuurgraad.

De redoxpotentiaal (zie fig. 28) verloopt vrij grillig, maar neemt in de eerste maanden toch duidelijk af van circa -50 mV naar circa -350 mV en blijft dan stabiel op dat niveau. Dit ligt nog beduidend onder het niveau dat over het algemeen al laag genoeg is voor de reductieve dechlorering van koolwaterstoffen (-250 mV).

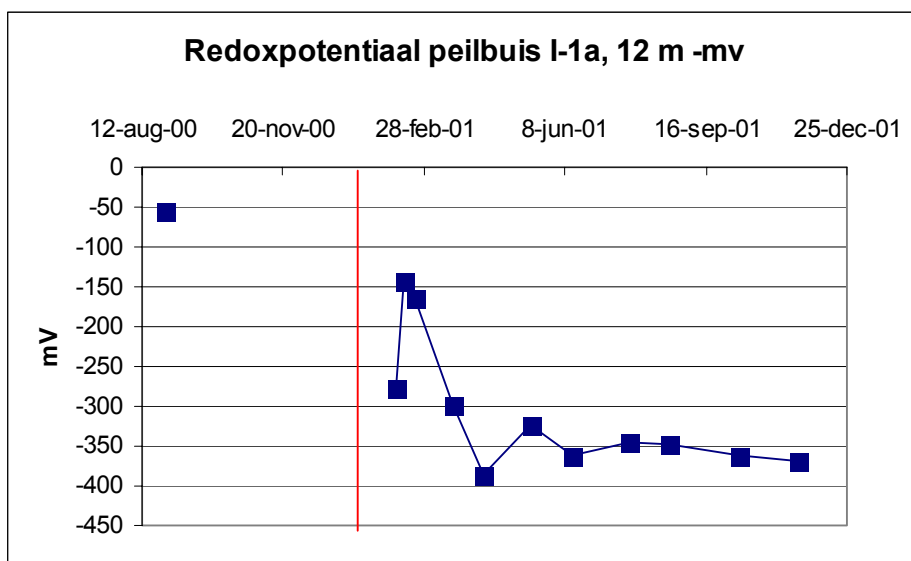


Fig. 28. Voorbeeld van het verloop van de redoxpotentiaal.

Nitrat en nitriet zijn op de locatie niet of nauwelijks aangetroffen. Deze spelen daarom geen rol als concurrerende elektronenacceptoren. Wel is Fe^{3+} als alternatieve elektronenacceptor aanwezig (zie fig. 29). Deze vorm van ijzer komt ingebouwd in mineralen als vaste stof voor. Bij het toedienen van een elektronendonor zal Fe^{3+} reduceren tot Fe^{2+} dat in het anaërobie grondwater oplost. Dit kan leiden tot een toename van de totale ijzerconcentratie in het grondwater. Het gevormde ijzer(II) kan ook neerslaan als ijzercarbonaat of als ijzersulfide en zo weer uit de oplossing verdwijnen. Omdat aanzienlijke hoeveelheden sulfaat zijn gereduceerd (zie hierna), is het ontstaan van FeS -neerslag in dit geval het meest waarschijnlijk. Zwarte aanslag, die is waargenomen in de putten, en grote verschillen in ijzerconcentraties duiden erop dat dit ook inderdaad gebeurt.

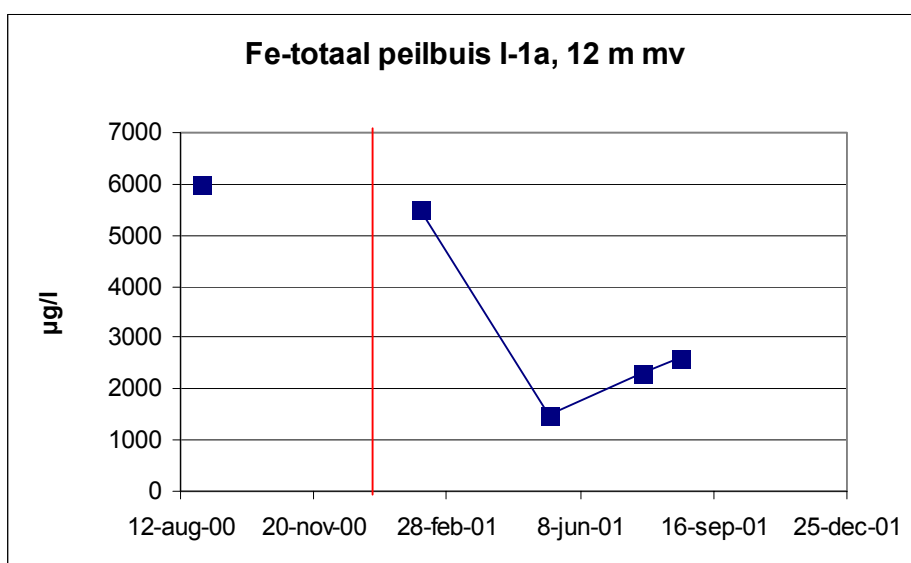


Fig. 29. Voorbeeld van het verloop van de ijzerconcentratie.

Gelijktijdige ijzer- en sulfaatreductie op de locatie is mogelijk doordat in de grotere en de kleinere poriën van bodemdeeltjes verschillende redoxprocessen direct naast elkaar kunnen optreden. De sulfaatconcentraties bleven, ondanks fluctuaties, aanvankelijk te hoog voor een goede dechlorering (zie fig. 30). Bij dergelijke concentraties vindt door micro-organismen sulfaatreductie plaats met de ingebrachte waterstof als elektronendonor. Dit gaat ten koste van de reductieve dechlorering van de chloorkoolwaterstoffen.

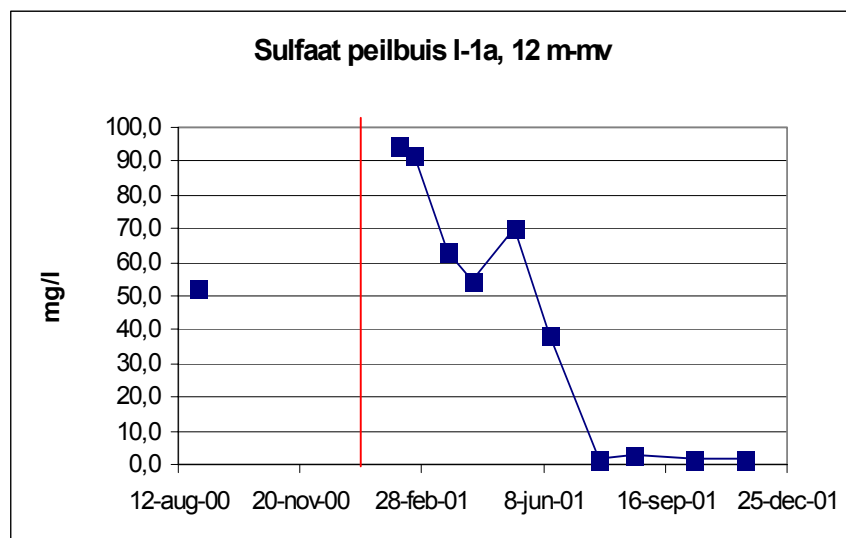


Fig. 30. Voorbeeld van het verloop van de sulfaatconcentratie.

Bij de batchproeven bleek dat sulfaat afwezig moest zijn om dechlorering mogelijk te maken. Vanaf de start van de proefsanering op 7 februari 2001 zakten de sulfaatconcentraties geleidelijk. De eerste maanden leek het erop dat de concentraties zouden blijven afnemen. In de periode april - juni bleek echter dat deze afname onvoldoende doorzette. Op basis hiervan is besloten een ruimere overmaat elektronendonor te injecteren.

Na juli, toen de bulkdosering is toegediend, zakte de concentratie in de meeste peilbuizen van meer dan 40 mg/l naar enkele mg/l. In de periode daarna zijn de onderhoudsdoseringen van lactaat en G31 relatief hoog gehouden, omdat sulfaat steeds weer wordt aangevoerd door instroming van niet behandeld water. Door deze werkwijze zal in de laatste maanden van 2001 nog slechts beperkte concurrentie om de elektronendonor tussen sulfaatreducerende en dechlorerende micro-organismen zijn opgetreden.

6.3.2 Elektronendonor

Het totaal aan opgeloste organische stof fluctueert sterk, maar neemt in de meeste peilbuizen toch toe van concentraties in de orde van grootte van 10 mg/l tot ruwweg 100 mg/l (zie fig. 31). Dit is in principe ruim boven het vereiste niveau, al is wel van belang wat voor verbindingen dit zijn.

Voor de reductieve dechlorering zijn vetzuren van belang. Deze zijn in de aanvangsperiode niet of nauwelijks aanwezig. Voor de bulkdosering zijn incidenteel concentraties beneden het gewenste niveau van 1 mM aangetroffen. Daarna ligt het concentratieniveau van deze verbindingen hier duidelijk boven.

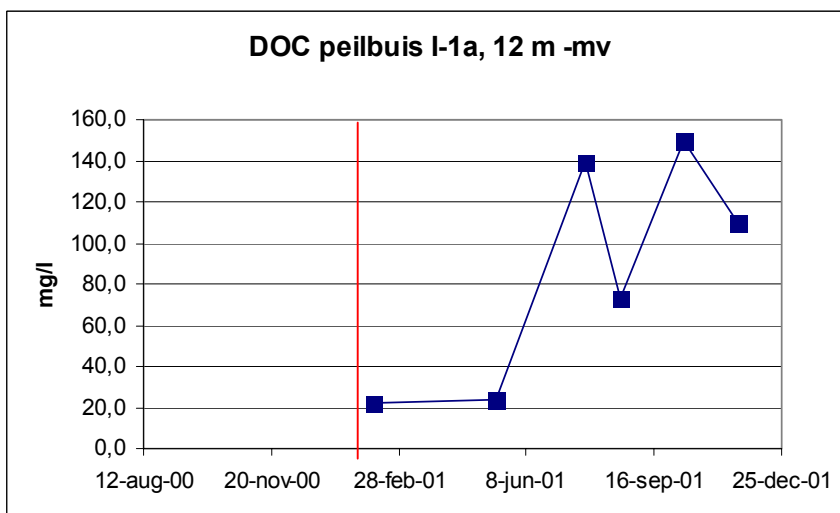


Fig. 31. Voorbeeld van het verloop van de concentratie opgelost koolstof.

Uit de vetzuren wordt door micro-organismen waterstof gevormd dat als directe elektronenacceptor fungeert voor de reductieve dechlorering. Uit figuur 32 blijkt dat de aanwezige concentraties zeer sterk fluctueren.

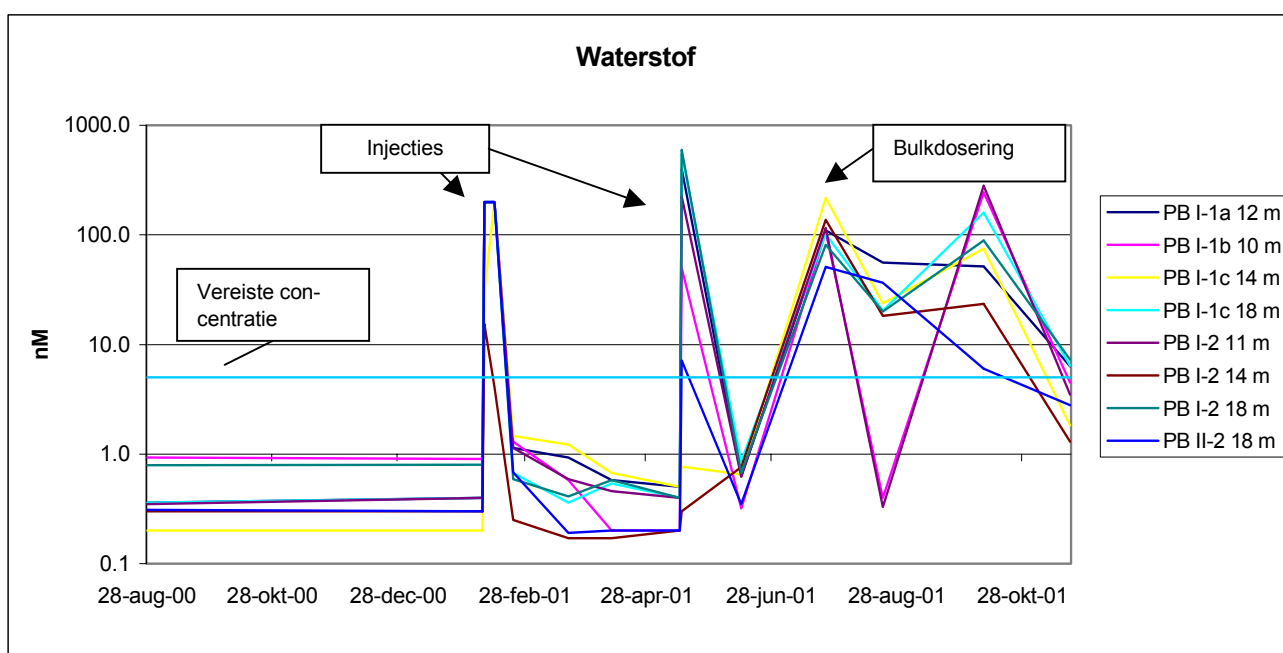


Fig. 32. Voorbeeld van het verloop van de waterstofconcentratie in de belangrijkste peilbuizen.

Uit de metingen, die de dag na de eerste beide injecties zijn uitgevoerd, blijkt duidelijk dat de waterstofconcentraties als gevolg hiervan omhoog schieten, maar daarna ook weer relatief snel afnemen. De vereiste waterstofconcentratie van circa 5 nM wordt daarom in het begin van de proefsanering een groot deel van de tijd niet gehaald. De concentraties zijn na de bulkdosering nog steeds variabel maar liggen gemiddeld wel op of boven het vereiste niveau. Omdat niet meer direct na de injecties is gemeten, mag worden aangenomen dat de piekconcentraties in deze periode nog beduidend hoger liggen dan in de eerste paar maanden. Van belang is echter het minimaal vereiste concentratieniveau dat ook in het vervolg van de proefsanering niet altijd wordt

gehaald. Hieruit is afgeleid dat een hogere en iets geleidelijkere dosering nodig is. Er is geen overeenkomst tussen het verloop van de waterstofconcentratie en de redoxpotentiaal. De grote fluctuaties in de waterstofconcentratie zijn dus niet aan de redoxpotentiaal af te lezen.

6.3.3 Verontreinigingen en afbraakproducten

Zoals eerder is opgemerkt fluctueren de concentraties aan verontreinigende stoffen sterk. In systeem I vond bovendien tot half september onvoldoende menging plaats. Uit de dwarsdoorsneden met koolwaterstofconcentraties (zie fig. 25a t/m 25e) en in het concentratieverloop wordt daardoor het beeld van de omzettingen enigszins vertroebeld. Wel blijkt duidelijk een toename in concentratie van CIS na het opstarten van de proefsanering (zie fig. 33). Waarschijnlijk wordt de verontreiniging gemobiliseerd door het onttrekken en infiltreren van het grondwater. Na deze aanvankelijke toename neemt de CIS-concentratie af, terwijl het omzettingsproduct VC in concentratie toeneemt. De omzettingssnelheid is echter laag. Overigens is met de gebruikte standaard analysemethode CIS niet te onderscheiden van 1,1-DCA. Ter controle is bij de bemonsteringsronde van 11 april een aanvullende analyse op 1,1-DCA verricht. Hieruit blijkt dat de concentratie van 1,1-DCA in de meeste peilbuizen klein is ten opzichte van de CIS-concentratie (maximaal 10 à 20 % van de concentratie CIS + 1,1-DCA). Dit geldt niet voor peilbuis I-2 (14 m-mv), waar overwegend 1,1-DCA aanwezig is. Op 18 m-mv is hier ongeveer evenveel 1,1-DCA aanwezig als CIS.

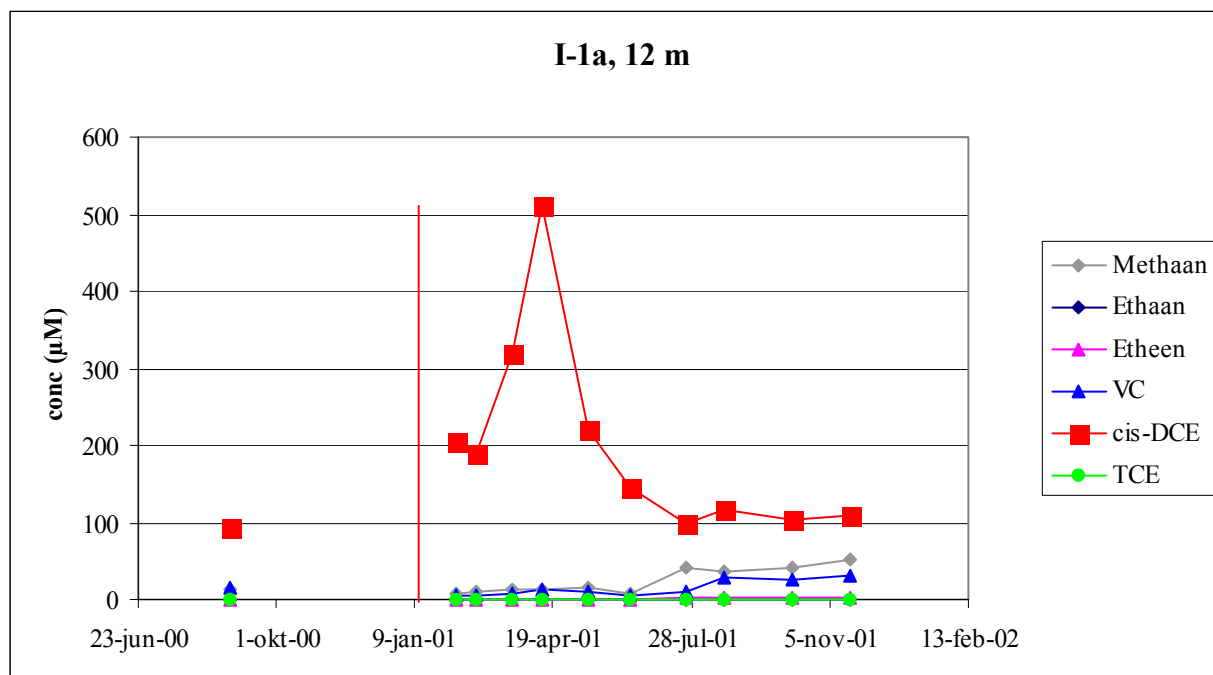


Fig. 33. Voorbeeld van het concentratieverloop van de belangrijkste verontreinigingen in systeem I.

In systeem II is de afname van CIS en de toename van VC duidelijker dan in systeem I. In november 2001 is meer VC aanwezig dan CIS (zie fig. 34). In systeem II is bovendien ook al een toename van de concentratie aan etheen te onderscheiden. Het aanwezige methaan is, gezien het verloop van de andere verbindingen, hier waarschijnlijk geen product van de reductieve dechlorering van de verontreiniging. Methaan komt ook vrij bij andere (methanogene) biologische processen.

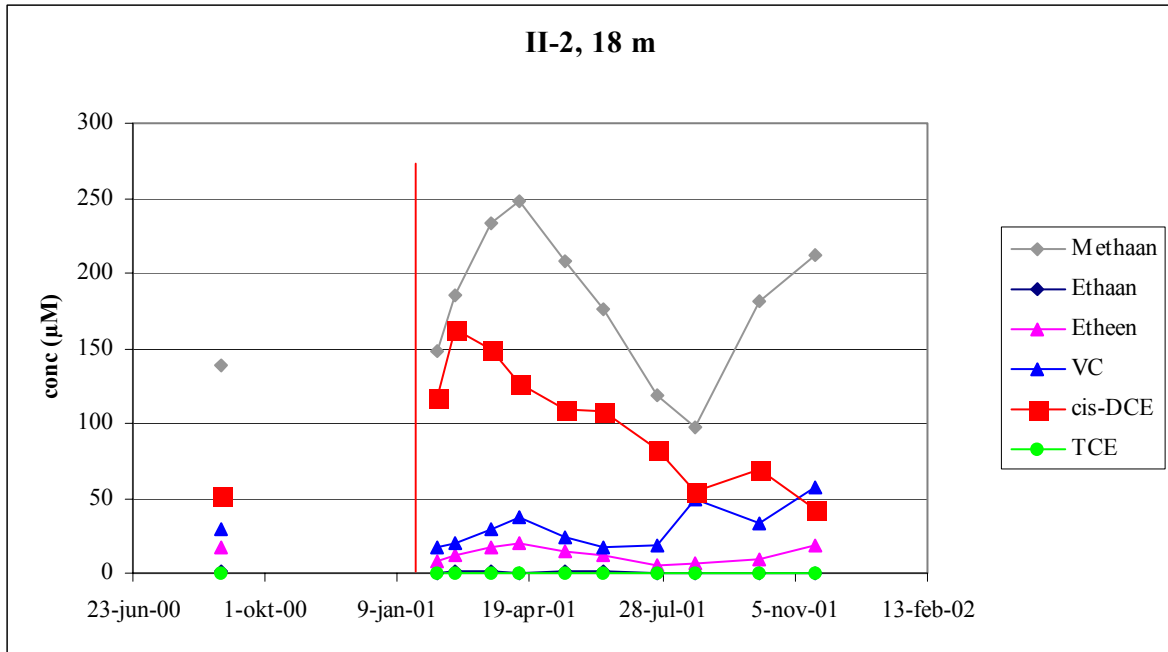


Fig. 34. Voorbeeld van het concentratieverloop van de belangrijkste verontreinigingen in systeem II.

Om een scherper beeld van de omzettingen te verkrijgen, zijn voor de belangrijkste verontreinigingen tevens grafieken vervaardigd met de afzonderlijke stoffen als percentage van het totaal aan koolwaterstoffen. Hiermee wordt bevestigd dat in systeem II verdergaande biologische afbraak plaatsvindt dan in systeem I (zie fig. 35 en 36). Ook in systeem II is de afbraak echter verre van volledig.

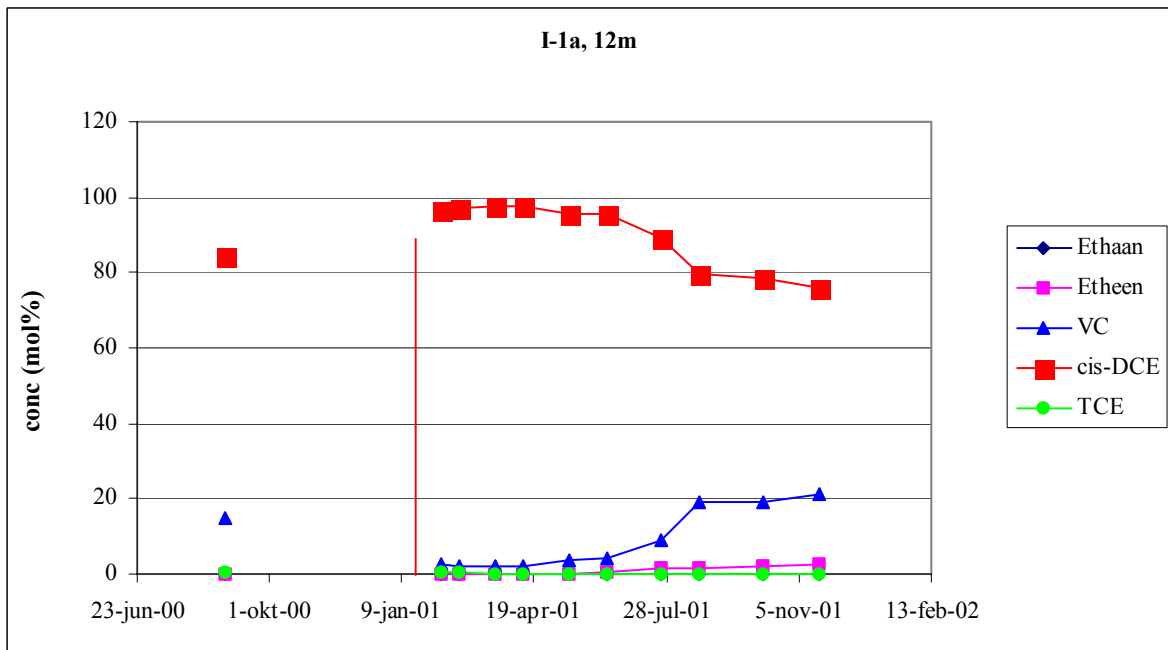


Fig. 35. Voorbeeld van het concentratieverloop van individuele koolwaterstoffen in procenten van totaal organisch koolstof in systeem I.

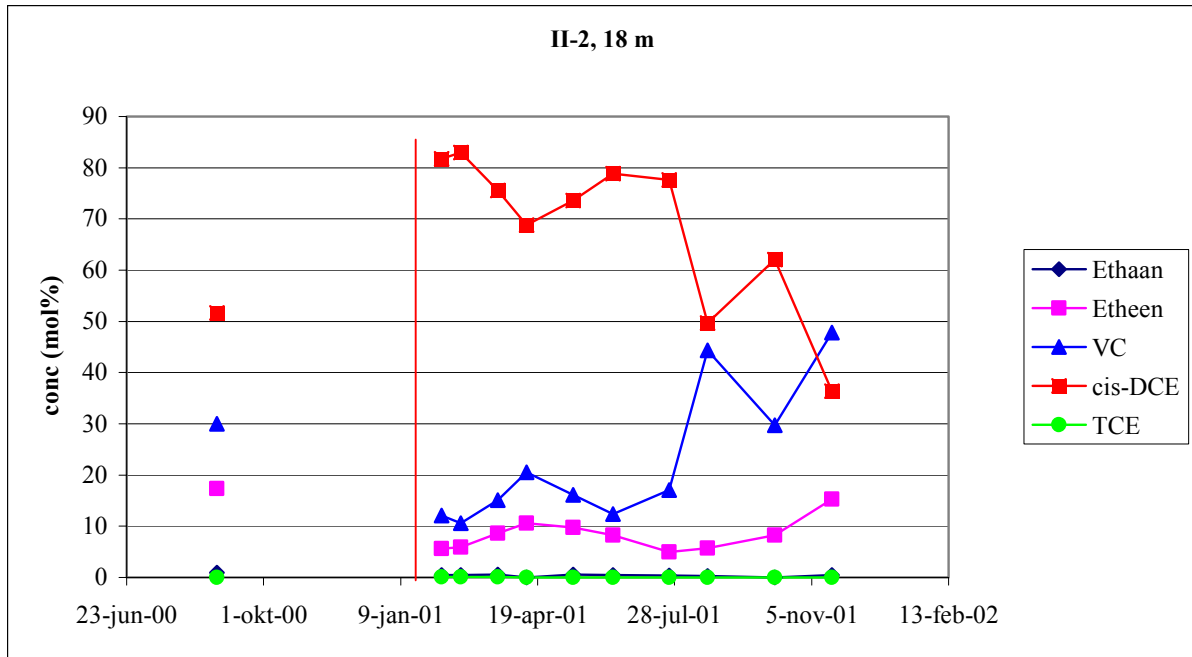


Fig. 36. Voorbeeld van het concentratieverloop van individuele koolwaterstoffen in procenten van totaal organisch koolstof in systeem II.

Van het eindproduct chloride is geen significante concentratietoename gemeten.

6.4 Evaluatie van de proefsanering

De installatie en het infiltratiesysteem functioneren naar volle tevredenheid. Ook de beïnvloeding van de bodemcondities verloopt naar wens. In het bioscherm heersen inmiddels uniform de gewenste redoxcondities en pH en ook de concentraties aan organische stof zijn geëgaliseerd. Wel vertonen de waterstofconcentraties nog grote fluctuaties. Verder blijkt uit de resultaten van de proefsanering dat ook daadwerkelijk volledige afbraak van de aanwezige chloorethenen optreedt. Nadat aanvankelijk overwegend CIS werd aangetroffen, wordt inmiddels een duidelijke toename van VC waargenomen. In systeem II is zelfs al meer VC dan CIS aanwezig. Ook blijkt in systeem II etheen te worden gevormd. Behalve dat systeem II in een specifieke bodemlaag functioneert, was ook de uitgangssituatie anders. De afbraak was hier al verder gevorderd dan ter plaatse van systeem I. Mogelijk is dit de oorzaak van de betere resultaten bij systeem II. Voor de chloorethanen is in geen van beide systemen significante afbraak geconstateerd.

Voordat de proefsanering een succes mag worden genoemd en kan worden opgeschaald naar de volledige doorsnede over de pluim moet de afbraak sneller gaan verlopen. Ook is het nodig dat de afbraak van de chloorethanen op gang komt.

6.5 Vervolg van de proefsanering

Omdat het systeem naar tevredenheid functioneert, maar de afbraaksnelheid nog moet toenemen, wordt de proefperiode verlengd. Voor het vervolg van de proefsanering wordt rekening gehouden met de volgende factoren die bepalend kunnen zijn voor de te lage afbraaksnelheid:

1. Er zijn geen micro-organismen aanwezig die in staat zijn de vereiste omzettingen te verrichten. In batchproeven (met materiaal van de locatie) is echter volledige afbraak aangetoond, hetgeen erop duidt dat de juiste micro-organismen wel degelijk aanwezig zijn in het veld. Wel

duurde het in het laboratorium relatief lang voor de afbraak op gang kwam. Dit kan erop duiden dat de aantallen CIS- en VC-dechlorerende bacteriën laag zijn.

2. Mogelijk zijn niet de juiste micro-organismen aanwezig en zijn de omzettingen co-metabolisch, waardoor de betreffende micro-organismen er geen energie aan onttelen. De omzetting lift dan mee met andere omzettingen, bijvoorbeeld de afbraak van TRI naar CIS. Deze co-metabole afbraak is een traag proces.
3. De concentraties van de aanwezige verontreinigende stoffen zijn toxisch voor de aanwezige micro-organismen. In het veld vindt echter wel gedeeltelijke afbraak plaats en in batchproeven is zelfs volledige afbraak aangetoond bij vergelijkbare concentraties. Ook sulfaatreductie wordt niet gehinderd. Daarom is dit niet waarschijnlijk.
4. De omgevingscondities zijn niet goed voor volledige afbraak. Op basis van de bestaande gegevens over de omgevingscondities wordt weliswaar geconcludeerd dat deze geschikt zijn, maar wellicht zijn de waterstofconcentraties niet altijd hoog genoeg. Waterstof (H_2) wordt in het veld gevormd door afbraak van het geïnjecteerde lactaat en G31, en is een belangrijk substraat voor de CIS- en VC-dechlorerende micro-organismen. Daar niet continu substraat wordt geïnjecteerd, fluctueert het concentratieniveau van waterstof. Tijdelijke 'dips' in de waterstofconcentratie belemmeren mogelijk het tot stand komen van een effectieve microbiologische populatie.
5. Er zijn te weinig nutriënten aanwezig. Deze worden momenteel toegediend via het G31. Het is echter mogelijk dat door competitie tussen verschillende micro-organismen de nutriënten in onvoldoende mate beschikbaar zijn voor de dechlorerders. Ook in de batches met extra nutriënten (met name ammoniumchloride) is een snellere omzetting en een kortere lag-fase waargenomen dan in de vergelijkbare batches zonder nutriënten.

In het voorstel voor de verlenging van de proefsanering zijn de volgende werkzaamheden opgenomen om deze factoren te onderzoeken en te ondervangen:

- Het toepassen van substraten die langzamer waterstof afgeven, zo nodig gecombineerd met een frequentere dosering, zodat een blijvend hoge waterstofconcentratie met minder schommelingen resulteert. Gekozen is voor ethyllactaat in systeem I en protamylase in systeem II;
- Het toevoegen van nutriënten. Ten behoeve hiervan wordt ammoniumchloride toegediend.
- Het in het laboratorium kweken van een actieve populatie micro-organismen die de betreffende chloorkoolwaterstoffen met de genoemde substraten afbreekt. Indien de andere maatregelen onvoldoende effect sorteren, wordt deze populatie ter plaatse in de bodem gebracht.

In combinatie met bovenstaande maatregelen vindt onderhoud aan de installatie plaats en wordt het functioneren hiervan getest en geëvalueerd.

CONCLUSIES

7.1 Verontreinigingssituatie en natuurlijke afbraak

- De stroombaan van de verontreiniging met gechloreerde koolwaterstoffen afkomstig van de voormalige werkplaats is in beeld gebracht. De verontreiniging bestaat hoofdzakelijk uit CIS. Alleen bij de bron van de verontreiniging is het hoofdbestanddeel TRI en in het uiterste puntje van de pluim wordt alleen monochlooretheen of VC aangetroffen.
- De concentraties verontreinigende stoffen op de overgang van de deklaag naar het watervoerende pakket vertonen evenals in 1998 een licht stijgende trend. De eerdere aanname dat de pluim in het watervoerende pakket toeneemt is gerechtvaardigd.
- De redoxcondities in de tweede helft van de deklaag en in het watervoerende pakket zijn onvoldoende gereduceerd voor een effectieve reductieve dechlorering (natuurlijke anoxische afbraak) van CIS.
- In die gevallen waar metingen van de macrochemie geen eenduidige redoxkarakterisering mogelijk maken vormen waterstofmetingen een waardevolle ondersteuning. Bij de karakterisering van het elektronendonorniveau in het bioscherm zijn de waterstofmetingen zeer belangrijk gebleken.

7.2 Stoftransportmodellering

- De modellering van het transport van CIS en VC geeft aan dat de pluim met deze verontreinigende stoffen in het watervoerende pakket naar verwachting gedurende de komende 60 jaar zal toenemen. Na die periode blijft de pluim zonder aanvullende maatregelen gedurende langere tijd stationair.
- Een effectief bioscherm leidt na 30 tot 40 jaar tot reductie van de omvang van de pluim. Het front van de pluim zal zich nog wel verplaatsen. Na 60 jaar zal de pluim bij gebruik van een bioscherm langzaam 'uitdoven'. In het verlengde daarvan kan worden opgemerkt dat een bron-sanering pas na 40 - 50 jaar merkbaar zal zijn en na 70 - 80 jaar zal leiden tot een effectieve vermindering van de pluim.
- De modellering van het stoftransport is gebaseerd op metingen en expert guesses en kent onzekerheidsmarges. Vooral de periode waarin de pluim stationair zal worden kan slechts bij benadering worden ingeschat (40 - 80 jaar). Regelmatige monitoring en onderzoek naar de processen in de pluim worden gezien de afmetingen en tijdsperiode nodig geacht.

7.3 Batchexperimenten

- Volledige dechlorering van CIS tot etheen is mogelijk met de van nature aanwezige micro-organismen. Toediening van de juiste mengsels toeslagstoffen (elektronendonor en stikstofbron) is echter noodzakelijk.
- Voorwaarde voor dechlorering is de volledige reductie van sulfaat naar sulfide.
- Vooral de complexe organische mengsels zijn geschikt. Methanol alleen leidt niet tot een voldoende reductie van sulfaat. Dit is mogelijk een gevolg van te sterke verzuring van de batches door acetaatvorming.
- De toevoeging van nutriënten (met name stikstof) is niet noodzakelijk, maar leidt wel tot het sneller beginnen van afbraak en een hogere afbraaksnelheid.
- Voor de toepassing in het veld wordt een mengsel van methanol, lactaat, G31 en ammoniumchloride voorgesteld. Mogelijkerwijze vormt het recent beschikbaar gekomen protamylase een goed en goedkoop alternatief.

7.4 Ontwerp van het bioscherm

- Met behulp van MIP-sonderingen en boringen met peilbuizen is de bodemopbouw en de doorsnede van de pluim langs de gevel van gebouw E55 bepaald.
- Langs de gevel zijn twee proefopstellingen geboord, elk met een onttrekkingsput en twee infiltratieputten. Systeem I bestaat uit drie putten in lijn (h.o.h. 5 m) met doorgaande filters van 9 - 19 m-mv. Systeem II bestaat uit twee infiltratieputten (15 - 18 m-mv) naast elkaar op circa 13 m stroomafwaarts van de onttrekkingsput (15 - 18 m-mv).
- Systeem I is opgezet conform het oorspronkelijk ontwerp, terwijl systeem II gericht is op het voorkomen van menging van verschillende waterkwaliteiten uit verschillende bodemlagen.
- Tijdens een tracertest functioneerden beide systemen zeer goed. Bij een opgelegd debiet van 4 m³/uur bereikte in systeem I het geïnfilterde grondwater na 1 - 1,5 dag de onttrekking. Bij systeem II duurde dat naar schatting 2,5 - 3 dagen. Bij systeem I worden de verwachte ellipsvormige beïnvloedingsgebieden waargenomen, terwijl bij systeem II meer onvoorspelbare uitwaaiering is geconstateerd.
- Plaatselijk is verontreiniging geconstateerd onder het bioscherm. Dit is waarschijnlijk een gevolg van een onvoldoende afdichting van de peilbuis PBI-1a ter plaatse van de onderste leemlaag (niettemin moet er tijdens de uitvoering van de proefsanering op worden gelet dat er niet daadwerkelijk een verontreinigde stroombaan onder de leemlaag loopt).

7.5 Proefsanering

- Stimulering van de afbraakprocessen in de deklaag is haalbaar gebleken. Alleen de snelheid van de afbraak in het bioscherm is nog niet voldoende om bij de heersende grondwatersnelheid de beoogde beheersfunctie te kunnen vervullen.
- De beide systemen van de proefsanering functioneerden naar volle tevredenheid. Alleen tegen het einde van de proefperiode vertoonden de infiltratieputten van systeem I toenemende stijghoogten. Systeem II functioneert nog zoals het is aangelegd. Het oppompen en weer infiltreren van gestimuleerd grondwater in systeem I lijkt ondanks het intermitterende pompregime te leiden tot een geringe mate van sulfideneerslag. Het idee dat gedurende de stilstand van het systeem (> 80 %) precipitatie in de bodem en niet in de putten zou plaatsvinden, blijkt in de praktijk niet volledig op te gaan. Een aanpak conform systeem II, of het tussenschakelen van een filter, kan toekomstige problemen voorkomen.
- Het beïnvloeden van de bodemcondities is in de beide systemen naar wens verlopen. Er was sprake van een uniforme beïnvloeding over de gehele doorsnede van het bioscherm. Al vrij snel werd de gewenste situatie bereikt voor wat betreft de pH- en redoxcondities. Na enige tijd was ook sulfaat vrijwel volledig uit de bioschermzone verwijderd.
- Inmiddels is de afbraak van chloorethenen goed op gang gekomen, waarbij de afbraak in systeem II verdergaand is en in het algemeen vollediger. Dit verschil met systeem I lijkt eerder samen te hangen met een andere uitgangssituatie dan de afwijkende filterstelling.
- De meting van waterstof in het veld bleek een effectieve en noodzakelijke manier om de hoeveelheid beschikbare elektronendonor vast te stellen. Direct na de injectie van substraat werden hoge waarden gemeten die aanvankelijk te ver daalden. Door de meting van waterstof kon effectief worden bijgestuurd. De toekomstige sturing van het systeem kan worden gebaseerd op de parameters: waterstof, pH, Eh, T (veld), en de labmetingen CKW's, DOC, sulfaat en ijzer. Door het anaërobe karakter van de bodem zijn zuurstof en nitraat niet aanwezig en behoeven niet te worden gemeten.
- Bij de voortzetting van de proefsanering moet worden achterhaald waarom het bioscherm nog niet voldoende functioneert. De aspecten die hier naar alle waarschijnlijkheid verantwoordelijk voor zijn betreffen onder andere: een gebrek aan nutriënten en een onvoldoende constant hoge waterstofconcentratie. Inmiddels wordt aan deze aspecten aandacht gegeven in het vervolg.

LITERATUUR

Bruin, W.P. de, M.J.J. Kotterman, M.A. Posthumus, G. Schraa en A.J.B. Zehnder, 1992.
Complete biological reductive transformation of tetrachloroethene to ethane.
Applied and Environmental Microbiology 58: 1996-2000.

DiStefano, T.D., J.M. Gossett en S.H. Zinder, 1991.
Reductive dechlorination of high concentrations of tetrachloroethene to ethene by an anaerobic enrichment culture in the absence of methanogenesis.
Applied and Environmental Microbiology 57 (8): 2287-2292.

Eekert, M.H.A. van, A.J.M. Stams, J.A. Field en G. Schraa, 1999.
Gratuitous dechlorination of chloroethanes by methanogenic granular sludge.
Applied Microbiology and Biotechnology 51: 46-52.

Gälli, R. en P.L. McCarty, 1989.
Biotransformation of 1,1,1-trichloroethane, trichloromethane, and tetrachloromethane by a *Clostridium* sp.
Applied and Environmental Microbiology 55: 837-844.

Holliger, C., G. Schraa, A.J.M. Stams en A.J.B. Zehnder, 1990.
Reductive dechlorination of 1,2-dichloroethane and chloroethane by cell suspensions of methanogenic bacteria.
Biodegradation 1: 253-261.

Lu, X-X., S. Tao, T.N.P. Bosma en J. Gerritse, 2001.
Characteristic hydrogen concentration for various redox processes in batch study.
J. Environ. Sci. Health A 36 (9): 1725-1734.

Ras, N. van, J.T.C. Grotenhuis, J.L.A. Slenders, A.A.M. Langenhoff, J. Ter Meer en P.A.A. Verhaagen, 2000.
Intrinsieke bioherrestauratie binnen een omvangrijke CKW-verontreiniging - Fase 1: Veldkarakterisatie en laboratoriumonderzoek.
CUR/NOBIS-rapport 95-2-09, CUR/NOBIS, Gouda.

Rijnaarts, H.H.M., J.H. de Best, H.C. van Liere en T.N.P. Bosma, 1998.
Intrinsic biodegradation of chlorinated solvents: from thermodynamics to field.
CUR/NOBIS-rapport 96004, CUR/NOBIS, Gouda.

Vogel, T.M. en P.L. McCarty, 1985.
Biotransformation of tetrachloroethylene to trichloroethylene, dichloroethylene, vinylchloride, and carbondioxide under methanogenic conditions.
Applied and Environmental Microbiology 49: 1080-1083.

Overige literatuur

Banninkhof, H.J. en J.D. Klein, 1994.
Retourbemaling van bouwputten.
Land + water (12): 45-47.

Langenhoff, A.A.M., B. Hafkamp, A. Borger, H. van Buysen en J. Gerritse, 2000.
Alternatieve elektronendonoren voor de dechlorering van PCE en cis-DCE.
TNO-MEP, rapport R 2000/411.

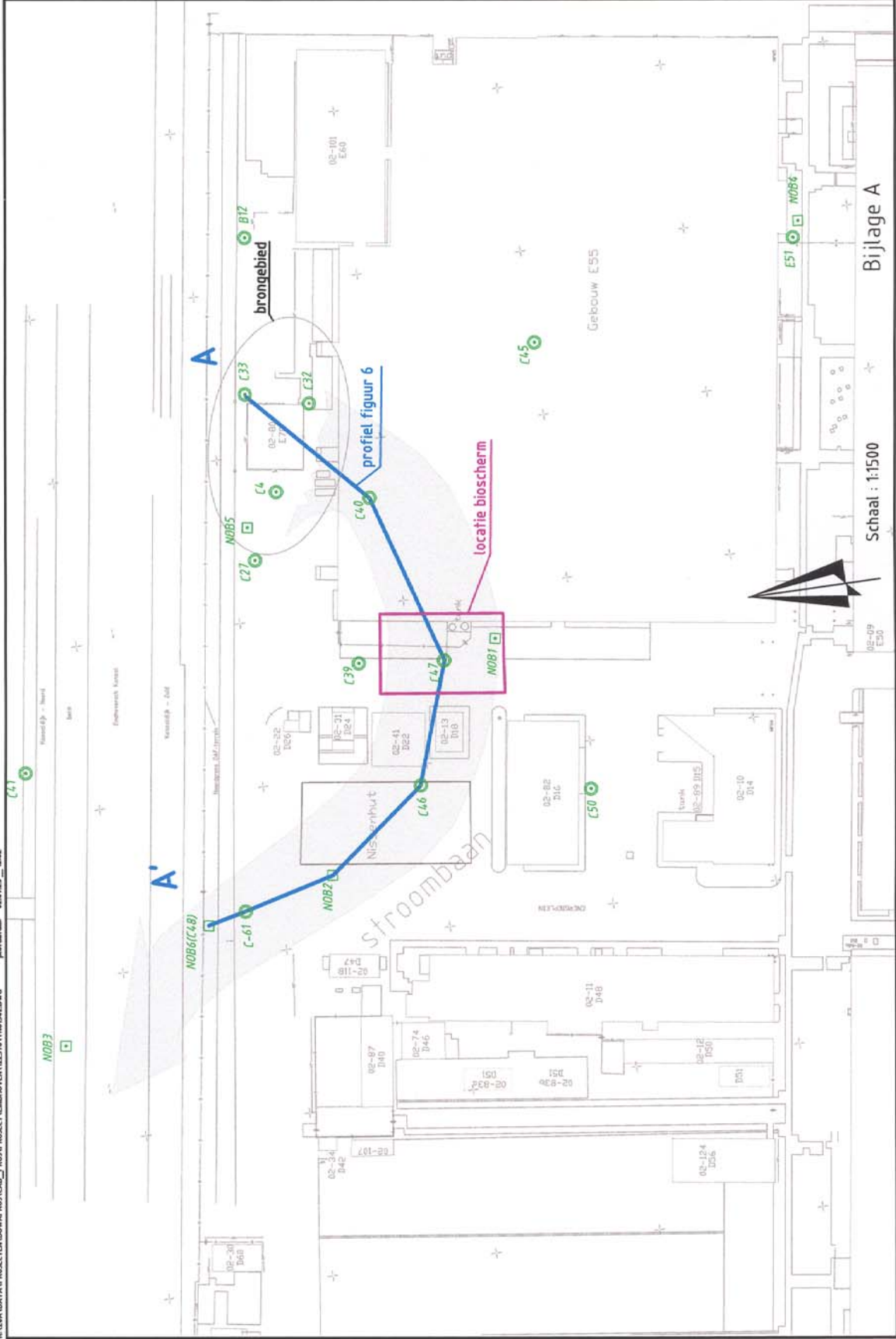
Ter Meer, J., J. Gerritse, C. di Mauro, M.P. Harkes en H.H.M Rijnaarts, 1999.
Hydrogen as indicator for in situ redox condition and dechlorination - Phase 1.
CUR/NOBIS-rapport 96.024, CUR/NOBIS, Gouda.

Middeldorp, P.J.M., M.A. van Aalst, H.H.M. Rijnaarts, F.J.M. Stams, H.F. de Kreuk, G. Schraa en T.N.P. Bosma, 1998.
Stimulation of reductive dechlorination for in situ bioremediation of a soil contaminated with chlorinated ethenes.
Water Sci. Technol. 37 (8): 105-110.

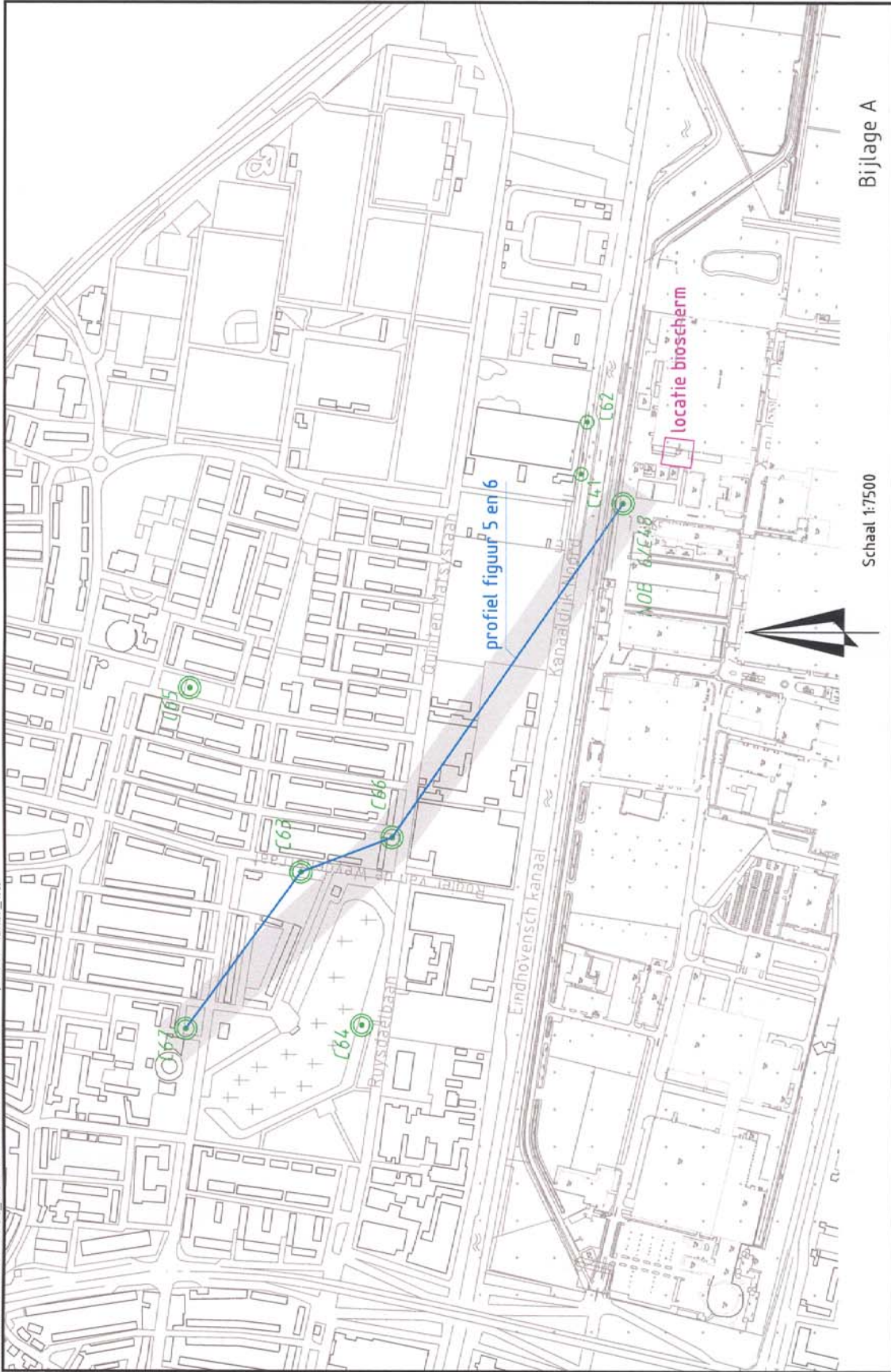
Wu, W-M, J. Nye, M.K. Jain en R.F. Hickey, 1998.
Anaerobic dechlorination of trichloroethylene (TCE) using complex organic materials.
Wat. Res. 32 (5): 1445-1454.

BIJLAGE A

OVERZICHT VAN DE LOCATIE



K:\2016\DATA\PROJECT\BOWAS\PROJ\CAD - PROJ\PROJECT\INDHOVEN\122376\1\B1\1402.DWG parastunum 02/07/20 10:35



Bijlage A

Schaal 1:7500

BIJLAGE B

**ANALYSEDATA VAN BEMONSTERINGEN VAN HET AANVULLENDE ONDERZOEK
EN DE PROEFSANERING**

| 13 - 17 m-niv | | DEKLAAG | | | | | | | | | | | | NOB1-2 15-16 | | | |
|-------------------------|-----------------------|-----------------------|-----------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|---------------------|------------------------|------------------------|
| datum | C27-2 15-16 aug-95 | C27-2 15-16 mei-00 | C37 15-16 | C39-2 15-16 aug-95 | C39-2 15-16 sep-98 | C39-2 15-16 mei-00 | C46-2 13-14 sep-98 | C46-2 13-14 mei-00 | C47-3 16-17 aug-95 | C47-3 16-17 sep-98 | C47-3 16-17 mei-00 | C50-3 14-15 aug-95 | C50-3 14-15 sep-98 | C50-3 14-15 mei-00 | C51 14-15 mei-00 | NOB1-2 15-16 sep-98 | NOB1-2 15-16 mei-00 |
| Veldmetingen | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| zuurstof mg/l | | 1.2 | | | | 0 | | 1.4 | | | 0.55 | | | 1.2 | | | |
| redox-potentiaal mV | | -57 | | | | -43 | | -10 | | | -87 | | | -59 | | | |
| temperatuur | | 15 | | | | 15 | | 15 | | | 15 | | | 16 | | | |
| geleidbaarheid | | 340 | | | | 640 | | 1000 | | | 700 | | | 740 | | | |
| pH | | 6.3 | | | | 6.3 | | 6.3 | | | 5.9 | | | 6.3 | | | |
| H2 | | 0.13 | | | | 0.11 | | 1.14 | | | 0.5 | | | 0.41 | | | |
| Verontreinigingen | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| PER | < | 2 | | | | 56 | | 13.6 | | | 6.2 | | | <0.2 | | | |
| TRI | < | <0.2 | | | | 76 | | 16.4 | | | 51 | | | 20 | | 2.4 | |
| OIS | < | 13 | | | | 29 | | 1050 | | | 1600 | | | 13 | | 11 | |
| VC | < | <0.2/0.5 | | | | 14 | | 646 | | | 2400 | | | 6.1 | | 2900 | |
| 1,1,1-TCA | < | <0.2 | | | | | | 13.5 | | | 34 | | | <0.2 | | 3300 | |
| 1,1-DCA | < | <1 | | | | | | | | | 620 | | | 4 | | <1 | |
| Benzeen | <0.2 | <0.2 | | | | | | | | | 97 | | | 0.6 | | 66 | |
| Tolueen | <0.2 | <0.2 | | | | | | | | | 350 | | | 0.3 | | 41 | |
| Ethylbenzeen | <0.2 | <0.2 | | | | | | | | | <20 | | | <0.2 | | 4.9 | |
| Xylenen | <0.5 | <0.5 | | | | | | | | | <50 | | | <0.5 | | 9.5 | |
| Minerale olie | <50 | <50 | | | | | | | | | 95 | | | | | | |
| Etheen | <0.25 | <0.25 | | | | | | | | | 420 | | | <0.25 | | 1100 | |
| Ethaan | <0.25 | 0.49 | | | | | | | | | 27 | | | <0.25 | | 10 | |
| Methaan | <25 | 6800 | | | | | | | | | 3300 | | | 210 | | 460 | |
| Macrochemie | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| nitraat | <0.2 | <0.2 | | | | | | | | | <0.2 | | | <0.2 | | | |
| ijzer/ijzer2+ | <0.05/<0.3 | 0.22/<0.3 | | | | | | | | | 1.7/2 | | | 22/15 | | 1.5/3.4 | |
| sulfaat | <10 | <10 | | | | | | | | | 17/14 | | | 22/7.9 | | 130 | |
| bicarbonaat | | 220 | | | | | | | | | 21 | | | 75 | | 110 | |
| vrij koolzuur | | 30 | | | | | | | | | 180 | | | 160 | | 170 | |
| chloride | | 40 | | | | | | | | | 22 | | | <5 | | 13 | |
| DOC | | 6 | | | | | | | | | 190 | | | 170 | | 96 | |
| redox totaal (b) | | 10 | | | | | | | | | 17 | | | 7 | | 8 | |
| redox macro/H2-partieel | | 3 | | | | | | | | | 4 | | | 4 | | | |
| redox H2-emp | | 3 | | | | | | | | | 4 | | | 4 | | | |
| EINDOORDEEL | | 3 | | | | | | | | | 3, 4 | | | 4 | | 4 | |

| Locatie D | | | | | | | | | | | | |
|--------------------------|-----------------------|-----------------------|---------------------|---------------------|----------------------|----------------------|--------------------|--------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|
| datum | C49 5.5-6.5 aug-95 | C49 5.5-6.5 mei-00 | C49 15-16 aug-95 | C49 15-16 mei-00 | D9 3.5-4.5 aug-95 | D9 3.5-4.5 mei-00 | D26 9-10 aug-95 | D26 9-10 mei-00 | C56 29-30 aug-95 | C56 29-30 mei-00 | 1-3 15-16 jan-99 | 1-3 15-16 mei-00 |
| Veldmetingen | | | | | | | | | | | | |
| zuurstof (mg/l) | 0.5 | 1.15 | 1.5 | 1.15 | | | | 0.85 | | 1.2 | | 1.25 |
| redox-potentiaal (mV) | -28 | -40 | -52 | -40 | | | -49 | -49 | | -45 | | -42 |
| temperatuur | 15 | 15 | 16 | 15 | | | 15 | 15 | | 15 | | 15 |
| geleidbaarheid | 840 | 640 | 740 | 640 | | | 900 | 900 | | 560 | | 550 |
| pH | 6.4 | 6.3 | 6.6 | 6.3 | | | 6.6 | 6.6 | | 6.4 | | 6.5 |
| H2 | 1.26 | | | | | | 0.9 | 0.9 | | 1.4 | | 29.8 |
| Verontreinigingen | | | | | | | | | | | | |
| PER | <0.2 | 5.5 | <0.2 | <0.2 | 3.1 | | <0.2 | 0.9 | <0.2 | 1.4 | <0.2 | 29.8 |
| TRI | <0.2 | <0.2 | <0.2 | <0.2 | 11 | | 2.2 | <0.2 | 6 | 39 | 1.2 | 35.4 |
| CIS | <100 | 5512 | <1 | <100 | <100 | | 1.1 | 3868 | 2400 | 7015 | 140 | 338 |
| VC | 160 | 232 / 22 | <0.5 | <0.5 | 9 | | <0.5 | 12.8 / <0.5 | 180 | 235 / 320 | | 14.7 / 96 |
| 1,1,1-TCA | 11000 | 147 | 7.5 | 38000 | 38000 | | 9.4 | <0.2 | <1 | <0.2 | | <0.2 |
| 1,1-DCA | 19000 | 8600 | 73 | 32000 | 32000 | | 58 | 260 | 1.7 | <10 | | 29 |
| Benzeen | <0.2 | 1.1 | | <20 | <20 | | 3.1 | <0.2 | | | | |
| Tolueen | 44 | 10 | | 200 | 250 | | 0.9 | 0.2 | | | | |
| Ethylbenzeen | 1.4 | 1.3 | | 20 | 19 | | <0.2 | <0.2 | | | | |
| Xylenen | 7.6 | 8.2 | | 77 | 100 | | 1 | 1 | | | | |
| Minerale olie | <50 | | | 420 | | | <50 | | | | | |
| Etheen | 27 | | <0.25 | <0.25 | <0.25 | | <0.25 | <0.25 | | 7.9 | | 0.44 |
| Ethaan | 23 | | <0.25 | <0.25 | 1.2 | | <0.25 | <0.25 | | 3 | | 0.44 |
| Methaan | 42000 | | 5200 | 7800 | | | <25 | | | 1300 | | 2100 |
| Macrochemie | | | | | | | | | | | | |
| nitraat | <0.2 | <0.2 | <0.2 | <0.2 | | | <0.2 | <0.2 | | <0.2 | | <0.2 |
| ijzer/ijzer2+ | 9.5 / 9.4 | 9.5 / 9.4 | <0.05 / <0.3 | 9.9 / na | 9.9 / na | | 6.3 / <0.3 | 6.3 / <0.3 | | 2.8 / <0.3 | | 7.8 / 4.4 |
| sulfaat | <10 | <10 | 48 | 52 | 52 | | 99 | 99 | | 56 | | 54 |
| bicarbonaat | 580 | 580 | 350 | 240 | 240 | | 260 | 260 | | 120 | | 190 |
| vrij koolzuur | 220 | 220 | 95 | na | na | | 100 | 100 | | 130 | | 24 |
| chloride | 150 | 150 | 120 | 140 | 140 | | 170 | 170 | | 140 | | 86 |
| DOC | 81 | 81 | 28 | 11 | 11 | | 17 | 17 | | 9.1 | | 10 |
| redox totaal (b) | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | | 4 | 4 | | 4 | | 5 |
| redox macro/H2-partieel | 3 | 3 | * | * | * | | 4 | 4 | | 4 | | 4.5 |
| redox H2-emp | 4 | 4 | * | * | * | | 4 | 4 | | 4 | | 5 |
| EINDOORDEEL | 3,4 | 3,4 | * | * | * | | 4 | 4 | | 4 | | 5 |

Overzicht van de analyses van de proefsanerling

| Peilbuis | diepte (m) | datum datum | temp(°C) | H2 (nM) | pH | Eh (mV) | Fe totaal (µg/l) | DOC (mg/l) | Azijnzuur (mmol/l) | Propionzuur (mmol/l) | Boterzuur (mmol/l) | Methaan (µg/l) | Ethaan (µg/l) | Etheen (µg/l) | VC (µg/l) | trans-DCE (µg/l) | cis-DCE+ 1,1-DCA (µg/l) | 1,1-DCA (µg/l) | 1,1-DCE (µg/l) | 1,2-DCA (µg/l) | 1,1,1-TCA (µg/l) | TRI (µg/l) | chloride (mg/l) | nitraat (mg/l) | nitriet (mg/l) | sulfiet (mg/l) | sulfaat (mg/l) | | |
|----------|------------|-------------|-----------|---------|-----|---------|------------------|------------|--------------------|----------------------|--------------------|----------------|---------------|---------------|-----------|------------------|-------------------------|----------------|----------------|----------------|------------------|------------|-----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|-------|------|
| I-1a | 12 | 28-aug-00 | 16.6 | 0.4 | 6.2 | -54 | 6000 | 22.0 | 0.0590 | <0.003 | <0.003 | 190.1 | 0.0 | 5.7 | 1042.7 | 101.3 | 9033.5 | 80.0 | 381.0 | 80.0 | 172.8 | 60.4 | 102.6 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | 52.1 | 94.9 | |
| | | 8-feb-01 | 15.9 | >160 | 6.0 | -275 | 5500 | 22.0 | 0.0590 | <0.003 | <0.003 | 161.0 | 0.0 | 5.0 | 264.0 | 126.0 | 18468.0 | 132.0 | 425.0 | 132.0 | 226.0 | 85.0 | 111.9 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | 91.9 | 1.7 | |
| | | 13-feb-01 | 15.3 | >160 | 5.9 | -142 | 5500 | 22.0 | 0.0590 | <0.003 | <0.003 | 216.0 | 0.0 | 6.0 | 463.0 | 142.0 | 31084.0 | 281.0 | 599.0 | 281.0 | 176.0 | 91.0 | 132.9 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | 63.1 | 69.9 | |
| | | 22-feb-01 | 15.1 | 1.1 | 5.8 | -164 | 5500 | 22.0 | 0.0590 | <0.003 | <0.003 | 196.8 | 0.0 | 6.0 | 755.1 | 169.5 | 49505.9 | 3734.3 | 755.3 | 375.6 | 181.9 | 285.8 | 66.8 | 132.9 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | 69.9 | 0.9 |
| | | 21-mrt-01 | 14.0 | 0.9 | 5.7 | -298 | 5500 | 22.0 | 0.0590 | <0.003 | <0.003 | 260.3 | 0.0 | 6.0 | 574.7 | 92.3 | 21488.5 | 3734.3 | 375.6 | 375.6 | 181.9 | 285.8 | 66.8 | 132.9 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | 69.9 | 0.9 |
| | | 15-mei-01 | 16.6 | >300 | 5.9 | -324 | 1500 | 24.0 | 0.0 | 0.1 | 0.1 | 106.1 | 0.0 | 16.2 | 397.6 | 43.1 | 14157.1 | 14157.1 | 199.6 | 199.6 | 181.9 | 285.8 | 66.8 | 132.9 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | 38.6 | 0.0 |
| | | 13-jun-01 | 17.0 | 0.6 | 5.9 | -383 | 2300 | 140.0 | 1.7896 | 1.5970 | 0.0675 | 597.1 | 4.7 | 47.4 | 613.5 | 14.8 | 9580.0 | 140.0 | 104.4 | 104.4 | 282.5 | 22.5 | 142.5 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.8 | 3.0 | |
| | | 24-jul-01 | 17.4 | 109.5 | 5.9 | -345 | 2600 | 73.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 597.1 | 4.5 | 60.0 | 1740.1 | 30.6 | 11358.8 | 140.0 | 104.4 | 104.4 | 282.5 | 22.5 | 142.5 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 3.0 | 3.0 | |
| | | 21-aug-01 | 18.4 | 55.59 | 5.9 | -347 | 2600 | 73.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 597.1 | 4.5 | 60.0 | 1740.1 | 30.6 | 11358.8 | 140.0 | 104.4 | 104.4 | 282.5 | 22.5 | 142.5 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 3.0 | 3.0 | |
| | | 9-okt-01 | 17.0 | 51.50 | 6.1 | -362 | 2600 | 150.0 | 2.410 | 1.590 | << | 665.5 | << | 75.6 | 1606.9 | 35.4 | 10192.5 | 150.0 | 235.0 | 150.0 | 235.0 | 166.6 | << | 116.0 | << | << | 1.7 | << | |
| | | 20-nov-01 | 15.3 | 6.30 | 6.0 | -370 | 4700 | 110.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 813.5 | << | 104.5 | 1899.7 | 38.4 | 10504.8 | 110.0 | 235.0 | 150.0 | 235.0 | 166.6 | << | 116.0 | << | << | 2.0 | << | |
| | I-1a | 25 | 28-aug-00 | 15.8 | 0.2 | 6.4 | -50 | 4700 | 5.6 | <0.003 | <0.003 | 1817.1 | 1.5 | 4.9 | 133.1 | 22.2 | 3039.7 | 20.2 | 47.6 | 73.2 | 65.3 | 20.2 | 47.6 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | 47.3 | 55.8 | |
| | | 8-feb-01 | 15.1 | >160 | 6.4 | -185 | 4700 | 5.6 | <0.003 | <0.003 | 2438.0 | 2.0 | 0.0 | 103.0 | 19.0 | 4497.0 | 51.0 | 1817.1 | 51.0 | 65.3 | 20.2 | 47.6 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | 55.8 | 55.8 | | |
| | | 13-feb-01 | 15.1 | 1.2 | 6.6 | -116 | 4700 | 5.6 | <0.003 | <0.003 | 2873.0 | 2.0 | 0.0 | 40.0 | 10.0 | 1798.0 | 51.0 | 1817.1 | 51.0 | 65.3 | 20.2 | 47.6 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | 55.8 | 55.8 | | |
| | | 22-feb-01 | 15.2 | 0.3 | 6.5 | 86 | 4700 | 5.6 | <0.003 | <0.003 | 3402.0 | 2.0 | 2.0 | 173.0 | 19.0 | 3687.0 | 51.0 | 1817.1 | 51.0 | 65.3 | 20.2 | 47.6 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | 55.8 | 55.8 | | |
| | | 21-mrt-01 | 13.7 | 0.5 | 6.4 | -243 | 4700 | 5.6 | <0.003 | <0.003 | 2602.6 | 0.0 | 0.0 | 112.7 | n.d. | 1401.4 | 51.0 | 1817.1 | 51.0 | 65.3 | 20.2 | 47.6 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | 55.8 | 55.8 | | |
| | | 11-apr-01 | 15.5 | 0.5 | 6.5 | -361 | 4700 | 5.6 | <0.003 | <0.003 | 3987.7 | 0.0 | 0.0 | 268.4 | 0.0 | 3500.5 | 51.0 | 1817.1 | 51.0 | 65.3 | 20.2 | 47.6 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | 55.8 | 55.8 | | |
| | | 15-mei-01 | 15.9 | 94.0 | 6.4 | -110 | 4700 | 5.6 | <0.003 | <0.003 | 2946.5 | 0.0 | 0.0 | 152.9 | 0.0 | 1637.4 | 51.0 | 1817.1 | 51.0 | 65.3 | 20.2 | 47.6 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | 55.8 | 55.8 | | |
| | | 13-jun-01 | 16.1 | 0.6 | 6.6 | -359 | 2600 | 31.0 | 0.2132 | 0.2331 | 0.0049 | 2788.1 | 4.5 | 14.0 | 344.7 | 0.0 | 2547.1 | 31.0 | 122.9 | 31.0 | 122.9 | 54.3 | 0.0 | 61.0 | << | << | << | 16.2 | 16.2 |
| | | 24-jul-01 | 16.9 | 4.5 | 5.9 | -354 | 2200 | 4.3 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1820.7 | 2.3 | 6.6 | 707.7 | 0.0 | 1853.4 | 4.3 | 81.9 | 4.3 | 81.9 | 37.8 | 0.0 | 61.0 | << | << | << | 16.2 | 16.2 |
| | | 21-aug-01 | 17.6 | 1.30 | 5.9 | -354 | 2200 | 4.3 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1820.7 | 2.3 | 6.6 | 707.7 | 0.0 | 1853.4 | 4.3 | 81.9 | 4.3 | 81.9 | 37.8 | 0.0 | 61.0 | << | << | << | 16.2 | 16.2 |
| | | 9-okt-01 | 16.0 | 1.95 | 6.5 | -367 | 2200 | 130.0 | 0.750 | 0.430 | << | 2990.5 | << | 30.3 | 803.2 | << | 2355.0 | << | 35.4 | << | 35.4 | << | << | 113.9 | << | << | 2.4 | << | |
| | | 20-nov-01 | 15.2 | 1.40 | 6.5 | -364 | 6000 | 39.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 3455.6 | << | 38.1 | 719.1 | 7.7 | 2284.2 | << | 33.1 | << | 33.1 | 64.7 | << | 107.0 | << | << | 2.0 | << | |
| I-1b | 10 | 28-aug-00 | 15.6 | 0.9 | 6.1 | -43 | 6000 | 30.0 | <0.003 | <0.003 | 164.7 | 0.0 | 0.0 | 918.2 | 121.8 | 12628.2 | 30.0 | 139.9 | 30.0 | 284.0 | 70.0 | 139.9 | 90.7 | 130.5 | <0.3 | <0.3 | 46.2 | 101.0 | |
| | | 8-feb-01 | 14.9 | >160 | 5.9 | -132 | 6000 | 30.0 | <0.003 | <0.003 | 116.0 | 0.0 | 3.0 | 227.0 | 64.0 | 10567.0 | 30.0 | 139.9 | 30.0 | 284.0 | 70.0 | 139.9 | 90.7 | 130.5 | <0.3 | <0.3 | 46.2 | 101.0 | |
| | | 13-feb-01 | 15.2 | >160 | 5.8 | -4 | 6000 | 30.0 | <0.003 | <0.003 | 86.0 | 0.0 | 2.0 | 112.0 | 55.0 | 19055.0 | 30.0 | 139.9 | 30.0 | 284.0 | 70.0 | 139.9 | 90.7 | 130.5 | <0.3 | <0.3 | 46.2 | 101.0 | |
| | | 22-feb-01 | 14.9 | 1.3 | 5.6 | 110 | 6000 | 30.0 | <0.003 | <0.003 | 303.0 | 1.0 | 3.0 | 613.0 | 239.0 | 5960.7 | 30.0 | 139.9 | 30.0 | 284.0 | 70.0 | 139.9 | 90.7 | 130.5 | <0.3 | <0.3 | 46.2 | 101.0 | |
| | | 21-mrt-01 | 14.2 | 0.6 | 5.6 | -188 | 6000 | 30.0 | <0.003 | <0.003 | 430.7 | n.d. | n.d. | 911.7 | 265.6 | 59806.7 | 30.0 | 139.9 | 30.0 | 284.0 | 70.0 | 139.9 | 90.7 | 130.5 | <0.3 | <0.3 | 46.2 | 101.0 | |
| | | 11-apr-01 | 15.5 | 0.2 | 5.7 | -286 | 6000 | 30.0 | <0.003 | <0.003 | 384.1 | 0.0 | 0.0 | 435.3 | 165.2 | 48984.6 | 30.0 | 139.9 | 30.0 | 284.0 | 70.0 | 139.9 | 90.7 | 130.5 | <0.3 | <0.3 | 46.2 | 101.0 | |
| | | 15-mei-01 | 15.6 | 50.0 | 5.8 | -185 | 6000 | 30.0 | <0.003 | <0.003 | 305.4 | 0.0 | 8.3 | 323.0 | 138.7 | 49466.1 | 30.0 | 139.9 | 30.0 | 284.0 | 70.0 | 139.9 | 90.7 | 130.5 | <0.3 | <0.3 | 46.2 | 101.0 | |
| | | 13-jun-01 | 16.1 | 0.3 | 5.7 | -322 | 3400 | 240.0 | 3.0960 | 3.0534 | 0.0955 | 778.9 | 5.6 | 64.5 | 528.0 | 21.7 | 8665.6 | 240.0 | 106.1 | 106.1 | 259.6 | 155.8 | 28.9 | 115.0 | << | << | << | 2.4 | << |
| | | 24-jul-01 | 16.7 | 106.0 | 5.4 | -345 | 6000 | 52.0 | 2.120 | 1.160 | << | 764.6 | << | 65.2 | 287.6 | 93.6 | 36392.0 | 52.0 | 113.9 | 52.0 | 379.2 | 217.7 | 130.0 | 115.0 | << | << | 2.4 | << | |
| | | 21-aug-01 | 16.7 | 0.40 | 5.8 | -290 | 6000 | 9.7 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 764.6 | << | 65.2 | 287.6 | 93.6 | 36392.0 | 9.7 | 113.9 | 9.7 | 379.2 | 217.7 | 130.0 | 115.0 | << | << | 2.4 | << | |
| | | 9-okt-01 | 15.6 | 244.00 | 6.1 | -358 | 6000 | 52.0 | 2.120 | 1.160 | << | 764.6 | << | 65.2 | 287.6 | 93.6 | 36392.0 | 52.0 | 113.9 | 52.0 | 379.2 | 217.7 | 130.0 | 115.0 | << | << | 2.4 | << | |
| | | 20-nov-01 | 15.2 | 4.50 | 6.1 | -298 | 6500 | 130.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 875.3 | << | 63.9 | 1708.1 | 45.6 | 11350.7 | 130.0 | 227.4 | 130.0 | 187.6 | 230.4 | << | 107.0 | << | << | 2.0 | << | |
| I-1c | 14 | 28-aug-00 | 16.0 | 0.2 | 6.1 | -57 | 6500 | 12.0 | <0.003 | <0.003 | 36.7 | 0.0 | 0.0 | 59.5 | 40.3 | 6049.7 | 12.0 | 309.6 | 12.0 | 341.0 | 105.0 | 309.6 | 58.9 | 82.1 | <0.3 | <0.3 | 59.4 | 95.3 | |
| | | 8-feb-01 | 15.3 | 29.5 | 6.0 | -201 | 7500 | 12.0 | <0.003 | <0.003 | 152.0 | 2.0 | 7.0 | 367.0 | 75.0 | 17585.0 | 12.0 | 309.6 | 12.0 | 341.0 | 105.0 | 309.6 | 58.9 | 82.1 | <0.3 | <0.3 | 59.4 | 95.3 | |
| | | 13-feb-01 | 15.3 | >160 | 6.0 | -77 | 7500 | 12.0 | <0.003 | <0.003 | 52.0 | 1.0 | 2.0 | 63.0 | 20.0 | 3734.0 | 12.0 | 309.6 | 12.0 | 341.0 | 105.0 | 309.6 | 58.9 | 82.1 | <0.3 | <0.3 | 59.4 | 95.3 | |
| | | 22-feb-01 | 15.1 | 1.5 | 5.8 | -29 | 7500 | 12.0 | <0.003 | <0.003 | 119.0 | 1.0 | 6.0 | 283.0 | 84.0 | 15548.0 | 12.0 | 309.6 | 12.0 | 341.0 | 105.0 | 309.6 | 58.9 | 82.1 | <0.3 | <0.3 | 59.4 | 95.3 | |
| | | 21-mrt-01 | 13.7 | 1.2 | 6.0 | -286 | 7500 | 12.0 | <0.003 | <0.003 | 141.8 | n.d. | n.d. | 299.7 | n.d. | 12799.8 | 12.0 | 309.6 | 12.0 | 341.0 | 105.0 | 309.6 | 58.9 | 82.1 | <0.3 | <0.3 | 59.4 | 95.3 | |
| | | 11-apr-01 | 15.7 | 0.7 | 5.9 | -370 | 390 | 10.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 175.4 | 0.0 | 4.4 | 491.2 | 53.0 | 15115.8 | | | | | | | | | | | | |

| Peil- diep- te (m) | datum | temp(°C) | H2 (nM) | pH | Eh (mV) | Fe totaal (µg/l) | DOC (mg/l) | Azijnzuur (mmol/l) | Propionzuur (mmol/l) | Boterzuur (mmol/l) | Methaan (µg/l) | Ethaan (µg/l) | Etheen (µg/l) | VC (µg/l) | trans-DCE (µg/l) | cis-DCE+ 1,1-DCA (µg/l) | 1,1-DCA (µg/l) | 1,1-DCE (µg/l) | 1,2-DCA (µg/l) | 1,1,1-TCA (µg/l) | TCE (µg/l) | chloride (mg/l) | nitraat (mg/l) | nitriet (mg/l) | sulfaat (mg/l) | | | | | | |
|--------------------|-----------|-----------|---------|------|---------|------------------|------------|--------------------|----------------------|--------------------|----------------|---------------|---------------|-----------|------------------|-------------------------|----------------|----------------|----------------|------------------|------------|-----------------|----------------|----------------|----------------|-------|-------|-------|------|------|------|
| I-2 | 11 | 28-aug-00 | 16.5 | 0.4 | 6.2 | -52 | 6500 | 0.0 | <0.003 | <0.003 | 26.2 | 0.0 | 4.0 | 11.2 | 20.1 | 2504.2 | 473.2 | 377.2 | 63.8 | 63.8 | 320.0 | 68.0 | 151.0 | 93.0 | <0.3 | <0.3 | 96.3 | 100.9 | | | |
| | 8-feb-01 | 15.1 | >160 | 5.9 | -134 | 6500 | 22.0 | 0.0 | <0.003 | <0.003 | 106.0 | 0.0 | 4.0 | 252.0 | 67.0 | 11154.0 | 151.0 | 93.0 | 63.8 | 63.8 | 446.0 | 113.0 | 508.0 | 132.0 | <0.3 | <0.3 | 96.3 | 100.9 | | | |
| | 13-feb-01 | 15.1 | >160 | 5.9 | -134 | 6500 | 22.0 | 0.0 | <0.003 | <0.003 | 106.0 | 0.0 | 4.0 | 252.0 | 67.0 | 11154.0 | 151.0 | 93.0 | 63.8 | 63.8 | 446.0 | 113.0 | 508.0 | 132.0 | <0.3 | <0.3 | 96.3 | 100.9 | | | |
| | 22-feb-01 | 15.0 | 1.1 | 5.8 | -29 | 1500 | 45.0 | 0.0 | <0.003 | <0.003 | 45.0 | 0.0 | 1.0 | 3.0 | 158.0 | 71.0 | 11864.0 | 508.0 | 132.0 | 69.2 | <0.3 | 813.0 | 22.0 | 1545.0 | 176.0 | <0.3 | <0.3 | 96.3 | 2.3 | | |
| | 21-mrt-01 | 14.6 | 0.6 | 5.7 | -282 | 1500 | 45.0 | 0.0 | <0.003 | <0.003 | 45.0 | 0.0 | 1.0 | 3.0 | 158.0 | 71.0 | 11864.0 | 508.0 | 132.0 | 69.2 | <0.3 | 813.0 | 22.0 | 1545.0 | 176.0 | <0.3 | <0.3 | 96.3 | 2.3 | | |
| | 11-apr-01 | 15.5 | 0.5 | 5.8 | -364 | 1500 | 45.0 | 0.0 | <0.003 | <0.003 | 45.0 | 0.0 | 1.0 | 3.0 | 158.0 | 71.0 | 11864.0 | 508.0 | 132.0 | 69.2 | <0.3 | 813.0 | 22.0 | 1545.0 | 176.0 | <0.3 | <0.3 | 96.3 | 2.3 | | |
| | 15-mei-01 | 16.1 | >175 | 5.9 | -302 | 1500 | 45.0 | 0.0 | <0.003 | <0.003 | 45.0 | 0.0 | 1.0 | 3.0 | 158.0 | 71.0 | 11864.0 | 508.0 | 132.0 | 69.2 | <0.3 | 813.0 | 22.0 | 1545.0 | 176.0 | <0.3 | <0.3 | 96.3 | 2.3 | | |
| | 13-jun-01 | 16.6 | 0.6 | 5.8 | -365 | 4500 | 42.0 | 0.0028 | 0.5092 | 0.0072 | 88.1 | 0.0 | 13.6 | 360.9 | 48.6 | 8575.8 | 161.0 | 213.3 | 239.9 | 285.6 | 190.8 | 246.2 | 70.9 | 442.0 | 73.0 | <0.3 | <0.3 | 96.3 | 1.8 | | |
| | 24-jul-01 | 17.4 | 115.0 | 6.0 | -333 | 4500 | 42.0 | 0.0028 | 0.5092 | 0.0072 | 88.1 | 0.0 | 13.6 | 360.9 | 48.6 | 8575.8 | 161.0 | 213.3 | 239.9 | 285.6 | 190.8 | 246.2 | 70.9 | 442.0 | 73.0 | <0.3 | <0.3 | 96.3 | 1.8 | | |
| | 21-aug-01 | 17.8 | 0.33 | 6.0 | -334 | 5500 | 64.0 | 0.0 | <0.003 | <0.003 | 352.8 | 3.0 | 17.1 | 44.0 | 30.3 | 398.2 | 18.4 | 44.0 | 30.3 | 398.2 | 18.4 | 44.0 | 30.3 | 398.2 | 18.4 | 44.0 | 30.3 | 398.2 | 18.4 | 44.0 | 30.3 |
| | 9-okt-01 | 16.2 | 280.00 | 6.1 | -374 | 160.0 | 100.0 | 2.450 | 1.740 | << | 602.9 | << | 58.9 | 1533.9 | 183.7 | 11235.9 | 227.4 | 103.0 | 103.0 | 100.0 | << | << | << | << | << | << | << | << | << | << | |
| 20-nov-01 | 15.1 | 3.50 | 5.9 | -369 | 4500 | 11.0 | <0.003 | <0.003 | <0.003 | 19.4 | 0.0 | 1.4 | 35.7 | 57.8 | 13009.3 | 978.3 | 211.5 | 112.0 | 112.0 | <0.3 | <0.3 | 973.0 | 17.0 | 394.0 | 243.0 | <0.3 | <0.3 | 60.8 | 80.9 | | |
| I-2 | 14 | 28-aug-00 | 16.5 | 0.3 | 6.2 | -73 | 4500 | 0.0 | <0.003 | <0.003 | 36.0 | 0.0 | 2.0 | 56.0 | 63.0 | 12866.0 | 17.0 | 394.0 | 243.0 | 243.0 | 243.0 | 243.0 | 243.0 | 243.0 | <0.3 | <0.3 | 60.8 | 80.9 | | | |
| | 8-feb-01 | 15.4 | 15.4 | 6.1 | -287 | 5500 | 11.0 | <0.003 | <0.003 | <0.003 | 36.0 | 0.0 | 2.0 | 56.0 | 63.0 | 12866.0 | 17.0 | 394.0 | 243.0 | 243.0 | 243.0 | 243.0 | 243.0 | <0.3 | <0.3 | 60.8 | 80.9 | | | | |
| | 13-feb-01 | 15.1 | 4.1 | 6.1 | -135 | 5500 | 11.0 | <0.003 | <0.003 | <0.003 | 36.0 | 0.0 | 2.0 | 56.0 | 63.0 | 12866.0 | 17.0 | 394.0 | 243.0 | 243.0 | 243.0 | 243.0 | <0.3 | <0.3 | 60.8 | 80.9 | | | | | |
| | 22-feb-01 | 15.1 | 0.3 | 5.9 | -158 | 5500 | 11.0 | <0.003 | <0.003 | <0.003 | 36.0 | 0.0 | 2.0 | 56.0 | 63.0 | 12866.0 | 17.0 | 394.0 | 243.0 | 243.0 | 243.0 | 243.0 | <0.3 | <0.3 | 60.8 | 80.9 | | | | | |
| | 21-mrt-01 | 14.5 | 0.2 | 5.8 | -303 | 850 | 11.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 24.0 | 1.0 | 2.0 | 39.0 | 61.0 | 13822.0 | 30.0 | 1246.0 | 270.0 | 270.0 | 270.0 | 270.0 | 270.0 | <0.3 | <0.3 | 64.0 | 1.4 | | | | |
| | 11-apr-01 | 15.6 | 0.2 | 5.9 | -374 | 850 | 11.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 24.0 | 1.0 | 2.0 | 39.0 | 61.0 | 13822.0 | 30.0 | 1246.0 | 270.0 | 270.0 | 270.0 | 270.0 | 270.0 | <0.3 | <0.3 | 64.0 | 1.4 | | | | |
| | 15-mei-01 | 16.2 | 0.3 | 6.0 | -335 | 850 | 11.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 24.0 | 1.0 | 2.0 | 39.0 | 61.0 | 13822.0 | 30.0 | 1246.0 | 270.0 | 270.0 | 270.0 | 270.0 | 270.0 | <0.3 | <0.3 | 64.0 | 1.4 | | | | |
| | 13-jun-01 | 16.6 | 0.8 | 6.1 | -358 | 2500 | 120.0 | 1.7877 | 1.1593 | 0.0405 | 42.6 | 0.0 | 0.0 | 89.1 | 36.9 | 9173.0 | 471.4 | 0.0 | 181.0 | 185.4 | 185.4 | 185.4 | 185.4 | 0.0 | 0.0 | 55.0 | 55.0 | | | | |
| | 24-jul-01 | 17.1 | 137.0 | 5.5 | -360 | 2500 | 120.0 | 1.7877 | 1.1593 | 0.0405 | 42.6 | 0.0 | 0.0 | 89.1 | 36.9 | 9173.0 | 471.4 | 0.0 | 181.0 | 185.4 | 185.4 | 185.4 | 185.4 | 0.0 | 0.0 | 55.0 | 55.0 | | | | |
| | 21-aug-01 | 19.4 | 18.18 | 5.9 | -355 | 5000 | 96.0 | 1.550 | 0.960 | << | 337.5 | 2.7 | 27.7 | 97.1 | 39.5 | 9216.3 | 240.0 | 194.1 | 225.8 | 240.0 | 194.1 | 225.8 | 240.0 | 194.1 | 225.8 | << | << | 12.5 | 9.7 | | |
| | 9-okt-01 | 16.3 | 23.50 | 6.2 | -368 | 3300 | 79.0 | 2.670 | 1.990 | << | 632.4 | << | 78.2 | 1306.6 | 33.0 | 9216.3 | 240.0 | 194.1 | 225.8 | 240.0 | 194.1 | 225.8 | 240.0 | 194.1 | 225.8 | << | << | 12.5 | 9.7 | | |
| 20-nov-01 | 15.5 | 1.30 | 6.1 | -369 | 5500 | 120.0 | <0.003 | <0.003 | <0.003 | 516.8 | << | 71.3 | 1379.4 | 30.5 | 8224.5 | 193.1 | 210.4 | 6.3 | 115.0 | 115.0 | 115.0 | 115.0 | 115.0 | << | << | 2.0 | 2.0 | | | | |
| II-1 | 18 | 28-aug-00 | 16.6 | 0.8 | 6.1 | -33 | 5500 | 0.0 | <0.003 | <0.003 | 37.4 | 0.0 | 2.2 | 128.1 | 29.0 | 3649.0 | 61.0 | 107.0 | 66.0 | 66.0 | 66.0 | 66.0 | 66.0 | <0.3 | <0.3 | 65.7 | 103.1 | | | | |
| | 8-feb-01 | 15.3 | >160 | 5.9 | -249 | 6500 | 20.0 | 0.0580 | <0.003 | <0.003 | 71.0 | 0.0 | 3.0 | 191.0 | 56.0 | 9063.0 | 61.0 | 107.0 | 66.0 | 66.0 | 66.0 | 66.0 | <0.3 | <0.3 | 65.7 | 103.1 | | | | | |
| | 13-feb-01 | 15.2 | >160 | 5.9 | -103 | 6500 | 20.0 | 0.0580 | <0.003 | <0.003 | 71.0 | 0.0 | 3.0 | 191.0 | 56.0 | 9063.0 | 61.0 | 107.0 | 66.0 | 66.0 | 66.0 | 66.0 | <0.3 | <0.3 | 65.7 | 103.1 | | | | | |
| | 22-feb-01 | 15.0 | 0.6 | 5.8 | -153 | 5500 | 26.0 | 0.1 | <0.003 | <0.003 | 58.0 | 1.0 | 3.0 | 180.0 | 55.0 | 8907.0 | 92.0 | 289.0 | 68.0 | 68.0 | 68.0 | 68.0 | <0.3 | <0.3 | 65.7 | 103.1 | | | | | |
| | 21-mrt-01 | 13.8 | 0.4 | 5.7 | -280 | 5500 | 26.0 | 0.1 | <0.003 | <0.003 | 58.0 | 1.0 | 3.0 | 180.0 | 55.0 | 8907.0 | 92.0 | 289.0 | 68.0 | 68.0 | 68.0 | 68.0 | <0.3 | <0.3 | 65.7 | 103.1 | | | | | |
| | 11-apr-01 | 15.5 | 0.6 | 5.8 | -372 | 5500 | 26.0 | 0.1 | <0.003 | <0.003 | 58.0 | 1.0 | 3.0 | 180.0 | 55.0 | 8907.0 | 92.0 | 289.0 | 68.0 | 68.0 | 68.0 | 68.0 | <0.3 | <0.3 | 65.7 | 103.1 | | | | | |
| | 15-mei-01 | 16.6 | >450 | 5.9 | -286 | 5500 | 26.0 | 0.1 | <0.003 | <0.003 | 58.0 | 1.0 | 3.0 | 180.0 | 55.0 | 8907.0 | 92.0 | 289.0 | 68.0 | 68.0 | 68.0 | 68.0 | <0.3 | <0.3 | 65.7 | 103.1 | | | | | |
| | 13-jun-01 | 16.6 | 0.7 | 5.9 | -364 | 3700 | 120.0 | 1.7905 | 1.4083 | 0.0466 | 94.0 | 0.0 | 13.1 | 377.6 | 39.2 | 10284.3 | 121.6 | 247.8 | 36.8 | 36.8 | 36.8 | 36.8 | 36.8 | 0.0 | 0.0 | 1.2 | 1.2 | | | | |
| | 24-jul-01 | 17.5 | 81.0 | 5.5 | -354 | 3700 | 120.0 | 1.7905 | 1.4083 | 0.0466 | 94.0 | 0.0 | 13.1 | 377.6 | 39.2 | 10284.3 | 121.6 | 247.8 | 36.8 | 36.8 | 36.8 | 36.8 | 36.8 | 0.0 | 0.0 | 1.2 | 1.2 | | | | |
| | 21-aug-01 | 20.9 | 19.88 | 6.0 | -328 | 3300 | 79.0 | 2.670 | 1.990 | << | 360.4 | 2.9 | 22.3 | 580.1 | 33.5 | 8613.2 | 240.0 | 194.1 | 225.8 | 240.0 | 194.1 | 225.8 | 240.0 | 194.1 | 225.8 | << | << | 2.4 | 2.4 | | |
| | 9-okt-01 | 16.6 | 89.00 | 5.9 | -347 | 170.0 | 99.0 | << | << | << | 640.7 | << | 54.3 | 1314.1 | 35.9 | 9652.2 | 182.9 | 197.1 | 157.2 | << | << | << | << | << | << | << | << | << | << | << | |
| 20-nov-01 | 15.4 | 7.30 | 6.0 | -352 | 6500 | 18.0 | <0.003 | <0.003 | <0.003 | 744.4 | << | 61.6 | 866.6 | 44.7 | 11158.1 | 186.9 | 233.7 | 14.1 | 109.0 | 109.0 | 109.0 | 109.0 | << | << | << | << | << | << | << | | |
| II-2 | 18 | 28-aug-00 | 15.8 | 0.3 | 6.1 | -55 | 6500 | 0.0 | <0.003 | <0.003 | 2129.9 | 20.0 | 463.4 | 2287.3 | 49.3 | 16300.0 | 222.9 | 23.4 | 23.4 | 211.4 | 211.4 | 222.9 | 23.4 | 211.4 | <0.3 | <0.3 | 25.9 | 45.7 | | | |
| | 8-feb-01 | 15.3 | 2.8 | 5.9 | -307 | 4000 | 18.0 | <0.003 | <0.003 | 0.0 | 2468.0 | 21.0 | 241.0 | 1330.0 | 41.0 | 14943.0 | 222.9 | 23.4 | 23.4 | 211.4 | 211.4 | 222.9 | 23.4 | 211.4 | <0.3 | <0.3 | 25.9 | 45.7 | | | |
| | 13-feb-01 | 14.8 | 1.7 | 6.0 | -130 | 4000 | 18.0 | <0.003 | <0.003 | 0.0 | 2468.0 | 21.0 | 241.0 | 1330.0 | 41.0 | 14943.0 | 222.9 | 23.4 | 23.4 | 211.4 | 211.4 | 222.9 | 23.4 | 211.4 | <0.3 | <0.3 | 25.9 | 45.7 | | | |
| | 22-feb-01 | 14.6 | 1.8 | 5.8 | -227 | 4000 | 18.0 | <0.003 | <0.003 | 0.0 | 2468.0 | 21.0 | 241.0 | 1330.0 | 41.0 | 14943.0 | 222.9 | 23.4 | 23.4 | 211.4 | 211.4 | 222.9 | 23.4 | 211.4 | <0.3 | <0.3 | 25.9 | 45.7 | | | |
| | 21-mrt-01 | 14.6 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |

| Peil- buis te (m) | diep- te (m) | datum | temp(°C) | H2 (nM) | pH | Eh (mV) | Fe totaal (µg/l) | DOC (mg/l) | Azijnzuur (mmol/l) | Propionzuur (mmol/l) | Boterzuur (mmol/l) | Methaan (µg/l) | Ethaan (µg/l) | Etheen (µg/l) | VC (µg/l) | trans-DCE (µg/l) | cis-DCE+ 1,1-DCA (µg/l) | 1,1-DCA (µg/l) | 1,1-DCE (µg/l) | 1,2-DCA (µg/l) | 1,1,1-TCA (µg/l) | TCE (µg/l) | chloride (mg/l) | nitraat (mg/l) | nitriet (mg/l) | sulfaat (mg/l) | | |
|-------------------------|-----------------|-----------|-----------|-----------|------|---------|---------------------|---------------|-----------------------|-------------------------|-----------------------|-------------------|------------------|------------------|--------------|---------------------|----------------------------|-------------------|-------------------|-------------------|---------------------|---------------|--------------------|-------------------|-------------------|-------------------|------|-------|
| I-3 | 19 | 28-aug-00 | 16.4 | 0.3 | 6.1 | -57 | 8500 | 36.0 | <0.003 | <0.003 | <0.003 | 1416.7 | 31.6 | 460.5 | 1541.3 | 7.5 | 1764.3 | 219.0 | 219.0 | 188.5 | 3.4 | 157.9 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | 59.7 | |
| | | 8-feb-01 | 15.3 | 18.6 | 5.9 | -302 | 6000 | 0.1 | <0.003 | <0.003 | <0.003 | 2947.0 | 28.0 | 337.0 | 1290.0 | 44.0 | 15198.0 | 309.0 | 309.0 | 279.0 | 21.0 | 21.0 | 99.1 | <0.3 | <0.3 | 42.1 | | |
| | | 13-feb-01 | 15.0 | 40.0 | 6.0 | -112 | 6000 | <0.003 | <0.003 | <0.003 | 3921.0 | 23.0 | 507.0 | 2026.0 | 41.0 | 14283.0 | 313.0 | 1100.0 | 178.4 | 178.4 | 271.0 | 23.0 | 23.0 | 99.1 | <0.3 | <0.3 | 14.3 | |
| | | 22-feb-01 | 14.9 | 0.8 | 5.9 | -181 | 6000 | 0.1 | <0.003 | <0.003 | <0.003 | 4111.8 | n.d. | 601.0 | 3301.3 | n.d. | 11575.1 | 114.1 | n.d. | 114.1 | n.d. | n.d. | n.d. | 147.6 | <0.3 | <0.3 | 10.1 | |
| | | 21-mrt-01 | 14.3 | 0.3 | 5.6 | -289 | 6000 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1293.4 | 10.6 | 157.0 | 1147.1 | 0.0 | 7655.8 | 136.0 | 136.0 | 114.1 | 515.2 | 143.5 | 0.0 | 147.6 | 0.1 | 0.1 | 21.6 | |
| | | 15-mei-01 | 16.3 | 4.5 | 6.0 | -318 | 1600 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 2129.5 | 16.2 | 345.5 | 997.0 | 0.0 | 12125.6 | 138.0 | 138.0 | 136.0 | 136.0 | 179.8 | 0.0 | 147.6 | 0.1 | 0.1 | 29.4 | |
| | | 13-jun-01 | 16.6 | 0.4 | 5.9 | -349 | 1600 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1096.1 | 7.8 | 115.8 | 1092.5 | 10.7 | 9016.9 | 136.0 | 136.0 | 136.0 | 136.0 | 179.8 | 0.0 | 147.6 | 0.1 | 0.1 | 29.4 | |
| | | 24-jul-01 | 17.2 | 195.0 | 5.4 | -360 | 5000 | 0.0584 | 0.0133 | 0.0965 | 0.0133 | 2329.7 | 15.1 | 223.1 | 1305.1 | 22.8 | 10297.3 | 132.9 | 132.9 | 132.9 | 132.9 | 124.9 | 11.9 | 148.0 | << | << | << | 30.0 |
| | | 21-aug-01 | 18.6 | 47.16 | 5.9 | -316 | 4800 | 12.0 | 0.016 | 0.16 | 0.016 | 3305.3 | << | 1132.6 | 2762.3 | 13.2 | 4940.3 | 41.1 | 430.3 | 41.1 | 430.3 | 189.1 | << | 129.0 | << | << | << | << |
| | | 9-okt-01 | 16.7 | 9.00 | 6.0 | -358 | 4100 | 210.0 | 3.620 | 3.920 | 0.016 | 8.1 | 0.0 | 0.0 | 13.9 | 0.0 | 53.7 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 47.9 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | 112.7 |
| | | 20-nov-01 | 15.3 | 2.50 | 5.9 | -353 | 4100 | 210.0 | 3.620 | 3.920 | 0.016 | 8.1 | 0.0 | 0.0 | 13.9 | 0.0 | 53.7 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 47.9 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | 112.7 |
| | | 8-feb-01 | 13-feb-01 | 13-feb-01 | 15.1 | 0.1 | 5.2 | -296 | 1200 | 2.050 | 1.290 | << | n.d. | n.d. | n.d. | n.d. | n.d. | n.d. | 803.3 | n.d. | n.d. | n.d. | n.d. | 67.2 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | 84.7 |
| | | 11-apr-01 | 11-apr-01 | 11-apr-01 | 16.6 | 150.0 | 6.1 | -374 | 4900 | 12.0 | 2.050 | 1.290 | << | 455.0 | << | 44.1 | 1009.9 | 30.9 | 8071.6 | 157.2 | 157.2 | 225.4 | << | 111.0 | << | << | 16.4 | |
| 9-okt-01 | 28-aug-00 | 8-feb-01 | 16.4 | 0.3 | 6.3 | -66 | 4900 | 10.0 | 0.013 | << | << | 13.7 | 0.0 | 0.0 | 36.5 | 28.2 | 7619.7 | 212.6 | 212.6 | 212.6 | 97.0 | 93.6 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | 63.4 | | |
| 13-feb-01 | 13-feb-01 | 13-feb-01 | 15.5 | 0.3 | 6.0 | -332 | 5500 | 10.0 | 0.013 | << | << | n.d. | n.d. | n.d. | n.d. | n.d. | 658.9 | n.d. | 214.3 | n.d. | n.d. | 71.4 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | 92.9 | | |
| 22-feb-01 | 11-apr-01 | 11-apr-01 | 16.6 | 0.5 | 6.4 | -328 | 5500 | 10.0 | 0.013 | << | << | 23.4 | << | << | 226.6 | << | 711.3 | n.d. | 17.2 | << | << | 68.0 | << | << | << | 99.2 | | |
| 9-okt-01 | 28-aug-00 | 8-feb-01 | 16.6 | 0.4 | 6.2 | -19 | 5500 | 10.0 | 0.013 | << | << | 59.8 | 0.0 | 1.5 | 181.5 | 37.1 | 3796.1 | 548.2 | 33.5 | 548.2 | 33.5 | 91.1 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | 77.9 | | |
| 13-feb-01 | 13-feb-01 | 13-feb-01 | 15.5 | 2.4 | 5.7 | -347 | 9000 | 12.0 | 2.240 | 1.210 | << | n.d. | n.d. | n.d. | n.d. | n.d. | 464.5 | n.d. | 214.3 | n.d. | n.d. | 71.4 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | 92.9 | | |
| 22-feb-01 | 11-apr-01 | 11-apr-01 | 16.8 | 15.0 | 6.1 | -316 | 9000 | 12.0 | 2.240 | 1.210 | << | 703.1 | << | 60.6 | 1467.4 | 37.3 | 9637.5 | 170.4 | 170.4 | 161.3 | << | 117.0 | << | << | << | 5.8 | | |
| 9-okt-01 | 28-aug-00 | 8-feb-01 | 15.3 | 0.1 | 5.6 | -185 | 9000 | 12.0 | 2.240 | 1.210 | << | 7.8 | 0.0 | 1.5 | 9.1 | 0.0 | 33.1 | n.d. | 17.2 | << | 0.0 | 0.0 | 47.0 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | 98.2 | |
| 13-feb-01 | 13-feb-01 | 13-feb-01 | 15.4 | 0.1 | 5.1 | -306 | 3400 | 10.0 | << | 0.021 | << | n.d. | n.d. | n.d. | n.d. | n.d. | 419.3 | n.d. | 214.3 | n.d. | n.d. | 71.4 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | 107.3 | | |
| 22-feb-01 | 11-apr-01 | 11-apr-01 | 16.6 | 0.3 | 5.9 | -80 | 3400 | 10.0 | << | 0.021 | << | 14.8 | << | << | 84.5 | << | 392.1 | n.d. | 17.2 | << | << | 155.0 | << | << | << | 114.8 | | |
| 9-okt-01 | 28-aug-00 | 8-feb-01 | 16.4 | 0.3 | 6.4 | -40 | 3400 | 10.0 | << | 0.021 | << | 12.5 | 0.0 | 5.3 | 175.8 | 0.0 | 895.5 | 548.2 | 33.5 | 548.2 | 33.5 | 91.1 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | 90.9 | | |
| 13-feb-01 | 13-feb-01 | 13-feb-01 | 15.4 | 0.2 | 6.0 | -350 | 6500 | 130.0 | 1.760 | 1.300 | << | n.d. | n.d. | n.d. | 112.3 | n.d. | 185.5 | n.d. | 214.3 | n.d. | n.d. | 71.4 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | 117.4 | | |
| 22-feb-01 | 11-apr-01 | 11-apr-01 | 16.8 | 0.3 | 6.3 | -105 | 6500 | 130.0 | 1.760 | 1.300 | << | 8.5 | << | << | 113.4 | << | 149.0 | n.d. | 17.2 | << | << | 22.6 | 72.0 | << | << | 140.1 | | |
| 9-okt-01 | 28-aug-00 | 8-feb-01 | 16.3 | 0.3 | 6.2 | -54 | 310 | 7.5 | << | << | << | 84.3 | 1.9 | 15.2 | 464.5 | 31.0 | 4123.4 | 304.1 | 304.1 | 304.1 | 23.6 | 82.7 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | 81.9 | | |
| 13-feb-01 | 13-feb-01 | 13-feb-01 | 15.0 | 0.2 | 5.9 | -94 | 310 | 7.5 | << | << | << | n.d. | n.d. | n.d. | 112.3 | n.d. | 185.5 | n.d. | 214.3 | n.d. | n.d. | 71.4 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | 117.4 | | |
| 22-feb-01 | 11-apr-01 | 11-apr-01 | 15.3 | 0.2 | 5.6 | -369 | 6500 | 130.0 | 1.760 | 1.300 | << | 121.0 | n.d. | n.d. | 449.6 | n.d. | 11380.0 | 384.4 | 384.4 | n.d. | n.d. | 106.0 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | 76.5 | | |
| 9-okt-01 | 28-aug-00 | 8-feb-01 | 16.5 | 0.6 | 6.2 | -17 | 6500 | 130.0 | 1.760 | 1.300 | << | 89.9 | << | 88.8 | 2275.6 | 33.5 | 8335.9 | 138.8 | 138.8 | 131.5 | << | 130.0 | << | << | << | 6.8 | | |
| 13-feb-01 | 13-feb-01 | 13-feb-01 | 16.5 | 0.4 | 6.5 | -55 | 3800 | 140.0 | 2.020 | 1.390 | << | 9.6 | 0.0 | 0.0 | 2.1 | 0.0 | 30.6 | 304.1 | 304.1 | 304.1 | 23.6 | 82.7 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | 74.0 | | |
| 22-feb-01 | 11-apr-01 | 11-apr-01 | 15.0 | 0.3 | 5.8 | -146 | 3800 | 140.0 | 2.020 | 1.390 | << | 26.0 | 0.0 | 0.0 | 3.0 | 0.0 | 55.0 | n.d. | 214.3 | n.d. | n.d. | 71.4 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | 71.7 | | |
| 9-okt-01 | 28-aug-00 | 8-feb-01 | 15.2 | 0.1 | 5.5 | -293 | 3800 | 140.0 | 2.020 | 1.390 | << | 47.9 | n.d. | n.d. | n.d. | n.d. | 49.1 | n.d. | 214.3 | n.d. | n.d. | 71.4 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | 49.1 | | |
| 13-feb-01 | 13-feb-01 | 13-feb-01 | 17.4 | 49.0 | 6.0 | -373 | 3800 | 140.0 | 2.020 | 1.390 | << | 654.6 | << | 55.1 | 1280.2 | 37.6 | 9663.7 | 171.3 | 171.3 | 185.4 | << | 125.0 | << | << | << | 1.6 | | |
| 9-okt-01 | 28-aug-00 | 8-feb-01 | 16.5 | 0.4 | 6.5 | -55 | 3800 | 140.0 | 2.020 | 1.390 | << | 13.3 | 0.0 | 0.0 | 13.6 | 0.0 | 1151.5 | 31.0 | 31.0 | 31.0 | 13.6 | 98.6 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | 69.5 | | |
| 13-feb-01 | 13-feb-01 | 13-feb-01 | 16.6 | 3.2 | 6.0 | -365 | 3800 | 140.0 | 2.020 | 1.390 | << | 632.3 | << | 41.8 | 1573.6 | 24.3 | 7215.5 | 128.9 | 128.9 | 124.4 | 7.2 | 132.0 | << | << | << | 14 | | |
| 9-okt-01 | 28-aug-00 | 8-feb-01 | 17.0 | 35.5 | 6.1 | -368 | 3800 | 140.0 | 2.020 | 1.390 | << | 704.0 | << | 59.0 | 1566.1 | 35.0 | 9266.2 | 173.9 | 173.9 | 162.6 | << | 125.0 | << | << | << | 2.4 | | |
| 13-feb-01 | 13-feb-01 | 13-feb-01 | 16.3 | 0.2 | 5.8 | -292 | 3800 | 140.0 | 2.020 | 1.390 | << | 99.0 | << | << | << | << | 16.8 | << | << | << | << | 139.0 | << | << | << | 63 | | |
| 9-okt-01 | 28-aug-00 | 8-feb-01 | 16.4 | 0.3 | 6.0 | -332 | 3800 | 140.0 | 2.020 | 1.390 | << | 30.3 | << | << | << | << | 43.5 | << | << | << | << | 119.0 | << | << | << | 55.6 | | |
| 13-feb-01 | 13-feb-01 | 13-feb-01 | 16.6 | 2.2 | 6.1 | -302 | 3800 | 140.0 | 2.020 | 1.390 | << | 730.4 | << | 81.8 | 2816.2 | 24.2 | 6866.2 | 103.3 | 103.3 | 87.3 | << | 135.0 | << | << | << | 3.8 | | |

Overzicht van acties en doseringen van de proefsanering

| datum | overzicht kg's | | | | | | | | nodig voor 1*reductie | | | |
|-------------------------|----------------|------------|--------------|--------------|-------------|-------------|----------------|----------------|-----------------------|-------------|-------------|-------------|
| | methanol | | lactaat** | | G31 | | eeq's | | totaal eeq's | I | II | totaal |
| | I | II | I | II | I | II | I | II | | 1575 | 525 | overmaat |
| overmaat: | | | | | | | | | | | | |
| 7-2-01 | 1,5 | 0,5 | 11 | 4 | 16,5 | 6 | 2645,5 | 953,5 | 3599 | 1,7 | 1,8 | 1,7 |
| 14-5-01 | | | 10 | 5,5 | 1 | 0,5 | 1142 | 624,5 | 1766,5 | 0,7 | 1,2 | 2,7 |
| 26-6-01 | | | 5 | 3,5 | 1 | 1 | 607 | 446,5 | 1053,5 | 0,4 | 0,9 | 3,3 |
| 11-7-01 bulkdosering | | | 156 | 64 | 20 | 8 | 18132 | 7424 | 25556 | 11,5 | 14,1 | 16,1 |
| 26-7-01 | | | 10 | 5 | 1 | 0,5 | 1142 | 571 | 1713 | 0,7 | 1,1 | 17,1 |
| 21-8-01 | | | 30 | 5 | 1,5 | 0 | 3318 | 535 | 3853 | 2,1 | 1,0 | 18,6 |
| 10-9-01 | | | 60 | 10 | 3 | 0,5 | 6636 | 1106 | 7742 | 4,2 | 2,1 | 21,8 |
| 1-10-01 | | | 60 | 10 | 3 | 0,5 | 6636 | 1106 | 7742 | 4,2 | 2,1 | 24,9 |
| 22-10-01 | | | 50 | 10 | 2,5 | 0,5 | 5530 | 1106 | 6636 | 3,5 | 2,1 | 27,7 |
| 12-11-01 | | | 40 | 10 | 2 | 0,5 | 4424 | 1106 | 5530 | 2,8 | 2,1 | 30,2 |
| 3-12-01 | | | | | | | 0 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | 30,2 |
| totaal | 1,5 | 0,5 | 432,0 | 127,0 | 51,5 | 18,0 | 50212,5 | 14978,5 | 65191,0 | 31,9 | 28,5 | 30,2 |

** lactaat 100 %, doorgaans wordt % oplossing gebruikt, 60 % Na-lac bevat 48 % lactaat

| datum | mengschema in kg's | | | | | |
|-------------------------|--------------------|-------------|--------------|--------------|-------------|--------------|
| | I | | | II | | |
| | Na-lac | G31 | water | Na-lac | G31 | water |
| 7-2-2001 (met methanol) | 22,9 | 16,5 | 22,9 | 8,3 | 6,0 | 8,3 |
| 14-5-01 | 20,8 | 1,0 | 20,8 | 11,5 | 0,5 | 11,5 |
| 26-6-01 | 10,4 | 1,0 | 10,4 | 7,3 | 1,0 | 7,3 |
| 11-7-01 bulkdosering | 325,0 | 20,0 | 325,0 | 133,3 | 8,0 | 133,3 |
| 26-7-01 | 20,8 | 1,0 | 20,8 | 10,4 | 0,5 | 10,4 |
| 21-8-01 | 62,5 | 1,5 | 62,5 | 10,4 | 0,0 | 10,4 |
| 10-9-01 | 125,0 | 3,0 | 125,0 | 20,8 | 0,5 | 20,8 |
| 1-10-01 | 125,0 | 3,0 | 125,0 | 20,8 | 0,5 | 20,8 |
| 22-10-01 | 104,2 | 2,5 | 104,2 | 20,8 | 0,5 | 20,8 |
| 12-11-01 | 83,3 | 2,0 | 83,3 | 20,8 | 0,5 | 20,8 |
| 3-12-01 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 |
| totaal | 900,0 | 51,5 | 900,0 | 264,6 | 18,0 | 264,6 |

Injectieregime bij bulkdosering

Systeem I: 3 dagen bij 4 m³/uur, dosering zo snel mogelijk.

Systeem II: 24 uur bij 2 m³/uur, dosering in eerste 20 uur.

Injectie bij onderhoudsdosering (vanaf 10-9-2001)

Systeem I: 72 uur bij 4 m³/uur en onderhoudsoplossing in 20 - 24 uur.

Systeem II: 8 uur bij 2 m³/uur en onderhoudsoplossing in eerste 6 uur.

BIJLAGE C

ACHTERGROND VAN DE GRONDWATER- EN STOFTRANSPORTMODELLERING

C1 Inleiding

In deze bijlage wordt een beschrijving gegeven van de grondwater- en stoftransportmodellering die is uitgevoerd in het kader van fase 2 van het project "Intrinsieke biorestauratie binnen een omvangrijke CKW-verontreiniging". Voor de toepassing van een grondwatermodel binnen het onderzoeksproject kunnen de volgende redenen worden genoemd:

- Met een grondwatermodel kunnen ruimtelijke invloeden zoals veranderingen in de geohydrologische situatie (stromingsrichting, stroomsnelheid) als gevolg van eventueel te treffen geohydrologische maatregelen inzichtelijk worden gemaakt.
- Met een grondwatermodel kan de invloed van (een toekomstige verandering in) randvoorwaarden zoals oppervlaktewater, neerslagoverschot en grondwateronttrekkingen op de geohydrologische situatie worden beoordeeld.
- Met het model kan tevens aanvullend inzicht worden verkregen in de huidige (en eventuele toekomstige rest-) verspreiding van verontreinigingen. Het opgestelde grondwatermodel dient dan als uitgangspunt of basis voor een stoftransportmodel.
- Met het grondwatermodel kunnen berekeningen worden gedaan ten behoeve van de inrichting van het te plaatsen bioscherm.

Hiertoe is in eerste instantie een regionaal basismodel opgesteld en gekalibreerd. Voor de stoftransportberekeningen en de berekeningen ten behoeve van het bioscherm is vervolgens gedetailleerd voor het DAF-terrein.

In deze bijlage worden achtereenvolgens behandeld:

- geohydrologische situatie;
- opstellen en kalibratie van het regionale grondwatermodel;
- detaillering ten behoeve van stoftransportberekeningen en berekeningen van het bioscherm;
- kalibratie van het detailmodel;
- resultaten van de berekeningen ten behoeve van de inrichting van het bioscherm;
- opbouw van het stoftransportmodel;
- kalibratie van het stoftransportmodel;
- resultaten van scenarioberekeningen.

C2 Geohydrologie

C2.1 Inleiding

In deze paragraaf wordt de geohydrologische situatie ter plaatse en in de omgeving van het DAF-terrein besproken. Voor de regionale beschrijving is met name gebruik gemaakt van de volgende informatiebronnen:

- Grondwaterkaart van Nederland, kaartblad 51 Oost. Dienst Grondwaterverkenning TNO, Delft, december 1972 [1].
- Gegevens uit REGIS (REgionaal Geohydrologisch InformatieSysteem) van TNO-NITG.
- Gegevens uit OLGA (Online Grondwaterarchief, thans DINO geheten) van TNO-NITG.

Voor de lokale situatie is gebruikgemaakt van gegevens uit eerder uitgevoerd (terrein)onderzoek, zoals is beschreven in:

- Verkennend onderzoek bedrijfsterrein DAF Geldropseweg Eindhoven. Grontmij Advies & Techniek bv, Zeist, mei 1993 [2].
- Saneringsplan beitselij bedrijfsterrein DAF-Trucks NV Geldropseweg te Eindhoven. Grontmij afdeling Milieu, Eindhoven, mei 1995 [3].
- Interim rapportage DAF-Trucks te Eindhoven, onderdeel Nader Onderzoek. Grontmij Zuid bv, Eindhoven, maart 1996 [4].
- Intrinsieke biorestauratie binnen een omvangrijke CKW-verontreiniging - Fase 1: Veldkarakterisatie en laboratoriumonderzoek. Ras, N. van, J.T.C. Grotenhuis, J.L.A. Slenders, A.A.M. Langenhoff, J. Ter Meer en P.A.A. Verhaagen, CUR/NOBIS-rapport 95-2-09, CUR/NOBIS, Gouda, maart 2000 [5].

Tevens is in het kader van fase 2 aanvullend terreinonderzoek uitgevoerd, waaronder de boringen C64 t/m C67 (zie bijlage A).

C2.2 *Bodemopbouw*

Het onderzoeksgebied wordt regionaal gekenmerkt door een relatief sterk geaccidenteerd terrein. De maaiveldhoogte varieert tussen circa NAP +15,0 m in het noorden van het onderzoeksgebied tot circa NAP +25,0 m in het zuiden. Ter hoogte van het DAF-terrein is de maaiveldhoogte circa NAP +19,8 m.

Van maaiveld tot circa NAP -10,0 m wordt een afwisseling van kleilig zand, zandige leem, klei en veen aangetroffen. De textuur van het zand loopt uiteen van uiterst fijn tot matig fijn. Over het algemeen is het zand humusarm tot matig humeus. Leemlagen komen voor tussen circa 12 en 15 m-mv en tussen 20 en 23 m-mv, maar zijn niet overal aaneengesloten (zie bijvoorbeeld fig. 44 in [5]). Ook de veenlagen zijn niet lateraal te vervolgen.

Van circa NAP -10,0 m tot circa NAP -60,0 m wordt een zandpakket aangetroffen, waarin zich sporadisch niet aangesloten leemlagen met een maximale dikte van circa 0,5 m bevinden. De textuur van het zand loopt uiteen van matig fijn tot matig grof. De zandlagen bevatten grindige bijmengingen (maximaal 21 %).

Van circa NAP -60,0 m tot minimaal NAP -130,0 m wordt een afwisseling van fijn slibhoudend zand en klei aangetroffen.

C2.3 *Geohydrologische schematisatie*

Door middel van een geohydrologische schematisatie wordt een indruk verkregen van de opbouw van de ondergrond en de bijbehorende geohydrologische parameters.

Bij een geohydrologische schematisatie worden watervoerende pakketten en slecht doorlatende (scheidende) lagen onderscheiden. In een watervoerend pakket (wvp) treedt een overwegend horizontale grondwaterstroming op en in een scheidende laag een hoofdzakelijk verticale grondwaterbeweging. Watervoerende pakketten worden beschreven door middel van het doorlaatvermogen (kD). Dit is het product van de horizontale doorlatendheid (k_h) en de verzadigde dikte van het pakket (D). Waterscheidende of slecht doorlatende lagen (sdl) worden beschreven aan de hand van een hydraulische weerstand of c -waarde, welke het quotiënt is van de dikte van de scheidende laag (D) en de verticale doorlatendheid (k_v).

Op grond van de hiervoor beschreven opbouw van de ondergrond (lithostratigrafie) kunnen geohydrologische eenheden in de vorm van watervoerende pakketten en slecht doorlatende lagen worden onderscheiden.

Van maaiveld tot circa NAP -10 m: Slecht doorlatende deklaag

Geologisch gezien wordt de slecht doorlatende deklaag, bestaande uit een afwisseling van zand, leem, klei en veen, gerekend tot de Formaties van Twente, Asten en Eindhoven. Deze in combinatie voorkomende Formaties worden ook wel de Nuenen-groep genoemd. Als gevolg van de sterk wisselende bodemopbouw van de deklaag is zowel regionaal als lokaal gezien de hydraulische weerstand van de deklaag sterk variabel. Uit [1] worden waarden tussen 50 en 3.000 d afgeleid.

Van circa NAP -10,0 m tot circa NAP -60,0 m: Eerste watervoerende pakket

De zandige afzettingen die het eerste watervoerende pakket vormen worden geologisch gerekend tot de Formaties van Veghel en Sterksel. De dikte van het eerste watervoerende pakket bedraagt regionaal gezien circa 50 à 55 m, het doorlaatvermogen varieert tussen circa 1.500 en 2.500 m²/d [1]. Het bovenste deel van het watervoerende pakket is over het algemeen minder grofzandig ontwikkeld.

Van circa NAP -60,0 m tot minimaal NAP -130,0 m: Eerste scheidende laag

De eerste scheidende laag wordt gevormd door een dik pakket fijne slibhoudende zanden en kleien die tot de Formaties van Kedichem en Tegelen (Tegelen klei) wordt gerekend. Door de relatief grote dikte en de lithologische samenstelling biedt de eerste scheidende laag een grote weerstand tegen verticale grondwaterstroming. Hierdoor wordt de eerste scheidende laag als hydrologische basis voor dit onderzoek beschouwd.

C2.4 *Verticale anisotropie*

Fluviatiele en eolische processen die zich voordoen in een sedimentair milieu kunnen leiden tot het ontstaan van verticale gelaagdheid in een bodemprofiel. Verticale gelaagdheid in een bodemprofiel resulteert in een hogere doorlaatfactor in het horizontale vlak (k_x , k_y) dan in het verticale vlak (k_z). De verhouding tussen de horizontale en de verticale doorlaatfactor wordt de verticale anisotropiefactor genoemd. Deze verticale anisotropiefactor valt voor fluviaatiele en eolische afzettingen overwegend in de range van 2 - 10 met uitschieters naar 100 voor lagen waar kleilagen worden aangetroffen [6]. Voor het onderzoeksgebied is in eerste instantie een anisotropiefactor aangehouden van 2 (-).

C2.5 *Grondwateraanvulling*

Grondwateraanvulling is gedefinieerd als de *netto* hoeveelheid neerslag die het grondwater bereikt. Bij de bepaling van de grondwateraanvulling wordt normaal gesproken de hoeveelheid evapotranspiratie afgetrokken van de hoeveelheid neerslag. Bij dit onderzoek zijn voor de grondwateraanvulling drie typen landgebruik onderscheiden die van belang zijn bij de grondwatermodellering: grasland, dennenbos en stedelijk gebied.

In figuur C1 is voor de periode 1990 - 1998 de hoeveelheid neerslag en evapotranspiratie ter plaatse van het meteostation De Bilt gegeven.

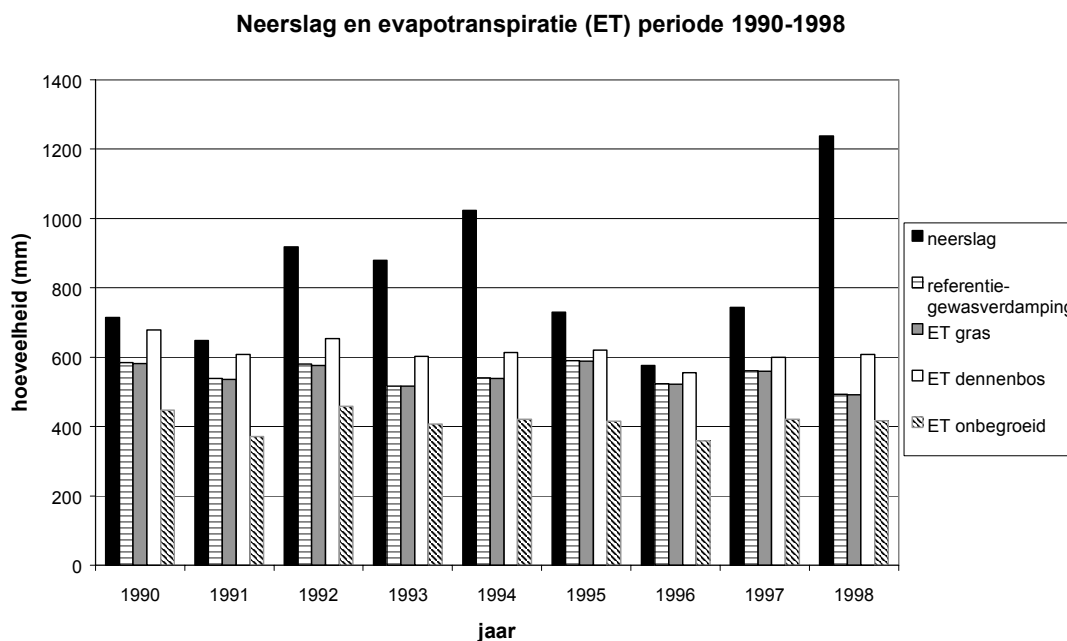


Fig. C1. Neerslag en evapotranspiratie over de periode 1990 - 1998 (bron: KNMI, Alterra).

In tabel C1 is een samenvatting weergegeven van de bij dit onderzoek gehanteerde waarden voor de grondwateraanvulling. De grondwateraanvulling in het onderzoeksgebied is bepaald voor de periode 1992 - 1999. In deze periode bedroegen de neerslag en verdamping in het onderzoeksgebied respectievelijk 756 en 567 mm/jaar. Voor de bepaling van de grondwateraanvulling bij dennenbos en grasland zijn de gemiddelde verhoudingen tussen referentiegewasverdamping en verdamping van deze landgebruikstypen, die zich voordoet in De Bilt (zie fig. C1), lineair doorgevoerd voor het onderzoeksgebied. De bepaling van evapotranspiratie voor stedelijk gebied is relatief moeilijk, omdat een gedeelte van het neerslagwater direct wordt afgevoerd naar het riool en een gedeelte relatief gemakkelijk verdampt vanaf verhard oppervlak wat niet is aangesloten op het riool. Gehrels [7] berekent de grondwateraanvulling in stedelijk gebied op basis van een 'gewasfactor' voor bebouwing van 0,57 (voor Penman openwaterverdamping E_o^{MOW}) en een 'interceptiefactor' (= afstroming naar riool) van 0,23. Uitgaande van een gemiddelde referentiegewasverdamping (E_r) van 567 mm/jaar (zie fig. C1) en een verhouding tussen E_o^{MOW} en E_r van 1,2 wordt voor stedelijk gebied een grondwateraanvulling van circa 76 mm/jaar berekend.

Tabel C1. Gemiddelde grondwateraanvulling over de periode 1992 - 1999.

| | grondwateraanvulling (mm/jaar) |
|------------------|--------------------------------|
| grasland | 188 |
| dennenbos | 50 |
| stedelijk gebied | 76 |

C2.6 Oppervlaktewater

In het gebied direct rondom het DAF-terrein bevindt zich geen permanent watervoerend slotenstelsel met een beheerst oppervlaktewaterpeil. Wel is direct aan de noordzijde van het DAF-terrein het Eindhovensch Kanaal gelegen en bevinden zich in de wijde omgeving van het gebied onder meer de Dommel, Kleine Dommel en Tongelreep.

Bij het Waterschap De Dommel zijn van de bovengenoemde waterlopen de dagelijks gemeten peilen van de periode 1992 - 1999 opgevraagd. Deze zijn gemiddeld voor de periode 1992 - 1999 en weergegeven in tabel C2. Het peil van het Eindhovensch Kanaal ter hoogte van het DAF-terrein bedraagt gemiddeld NAP +18,34 m.

Tabel C2. Gemiddelde peilen van waterlopen in de omgeving van Eindhoven over de periode 1992 - 1999.

| peilschaal | locatie | X-coördinaat | Y-coördinaat | gemiddeld peil 1992 - 1999 (m t.o.v. NAP) |
|------------|--|--------------|--------------|---|
| 011 | Boven Dommel, Soeterbeek (Nuenen), Boven Brug | 163.530 | 386.637 | 12,55 |
| 294 | Dommel, Eindhoven, Bij R.W.Z.I. | 162.753 | 385.562 | 12,92 |
| 139 | Boven Dommel, Eindhoven, Boven Brug/Stuw | 161.691 | 383.973 | 14,33 |
| 086 | Boven Dommel, Eindhoven, Onder Brug | 161.834 | 383.168 | 14,49 |
| 293 | Kleine Dommel, Eindhoven, (Eeneind), Beneden Watermolen | 165.526 | 384.052 | 14,68 |
| 062 | Boven Dommel, Eindhoven, Boven Stuw/Brug | 161.462 | 382.742 | 15,01 |
| 142 | Boven Dommel, Eindhoven, Samenkomst Tongelreep | 161.184 | 382.047 | 15,11 |
| 115 | Kleine Dommel, Nuenen, Boven Watermolen | 165.490 | 384.009 | 15,63 |
| 007 | Boven Dommel, Eindhoven, Boven Stuw/Watermolen | 160.711 | 381.500 | 15,87 |
| 006 | Dommel, Eindhoven, Beneden Stuw (Verdeelwerk) | 159.250 | 380.452 | 15,92 |
| 005 | Dommel, Eindhoven, Boven Stuw (Verdeelwerk) | 159.235 | 380.449 | 16,15 |
| 302 | Tongelreep, Waalre, Boven Duiker | 161.257 | 379.528 | 16,30 |
| 227 | Tongelreep, Aalst, Beneden Brug | 161.591 | 378.640 | 17,09 |
| 292 | Kleine Dommel, Heeze, Beneden Stuw | 168.357 | 379.219 | 17,17 |
| 291 | Kleine Dommel, Heeze, Boven Stuw | 168.365 | 379.190 | 17,72 |

De bovengenoemde waterlopen zijn allemaal in meer of mindere mate ingesneden in de deklaag. Dit betekent dat de freatische grondwaterstanden in de directe omgeving van deze waterlopen in zekere mate worden bepaald door het oppervlaktewaterpeil. De mate van beïnvloeding is hierbij grof gesteld afhankelijk van het verschil tussen oppervlaktewaterpeil en grondwaterpeil en de lithologische eigenschappen van het materiaal waarin de waterloop is ingesneden.

C2.7 Grondwateronttrekkingen

Binnen het onderzoeksgebied bevinden zich 18 locaties waar in de periode 1992 - 1999 grondwater werd onttrokken. Relatief grote hoeveelheden grondwater werden onttrokken bij de winningen van de Waterleidingmaatschappij Oost-Brabant (WOB). Voor de periode 1992 - 1999 zijn de gemiddelde onttrokken hoeveelheden grondwater per dag bepaald. In tabel C3 zijn van de 18 locaties de ligging, de filterdiepte en de onttrokken hoeveelheid grondwater weergegeven.

Tabel C3. Gegevens van grondwateronttrekkingen in de omgeving van Eindhoven (bron: Provincie Noord-Brabant).

| naam bedrijf | X-coördinaat | Y-coördinaat | filterstelling (m-mv) | filter in wvp | gemiddeld ont-trekkingsdebiet 1992 - 1999 (m ³ /d) |
|--------------------------------------|--------------|--------------|-----------------------|---------------|---|
| Deli Htl Tabak | 163650 | 382830 | 35 - 75 | 1 | 180 |
| Rentex Morgenlicht BV | 161540 | 387630 | ?? - 48 | 1 | 182 |
| Campina Melkunie | 163030 | 382800 | 30 - 91 | 1 | 2.349 |
| Onttrekking Vredeoord | 159660 | 385520 | 35 - 90 | 1 | 8.634 |
| Transportbeton Eindhoven BV | 164420 | 382730 | 45 - 65 | 1 | 34 |
| Pompstation Aalsterweg | 161260 | 380200 | 24 - 83 | 1 | 8.872* |
| | | | 180 - 279 | 2 | 11.533* |
| Technische Universiteit Eindhoven | 161880 | 384300 | 35 - 80 | 1 | 3.111 |
| TUE/auditorium koude-warmteopslag | 161800 | 384300 | | 1? | 89 |
| GGZE | 159130 | 386540 | 41 - 80 | 1 | 182 |
| Heuvelgalerie koude-warmteopslag | 161500 | 383300 | | 1? | 351 |
| Competence Centre koude-warmteopslag | 161500 | 384400 | | 1? | 304 |
| Diaconessenhuis koude-warmteopslag | 161900 | 384940 | 30 - 49 | 1 | 468 |
| Klima Termotech BV | 163660 | 382820 | ?? | ?? | 3 |
| Leo Schellens BV | 161800 | 382980 | ?? - 22 | 1 | 97 |
| Van de Ven en co Handelsmij | 160360 | 383370 | ?? - 42 | 1 | 7 |
| Wegstation Heeze | 167370 | 379650 | 32 - 42 | 1 | 3 |
| Vakantiepark 't Wolfsven | 168580 | 383060 | 24 - 32 | 1 | 44 |
| Pompstation Groote Heide | 164820 | 378600 | 178 - 260 | 2 | 2.707 |

* De exacte hoeveelheden onttrokken grondwater per watervoerend pakket zijn niet bekend; de genoemde hoeveelheden zijn schattingen van de WOB.

G2.8 Grondwaterstroming

Voor de bepaling van de regionale grondwaterstroming in het onderzoeksgebied zijn stijghoogtegegevens opgevraagd uit OLGA (Online Grondwater Archief, thans DINO geheten) van TNO-NITG. In figuur C2 zijn de gemiddelde stijghoogten in het eerste watervoerende pakket over de periode 1992 - 1999 weergegeven, waarbij door middel van een interpolatie een beeld wordt gegeven van de stromingsrichting van het grondwater.

Uit figuur C2 kan worden afgeleid dat de stromingsrichting van het grondwater in het eerste watervoerende pakket globaal zuidoost-noordwest is. Duidelijk zichtbaar is de invloed van de grondwateronttrekking Aalsterweg van de WOB.

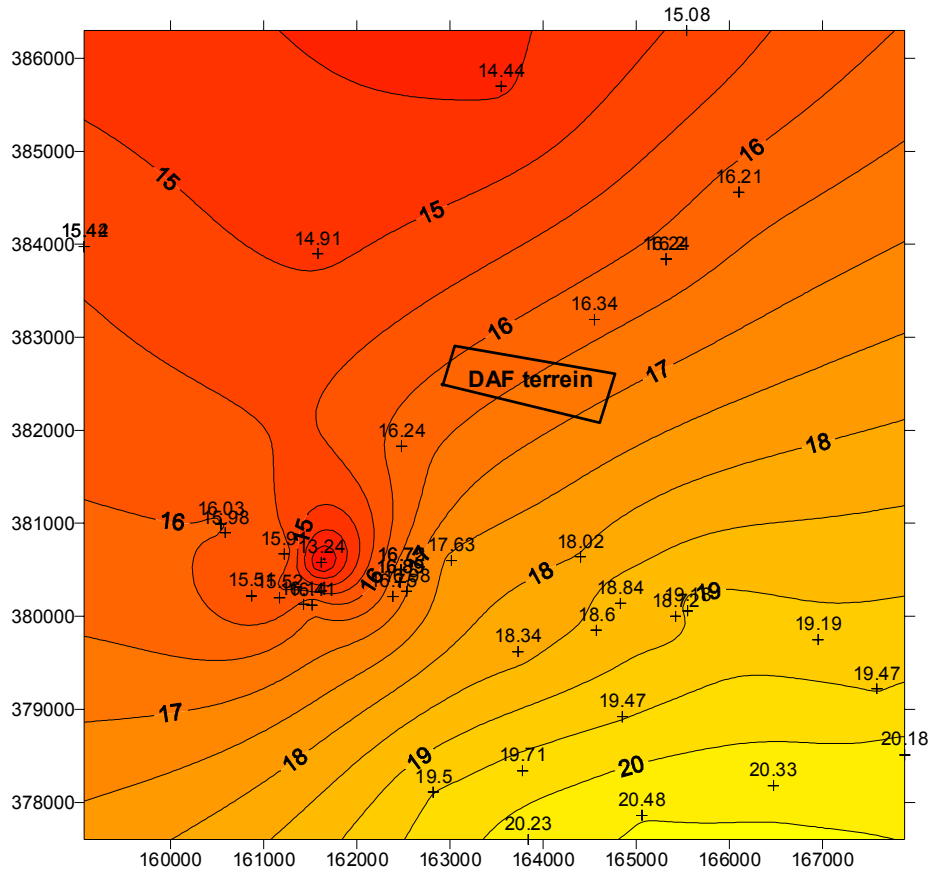


Fig. C2. Isohyphenverloop in het eerste watervoerende pakket over de periode 1992 - 1999 (interpolatie op basis van kriging). Tevens is de locatie van het DAF-terrein weergegeven.

Op basis van het isohypsenpatroon¹ kan de regionale stroomsnelheid van het grondwater in het eerste watervoerende pakket worden bepaald. Hiervoor wordt de Wet van Darcy gebruikt:

$$v = -k \cdot i$$

waarin:

- v is de filtersnelheid (m/d);
- k is de doorlaatfactor (m/d);
- i is het stijghoogteverval (m/m).

Het minusteken in deze vergelijking geeft aan dat stroming in de richting van afnemende potentiaal is. Voor de bepaling van de daadwerkelijke stroomsnelheid dient de filtersnelheid gedeeld te worden door de porositeit:

$$v_e = \frac{v}{n_e}$$

waarin:

- v_e is de stroomsnelheid (m/d);
- n_e is de effectieve porositeit (-).

¹ Een isohypse is een lijn van gelijke stijghoogte of grondwaterstand.

Voor de directe omgeving van het DAF-terrein bedraagt het stijghoogteverval circa 0,82 m/km (zie fig. C2). Bij een doorlaatfactor van circa 40 m/d en een effectieve porositeit van circa 0,3 bedraagt de stroomsnelheid in het eerste watervoerend pakket circa 40 m/jaar.

C3 Regionale grondwatermodellering

In dit hoofdstuk wordt de modellering van de grondwaterstroming met behulp van de modelcode MODFLOW beschreven. MODFLOW is een modulair, driedimensionaal, eindige-differentie grondwatermodel waarmee stijghoogten dan wel grondwaterstanden kunnen worden berekend. Voor pre- en postprocessing van invoer en resultaten van de grondwatermodellering is gebruikgemaakt van de schil GMS (Groundwater Modeling System, v 3.1, Brigham Young University).

Voor het opzetten van het grondwatermodel zijn achtereenvolgens de volgende stappen doorlopen:

- keuze van het modelgebied;
- opbouw van het modelnetwerk;
- keuze van de rekenperiode;
- geohydrologische parameters;
- randvoorwaarden;
- kalibratie;
- gevoeligheidsanalyse.

Deze stappen zullen achtereenvolgens in de hiernavolgende paragrafen worden besproken.

C3.1 *Keuze van het modelgebied*

In het algemeen dienen bij de keuze van een modelgebied twee belangrijke voorwaarden in acht te worden genomen:

1. Het aandachtsgebied van de modellering (in dit geval de directe omgeving van het DAF-terrein) moet in zijn geheel in het modelgebied liggen.
2. Randeffecten, die in potentie een correcte modellering van de grondwaterstroming ter plaatse van het aandachtsgebied kunnen verhinderen, moeten zodanig in het model worden verwerkt dat de versturende invloed wordt opgeheven. Als vuistregel geldt hierbij dat het modelgebied een straal moet hebben van minimaal $3\sqrt{(kD \cdot c)}$ rondom het aandachtsgebied.

Daarnaast is het bij het onderhavige onderzoek van belang dat randvoorwaarden, die eventueel op langere termijn in belangrijke mate wijzigen, expliciet worden meegenomen in het model. Hierbij valt met name te denken aan de grondwateronttrekking Aalsterweg, die een grote invloed heeft op de regionale grondwaterstroming (zie fig. C2).

Uiteindelijk is gekozen voor een modelgebied met een afmeting van 12 x 12 km rondom de locatie ($x = 158.000 - 170.000$, $y = 376.500 - 388.500$).

Dit gebied voldoet aan de bovengenoemde vuistregel van $3\sqrt{(kD \cdot c)}$ en binnen het modelgebied bevindt zich het intrekgebied van de winning Aalsterweg.

In figuur C3 is het modelgebied weergegeven.



Fig. C3. Modelgebied (binnen blauwe kader) en DAF-terrein.

C3.2 *Opbouw van het modelnetwerk*

Het grondwatermodel is opgezet in de eindige-differentie code MODFLOW. Het modelnetwerk wordt om deze reden gekenmerkt door rechthoekige cellen. Het basis(grondwater)model heeft in een groot deel van het gebied celgrootten met een afmeting van 100 m bij 100m tot 500 m bij 500 m. Daar waar meer nauwkeurigheid vereist is, met name bij belangrijke grondwateronttrekkingen, is verfijning van het netwerk toegepast tot celgrootten van 5 m bij 5 m. In verticale richting is de ondergrond opgedeeld in 11 modellagen. De deklaag is onderverdeeld in 6 lagen en het eerste watervoerende pakket in 5 lagen. De dikte van deze lagen is afhankelijk van het verloop in de diepte van watervoerende pakketten en scheidende lagen. Het basismodel omvat circa 145.000 cellen.

In het kader van de latere stoftransportberekeningen en berekeningen ten behoeve van de plaatsing van het bioscherm zal het modelnetwerk van het basismodel lokaal worden verfijnd. De belangrijkste reden hiervoor is het detailniveau waarmee bepaalde geohydrologische ingrepen doorgerekend moeten kunnen worden. Daarnaast zijn ook het detailniveau van de aanwezige verontreinigingen (pluimgrootten) en de numerieke stabiliteit van het stoftransportmodel een belangrijke reden voor aanpassing van het modelnetwerk.

C3.3 *Keuze van de rekenperiode*

Voor de keuze van de rekenperiode is het in de eerste plaats van belang dat met het op het grondwatermodel gebaseerde stoftransportmodel voorspellende berekeningen worden uitgevoerd voor de periode 2000 tot en met 2030. De grondwaterstroming, die met het model wordt gesimuleerd, dient zo goed mogelijk overeen te komen met de (verwachte) gemiddelde grondwaterstroming voor deze periode. Dit betekent onder meer dat de randvoorwaarden binnen de te kiezen rekenperiode niet te sterk moeten fluctueren.

Tevens dienen er voor de te kiezen rekenperiode ten behoeve van een nauwkeurige kalibratie van het model voldoende meetgegevens beschikbaar te zijn. Het komt er dus op neer dat voor de keuze van de rekenperiode moet worden uitgegaan van een langjarig gemiddelde van de tijdsafhankelijke processen.

Op basis van de bovenstaande argumenten is gekozen voor de bouw van een stationair grondwatermodel. De belangrijkste reden hiervoor is dat het eventuele effect van seizoensfluctuaties (oppervlaktewaterpeilen, grondwateraanvulling e.d.) en fluctuaties in het onttrekkingsdebiet van nabijgelegen grondwaterwinningen op het verspreidingsgedrag van de verontreiniging gemiddeld gezien gering wordt geacht. Met andere woorden: van een seizoensfluctuatie in bijvoorbeeld de grondwateraanvulling wordt aangenomen dat dit een verwaarloosbaar effect heeft op de verspreiding van de verontreiniging.

Het toepassen van een stationair model wil overigens niet zeggen dat maar één situatie kan worden beschouwd. Blijvende veranderingen, zoals het opzetten van oppervlaktewaterpeilen of een toe- of afname van onttrekkingsdebieten van nabijgelegen grondwaterwinningen, kunnen wel worden gesimuleerd.

Op basis van een inventarisatie van beschikbare gegevens en een analyse van de fluctuatie in de randvoorwaarden en gemeten stijghoogten is gekozen voor een rekenperiode van 1992 tot en met 1999. Voor deze periode zullen gemiddelde waarden worden gehanteerd voor de tijdsafhankelijke parameters (zoals oppervlaktewaterpeilen, onttrekkingshoeveelheden en grondwateraanvulling).

C3.4 *Geohydrologische parameters*

Bij de modellering met behulp van MODFLOW is gewerkt volgens de zogenaamde *'true layer approach'*. Bij deze methode wordt niet gewerkt met een invoer die bestaat uit afgeleide geohydrologische parameters, zoals hydraulische weerstanden (c) en doorlaatvermogens (kD), maar worden expliciete waarden ingevoerd voor de laagdikten en doorlaatfactoren.

De in het model gehanteerde laagdikten zijn gebaseerd op een uitgebreide analyse van gegevens uit [1, 2, 3, 4 en 5] aangevuld met een interpretatie van gegevens uit REGIS. De initiële doorlaatfactoren zijn afgeleid uit [1, 2, en 5] en op basis van boorgatproeven ('slugtests') die ter plaatse van de locatie zijn uitgevoerd.

In tabel C4 zijn de initiële geohydrologische parameters weergegeven.

Uit tabel C4 kan een totale hydraulische weerstand van de deklaag van circa 400 à 500 d worden afgeleid en een totaal doorlaatvermogen van het eerste watervoerende pakket van circa 1.750 à 2.950 m²/d.

Tabel C4. Initiële geohydrologische parameters van het regionale grondwatermodel.

| geohydrologische eenheid | modellaag | belangrijkste bodem-materiaal | bovenzijde circa (m t.o.v. NAP) | onderzijde circa (m t.o.v. NAP) | doorlaatvermogen/hydraulische weerstand |
|-----------------------------|-----------|-------------------------------|---------------------------------|---------------------------------|---|
| deklaag | 1 | lemig zand, lichte klei | maaiveld (+12,6 à +27,8) | +9,3 à +18,6 | 110 à 200 d |
| | 2 | matig fijn zand | +9,3 à +18,6 | +3,3 à +12,6 | 2,8 à 9,3 m ² /d |
| | 3 | zeer fijn zand, leem | +3,3 à +12,6 | -0,7 à +8,6 | 270 d |
| | 4 | matig fijn zand | -0,7 à +8,6 | -4,8 à +4,6 | 14,2 m ² /d |
| | 5 | fijn zand, lemig | -4,8 à +4,6 | -6,8 à +2,6 | 27 d |
| | 6 | fijn zand | -6,8 à +2,6 | -9,8 à -0,4 | 8,3 m ² /d |
| eerste watervoerende pakket | 7 | matig grof zand | -9,8 à -0,4 | -14,7 à -5,4 | 158 à 270 m ² /d |
| | 8 | matig grof zand | -14,7 à -5,4 | -19,7 à -10,4 | 158 à 270 m ² /d |
| | 9 | matig grof zand | -19,7 à -10,4 | -29,7 à -20,4 | 315 à 540 m ² /d |
| | 10 | matig grof zand | -29,7 à -20,4 | -39,7 à -30,4 | 315 à 540 m ² /d |
| | 11 | matig grof zand | -39,7 à -30,4 | -64,7 à -55,4 | 790 à 1.350 m ² /d |

C3.5 Randvoorwaarden

Met betrekking tot de randvoorwaarden wordt hieronder achtereenvolgens ingegaan op:

- modelranden;
- oppervlaktewater;
- grondwateraanvulling;
- onttrekkingen.

Modelranden

In het regionale model zijn gedeelten van de noordelijke en zuidelijke modelrand vastgezet door middel van het toekennen van vaste stijghoogten in het diepste deel van het watervoerende pakket. Deze vaste stijghoogten zijn gebaseerd op gemeten stijghoogten (zie fig. C2) en zijn constant in de tijd. De twee overige modelranden zijn 'open' randen: er is daar geen sprake van een vaste stijghoogte.

Oppervlaktewater

In de omgeving van het DAF-terrein bevinden zich de Dommel, Kleine Dommel, Tongelreep en het Eindhovensch Kanaal. Voor een correcte modellering van het regionale grondwaterstromingspatroon kunnen deze watergangen van belang zijn, hoewel op voorhand verwacht mag worden dat de invloed van infiltratie of drainage vanuit deze watergangen lokaal het meest van belang is. Dit laatste is met name het geval voor het lokale stromingspatroon ter plaatse van het DAF-bedrijfsterrein, waarvan in [5] wordt beschreven dat als gevolg van infiltratie vanuit het Eindhovensch Kanaal een 'kurkentrekkerbeweging' ontstaat in de grondwaterstroming ter plaatse van de verontreinigde locatie.

Van de bovengenoemde watergangen is de loop gedigitaliseerd en in delen ingevoerd in het grondwatermodel, waarna aan elke deelwatergang de diepteniveaus en de gemiddelde peilen, zoals is weergegeven in tabel C2, zijn toegekend. Voor de watergangen is in eerste instantie uitgegaan van een bodemweerstand van 5 dagen.

Grondwateraanvulling

De in tabel C1 beschreven landgebruiktypen zijn globaal gedigitaliseerd, waarna de genoemde grondwateraanvulling aan elk landgebruikstype is toegekend.

Onttrekkingen

De in tabel C3 genoemde onttrekkingen zijn expliciet in het model ingevoerd.

C3.6 Kalibratie

De volgende stap in de modellering is de kalibratie van het model. Bij de kalibratie wordt het model op een fysisch verantwoorde wijze aangepast, zodat het zo goed mogelijk de werkelijkheid beschrijft. Dit proces wordt tegelijkertijd en in samenhang met een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd. Bij een gevoeligheidsanalyse wordt geanalyseerd voor welke invoerparameters het model gevoelig is. Om praktische redenen worden de twee processen afzonderlijk van elkaar gerapporteerd. Alleen de resultaten van de gevoeligheidsanalyse voor het reeds gekalibreerde model zullen worden besproken.

Bij de kalibratie zijn met name de parameters aangepast waarvan (1) relatief weinig betrouwbare gegevens beschikbaar zijn en (2) waarvoor het modelresultaat relatief gevoelig is. In tabel C5 zijn van de invoerparameters de beschikbaarheid en de relatieve gevoeligheid op kwalitatieve wijze weergegeven.

Tabel C5. Beschikbaarheid en relatieve gevoeligheid van invoerparameters bij de regionale kalibratie.

| | beschikbaarheid van gegevens | relatieve gevoeligheid |
|--|------------------------------|------------------------|
| grondwateronttrekkingen | ++ | +/- |
| grondwateraanvulling | + | + |
| oppervlaktewater | ++ | - |
| geohydrologische parameters (doorlaatvermogen, hydraulische weerstand) | +/- | ++ |

Bij de kalibratie is mede gebruikgemaakt van de automatische parameterschattingsmethode PEST. PEST staat voor 'Non-Linear Parameter ESTimation and Predictive Analysis Program' en is een programma dat de omvang van modelparameters kan optimaliseren door het automatisch uitvoeren van een groot aantal modelruns. Tijdens deze modelruns wordt de omvang van de betreffende parameters dusdanig gevarieerd dat de afwijking tussen gemeten en berekende grondwaterstanden of stijghoogten minimaal is. Deze afwijking kan op twee manieren worden uitgedrukt, namelijk als een *gemiddelde* afwijking of als een *gemiddelde absolute* afwijking.

De gemiddelde afwijking is daarbij gedefinieerd als het gemiddelde verschil tussen berekende en gemeten stijghoogten:

$$\overline{\Delta H} = \frac{1}{X} \sum_{n=1}^{n=X} (H_{\text{gemeten}(n)} - H_{\text{berekend}(n)})$$

waarin:

- $\overline{\Delta H}$ is de gemiddelde afwijking tussen berekende en gemeten stijghoogte (m);
- $H_{\text{gemeten}(n)}$ is de gemeten stijghoogte ter plaatse van meting n (m);
- $H_{\text{berekend}(n)}$ is de berekende stijghoogte ter plaatse van meting n (m).

Bij de gemiddelde afwijking worden te laag berekende stijghoogten 'weggemiddeld' met te hoog berekende stijghoogten. Dit is niet het geval bij de gemiddelde absolute afwijking, die is gedefinieerd als het gemiddelde absolute verschil tussen berekende en gemeten stijghoogten:

$$\overline{\Delta H_{\text{abs}}} = \frac{1}{X} \sum_{n=1}^{n=X} |H_{\text{gemeten}(n)} - H_{\text{berekend}(n)}|$$

waarin:

$\overline{\Delta H_{\text{abs}}}$ is de gemiddelde absolute afwijking tussen berekende en gemeten stijghoogte (m);
 $|H_{\text{gemeten}(n)} - H_{\text{berekend}(n)}|$ is het absolute verschil tussen berekende en gemeten stijghoogte (m).

De gemeten waarden die zijn gebruikt bij het kalibratieproces zijn afkomstig uit het OLGA-systeem van TNO-NITG. Het gaat hierbij om de gemiddelde stijghoogten en grondwaterstanden over de periode 1992 - 1999 van in totaal 69 peilfilters. Hiervan zijn er 40 geplaatst in het watervoerende pakket en 29 in de deklaag.

Het kalibratieproces kan globaal worden onderverdeeld in een regionale en een lokale kalibratie. Bij de regionale kalibratie wordt voor het gehele modelgebied gestreefd naar een goede overeenkomst tussen gemeten en berekende grondwaterstanden. Bij de lokale kalibratie wordt extra aandacht besteed aan lokale grondwaterstanden en de grondwaterstroming in het verspreidingsgebied van de verontreiniging. De lokale kalibratie zal worden besproken bij de detaillering ten behoeve van de opbouw van het stoftransportmodel.

Bij de regionale kalibratie zijn in eerste instantie de geohydrologische parameters (doorlaatvermogen, hydraulische weerstanden) gevarieerd. Er is daarbij specifiek onderscheid gemaakt tussen het eerste watervoerende pakket en de deklaag. Van het eerste watervoerende pakket zijn namelijk de minste gegevens beschikbaar met betrekking tot de geohydrologische parameters, maar de meeste gegevens met betrekking tot de gemeten waarden (stijghoogte en stijghoogtegradiënt). Voor de deklaag is dit precies omgekeerd. Op basis van de aanname dat het eerste watervoerende pakket meer homogeen van opbouw is dan de deklaag, en op basis van het feit dat in een vroeg stadium bleek dat het doorlaatvermogen van het eerste watervoerende pakket relatief weinig effect heeft op de berekende grondwaterstanden in de deklaag, is eerst een handmatige kalibratie uitgevoerd op het doorlaatvermogen van het eerste watervoerende pakket. Vervolgens is met behulp van PEST gekalibreerd op de hydraulische weerstand van de deklaag (door de doorlaatfactoren van alle lagen in de deklaag afzonderlijk te kalibreren), de grondwateraanvulling en het doorlaatvermogen van het eerste watervoerende pakket.

Voor het regionale model zijn kalibraties op het oppervlaktewater en de grondwateronttrekkingen achterwege gelaten.

Het uiteindelijke kalibratieresultaat is weergegeven in figuur C4. De gemiddelde fout bedraagt 0,02 m en de gemiddelde absolute fout bedraagt 0,27 m.

Uit figuur C4 kan worden opgemaakt dat de stijghoogten in het eerste watervoerende pakket over het algemeen beter gemodelleerd worden dan de grondwaterstanden in de deklaag.

Gemeten en berekende stijghoogten en grondwaterstanden (m t.o.v. NAP)

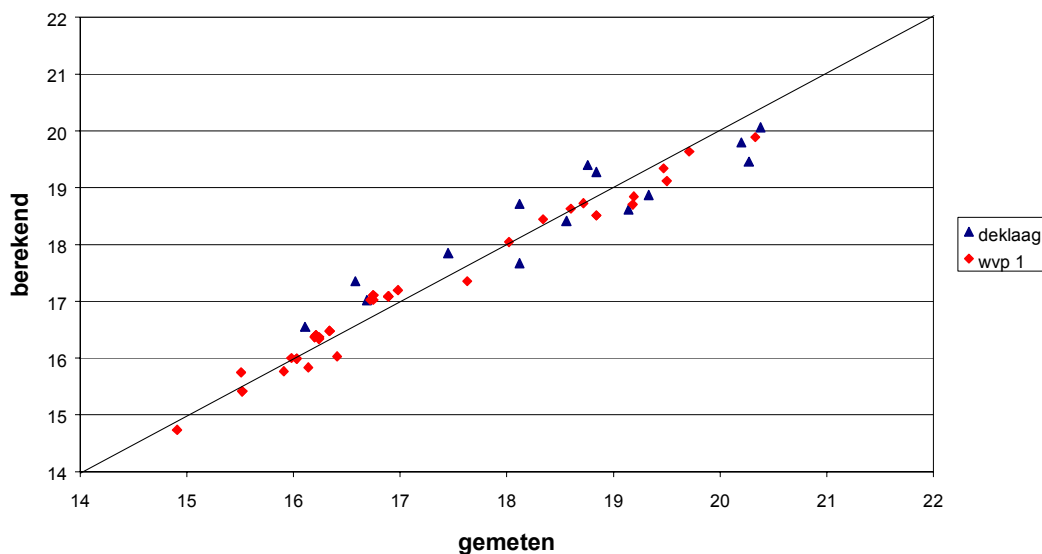


Fig. C4. Kalibratieresultaat van de regionale grondwatermodellering.

In tabel C6 is weergegeven welke waarden voor de geohydrologische parameters uit de kalibratie naar voren komen.

Tabel C6. Geohydrologische parameters voor en na de kalibratie.

| geohydrologische eenheid | modellaag | doorlaatvermogen/hydraulische weerstand | |
|-----------------------------|-----------|---|-------------------------------|
| | | voor kalibratie | na kalibratie |
| deklaag | 1 | 110 à 200 d | 1.200 à 1.800 d |
| | 2 | 2,8 à 9,3 m ² /d | 2,5 à 8,3 m ² /d |
| | 3 | 270 d | 980 d |
| | 4 | 14,2 m ² /d | 9,8 m ² /d |
| | 5 | 27 d | 40 d |
| | 6 | 8,3 m ² /d | 6,1 m ² /d |
| eerste watervoerende pakket | 7 | 158 à 270 m ² /d | 145 à 249 m ² /d |
| | 8 | 158 à 270 m ² /d | 145 à 249 m ² /d |
| | 9 | 315 à 540 m ² /d | 290 à 497 m ² /d |
| | 10 | 315 à 540 m ² /d | 290 à 497 m ² /d |
| | 11 | 790 à 1.350 m ² /d | 727 à 1.240 m ² /d |

Voor wat betreft de grondwateraanvulling is een handmatig kalibratie uitgevoerd, nadat bleek dat het stromingspatroon in het model als gevolg van de aanpassing van de doorlaatfactoren goed gesimuleerd werd. Hieruit kwam naar voren dat de gemiddelde grondwateraanvulling in eerste instantie circa 6 mm/jaar te laag werd ingeschat.

In het gekalibreerde regionale model bedraagt het doorlaatvermogen van het eerste watervoerende pakket circa 2.200 m²/d en de hydraulische weerstand van de deklaag bedraagt circa 2.500 d. Deze waarden liggen binnen de marges die in de literatuur worden genoemd [1 en 5].

G3.7 Gevoeligheidsanalyse

Het is praktisch onmogelijk om voor elke locatie een exacte waarde te bepalen voor elke geohydrologische parameter. Dit brengt met zich mee dat de modeluitkomsten worden gekenmerkt door een zekere mate van onnauwkeurigheid. Om de gevoeligheid van de modeluitkomsten te toetsen voor onnauwkeurigheden in de invoerparameters is een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd. In dit geval zal voor elke relevante modelparameter de oorspronkelijke waarde worden vermenigvuldigd met een factor 0,75 of 1,25. Vervolgens wordt het MODFLOW-model doorgerekend en wordt het modelresultaat vergeleken met het modelresultaat van het gekalibreerde model.

Bij deze gevoeligheidsanalyse zijn de volgende modelparameters gevarieerd:

- de doorlatendheid van het eerste watervoerende pakket (modellaag 7 tot en met 11);
- de doorlatendheid van de deklaag (modellaag 1, 2, 3, 4, 5 en 6 afzonderlijk);
- de grondwateraanvulling (gwa).

In de figuren C5 en C6 zijn de resultaten van de gevoeligheidsanalyse weergegeven. In deze figuren is uitgezet wat de gemiddelde of de gemiddelde absolute fout van het modelresultaat wordt als de betreffende invoerparameter met een factor 0,75 of 1,25 wordt vermenigvuldigd.

Uit de figuren C5 en C6 kan worden opgemaakt dat de modeluitkomsten relatief ongevoelig zijn voor veranderingen van de doorlaatfactoren van de deklaag (modellaag 1 tot en met 6). Het model is echter wel gevoelig voor veranderingen van de grondwateraanvulling en de doorlaatfactor van het eerste watervoerende pakket. Zo bedraagt de gemiddelde absolute afwijking van het oorspronkelijke model 0,27 m. Bij een vermenigvuldiging van de doorlaatfactor in het eerste watervoerende pakket met een factor 0,75 wordt het aangepaste model gekenmerkt door een gemiddelde absolute afwijking van 0,38 m. Bij een vermenigvuldiging van deze parameter met een factor 1,25 bedraagt de gemiddelde absolute afwijking 0,38 m. Op dezelfde wijze kunnen voor de andere 6 parameters de gevoeligheden worden afgelezen uit de figuren C5 en C6. Hierbij geldt: des te steiler de lijn in deze twee figuren des te gevoeliger zijn de modeluitkomsten voor veranderingen van de bijbehorende parameter.

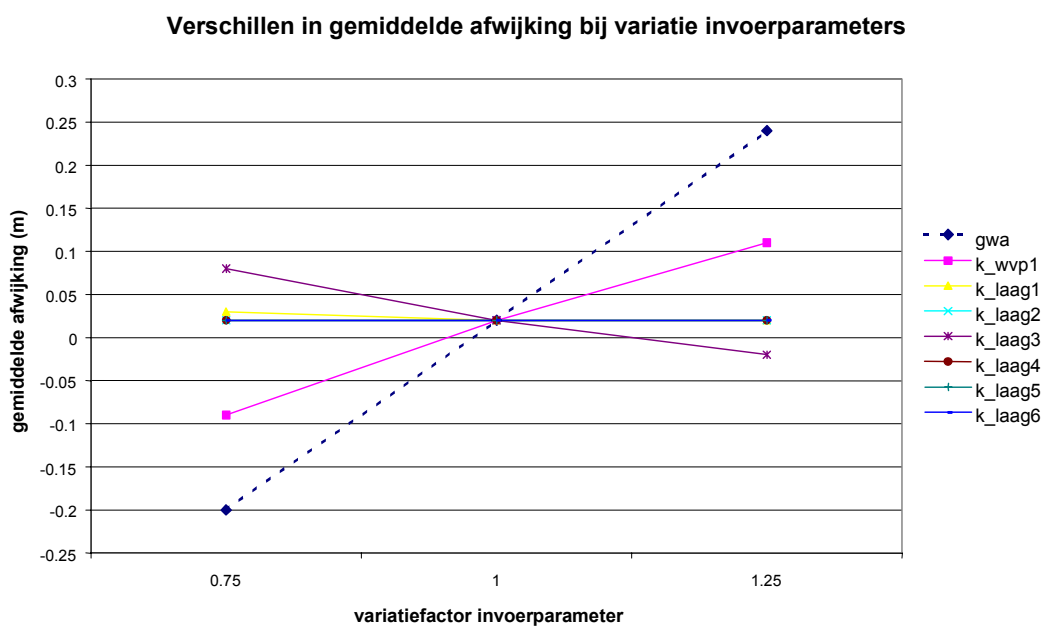


Fig. C5. Verschillen in de gemiddelde afwijking bij variatie van invoerparameters; de gemiddelde afwijking van het gekalibreerde regionale model bedraagt 0,02 m.

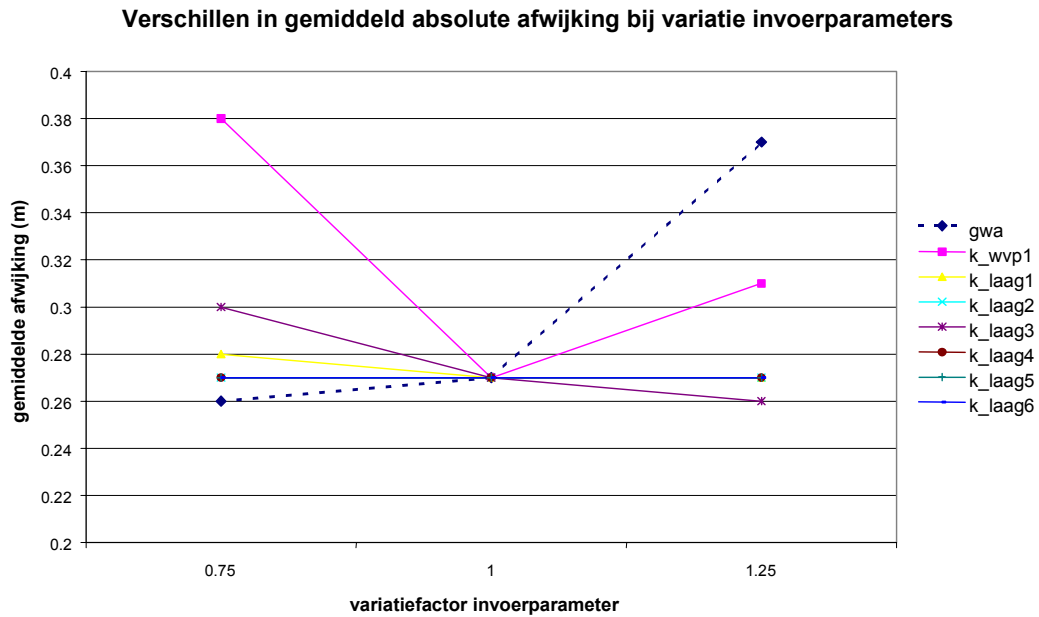


Fig. C6. Verschillen in de gemiddelde absolute afwijking bij variatie van invoerparameters; de gemiddelde absolute afwijking van het gekalibreerde regionale model bedraagt 0,27 m.

C3.8 Evaluatie

Omdat het regionale model in principe alleen als basis dient voor een op te stellen lokaal model zijn er verder geen scenarioberoeingen met dit model uitgevoerd. Wel is ter illustratie in figuur C7 voor een uitsnede van het regionaal model het stijghoogteverloop weergegeven en het verloop van stroombanen van grondwaterdeeltjes in het eerste watervoerende pakket. De grondwaterdeeltjes zijn 'losgelaten' ter hoogte van het brongebied van de verontreiniging.

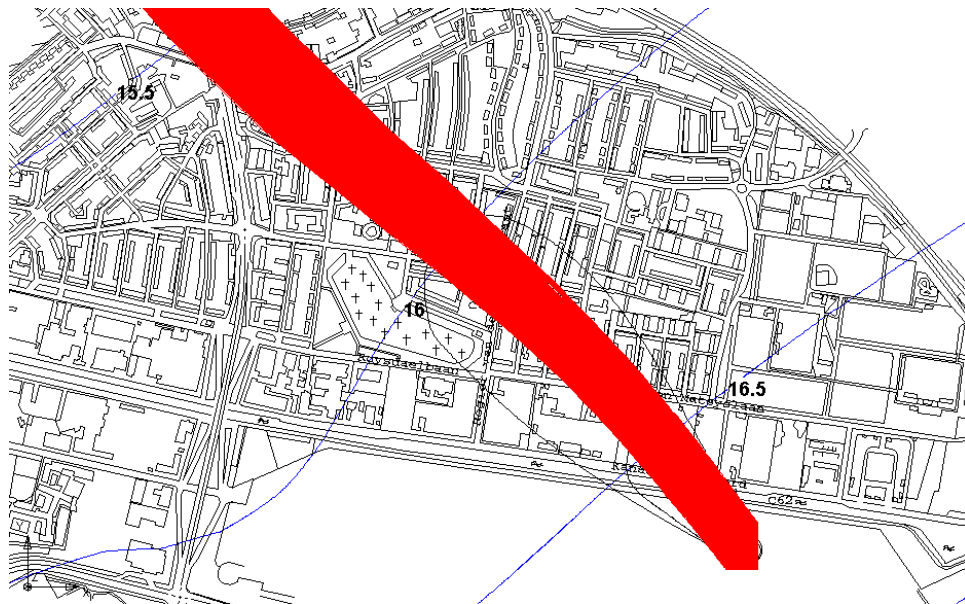


Fig. C7. Berekend stijghoogteverloop in het eerste watervoerende pakket (in m t.o.v. NAP) ten noorden van het DAF-terrein en het verloop van grondwaterdeeltjes in het eerste watervoerende pakket die zijn losgelaten ter hoogte van de verontreiniging op het DAF-terrein.

C4 Lokale grondwatermodellering

C4.1 *Detaillering voor de locatie*

Ten behoeve van de berekeningen die zijn uitgevoerd voor de inrichting van het bioscherm is het hierboven besproken regionale model verfijnd voor het DAF-terrein en specifiek voor het gebied rondom gebouw E55. Hierbij is tevens het voornemen om dit lokale model ook voor de stoftransportberekeningen in te zetten.

Bij de verfijning van het regionale model zijn niet alleen extra gridcellen toegevoegd in het horizontale vlak. In de diepte zijn extra lagen toegevoegd om zoveel mogelijk de sterk heterogene bodemopbouw expliciet in het grondwatermodel te krijgen. In deze paragraaf wordt besproken hoe bij deze verfijning te werk is gegaan.

Allereerst is het modelgrid in het horizontale vlak verfijnd. Het hierbij vervaardigde model is opgebouwd uit 124 kolommen en 153 rijen. De kleinste cellen hebben een afmeting van circa 0,3 bij 0,3 m. In het verticale vlak zijn extra lagen toegevoegd. De hierbij gehanteerde laagdikten zijn 1 m tot 20 m-mv, 2 m tussen 20 en 30 m-mv en het zich hieronder bevindende watervoerende pakket is opgedeeld in 5 lagen. Voor de deklaag zijn de genoemde laagdikten bepaald aan de hand van de representatieve dikte van onderscheidende bodemlagen die in de boringen worden aangetroffen. De representatieve dikte is over het algemeen 1 m (hoewel veenlagen dunner kunnen zijn: circa 0,5 m) tot 20 m-mv en 2 m tussen 20 en 30 m-mv.

De bodemopbouw is geschematiseerd aan de hand van 23 diepe boringen (tot 15 of 30 m-mv) die op de locatie zijn uitgevoerd. Hierbij is voor elke laag het aangetroffen bodemmateriaal op deze 23 punten op textuur en eventuele bijmenging geïnterpreteerd. Deze interpretatie is ingevoerd in een spreadsheet. In de spreadsheet is aan alle voorkomende bodemmateriaal (17 in totaal) een doorlatendheid (k) toegekend. De doorlatendheden zijn bepaald aan de hand van op de locatie uitgevoerde boorgatproeven.

Bij een boorgatproef wordt een relatief geringe hoeveelheid grondwater onttrokken uit een peilbuis, waarna het herstel van de grondwaterstand als gevolg van deze kortstondige onttrekking wordt gemeten. De herstelcurve en de configuratie van de peilbuis en bodemopbouw dienen vervolgens als basis voor de bepaling van de doorlatendheid (k).

In tabel C7 zijn de resultaten van de boorgatproeven weergegeven. De boorgatproeven zijn in maart en mei 2000 uitgevoerd. Voor de locatie van de peilbuizen wordt verwezen naar bijlage A.

Voor de 23 diepe boringen zijn in de spreadsheet voor de $(20 + 5 =) 25$ modellagen in de deklaag de bodemmateriaal (op basis van de boorbeschrijvingen) en bijbehorende doorlatendheden (op basis van de boorgatproeven) uitgezet. Vervolgens zijn in GMS voor de 25 modellagen x -, y - en z -files ingelezen, waarbij z de waarde voor de doorlatendheid is. Hierna zijn voor alle lagen geostatistische interpolaties van de doorlatendheid (en dus de bodemopbouw) uitgevoerd. Voor de interpolatie is gekozen voor 'kriging', waarbij soms handmatige aanpassing van de berekende interpolatiefunctie op basis van interpretatie van het semivariogram heeft plaatsgevonden. Hierna is gekeken of de geostatistisch geïnterpoleerde 'bodemopbouw' overeenkomt met het beeld wat op basis van geologische en geomorfologische kennis verwacht mag worden. Met name het verloop van slecht doorlatende lagen in de ondergrond van het gebied rond de zogenaamde 'Nissenhut' is hierbij nader geïnterpreteerd en handmatig aangepast, enerzijds op basis van geologische kennis (uitwiggen van veenlagen in de ondergrond) en anderzijds op basis van het voorkomen van verontreinigingen in de ondergrond. Dit laatste punt zal verderop worden verklaard.

Tabel C7. Resultaten van de boorgatproeven, analyse volgens Bouwer-Rice (1976).

| peilbuis en filter | filterdiepte (m-mv) | bodemopbouw rondom het filter | k (m/d) |
|--------------------|---------------------|---|---------|
| C50-2 | 5,5 - 6,5 | sterk lemig zeer fijn humusarm zand + zeer sterk lemig zeer fijn zand | 0,9 |
| C40-1 | 5,8 - 6,8 | zandige leem, gelaagd | 0,17 |
| C49-2 | 5,5 - 6,5 | niet gedaan, container op peilbuis | |
| C33-1 | 6 - 7 | lichte klei, gelaagd + houtresten | 1,4 |
| C4-2 | 6 - 7 | lichte klei | 1,4 |
| NOB1-1 | 6 - 7 | klei, sterk zandig + klei, zwak zandig | 0,15 |
| NOB5 | 6 - 7 | matig fijn zand, matig siltig + klei, sterk zandig | 0,13 |
| C47-2 | 7 - 8 | matig fijn zand, sterk lemig | 0,16 |
| C45-2 | 7,5 - 8,5 | niet gedaan | |
| C46-1 | 7,5 - 8,5 | niet gedaan, diver komt ondiep klem te zitten | |
| C19-2 | 8 - 9 | matig fijn zand (matig leemarm) | 3,3 |
| C40-2 | 9 - 10 | zeer fijn zand, zeer leemarm | 0,11 |
| B1-1 | 11,8 - 12,8 | fijn zand (zwak siltig) | 3,5 |
| NOB6 (C48)-2 | 12,5 - 13,5 | matig fijn zand, matig siltig | 0,6 |
| B2-1 | 13 - 14 | zeer fijn zand (matig siltig) + matig fijn zand (zwak siltig) + leem (sterk humeus) | 1,2 |
| C46-2 | 13 - 14 | niet gedaan, peilbuis krom | |
| C50-3 | 14 - 15 | sterk lemig zeer fijn zand | 0,4 |
| NOB1-2 | 14 - 15 | klei sterk zandig + matig fijn zand, matig siltig | 1,2 |
| C27-2 | 15 - 16 | matig fijn zand, zeer leemarm | 6,2 |
| C39-2 | 15 - 16 | matig fijn zand, zwak lemig | 1,1 |
| C47-3 | 16 - 17 | matig fijn zand, matig leemarm | 6,0 |
| B2-2 | 17,5 - 19,5 | matig fijn zand (zwak siltig) + leem | 0,2 |
| B1-2 | 23,4 - 25,4 | leem + fijn zand (zwak siltig) | 0,08 |
| C47-4 | 29 - 30 | matig grof zand + grind (20 %) | 29,7 |

C4.2 Kalibratie van het lokale grondwatermodel

Voor een correcte modellering van de lokale grondwaterstroming is het van belang dat het gedetailleerde model opnieuw gekalibreerd wordt met zowel regionaal als lokaal gemeten grondwaterstanden en stijghoogten. Lokaal zijn er echter relatief weinig standen bekend uit de literatuur. Alleen in [4] worden lokaal gemeten grondwaterstanden beschreven. Het gaat hierbij om 15 grondwaterstanden die zijn gemeten op 21 april 1995. Er zijn geen langjarige grondwaterstanden bekend van de locatie.

Omdat een lokale kalibratie op basis van gemiddelde stijghoogten of grondwaterstanden niet mogelijk is, is er noodzakelijkerwijs voor gekozen om de lokale grondwaterstanden van 21 april 1995 te gebruiken voor de kalibratie. Hierbij moet worden opgemerkt dat daarmee in feite een niet-stationaire situatie (21 april 1995) als basis dient voor de kalibratie van het lokale, stationaire model. Op basis van de volgende aannamen wordt een dergelijke kalibratie echter als toelaatbaar beschouwd:

- De gemeten grondwaterstanden van 21 april 1995 worden representatief geacht voor een situatie van voorkomen van GHG (gemiddeld hoogste grondwaterstanden), grofweg is dit de periode maart-april-mei.
- Voor de periode van het voorkomen van GHG zijn gemiddelde waarden ingevoerd voor de stijghoogte in het eerste watervoerende pakket (op basis van interpolatie van regionale standen uit OLGA) en voor de voeding als gevolg van neerslag.

- De waterstand in het Eindhovensch Kanaal, zoals is beschreven in C2.6, is ook geldig voor de periode maart-april-mei. Dit laatste is een relatief harde randvoorwaarde, immers het gaat om een vast ingesteld kanaalpeil.

In feite wordt het lokale grondwatermodel dus voorzien van invoer voor een periode van GHG en eveneens op een dergelijke situatie gekalibreerd.

De kalibratie van het lokale grondwatermodel is handmatig uitgevoerd. Uit een indicatieve gevoeligheidsanalyse en een interpretatie van het stromingspatroon komt naar voren dat voor een goede modellering van het lokale stromingspatroon met name de infiltratieweerstand van het Eindhovensch Kanaal en de doorlatendheid van slecht doorlatende lagen van belang zijn. Opgemerkt wordt hierbij dat het Eindhovensch Kanaal een infiltrerende werking heeft naar de deklaag en het watervoerende pakket toe. Dit blijkt uit een vergelijking tussen het ingestelde kanaalpeil (NAP +18,34 m) en de freatische grondwaterstanden (GHG circa NAP +17,5 m) en de stijghoogte in het watervoerende pakket (GHG circa NAP +17,2 m).

De kalibratie is in eerste instantie gericht op een goede simulatie van het stromingspatroon in de lagen waarin zich het Eindhovensch Kanaal heeft ingesneden (combinatie infiltratieweerstand - doorlatendheid). Omdat op basis hiervan een vrij nauwkeurige, gekalibreerde waarde voor de infiltratieweerstand is afgeleid, zijn vervolgens de overige lagen gekalibreerd voor de doorlatendheid.

In de kalibratie is eveneens aandacht besteed aan het verloop van scheidende lagen in de ondergrond. Op basis van een nadere interpretatie van de boorbeschrijvingen en een inventarisatie van het voorkomen van verontreinigingen is de 'geïnterpoleerde' bodemopbouw aangepast, met name in het gebied tussen de geplande locatie van het bioscherm en de Nissenhut (boringen C46, C39, C47, C50 en NOB2). In dit gebied zijn vooral in het diepere deel van de deklaag geen scheidende lagen aangetroffen, waardoor de verontreiniging hier 'wegduikt' in het eerste watervoerende pakket (zie bijvoorbeeld fig. 44 in [5]). Voor een goede situering (en dus effectiviteit) van het bioscherm is het punt van wegduiken van groot belang, omdat anders een aanzienlijk deel van de verontreinigingspluim langs het bioscherm zou stromen. Het uiteindelijke kalibratieresultaat van de lokale kalibratie is weergegeven in figuur C8. De gemiddelde fout bedraagt 0,01 m en de gemiddelde absolute fout bedraagt 0,04 m.

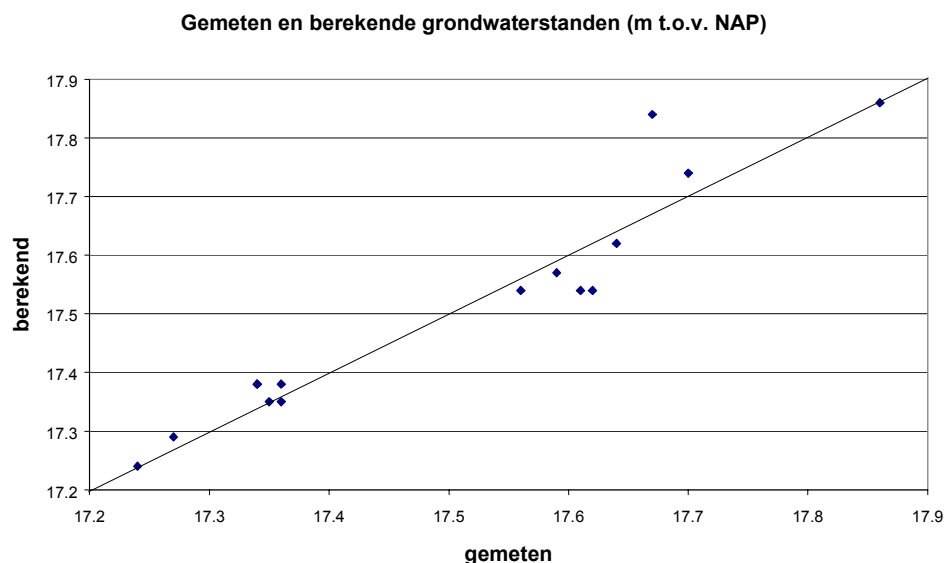


Fig. C8. Kalibratieresultaat van de lokale grondwatermodellering.

C4.3 *Stromingspatroon ter plaatse van de locatie*

Met het lokale model is het mogelijk een beeld te geven van het stromingspatroon van het grondwater ter hoogte van de verontreinigingslocatie. Reeds eerder [5] is opgemerkt dat het stromingspatroon ter plaatse van de locatie wordt gekenmerkt door een zogenaamde 'kurkentrekkerbeweging'. De resultaten van de lokale modellering bevestigen het voorkomen van een dergelijk patroon.

In de figuren C9 tot en met C12 is van verschillende diepteniveaus het isohypsenverloop weer-gegeven.

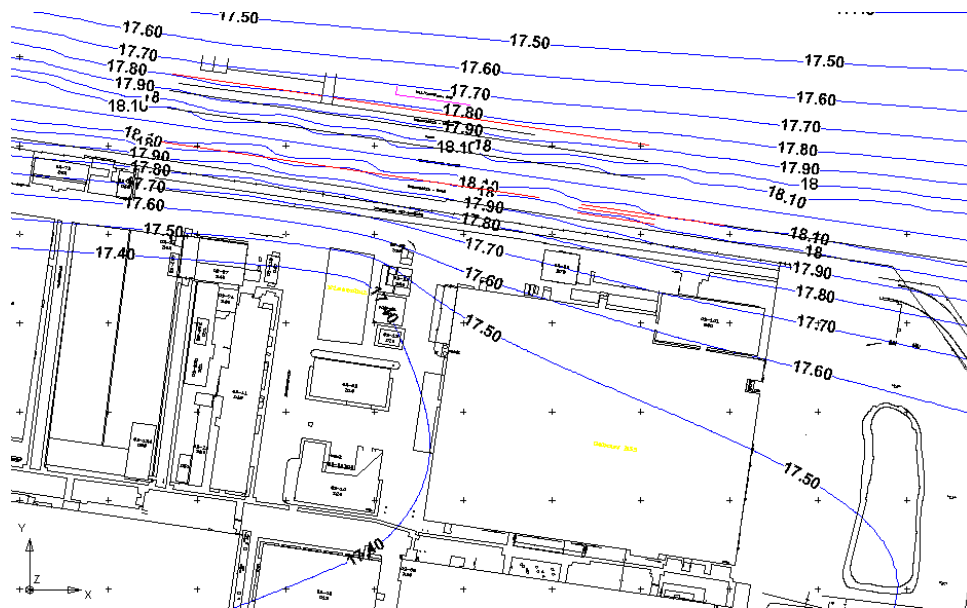


Fig. C9. Isohyphsenverloop van de deklaag, 3 - 4 m-mv (standen in m t.o.v. NAP).

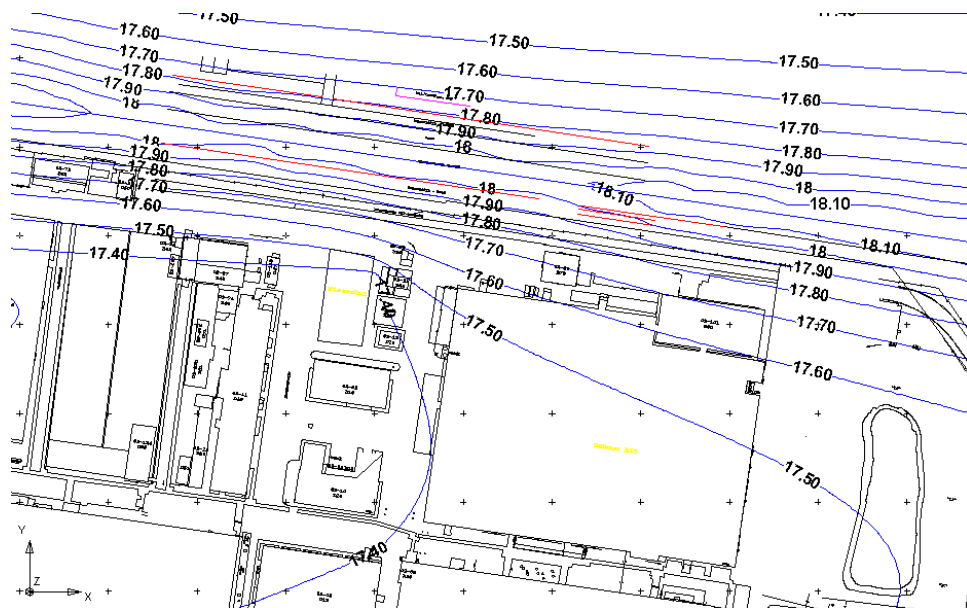


Fig. C10. Isohyphsenverloop van de deklaag, 10 - 11 m-mv (standen in m t.o.v. NAP).

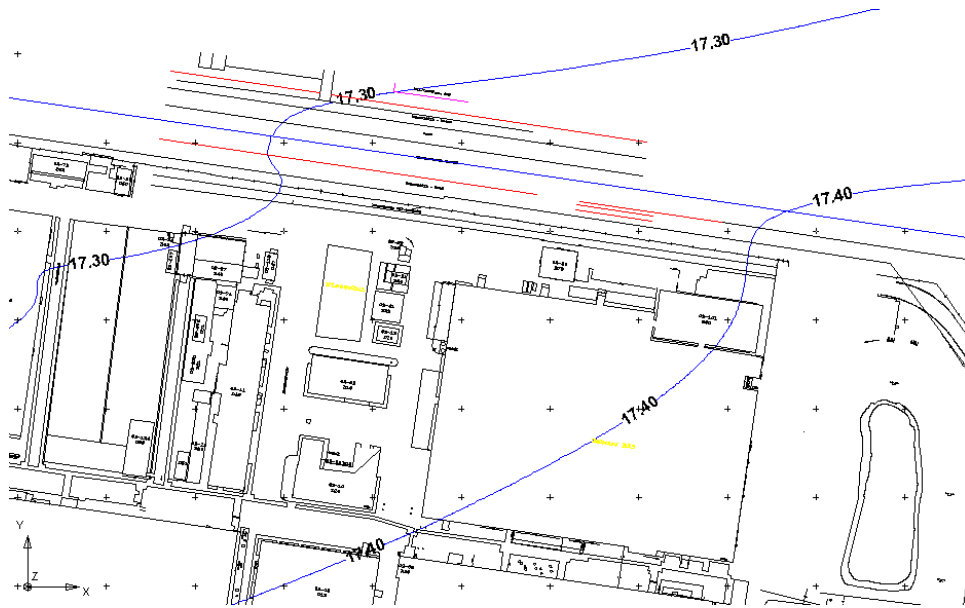


Fig. C11. Isohypsenvverloop van de deklaag, 16 - 17 m-mv (standen in m t.o.v. NAP).

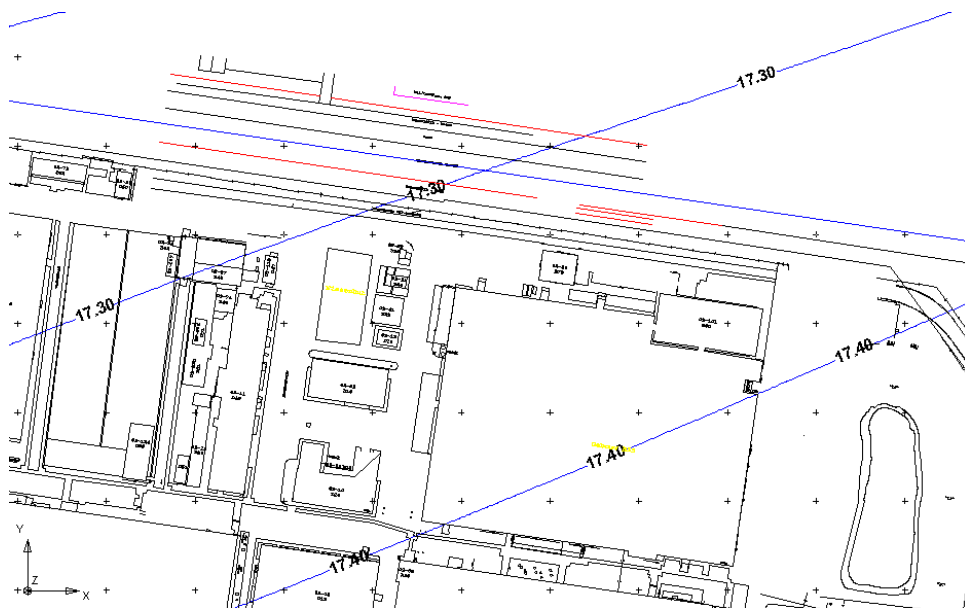


Fig. C12. Isohypsenvverloop van het bovenste deel van het eerste watervoerende pakket, 30 - 40 m-mv (standen in m t.o.v. NAP).

Voor visualisatie van de zogenaamde 'kurkentrekkerbeweging' zijn stroombaanberekeningen uitgevoerd. Het resultaat hiervan is weergegeven in figuur C13. Uit figuur C13 kan worden afgeleid dat stroombanen van grondwaterdeeltjes die worden losgelaten in het brongebied convergeren naar de diepte toe en via een 'trechter' in het eerste watervoerende pakket uitstromen. De ligging van deze 'trechter' (convergentiepunt) wordt bepaald door het aan- en afwezig zijn van scheidende lagen in het onderste deel van de deklaag en is van groot belang voor de plaatsing van het bioscherm. Uit diverse berekeningen met verschillende laagverlopen van de scheidende lagen komt naar voren dat de ligging van het convergentiepunt sterk bepaald wordt door de aan- en afwezigheid van scheidende lagen. Om deze reden is een uitgebreide analyse uitgevoerd naar het voor-

komen van scheidende lagen in het diepere deel van de deklaag. Deze analyse is verwerkt in het grondwatermodel.

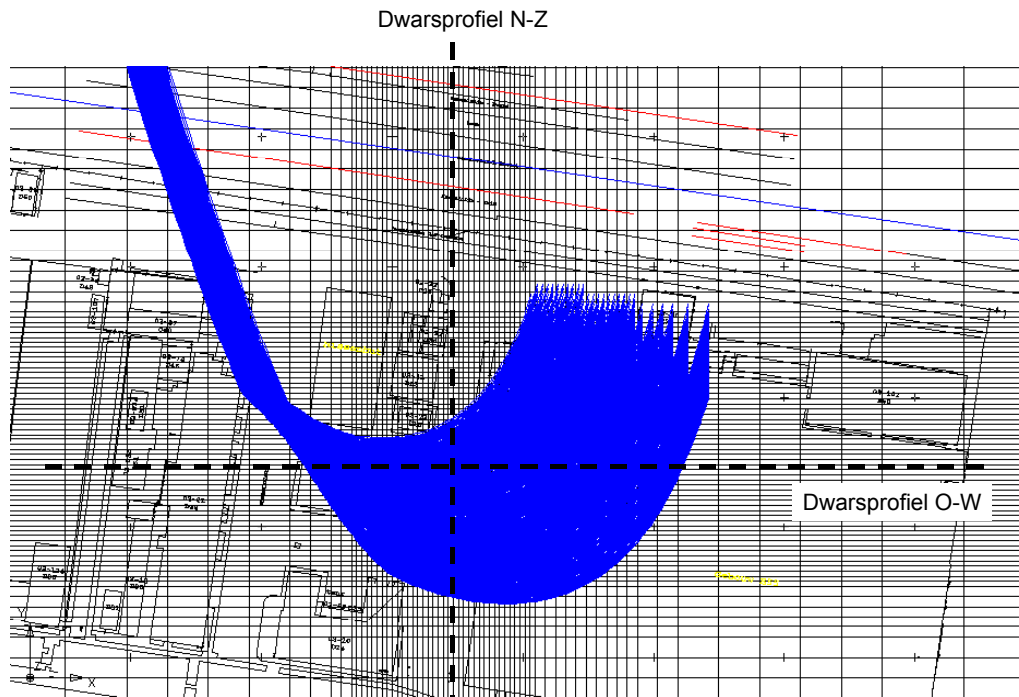


Fig. C13. Stroombanen van de grondwaterdeeltjes vanuit het brongebied van de verontreiniging (voor dwarsprofielen zie fig. C14 en C15).

C4.4 Resultaten van berekeningen van het bioscherm

Voor een effectieve werking van het bioscherm is het belangrijk dat het te plaatsen systeem van infiltratie- en onttrekkingsfilters op de juiste plaats in de deklaag wordt geplaatst. Hiertoe zijn de resultaten van de hierboven besproken stroombaanberekeningen in dwarsprofiel uitgezet, waarna is gekeken welke configuratie van filters zowel in het horizontale als in het verticale vlak moet worden toegepast voor plaatsing in de (kern van de) verontreinigingspluim. De resultaten zijn weergegeven in de figuren C14 en C15. In deze figuren is de verhouding verticaal:horizontaal 1:5.

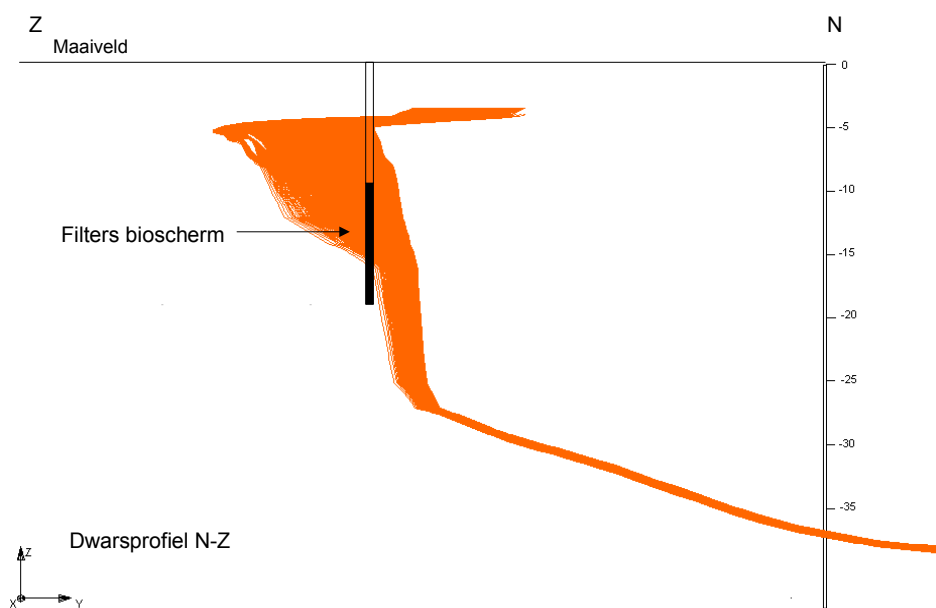


Fig. C14. Dwarsprofiel N-Z met het verloop van de stroombanen.

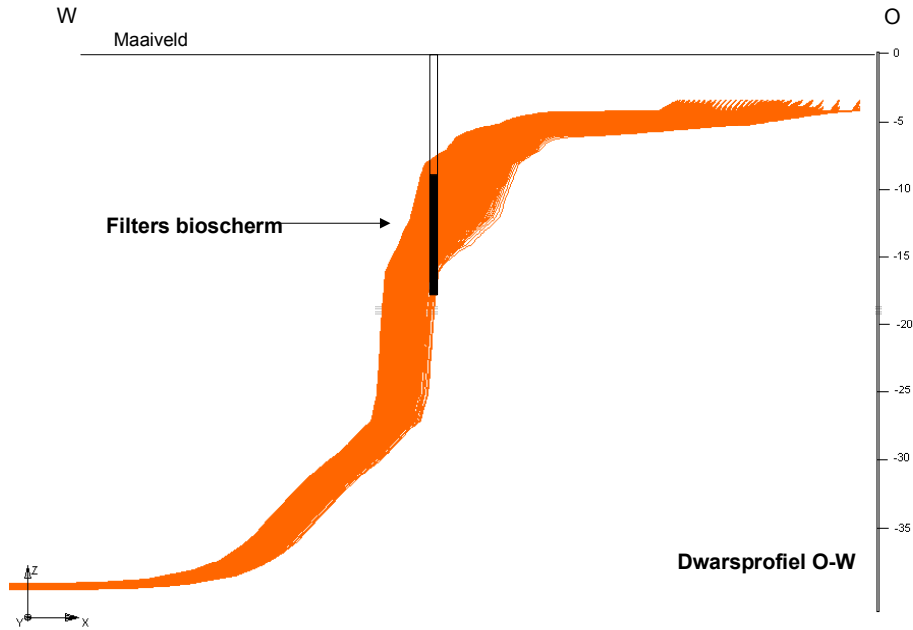


Fig. C15. Dwarsprofiel O-W met het verloop van de stroombanen.

Op basis van de figuren C13, C14 en C15, een nadere analyse van de bodemopbouw en indicatieve berekeningen met betrekking tot doorspoeldebieten is gekomen tot de inrichting van een proefopstelling van het bioscherm (zie hoofdstuk 5 van het rapport).

Het bioscherm is in feite opgebouwd uit twee afzonderlijke proefopstellingen. Beide proefopstellingen bestaan uit één onttrekkingsfilter en twee infiltratiefilters. Bij de noordelijke proefopstelling (filters IO1, IO2 en IO3) bedraagt de filterstelling 9 - 19 m-mv en bij de zuidelijke proefopstelling (filters IIO1, IIO2 en IIO3) bedraagt de filterstelling 15 - 19 m-mv.

Met het lokale model zijn berekeningen uitgevoerd voor een vaststelling van de debieten die over het bioscherm rondgepompt kunnen worden van de infiltratiefilters naar de onttrekkingsfilters. Hierbij is rekening gehouden met het feit dat er maximaal 0,5 bar drukopbouw in de filters mag plaatsvinden en dat er in principe geen interactie mag plaatsvinden tussen de beide proefopstellingen bij het rondpompen van grondwater. Dit laatste houdt bijvoorbeeld in dat grondwater dat bij de zuidelijke opstelling wordt geïnfiltrerd niet bij de noordelijke opstelling mag worden opgepompt. Verder is als randvoorwaarde gesteld dat het water wat geïnfiltrerd wordt niet binnen dezelfde proefopstelling opgepompt mag worden.

Uit de berekeningen komt naar voren dat een onttrekkingsdebiet van circa $4,5 \text{ m}^3/\text{uur}$ en een infiltratiedebiet van $2 \cdot 2,25 \text{ m}^3/\text{uur}$ kan worden toegepast zonder dat een overschrijding van de maximale druk plaatsvindt. Bij deze hoeveelheden is sprake van een drukopbouw in de infiltratieputten van circa 0,15 bar. Aanvullend zijn stroombaanberekeningen uitgevoerd voor een analyse van de maximale duur van het doorspoelen van het systeem zonder dat geïnfiltrerd water binnen dezelfde opstelling opgepompt wordt. Uit de berekeningen komt naar voren dat deze maximale duur circa 3 dagen bedraagt.

In figuur C16 is het stroombaanverloop tijdens een periode van doorspoelen van 3 dagen weergegeven.

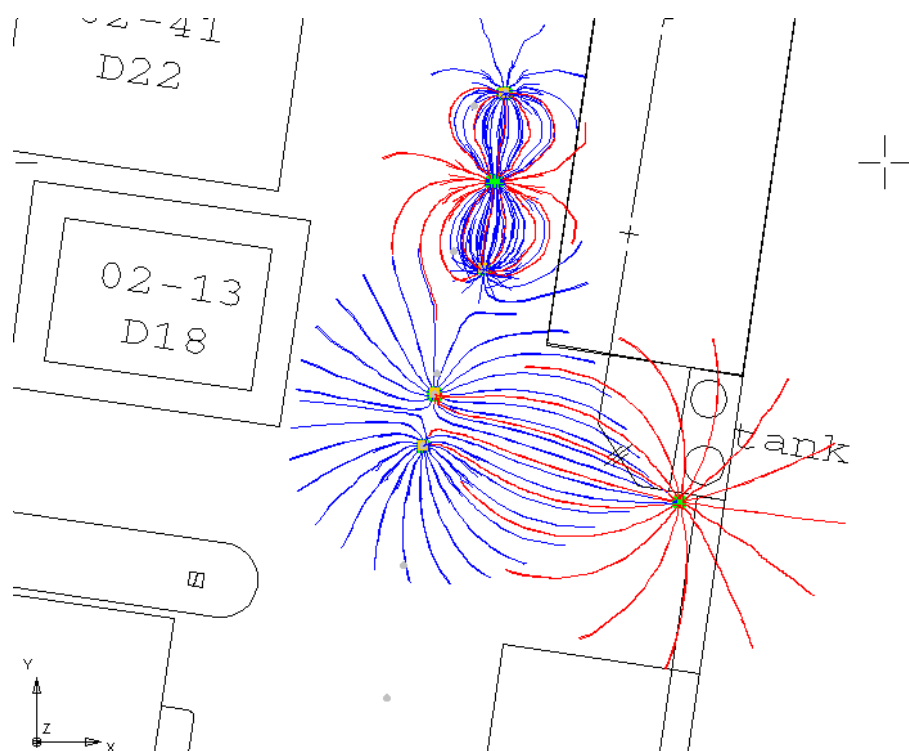


Fig. C16. Stroombaanverloop bij het doorspoelen gedurende 3 dagen (rode stroombanen zijn van water wat onttrokken wordt en blauwe stroombanen van water wat geïnfiltreerd wordt).

C5 Opbouw van het stoftransportmodel

Voor de bepaling van de werking van het bioscherm en de gevolgen hiervan voor de ontwikkeling van de pluim bij de locatie zijn berekeningen uitgevoerd met een stoftransportmodel. Dit stoftransportmodel is opgebouwd binnen de modelcode RT3D. Deze modelcode maakt gebruik van stromingsgegevens van MODFLOW. De modellen hebben daardoor onder meer hetzelfde modelgrid.

C6 Historische beschouwing (history matching)

Bij de kalibratie is van belang dat een aantal zaken onzeker zijn:

a. Het startmoment en de duur van de verontreiniging

Aangenomen wordt dat de verontreiniging tussen het midden en eind van de jaren vijftig is aangevangen. In deze periode is gebouw E55 opgericht, inclusief de losse aanbouw waar onderhoudswerkzaamheden en opslag van chemicaliën plaatsvonden. Deze losse aanbouw is tot 1975 aanwezig geweest. Aangenomen wordt dat tegelijkertijd met de sloop van de losse aanbouw de verontreiniging is gestopt.

b. De hoeveelheid verontreiniging die in de bodem is terechtgekomen

Uit overleg is naar voren gekomen dat voor de hoeveelheid verontreiniging eerder moet worden gedacht aan enige honderden dan enige duizenden à tienduizenden kilo's. Deze schatting houdt verband met de aard van de werkzaamheden die hier plaatsvond.

De onzekerheid omtrent de hoeveelheid verontreiniging is getracht te verkleinen door een ruwe bepaling van de hoeveelheid opgeloste vracht die nu in het systeem aanwezig is. Van de deklaag en het watervoerende pakket zijn in juni 2000 analyses van het grondwater uitgevoerd. Voor PER, TRI, CIS en VC zijn de gemeten concentraties ruimtelijk uitgezet voor verschillende diepteniveaus. Hierbij is de deklaag onderverdeeld in drie niveaus en het watervoerende pakket in vijf niveaus. De gemeten concentraties in deze acht niveaus zijn handmatig geïnterpoleerd. Op basis

van deze interpolatie zijn contouren van gelijke concentraties gemaakt, waarna binnen GMS het oppervlak van deze contouren is berekend. Op basis hiervan is het mogelijk de opgeloste vracht te berekenen (concentratie · volume).

Uit tabel C8 kan worden opgemaakt dat in de huidige situatie de totale opgeloste vracht aan CKW's circa 1670 kg bedraagt. De hoeveelheid verontreiniging die in de bodem is terechtgekomen bedraagt daardoor ook minimaal 1670 kg.

Tabel C8. Resultaten van de globale vrachtbepaling.

| | vracht PER ¹ (kg) | vracht TRI (kg) | vracht CIS (kg) | vracht VC (kg) |
|--------------------------|------------------------------|-----------------|-----------------|----------------|
| <i>deklaag</i> | | | | |
| 0 - 10 m-mv | 3,23 | 41,84 | 623,47 | 33,05 |
| 10 - 20 m-mv | 9,16 | 6,54 | 191,28 | 68,94 |
| 20 - 30 m-mv | 0,65 | 4,95 | 181,00 | 47,93 |
| <i>subtotaal deklaag</i> | <i>13,04</i> | <i>53,33</i> | <i>995,75</i> | <i>149,92</i> |
| <i>wvp</i> | | | | |
| 30 - 40 | 0,28 | 2,28 | 134,55 | 51,12 |
| 40 - 50 | 0,14 | 0,00 | 107,20 | 24,31 |
| 50 - 60 | 0,21 | 0,00 | 0,00 | 5,70 |
| 60 - 80 | 0,35 | 0,00 | 21,65 | 100,38 |
| 80 - 100 | 4,57 | 6,00 | 0,00 | 1,39 |
| <i>subtotaal wvp</i> | <i>5,56</i> | <i>8,28</i> | <i>263,40</i> | <i>182,89</i> |
| totaal | 18,60 | 61,62 | 1259,15 | 332,81 |

¹ Het uitgangspunt van de verontreiniging is TRI, maar PER is altijd in geringe mate aanwezig in 'pure' TRI.

Op niet alle diepteniveaus zijn concentraties groter dan de detectielimiet gemeten. Dit verklaart de afwezigheid van TRI en CIS op een aantal diepteniveaus in het watervoerende pakket. In werkelijkheid is het waarschijnlijk dat op deze diepteniveaus wel CIS en TRI voorkomt.

Bij de vrachtbepaling zijn een aantal onzekerheden te noemen. De belangrijkste onzekerheid is gelegen in het feit dat mogelijke kernen van verontreiniging niet worden meegenomen, omdat deze kernen niet met het geplaatste netwerk van peilbuizen worden gedetecteerd. Vervolgens wordt daardoor een mogelijke onderschatting van de hoeveelheid vracht verkregen. Ook de methode van interpolatie kan oorzaak zijn van fouten in de bepaling.

Onzekerheid omtrent het startmoment van de verontreiniging kan worden getoetst door middel van een stroombaanalyse. Hiervoor zijn grondwaterdeeltjes losgelaten binnen het vermoedelijke brongebied van de verontreiniging en doorgerekend voor een periode van 50 jaar. In figuur C17 is het resultaat van deze berekening weergegeven.

Op basis van figuur C17 kan worden geconcludeerd dat het redelijk aannemelijk is dat de verontreiniging halverwege de jaren vijftig is gestart. Het grondwaterdeeltje bevindt zich na 45 jaar op circa 1000 m en na 50 jaar op circa 1120 m van de locatie, het front van de pluim op circa 900 m. Hieruit komt voor VC een retardatiefactor van circa 1,1 à 1,2 naar voren, een waarde die overeenkomt met de theoretische waarde (op basis van bulkdichtheid, organische stof enz.). Wanneer dus wordt aangenomen dat door afbraak van TRI al vrij snel VC in het systeem aanwezig was, kan worden geconcludeerd dat de verontreiniging circa 45 à 50 jaar geleden is gestart. Voorlopig wordt aangenomen dat het startmoment van de verontreiniging circa 1955 is geweest.

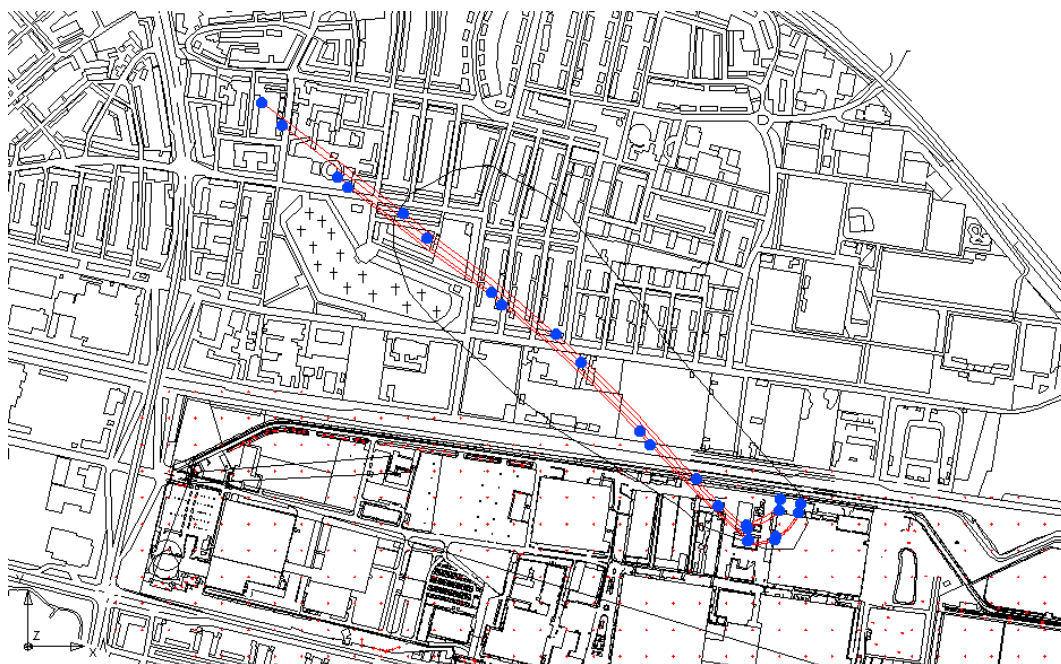


Fig. C17. Stroombaanberekening voor vier grondwaterdeeltjes vanaf het brongebied van de verontreiniging voor een periode van 50 jaar. Weergegeven zijn de stroombanen, het 10-jaarsinterval door middel van blauwe stippen en de pluim in het watervoerende pakket zoals afgeperkt op basis van analyses van VC van juni 2000.

C7 Kalibratie

C7.1 *Uitgangspunten*

Bij de kalibratie is van de volgende aannamen uitgegaan:

- start van de verontreiniging: 1955;
- einde van de verontreiniging: 1975;
- hoeveelheid toegevoegde vracht: 2750 kg (in eerste instantie op basis van schatting van de minimale vracht (zie boven)), de toevoeging van vracht is evenredig verdeeld over de periode van 20 jaar;
- uitgangspunt is TRI, maar er is een bijmenging van PER aangenomen van 2 % van de hoeveelheid TRI.

In het algemeen geldt dat op de onderzoekslocatie nagenoeg geen zuurstof en nitraat in het grondwater aanwezig zijn. Dit betekent dat aërobe afbraak van de verontreinigingen of afbraak onder nitraatreducerende omstandigheden op de locatie niet of nauwelijks een rol zal/kan spelen. De afwezigheid van zuurstof geeft tevens aan dat in het onderzoeksgebied anaërobe omstandigheden heersen. De belangrijkste processen in zowel het brongebied als de vuilpluim zijn ijzerreductie en sulfaatreductie. Er is geen sprake van noemenswaardige verschillen in redoxomstandigheden op de verschillende diepten. Op basis van dit gegeven is er bij de modellering van de natuurlijke afbraak van TCE, CIS en VC van uitgegaan dat op de onderzoekslocatie alleen sulfaatreductie en ijzerreductie optreden.

In de handboeken van RT3D zijn 7 modules beschreven. Voor de modellering van de afbraak van TCE, CIS en VC is de afbraakmodule 'stapsgewijze afbraakreacties' (module 6) gehanteerd.

Module 6 is geschikt voor het modelleren van een stapsgewijze afbraak (maximaal 4 stappen), zoals de anaërobe degradatie van $PER \rightarrow TRI \rightarrow CIS \rightarrow VC \rightarrow$ etheen. De module lijkt op mo-

dule 3 (kinetisch gelimiteerde afbraak van BTEX met meerdere elektronacceptoren). Beide modules gaan uit van een eerste-orde afbraak. Het belangrijkste verschil is echter dat module 3 kijkt naar (volledige) afbraak in één stap onder verschillende redoxcondities (aërobe respiratie, denitrificatie, ijzerreductie enz.), waarbij voor iedere redoxconditie een andere afbraaksnelheid kan worden ingevoerd. Module 6 kijkt naar opeenvolgende afbraakstappen onder één en dezelfde redoxconditie. Voor iedere afbraakstap kan een andere afbraaksnelheid worden ingevoerd. Omdat op de onderzoekslocatie sprake is van een stapsgewijze afbraak van de verontreinigingen gaat de voorkeur uit naar module 6.

C7.2 Parameters voor de afbraakmodule

Voor de Yield-constanten zijn de waarden gehanteerd uit het RT3D-handboek:

- $Y_{TRI/PER} = 0,792$;
- $Y_{CIS/TRI} = 0,738$;
- $Y_{VC/CIS} = 0,644$.

In principe kan in de gehanteerde afbraakmodule (module 6) slechts één eerste-orde afbraaksnelheid per stof worden ingevoerd. Er wordt geen rekening gehouden met het feit dat de afbraaksnelheden afhankelijk zijn van de heersende redoxconditie(s). De afbraaksnelheid onder ijzerreducerende condities is anders dan onder sulfaatreducerende condities.

Omdat op de onderzoekslocatie ijzerreductie en sulfaatreductie simultaan verlopen, zijn bij het vaststellen van de eerste-orde afbraaksnelheden (K_{PCE} , K_{TCE} , K_{CIS} en K_{VC}) de afbraaksnelheid onder ijzerreducerende condities en de afbraaksnelheid onder sulfaatreducerende condities gesommeerd.

Wordt K_{PCE} als voorbeeld genomen dan geldt:

$$K_{PCE} = k_{ijzer(III)} + k_{sulfaat}$$

waarin:

$k_{ijzer(III)}$ en $k_{sulfaat}$ zijn de afbraaksnelheden voor PER onder respectievelijk ijzerreducerende en sulfaatreducerende condities.

Voor de andere chloorethenen (TRI, CIS en VC) geldt hetzelfde principe.

Op basis van literatuur en ervaringscijfers zijn K-waarden bepaald die initieel zijn geïmplementeerd in het stoftransportmodel. Deze waarden zijn, inclusief de bandbreedte, weergegeven in tabel C9.

Tabel C9. Initieel geïmplementeerde waarden voor de afbraaksnelheid K (d^{-1}) inclusief de onder- en bovengrens.

| | K-waarde (= $k_{ijzer(III)} + k_{sulfaat}$) | | |
|-------------------|--|--------------------------|------------|
| | ondergrens | initieel geïmplementeerd | bovengrens |
| PER (K_{PCE}) | 0,00001 | 0,054 | 0,08 |
| TRI (K_{TCE}) | 0,00001 | 0,014 | 0,02 |
| CIS (K_{CIS}) | 0,00001 | 0,047 | 0,08 |
| VC (K_{VC}) | 0,00001 | 0,043 | 0,08 |

De initiële waarden van de retardatiefactoren zijn weergegeven in tabel C10.

Tabel C10. Initiële waarden van de retardatiefactoren.

| stof | log K_{oc} (-) | K_{oc} (-) | organische stof (%) | F_{oc} (-) | dichtheid (kg/dm ³) | porositeit (-) | K_d (dm ³ /kg) | K_d (m ³ /kg) | R (-) |
|------|------------------|--------------|---------------------|--------------|---------------------------------|----------------|-----------------------------|----------------------------|-------|
| PER | 2,4 | 251,2 | 0,3 | 0,00174 | 1,6 | 0,3 | 0,437068 | 0,000437 | 3,33 |
| TRI | 2,2 | 158,5 | 0,3 | 0,00174 | 1,6 | 0,3 | 0,275771 | 0,000276 | 2,47 |
| CIS | 2 | 100,0 | 0,3 | 0,00174 | 1,6 | 0,3 | 0,174 | 0,000174 | 1,93 |
| VC | 1,4 | 25,1 | 0,3 | 0,00174 | 1,6 | 0,3 | 0,043707 | 0,000044 | 1,23 |

Voor de longitudinale dispersie is in eerste instantie uitgegaan van een factor 0,1 van de pluimlengte. Voor de transversale dispersie is uitgegaan van een factor 0,01 van de pluimlengte. Diffusie is niet gesimuleerd, mede in verband met het voorkomen van lange rekentijden.

C7.3 *Verloop van de kalibratie*

De verdere kalibratie is op trial-and-error wijze uitgevoerd. Hierbij is eerst gekalibreerd op de geschatte massa in het systeem. Na de analyse van de eerste runs was het opvallend dat de verontreiniging zeer snel uit het systeem verdween. Nadat de invoer van TRI in 1975 was gestopt, was al in 1977 geen TRI of afbraakproduct meer aanwezig. De oorzaak hiervoor is gezocht in twee mogelijkheden:

1. De initiële afbraakcoëfficiënten zijn te hoog ingeschat.
2. Bij de invoer van TRI in het systeem (in de relatief slecht doorlatende deklaag) treden verdunningseffecten op. Dit is een bekend probleem dat is beschreven in de RT3D-handleiding. Het verdunningseffect ontstaat doordat dichtbij de injectie van het hoofdbestanddeel van de verontreiniging (TRI) de concentraties van de afbraakproducten (CIS en VC) op nul worden gesteld. Als de invoer (injectiesnelheid) hoog is vergeleken met de capaciteit van het systeem (doorlatendheid van de bodem), dan ontstaan verdunningseffecten in de omgeving van de injectiepunten. Hierdoor wordt de massabalans verstoord. Een oplossing voor dit probleem is het zo laag mogelijk houden van de injectiesnelheden.

Het probleem is aangepakt door zowel de afbraakcoëfficiënten omlaag te brengen als een andere wijze van invoer van TRI te kiezen. De initiële waarden voor de afbraakcoëfficiënten zijn naar beneden bijgesteld door middel van een analytische berekening met BIOCHLOR. Hierbij hebben gemeten concentraties van CKW's in de ondergrond als basis gediend.

Voor de invoer van TRI werd eerst gebruikgemaakt van infiltrerende bronnen (met een bepaald debiet en concentratie TRI in het injectiewater). Om het verdunningseffect uit te schakelen is vervolgens gekozen voor invoer via neerslag. Hierbij wordt een bepaalde concentratie TRI toegekend aan de neerslag die infiltreert. Het voordeel hiervan is dat de hydrologische situatie niet wordt veranderd en dat de hoeveelheid TRI meer diffuus (verspreid over een groot oppervlak in plaats van via puntbronnen) aan het systeem wordt toegevoegd.

C7.4 *Resultaat van de kalibratie*

Voor het resultaat van de kalibratie (wat na circa 40 runs is bereikt) is in de tabellen C11 tot en met C14 voor de CKW's het berekende opgeloste vrachtverloop over de periode 1955 - 2000 en de ingeschatte opgeloste vracht in 2000 weergegeven.

Tabel C11. Berekende vrachtontwikkeling en ingeschatte vracht voor VC.

| jaar | vracht deklaag (kg) | vracht wvp 1 (kg) | vracht totaal (kg) |
|-------------------|---------------------|-------------------|--------------------|
| 1955 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| 1964 | 10,50 | 0,93 | 11,43 |
| 1974 | 53,37 | 20,63 | 74,00 |
| 1976 | 64,73 | 29,70 | 94,43 |
| 1978 | 76,02 | 41,28 | 117,30 |
| 1988 | 115,93 | 126,94 | 242,87 |
| 2000 | 126,61 | 242,72 | 369,33 |
| 2000 ¹ | 149,92 | 182,89 | 332,82 |

¹ Ingeschat op basis van de vrachtbepaling.

Tabel C12. Berekende vrachtontwikkeling en ingeschatte vracht voor CIS.

| jaar | vracht deklaag (kg) | vracht wvp 1 (kg) | vracht totaal (kg) |
|-------------------|---------------------|-------------------|--------------------|
| 1955 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| 1964 | 195,58 | 6,18 | 201,76 |
| 1974 | 545,58 | 93,11 | 638,68 |
| 1976 | 601,57 | 126,18 | 727,75 |
| 1978 | 637,71 | 164,64 | 802,35 |
| 1988 | 623,42 | 389,35 | 1012,76 |
| 2000 | 473,66 | 568,21 | 1041,87 |
| 2000 ¹ | 995,75 | 263,40 | 1259,15 |

¹ Ingeschat op basis van de vrachtbepaling.

Tabel C13. Berekende vrachtontwikkeling en ingeschatte vracht voor TRI.

| jaar | vracht deklaag (kg) | vracht wvp 1 (kg) | vracht totaal (kg) |
|-------------------|---------------------|-------------------|--------------------|
| 1955 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| 1964 | 454,35 | 3,78 | 458,13 |
| 1974 | 629,03 | 27,25 | 656,28 |
| 1976 | 513,00 | 32,70 | 545,70 |
| 1978 | 424,20 | 37,78 | 461,98 |
| 1988 | 160,91 | 46,43 | 207,34 |
| 2000 | 52,52 | 29,96 | 82,48 |
| 2000 ¹ | 53,33 | 8,28 | 61,61 |

¹ Ingeschat op basis van de vrachtbepaling.

Tabel C14. Berekende vrachtontwikkeling en ingeschatte vracht voor PER.

| jaar | vracht deklaag (kg) | vracht wvp 1 (kg) | vracht totaal (kg) |
|-------------------|---------------------|-------------------|--------------------|
| 1955 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| 1964 | 9,11 | 0,03 | 9,14 |
| 1974 | 17,06 | 0,58 | 17,64 |
| 1976 | 16,47 | 0,81 | 17,29 |
| 1978 | 15,99 | 1,08 | 17,07 |
| 1988 | 13,65 | 2,96 | 16,60 |
| 2000 | 11,02 | 5,18 | 16,19 |
| 2000 ¹ | 13,04 | 5,56 | 18,60 |

¹ Ingeschat op basis van de vrachtbepaling.

In de figuren C18 tot en met C21 is het verloop van de vrachten grafisch weergegeven.

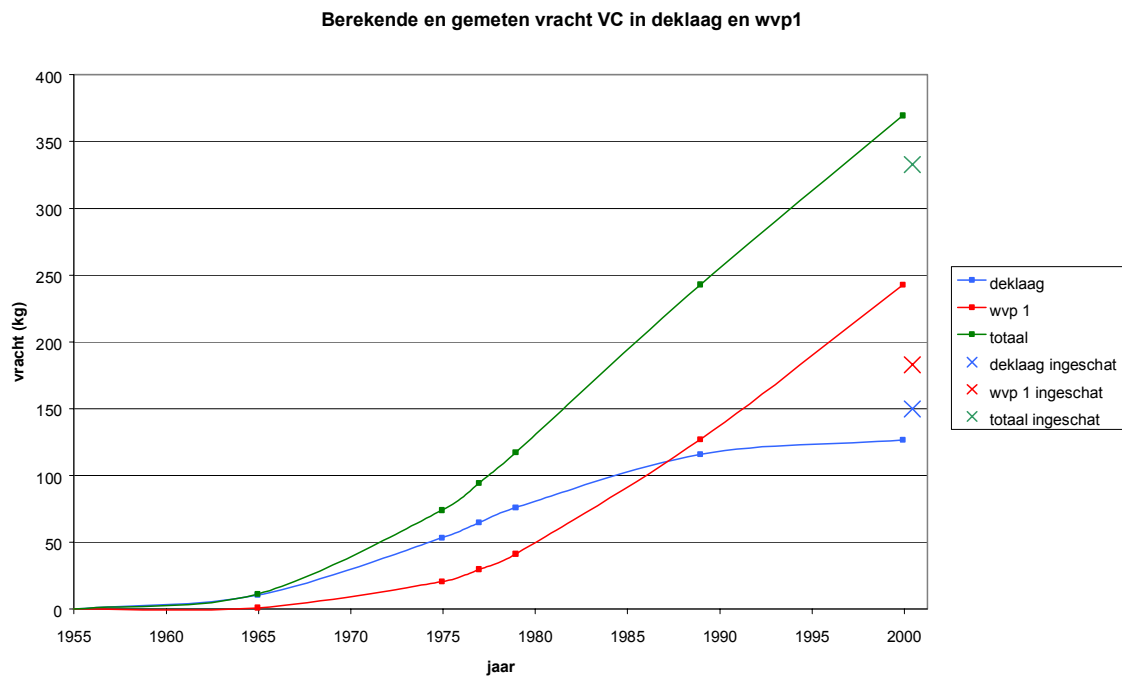


Fig. C18. Verloop van de vracht voor VC.

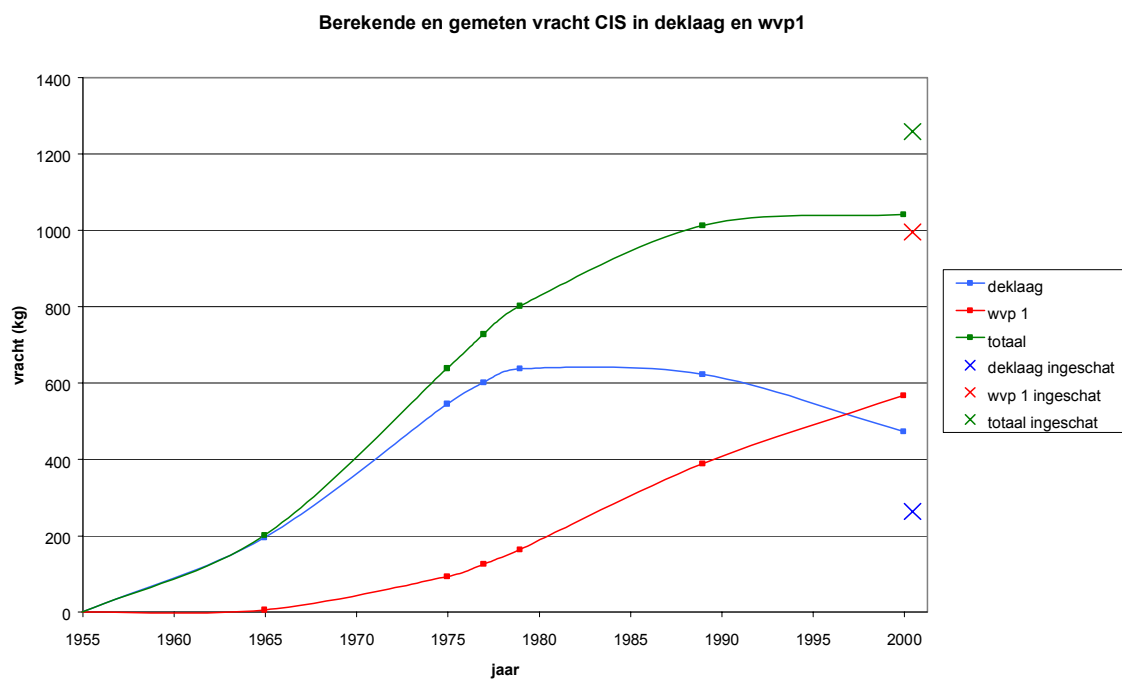


Fig. C19. Verloop van de vracht voor CIS.

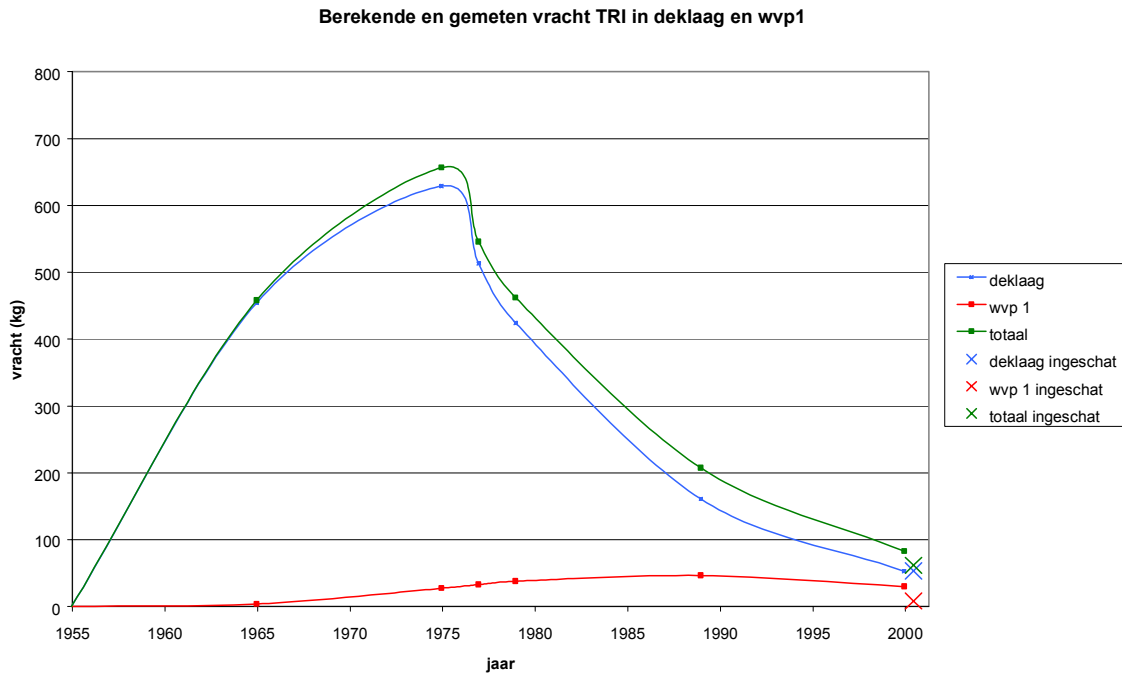


Fig. C20. Verloop van de vracht voor TRI.

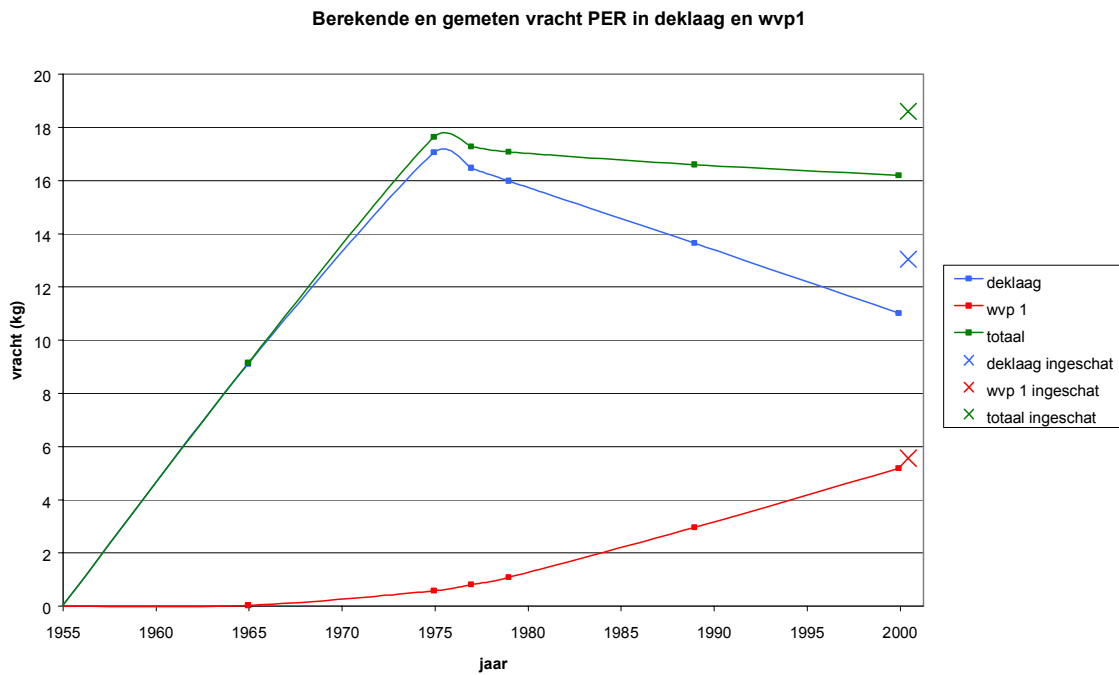


Fig. C21. Verloop van de vracht voor PER.

Uit de tabellen C11 tot en met C14 en de figuren C18 tot en met C21 kan worden geconcludeerd dat voor VC, TRI en PER een redelijke overeenkomst tussen de berekende en de ingeschatte opgeloste vracht is bereikt. Voor CIS is de afwijking relatief groot.

De parameters voor natuurlijke afbraak en retardatie voor en na de kalibratie zijn weergegeven in tabel C15.

Tabel C15. Waarden voor natuurlijke afbraak en retardatie voor en na de kalibratie.

| parameter | waarde voor de kalibratie | waarde na de kalibratie |
|--------------------|---------------------------|-------------------------|
| $K_{PCE} (d^{-1})$ | 0,054 | 0,0001 |
| $K_{TCE} (d^{-1})$ | 0,014 | 0,0008 |
| $K_{CIS} (d^{-1})$ | 0,047 | 0,0001 |
| $K_{VC} (d^{-1})$ | 0,043 | 0,0001 |
| R PER (-) | 3,33 | 4,89 ¹ |
| R TRI (-) | 2,47 | 3,45 ¹ |
| R CIS (-) | 1,93 | 2,55 ¹ |
| R VC (-) | 1,23 | 1,39 ¹ |

¹ Alleen voor de deklaag is de retardatiefactor verhoogd; voor het watervoerende pakket is de waarde gelijk gehouden.

C7.5 Conclusies ten aanzien van de kalibratie

Het feit in acht nemende dat bij de kalibratie slechts een beperkte hoeveelheid informatie beschikbaar stond, kan worden gesteld dat toch een bevredigend resultaat is bereikt. Zo is er weinig tot geen informatie over het startmoment van de verontreiniging en de hoeveelheid verontreiniging die in de bodem terecht is gekomen, en over het verloop in de tijd van de mate waarin verontreiniging plaatsvond. Ook zijn er relatief weinig gegevens over het temporele verloop van concentraties van CKW's in het brongebied en met name van het pluimgebied.

De hoeveelheid vracht die is ingeschat op basis van gemeten concentraties en de berekende hoeveelheid komen redelijk overeen. De totale hoeveelheid opgeloste CKW's is ingeschat op 1670 kg en de berekende hoeveelheid is circa 1510 kg. Gezien de gevoeligheid van het model voor de afbraakcoëfficiënt is dit een bevredigend resultaat. Er kan worden gesteld dat hetzelfde resultaat voor wat betreft de vrachten bereikt kan worden met meer invoer van verontreiniging en een hogere afbraakcoëfficiënt, maar getracht is om voor de hoeveelheid ingevoerde vracht 'zo laag mogelijk' te blijven.

De gekalibreerde waarden voor de afbraakcoëfficiënten zijn relatief laag en veel lager dan de waarden waarvan in eerste instantie werd uitgegaan. Dit verschil kan worden verklaard doordat de initiële waarden deels zijn ingeschat op basis van laboratoriumwaarden.

C8 Resultaten van de variantberekeningen

Voor simulatie van de werking van het bioscherm zijn een aantal variantberekeningen uitgevoerd. In hoofdlijnen gaat het om vier hoofdvarianten:

1. autonome ontwikkeling;
2. werking van het bioscherm met lage waarden voor de afbraakparameters;
3. werking van het bioscherm met gemiddelde waarden voor de afbraakparameters;
4. werking van het bioscherm met hoge waarden voor de afbraakparameters.

Voor de afbraakparameters zijn dus verschillende waarden gebruikt. Ten eerste zijn dat de waarden die uit de oorspronkelijke kalibratie naar voren zijn gekomen. Verder zijn er op basis van recente literatuur en ingebrachte ervaringswaarden ook berekeningen uitgevoerd met enigszins hogere afbraaksnelheden.

Tevens is gerekend met het gemiddelde van deze hogere waarden en de waarden die uit de kalibratie naar voren zijn gekomen. Aangenomen wordt dat de bandbreedte voor de afbraakparameters ligt tussen de lage en hoge waarden.

In tabel C16 is een overzicht van de gehanteerde waarden weergegeven.

Tabel C16. Gehanteerde afbraakparameters van de variantberekeningen.

| | K laag (d ⁻¹) | K gemiddeld (d ⁻¹) | K hoog (d ⁻¹) |
|------------------|---------------------------|--------------------------------|---------------------------|
| K _{PCE} | 0,0001 | 0,0002 | 0,002 |
| K _{TCE} | 0,0008 | 0,0016 | 0,002 |
| K _{CIS} | 0,0001 | 0,00025 | 0,0007 |
| K _{VC} | 0,0001 | 0,00025 | 0,0007 |

Alle varianten zijn in eerste instantie doorgerekend tot 2050, maar later ook tot 2100. Voor het bioscherm is een ligging aangenomen langs het gehele gebouw E55 in het gebied waar de pluim voorkomt. Het bioscherm is daarmee dus groter gesimuleerd dan zoals het nu daadwerkelijk voor de pilottest is aangelegd. Aangenomen wordt dat het bioscherm een volledige afbraak tot gevolg heeft.

Bij de vier varianten is er in eerste instantie van uitgegaan dat een eventuele kern van verontreiniging is uitgedoofd. Wanneer in termen van secundaire en primaire pluimen zou worden gesproken, wordt er daarbij van uitgegaan dat een primaire pluim niet meer aanwezig is, alleen nog maar een secundaire pluim. Het is voor deze berekeningen verder niet relevant wanneer het uitdoofmoment zou zijn geweest (bijvoorbeeld 1975 of 1995). Gerekend wordt met de pluim van 2000, waarbij de concentraties in en het verloop van de pluim worden losgelaten.

Om de gevoeligheid van het systeem voor het vastzetten van een bron te testen, is ook een autonome variant doorgerekend waarbij het brongebied van de verontreiniging is vastgezet (vaste bron). Aangenomen is een brongebied met een afmeting van circa 20 bij 25 m, onder gebouw E55. De voeding vanuit dit brongebied bedraagt voor PER, TRI, CIS en VC respectievelijk circa 1,8, 8,8, 1,5 en 0,3 kg/j. Deze voeding is dus voor de gehele periode vastgezet.

De uitkomsten van de berekeningen zijn weergegeven in de figuren C22 en C23. De resultaten zijn alleen van CIS en VC zijn weergegeven, omdat dit de voornaamste stoffen zijn die benedenstrooms van het bioscherm in het watervoerende pakket voorkomen.

Het meest opvallende wat uit de figuren C22 en C23 kan worden geconcludeerd is dat de waarde van de afbraakparameter zeer bepalend is voor het berekende vrachtverloop. In het geval dat de afbraakparameter 'laag' wordt genomen blijkt het volgende:

- De piek van CIS en VC in het eerste watervoerende pakket is nog niet bereikt.
- Het verloop van de vracht in het eerste watervoerende pakket wordt slechts gedeeltelijk beïnvloed door het bioscherm. Een gedeelte van de vracht bevindt zich reeds stroomafwaarts van het bioscherm en wordt niet meer beïnvloed door de werking van het bioscherm. De flux vanuit de deklaag wordt wel voor een belangrijk deel stopgezet. In hoofdstuk 3 van het rapport zijn de figuren van de pluimontwikkeling weergegeven.

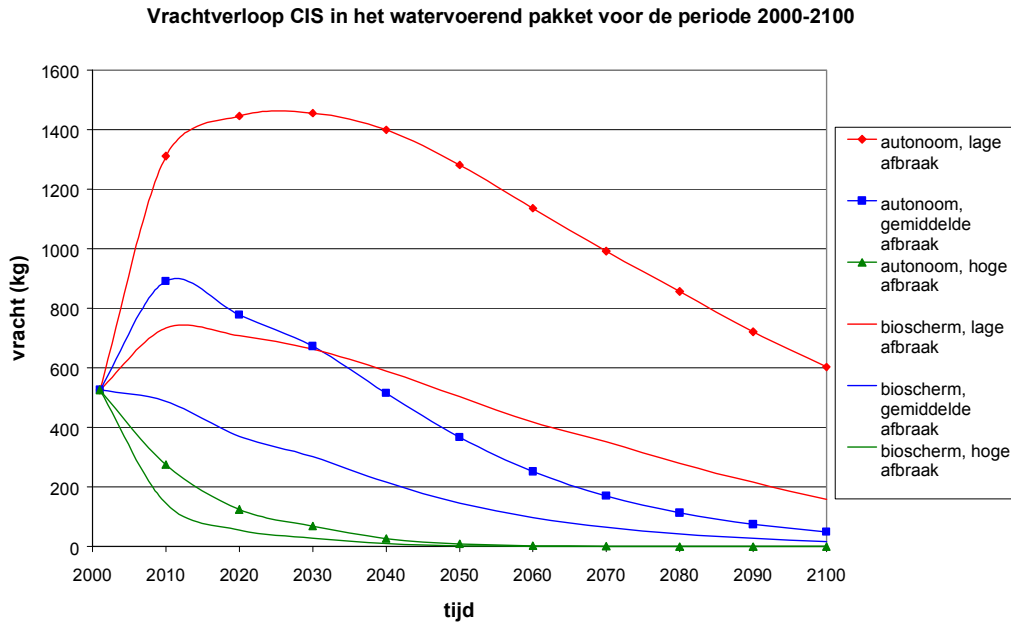


Fig. C22. Vrachtverloop van CIS in het watervoerende pakket voor de periode 2000 - 2100.

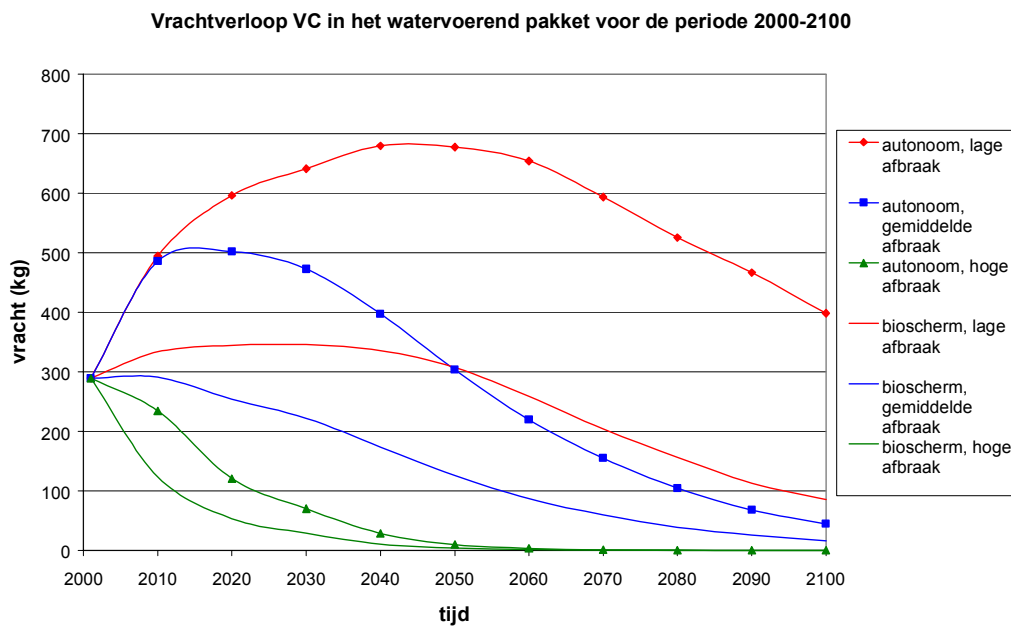


Fig. C23. Vrachtverloop van VC in het watervoerende pakket voor de periode 2000 - 2100.

C9 Literatuur

1. Grondwaterkaart van Nederland, kaartblad 51 Oost.
Dienst Grondwaterverkenning TNO, Delft, december 1972.
2. Verkennend onderzoek bedrijfsterrein DAF Geldropseweg Eindhoven.
Grontmij Advies & Techniek bv, Zeist, mei 1993.
3. Saneringsplan beitskerij bedrijfsterrein DAF-Trucks NV Geldropseweg te Eindhoven.
Grontmij afdeling Milieu, Eindhoven, mei 1995.

4. Interim rapportage DAF-Trucks te Eindhoven, onderdeel Nader Onderzoek.
Grontmij Zuid bv, Eindhoven, maart 1996.
5. Ras, N. van, J.T.C. Grotenhuis, J.L.A. Slenders, A.A.M. Langenhoff, J. Ter Meer en P.A.A. Verhaagen, 2000.
Intrinsieke biorestauratie binnen een omvangrijke CKW-verontreiniging - Fase 1: Veldkarakterisatie en laboratoriumonderzoek.
CUR/NOBIS-rapport 95-2-09, CUR/NOBIS, Gouda, maart 2000.
6. Todd, D.K., 1959.
Groundwater Hydrology.
John Wiley & Sons, Inc., second edition, 1980.
7. Gehrels, J.C., 1999.
Groundwater level fluctuations, separation of natural from anthropogenic influences and determination of groundwater recharge in the Veluwe area, The Netherlands.
Amsterdam, juni 1999.

BIJLAGE D

ACHTERGROND VAN DE BATCHEXPERIMENTEN

D1 Gebruikt sediment

De hoeveelheid elektronendonor, die nodig is om een gereduceerde zone te creëren, wordt met name bepaald door de alternatieve elektronenacceptoren die aanwezig zijn in sediment en grondwater. In het sediment kan hierbij worden gedacht aan amorfe ijzer(hydr)oxiden, die eerst moeten worden gereduceerd om een gunstig redoxklimaat te garanderen. De elektronenvraag van het sediment, dat is de hoeveelheid elektronen die nodig is om de geoxideerde componenten in het sediment te reduceren, wordt oxidatiecapaciteit genoemd. Daarnaast wordt de behoefte aan elektronendonor bepaald door de hoeveelheid alternatieve elektronenacceptoren in het grondwater (bijvoorbeeld nitraat en sulfaat).

Er is een drietal boringen verricht (zie tabel D1) om sediment te verkrijgen voor de batchexperimenten en de benodigde oxidatiecapaciteitsbepaling. De oxidatiecapaciteitsmetingen zijn uitgevoerd door TNO-NITG en in deze bijlage opgenomen onder D2.

Tabel D1. Sedimentmonsters.

| boring | diepte | oxidatiecapaciteit ^a | organisch stofgehalte | FeCO ₃ en CaCO ₃ | opmerkingen | code |
|----------|------------------|---------------------------------|-----------------------|--|--|------|
| | | Mg Fe/kg | (% van droge stof) | (% van droge stof) | | |
| boring 1 | 12,9 - 13,3 m-mv | 197,7 ± 1,5 | 4,4 ± 1,9 | 6,7 ± 3,7 | leem in onderste 10 - 15 cm ^b | B1 |
| | 13,3 - 13,7 m-mv | | | | | |
| | 24,7 - 25,1 m-mv | | | | | |
| boring 2 | 10,0 - 10,4 m-mv | 46,3 ± 3,0 | 1,7 ± 0,5 | 1,7 ± 0,6 | | B2A |
| | 10,4 - 10,8 m-mv | | | | | |
| | 10,8 - 11,2 m-mv | | | | | |
| | 11,2 - 11,6 m-mv | | | | | |
| boring 3 | 16,9 - 17,3 m-mv | 51,4 ± 6,5 | 1,0 ± 0,2 | 1,1 ± 0,2 | | B2B |
| | 17,3 - 17,7 m-mv | | | | | |
| | 17,7 - 18,1 m-mv | | | | | |
| boring 3 | 30,0 - 30,4 m-mv | 628,7 ± 86,5 | 2,4 ± 0,1 | 5,6 ± 0,2 | | |
| | 44,0 - 44,4 m-mv | 324,9 ± 46,8 | 1,9 ± 0,6 | 6,2 ± 1,2 | | |

^a De oxidatiecapaciteit is bepaald met oxalaat/oxaalzuurextractie in duplo.

^b De onderste 10 - 15 cm is niet gebruikt voor batchtests.

D2 Oxidatiecapaciteitsmetingen van het sediment

D2.1 Reductiecapaciteit in de bodem bij het DAF-terrein te Eindhoven

Werkwijze van de ijzeroxide-extractie

Bij de *hydroxylamine-extractie* wordt 35 ml 0,25 M hydroxylamine-HCl - 0,25 M HCl toegevoegd aan ± 1 g grondmonster (droog gewicht) en wordt gedurende 30 minuten geschud in een waterbad van 50 °C. Voor de *oxalaatextractie* wordt eveneens circa 1 g sediment afgewogen en wordt het behandeld met 35 ml 0,2 M ammoniumoxalaat in 0,1 M ascorbinezuur; de schudtijd is 30 minuten in een waterbad van 96 °C. De extracten worden gecentrifugeerd, waarna de extracten op totaal-Fe en Al worden geanalyseerd met behulp van ICP-AES (extra elementen zijn toegevoegd).

Opmerkingen

De verdunningsfactoren zijn toegevoegd, zodat voor ieder element en monster de detectiegrens kan worden berekend.

In de hydroxylamine-extractie worden alleen de amorfe ijzeroxiden aangepakt. Bij de oxalaat-extractie worden zowel de amorfe als de kristallijne Fe-oxiden opgelost tezamen met mogelijk Fe-carbonaat, amorfe Fe-sulfiden en, in beperkte mate, Fe-silicaten.

De ijzer- en aluminiumgehalten zijn op elkaar gedeeld om het korrelgrootte-effect, zo goed als mogelijk, te elimineren. In de oxalaatextractie wordt meer ijzer gemeten dan in de hydroxylamine-extractie, maar wanneer er voor het korrelgrootte-effect wordt gecorrigeerd lopen de gehalten niet ver uiteen. In het geval van de hogere Fe-gehalten (500 - 700 ppm) zal het merendeel Fe-oxiden zijn. Een XRF-analyse zou dit verder kunnen onderbouwen, omdat dan de totale hoeveelheid ijzer wordt geanalyseerd.

De 1 % sideriet in monster 2 is onwaarschijnlijk. Dit is pas zeker wanneer via een onafhankelijke methode sideriet wordt aangetoond (SEM, microscopie). In monster 2 zit meer organische stof en het lijkt erop dat bij 550 °C niet al het organische stof is verbrand, zodat er een zogenaamd na-ijleffect optreedt.

Calciumcarbonaat zit er wel degelijk in wanneer de ICP-getallen worden vergeleken met die van de TGA. De hydroxylamine-extractie geeft meer carbonaat dan de oxaalzuurstap, omdat de pH van de hydroxylaminestap lager is (\pm pH 3).

Om een idee te krijgen hoeveel klei er in de monsters zit kan naar de verhouding in %/% Fe/Al in kleimineralen worden gekeken, die is ongeveer 1:3. Deze verhouding wordt terug gezien in de monsters 3 en 4.

Resultaten:

| Code | Sample | Unit | Al 396.152 | Ba 455.403 | Ca 315.887 | Cr 205.560 | Fe 259.940 | K 766.491 |
|------|---|---------------------------------------|------------|------------|------------|------------|------------|-----------|
| | b.g. | | 0,10 | 0,05 | 0,10 | 0,05 | 0,05 | 0,95 |
| | n.b. Voor detectiegrenzen in het monster bovenstaande getallen met verdunnings factor | | | | | | | |
| | methode | extr 3 oxalaat/oxaalzuur | | | | | | |
| 1 | 1331 | mg/l | 370,28 | 3,40 | 22,66 | <b.g. | 198,13 | 37,63 |
| 2 | 1332 | mg/l | 521,00 | 4,59 | 35,29 | 1,87 | 195,23 | 48,77 |
| 3 | 1333 | mg/l | 125,84 | 2,26 | 20,22 | <b.g. | 43,27 | <b.g. |
| 4 | 1334 | mg/l | 148,65 | 2,66 | 20,90 | <b.g. | 49,32 | <b.g. |
| 5 | 1335 | mg/l | 70,31 | <b.g. | 23,98 | <b.g. | 57,95 | <b.g. |
| 6 | 1336 | mg/l | 72,89 | <b.g. | 24,91 | <b.g. | 44,91 | <b.g. |
| 7 | 1337 | mg/l | 388,95 | 4,08 | 31,73 | 1,86 | 715,12 | 46,60 |
| 8 | 1338 | mg/l | 313,85 | 4,02 | 41,63 | 1,68 | 542,18 | 27,71 |
| 9 | 1339 | mg/l | 204,06 | 2,40 | 32,54 | <b.g. | 371,73 | 30,65 |
| 0 | 1340 | mg/l | 141,51 | 1,86 | 24,61 | <b.g. | 278,15 | <b.g. |
| | methode | extr 4 (hydroxyl amine hydrochloride) | | | | | | |
| 1 | 1341 | mg/l | 28,66 | 1,29 | 72,08 | <b.g. | 12,64 | 9,34 |
| 2 | 1342 | mg/l | 137,61 | 7,58 | 512,63 | <b.g. | 68,17 | 54,19 |
| 3 | 1343 | mg/l | 50,54 | 2,43 | 111,04 | <b.g. | 22,99 | <b.g. |
| 4 | 1344 | mg/l | 64,44 | 3,37 | 146,26 | <b.g. | 24,87 | <b.g. |
| 5 | 1345 | mg/l | 35,54 | <b.g. | 92,50 | <b.g. | 35,36 | <b.g. |
| 6 | 1346 | mg/l | 36,35 | <b.g. | 83,50 | <b.g. | 42,16 | <b.g. |
| 7 | 1347 | mg/l | 65,10 | 4,16 | 200,93 | <b.g. | 149,24 | <b.g. |
| 8 | 1348 | mg/l | 61,55 | 4,14 | 198,56 | <b.g. | 124,36 | <b.g. |
| 9 | 1349 | mg/l | 66,70 | 2,35 | 242,29 | <b.g. | 130,79 | <b.g. |
| 0 | 1350 | mg/l | 66,35 | 2,05 | 175,16 | <b.g. | 114,68 | <b.g. |

| Code | Sample | Unit | Mg 280.270 | Mn 257.610 | Na 589.592 | P 213.618 | S 180.669 | Si 251.611 |
|------|---|------|------------|------------|------------|-----------|-----------|------------|
| | b.g. | | 0,05 | 0,05 | 0,10 | 0,20 | 0,20 | 0,20 |
| | n.b. Voor detectiegrenzen in het monster bovenstaande getallen met verdunnings factor | | | | | | | |

| methode | extr 3 oxalaat/oxaalzuur | | | | | | | |
|---------|--------------------------|------|--------|-------|-------|-------|-------|--------|
| 1 | 1331 | mg/l | 82,47 | <b.g. | 6,41 | <b.g. | <b.g. | 120,89 |
| 2 | 1332 | mg/l | 116,17 | 1,80 | 6,99 | <b.g. | <b.g. | 148,13 |
| 3 | 1333 | mg/l | 27,74 | <b.g. | 4,44 | <b.g. | <b.g. | 38,27 |
| 4 | 1334 | mg/l | 32,25 | <b.g. | <b.g. | <b.g. | <b.g. | 42,40 |
| 5 | 1335 | mg/l | 22,82 | <b.g. | <b.g. | <b.g. | <b.g. | 31,31 |
| 6 | 1336 | mg/l | 21,61 | <b.g. | <b.g. | <b.g. | <b.g. | 29,23 |
| 7 | 1337 | mg/l | 122,26 | 4,61 | 10,31 | <b.g. | <b.g. | 302,40 |
| 8 | 1338 | mg/l | 107,80 | 3,69 | 5,95 | <b.g. | 7,38 | 207,33 |
| 9 | 1339 | mg/l | 84,67 | 2,33 | 8,22 | <b.g. | 13,09 | 174,74 |
| 0 | 1340 | mg/l | 63,26 | <b.g. | 4,82 | <b.g. | 14,23 | 100,23 |

| methode | extr 4 (hydroxyl amine hydrochloride) | | | | | | | |
|---------|---------------------------------------|------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| 1 | 1341 | mg/l | 15,33 | <b.g. | 1,79 | <b.g. | <b.g. | 14,90 |
| 2 | 1342 | mg/l | 92,74 | <b.g. | 8,71 | <b.g. | <b.g. | 71,65 |
| 3 | 1343 | mg/l | 36,87 | <b.g. | <b.g. | <b.g. | <b.g. | 30,19 |
| 4 | 1344 | mg/l | 44,10 | <b.g. | <b.g. | <b.g. | <b.g. | 34,65 |
| 5 | 1345 | mg/l | 35,07 | <b.g. | <b.g. | <b.g. | <b.g. | 28,96 |
| 6 | 1346 | mg/l | 31,11 | <b.g. | <b.g. | <b.g. | <b.g. | 33,79 |
| 7 | 1347 | mg/l | 40,66 | <b.g. | <b.g. | <b.g. | <b.g. | 33,89 |
| 8 | 1348 | mg/l | 41,45 | <b.g. | <b.g. | <b.g. | 11,52 | 31,91 |
| 9 | 1349 | mg/l | 40,17 | <b.g. | <b.g. | 76,73 | 20,90 | 49,89 |
| 0 | 1350 | mg/l | 40,43 | <b.g. | 5,26 | 45,01 | 21,08 | 60,16 |

| Code | Sample | Unit | Ti 334.941 | Zn 202.548 | verdunningsfactor | Fe/Al ox. | Fe/Al Hydr. |
|------|---|------|------------|------------|-------------------|-----------|-------------|
| | b.g. | | 0,05 | 0,05 | | | |
| | n.b. Voor detectiegrenzen in het monster bovenstaande getallen met verdunnings factor | | | | | | |

| methode | extr 3 oxalaat/oxaalzuur | | | | | | |
|---------|--------------------------|------|-------|-------|-------|------|------|
| 1 | 1331 | mg/l | 4,30 | 2,20 | 28,91 | 0,54 | 0,44 |
| 2 | 1332 | mg/l | 3,66 | 1,95 | 33,74 | 0,37 | 0,50 |
| 3 | 1333 | mg/l | 1,46 | <b.g. | 26,20 | 0,34 | 0,45 |
| 4 | 1334 | mg/l | 1,62 | <b.g. | 29,08 | 0,33 | 0,39 |
| 5 | 1335 | mg/l | 2,08 | 2,36 | 28,27 | 0,82 | 1,00 |
| 6 | 1336 | mg/l | 2,06 | 1,55 | 30,80 | 0,62 | 1,16 |
| 7 | 1337 | mg/l | 18,96 | 4,10 | 27,44 | 1,84 | 2,29 |
| 8 | 1338 | mg/l | 17,54 | 3,96 | 30,64 | 1,73 | 2,02 |
| 9 | 1339 | mg/l | 10,44 | 3,65 | 32,83 | 1,82 | 1,96 |
| 0 | 1340 | mg/l | 7,43 | 3,18 | 31,50 | 1,97 | 1,73 |

| methode | extr 4 (hydroxyl amine hydrochloride) | | | | |
|---------|---------------------------------------|------|-------|-------|-------|
| 1 | 1341 | mg/l | <b.g. | 0,58 | 9,63 |
| 2 | 1342 | mg/l | <b.g. | 2,45 | 42,30 |
| 3 | 1343 | mg/l | <b.g. | <b.g. | 38,98 |
| 4 | 1344 | mg/l | <b.g. | <b.g. | 43,41 |
| 5 | 1345 | mg/l | 2,50 | 2,95 | 43,56 |
| 6 | 1346 | mg/l | 2,22 | <b.g. | 38,54 |
| 7 | 1347 | mg/l | 2,46 | 3,00 | 36,57 |
| 8 | 1348 | mg/l | 2,49 | 2,57 | 37,13 |
| 9 | 1349 | mg/l | 2,97 | 3,27 | 39,33 |
| 0 | 1350 | mg/l | 3,14 | 3,00 | 39,41 |

| methode | TGA | temperatuur (C) | 105,00 | 480,00 | 550,00 | 800,00 | 1000,00 | siderite als CaCO ₃ | |
|---------|------------|-----------------|----------|-------------------------------|---|----------------------|---------|--------------------------------|------|
| ID Code | Weight | DROOG | ORG STOF | SIDERITE (% CO ₂) | CO ₂ D3 (% CO ₂) | CO ₂ STWT | | | |
| 1 | 2000050624 | 3,6770 | 13,52 | 0,34 | 0,10 | 0,06 | 0,02 | 0,26 | 0,14 |
| 2 | 2000050625 | 4,9005 | 16,25 | 1,01 | 0,47 | 0,20 | 0,04 | 1,24 | 0,45 |
| 3 | 2000050626 | 3,5610 | 16,14 | 0,19 | 0,05 | 0,02 | 0,02 | 0,13 | 0,05 |
| 4 | 2000050627 | 3,6691 | 11,21 | 0,23 | 0,06 | 0,04 | 0,02 | 0,16 | 0,09 |
| 5 | 2000050628 | 4,1555 | 20,22 | 0,16 | 0,05 | 0,02 | 0,01 | 0,13 | 0,05 |
| 6 | 2000050629 | 3,7493 | 12,45 | 0,14 | 0,03 | 0,04 | 0,01 | 0,08 | 0,09 |
| 7 | 2000050630 | 3,5726 | 11,90 | 0,29 | 0,14 | 0,12 | 0,03 | 0,37 | 0,27 |
| 8 | 2000050631 | 4,2608 | 11,71 | 0,27 | 0,15 | 0,12 | 0,03 | 0,40 | 0,27 |
| 9 | 2000050632 | 4,4572 | 7,91 | 0,19 | 0,11 | 0,13 | 0,04 | 0,29 | 0,30 |
| 0 | 2000050633 | 3,7656 | 12,22 | 0,16 | 0,11 | 0,14 | 0,04 | 0,29 | 0,32 |

Resultaten TGA in % gewichtsverlies ten opzichte van het droog gewicht (gewicht over bij 105 °C)
Fasen zijn operationeel gedefinieerd; afhankelijk van korrelgrootte, concentratie, kristalvorm enz.
Sideriet- en calciet-waarden slechts indicatief, alleen kwantitatief gebruiken wanneer fasen onafhankelijk worden aangetoond (SEM; microscopie)

D3 Karakterisatie van elektronendonoren en grondwater

Van de elektronendonoren is het totaalgehalte aan organisch koolstof (TOC) berekend, bepaald (G31) of geschat (zie tabel D2). De vluchtige vetzuren worden als een mengsel van lactaat, acetaat, propionaat en butyraat gedoseerd in een verhouding van 1:1:1:1, op basis van elektronequivalenten (eeq). G31 en protamylasse bevatten naast TOC ook nog stikstof en fosfor (als fosfaat) die mogelijk als nutriënten kunnen dienen voor de dechlorerende bacteriën. Het nadeel van deze elektronendonoren is dat ze ook een aanzienlijke hoeveelheid sulfaat bevatten.

Tabel D2. Karakteristieken van elektronendonoren.

| | reductiecapaciteit (meeq g ⁻¹) | TOC (mg g ⁻¹) | NH ₄ (mg N l ⁻¹) | N _{kj} (mg N l ⁻¹) | PO ₄ ³⁻ (mg P l ⁻¹) | P _{totaal} (mg P l ⁻¹) | SO ₄ ²⁻ (mg l ⁻¹) | overige componenten |
|--------------|--|---------------------------|---|---|---|---|---|--|
| methanol | 188 | 375 | | | | | | |
| citroenzuur | 93,8 | 375 | | | | | | |
| G31 | 71,9 | 216 ^{a, b} | 2.100 | 48.000 | 1.700 | 4.300 | 770 | |
| protamylasse | 100 ^c | 300 ^{a, c} | 3.500 | 32.000 | 20.300 | 6.400 | 18.000 | organische zuren, aminozuren, suikers, K, Mg, Ca, Na, Cl ⁻ , NO ₃ ⁻ |
| lactaat | 107 | 400 | | | | | | |
| acetaat | 97 | 400 | | | | | | |
| propionaat | 146 | 486 | | | | | | |
| butyraat | 187 | 570 | | | | | | |

- a g l⁻¹;
b berekend;
c schatting;

blanco: voor zover bekend niet aanwezig.

Voor de karakterisering van het grondwater zijn twee verschillende peilbuizen in de stroombaan onderzocht (zie tabel D3). Het grondwater bevat tussen 10 en 13 m-mv relatief lage hoeveelheden gechloteerde verbindingen. Het grondwater op 16 tot 17 m-mv is sterker verontreinigd met CIS en 1,1-DCA. Daarnaast waren in het diepere grondwater ook nog andere gechloteerde verbindingen aanwezig, namelijk PER (1,1 mg/l), TRI (0,03 mg/l), 1,1,1-TCA (0,3 mg/l), 1,1-DCE (1,2 mg/l), tDCE (0,1 mg/l), 1,2-DCA (2,2 mg/l) en VC (8,4 mg/l). Het grondwater bevat geringe hoeveelheden nutriënten (N en P). Wel is 30 tot 100 mg/l sulfaat in het grondwater aanwezig. Dit is een alternatieve elektronenacceptor die invloed zou kunnen hebben op de hoeveelheid elektronendonoren die moet worden toegevoegd.

Tabel D3. Karakteristieken van grondwater.

| | | NOB1 11,8 - 12,8 m-mv | C47-3 16,0 - 17,0 m-mv |
|--------------------------------------|----------------------|--------------------------|---------------------------|
| CIS (DCE) + 1,1-DCA ¹ | Mg l ⁻¹ | 1.942 | 39,23 |
| ijzer(II) | Mg l ⁻¹ | 11 | 1,9 |
| ammonium | Mg N l ⁻¹ | 0,30 | 0,30 |
| nitriet | Mg N l ⁻¹ | < 0,02 | < 0,02 |
| nitraat | Mg N l ⁻¹ | < 0,05 | < 0,05 |
| stikstof (Kjeldahl) | Mg N l ⁻¹ | 2,4 | < 0,5 |
| ortofosfaat | Mg P l ⁻¹ | 0,02 | 0,08 |
| totaal fosfor | Mg P l ⁻¹ | 0,07 | 0,16 |
| totaal niet-organisch koolstof (TIC) | Mg l ⁻¹ | 62 | 60 |
| totaal organisch koolstof TOC | Mg l ⁻¹ | 7,8 | 17 |
| sulfaat | Mg l ⁻¹ | 92 | 27 |

¹ CIS en 1,1-DCA zijn met de gebruikte gaschromatografische methode helaas niet te scheiden. Via GC-MS is echter aangetoond dat de verhouding CIS:1,1-DCA in het proefgebied bij de aanvang ongeveer 10:1 is.

De toe te voegen hoeveelheid elektronendonor is gekoppeld aan de reductiecapaciteit van het sediment, die bij het inzetten van de experimenten is ingeschat op 2 g/kg sediment. Hierbij is uitgegaan van 10 maal de hoeveelheid elektronendonor die nodig is voor het overbruggen van de oxidatiecapaciteit en de reductieve dechlorering van chloorethenen en chloorethanen. Door TNO-NITG is de oxidatiecapaciteit bepaald op de 0,05 tot 0,2 g/kg sediment (zie D2 van deze bijlage). Dit betekent concreet dat ongeveer 17 maal de benodigde hoeveelheid elektronendonor aan de batches is toegevoegd.

D4 Uitvoering

Het bodemmateriaal is tijdens het plaatsen van centrale monitoringsbuizen in de verontreinigde zone gestoken en anaëroob naar TNO-MEP vervoerd. De sedimentmonsters van gelijke hoogte zijn gemengd nadat een monster is genomen voor de bepaling van de oxidatiecapaciteit.

Het grondwater van de locatie is in afgesloten geheel afgevulde flessen van een niet-zuurstofdoorlatend materiaal naar TNO-MEP vervoerd. De vervuilde grond en het grondwater zijn in gekoelde toestand (4 - 12 °C) geleverd aan TNO-MEP. De batches (zie tabel D4) zijn binnen enkele dagen na de aanlevering van de monsters ingezet.

De hoeveelheid elektronendonor die is toegevoegd is bepaald aan de hand van de benodigde hoeveelheid elektronequivalenten (eeq) voor de reductie van de geoxideerde verbindingen in grondwater en sediment (zie tabel D5).

De batches (200 ml flessen) zijn in een anaërobe tent gevuld met circa 40 gram grond en aangevuld met 210 ml grondwater. Indien nodig is de hoeveelheid CIS- en 1,1-DCA-concentratie aangevuld tot respectievelijk 10 - 20 en 3 - 7 mg/l.

Tabel D4. Opzet van de batchexperimenten.

| serie | sediment | conditie | substraat |
|--------|---------------|---|--|
| A1 | B1 (13 m-mv) | anaëroob niet gestimuleerd | aanvankelijk geen, later PM |
| A2 | B2A (10 m-mv) | anaëroob niet gestimuleerd | aanvankelijk geen, later PM |
| A3 | B2B (17 m-mv) | anaëroob niet gestimuleerd | geen |
| B1, B2 | B1 (13 m-mv) | anaëroob gestimuleerd | methanol + G31 + CZ (8:1:1) ¹ |
| C1, C2 | B1 (13 m-mv) | anaëroob gestimuleerd | vetzuren |
| D1, D2 | B2A (10 m-mv) | anaëroob gestimuleerd | methanol |
| E1, E2 | B2A (10 m-mv) | anaëroob gestimuleerd | methanol + CZ (9:1) ¹ |
| F1, F2 | B2A (10 m-mv) | anaëroob gestimuleerd | G31 |
| G1, G2 | B2A (10 m-mv) | anaëroob gestimuleerd | vetzuren |
| H1, H2 | B2A (10 m-mv) | anaëroob gestimuleerd | methanol + G31 + CZ (8:1:1) ¹ |
| I1, I2 | B2B (17 m-mv) | anaëroob gestimuleerd | methanol |
| K1, K2 | B2B (17 m-mv) | anaëroob gestimuleerd | methanol + CZ (9:1) ¹ |
| L1, L2 | B2B (17 m-mv) | anaëroob gestimuleerd | G31 |
| M1, M2 | B2B (17 m-mv) | anaëroob gestimuleerd | vetzuren |
| N1, N2 | B2B (17 m-mv) | anaëroob gestimuleerd | methanol + G31 + CZ (8:1:1) ¹ |
| O1 | B2A (10 m-mv) | anaëroob gestimuleerd + CIS ² | methanol + G31 + CZ (8:1:1) ¹ |
| O2 | B2B (17 m-mv) | anaëroob gestimuleerd + 1,1-DCA ² | vetzuren |
| P1 | B2A (10 m-mv) | anaëroob gestimuleerd + CIS ² | vetzuren |
| P2 | B2B (17 m-mv) | anaëroob gestimuleerd + 1,1-DCA ² | methanol + G31 + CZ (8:1:1) ¹ |
| Q1 | B1 (13 m-mv) | geautoclaveerd + HgCl ₂ ³ | geen |
| Q2 | B2A (10 m-mv) | geautoclaveerd + HgCl ₂ ³ | geen |
| Q3 | B2B (17 m-mv) | geautoclaveerd + HgCl ₂ ³ | geen |

¹ Toegevoegd op eeq-basis.

² Toegevoegd in concentratie zoals in grondwater; de experimenten worden uitgevoerd in grondwater van 10 m (bevat zeer lage concentraties CIS en 1,1-DCA). Grondwater van 17 m wordt gebruikt voor de rest van de batches aangezien dit voldoende CIS en 1,1-DCA bevat. Aan O1 en P1 zijn 1,25 ml van een met verzadigde CIS anaëroobe waterige oplossing (concentratie 5 g/l) toegevoegd en aan batches O2 en P2 zijn 0,21 ml van een met verzadigde 1,1-DCA anaëroobe waterige oplossing (concentratie 6 g/l) toegevoegd.

³ De batches zijn 2 uur geautoclaveerd. Het volume in de batches bedraagt 175 ml vanwege de overdruk tijdens het autoclavieren. Er is 1 ml van een 70 g HgCl₂ l⁻¹ oplossing per batch toegevoegd.

Tabel D5. Elektronenacceptoren in grondwater en sediment.

| | omzetting | concentratie | | benodigde eeq | totaal |
|------------|-------------------|--------------|-----------|---------------|-----------------------------|
| grondwater | CS → ethaan | 30 mg/l | 6 eeq/mol | 1,86 meeq/l | |
| | 1,1-DCA → ethaan | 7 mg/l | 4 eeq/mol | 0,28 meeq/l | |
| | sulfaat → sulfide | 50 mg/l | 8 eeq/mol | 4,17 meeq/l | |
| | | | | | 1,58 meeq/batch |
| sediment | 2 g Fe/kg | | | 35,8 meeq/kg | 1,43 meeq/batch |
| totaal | | | | | 3,01 · 10 = 30,1 meeq/batch |

De elektronendonorplossingen waren als volgt samengesteld (per batch werd, wanneer van toepassing, 1 ml van de oplossing toegevoegd om de gewenste hoeveelheid elektronequivalenten in oplossing te krijgen):

- *methanol + G31 + citroenzuur* (8:1:1)
methanol: 162 ml/l;
G31: 35,8 g/l;
citraenzuur: 35,7 g/l.
- *VFA*
lactaat: 70,3 g/l;
acetaat: 77,53 g/l;
propionaat: 51,51 g/l;
butyraat: 41,31 g/l.
- *methanol*
methanol: 202 ml/l.
- *methanol + citroenzuur* (9:1)
methanol: 182 ml/l;
citraenzuur: 35,8 g/l.
- *G31*
G31: 418 g/l.

Na een maand zijn nutriënten ($50 \text{ mg l}^{-1} \text{ NH}_4\text{Cl}$) toegevoegd aan de batches A1, B1, C1 tot en met Q1. De pH is tijdens het experiment gemeten.

De batches werden schuddend geïncubeerd bij 20 °C. De batches waren afgesloten met een viton stop.

Door middel van gaschromatografische analyse zijn de chlooretheen-, chloorethaan-, etheen- en ethaanconcentraties in de tijd gevolgd. Ook zijn regelmatig de anionconcentraties (sulfaat, nitraat) door middel van IC-analyses bepaald. Daarnaast werden elke tweede meetronde de vetzuurconcentratie en tweewekelijks tot maandelijks de waterstofconcentratie in de batches door middel van gaschromatografie bepaald.

D5 Resultaten

D5.1 *Invloed van de verschillende elektronendonoren op de sulfaatreductie*

Bij de batchexperimenten is bevestigd dat een dechlorerende populatie in het sediment en het grondwater van de locatie aanwezig is. In alle gevallen is dechlorering pas waargenomen na een lag-fase van 20 dagen of meer. Dit is te verklaren door de aanwezigheid van sulfaat in het grondwater. In lijn met de resultaten van de batchexperimenten van fase 1 is vastgesteld dat dechlorering pas optreedt nadat het sulfaat vrijwel geheel is omgezet. Daarom wordt de invloed van de elektronendonor op de sulfaatreductie hier apart beschouwd.

In alle drie de sedimenten is sulfaat eerder gereduceerd dan de gechloreerde verbindingen (zie fig. D1). In de steriele (geautoclaveerde) en niet-gestimuleerde batches is conform de verwachting geen sulfaatreductie waargenomen. In het algemeen verloopt de sulfaatreductie in de batches met methanol of methanol/citraenzuur niet of langzaam. Alle andere geteste elektronendonor-(combinaties) stimuleren de sulfaatreductie. Binnen 4 weken is het sulfaat (aanvangsconcentratie 25 - 50 mg/l) in deze batches vrijwel geheel omgezet.

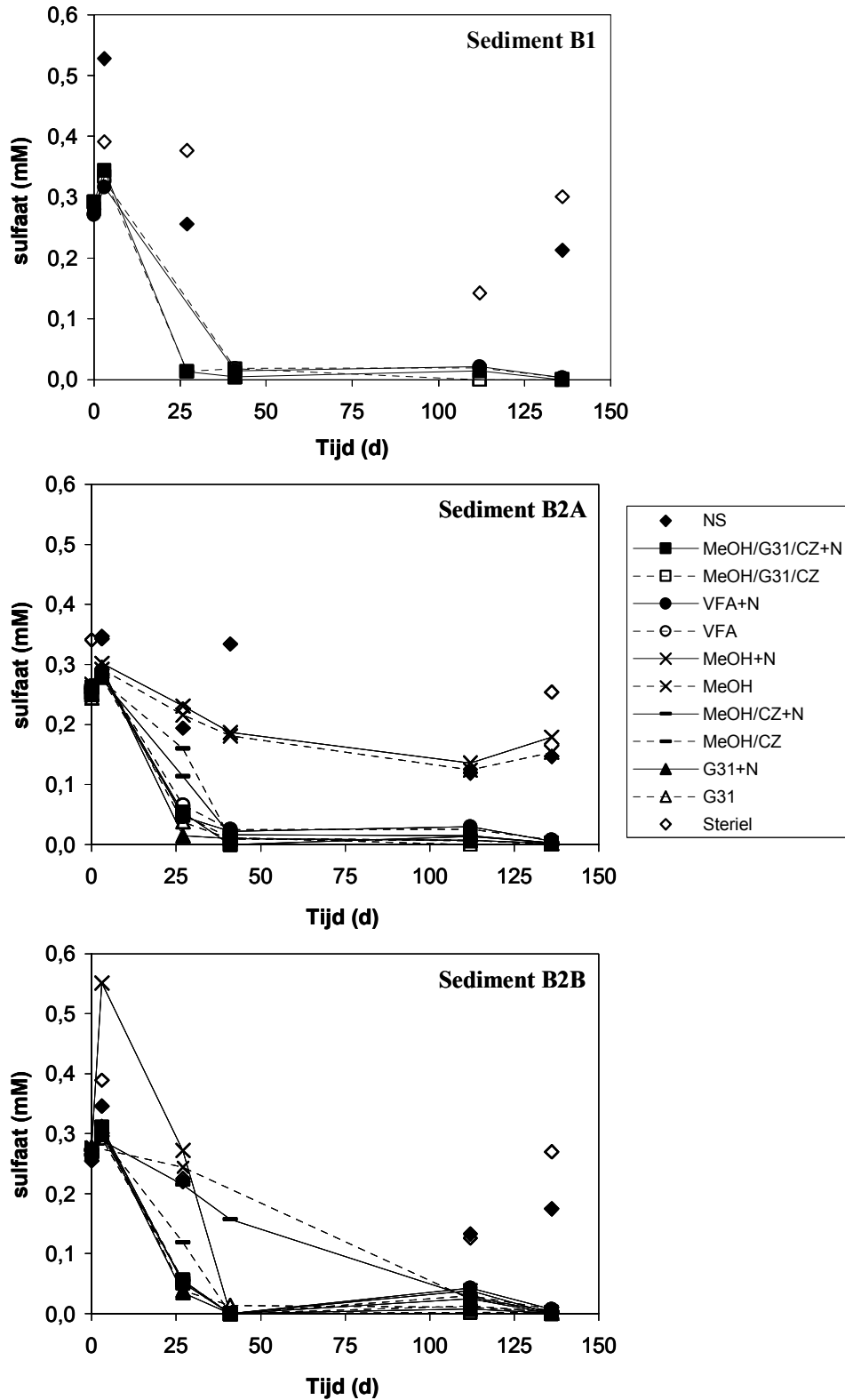


Fig. D1. Omzetting van sulfaat in de batchexperimenten (NS: niet gestimuleerd; MeOH/G31/CZ: methanol/G31/citroenzuur; VFA: mengsel van lactaat, acetaat, propionaat en butyraat; MeOH: methanol; MeOH/CZ: methanol/citroenzuur; N = NH₄Cl).

D5.2 *Invloed van verschillende elektronendonoren op de dechlorering van CIS* *Steriele en niet-gestimuleerde batches (series A tot 175 dagen en Q)*

In de steriele en niet-gestimuleerde batchexperimenten werd dechlorering van CIS of andere gechloreerde verbindingen niet waargenomen.

Methanol (MeOH) (series D en I)

In aanwezigheid van methanol als elektronendonor is in de meeste batches geen dechlorering van CIS of andere gechloreerde verbindingen waargenomen. In batch I2 (sediment B2B) is wel een afname van CIS en een toename van VC geconstateerd, maar dat was op het eind van het experiment. Omdat aan deze laatste batch geen NH_4Cl is toegevoegd, kan worden geconcludeerd dat toevoeging van extra nutriënten geen duidelijk effect heeft gehad.

Methanol/citroenzuur (MeOH/CZ) (series E en K)

De toevoeging van een mengsel van methanol en citroenzuur (verhouding 9:1 op basis van elektronequivalenten) heeft pas na een relatief lange lag-fase verwijdering van CIS en vorming van VC tot gevolg. In batch K2 (sediment B2B) is in het geheel geen afbraak geconstateerd. Omdat aan deze laatste batch geen NH_4Cl is toegevoegd, heeft de toevoeging van extra nutriënten mogelijk enig effect.

Methanol/G31/citroenzuur (MeOH/G31/CZ) (series B, H en N)

In aanwezigheid van een mengsel van methanol, G31 en citroenzuur (toegevoegd in verhouding 8:1:1 op basis van elektronequivalenten) is reductieve dechlorering van CIS waargenomen na een lag-fase van 44 tot 55 dagen. Slechts in de incubatie met sediment B2A waaraan geen N-bron is toegevoegd is geen afbraak van CIS gevonden. De toevoeging van een N-bron heeft bij de sedimenten B2 een positieve invloed op de snelheid waarmee CIS wordt omgezet. VC is in equimolaire hoeveelheden gevormd. Na 90 dagen incubatie is in de meeste batches de vorming van etheen uit VC waargenomen. Reductie van etheen naar ethaan heeft echter niet plaatsgevonden. Aan de batches H1 en N1 is, zoals eerder vermeld, na 90 dagen een methanogene cultuur toegevoegd. Dit heeft echter geen waarneembare gevolgen voor de omzetting van de gechloreerde verbindingen en de methaanvorming werd niet gestimuleerd.

G31 (series F en L)

De toepassing van G31 als elektronendonor resulteert in de vorming van VC uit CIS na een lag-fase van 55 tot 84 dagen. Uit CIS wordt vervolgens etheen gevormd. De afbraak gaat het snelst in batch F2 waar na 224 dagen nog maar weinig VC aanwezig is. Vorming van ethaan uit etheen is echter niet waargenomen. De toevoeging van extra nutriënten (naast N en P), die al in G31 aanwezig zijn, heeft een licht positief effect op de omzetting van CIS. Dit effect was echter minder dan verwacht op grond van de resultaten met bijvoorbeeld het methanol/G31/citroenzuurmengsel. Dit is te verklaren door het feit dat G31 zelf al aanzienlijke hoeveelheden stikstof bevat.

VFA (series C, G en M)

In aanwezigheid van vetzuren wordt CIS omgezet naar VC. De toevoeging van een N-bron resulteert in de series C en M (de sedimenten B1 en B2B) in een verkorting van de lag-fase naar respectievelijk 44 en 27 dagen. Daarbij wordt in deze batches (C1 en M1) al na 90 dagen VC verder omgezet naar etheen. Bij serie C (sediment B2A) heeft de toevoeging van de N-bron geen duidelijk effect. Omzetting naar etheen treedt, tegen het eind van het experiment, zelfs alleen op in de batch waaraan geen NH_4Cl is toegevoegd.

Protamylasse (serie A na 175 dagen)

Toevoeging van protamylasse resulteert relatief snel in omzetting van CIS tot VC en etheen.

D5.3 Omzetting van andere gechloreerde koolwaterstoffen

In de meeste batches zijn ook andere gechloreerde koolwaterstoffen omgezet (zie tabel D5). In de gevallen dat CIS wordt gedechlorerd, vindt eveneens verwijdering van 1,1-DCE plaats. Ook 1,2-DCA en tDCE worden in enkele gevallen omgezet. In batch B2 (sediment B1, geen N-bron) zijn vanaf dag 112 zeer geringe hoeveelheden chloorethaan gevonden. Dit kan het gevolg zijn van reductieve dechlorering van 1,1-DCA. Uit de resultaten met de series O en P moet echter worden geconcludeerd dat 1,1-DCA nauwelijks afbreekt. Bij de batchexperimenten waarbij 1,1-DCA aan het grondwater is toegevoegd (batches O2 en P2), wordt wel enig VC gevormd, maar de totale concentratie 'CIS' (= 1,1-DCA + CIS) neemt nauwelijks af. In de batches waaraan 1,1-DCE is toegevoegd (batches O1 en P1), is wel een duidelijke afname van 'CIS' merkbaar. Dit duidt erop dat vooral CIS wordt afgebroken en reductieve dechlorering van 1,1-DCA niet of nauwelijks plaatsvindt.

Ook TRI en 1,1,1-TCA worden niet of nauwelijks afgebroken. De verwachting was dat deze stoffen gemakkelijker en dus eerder zouden worden omgezet dan de lager gechloreerde koolwaterstoffen. De reden voor het uitblijven van de afbraak van de hoger gechloreerde chloorkoolwaterstoffen is mogelijk de mate van specialisatie van de opgehoopte micro-organismen. Door de lage concentraties waarin de hoger gechloreerde koolwaterstoffen in het grondwater aanwezig zijn, zijn mogelijk te weinig micro-organismen ontstaan die deze verbindingen kunnen afbreken. In figuur D2 is een typisch verloop van de verwijdering van gechloreerde koolwaterstoffen weergegeven.

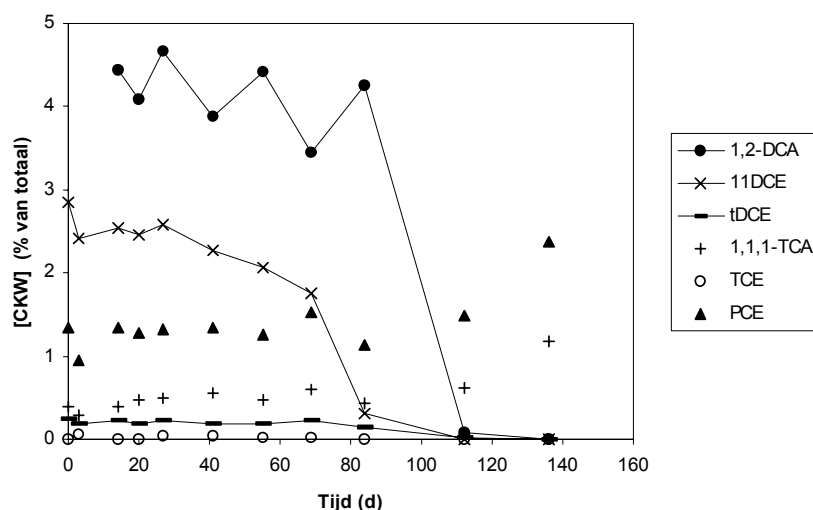


Fig. D2. Verloop van de concentratie van CKW's in een batchexperiment met sediment B2A en een mengsel van methanol, G31 en citroenzuur als elektronendonor en toevoeging van NH_4Cl als stikstofbron (batch H1).

D5.4 Het lot van de elektronendonor

Methanol (MeOH) (series D en I)

Gedurende de eerste 60 dagen wordt het methanol waarschijnlijk niet of nauwelijks verbruikt. Het H_2 -niveau blijft < 5 nM, terwijl acetaat en methaan slechts in geringe mate (minder dan $100 \mu\text{M}$) of niet worden gevormd. In de I-serie (sediment B2A) is verzuring opgetreden in de batches, hetgeen waarschijnlijk wordt veroorzaakt door vorming van acetaat uit methanol. Dit resulteert in een daling van de pH. De H_2 -concentratie stijgt in dat geval tot boven de 100 nM.

Methanol/citroenzuur (MeOH/CZ) (series E en K)

Het mengsel van methanol en citroenzuur wordt omgezet naar acetaat (maximaal 2,5 mM) en propionaat (maximaal 0,5 mM). Er wordt geen methaan geproduceerd. Na 60 dagen stabiliseert het H₂-niveau < 5 nM. In één batch (sediment B2A, geen N-bron) loopt de H₂-concentratie door onbekende oorzaak dan nog op tot boven de 250 nM.

Methanol/G31/citroenzuur (MeOH/G31/CZ) (series B, H en N)

Het mengsel wordt omgezet in een mengsel van vluchtige vetzuren. In alle batches, behalve batch H1 (sediment B2A + N-bron), is verzuring tot pH 5 - 5,5 opgetreden. Dit lijkt vooral veroorzaakt te worden door hoge acetaatconcentraties. Het acetaat wordt vermoedelijk gevormd uit de methanol. De H₂-concentratie in de batches bereikt geen stabiele waarde onder de 10 nM. Er treedt in geen enkel geval methaanvorming op. In alle batches met methanol is een aanzienlijke vetzuurproductie opgetreden. Dit wordt mede veroorzaakt doordat de elektronendonor in een grotere (17 in plaats van 10 maal) overmaat aan de batches is toegevoegd dan bedoeld. Wellicht kan door een betere afstemming in het veld dit soort problemen worden voorkomen. Het is ook mogelijk dat de aanwezigheid van citroenzuur hierbij een rol speelt.

G31 (series F en L)

Ondanks het feit dat er in aanwezigheid van G31 als elektronendonor een aanzienlijke vorming van vetzuren plaatsvindt (tot ongeveer 7 mM acetaat, 3 mM propionaat, 2 mM butyraat en 1 mM valeriaat), volgt er geen drastische verzuring. De pH in de batches blijft nagenoeg neutraal. De gevormde vetzuren worden slechts langzaam omgezet. In alle batches stabiliseert het H₂-niveau rond de 10 nM. Methaan wordt niet gevormd.

VFA (series C, G en M)

Het lijkt vooral het lactaat te zijn wat wordt omgezet in de batches naar acetaat en propionaat. Het H₂-niveau in de incubaties stabiliseert tussen de 10 en 100 nM. Er wordt geen methaan gevormd. De pH blijft nagenoeg neutraal.

Protamylasse (serie A vanaf 175 dagen)

Ook toediening van protamylasse leidt tot de vorming van vetzuren. Het betreft met name acetaat (circa 5 mM), propionaat (circa 1 mM) en butyraat (circa 0,3 mM). Naar de vorming van waterstof is in dit later toegevoegde experiment geen onderzoek gedaan.

D5.5 Relatie tussen de sedimentsamenstelling en de dechlorering

De resultaten van de batchexperimenten suggereren dat de dechlorering van CIS het snelst kan plaatsvinden met sediment B1. In het algemeen treedt dechlorering iets sneller op in sediment B2A vergeleken met sediment B2B. Een uitzondering op deze waarnemingen wordt gevormd door de experimenten waarin VFA is gebruikt als elektronendonor. Daarin vindt de snelste dechlorering plaats in de batches met sediment B2B.

De reden voor de in het algemeen snelle dechlorering met sediment B1 kan wellicht worden gevonden in het hogere organische stofgehalte van dit sediment. Hierdoor zijn de omstandigheden voor dechlorerende bacteriën gunstiger, waardoor het aantal van deze bacteriën bij de aanvang van het experiment reeds hoger was.

Anderzijds kunnen de CKW-concentraties in de sedimenten een rol spelen bij de dechlorerings-snelheid. Bij hogere concentraties in situ zijn de aantallen bacteriën eveneens hoger en heeft de 'microbiologie' dus een voorsprong ten opzichte van sedimenten met lage CKW-gehalten. In het laatste geval is meer elektronendonor en tijd nodig om dechlorering te bewerkstelligen.

Gezien de resultaten van de batchexperimenten is het aantal bacteriën in de sedimenten laag, aangezien relatief lange lag-fases nodig zijn alvorens dechlorering wordt waargenomen. Een snelle reductie van sediment en sulfaat is gunstig voor de afbraak van CIS. Waarschijnlijk zal de reductie van VC bij een snellere afbraak van CIS ook eerder op gang komen.

TOELICHTING OP DE PROEFSANERING

E1 Algemene beschrijving en strategie

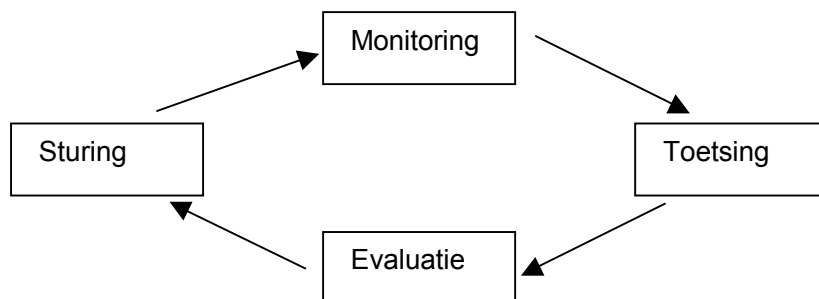
Op basis van de resultaten van de batchproeven (zie hoofdstuk 4 van het rapport) is gekozen voor natriumlactaat met methanol en G31 als elektronendonor. G31 bevat tevens de noodzakelijke nutriënten. Het lactaat wordt door micro-organismen omgezet in (andere) vetzuren, waarbij waterstof vrijkomt. Het waterstof is de eigenlijke elektronendonor

De stoffen zijn toegediend aan het grondwater dat ter plaatse wordt gerecirculeerd zonder dat contact met de lucht optreedt. Bij systeem I wordt grondwater onttrokken uit filter IO2 en geïnfiltreerd via de filters IO1 en IO3 (zie fig. 20 van het rapport) in drie zandlagen in het bodemtraject tussen 10 en 20 m-mv.

Bij systeem II vindt onttrekking plaats uit het naar voren geplaatste filter IIO3 en infiltratie via de filters IIO1 en IIO2 in de bodemlaag tussen 15 en 19 m-mv.

Gedurende de gehele proefsanering is monitoring uitgevoerd. Op basis van de resultaten hiervan heeft direct bijstelling van de saneringsactiviteiten plaatsgevonden. De resultaten van deze bijstelling werden vervolgens weer gemeten, waarna zonodig opnieuw bijstelling plaatsvond.

Deze werkwijze kan als volgt worden samengevat:



In totaal is deze cyclus gedurende de proefsanering zeker 10 maal doorlopen. Vooral de frequentie van doorspoelen en de samenstelling van het toegediende substraat zijn gebruikt om het systeem te sturen.

Er heeft een continue registratie plaatsgevonden van onttrekkings- en infiltratiedebieten en van de grondwaterstanden in de infiltratiefilters. Op deze wijze zijn grondwaterbewegingen te controleren en eventuele verstoppingen van de filters vast te stellen. Periodiek zijn metingen verricht en monsters genomen en geanalyseerd.

In tabel E1 is aangegeven welke parameters met welk doel zijn gevolgd en wat de gewenste waarden zijn voor de stimulering van de microbiologische afbraak.

Tabel E1. Monitoringsprogramma met het te verwachten verloop.

| parameter | beginwaarden | optimale waarden | toelichting |
|--|--|---|--|
| <i>bodemmilieu:</i> - temperatuur - zuurgraad (pH) - redoxpotentiaal - nitraat, nitriet - sulfaat - sulfide - ijzer (Fe) | 16 6,3 -50 < 0,3 mg/l 50 - 100 niet gemeten 6 mg / l | 12 - 20 °C 5,5 - 8 < -250 < 1 mg/l < 1 mg/l > 1 mg/l < circa 30 mg/l (> 1 mg/l) | versnelling van biologische omzettingen bij hogere temperaturen optimaal traject voor reductieve dechlorering reductieve dechlorering waarschijnlijk bij hogere concentraties competitie met reductieve dechlorering bij hogere concentraties concurrentie met reductieve dechlorering gereduceerd sulfaat concurreert niet meer met reductieve dechlorering; mogelijk weer concentratieverlaging door precipitatie met ijzer(II); in hoge concentraties toxisch voor micro-organismen ijzer lost door verlaging redoxpotentiaal op; mogelijk weer concentratieverlaging door precipitatie met sulfide |
| <i>elektronendonor:</i> - DOC - azijnzuur, propionzuur en boterzuur - waterstof | 10 - 20 < 0,003 mM 0,2 - 0,9 nM | > 20 mg/l > 1 mM > circa 5 nM | elektronendonor elektronendonor die ontstaat bij omzetting van toegediend lactaat uiteindelijk elektronendonor; relatief hoge concentraties nodig voor volledige dechlorering |
| <i>verontreinigingen:</i> - trichlooretheen (TRI) - 1,1,1-dichloorethaan (1,1,1-TCA) - CIS-dichlooretheen (CIS) - trans-DCE - vinylchloride (VC) - chloride - etheen - ethaan - methaan | 20 - 370 µg/l 200 - 1.500 µg/l 10.000 - 70.000 µg/l 30 - 250 µg/l 100 - 2.000 µg/l 70 - 200 mg/l 0 - 500 mg/l 0 - 30 mg / l 20 - 2000 mg/l | < 2,5 µg/l < 2,5 µg/l < 2,5 µg/l < 2,5 µg/l < 1 µg/l > 400 mg/l > 1000 mg/l > 60 mg/l > 4000 mg/l | af te breken uitgangproduct af te breken uitgangproduct af te breken tussenproduct af te breken tussenproduct af te breken tussenproduct eindproduct mogelijk eindproduct mogelijk eindproduct mogelijk eindproduct |

E2 Uitgevoerde werkzaamheden

Tussen februari en november 2001 zijn 10 doseringen van lactaat en G31 uitgevoerd . Een overzicht van de doseringsdata, de gedoseerde hoeveelheden en de wijze waarop de doseringen zijn uitgevoerd is opgenomen in bijlage B. Een en ander wordt hieronder nader toegelicht.

Methanol is slechts één keer gedoseerd, omdat een afname van de pH werd geconstateerd. De batchexperimenten gaven aan dat dit een gevolg van het gebruik van methanol kan zijn. Na de eerste injectie op 7 februari 2001 werd bij de monitoring direct al waargenomen dat de omstandigheden gunstiger werden voor biologische afbraak. Dit bleek met name uit de redoxpotentiaal. Ook gezien de resultaten van de latere monitoringsronden leken de bodemomstandigheden zich aanvankelijk in positieve zin te ontwikkelen. Na circa 3 maanden viel echter nog geen duidelijk verhoogde afbraak af te leiden en de concentraties van sulfaat bleven te hoog voor een optimale reductieve dechlorering. Vervolgens is daarom een herhalingsdosering uitgevoerd. Anderhalve maand later is nog een onderhoudsdosering toegediend. Omdat de sulfaatconcentraties nog steeds onvoldoende afnamen, zijn aanvullende berekeningen uitgevoerd op basis van de meetresultaten en gerelateerd onderzoek [Lu et al., 2001]. Hieruit is afgeleid dat de oplossing mogelijk moest worden gezocht in een hogere overmaat aan elektronendonor. Op 11 juli is daarom een grote overmaat aan elektronendonor door middel van een eenmalige bulkdosering toegediend. Twee weken later volgde nog een lage onderhoudsdosering. Daarna zijn de onderhoudsdoseringen verhoogd en is ongeveer eens in de 3 weken geïnjecteerd. De laatste dosering is uitgevoerd op 22 november 2001.

Aanvankelijk werd het grondwater alleen opgepompt en geïnfiltreerd als dosering van elektronendonor en nutriënten plaatsvond. Uit de concentratieverschillen tussen de bodemlagen bleek echter dat in systeem I onvoldoende menging optrad. Plaatselijk waren te hoge concentraties aan-

wezig. De menging is bevorderd door vanaf medio september in dit systeem wekelijks 24 uur grondwater te recirculeren.

E3 Resultaten van de grondwaterstandmetingen

In figuur E1 en E2 zijn voorbeeldgrafieken opgenomen van het stijghoogteverloop in de onttrekkings- en infiltratiefilters over twee perioden.

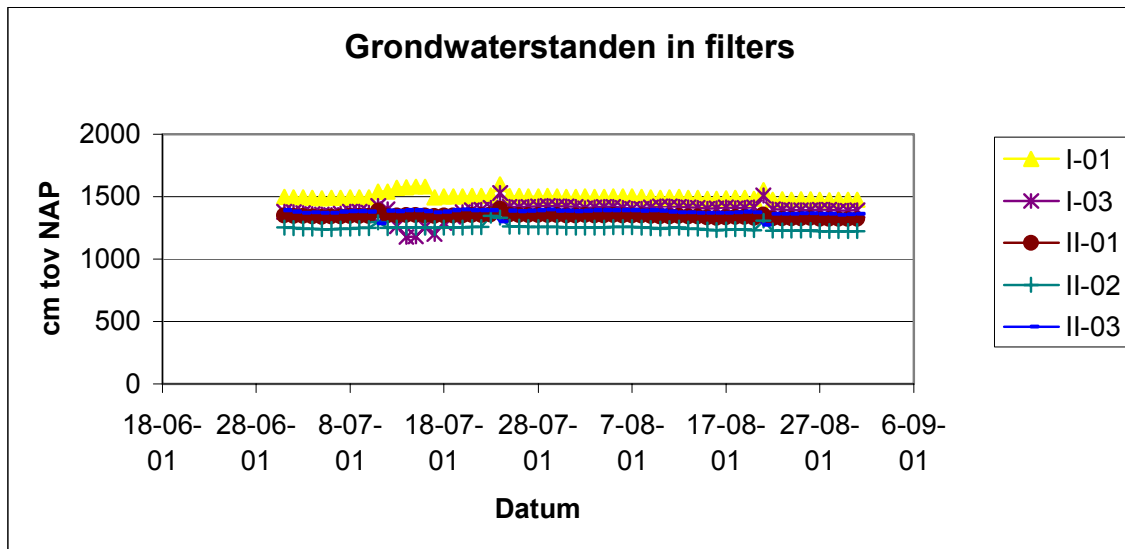


Fig. E1. Voorbeeld van het stijghoogteverloop medio 2001.

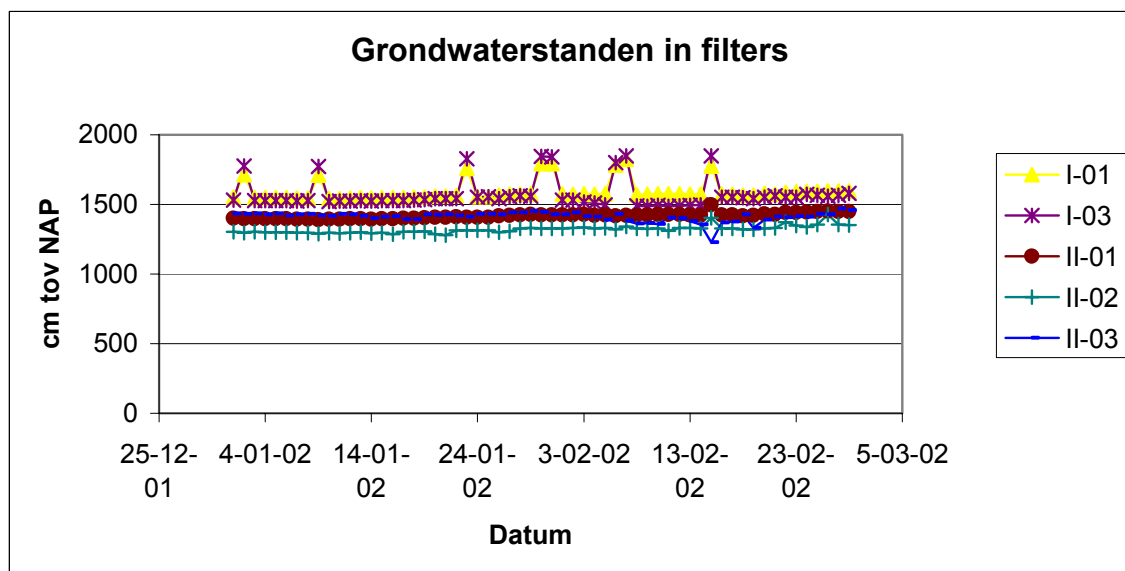


Fig. E2. Voorbeeld van het stijghoogteverloop begin 2002.

In de voorbeeldgrafieken is te zien dat gedurende een infiltratie de grondwaterstanden in de infiltratiefilters (IO1, IO3, IIO1 en IIO2) kortstondig stijgen en daarna terugzakken op het oorspronkelijke niveau. Het lijkt erop dat de horizontale verfiltering (type Boode) van IO3 na verloop van tijd een iets hogere weerstand heeft bij infiltratie. In het algemeen blijkt dat de filters van systeem II beter functioneren.

In de onttrekkingsfilters daalt de grondwaterstand (IIO3, de meetsonde in IO2 heeft niet gefunctioneerd). Uit vergelijking van de beide grafieken blijkt dat in systeem I de pieken bij een infiltratie in de loop van de tijd steeds hoger worden: van 0,5 m naar 2,0 m, bij constant gebleven infiltratiedebiet. Ook blijkt dat het waterniveau in de filters tussen de infiltraties geleidelijk stijgt. Dit duidt erop dat de capaciteit van de infiltratieputten langzaam terugloopt. Op termijn zal daarom onderhoud aan de putten noodzakelijk zijn. Ook kan worden gedacht aan het omkeren van de stromingsrichting.

E4 Resultaten van de metingen van de belangrijkste verontreinigingen

De meetresultaten zijn grafisch weergegeven in de figuren E4 tot en met E21. Voor de bespreking van de resultaten wordt verwezen naar hoofdstuk 6 van het rapport.

E5 Resultaten van de metingen van de nevenverontreinigingen

Naast chloorethenen is een belangrijke nevenverontreiniging met chloorethanen aanwezig. Het betreft hier zowel 1,1,1-TCA als 1,1-DCA en 1,2-DCA. 1,1,1-TCA wordt microbiologisch omgezet naar 1,1-DCA. De verdere afbraak naar achtereenvolgens chloorethaan en ethaan verloopt meestal moeizaam. Ook de afbraak van 1,2-DCA naar etheen gaat vaak traag. Op deze locatie is het beeld niet anders. De concentraties van de uitgangproducten fluctueren sterk maar nemen niet af (zie fig. E3).

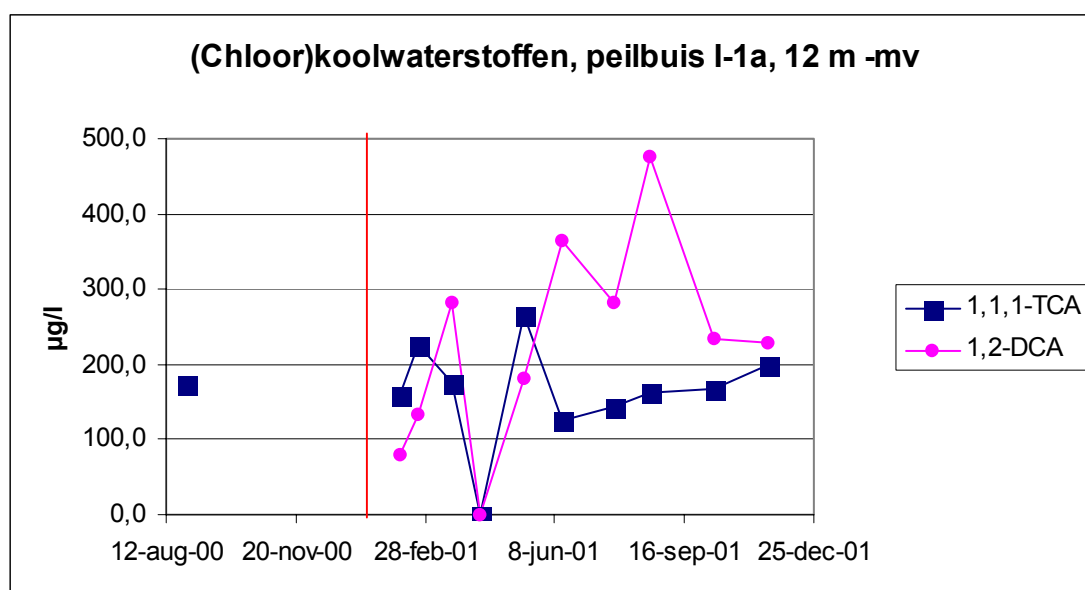


Fig. E3. Voorbeeld van het concentratieverloop van de nevenverontreinigingen.

In de figuren E4 tot en met E21 wordt het concentratieverloop van (chloro)koolwaterstoffen in µM en mol% van de aangegeven peilbuizen en filterdiepte grafisch weergegeven.

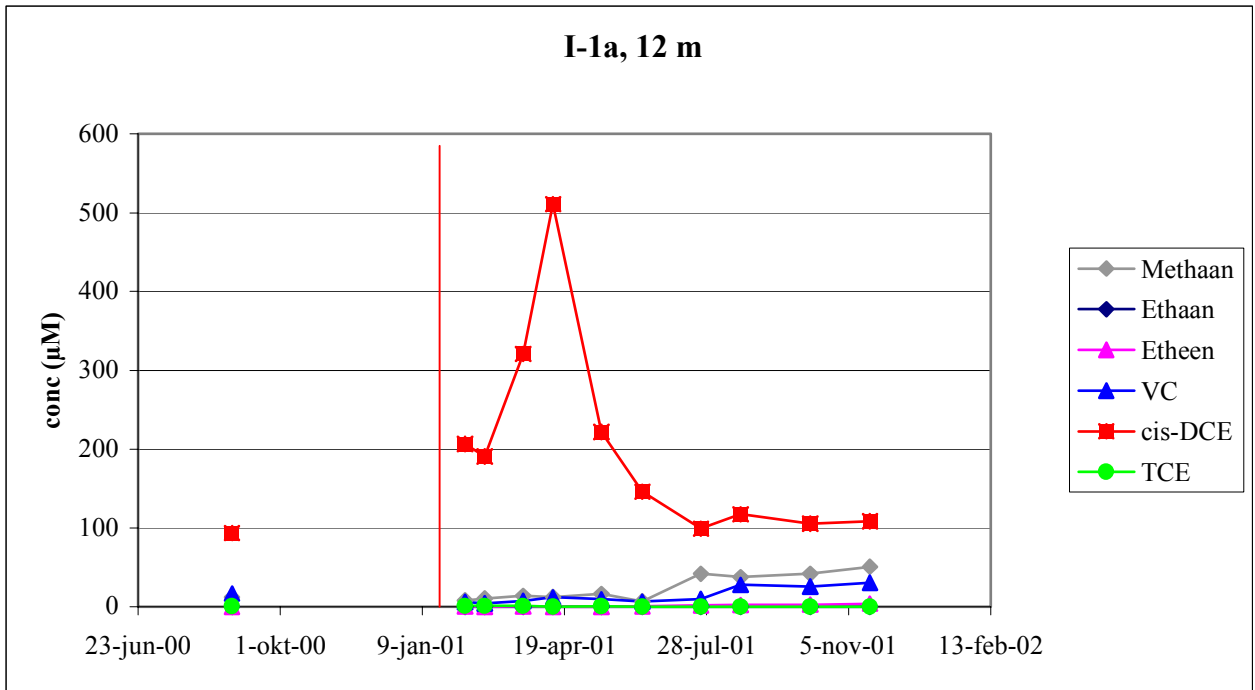


Fig. E4. Voorbeeld van het concentratieverloop van de belangrijkste verontreinigingen in systeem I (PBI-1a, 12 m).

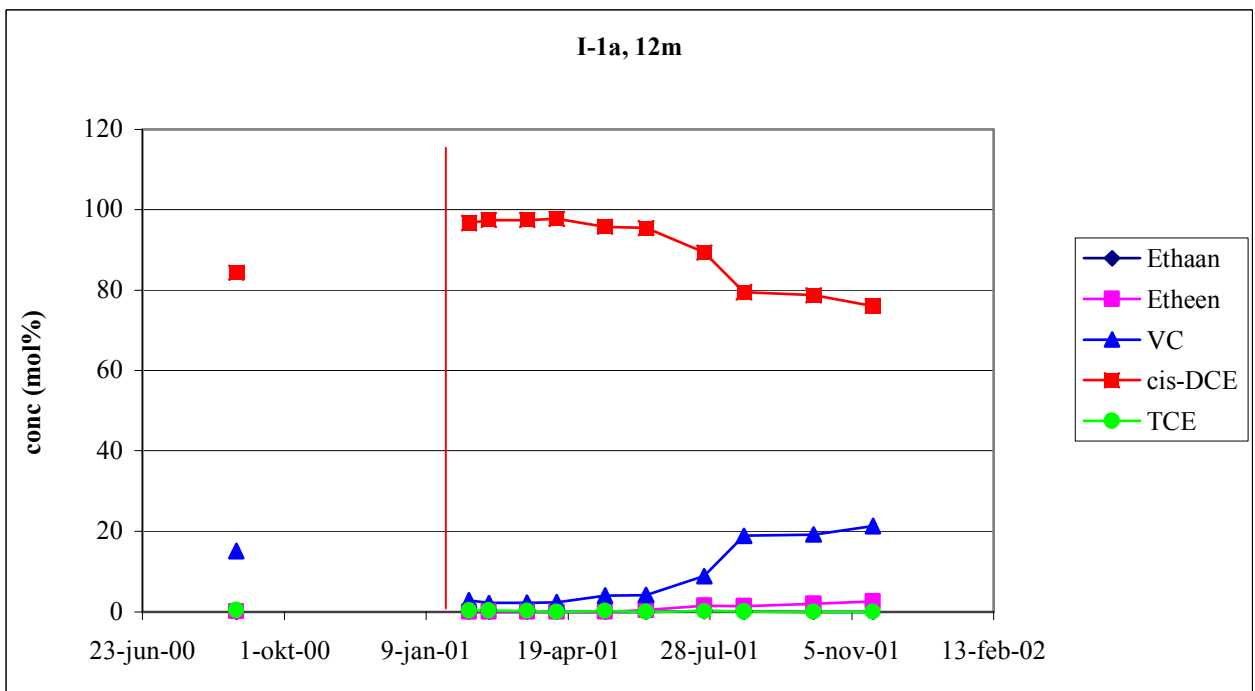


Fig. E5. Voorbeeld van het concentratieverloop van individuele koolwaterstoffen in procenten van totaal organisch koolstof in systeem I (PBI-1a, 12 m).

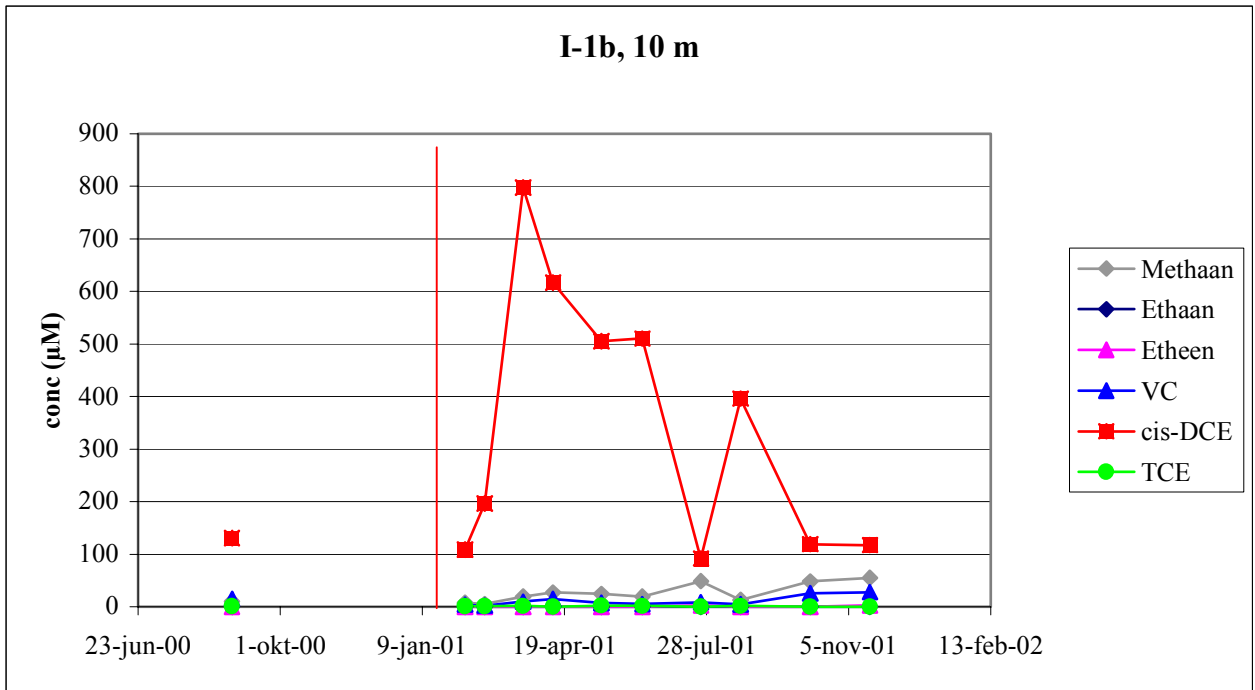


Fig. E6. Voorbeeld van het concentratieverloop van de belangrijkste verontreinigingen in systeem I (PBI-1b, 10 m).

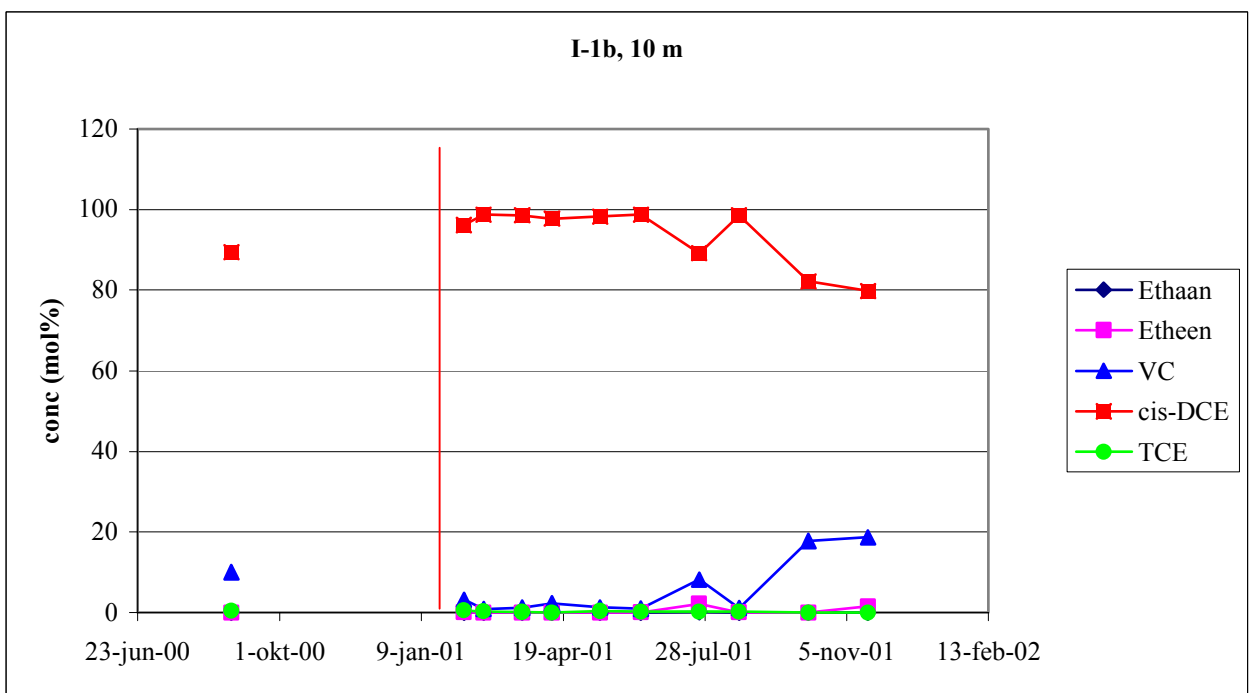


Fig. E7. Voorbeeld van het concentratieverloop van individuele koolwaterstoffen in procenten van totaal organisch koolstof in systeem I (PBI-1b, 10 m).

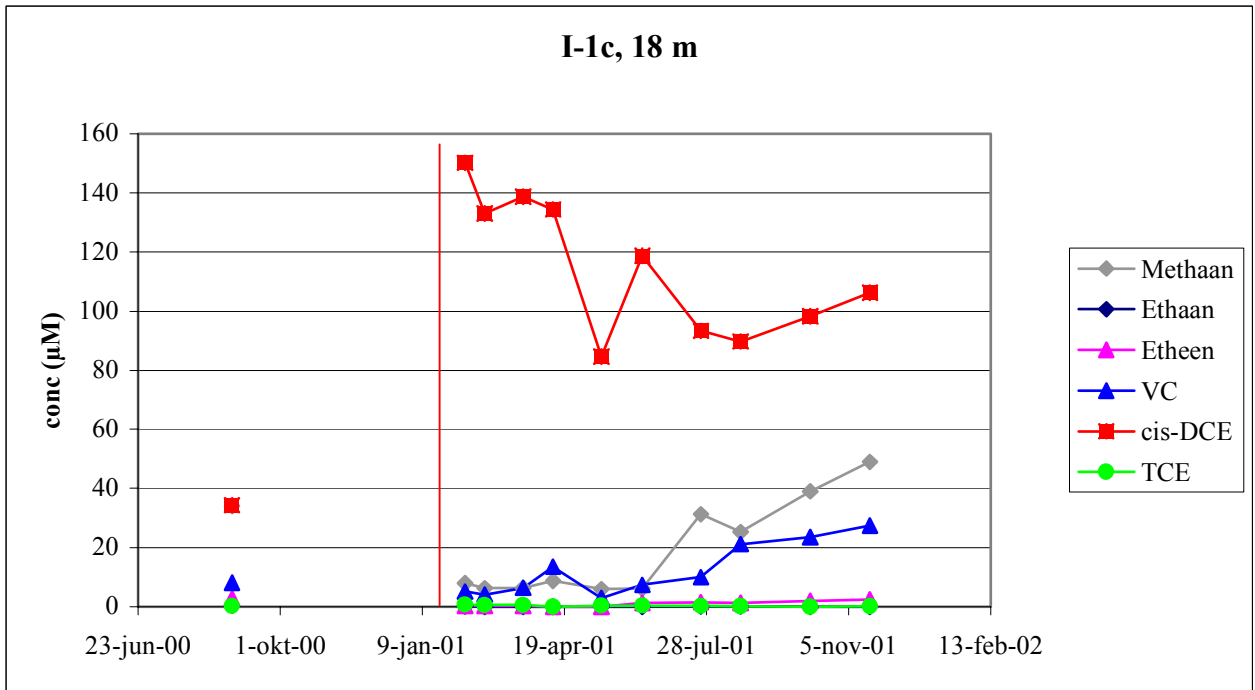


Fig. E8. Voorbeeld van het concentratieverloop van de belangrijkste verontreinigingen in systeem I (PBI-1c, 18 m).

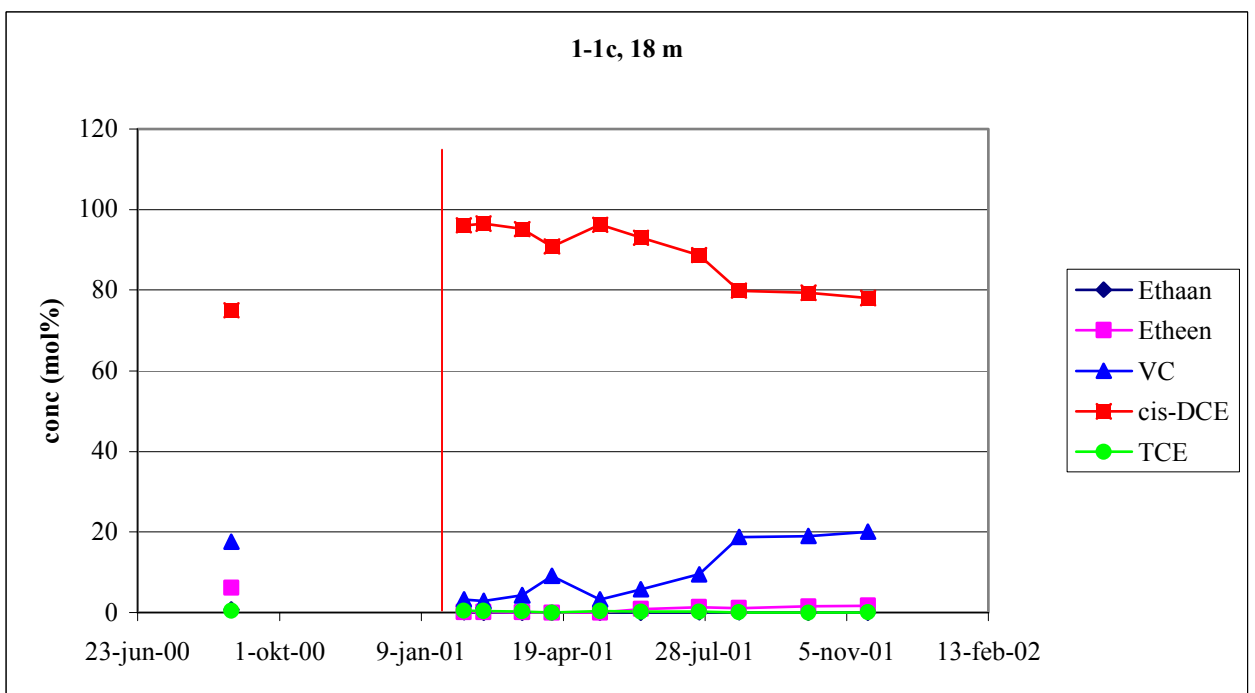


Fig. E9. Voorbeeld van het concentratieverloop van individuele koolwaterstoffen in procenten van totaal organisch koolstof in systeem I (PBI-1c, 18 m).

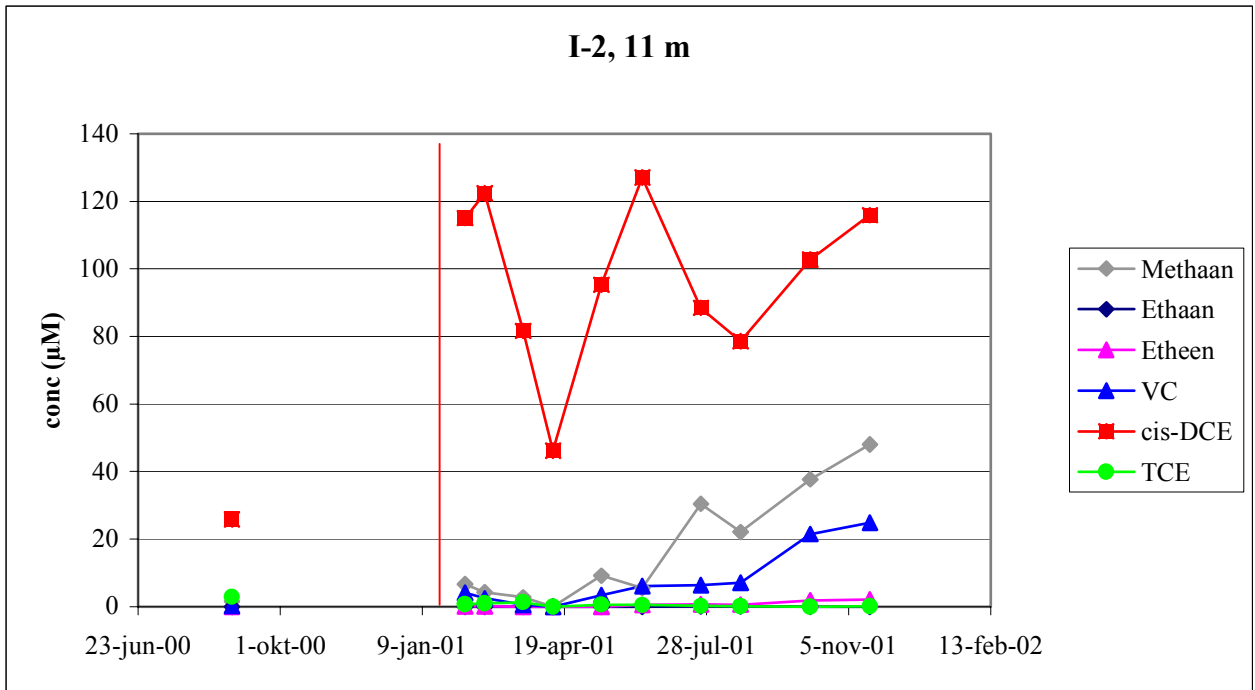


Fig. E10. Voorbeeld van het concentratieverloop van de belangrijkste verontreinigingen in systeem I (PBI-2, 11 m).

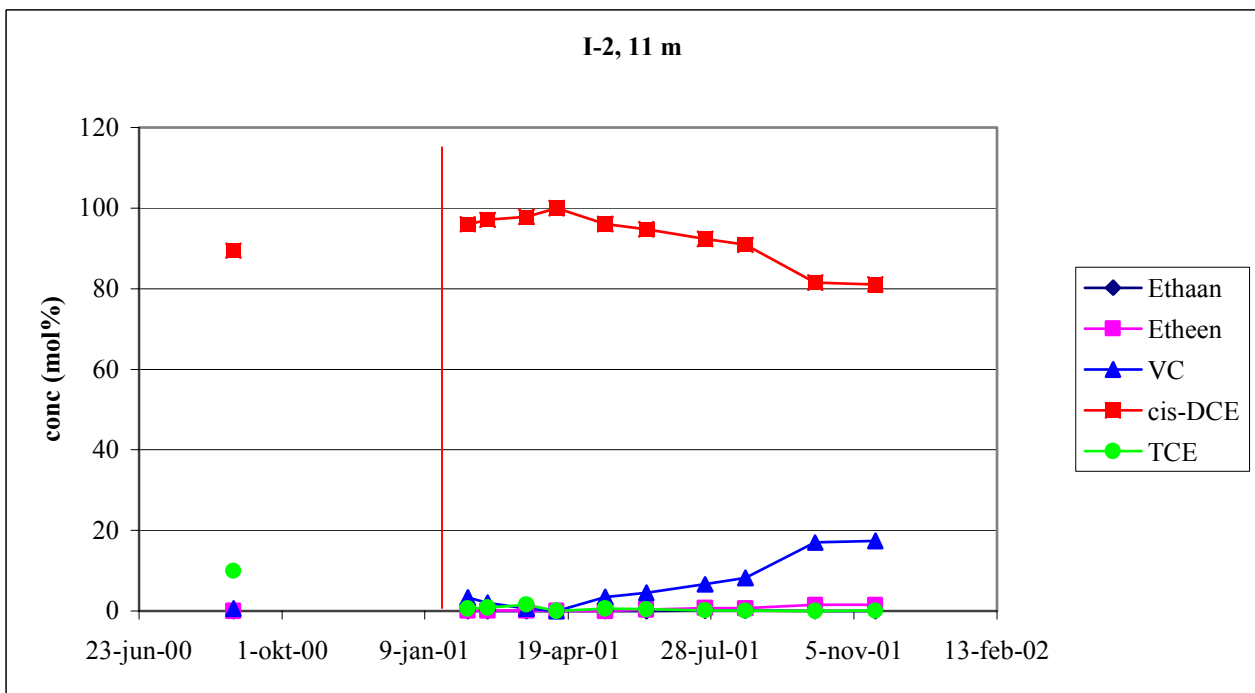


Fig. E11. Voorbeeld van het concentratieverloop van individuele koolwaterstoffen in procenten van totaal organisch koolstof in systeem I (PBI-2, 11 m).

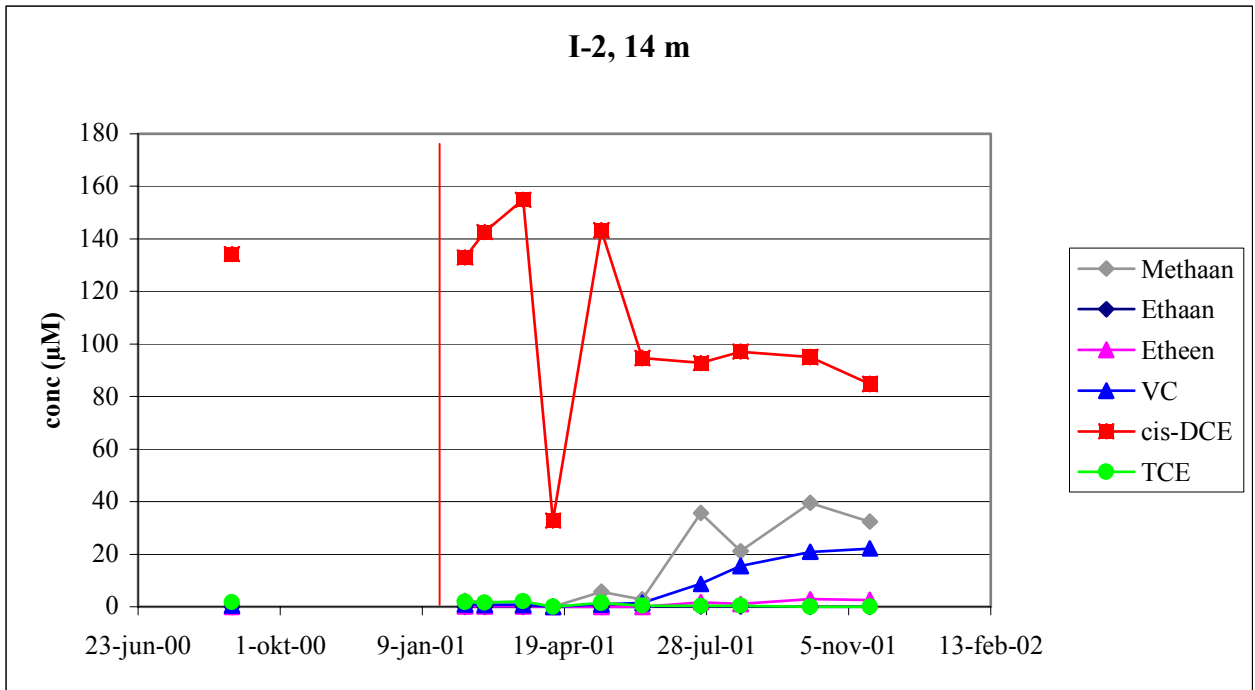


Fig. E12. Voorbeeld van het concentratieverloop van de belangrijkste verontreinigingen in systeem I (PBI-2, 14 m).

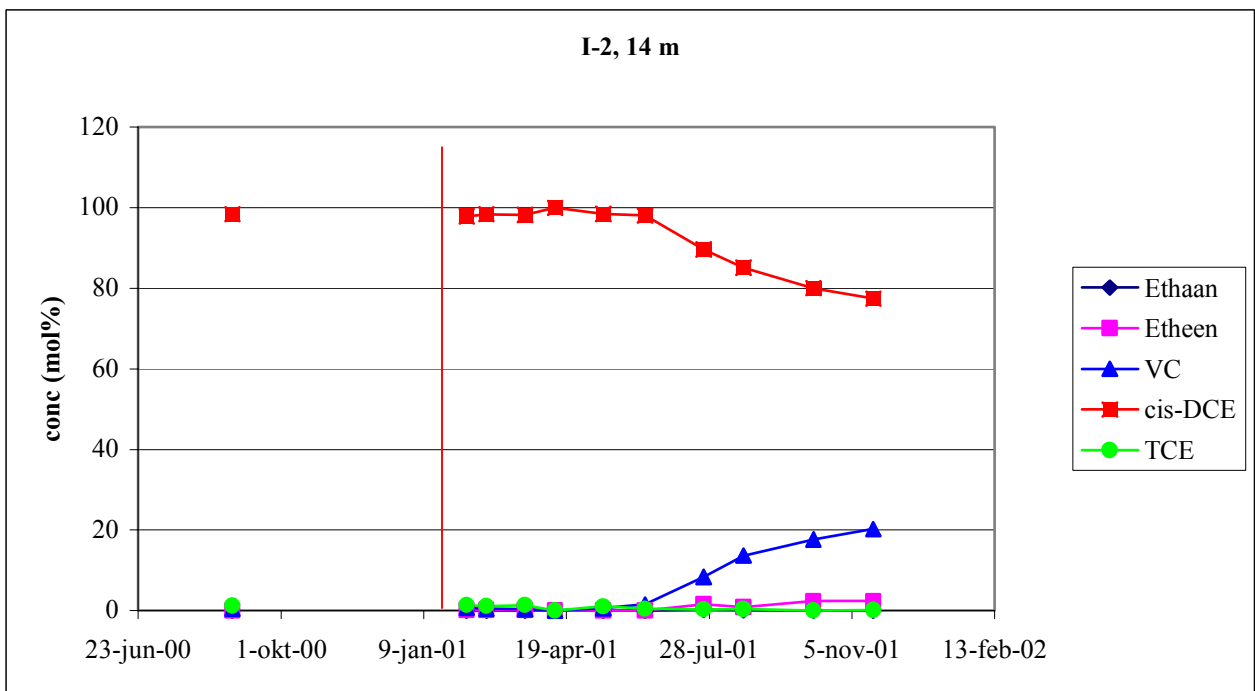


Fig. E13. Voorbeeld van het concentratieverloop van individuele koolwaterstoffen in procenten van totaal organisch koolstof in systeem I (PBI-2, 14 m).

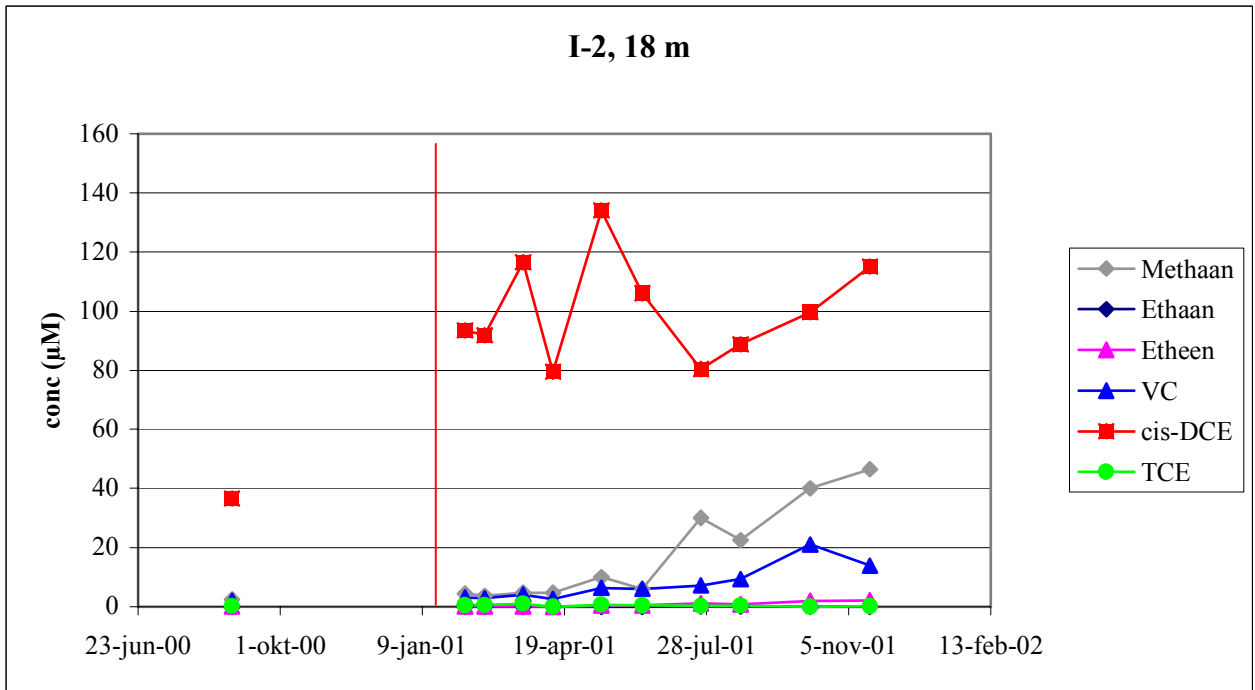


Fig. E14. Voorbeeld van het concentratieverloop van de belangrijkste verontreinigingen in systeem I (PBI-2, 18 m).

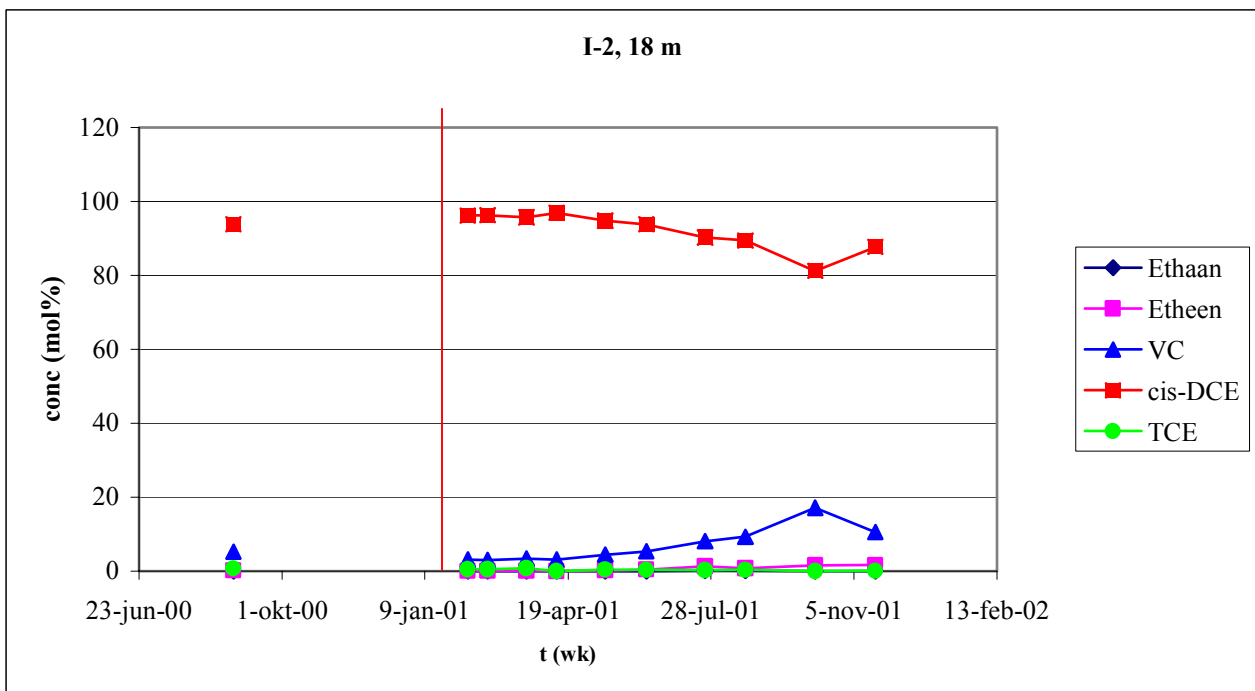


Fig. E15. Voorbeeld van het concentratieverloop van individuele koolwaterstoffen in procenten van totaal organisch koolstof in systeem I (PBI-2, 18 m).

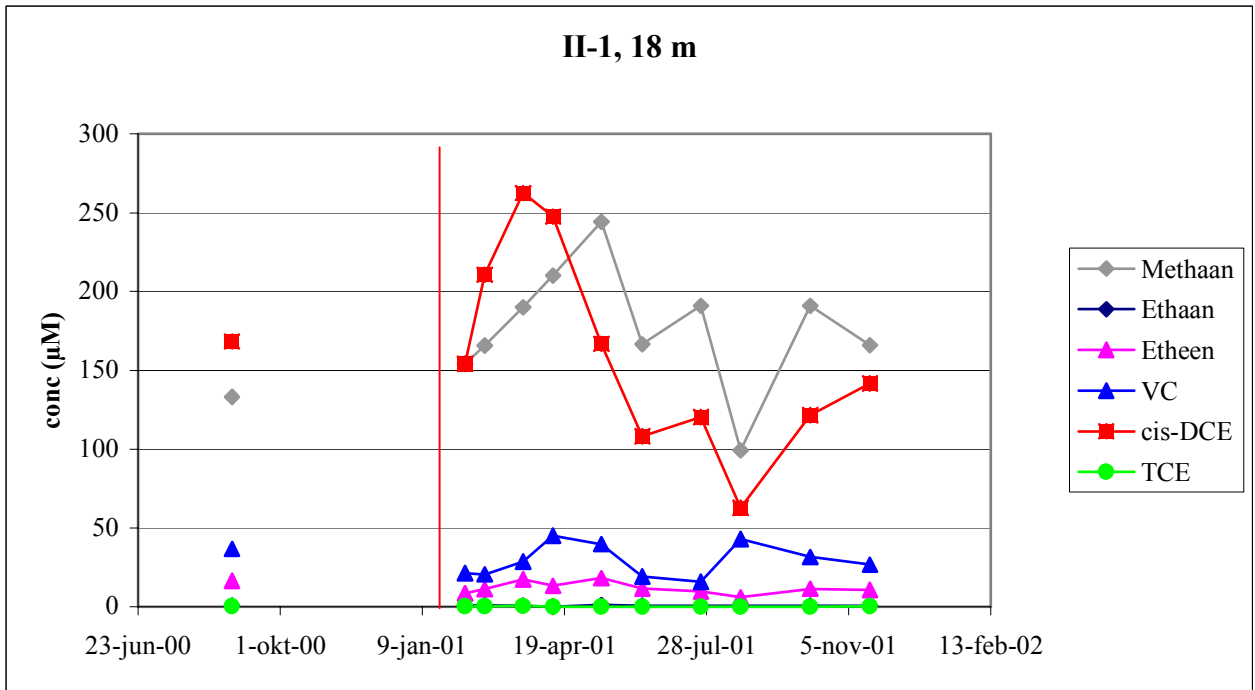


Fig. E16. Voorbeeld van het concentratieverloop van de belangrijkste verontreinigingen in systeem II (PBII-1, 18 m).

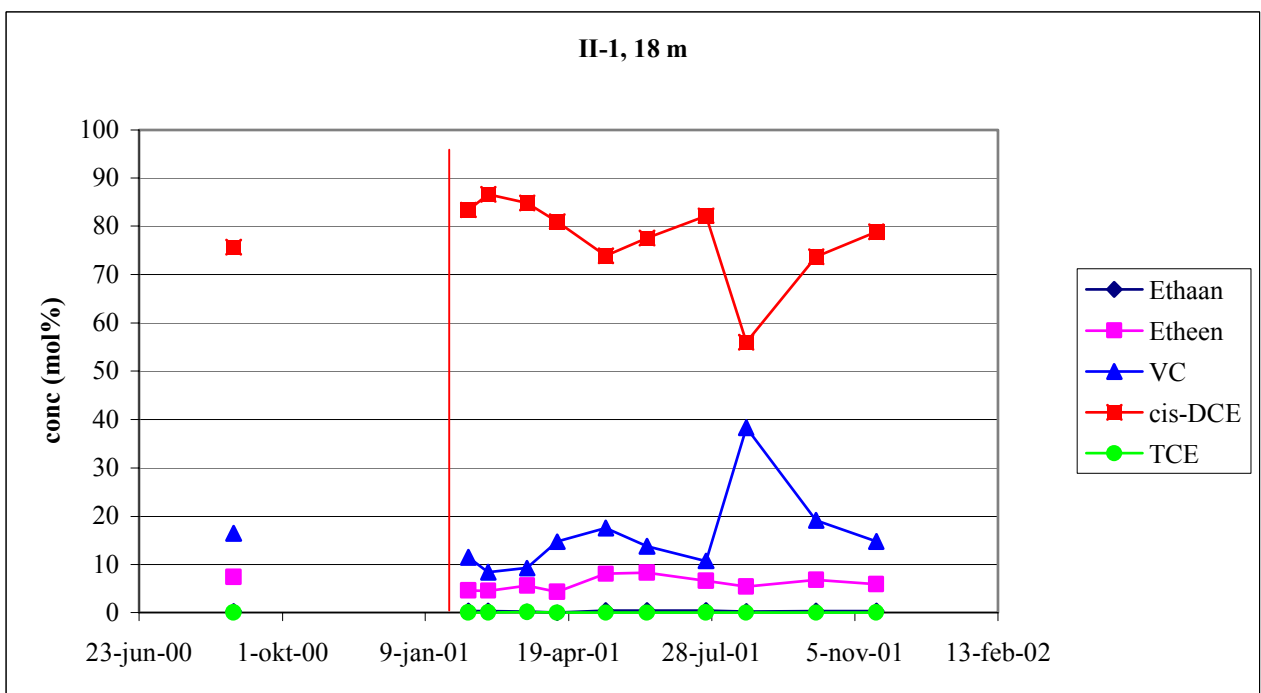


Fig. E17. Voorbeeld van het concentratieverloop van individuele koolwaterstoffen in procenten van totaal organisch koolstof in systeem II (PBII-1, 18 m).

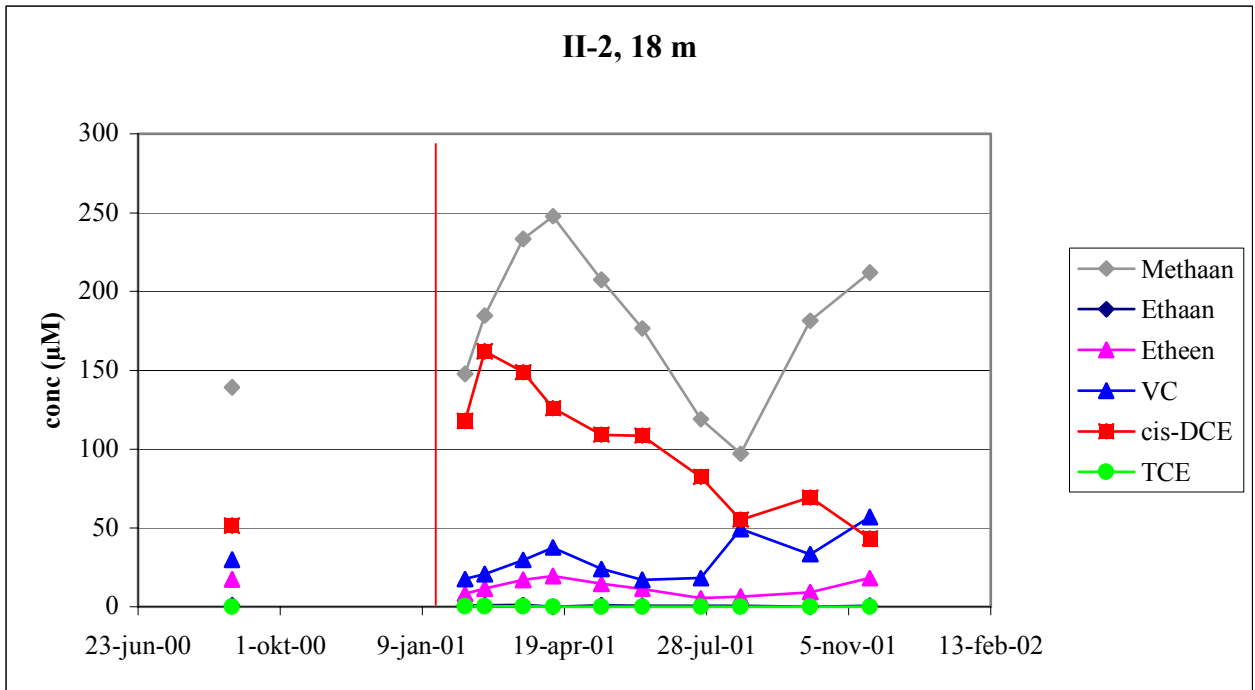


Fig. E18. Voorbeeld van het concentratieverloop van de belangrijkste verontreinigingen in systeem II (PBII-2, 18 m).

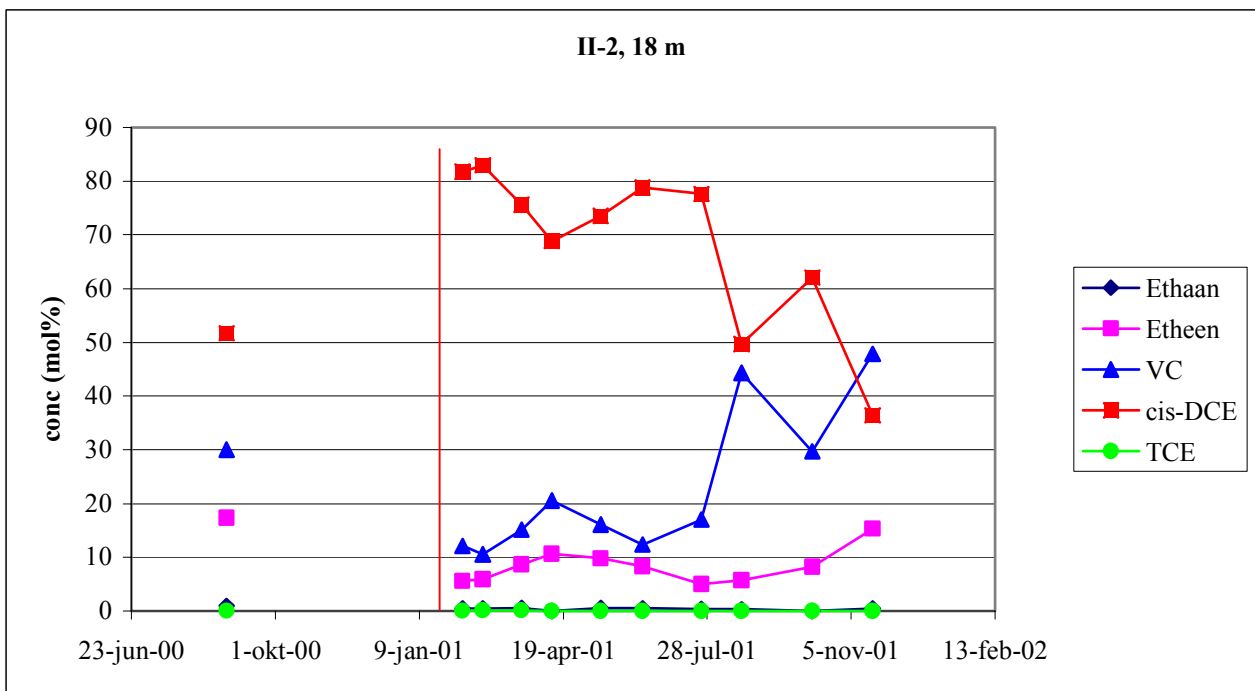


Fig. E19. Voorbeeld van het concentratieverloop van individuele koolwaterstoffen in procenten van totaal organisch koolstof in systeem II (PBII-2, 18 m).

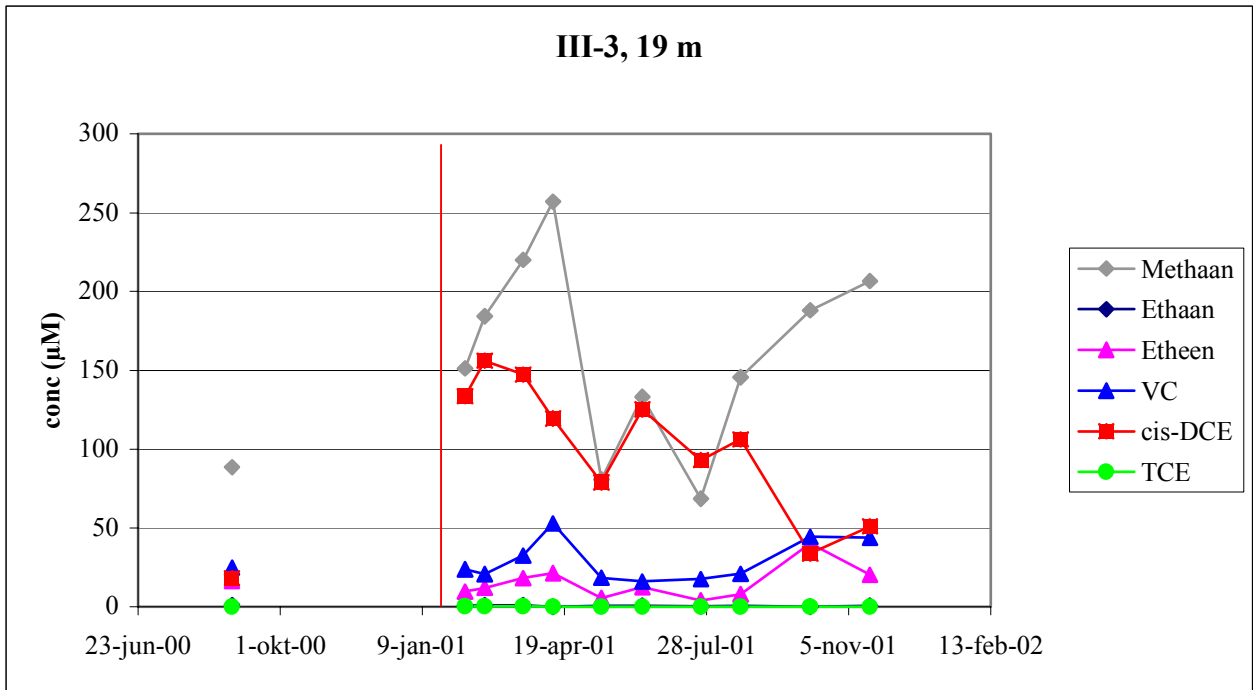


Fig. E20. Voorbeeld van het concentratieverloop van de belangrijkste verontreinigingen in systeem II (PBIII-3, 19 m).

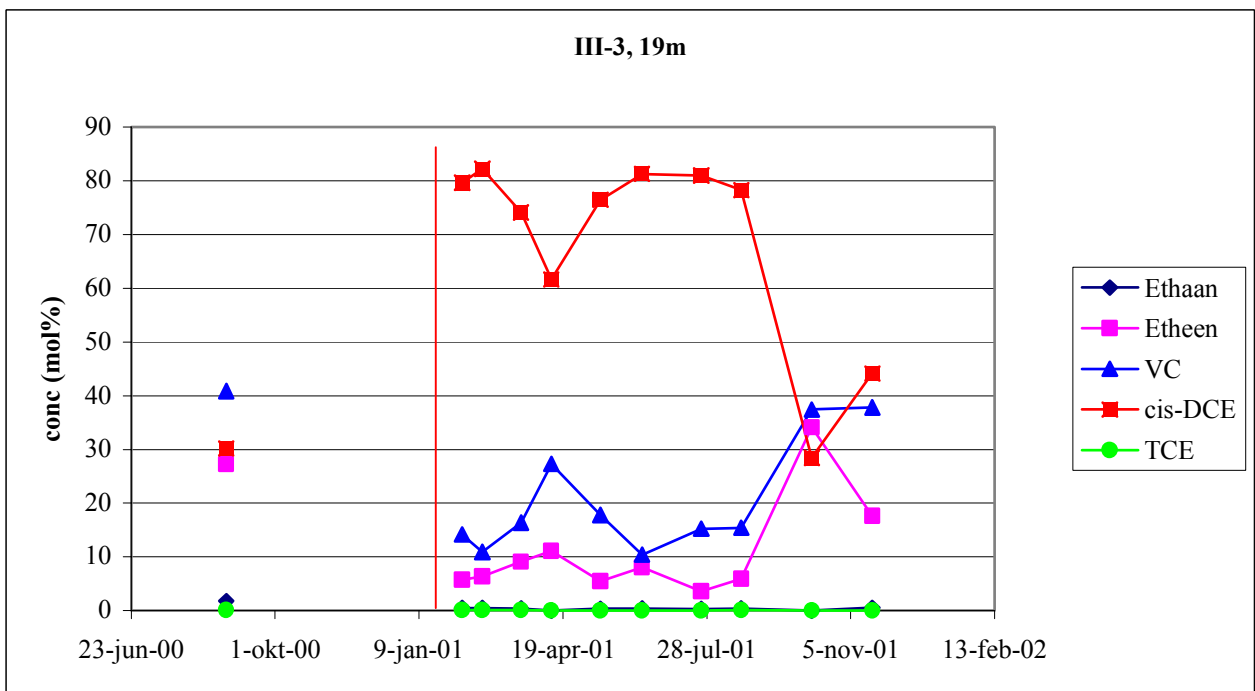


Fig. E21. Voorbeeld van het concentratieverloop van individuele koolwaterstoffen in procenten van totaal organisch koolstof in systeem II (PBIII-3, 19 m).