

SV-065

Verspreiding van direct
geïnjecteerde hulpstoffen

Eindrapportage

drs. H.J.W.Y. Opdam (A&G Milieutechniek bv)
dr. ir. J.R. Valstar (TNO-NITG)
dr. ir. E. ten Brummeler (A&G Milieutechniek bv)

maart 2003

Gouda, SKB

Stichting Kennisontwikkeling Kennisoverdracht Bodem

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, "©"Verspreiding van direct geïnjecteerde hulpstoffen", maart 2003, 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, "©" Distribution of directly injected catalysts ", March 2003, 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

Verspreiding van direct geïnjecteerde hulpstoffen

SKB rapportnummer

SV-065

Eindrapport

Project rapportnummer

SV-065

Auteur(s)drs. H.J.W.Y. Opdam
dr. ir. J.R. Valstar
dr. ir. E. ten Brummeler**Aantal bladzijden****Rapport:** 44
Bijlagen: 75

Uitvoerende organisatie(s) (Consortium)A&G Milieutechniek bv (Harald Opdam, tel. 0416-344044)
TNO-NITG (Johan Valstar, tel. 030-2564675)
Provincie Noord-Brabant (Roland Aben, tel. 073-6808060)

Uitgever

SKB, Gouda

Samenvatting

Het SKB project 'Verspreiding van direct geïnjecteerde hulpstoffen' richt zich specifiek op het optimaliseren van het infiltreren en verspreiden van hulpstoffen bij biologische in-situ saneringen door gebruik te maken van directe injectie. Directe injectie van de hulpstoffen is een alternatief voor het infiltreren van de hulpstoffen via infiltratiefilters en infiltratiedrains.

In het huidige onderzoek is in de praktijk ervaring opgedaan met twee directe injectietechnieken, injectie via manchetten en injectie via de injectieconus. Hierbij is de bestaande praktische en technische kennis over het injecteren van hulpstoffen gecombineerd met uitgebreide modelleringen van injectie en verspreiding van hulpstoffen en afbraak van de verontreiniging.

Met behulp van deze modellering kan een ontwerp voor directe injectie worden gedimensioneerd.

Op basis van de ervaringen opgedaan tijdens het injecteren en monitoren van de verspreiding van de hulpstoffen kan geconcludeerd worden dat directe injectie van hulpstoffen een technisch en economisch haalbaar alternatief is.

Trefwoorden**Gecontroleerde termen:**anaëroob, infiltratie, injecteren, verspreiding
vluchtige organische verbindingen**Vrije trefwoorden:**directe injectie, in-situ
gestimuleerde biologische afbraak,
hulpstoffen, (inverse)modellering

Titel project

Verspreiding van direct geïnjecteerde hulpstoffen

ProjectleidingA&G Milieutechniek bv (ir. M.F. Pruijn,
0416-344044)

Dit rapport is verkrijgbaar bij:

SKB, Postbus 420, 2800 AK Gouda

Report title
Distribution of directly injected catalysts

SKB report number
SV-065

Final report

Project report number
SV-065

Author(s)
drs. H.J.W.Y. Opdam
dr. ir. J.R. Valstar
dr. ir. E. ten Brummeler

Number of pages
Report: 44
Appendices: 75

Executive organisation(s) (Consortium)
A&G Milieutechniek bv (Harald Opdam, tel. 0416-344044)
TNO-NITG (Johan Valstar, tel. 030-2564675)
Provincie Noord-Brabant (Roland Aben, tel. 073-6808060)

Publisher
SKB, Gouda

Abstract

The SKB project titled 'Distribution of directly injected catalysts' was geared specifically to the optimisation of the infiltration and distribution of catalysts in on-site biological decontamination by using direct injection. Direct injection of the catalysts is an alternative to the infiltration of catalysts through infiltration filters and infiltration drains.

The current study provided practical experience with two direct injection techniques – injection via closure rings and injection via an injection cone. This involved combining existing practical and technical knowledge relating to injection with extensive modelling of injection and distribution of catalysts and the degradation of contamination.

This modelling can be used to dimension a design for direct injection.

The experience gained during the injection and monitoring of the distribution of the catalysts led to the conclusion that direct injection of catalysts is a technically and economically feasible alternative.

Keywords

Controlled terms:

anaerobic degradation, distribution, infiltration, inject, volatile organic compounds

Uncontrolled terms

catalysts, direct injection, (inverse) modelling, on-site, stimulated biological

Project title
Distribution of directly injected catalysts

Projectmanagement
A&G Milieutechniek bv (ir. M.F. Pruijn, 0416-344044)

This report can be obtained by: SKB, PO Box 420, 2800 AK Gouda, The Netherlands
Netherlands Centre for Soil Quality Management and Knowledge Transfer (SKB)

VOORWOORD

Voor u ligt het rapport waarin de resultaten worden gepresenteerd van het SKB project 'Verspreiding van direct geïnjecteerde hulpstoffen'. Dit rapport is tot stand gekomen door een nauwe samenwerking tussen de Provincie Noord-Brabant, het Nederlands Instituut voor Toegepaste Geowetenschappen TNO en A&G Milieutechniek (het consortium).

Deze rapportage is een weergave van een praktijkgericht onderzoek gecombineerd met een uitgebreide theoretische modellering, gericht op het optimaliseren van het infiltreren van hulpstoffen bij biologische in-situ saneringen.

Deze ervaring en resultaten kunnen direct worden toegepast bij het ontwerpen en uitvoeren van in-situ saneringen waarbij hulpstoffen dienen te worden geïnjecteerd.

maart, 2003

INHOUD

		SAMENVATTING.....	VII
		SUMMARY.....	IX
Hoofdstuk	1	INLEIDING	1
	1.1	Onderwerp onderzoek.....	1
	1.2	Probleemstelling en oplossingsrichting	1
	1.3	Doelstelling onderzoek.....	2
	1.4	Opbouw van het rapport/leeswijzer	3
Hoofdstuk	2	UITVOERING VAN DE WERKZAAMHEDEN.....	5
	2.1.1	Bodemopbouw en geohydrologische schematisatie	6
	2.1.2	Verontreinigingssituatie en macrochemische karakterisatie	7
	2.2	Bepaling samenstelling hulpstoffen.....	8
	2.2.1	Beoordeling veldmetingen en analyseresultaten bemonstering	8
	2.2.2	Samenstelling en hoeveelheid hulpstoffen.....	8
	2.3	Inrichting meetveld	9
	2.3.1	Modellering	9
	2.3.2	Plaats injectiegrid en monitoringsfilters	12
	2.4	Injectieconcentratie conservatieve tracer	15
	2.5	Directe injectiehulpstoffen met injectieconus	16
	2.5.1	Directe-injectiehulpstoffen met manchetten	17
Hoofdstuk	3	RESULTATEN.....	21
	3.1	Resultaten verspreiding tijdens injectie	21
	3.1.1	Verspreiding hulpstoffen	21
	3.1.2	Vergelijking resultaten monitoring met injectiemodel	24
	3.1.3	Modellering tweede injectie van techniek 1 (manchetten).....	24
	3.2	Resultaten verspreiding na injectie	25
	3.2.1	Verspreiding bromide en hulpstoffen	25
	3.2.2	Vergelijking monitoringresultaten bromide met verspreidingsmodel	27
	3.2.3	Resultaten monitoring VOCl	28
	3.2.4	Vergelijking monitoring resultaten VOCl met afbraakmodel.....	29
	3.3	Onderzoek naar de invloed van de dichtheid van het geïnjecteerde water op de grondwaterstroming	30
Hoofdstuk	4	PRAKTIJKEVALUATIE DIRECTE INJECTIE	33
	4.1	Vuistregels uitvoering directe injectie	33
	4.2	Full scale ontwerp directe injectie	34
	4.3	Vergelijking injectietechnieken	35
	4.4	Kengetallen directe injectie	37
Hoofdstuk	5	CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN	39
	5.1	Technische haalbaarheid directe injectietechniek.....	39
	5.2	Verspreiding hulpstoffen	40
	5.3	Economische haalbaarheid techniek	41
		LITERATUUR	43

Bijlage	A	ANALYSERESULTATEN NULMETING APRIL 2000
Bijlage	B	SITUERING INJECTIE EN MONITORINGSFILTERS PROEFLOCATIE
Bijlage	C	BODEMOPBOUW LOCATIE
Bijlage	D	BESCHRIJVING VOORWAARTS EN INVERS MODEL
Bijlage	E	MODELLERING VERSPREIDING HULPSTOFFEN
Bijlage	F	ANALYSERESULTATEN MONITORING
Bijlage	G	MODELLERING HULPSTOFFEN TIJDENS INJECTIE
Bijlage	H	MODELLERING NA INJECTIE
Bijlage	I	MODELLERING VERSPREIDING HULPSTOFFEN EN AFBRAAK VAN VOC'S
Bijlage	J	ONDERZOEK NAAR DE INVLOED VAN DE DICHTHEID VAN HET GEÏNJECTEERDE WATER OP DE GRONDWATERSTROMING

SAMENVATTING

Verspreiding van direct geïnjecteerde hulpstoffen

Het SKB project 'Verspreiding van direct geïnjecteerde hulpstoffen' richt zich specifiek op het optimaliseren van het infiltreren en verspreiden van hulpstoffen bij in-situ saneringen. Het infiltreren van hulpstoffen is nodig om in de ondergrond de juiste condities voor de biologische afbraak van grond- en grondwaterverontreinigingen te creëren. Directe injectie van de hulpstoffen is een alternatief voor het infiltreren van de hulpstoffen via infiltratiefilters en infiltratiedrains.

Er zijn 2 verschillende directe-injectietechnieken in de praktijk getest en uitgebreid gemonitord. De beide technieken worden reeds langere tijd in de praktijk toegepast. Met de manchettentechniek worden o.a. waterglas-damwanden aangebracht en met de injectieconus worden in-situ grondwater-monsters genomen. In het huidige onderzoek is in de praktijk ervaring opgedaan met een andere toepassing, het injecteren van hulpstoffen over een bepaald dieptetraject.

In dit onderzoek is de bestaande praktische en technische kennis over het injecteren van hulpstoffen gecombineerd met uitgebreide modelleringen van injectie en verspreiding van hulpstoffen en afbraak van de verontreiniging.

Hierbij is onderscheid gemaakt tussen de verspreiding van de hulpstoffen in de ondergrond tijdens het injecteren van de hulpstoffen en de verspreiding van de hulpstoffen na de injectie.

De injectie van hulpstoffen is op een gedeelte van een met VOCl verontreinigde locatie in de Gemeente Dongen uitgevoerd. De bodemopbouw bestond tot circa 6,5 meter minus maaiveld (m-mv) uit matig fijn zand. Vanaf 6,5 m-mv werd licht grindhoudend matig fijn zand aangetroffen. Voorafgaande aan de directe injectie is het injectiegrid en het meet- en monitoringsveld gemodelleerd. De praktijkresultaten van de directe injectie zijn vervolgens vergeleken met de verwachte verspreiding van de hulpstoffen tijdens de uitvoering van de injectie zelf. Hiermee is de relatie tussen injectievolume, injectiedruk, injectiedebiet en invloedssfeer gevalideerd.

In de periode na injectie is de verspreiding van de hulpstoffen en de afbraak van de VOCl-verontreiniging gedurende een periode van 1 jaar gevolgd.

Uit het onderzoek is gebleken, dat het injecteren van hulpstoffen met beide technieken haalbaar is. Het uitvoeren van de injecties is zonder problemen verlopen. Een volume van 100 liter werd binnen een periode van circa 10 tot 15 minuten geïnjecteerd. Hierbij was een overdruk van circa 8 bar nodig. In totaal is per injectiepunt 1.000 liter geïnjecteerd over het traject vanaf de grondwaterspiegel op 2 m-mv tot 8 m-mv.

Op de aangebrachte manchetten kan meerdere keren worden geïnjecteerd. Ook het herhaalbaar injecteren op de manchetten is in de praktijk getest. Circa 1 jaar na de eerste injectie is op dezelfde manchetten geïnjecteerd. Om dezelfde hoeveelheid hulpstoffen te injecteren, diende nu de injectiedruk te worden opgehoogd van 8 naar circa 12 bar. Met deze druk kon een debiet van circa 9 liter per minuut worden gehaald.

In tegenstelling tot de eenmalige injectie bij de conusinjectie kan met de manchettentechniek meerdere keren op hetzelfde filter worden geïnjecteerd. Wel dient er rekening mee te worden gehouden dat er pas 2 dagen nadat de manchetten geplaatst zijn, kan worden geïnjecteerd.

De directe injectie met de injectieconus kan in 1 keer worden geplaatst en kan, afhankelijk van de gewenste diepte en bodemopbouw, ook met een lichtere ballastwagen worden uitgevoerd. Op deze wijze is flexibel in te spelen op de lokale situatie en wordt de overlast tot een minimum beperkt.

Op basis van de resultaten van het onderzoek kan worden geconcludeerd, dat de beide injectietechnieken technisch haalbaar en praktisch goed uitvoerbaar zijn.

Uit de vergelijking van de modelvoorspellingen met de gemeten praktijk-resultaten blijkt, dat de verspreiding van de hulpstoffen moeilijk kan worden voorspeld met het ontwikkelde injectiemodel. Hiervoor is de heterogeniteit van de lokale bodemopbouw te groot. Voor de praktijk zal daarom gerekend moeten worden met een conservatieve aanname voor de bijdrage van dispersie aan de verspreiding.

De verspreiding van de hulpstoffen is na de injectie gedurende een periode van ruim 12 maanden gevolgd. Als gevolg van de injectie is in het gehele meetveld stroomafwaarts van de injectiepunten, met een oppervlak van 20 m², de redox verlaagd. Deze verlaging verschoof langzaam stroomafwaarts door het meetveld en bleef tot circa 9 maanden na injectie van de hulpstoffen optimaal voor de biologische afbraak van de VOCl-verontreiniging.

Duidelijke afbraak van de VOCl-verontreiniging komt na circa 200 dagen goed op gang. Hierbij is een duidelijke verschuiving te zien in de mol-verhouding van de geanalyseerde VOCl-concentraties. 3 Maanden na injectie bedroeg het percentage Per circa 80%, na 6 maanden circa 50% en na 12 maanden nog maar 20%. In dezelfde periode nam het percentage Cis, VC, Etheen en Ethaan sterk toe en na 12 maanden werd 70% van de VOCl gevormd door de VOCl-afbraakproducten Etheen en Ethaan. Dit duidt voor de huidige locatie op volledige afbraak zonder ophoping van CIS of VC.

Uit de vergelijking van de modelvoorspellingen met de gemeten praktijk-resultaten blijkt, dat de verspreiding van de hulpstoffen met de natuurlijke grondwaterstroming en de afbraak van de VOCl-verontreiniging goed kan worden voorspeld met het ontwikkelde verspreidingsmodel.

Uit de vergelijking blijkt, dat de verspreiding van bromide achter blijft bij de verwachting. Ook de hoeveelheid bromide die wordt teruggevonden in het meetveld is sterk achter gebleven bij de verwachting. Door middel van het plaatsen van diepe monitoringsfilters en aanvullend onderzoek is aangetoond, dat verticale voorkeurstroming en dichtheidstroming hiervan de oorzaak is geweest. In het ontwerp van het injectiegrid, injectiediepte en samenstelling van de hulpstoffen dient hiermee rekening gehouden te worden.

Uit de praktijktest blijkt, dat directe injectie van hulpstoffen zonder meer kan worden toegepast bij doorlatende bodems. Ook bij slecht doorlatende bodems is directe injectie van hulpstoffen mogelijk, al zal de injectiedruk, afhankelijk van de intreeweerstand van de bodem, aanzienlijk hoger zijn. Met de techniek kan op eenvoudige wijze zonder aanleg van een uitgebreid kabel- en leidingsysteem een verontreiniging effectief worden aangepakt.

Hierbij zijn geen verstoppingen opgetreden zodat kan worden geconcludeerd dat met de directe injectietechniek op een bedrijfszekere en kosteneffectieve wijze de hulpstoffen kunnen worden verspreid.

SUMMARY

Distribution of directly injected catalysts

The SKB project titled 'Distribution of directly injected catalysts' is geared specifically to optimising the infiltration and distribution of catalysts during on-site decontamination. The infiltration of catalysts is required in order to create the correct conditions in the subgrade for biological degradation of groundwater and soil contamination. Direct injection of catalysts is an alternative to the infiltration of catalysts through infiltration filters and infiltration drains.

Two different direct injection techniques were tested and extensively monitored in practice. Both techniques have been used in practical situations for some time. The closure ring technique is used to install a number of facilities including water glass pile planking, and the injection cone is used to take on-site groundwater samples. The current study was used to gain experience with a different application, the injection of catalysts into a certain range of depths.

In this study, the existing practical and technical knowledge regarding the injection of catalysts was combined with extensive modelling of the injection of catalysts, the distribution of catalysts and degradation of contamination.

In this, a distinction was made between the distribution of catalysts in the subgrade during injection and the distribution of catalysts subsequent to the injection.

The injection of catalysts was carried out in a section of a site contaminated with VOCl located in the municipality of Dongen. The soil structure consists of reasonably fine sand to a depth of 6.5 metres below ground level (m-gl). This changes to reasonably fine sand and gravel below this depth. The injection grid and the measuring and monitoring field were modelled prior to the direct injection. The practical results of the direct injection were then compared to the expected distribution of the catalysts during the actual conduction of the direct injection. This facilitated validation of the relationship between the injection volume, injection pressure, injection debit and sphere of influence.

The distribution of the catalysts and the degradation of the VOCl contamination were monitored for a period of 1 year subsequent to the injection.

The study revealed that the injection of catalysts is feasible with both techniques. Actual injection was carried out without problems. A volume of 100 litres was injected during a period of approximately 10 to 15 minutes. An overpressure of 8 bar was required. A total of 1000 was injected at each injection point in the grid from the groundwater level at 2 metres below ground level to 8 metres below ground level.

Injection can be carried out in the closure rings several times. Repeated injection in the closure rings was also tested in practice. Injections were carried out in the same closure rings approximately 1 year after the initial injection. It was necessary to increase the injection pressure from 8 bar to 12 bar to inject the same quantity of catalyst. This pressure allowed a debit of approximately 9 litres per minute to be achieved.

In contrast to the one-time injection with the cone, the closure ring technique allows multiple injections through the same filter. However, account must be taken that injection can only commence 2 days after the closure rings have been installed.

Direct injection with an injection cone can be installed at one time and can, depending on the desired depth and soil structure, be carried out with a lighter ballast truck. This facilitates a flexible response to local conditions and reduces inconvenience to a minimum.

The results of the study lead to the conclusion that both injection techniques are technically feasible and simple to use in practice.

Comparison of the model predictions with the measured practical results revealed that it is difficult to predict the distribution of the catalysts with the injection model that has been developed. The heterogeneity of the local soil structure is too great to allow this. Therefore, for practical purposes, conservative assumptions will be made regarding the contribution that dispersion makes distribution.

The distribution of the catalysts was monitored for more than 12 months subsequent to the injection. The consequence of the injection was that the redox was reduced in the entire measuring field (with a surface area of 20 m²) downstream from the injection points. This reduction gradually moved downstream through the measuring field and remained optimum for biological degradation of VOCl contamination for 9 months subsequent to the injection.

Significant degradation of the VOCl contamination starts after approximately 200 days. A clear shift is evident in the mol ratio of the analysed VOCl concentrations. The percentage of PER was 80% 3 months after injection, approximately 50% after 6 months and just 20% after 12 months. In the same period, the percentage of CIS, VC, ethene and ethane increased significantly, with 70% of the VOCl being formed by the VOCl degradation products ethene and ethane after 12 months. This indicates complete degradation at the current site without accumulation of CSI or VC.

Comparison of the model predictions with the measured practical results revealed that it is possible to make accurate predictions of the distribution of the catalysts with the groundwater flow and the degradation of VOCl contamination with the distribution model that was developed.

The comparisons revealed that distribution of bromide lags behind what was expected. The quantity of bromide detected in the measuring field was also significantly less than expected. Placement of deep monitoring filters and additional research revealed that the vertical preferred flow and its density current are the cause. Account must be taken of this in the design of the injection grid, the injection depth and the composition of the catalysts.

Practical tests have revealed that direct injection of catalysts can be applied in permeable soils without any problem. Direct injection of catalysts is also possible in less permeable soils, even though the injection pressure will be significantly higher, depending on the input resistance of the soil. This technique allows contamination to be dealt with simply and effectively without the installation of an extensive system of cables and pipes.

No blockages occurred, which leads to conclusion that catalysts can be distributed with the direct injection technique in a reliable and cost-effective manner.

HOOFDSTUK 1

INLEIDING

1.1 Onderwerp onderzoek

Bij de uitvoering van bodemsanering in Nederland wordt steeds vaker gebruik gemaakt van de mogelijkheden van biologische in-situ technieken. Hiervoor dienen in de ondergrond optimale omstandigheden te worden gecreëerd voor biologische afbraak van de verontreiniging.

Indien de natuurlijke activiteit van de micro-organismen niet groot genoeg is, kan dit gestimuleerd worden met behulp van hulpstoffen. Een kritisch onderdeel van de biologische in-situ saneringsmethode is het in de bodem brengen en vervolgens verspreiden van hulpstoffen voor de stimulering van de biologische afbraak. Het in de bodem brengen en verspreiden van de hulpstoffen is dan ook een kostenbepalende factor bij deze in-situ saneringen.

De 'standaard'-methode voor het doseren van hulpstoffen is infiltratie van de stoffen via grondwaterinfiltratieputten. Hierbij treden regelmatig problemen op, met name door verstoppingen in en rond de filters en door onvolledige verspreiding van de hulpstoffen. Deze onzekerheden vertalen zich in een kostenverhoging. Zowel aannemers, adviseurs als opdrachtgevers zijn dus gebaat bij het kwantificeren van deze onzekerheden voor een optimale en kosteneffectieve biologische in-situ sanering.

Indien het inbrengen en verspreiden van de hulpstoffen op een meer effectieve en bedrijfszekere wijze kunnen worden uitgevoerd, zal dit naar verwachting een grote besparing opleveren op de kosten van in-situ saneringen.

Hierbij richt het consortium zich specifiek op de toepassingsmogelijkheden van directe injectie van hulpstoffen bij anaërobe afbraak van VOCl-verontreinigingen.

1.2 Probleemstelling en oplossingsrichting

Het project richt zich specifiek op het optimaliseren van het infiltreren en verspreiden van hulpstoffen, omdat dit de grootste en meest onzekere kostenpost is bij biologische in-situ saneringen. Ondervonden knelpunten hierbij zijn:

- verstopping van infiltratie- en onttrekkingsfilters;
- verstopping van leidingennetwerk;
- onvoldoende verticale en horizontale verspreiding van de hulpstoffen.

Het gevolg van bovenstaande punten is, dat het gestelde eindresultaat niet wordt gehaald binnen de gestelde saneringstermijn.

Directe injectie van de hulpstoffen is een alternatief voor het infiltreren van de hulpstoffen via infiltratiefilters. Directe injectie heeft een aantal voordelen boven infiltratie, namelijk:

- de kans op ondergrondse verstopping is kleiner bij directe injectie dan bij infiltratie;
- er is geen uitgebreid leidingennetwerk nodig;
- directe injectie is sneller; waardoor het afbraakproces eerder zal beginnen;
- bij directe injectie kan de verspreiding van hulpstoffen worden gegarandeerd.

Omdat de tijdsduur van infiltreren naar verhouding veel korter is (10 tot 20 minuten per injectiepunt) zullen verstoppingsproblemen, zoals biomassa-aangroei en verstopping door deeltjes, niet optreden. Naar verwachting is het poriënvolume dat gedurende de injectie wordt gevuld met

hulpstoffen veel groter dan de hoeveelheid neerslag als gevolg van bijvoorbeeld ijzeroxide. Verstoppingen, als gevolg van neerslag van opgeloste stoffen, zullen dan ook tijdens het injecteren niet optreden. Literatuur over direct injecteren is niet aanwezig, maar de door het consortium ingeschakelde gespecialiseerde boorbodems bedrijven verwachten geen problemen om de hulpstoffen te injecteren. Tevens hoeft er geen uitgebreid en kwetsbaar leidingennetwerk te worden aangelegd en onderhouden. Directe injectie kan vanaf het maaiveld op iedere gewenste locatie en diepte plaatsvinden en is daardoor zeer flexibel. Bovendien kan, door in een dicht grid te injecteren, de horizontale en verticale verspreiding worden gegarandeerd.

Toepassing van deze techniek biedt dus de mogelijkheid een goedkoper alternatief toe te passen met meer zekerheden dan het op traditionele wijze infiltreren van de hulpstoffen. Daarbij is het een sneller alternatief om de hulpstoffen te verspreiden die benodigd zijn om de biologische afbraak van de verontreiniging te stimuleren. Dit kan dus ook een kostenbesparing voor de totale sanering opleveren.

Met het onderzoek wordt ervaring opgedaan met directe injectie van hulpstoffen. Het onderzoek zal zich dan ook met name richten op de wijze/ technieken van het direct injecteren van de hulpstoffen, en het monitoren van de verspreiding van de hulpstoffen in de ondergrond.

Met de resultaten van het onderzoek kunnen toekomstige saneringen beter gedimensioneerd worden.

Tevens worden problemen die op kunnen treden bij het instandhouden van onttrekkings- en infiltratiesystemen vermeden, zodat de bedrijfszekerheid en kosteneffectiviteit van in-situ saneringen worden vergroot.

1.3 Doelstelling onderzoek

De doelstelling van het project is om de mate van bedrijfszekerheid en de kosteneffectiviteit van het infiltreren van hulpstoffen bij biologische in-situ saneringen te vergroten.

De verwachting is, dat infiltratie verder geoptimaliseerd kan worden door gebruik te maken van directe injectie. De doelstelling van het project is 2 directe injectiemethoden te beproeven. Het succes van de methodes wordt geëvalueerd aan de hand van de volgende 3 criteria:

1. technische haalbaarheid;
2. effectiviteit met betrekking tot verspreiding;
3. kosten.

Om de evaluatie van deze 2 technieken te kunnen uitvoeren, dienen de volgende vragen in het project te worden beantwoord:

1. Technische haalbaarheid:
 - Wat is de relatie tussen de injectiemethode (debiet, druk, concentratie) en de verspreiding van de hulpstoffen in de directe omgeving van het injectiepunt?
2. Effectiviteit van verspreiding van hulpstoffen:
 - Hoe vindt verspreiding van de geïnjecteerde hulpstoffen (dispersie, retardatie macro- en microprocessen in de ondergrond) plaats?
3. Economische haalbaarheid:
 - Wat zijn de kosten, de uitvoeringssnelheid en het bereik van de directe injectietechnieken?
 - Wat zijn de mogelijkheden van directe injectie voor opschaling naar een full scale oplossing?
 - Wat zijn de kosten in vergelijking met de gangbare technieken?

Hierbij dient het uiteindelijke doel van het injecteren van de hulpstoffen, het stimuleren van de biologische afbraak van de aanwezige verontreiniging, niet uit het oog verloren te worden. Er zal dan ook nadrukkelijk gekeken worden naar afbraak van de aanwezige verontreiniging.

1.4 Opbouw van het rapport/leeswijzer

Bij de opzet van de rapportage is ervoor gekozen om een volledig inzicht te geven in de gevolgde stappen en de verkregen resultaten. De rapportage is erop gericht om duidelijk en helder de gestelde onderzoeksvragen te beantwoorden. Om de leesbaarheid en duidelijkheid te vergroten wordt in ieder hoofdstuk een korte introductie gegeven van de inhoud en opbouw van het hoofdstuk. Hiermee kan worden volstaan om een goede indruk te krijgen van de inhoud van dit rapport. Meer uitgebreide en gedetailleerde informatie kan vervolgens in de rest van het hoofdstuk worden teruggevonden.

In hoofdstuk 2 worden de uitgevoerde werkzaamheden beschreven. De voorbereidende werkzaamheden bestonden uit de selectie van de pilotlocatie en het modelleren van de verspreiding van de hulpstoffen. De werkzaamheden in het veld bestonden achtereenvolgens uit het plaatsen van het meet- en monitoringsgrid, de directe injectie van de hulpstoffen en monitoren van verspreiding en afbraak.

De resultaten van de directe injectie worden in hoofdstuk 3 uitgewerkt en de verspreiding en afbraak wordt vergeleken met de modellering.

De vertaalslag van pilotschaal naar full scale wordt gemaakt in hoofdstuk 4. In dit hoofdstuk worden vuistregels voor toepassing van de techniek beschreven en worden de pilot scale resultaten vertaald naar een full scale aanpak.

Het rapport wordt afgesloten met de conclusies en aanbevelingen in hoofdstuk 5.

HOOFDSTUK 2

UITVOERING VAN DE WERKZAAMHEDEN

In de voorbereiding is uitvoerig stilgestaan bij een goede locatiekeuze. Hierbij is uiteindelijk de keuze gevallen op een locatie in Dongen (paragraaf 2.1). Vervolgens is de samenstelling van de hulpstoffen bepaald (paragraaf 2.2). Om het meet- en monitoringsnetwerk optimaal te kunnen inrichten zijn de 2 volgende modellen (paragraaf 2.3.1) gemaakt:

- model 1 geeft de verspreiding van de hulpstoffen tijdens het injecteren weer;
- model 2 voorspelt de verspreiding van hulpstoffen en afbraak van de verontreiniging na injectie.

Op basis van deze modelleringen is het monitoringsveld rondom de injectiepunten en stroomafwaarts van de injectiepunten ingericht (paragraaf 2.3.2).

Op basis van de verwachte verspreiding en verdunning is de hoeveelheid toe te voegen tracer ingeschat (paragraaf 2.4).

De 2 directe injectietechnieken die in dit onderzoek worden vergeleken, worden beschreven in paragraaf 2.5 (injectieconus) en paragraaf 2.6 (manchettentechniek).

Inventarisatie locatie

Na een uitgebreid bodemonderzoek en karakterisatie van de lokale bodem-opbouw, verontreinigingssituatie en geohydrologische karakterisatie is een geschikte locatie gevonden. De onderzoekslocatie is gelegen in het winkel-centrum van Dongen (Noord-Brabant). Op deze locatie werd een in-situ aanpak door middel van biologische afbraak van de VOCl-verontreiniging zeer kansrijk geacht en de locatie is (gedeeltelijk) goed toegankelijk. Dicht bij elkaar, binnen een afstand van circa 125 meter, bevinden zich 2 met VOCl verontreinigde locaties. De beide verontreinigingen lopen waarschijnlijk in elkaar over (zie figuur 1).

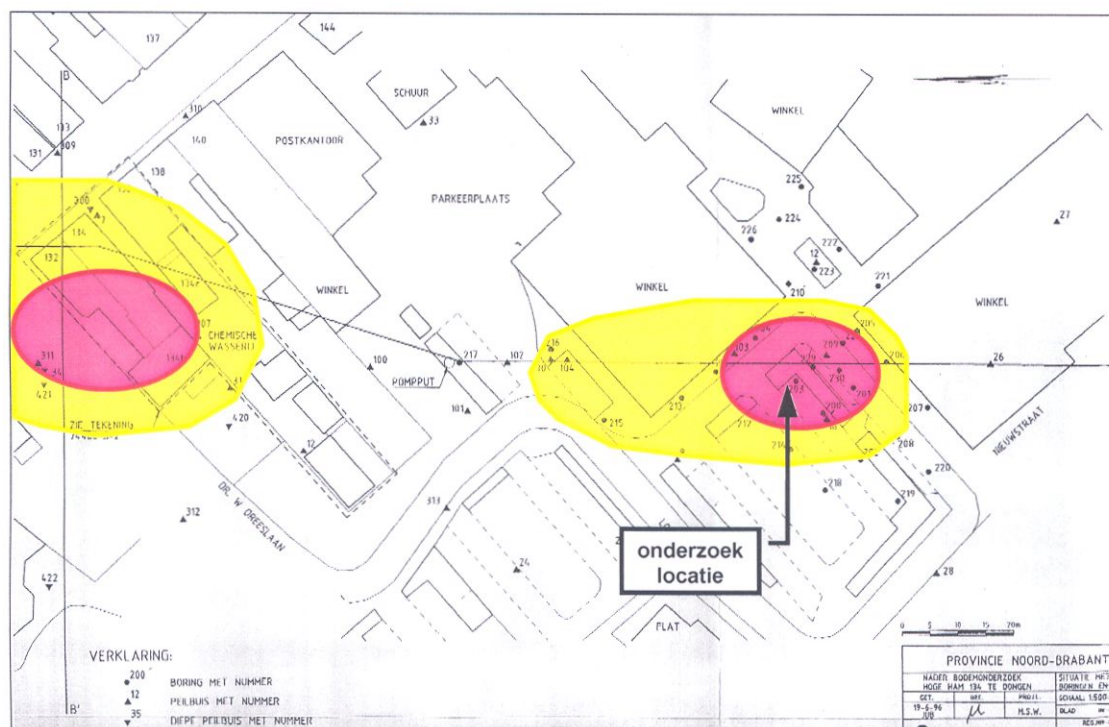


Fig. 1. Overzichtstekening onderzoekslocatie met locatie kern (rood) en pluim (geel).

De noordelijke kern is gelegen onder en rondom het pand aan de Hoge Ham. Hier waren in het verleden een leerlooierij en een chemische wasserij gevestigd. De VOCl-verontreiniging bestaat hier voornamelijk uit PER en TRI.

De zuidelijke kern bevindt zich aan de Looiershof. De verontreiniging is hier waarschijnlijk veroorzaakt door de, op het terrein van de toenmalige schoen- en zuivelfabriek gevestigde, koelkastenfabriek. Evenals het terrein aan de Hoge Ham bestaat de VOCl-verontreiniging hier voornamelijk uit PER en TRI.

Het onderzoek voor het huidige SKB-project vindt plaats op de locatie aan de Looiershof. Op dit terrein is, ingesloten tussen twee supermarkten, een parkeerplaats aanwezig. Op deze locatie is het meet- en monitoringsnetwerk ingericht.

2.1.1 Bodemopbouw en geohydrologische schematisatie

Het maaiveld bevindt zich op circa 4,4 m+NAP. De gegevens over de regionale bodemopbouw zijn ontleend aan de Grondwaterkaart van Nederland en weergegeven in onderstaande tabel 1.

Tabel 1. Regionale bodemopbouw.

Diepte [m-mv]	Geohydrologische eenheid	Lithostratigrafische eenheid	Lithologie
0 - 4	Deklaag	Nuene groep	Leem- en humushoudend matig fijn zand
4 - 30	1 ^{ste} watervoerend pakket	Formatie van Sterksel	Grof grindrijk zand
30 - 75	Scheidende laag	Formaties van Kedichem en Tegelen	Klei en matig fijn zand

De lokale bodemopbouw volgt uit de vele op de locatie uitgevoerde boringen. Een schematisatie van deze gegevens is weergegeven in onderstaande tabel 2. In de meeste boringen is het zandpakket vanaf 3,5 m-mv grindhoudend.

Tabel 2. Lokale bodemopbouw.

Diepte [m-mv]	Lithologie	Doorlatendheid [m/dag]
0,0 - 2,5	matig fijn zand, zwak silthoudend	0,5
2,5 - 4	matig tot zeer grof zand, zwak silthoudend	2 - 4
4 - 8,5	matig tot zeer grof zand, zwak silthoudend	4 - 20

De regionale stromingsrichting van het freatisch grondwater is van nature noordelijk tot noordwestelijk. Het grondwater in het eerste watervoerende pakket heeft van nature eveneens een noordelijke tot noordwestelijke stromingsrichting. Onder invloed van de tijdelijke grondwateronttrekking (1984-1996) aan de Tramstraat/Looiershof is de stromingsrichting op een gedeelte van het onderzoeksterrein vermoedelijk anders van richting geweest.

De lokale grondwaterstromingsrichting is gedurende de loop van het project 2 keer bepaald. In april 2000 en in juni 2001. De resultaten hiervan zijn weergegeven in onderstaande figuur 2. De lokale grondwaterstromingsrichting komt beide keren overeen met de regionale trend.

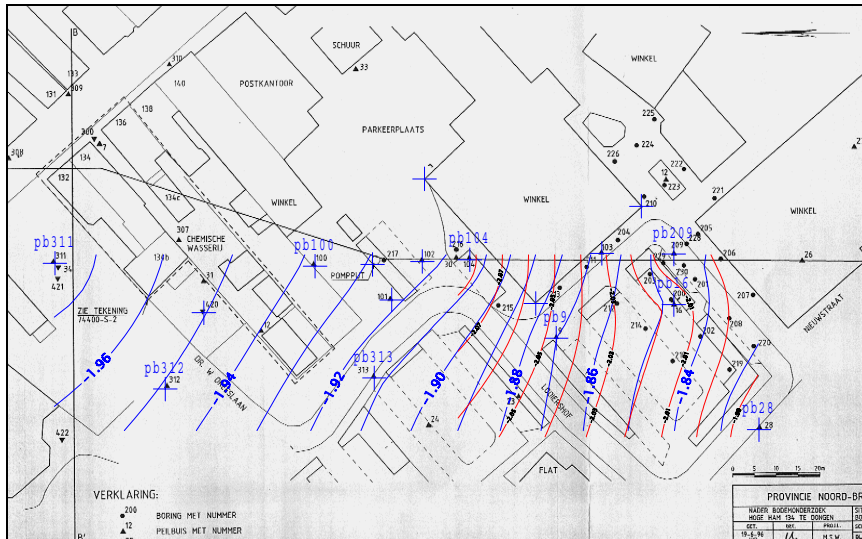


Fig. 2. Isohyphenpatroon april 2000 (blauw) en juni 2001 (rood).

2.1.2 Verontreinigingssituatie en macrochemische karakterisatie

De kern van de verontreiniging aan de Looiershof bevindt zich bij de peilbuizen 103, 209 en 16. De verontreinigingsvlek aan de Looiershof wordt aangetroffen tot een diepte van circa 10 m-mv. In 1996 werden in de peilbuizen 103 en 209 de volgende waarden gemeten (zie tabel 3).

Tabel 3. Verontreinigingssituatie Looiershof 1996 (- = niet gemeten).

Peilbuis	Diepte [m-mv]	PER [$\mu\text{g/l}$]	Tri [$\mu\text{g/l}$]
209	3 - 4	19000	23
103	3 - 4	6100	-
103	7 - 8	48	-
103	11 - 12	9,3	-
104	3 - 4	510	-

In april 2000 is bij de start van dit onderzoek een actualisatieronde uitgevoerd. Hierin is de huidige verontreinigingssituatie vastgesteld en zijn de biologische en macrochemische parameters gemeten.

Tabel 4. Vaststelling nulsituatie april 2000 (- = niet gemeten).

Peil Buis	Diepte [m-mv]	Per [$\mu\text{g/l}$]	Tri [$\mu\text{g/l}$]	Cis [$\mu\text{g/l}$]	Vc [$\mu\text{g/l}$]	PH [-]	T [C]	EC [$\mu\text{S/cm}$]	Redox [mv]	O2 [mg/l]	Fe totaal [$\mu\text{g/l}$]
209	3-4	2100	12	0	0	6,27	11,8	940	130	2,6	75
16 (1)	3-4	160	59	6.4	0	6,34	11,6	732	60	0,41	-
16 (wit)	7-8	8.6	0.4	0	0	5,51	11,3	557	-48	0,09	-
9	3-4	-	-	-	-	6,26	11,2	1009	113	0,27	-
28	3-4	4.1	0.2	0	0	6,86	11,3	595	158	1,12	79
104	3-4	1.5	0	0	0	6,6	12	352	232	4,42	100
103 rood	3-4	230	15	1.2	0	6,16	12,4	574	232	0,09	-
103 blauw	?	23	9.7	0	0	5,68	13,2	523	153	1,62	17000

De analyseresultaten laten zien dat in peilbuis 209 nog 2.100 $\mu\text{g/l}$ PER wordt aangetroffen. In peilbuis 103(r) wordt nog 230 $\mu\text{g/l}$ en in peilbuis 16(1) wordt 160 $\mu\text{g/l}$ PER gemeten. De volledige analysegegevens zijn te vinden in bijlage A.

2.2 Bepaling samenstelling hulpstoffen

2.2.1 Beoordeling veldmetingen en analyseresultaten bemonstering

Veldcondities

De gemeten redoxpotentialen en zuurstofgehalten zoals gepresenteerd in tabel 4 zijn niet erg consistent en laten geen duidelijke samenhang zien. De volledige analysegegevens zijn te vinden in bijlage A. Het zuurstofgehalte in filter 104 is zelfs onverklaarbaar hoog. Alleen het diepste meetpunt (filter 16 wit, 7-8 m-mv) laat een negatieve redoxpotentiaal zien en een lage zuurstofconcentratie. Ook is er in dit monsterpunt methaan in het grondwater aangetroffen. De gemeten zuurstofgehalten in de overige filters wijzen op een aëroob pakket. Dit is weer in tegenspraak met het methaan dat in de filters 209 en 103 rood wordt aangetroffen. Deze methaangehalten zijn echter vrij laag. In anaërobe pakketten met methaanvormende condities zijn in de praktijk methaangehalten van enige duizenden μ grammen per liter vrij normaal. De afwezigheid van meetbare hoeveelheden sulfide en de aanwezigheid van sulfaat wijzen ook op een niet-reducerend bodempakket. Slechts in 1 filter (103 blauw) is gereduceerd ijzer aangetroffen, 3.700 μ g/l. Gezien het zeer hoge en afwijkende ijzer-totaalgehalte kan aan deze waarde worden getwijfeld.

Concentratie PER en anaërobe afbraakproducten

De PER-concentraties zijn gemiddeld zeer laag te noemen. De maximaal aangetroffen concentratie is 2.100 μ g/l. Bij deze concentratie zal toxiciteit geen rol van betekenis spelen. Van de afbraakproducten is alleen cis-1,2-dichloor-ethen aangetroffen (103 en 16). Dat er geen vinylchloride en ethen is gemeten, kan wijzen op een onvolledige dechlorering. Dit is dan wel consistent met de hoge redox, de aanwijzingen voor een niet-reducerend bodempakket en de vrij hoge zuurstofgehalten.

Conclusies over de actuele condities voor anaërobe afbraak van PER

Op basis van de nulbemonstering is er geen 'hard' bewijs aangetoond voor het optreden van volledige microbiologische dechlorering van PER in de bodem van de proeflocatie. Van de mogelijke afbraakproducten van PER zijn alleen TRI en CIS in een minderheid van de peilbuizen in meetbare concentraties aangetroffen.

Dat het dechloreringsproces onvolledig is, kan in het algemeen het gevolg zijn van een geringe hoeveelheid voor biologische afbraak beschikbare humus in de bodem. Het type bodem, (weinig humeuze zandgrond) van de locatie zal hier debet aan zijn. De afbraak van PER zal daarom gestimuleerd kunnen worden met de dosering van een koolstofbron. Hierbij moet rekening gehouden worden met de aanwezigheid van nitraat (0-100 mg/l) en sulfaat (20-170 mg/l). Deze elektronen-acceptoren zullen met VOCl een extra overmaat aan koolstofbron vragen (substraatcompetitie).

2.2.2 Samenstelling en hoeveelheid hulpstoffen

Op basis van de nulbemonstering is geconcludeerd dat de anaërobe afbraak van PER gelimiteerd wordt door de geringe beschikbaarheid van een koolstofbron om de biochemische dechloreringsreacties van PER te bewerkstelligen.

Daarnaast is er extra koolstof nodig voor het reduceren van de aanwezige elektronenacceptoren nitraat en sulfaat. Als belangrijkste hulpstof wordt er daarom gekozen voor een goed gedefinieerde koolstofbron: (kristal-) suiker. Voor microbiologische afbraak van deze suiker zijn aanvullende macro-nutriënten nodig, die onvoldoende in het grondwater aanwezig zijn: ammoniumstikstof en fosfaat. In tabel 5 is de samenstelling van de hulpstoffen gegeven alsmede de benodigde hoeveelheden.

Tabel 5. Samenstelling en hoeveelheden hulpstoffen per injectiepunt.

Uitgangspunten:		
1x doseren overmaat koolstofbron		
Molair gewicht PER	190	g/mol
Concentratie	2,10	mg/l
Mol VOCl	0,00001 1	mol/l
Sulfaat	0,17	g/l
Nitraat	0,1	g/l
Grondwatervolume	140	m ³
Vracht VOCl	1,55	mol
Koolstofbronbehoefte	3	mol/mol VOCl
Koolstofbronbehoefte dechlorering	836	g suiker
Verbruik door nitraat	26775	g suiker
Verbruik door sulfaat	15750	g suiker
Dosering per injectiepunt:		
Som suikervraag	44	kg
Ammonium-stikstof	1,22	kg N
Fosfor als fosfaat	0,09	kg P

2.3 Inrichting meetveld

2.3.1 Modelling

Voorafgaande aan de uitvoering van de directe injectie is het wenselijk om de verspreiding van de hulpstoffen tijdens en na de injectie te voorspellen. Hiertoe is een grondwaterstromings- en grondwatertransportmodel gemaakt. De processen die in het transportmodel worden meegenomen zijn advectie, dispersie, en niet-evenwichtsadsorptie. De niet-evenwichtsadsorptie houdt rekening met de mobiele en immobiele porositeit. Hierdoor kan de voorkeursstroming door kleinschalige heterogeniteiten in de doorlatendheid tijdens de injectie gemodelleerd worden. Een beknopte beschrijving van het model wordt gegeven in bijlage D. Een uitgebreider overzicht wordt gegeven in Valstar [2001].

Voordat de injectie van het bromide-tracer, de hulpstoffen en de monitoring van de verspreiding werd uitgevoerd, was het van belang om een idee te hebben hoe de tracers zich zouden verspreiden. De modellering wordt uitgebreid besproken in bijlage E. De resultaten van de modellering zijn gebruikt bij de opzet van het meetveld en de uitwerking van de monitoringsstrategie.

Modellering verspreiding hulpstoffen tijdens directe injectie

Het volume tracerhoudend water dat in de bodem wordt geïnjecteerd, is per injectieput 1,0 m³. In het model wordt aangenomen dat het debiet gedurende 100 minuten wordt toegevoegd. Met dit debiet wordt beoogd om een invloedsgebied van de injectie tot 1 meter van de injectieput te verkrijgen.

In figuur 3 worden de doorbraakcurven op 0,25 meter, 0,50 meter, 0,75 meter en 1,0 meter weergegeven.

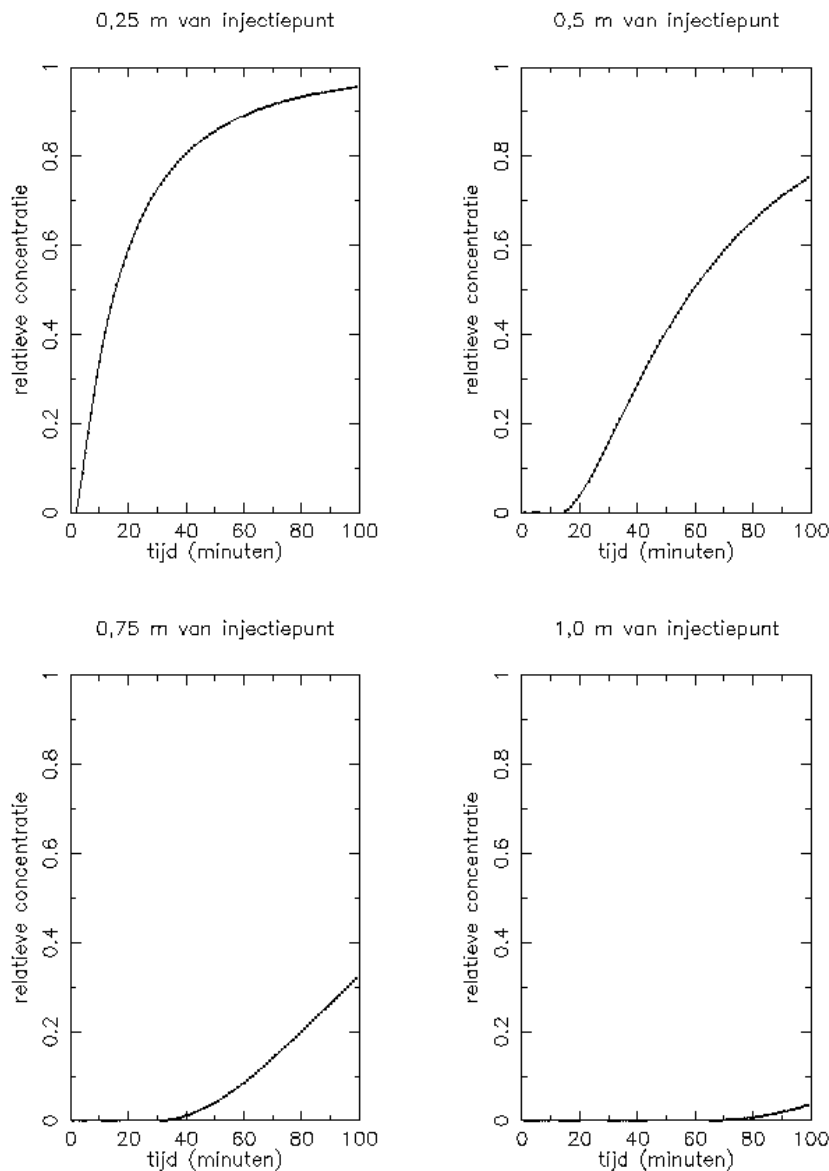


Fig. 3. Doorbraakcurven op een aantal potentiële meetlocaties.

Hieruit blijkt dat na 100 minuten de doorbraak op 0,25 m van de injectieput vrijwel volledig is. Op 0,50 en 0,75 cm van de put treedt de doorbraak gedeeltelijk op en op 1,0 m van de injectieput is alleen het begin van de doorbraak te zien.

Modellering verspreiding hulpstoffen na directe injectie

Voor de modellering van de verspreiding van de hulpstoffen na afloop van de injectie onder natuurlijke condities, is het gebruikte injectiemodel opgeschaald. De randvoorwaarden zijn constante stijghoogten waarbij het verhang 0,001 is conform de waarden verkregen tijdens de meetronde. De oriëntatie van het model is zodanig gekozen, dat de natuurlijke achtergrondstroming van rechts naar links loopt (van zuid naar noord). De simulatie is uitgevoerd voor een periode van 180 dagen. Bij de berekeningen is ervan uitgegaan, dat de injectieputten ongeveer 5 m uit elkaar liggen.

De resulterende concentratieverdeling na 180 dagen wordt weergegeven in figuur 4.

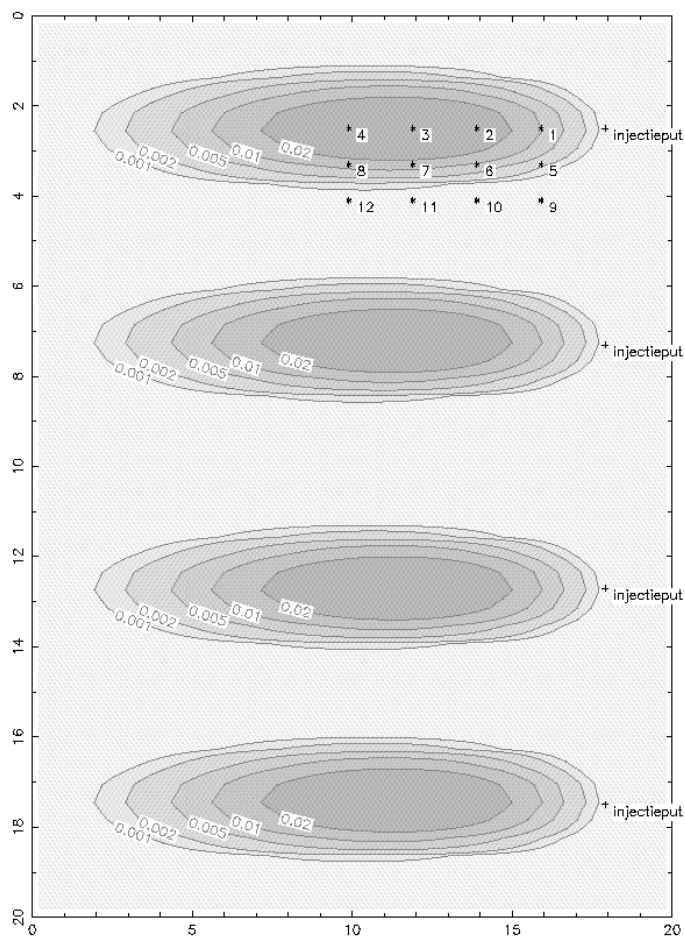


Fig. 4 Berekende relatieve concentratie 180 dagen na injectie:
 + geeft injectieputten aan;
 * geeft locaties aan waar doorbraakcurven worden berekend.

In deze figuur zijn met de nummers 1 t/m 12 tevens de locaties voor een aantal potentiële monitoringspeilbuizen weergegeven. De doorbraak van de hulpstoffen in deze peilbuizen wordt weergegeven in figuur 5.

Hieruit blijkt dat het front van de pluim na 180 dagen ongeveer op 15 m stroomafwaarts van de injectieput zal liggen. Om een goede doorbraak te kunnen meten, dienen de peilbuizen verder stroomopwaarts te liggen.

Op een afstand van 6 meter van de injectieput bereikt de doorbraakcurve de maximum concentratie binnen 180 dagen. Op 80 cm loodrecht op de stroom-richting is de doorbraakcurve goed zichtbaar. Op 1,60 m loodrecht op de stromingsrichting wordt de pluim niet gemeten. De vorm van de doorbraak-curve wordt sterk bepaald door de uitwisseling tussen de mobiele en immobiele zone. Zonder dit proces zou de doorbraakcurven een lognormale verdeling hebben.

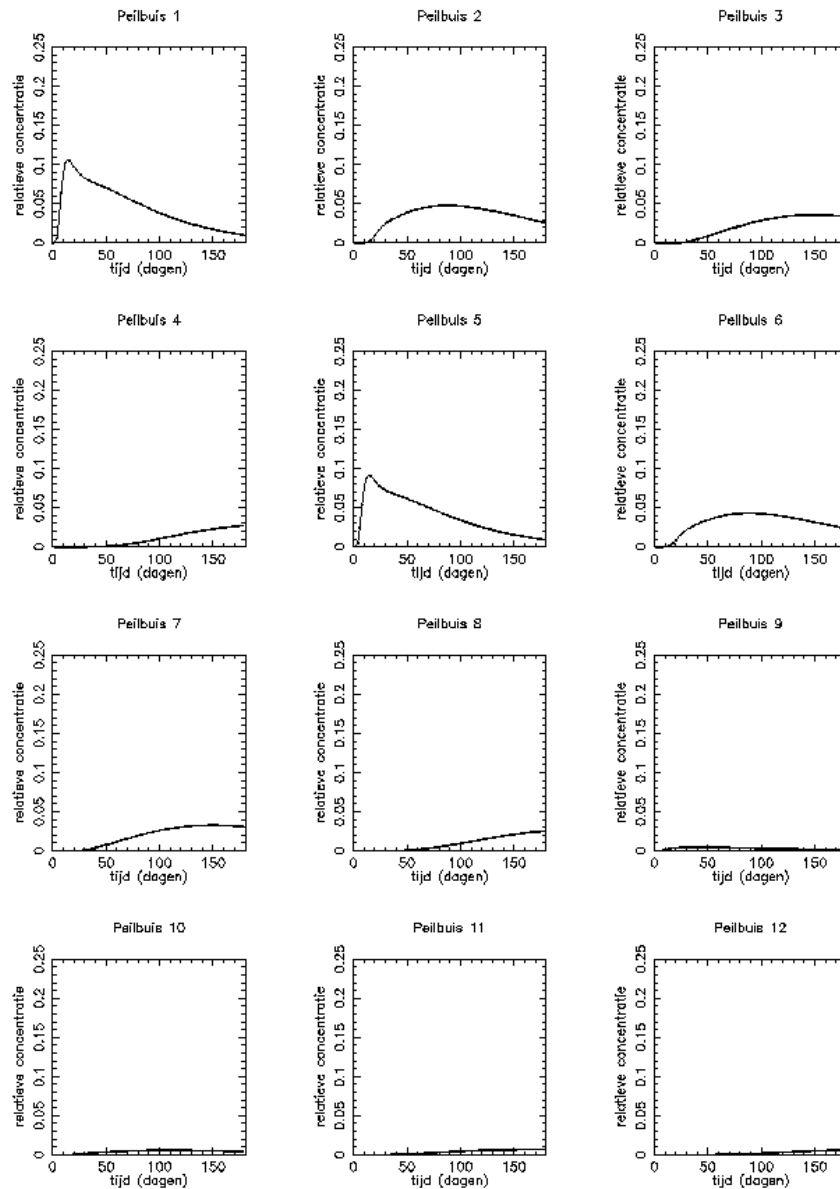


Fig. 5. Doorbraakcurven voor 12 potentiële monitoringspeilbuizen (zie figuur 4 voor locatie peilbuizen).

2.3.2 Plaats injectiegrid en monitoringsfilters

De uitgevoerde modellering zoals beschreven in de voorafgaande paragraaf is gebruikt om de locatie van de monitoringsfilters ten opzichte van de injectie-punten te bepalen. Tevens is de modellering gebruikt om de benodigde concentratie van de tracers in het injectiewater te bepalen.

Plaats injectiegrid

De monitoring filters worden geplaatst rondom en stroomafwaarts van de injectiepunten i-1, i-2, i-3 en i-4. Deze injectiepunten liggen op circa 5 meter afstand van elkaar en zijn aangegeven in figuur 6. De injectie met de injectieconus is uitgevoerd op de locaties i-1 en i-2. De manchetten-techniek is toegepast op de locaties i-3 en i-4. Op deze locaties zijn de hulpstoffen over het traject van 2,0 tot 7,5 m-mv geïnjecteerd.

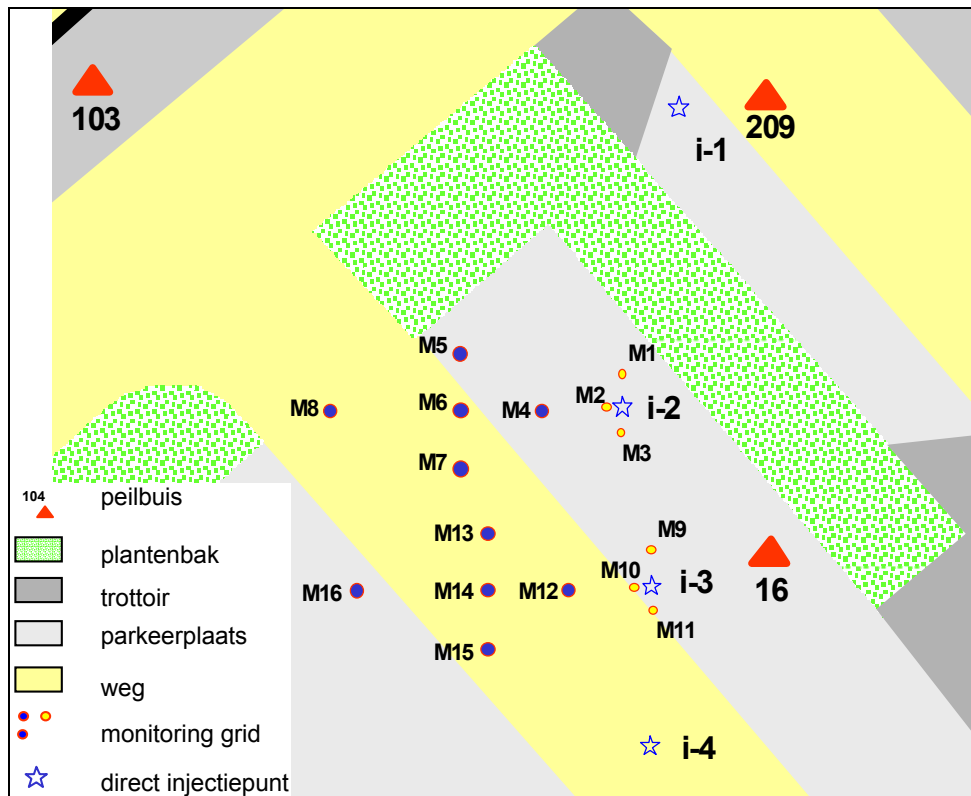


Fig. 6. Locatie te Dongen met de ligging van de injectiepunten (blauwe ster) en monitoringspeilbuizen (cirkels).

Monitoring verspreiding tijdens injectie

In de praktijk wordt per injectiediepte circa 10 tot 15 minuten geïnjecteerd om een invloedssfeer van circa 1 meter te krijgen. Uit de doorbraakcurven van figuur 3 volgt dat, indien de monitoringsfilters op 0,25, 0,5 en 0,75 meter van de injectieput worden geplaatst, verwacht mag worden dat de tracers ook daadwerkelijk doorbreken en dat ze geen blokfront vertonen.

Uit de gevoeligheidsanalyse blijkt, dat alleen bij een hoge ratio tussen de mobiele en immobiele porositeit de doorbraak in de verste peilbuis niet goed te meten zal zijn, maar dat in de peilbuizen dichterbij deze nog wel goed te meten is.

De 3 monitoringsfilters zijn ieder in een andere richting ten opzichte van de injectieput geplaatst, zodat ook het verschil in stroomsnelheid door eventuele voorkeursstroming in deze richtingen te bepalen is. Hierbij is ervoor gekozen om een filter in de richting van de natuurlijke achtergrondstroming te plaatsen en de andere filters ieder in een richting loodrecht op de stromings-richting.

De definitieve locaties van de peilbuizen zijn weergegeven in figuur 6. De peilbuizen M1, M2 en M3 zijn rondom injectiepunt i-2 geplaatst op een afstand van respectievelijk 0,75 meter, 0,25 meter en 0,50 meter. De peilbuizen M9, M10 en M11 zijn rondom injectiepunt i-3 geplaatst op een afstand van respectievelijk 0,75 meter, 0,25 meter en 0,50 meter. De filterstelling voor alle monitoringsfilters is 4,0 tot 6,0 m-mv.

Tijdens de directe injectie zijn in deze 3 peilbuizen rondom het injectiepunt de druk, de temperatuur en de geleidbaarheid gemeten met een frequentie van 1 meting per minuut. De meetapparatuur hangt in een aan de bovenkant afgesloten peilbuis halverwege het monitoringsfilter op een diepte van circa 5 m-mv. De praktijkopstelling rondom het injectiefilter is te zien in foto 1.

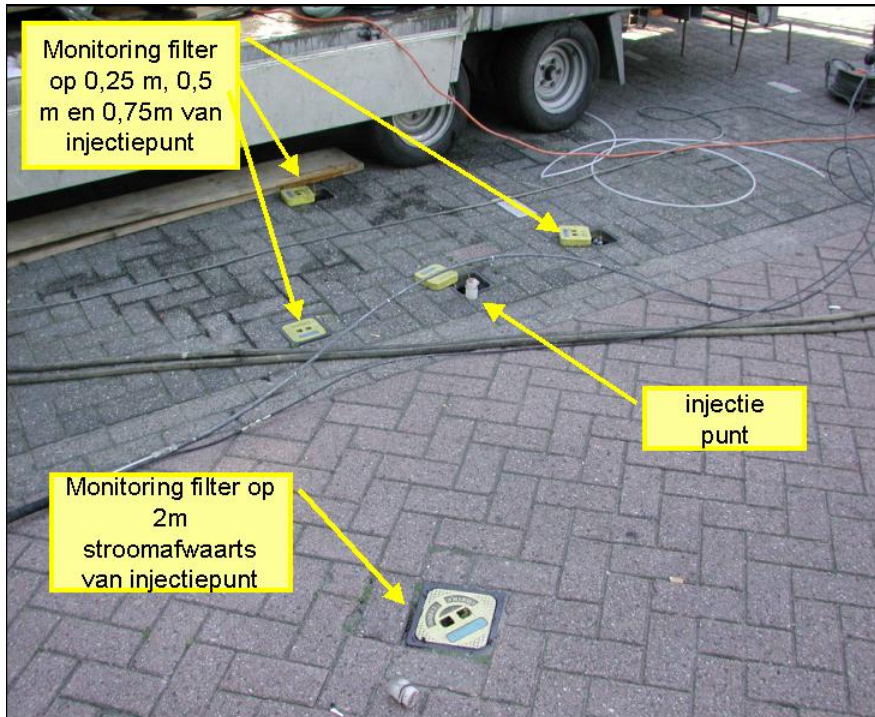


Foto 1. Meetveld rondom injectiepunt.

Monitoringverspreiding via natuurlijke grondwaterstroming na injectie

De locaties die zijn voorgesteld om monitoringsbuizen te plaatsen zijn:

- 1 peilbuis op 2 m stroomafwaarts van het injectiepunt;
- 3 peilbuizen op 4 m stroomafwaarts van het injectiepunt, waarbij 1 exact in de stromingsrichting ligt en de 2 andere 80 cm ter weerszijden van de eerste peilbus liggen;
- 1 peilbuis op 8 meter stroomafwaarts van het injectiepunt.

De locaties zijn zodanig geselecteerd dat ze naar verwachting een goede beschrijving van de tracer zullen geven. Gezien de onzekerheid in de bodemparameters is het echter niet met zekerheid vast te stellen dat de tracers ook daadwerkelijk de peilbuizen bereiken tijdens de uitvoering van de test.

Figuur 6 geeft een overzicht van de ligging van de peilbuizen zoals deze in werkelijkheid zijn geplaatst. De monitoringsfilters M4 t/m M8 zijn stroom-afwaarts van injectiepunt i-2 geplaatst en de monitoringsfilters M12 t/m M16 zijn stroomafwaarts van injectiepunt i-3 geplaatst. Iedere monitoringspeilbuis heeft een ondiepe filterstelling (3,0-4,5 m-mv) en een diepe filterstelling (5,0-6,5 m-mv). Dit is gevisualiseerd in onderstaande figuur 7.

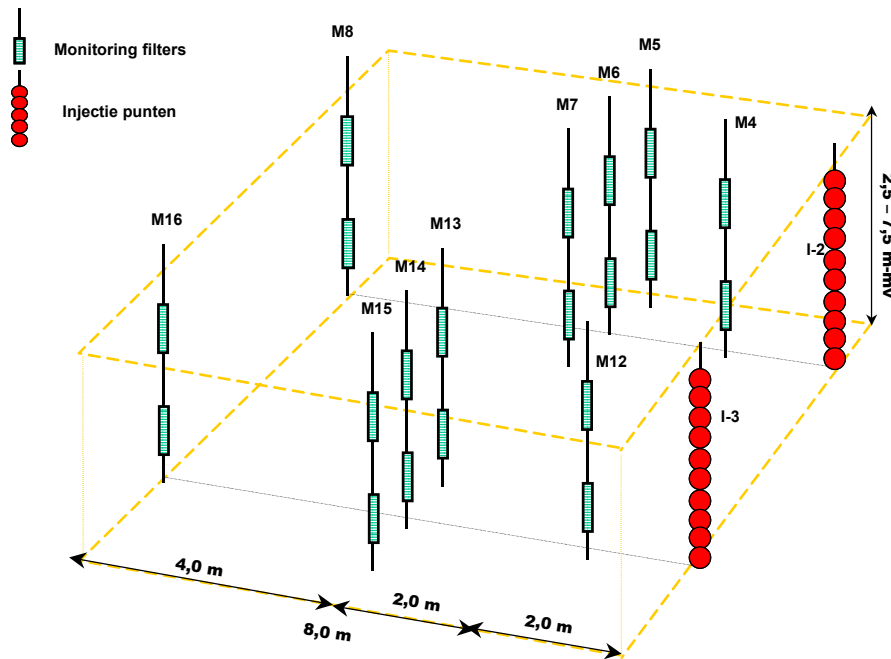


Fig. 7. 3D visualisatie van het geplaatste meet- en monitoringveld.

2.4 Injectieconcentratie conservatieve tracer

De concentratie van de conservatieve tracer moet zodanig hoog zijn dat de tracer na de verdunning, die optreedt in de loop van het experiment, nog steeds goed te meten is. Tijdens de injectie wordt de concentratie bepaald door middel van metingen van het elektrisch geleidingsvermogen (EC) van het water.

Het geleidingsvermogen is afhankelijk van de concentratie van de daarin opgeloste stoffen. Appelo en Postma [1996] geven de volgende relatie:

$$EC / 100(\mu S / cm) = \sum anionen(meq / l) = \sum kationen(meq / l)$$

waarin,

EC = elektrisch geleidingsvermogen.

De sommen van de anionen en kationen worden bepaald in meq/l: milliëquivalenten per liter. Dit is de hoeveelheid van iedere anion en/of kation uitgedrukt in mol/l maal de valentie van het desbetreffende ion. Deze relatie is geldig tot ongeveer 2.000 $\mu S/cm$. Boven deze limiet moet rekening gehouden worden met de activiteitscoëfficiënt van het specifieke ion, zie van Wirdum [1991].

De achtergrondwaarde van het EC die gemeten is, ligt tussen 350 en 1.000 $\mu S/cm$.

Tijdens de injectie is de maximale concentratie, die in de peilbuizen op enige afstand van de injectieput doorbreekt, vrijwel gelijk aan de concentratie van het injectiewater. Ervan uitgaande dat een EC die een factor 5 hoger ligt dan de achtergrondwaarde goed te meten is, dient het injectiewater minimaal een EC van 5.000 $\mu S/cm$ te hebben.

Dit komt overeen met 4.400 mg/l bromide of met 1.950 mg/l chloride, uitgaande van een activiteitscoëfficiënt van 0,9.

Natuurlijke grondwaterstroming

Tijdens de monitoring na de injectie wordt de concentratie van de conservatieve tracer uitsluitend bepaald via rechtstreekse bromidemetingen. Uit figuur 5 blijkt dat de maximale bromideconcentraties in de doorbraakcurven afnemen tot 3 à 5% van de injectieconcentratie. Om de gehele doorbraakcurve goed te kunnen meten, is het nodig dat de maximumconcentraties minimaal 30 maal de rapportagemaximum zijn zodat ook de lagere concentraties van de doorbraakcurve gemeten kunnen worden. De rapportagemaximum is 1 mg/l voor bromide. Derhalve dient de concentratie van bromide in het injectiewater minimaal $1 \times 33 \times 30 = 1.000$ mg/l te zijn.

Concluderend is het nodig dat de injectieconcentratie van bromide minimaal 1.000 mg/l is en dat voor de EC-metingen het injectiewater een EC heeft van 5.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Dit komt overeen met een concentratie van 1.000 mg/l bromide in combinatie met 1.500 mg/l chloride.

Om dit te verkrijgen dient in het injectiewater (volume 1 m³) minimaal 1,3 kg natriumbromide en 2,5 kg natriumchloride opgelost te worden.

2.5 Directe injectiehulpstoffen met injectieconus

Standaard sonderingen, waarbij een conus in de ondergrond wordt weggedrukt, worden in Nederland veelvuldig toegepast. Er bestaan diverse bedrijven die deze techniek in huis hebben. Hierbij komen ook steeds meer aanvullende tools voorhanden die kunnen worden gecombineerd met de standaard sonderingstechniek. Een van deze innovaties is de grondwater monitoring-conus. Hiermee kan via de op diepte gebrachte sondeerconus een grondwatermonster worden genomen. Deze standaard techniek wordt nu ingezet om bij het drukken van de conus de hulpstoffen te injecteren. Dus in plaats van grondwater te onttrekken worden hulpstoffen geïnjecteerd. De injectieconus heeft een diameter van 36 mm, met een RVS metaalwikkelfilter van 20 cm (zie foto 2). De maximaal te bereiken diepte van deze combinatie bedraagt circa 40 meter. Een en ander is afhankelijk van de lokale bodem-opbouw. Het inbrengen van de conus gebeurt standaard met een snelheid van 2 cm/sec. Deze snelheid is echter regelbaar.



Foto 2. Injectieconus.

Bij het inbrengen van de conus wordt de grond als het ware weggedrukt, zodat er geen lekstromen langs de buizen optreden. Als de injectieconus op de juiste diepte is gebracht, wordt gestart met de injectie van de hulpstoffen. Voor het inbrengen van de vloeistof is gebruik gemaakt van een mudpomp met een maximale druk van 250 bar. Per minuut is met deze combinatie circa 10 liter geïnjecteerd. Zowel de vloeistofstroom als de druk zijn traploos in te stellen. In figuur 8 is schematisch aangegeven hoe de verspreiding van de hulpstoffen plaatsvindt. Nadat de benodigde hoeveelheid hulpstoffen waren geïnjecteerd, werd de injectieconus circa 0,50 meter dieper gedrukt om te starten met de volgende injectie (zie figuur 8). Op deze wijze zijn de hulpstoffen over het gehele dieptetraject van 2,0 tot 7,5 m-mv verspreid. De conusinjecties zijn geplaatst op de locaties i-1 en i-2.

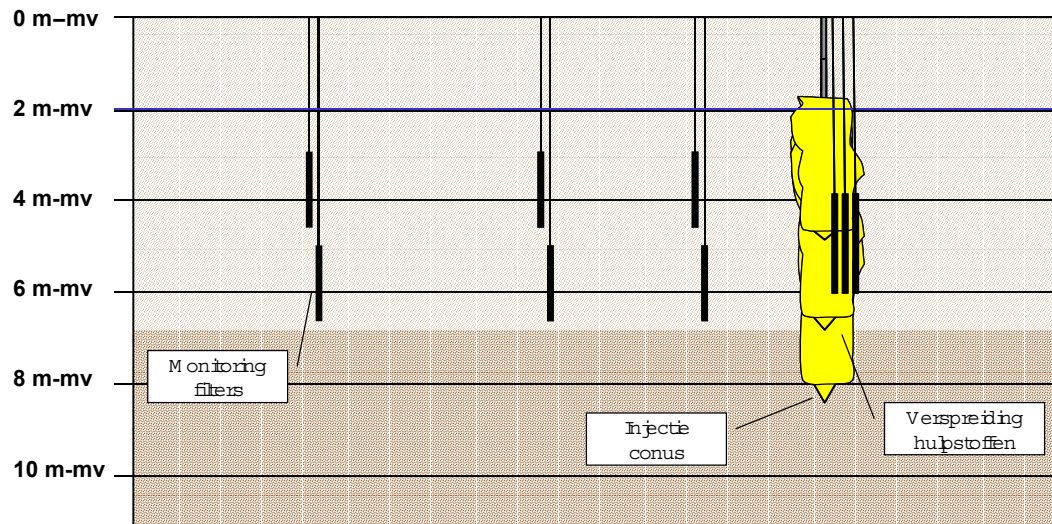


Fig. 8. Schematische dwarsdoorsnede injectie hulpstoffen met injectieconus.

2.5.1 Directe-injectiehulpstoffen met manchetten

In de civiele techniek wordt veelvuldig gebruik gemaakt van directe injectie technieken bij het aanbrengen van groutankers en het direct injecteren van waterglas met behulp van op diepte gebrachte injectiepunten. Een kleine aanpassing van de injectiemanchetten maakt het mogelijk om op vaste punten in de ondergrond hulpstoffen te injecteren. De injectie van hulpstoffen met de manchetten vond plaats in 2 fasen. Allereerst zijn de gewenste boringen gezet met behulp van een hydraulische boorinstallatie, waarna het boorgat is opgevuld met een bentoniet-/cement-/watermengsel. Vervolgens zijn in dit gevulde boorgat de manchetbuizen geplaatst. Deze manchetten hebben om de 0,4 meter een opening die wordt afgeschermd met een flexibele afdichting (zie foto 3). Het plaatsen van de manchetbuizen tot een diepte van circa 10 meter neemt ongeveer 30 minuten in beslag. Nadat het mengsel in ongeveer 2 dagen was uitgehard, kon de feitelijke injectie starten.

De injectie van de hulpstoffen vond plaats met behulp van een hogedruk-injectiepomp. Tijdens het injecteren is een spuitlans op de juiste diepte gebracht waarna een opblaasbare packer boven en onder de spuitmond de manchet afdichten (zie foto 4). Hierna werd met een overdruk van circa 8 bar de hulpstoffen geïnjecteerd.

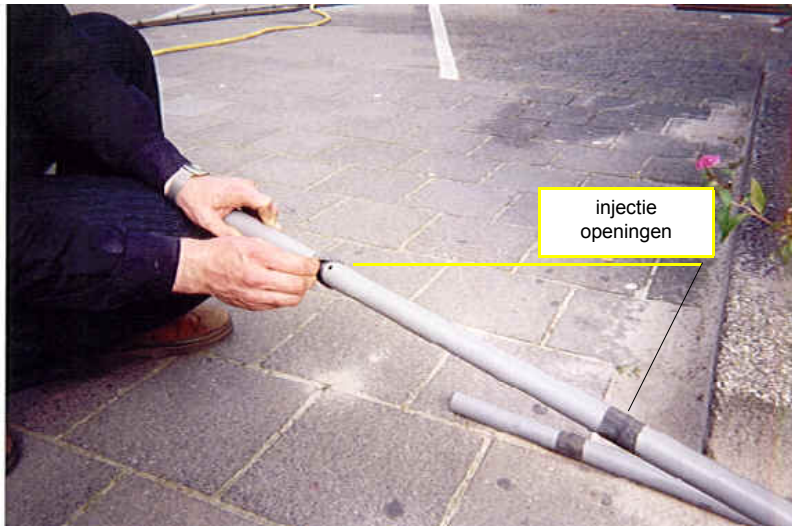


Foto 3. Manchetbuizen voor injectiehulpstoffen.

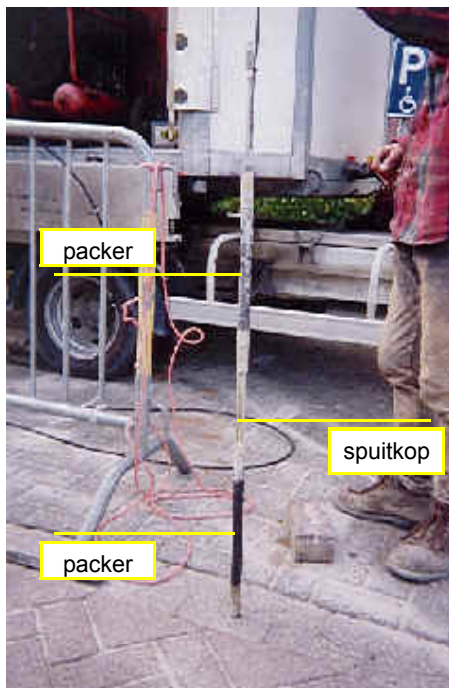


Foto 4. Injectielans met packers onder en boven spuitkop.

De tijdsduur van het injecteren van de hulpstoffen hangt af van de te injecteren hoeveelheid per punt. De gemiddelde injectiesnelheid bedroeg circa 12 liter per minuut. Nadat de benodigde hoeveelheid hulpstoffen waren geïnjecteerd is de spuitlans naar de volgende manchets verplaatst om te starten met de volgende injectie (zie figuur 9). Op deze wijze zijn de hulpstoffen over het gehele dieptetraject van 2,0 tot 7,5 m-mv verspreid. De manchetten zijn geplaatst op de locaties i-3 en i-4.

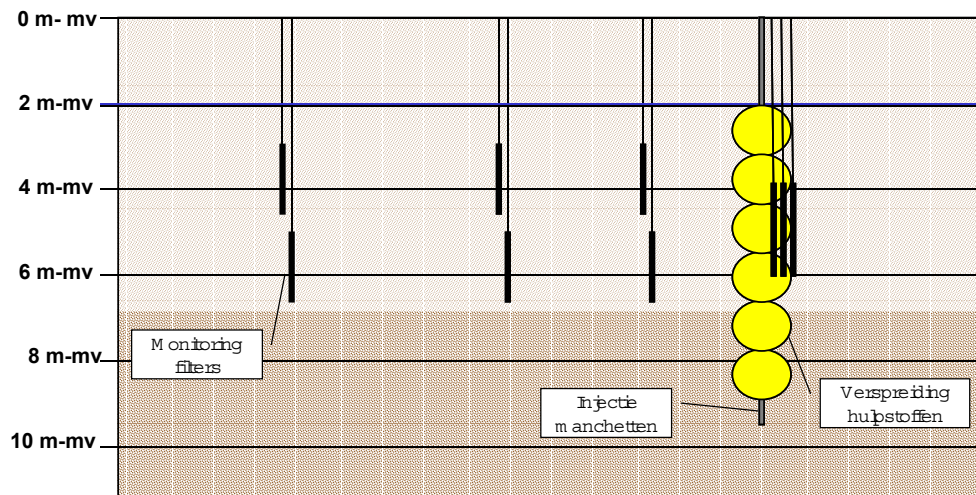


Fig. 9 Schematische dwarsdoorsnede injectie hulpstoffen met manchetten.

HOOFDSTUK 3

RESULTATEN

Hoofdstuk 3 beschrijft de resultaten van het uitgevoerde onderzoek. Telkens worden de meetwaarden vergeleken met de modellering. De modellering is gedurende dit project gebruikt om de meetstrategie te bepalen en bij te stellen.

Eerst is gekeken of de modellering van de injectie aansluit bij de gemeten waarden tijdens de injectie, voor zowel manchettentechniek als de conusinjectie (paragraaf 3.1). Dit wordt gedaan door de verspreiding van de hulpstoffen in de tijd te meten, de verspreiding te modelleren en deze resultaten met elkaar te vergelijken. Na 1 jaar is een tweede keer geïnjecteerd op de bestaande manchetten. Daarbij is op beperkte wijze gekeken naar de verspreiding en modellering (paragraaf 3.1.3).

De verspreiding van de hulpstoffen na injectie is gevolgd met metingen in het veld (paragraaf 3.2.1 en paragraaf 3.2.3). Deze gegevens zijn vervolgens vergeleken met het verspreidingsmodel (paragraaf 3.2.2) en het afbraakmodel (paragraaf 3.2.4).

Uit deze vergelijking kwam tijdens het onderzoek naar voren, dat een gedeelte van de hulpstoffen uit het meetveld was verdwenen. Aanvullend laboratoriumonderzoek heeft aangetoond, dat dichtheidsstroming hierbij mogelijk een rol heeft gespeeld (paragraaf 3.3). Om dit in het veld te controleren zijn aanvullende diepe monitoringsfilters geplaatst om na te gaan of dichtheidsstroming een rol heeft gespeeld.

3.1 Resultaten verspreiding tijdens injectie

3.1.1 *Verspreiding hulpstoffen*

Techniek 1: injectie via manchetten

In totaal is er in de injectiepunten i-3 en i-4 over het traject van 2,40 tot 7,20 m-mv een volume van 1 m³ geïnjecteerd per punt. Dit volume is over dit dieptetraject geïnjecteerd op 12 injectiepunten. Er is gestart op het diepste injectiepunt op 7,2 m-mv en na circa 2,5 uur is het laatste injectiepunt geïnjecteerd op 2,4 m-mv. Tijdens de injectie van i-3 zijn in de peilbuizen op 25, 50 en 75 cm de volgende data gemeten (zie figuur 10).

Druk

De drukmetingen vertonen een verhoging van maximaal 10 cm in de peilbuizen op 25 en 50 cm en van ongeveer 7 cm in de peilbuis op 75 cm. De verhoging treedt gelijk op na aanvang van de injectie, hetgeen gebruikelijk is bij de voortplanting van een drukgolf. Het trapsgewijze patroon in de drukmetingen wordt veroorzaakt omdat steeds op een andere diepte is geïnjecteerd.

Electrisch geleidingsvermogen (EC)

Doorbraak van de verhoogde geleidbaarheid treedt op in de peilbuizen op 25 cm en 50 cm van het injectiepunt, terwijl op 75 cm geen doorbraak zichtbaar is. De doorbraken vertonen enkele pieken en op 50 cm treedt de doorbraak eerder op dan op 25 cm. Het plafond van 5 mS/cm bij de EC-meting op 50 cm wordt veroorzaakt door het beperkte bereik van de meetapparatuur. In werkelijkheid zullen de EC-waarden op die momenten hoger geweest zijn.

Een waarschijnlijke oorzaak voor het merkwaardige patroon is dat er steeds op een verschillende diepte is geïnjecteerd. Daardoor kan soms eerst weer een volume schoon water worden weggedrukt, hetgeen in de peilbuizen voor een tijdelijk verlaging van de EC en temperatuur zorgt. Het feit dat in de peilbuis op 50 cm eerder een doorbraak plaatsvindt dan in de peilbuis op 25 cm, kan worden veroorzaakt doordat in de peilbuis op 50 cm zeer gemakkelijk een verticale voorkeurstroming optreedt tijdens het begin van de injectie, terwijl dit op 25 cm minder snel optreedt.

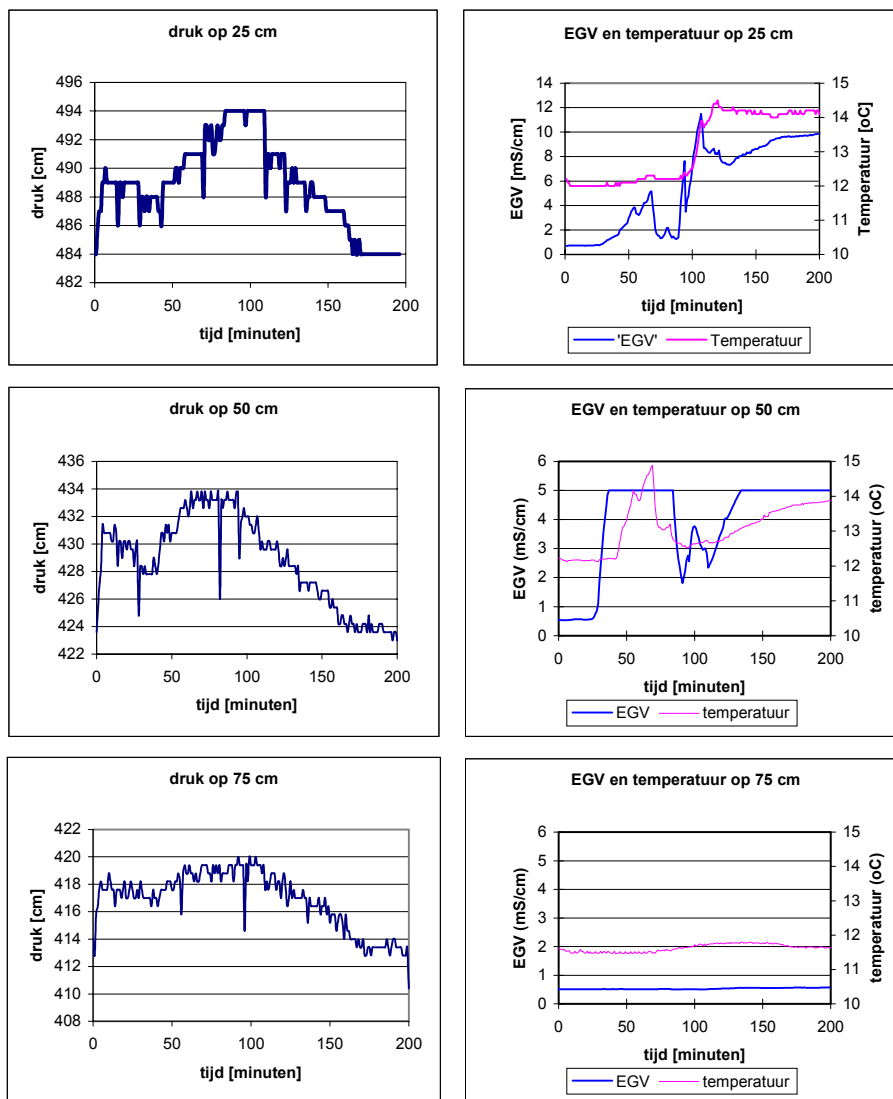


Fig. 10. Gemeten doorbraakcurven tijdens injectie met manchetten (techniek 1).

Temperatuur

De temperatuur van het grondwater bedroeg circa 12 °C. Het gebruikte injectiewater had een temperatuur van circa 18 °C. De temperatuur breekt op 25 en 50 cm steeds later door dan de EC, hetgeen ook verwacht mag worden, doordat de temperatuur uitwisseling vertoont met het bodemmateriaal en stagnant grondwater. Daardoor zal de temperatuur later doorbreken dan de EC.

Techniek 2: injectieconus met sondeerwagen

In totaal is er in de injectiepunten i-1 en i-2 over het traject van 2,50 tot 7,50 m-mv een volume van 1 m³ geïnjecteerd per punt. Dit volume is over dit dieptetraject geïnjecteerd op 10 injectiepunten. Er is gestart op het injectiepunt op 2,5 m-mv en na circa 2,5 uur is het laatste diepste injectiepunt geïnjecteerd op 7,5 m-mv. Tijdens de injectie van i-2 zijn in de peilbuizen op 25, 50 en 75 cm de volgende data gemeten, zie figuur 11.

Druk

De drukmetingen vertonen een verhoging van maximaal 25 cm in de peilbuis op 25 cm en van ongeveer 15 cm in de peilbuizen op 50 cm en op 75 cm. De verhoging treedt gelijk op na aanvang van de injectie, hetgeen gebruikelijk is bij de voortplanting van een drukgolf. Het tragsgewij-

ze patroon in de drukmetingen wordt veroorzaakt omdat steeds op een andere diepte is geïnjecteerd.

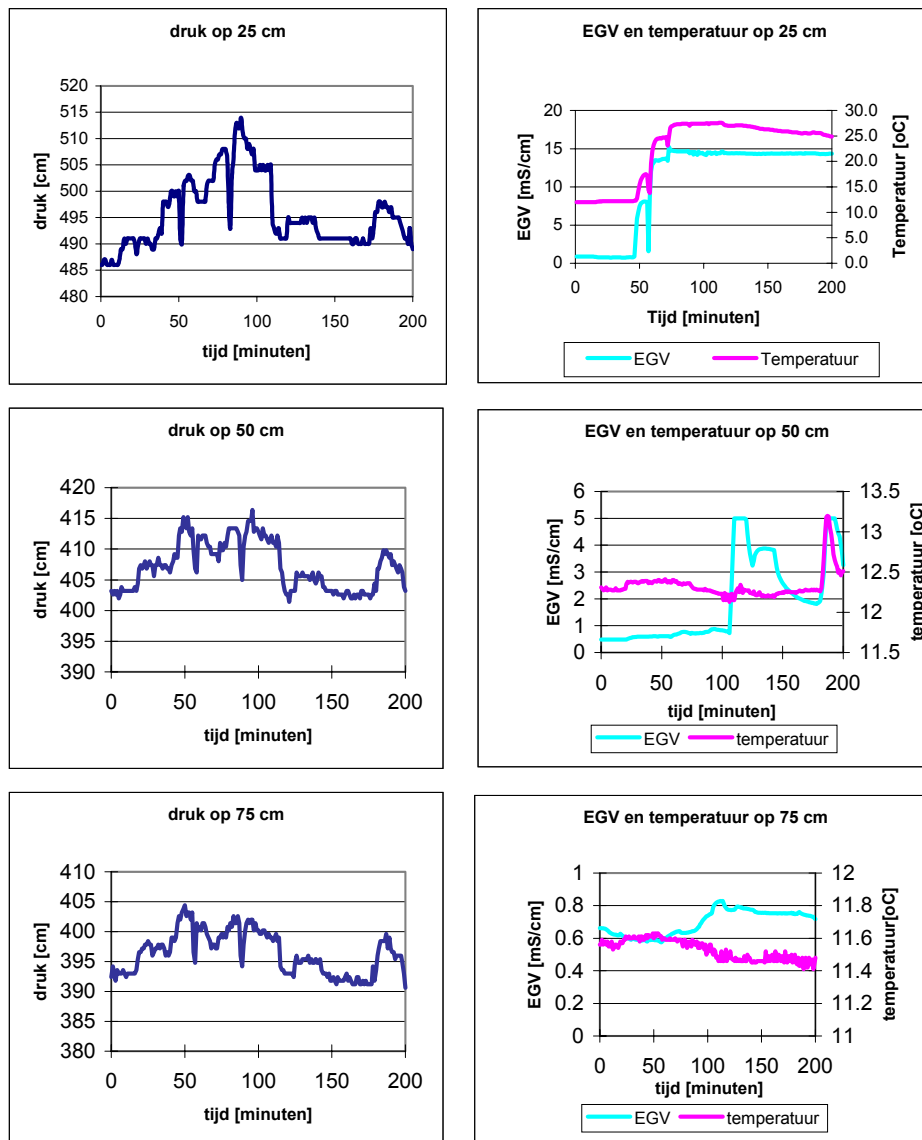


Fig. 11. Doorbraken tijdens injectie met injectieconus (techniek 2).

Elektrisch geleidingsvermogen (EC)

Doorbraak van de verhoogde geleidbaarheid treedt op in de peilbuizen op 25 cm en 50 cm van het injectiepunt, terwijl op 75 cm wel een doorbraak optreedt, maar de gemeten EC niet significant hoger is dan de achtergrond-waarde. De verhoogde EC kan door het front van de geïnjecteerde tracers worden veroorzaakt, maar zou ook veroorzaakt kunnen worden door een fluctuatie in de natuurlijke achtergrondwaarde.

De doorbraken vertonen wederom meerdere pieken en op 25 cm treedt de doorbraak nu veel eerder op dan op 50 cm. Het plafond van 5 mS/cm bij de EC-meting op 50 cm wordt ook hier veroorzaakt door het beperkte bereik van de meetapparatuur.

De exponentiële afname van de EC op 50 cm afstand treedt op op momenten dat tijdelijk gestopt is met injecteren door problemen met de pomp. Blijkbaar stroomt er op dat moment grondwater zonder tracer deze peilbuis in en verdringt het daar het aanwezige tracerhoudende water.

Temperatuur

De temperatuur van het grondwater bedroeg circa 12 °C. Het gebruikte injectiewater had een temperatuur van circa 28 °C. De temperatuur breekt op 25 cm vrijwel zonder vertraging door in vergelijking tot de EC. Ook de tweede piek op 50 cm treedt bijna zonder vertraging op. De eerste piek van de EC op 50 cm afstand, vindt echter niet plaats bij de temperatuur. Waarschijnlijk vertoont de doorbraak van de temperatuur wel een vertraging ten opzichte van de doorbraak van de EC, maar is deze vertraging soms niet en soms wel significant.

3.1.2 Vergelijking resultaten monitoring met injectiemodel

Voor beide injectietechnieken is een model gemaakt waarbij de gemodelleerde doorbraken voor zover mogelijk overeenkomen met de gemeten doorbraak-curven. Deze modellering wordt beschreven in bijlage 8. Hieruit blijkt dat de gemeten doorbraken kunnen worden gefit indien een aantal niet verifieerbare aannames worden gemaakt.

De uiteindelijke verdeling van de concentraties aan het einde van de injectie zijn weergegeven in figuur 12.

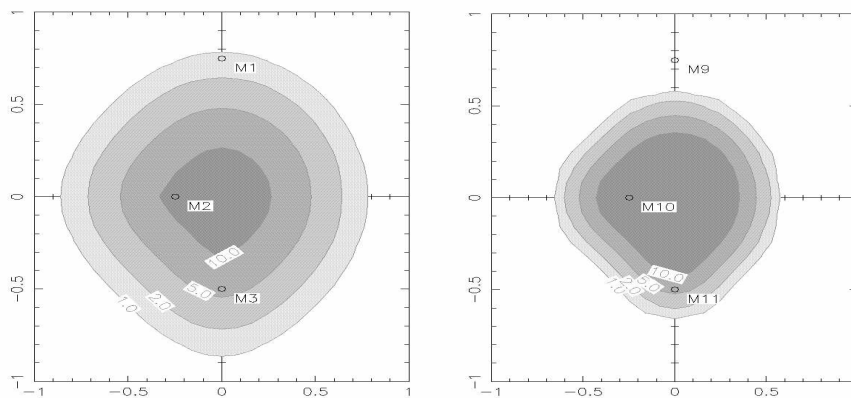


Fig. 12 Verdeling van EC (mS/cm) aan het einde van de injectie op 4.8 m-mv, injectieconus (links) en manchetten (rechts).

De schattingen van de longitudinale dispersiviteit is 0,18 m bij techniek 1 en 0,04 m bij techniek 2. De lage waarde voor de longitudinale dispersiviteit bij techniek 2 wordt veroorzaakt door de zeer steile doorbraakcurven, die alleen met een zeer kleine dispersie kunnen worden gemodelleerd. Bij de eerste injectiemethode waren de doorbraakcurven veel minder steil en is een grotere waarde voor de longitudinale dispersiviteit verkregen. Het is met de huidige data niet mogelijk te bepalen of deze verschillen in doorbraak worden veroorzaakt door de injectietechniek of door de lokale bodemopbouw. Geconcludeerd kan worden dat de rol van dispersie voor de verspreiding van de hulpstoffen tijdens injectie moeilijk voorspelbaar is en dat in de praktijk de mate van verspreiding tijdens de injectie gemonitord dient te worden of dat er met een conservatieve aanname moet worden gewerkt (geen extra verspreiding tijdens injectie door dispersie).

3.1.3 Modellering tweede injectie van techniek 1 (manchetten)

Om te controleren of op de bestaande manchetten meerdere keren kon worden geïnjecteerd, is in augustus 2001, ruim 1 jaar na de eerste injectie een tweede injectie uitgevoerd. Hierbij is wederom gemonitord. Uit aanvullend laboratoriumonderzoek was inmiddels duidelijk, dat dichtheidsstroming mogelijk een rol heeft gespeeld bij de onregelmatige verspreiding van de hulpstoffen. Daarom is er de tweede keer met minder hulpstoffen (met name suiker) geïnjecteerd. Om dezelfde hoeveelheid hulpstoffen te injecteren diende de injectiedruk verhoogd te worden naar circa 12 bar overdruk. De injectie van de hulpstoffen is goed gelukt.

In bijlage 8 worden de meetresultaten van deze injectie en de modellering ervan beschreven. Hieruit blijkt, dat de gemeten doorbraken anders zijn dan de gemeten doorbraken tijdens de eerste injectie en dat de modelresultaten die gebaseerd zijn op de data van de eerste injectie dan ook niet overeenkomen met de gemeten doorbraken van de tweede injectie.

Mogelijke verklaringen voor de verschillen tussen de eerste en tweede injectie zijn:

- de invloed van het verschil in dichtheid tussen het geïnjecteerde water;
- mogelijke verstoppingen van de peilbuizen of van de poriën in de ondergrond;
- mogelijke verstopping door bacterieaangroei in en/of rondom de manchetten.

Het is echter met de huidige data niet te bepalen wat de oorzaak is tussen de verschillen.

3.2 Resultaten verspreiding na injectie

De eerste injectieronde vond plaats in juni 2000. In de periode van juni 2000 tot juni 2001 zijn in totaal 12 monitoringsrondes uitgevoerd. De analyseresultaten zijn weergegeven in bijlage F.

3.2.1 Verspreiding bromide en hulpstoffen

De gemeten verspreiding van bromide is weergegeven in figuur 13 en figuur 14, waarin zowel de maximale gemeten concentraties gedurende de gehele monitorings-periode worden weergegeven als ook de concentraties tijdens de laatste monitoringsronde op 22 juni 2001. Uit deze figuren blijkt, dat de bromide zich tijdens de test heeft verplaatst tot de peilbuizen 4 m stroomafwaarts van de injectiepunten. Het verspreidingspatroon is echter wel onregelmatig. Onder in peilbuis M12 op 2 m van het injectiepunt is geen enkele keer bromide waargenomen, terwijl dit in verderop gelegen diepe filters wel is aangetroffen. Uit de situatie van 22 juni 2001 blijkt, dat de bromide alleen in de bovenste filters van de peilbuizen op 2 m van de injectiepunten wordt aangetroffen.

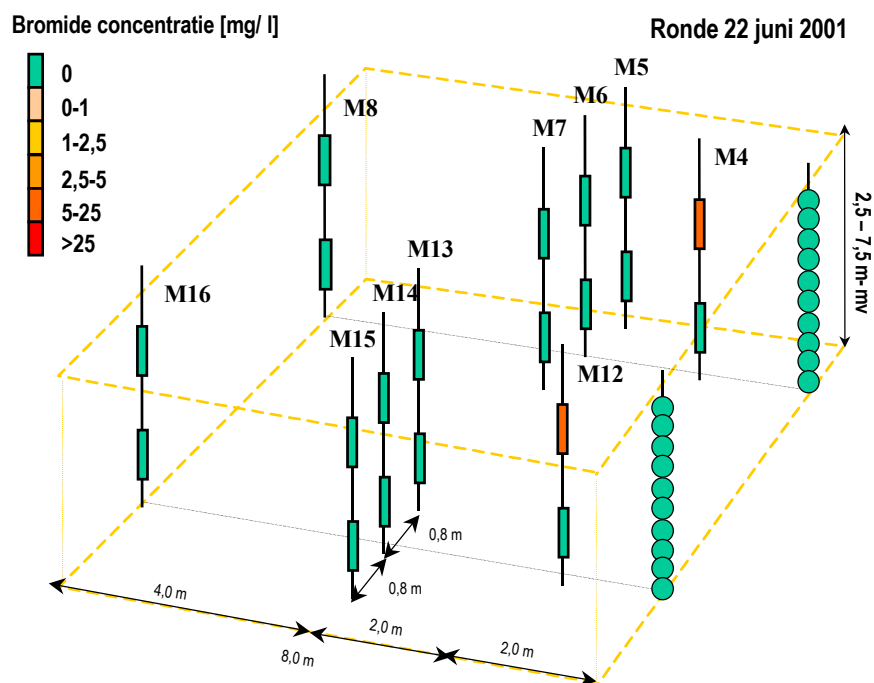


Fig. 13. Gemeten bromideconcentraties. Situatie tijdens laatste monitoringsronde op 22 juni 2001.

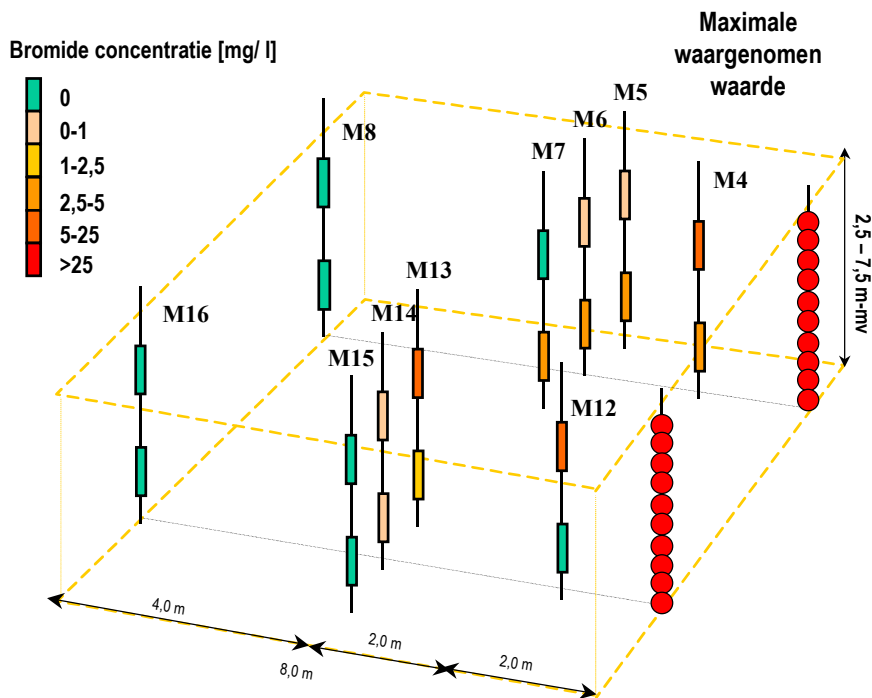


Fig. 14. Gemeten bromideconcentraties. Maximale waarden tijdens alle meetronden.

Een indicatieve parameter voor de verspreiding van de geïnjecteerde hulpstoffen is de redox-potentiaal. De gemeten redoxomstandigheden worden weergegeven in figuur 15 en figuur 16. Een negatieve redoxwaarde duidt op goede omstandigheden voor de afbraak van VOCl's en duidt ook op de aanwezigheid van de geïnjecteerde hulpstoffen. Voor aanvang van de injectie is tijdens de nulmonitoring vastgesteld, dat de achtergrondwaarden gemiddeld genomen positief waren (> 100 mV).

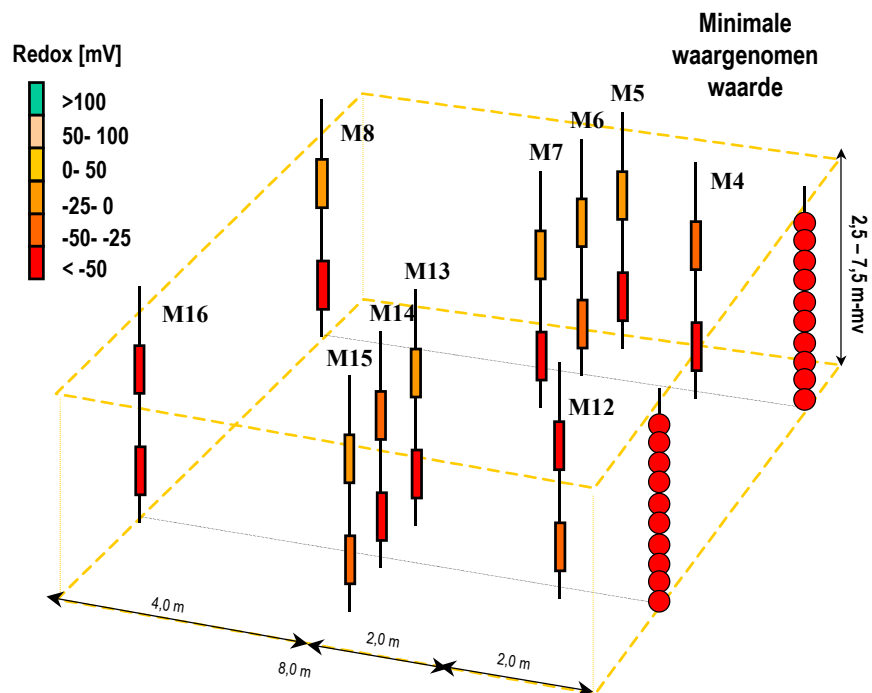


Fig. 15. Gemeten redox. Minimale gemeten waarden tijdens alle meetronden.

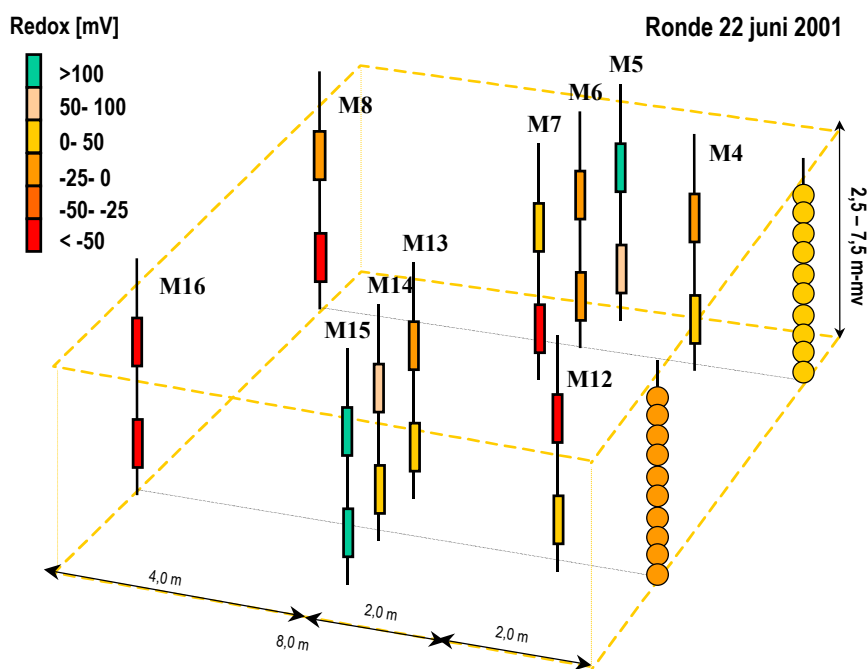


Fig. 16. Gemeten redox. Situatie tijdens laatste monitoringsronde op 22 juni 2001.

Opvallend is dat de gemeten redoxpotentiaal wel wijst op een verspreiding van de hulpstoffen over het volledige injectieveld, terwijl de conservatieve tracer bromide niet overal wordt aangetroffen.

De verspreiding van de tracers na injectie geeft derhalve een gecompliceerd beeld. De totale hoeveelheid bromide die wordt teruggevonden, is veel lager dan de hoeveelheid die is geïnjecteerd. Deze analyse is in detail uitgewerkt in bijlage H. Uit deze uitwerking blijkt, dat de totale hoeveelheid massa aan bromide die wordt aangetroffen, nog slechts een klein gedeelte is van de massa die is geïnjecteerd. Per injectietechniek wordt minder dan 1,4% (techniek 1) en minder dan 4% (techniek 2) teruggevonden. Het lijkt derhalve dat er massa bromide uit het veld is "verdwenen". Aangezien bromide bekend staat als conservatieve tracer (geen adsorptie en geen afbraak) is een voor de hand liggende verklaring dat een gedeelte is verdwenen door verticale voorkeursstroming en mogelijk dichtheidsstroming. Doordat een groot deel van de massa van bromide is verdwenen, zijn de gemeten bromide-concentraties zeer laag. Het is dan ook mogelijk dat in de meest stroom-afwaartse peilbuizen wel bromide aanwezig is, maar dat de concentraties beneden de detectielimiet liggen. Een andere mogelijke verklaring zou een verschil in stromingsrichting kunnen zijn, waardoor de bromide niet door het monitoringsveld stroomt. Uit de grondwaterstandmetingen van april 2000 en juni 2001 blijkt echter, dat de grondwaterstromingsrichting min of meer gelijk is, terwijl in dezelfde periode de redox daalt. De meest waarschijnlijke verklaring is dus verticale voorkeursstroming en dichtheidsstroming.

3.2.2 *Vergelijking monitoringresultaten bromide met verspreidingsmodel*

Het verspreidingsmodel wordt uitgebreid beschreven in bijlage H. Voor beide technieken is een inverse modellering uitgevoerd, waarbij de mate van overeenkomst tussen de modelresultaten en de gemeten waarden vergelijkbaar zijn (zie bijlage H).

Uit de modellering van bromide kunnen de volgende conclusies worden getrokken:

1. De gemeten doorbraken van bromide kunnen voor enkele peilbuizen goed worden gemodelleerd. Echter, de gemodelleerde doorbraken komen niet voor alle gemeten doorbraakcurven goed overeen.
2. De bromidedata kunnen alleen redelijk invers gemodelleerd worden, indien wordt aangenomen dat een groot gedeelte van de geïnjecteerde stoffen uit het monitoringsveld is verdwenen. Dit onderbouwt het vermoeden van het optreden van dichtheidsstroming.

3.2.3 Resultaten monitoring VOCl

Uit de monitoringsresultaten blijkt, dat redoxcondities in het gehele monitoringsveld verlaagd zijn ten opzichte van de nulsituatie (zie figuur 16). Uit de monitoring blijkt tevens dat de verhouding in VOCl's en het afbraakproduct etheen duidelijk verandert tijdens de duur van de monitoring (zie figuur 17).

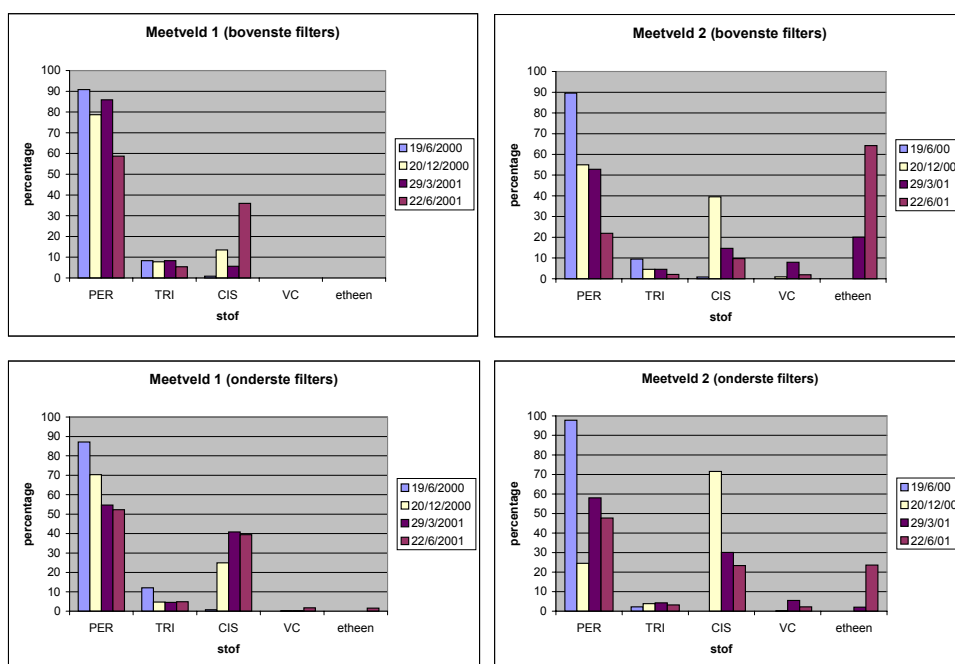


Fig. 17. Verandering van de molverhouding van de VOCl's en afbraakproduct etheen gedurende de monitoring.

In deze figuur zijn voor een 4-tal tijdstippen de aandelen van de verschillende VOCl-componenten en het directe afbraakproduct etheen bepaald. Hieruit blijkt duidelijk dat er afbraak van VOCl plaatsvindt. Voor de injectie van de hulpstoffen bestond de VOCl-verontreiniging voor ruim 90% uit PER en tijdens de laatste monitoring is dit aandeel afgenomen tot 20% bij de ondiepe filters van meetveld 2 en ongeveer 50% bij de overige filters. Tegelijkertijd is het aandeel CIS op molbasis toegenomen tot 10 à 40%. In de ondiepe filters van meetveld 2 bestaat 60% van de originele VOCl-verontreiniging reeds uit het onschadelijke afbraakproduct etheen, terwijl ook in de diepe filters het aandeel van etheen al 20% is. In meetveld 1 wordt alleen in de diepe filters etheen waargenomen. Vermoedelijk treedt de afbraak in dit veld minder snel op, maar het is de verwachting dat uiteindelijk ook hier etheen zal ontstaan.

Optreden van volledige afbraak

Uit de monitoring van etheen en ethaan in de ondiepe filters, met name in peilbuis M12 en M13 (zie bijlage F), valt te concluderen, dat er ook afbraak van vinylchloride optreedt. Immers, etheen en ethaan zijn een reactieproduct van de afbraak van vinylchloride. Echter, deze stoffen worden

niet aangetoond bij het ondiepe filter van peilbuis M4 waar ook een significante afbraak lijkt op te treden.

Onduidelijk is of hier toch minder afbraak heeft plaatsgevonden, of dat etheen en ethaan verder zijn afgebroken, of dat er tijdens de monsternamen wellicht etheen of ethaan vervluchtigd is. Al met al lijkt het gerechtvaardigd om bij de detectie van etheen of ethaan dit als aanwijzing te beschouwen dat er volledige afbraak van VOCl optreedt, maar dat indien er geen etheen of ethaan wordt aangetroffen volledige afbraak van VOCl niet hoeft te worden uitgesloten.

3.2.4 *Vergelijking monitoring resultaten VOCl met afbraakmodel*

Met behulp van de bodemparameters zoals deze zijn bepaald met behulp van de bromidedata wordt nu de afbraak van de VOCl-pluim onder invloed van de toegevoegde voedingsstoffen gemodelleerd. De toestandsvariabelen in dit model zijn: de hulpstoffen, de redoxconditie van het grondwater, de VOCl-concentraties en de bacteriepopulatie. De verspreiding van de hulpstoffen en de sequentiële afbraak van de VOCl-pluim is gekalibreerd met behulp van de gemeten VOCl-data (zie bijlage F). Uit de data blijkt, dat de afbraak van VOCl niet direct op gang komt zodra er voedingsstoffen aanwezig zijn, maar dat er een vertraging is, waarschijnlijk doordat de bacteriepopulatie eerst nog moet groeien. Schematisch kan dit proces als volgt worden omschreven (zie figuur 18).

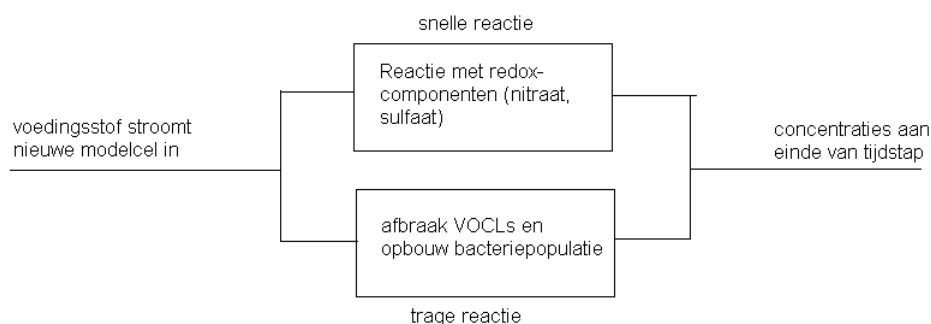


Fig. 18. Schematisatie reactie hulpstoffen met redoxcomponenten, VOCl's en bacteriepopulatie in model.

De reactieformules voor de relatie tussen de bacteriepopulatie, de voedingsstoffen en de VOCl worden beschreven in bijlage I, evenals de modelopzet en de bijbehorende modelparameters.

Techniek 1(Manchetten)

Voor techniek 1 zijn de gemeten en berekende doorbraakcurven voor de 5 peilbuizen te zien in bijlage 10. Hieruit blijkt dat de gemeten en berekende curven van PER en TRI goed overeenkomen. De CIS-concentraties worden door het model meestal onderschat (M4 ondiep en alle diepe filters), en voor de overige peilbuizen komen de doorbraken redelijk goed overeen. De VC-concentraties worden in het algemeen overschat. VC wordt immers niet aangetoond, behalve in peilbuis M7-diep.

Techniek 2(Conus)

Voor techniek 2 zijn de gemeten en berekende doorbraakcurven voor de 5 peilbuizen te zien in bijlage 10. Hieruit blijkt dat voor de peilbuis met de duidelijkste afbraaktrend (peilbuis M12-ondiep) de gemeten en berekende curven van de PER, TRI en de CIS-verontreiniging goed overeenkomen, terwijl de VC-concentraties hier worden onderschat. Voorts valt op, dat het ontstaan van de hogere CIS-concentraties in het ondiepe filter van peilbuis M14 goed worden gefit door het model. In de beide filters van peilbuis 15 worden de concentraties van de CIS en VC door het model onderschat. In de overige filters vertonen de metingen en de modelvoorspelling

gen geen duidelijke trends, waarschijnlijk door de beperkte verspreiding van de hulpstoffen, zoals ook al bleek uit de bromideverspreiding bij dit injectieveld.

3.3 Onderzoek naar de invloed van de dichtheid van het geïnjecteerde water op de grondwaterstroming

Het water dat is geïnjecteerd heeft een hogere dichtheid dan het grondwater ter plaatse. Tijdens de proef was het vermoeden gerezen dat er dichtheids-stroming opgetreden is, omdat de hoeveelheid bromide die wordt teruggevonden slechts een klein gedeelte is van de hoeveelheid die is geïnjecteerd.

De dichtheid van het geïnjecteerde water is bepaald in het laboratorium; zie volgnummer 5 in tabel 6. Hieruit blijkt dat het geïnjecteerde water, dat zowel suiker, ammoniumchloride, kaliumdiwaterstoffsfaat, natriumchloride en natriumbromide bevat en een dichtheid heeft van 1.019 kg/m³. Ook voor andere samenstellingen van de hulpstoffen is de dichtheid bepaald.

Tabel 6. Dichtheden van verschillende samenstellingen van het geïnjecteerde water (- = niet aanwezig).

Volg nr.	Water (l)	Suiker (mg)	KH ₂ PO ₄ (mg)	NH ₄ Cl (mg)	NaCl (mg)	NaBr (mg)	Temp (°C)	Dichtheid (g/l)
1	1	-	-	-	-	-	20,5	998
2	1	44000	-	-	-	-	20,5	1015
3	1	-	395	4662	-	-	20,0	999
4	1	-	-	-	1500	1300	20,1	999
5	1	44000	395	4662	1500	1300	19,8	1019
6	1	-	395	-	-	-	20,2	998
7	1	-	-	4662	-	-	20,0	999
8	1	-	-	-	1500	-	20,1	998
9	1	-	-	-	-	1300	20,3	999

Uit deze dichtheidsbepalingen blijkt, dat de toevoeging van suiker de grootste invloed heeft op de dichtheid van het geïnjecteerde water.

In bijlage J wordt een schatting gemaakt van de verticale stromingsnelheid onder invloed van de dichtheidsverschillen. Hieruit volgt een ruwe schatting van de verticale verplaatsingsnelheid van 0,32 m/dag. Deze ruwe schatting geeft aan, dat de verticale verplaatsing van het geïnjecteerde water in een snel tempo zal geschieden.

De peilbuizen kunnen ook nog kortsluitstroming veroorzaken omdat ze veel minder weerstand voor verticale stroming hebben. Dit verschijnsel treedt duidelijk op in peilbuis M3 op 50 cm, waarbij op momenten dat er niet wordt geïnjecteerd (140-180 minuten) of na afloop van de injectie (vanaf 190 minuten) duidelijk blijkt, dat de buis wordt 'schoongespoeld', zie figuur 19.

Door dispersie en door lokale verschillen in doorlatendheid en daardoor ook in de stroomsnelheid, zal een gedeelte van de geïnjecteerde stoffen niet mee naar beneden stromen en worden de geïnjecteerde stoffen in het monitoringsnetwerk op dezelfde hoogte als de injectiepunten aangetroffen.

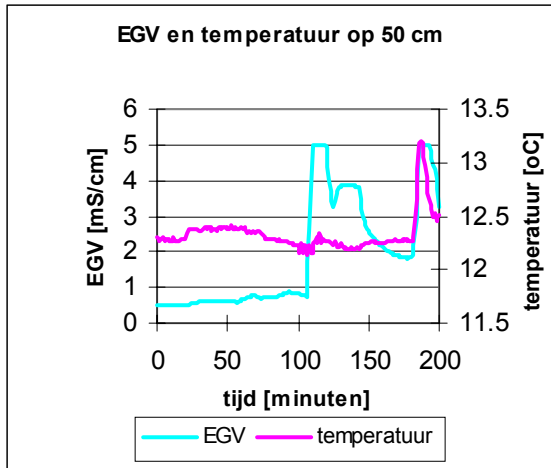


Fig. 19. Verloop EGV en temperatuur in peilbuis M3 tijdens injectie.

Om de hypothese te toetsen dat er op de locatie dichtheidsstroming is opgetreden, zijn er aanvullende monitoringsfilters geplaatst stroomafwaarts van injectiepunt i-3, monitoringsfilter M17 op circa 0,50 meter afstand, M18 op 2,0 meter afstand en M19 op 6 meter afstand van i-3. Vervolgens zijn de diepe monitoringsfilters geanalyseerd op de aanwezigheid van bromide en azijnzuur (een omzettingsproduct van suiker). In de diepe monitoringsfilters werd geen bromide aangetroffen (zie tabel 7).

Het feit dat in peilbuizen M17-M19 op een diepte van 9 tot 14 m-mv azijnzuur werd aangetroffen, wijst erop dat er dichtheidsstroming heeft plaatsgevonden. In het referentiemonster buiten het invloedsgebied van de hulpstoffeninjectie is geen azijnzuur aangetoond.

Tabel 7. Meetresultaten extra peilbuizen (- = niet gemeten).

Peilbuis	Afstand tot i-3 [m]	Filterdiepte [m-mv]	Azijnzuur (mg/l)	
			29 maart 2001	22 juni 2001
M17	0,5	9 - 10	3,8	-
M18	2,0	9 - 12	3,6	0
M19	6,0	10 - 11,9	2,8	-
M19	6,0	12,1 - 14	2,8	1,3

PRAKTIJKEVALUATIE DIRECTE INJECTIE

De resultaten van het uitgebreide modellerwerk en de ervaringen in het veld worden in dit hoofdstuk inzichtelijk en praktisch toegankelijk gemaakt. De praktijkevaluatie voor het uitvoeren van directe injectie via 'vuistregels' is beschreven in paragraaf 4.1. Om de vergelijking te kunnen maken tussen de traditionele saneringsvariant en de directe injectievariant, waarin gebruik wordt gemaakt van biologische afbraak, zijn de resultaten van het onderzoek opgeschaald naar een full scale situatie (paragraaf 4.2). Vervolgens is een vergelijking gemaakt tussen de verschillende infiltratietechnieken (paragraaf 4.3) en zijn enkele kengetallen gegeven die gebruikt kunnen worden bij de generieke afweging voor het toepassen van directe injectie (paragraaf 4.4).

4.1 Vuistregels uitvoering directe injectie

Uit de resultaten van het onderzoek blijkt, dat directe injectie van hulpstoffen zonder meer kan worden toegepast bij doorlatende bodems. Bij slecht doorlatende bodems is de injectie van hulpstoffen afhankelijk van de intreeweerstand van de bodem. Met deze techniek kan op eenvoudige wijze zonder aanleg van een uitgebreid kabel- en leidingensysteem een verontreiniging effectief worden aangepakt.

Wanneer wordt directe injectie toegepast ?

- Directe injectie is mogelijk in goede en slecht doorlatende bodems.
- Toepasbaar bij homogene en heterogene bodemopbouw.
- Voor aanpak van kleine pluimen, bronzone en restverontreinigingen.
- Indien er een risico voor verstopping van leidingen en filters aanwezig is.
- Om zekerheid te verkrijgen over de aanwezigheid van hulpstoffen op een bepaalde locatie.
- Om de overlast voor de bewoners en de omgeving tot een minimum te beperken.

Welke directe injectietechniek wordt toegepast ?

- Voor de aanpak van pluimen of restverontreinigingen kan mogelijk met 1 injectieronde worden volstaan. Bij de aanpak van de bronzone dient naar verwachting rekening gehouden te worden met meerdere injectierondes.
- Indien de verwachting is dat er meermalen op de locatie dient te worden geïnjecteerd, zal injectie via manchetten voordeliger zijn en minder overlast veroorzaken voor de omgeving.

Uitvoering injectie

- De hulpstoffen worden opgemengd met onttrokken grondwater en onder overdruk geïnjecteerd (op onderzoekslocatie 5 tot 10 bar). Voorkomen dient te worden dat ongecontroleerde verspreiding plaatsvindt door toepassing van een te hoge injectiedruk.
- De hulpstoffen worden geïnjecteerd met een debiet van circa 10 liter per minuut. Het injectievolume is afgestemd op het diepte-interval waarop wordt geïnjecteerd en de onderlinge afstand van de injectiepunten.
- Voor de directe invloedssfeer van de puntinjectie kan het volume van een bol worden aangenomen.
- De injectie met de injectieconus verloopt van ondiep naar diep. De injectie met de manchetten kan zowel ondiep als diep beginnen.
- Met de manchettenstechniek kan meerdere keren op hetzelfde punt worden geïnjecteerd. Hierbij dient wel rekening gehouden te worden met het oplopen van de benodigde injectiedruk. Voor de locatie in Dongen liep de injectiedruk in 1 jaar op van 8 naar 12 bar. Dit kan wellicht worden voorkomen door na de injectie van de hulpstoffen het filter schoon te spoelen met 'schoon' water.

Verspreiding hulpstoffen

- De invloedssfeer van de geïnjecteerde hulpstoffen komt min of meer overeen met de verspreiding vanuit een puntbron.
- Ook in een homogeen pakket kan een heterogeen verspreidingspatroon optreden. De horizontale transversale dispersiviteit wordt geschat op 0,05.
- De hulpstoffen verspreiden zich na injectie onder invloed van de natuurlijke grondwaterstroming. De hulpstoffen retarderen enigszins ten opzichte van de natuurlijke grondwaterstroming.
- Het is mogelijk gebleken om vanuit één injectiepunt met een injectievolume van 1 m³ in een gebied met een bodemvolume van minimaal 110 m³ (lxhxb=8x5,5x2,5) de condities voor gestimuleerde biologische afbraak te optimaliseren.
- Bij de verspreiding van de hulpstoffen dient rekening gehouden te worden met verticale dichtheidsstroming.
- Bij de verspreiding van de hulpstoffen kan gebruik gemaakt worden van de te verwachten verticale verspreiding van de hulpstoffen. Hierdoor hoeft niet tot de maximale verontreinigde diepte te worden geïnjecteerd om toch de totale verontreiniging te bereiken.

Afbraakcondities

- De condities voor biologische afbraak van de verontreiniging zijn direct na injectie optimaal rondom het injectiefilter.
- Stroomafwaarts van het injectiepunt zullen de hulpstoffen zich verspreiden met de grondwaterstroming. Op de locatie in Dongen is waargenomen dat in een pakket waarin de biologische afbraak gestimuleerd is, de condities voor afbraak zeker 9 maanden optimaal kunnen blijven.
- Dosering van hulpstoffen kan dan ook intermitterend plaatsvinden.

4.2 Full scale ontwerp directe injectie

Bij het ontwerp van de full scale oplossing voor deze locatie is gebruik gemaakt van de resultaten van het onderzoek. Dit zijn uiteraard de ervaringen in het veld, de uitgebreide monitoring alsmede de uitgevoerde modellering.

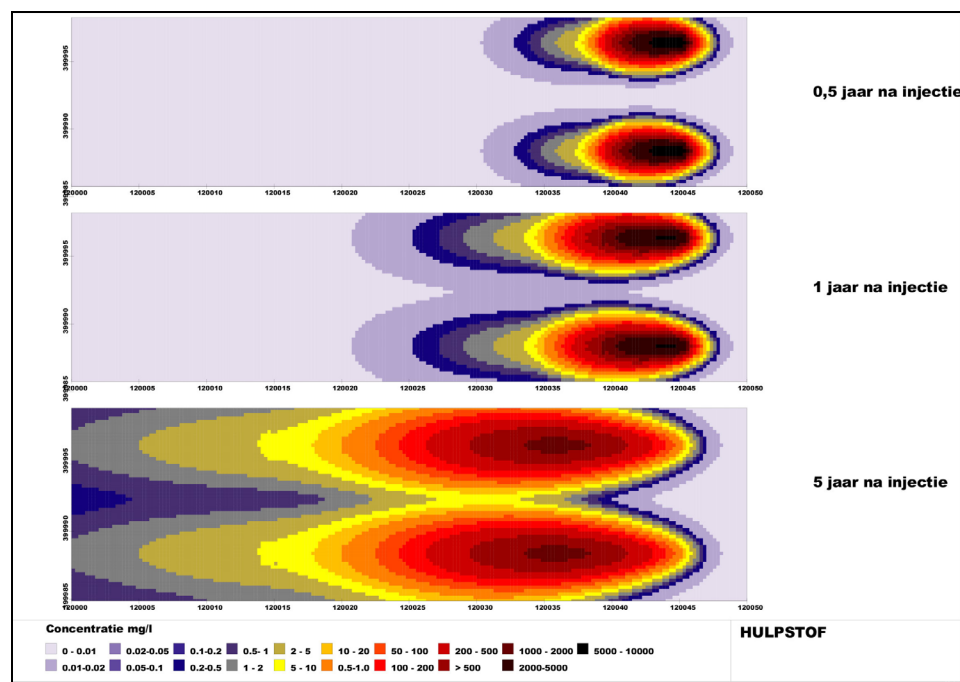


Fig. 20. Verspreiding hulpstoffen na directe injectie.

Modellering van de verspreiding van hulpstoffen en afbraak van de verontreiniging laat zien dat bij een injectie van circa 1 m^3 per injectiepunt, na 1 jaar een pluim met een invloedssfeer van circa 20 meter lengte en circa 5 meter breedte is bereikt (zie figuur 20). Tijdens het onderzoek is gebleken, dat de verspreiding van de hulpstoffen enigszins retarded ten opzichte van de grondwaterstroming. De condities voor biologische afbraak zijn echter nog optimaal tot zeker 9 maanden na injectie. Daarom wordt voor de locatie in Dongen voorgesteld om de injectieraden op circa 20 meter stroomafwaarts van elkaar te plaatsen. Dit komt ongeveer overeen met de verspreidingsnelheid in 1 jaar tijd.

Op basis van locatie van de bronzone, de aanwezige gebouwen en contour van de restverontreiniging is een bijbehorend injectiegrid gekozen. In totaal zijn hiervoor circa 65 injectiepunten voorzien. Deze zijn verdeeld over 4 raden die 20 meter uit elkaar staan. In iedere raai bedraagt de onderlinge afstand (h.o.h.) circa 3 meter (zie figuur 21).

De maximale injectiediepte is 10 meter minus maaiveld. Op basis van de verontreinigingscontour en de te verwachten verticale verspreiding van de hulpstoffen wordt zodoende de gehele bronzone bereikt.

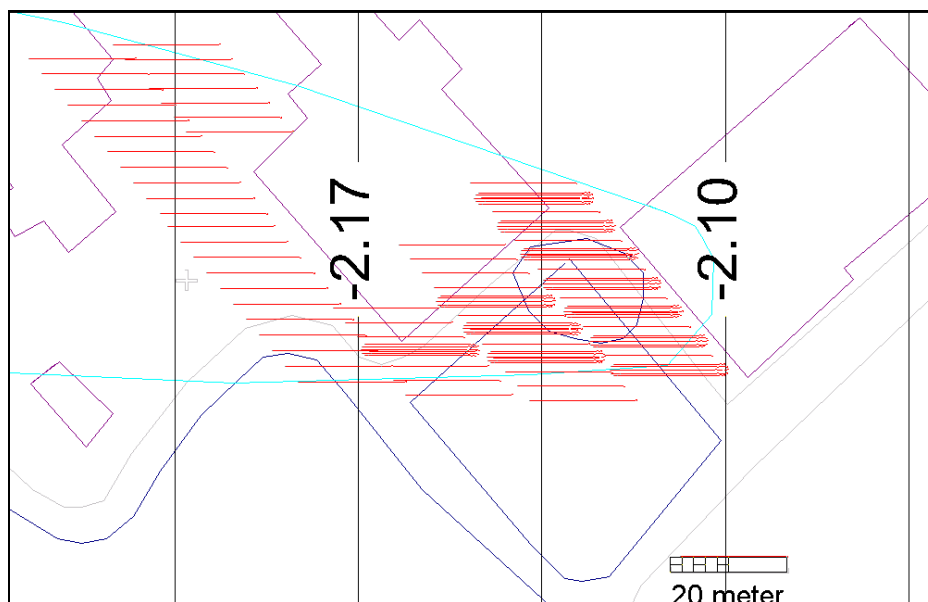


Fig. 21. Injectiegrid directe injectie met verspreiding hulpstoffen stroomafwaarts van injectiepunten (rood).

Het water wordt onttrokken op een bestaand onttrekkingsfilter. Na toevoeging van de benodigde hulpstoffen wordt het geïnjecteerd op de directe injectiepunten.

Verwacht wordt dat op basis van de monitoringsresultaten de sanering dient te worden bijgestuurd. Daarom wordt in het ontwerp rekening gehouden met het bijplaatsen van circa 10 injectiefilters. Tevens zijn aanvullende injectierondes gepland na 1 en 2 jaar. Op deze tijdstippen zal op circa 25 injectie-filters worden geïnjecteerd.

Naar verwachting wordt de restverontreiniging binnen een periode van circa 3 jaar teruggebracht tot een terugsaneerwaarde van $(S+I)/2$.

4.3 Vergelijking injectietechnieken

Het grootste verschil tussen de traditionele wijze van infiltreren van hulpstoffen via filters en drains en directe injectie is het ontbreken van een kabel- en leidingennetwerk. Het leidingennet-

werk dient te worden aangelegd om de filters na injectie schoon te spoelen en de hulpstoffen actief te verspreiden. Het aanwezige leidingen- en filtersysteem vormen bij traditionele wijze van infiltreren een groot risico voor verstopping.

In de regel wordt het leidingensysteem ondergronds aangelegd en afgewerkt. Door het openbreken van trottoirs en wegen zal de aanleg van een dergelijk systeem onvermijdelijk voor enige overlast voor omwonenden zorgen.

Bij directe injectie worden de hulpstoffen direct geïnjecteerd en daarna verspreid met de natuurlijke grondwaterstroming. Het injectiegrid is afgestemd op omvang van de verontreinigde vlek en de verwachte horizontale en verticale verspreiding van de hulpstoffen. Hiermee kan de aanwezigheid van de benodigde hulpstoffen worden gegarandeerd. Er wordt immers direct daar geïnjecteerd waar de hulpstoffen nodig zijn. Deze zekerheid kan met traditionele infiltratie via filters worden bereikt door het plaatsen van eenzelfde dichte filtergrid.

Uit het onderzoek blijkt, dat verstopping tijdens injectie niet optreedt. Ook een tweede injectie van hulpstoffen is zonder problemen verlopen. Wel loopt de benodigde injectiedruk, waarschijnlijk als gevolg van verstopping door bacteriegroei, op van circa 8 bar naar circa 12 bar. Bij directe injectie ontbreekt dan ook de noodzaak van langdurig onderhoud van pompen, leidingensysteem en zuivering. Hierdoor wordt de bedrijfszekerheid van een sanering met directe injectie aanzienlijk vergroot.

In een binnenstedelijke locatie dient bij beide directe injectietechnieken rekening gehouden te worden met de bereikbaarheid. Voor beide technieken zijn diepladers gebruikt voor de aan- en afvoer van materieel.

Het voordeel van de conus techniek is, dat de injectie op één dag kan worden uitgevoerd. Bij de manchettentechniek dienen eerst de injectiemanchetten geplaatst te worden, waarna de bentonietvulling eerst enkele dagen dient uit te harden. Pas na 2 dagen kan met de injectie worden gestart.

Als op een locatie echter meerdere directe injecties dienen te worden uitgevoerd, kunnen met de manchettentechniek meerdere injectiepunten tegelijkertijd worden geïnjecteerd (maximaal 4 injecties tegelijkertijd). Bij de conustechniek dienen de injectiepunten één voor één te worden gezet.

Een voordeel van de manchettentechniek is, dat op de manchetten meerdere keren kan worden geïnjecteerd zonder dat hiervoor nieuwe manchetten hoeven te worden geplaatst.

De beide technieken geven in het veld vergelijkbare resultaten. De tijdsduur van injecteren was voor beide technieken ongeveer gelijk. Ook de verspreiding van de hulpstoffen tijdens injectie en de verspreiding in het monitoringsveld laat hetzelfde beeld zien.

Tabel 8. Vergelijking kritische parameters injectie hulpstoffen.

Kritische parameter	Manchetten	Injectieconus	Filters	Drains
risico verstopping	nee	nee	ja	ja
mogelijkheid intermitterend doseren	ja	nee	ja	ja
injectie diepte variabel	ja	ja	nee	nee
flexibel bijplaatsen mogelijk	ja	ja	ja	nee
aanbrengen (ondergronds) leidingenwerk	nee	nee	ja	ja
langdurig onderhoud systeem	nee	nee	ja	ja

4.4 Kengetallen directe injectie

Om te beoordelen of voor een bepaalde locatie directe injectie van hulpstoffen een geschikte techniek is om de hulpstoffen te injecteren, volgen hier enkele kengetallen van de techniek en de locatie waar deze in de praktijk is toegepast. Hiermee kan een generieke kwantitatieve vergelijking worden gemaakt met andere locaties en/of andere technieken.

Tabel 9. Kengetallen directe injectie.

Locatie kenmerken	
verontreinigd oppervlak	3825 m ²
doorlatendheid	5 tot 10 m/dag
mobiele porositeit	10 %
imobiele porositeit	20 %
longitudinale dispersiviteit	0,25 m
horizontale transversale dispersiviteit	0,05 m
verticale transversale dispersiviteit	0,01 m
totaal aantal injectiepunten	65 punten
injectietraject per punt	8 m
injectievolume per punt	1500 l
totaal injectievolume	97.5 m ³
totaal beïnvloed bodemvolume na 365 dagen	30600 m ³
beïnvloed oppervlak per punt	59 m ²
beïnvloed bodemvolume per punt	471 m ³
Manchetten	
totale tijdsduur aanbrengen manchetten	4 dagen
tijdsduur aanbrengen manchetten per punt	30 minuten
totale tijdsduur injecteren manchetten	15 dagen
tijdsduur injecteren per punt	111 minuten
aantal injecties per injectiepunt	20 stops
kosten per punt	392 euro
Injectieconus	
totale tijdsduur injecteren injectieconus	22 dagen
tijdsduur injecteren per punt	160 minuten
aantal injecties per injectiepunt	17 stops
kosten per injectiepunt	535 euro

Op basis van het verontreinigd oppervlak, de bodemopbouw en de lokale geohydrologische situatie zijn voor de locatie in Dongen in totaal 65 injectiepunten voorzien (zie figuur 21). Op deze punten zal met een aantal tussenstops, over een traject van 2 tot 10 m-mv in totaal 1.500 liter aan hulpstoffen worden geïnjecteerd. De kosten voor het injecteren op deze 65 locaties bedragen € 392,- per punt voor de manchettentechniek en € 535,- per punt voor de techniek met de conusinjectie.

Hierbij wordt er bij de manchettentechniek van uitgegaan dat het werk gefaseerd wordt aangepakt, zodat na plaatsing van de manchetten op meerdere manchetten tegelijkertijd (maximaal 4) kan worden geïnjecteerd.

In de kostencomputatie voor de conusinjectie is uitgegaan van een sondeertruck als ballastwagen en drie injecties per dag. Indien de bodemopbouw en injectiediepte het toelaat kan ook met een lichtere en goedkopere manier worden geïnjecteerd.

In de vergelijking is de samenstelling van de betreffende hulpstoffen niet meegenomen. Deze is vooral afhankelijk van de lokaal aanwezige elektronenacceptoren nitraat en sulfaat en in mindere mate de concentratie VOCl (zie paragraaf 2.2). De kosten van substraat zijn in de vergelijking niet meegenomen.

CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN

5.1 Technische haalbaarheid directe injectietechniek

De beide technieken worden reeds langere tijd in de praktijk toegepast. Met de manchettentechniek worden o.a. waterglasdamwanden aangebracht en met de injectieconus worden in-situ grondwatermonsters genomen. In het huidige onderzoek is in de praktijk ervaring opgedaan met een andere toepassing, het injecteren van hulpstoffen over een bepaald dieptetraject.

Uit het onderzoek is gebleken, dat het injecteren van hulpstoffen met beide technieken haalbaar is. Het uitvoeren van de injecties is zonder problemen verlopen. Met een overdruk van circa 8 bar is met een debiet van circa 10 liter per minuut geïnjecteerd. De verspreiding van de hulpstoffen rondom het injectiepunt komt overeen met de verwachte conservatieve verspreiding vanuit een puntbron. Met een volume van 100 liter kan een 'bol' worden gevormd met een straal van 0,6 meter. De beide technieken laten vergelijkbare resultaten zien.

Ook het herhaaldelijk injecteren op de manchetten is in de praktijk getest. Circa 1 jaar na de eerste injectie is op dezelfde manchetten geïnjecteerd. Om dezelfde hoeveelheid hulpstoffen te injecteren diende nu de injectiedruk te worden opgehoogd van 8 naar circa 12 bar. Met deze druk kon een debiet van circa 9 liter per minuut worden gehaald, ruim voldoende voor deze toepassing.

De directe injectie met de injectieconus kan, afhankelijk van de gewenste diepte en bodemopbouw, ook met een lichtere ballastwagen worden uitgevoerd. Op deze wijze is flexibel in te spelen op de lokale situatie en wordt de overlast tot een minimum beperkt.

Conclusies

1. Beide technieken zijn technisch haalbaar en goed uitvoerbaar en geven vergelijkbare resultaten.
2. De hulpstoffen verspreiden zich rondom het injectiepunt alzijdig en bolvormig.
3. Herhaalde injectie van hulpstoffen op de manchetten is mogelijk.

Kritische parameters

In de praktijk dienen bij de directe injectie van hulpstoffen de volgende zaken in de gaten gehouden te worden:

1. de benodigde werkruimte op de locatie zelf en de transportroute van de aan- en afvoer van materiaal;
2. bij het plaatsen van de manchetten komt grond/bentoniet boorspoeling vrij die dient te worden afgevoerd;
3. als gevolg van, waarschijnlijk, biologische aangroei zal bij herinjecties op het manchettenfilter met een hogere injectiedruk moeten worden gewerkt;
4. de benodigde hoeveelheid injectiewater waarin de hulpstoffen dienen te worden opgelost, dient ofwel op de locatie zelf te worden onttrokken ofwel van elders te worden aangevoerd. Dit is, zeker bij grote injectie-volumes, een aandachtspunt.

5.2 Verspreiding hulpstoffen

De hulpstoffen verspreiden zich na injectie onder invloed van de natuurlijke grondwaterstroming. Tot minimaal 9 maanden na injectie van de hulpstoffen waren de redoxcondities voor biologische afbraak nog optimaal.

Het is mogelijk gebleken om vanuit één injectiepunt met een injectievolume van 1 m³ in een gebied met een bodemvolume van minimaal 110 m³ de condities voor gestimuleerde biologische afbraak te optimaliseren.

De redoxomstandigheden geven een positiever beeld voor de verspreiding van de hulpstoffen dan de verspreiding van bromide. De retardatie van de hulpstoffen ten opzichte van de grondwaterstroming en het conservatieve bromide is niet vastgesteld.

Ook in een homogeen pakket kan een heterogeen verspreidingspatroon optreden. De horizontale transversale dispersiviteit is geschat op 0,05 m.

Conclusies verspreiding hulpstoffen en afbraak VOCl

1. Een groot gedeelte van de geïnjecteerde bromide wordt niet meer in het meetveld aangetroffen. Een waarschijnlijke oorzaak van het verdwijnen van bromide is dichtheidsstroming. Bij het toevoegen van hulpstoffen in water, ter bevordering van biologische afbraak, dient met dit effect dan ook terdege rekening te worden gehouden.
2. In de praktijk kan ook gebruik gemaakt worden van de te verwachten verticale dichtheidsstroming. Hierdoor wordt een groter en dieper pakket van de benodigde hulpstoffen voorzien. In het huidige onderzoek zijn tot 14 m-mv omzettingsproducten van de geïnjecteerde hulpstoffen aangetroffen. Dit is 7 meter onder de maximale injectiediepte.
3. De metingen en de resultaten van het inverse model geven duidelijk een afbraak van de PER- en de TRI-verontreiniging aan in beide monitoringsvelden.
4. Significante afbraak begint echter pas na 200 dagen. Dit duidt erop dat er eerst enige tijd nodig is om de bacteriepopulatie te laten groeien.
5. Het ontstaan van de afbraakproducten etheen en ethaan in meetveld 2 duidt op een volledige afbraak van de VOCl's. In meetveld 1 wordt minder etheen aangetoond. Vermoedelijk vindt een significante afbraak van CIS en VC in meetveld 1 pas later plaats. Om duidelijk afbraak van CIS en VC in meetveld 1 aan te tonen, dient er langer te worden gemonitord.
6. De grillige verspreiding van de tracers tijdens de injectie doen vermoeden dat er in de peilbuizen significante waterstroming optreedt tijdens de injectie. Om dit effect te voorkomen is het raadzaam om op toekomstige locaties met kleinere filters te werken.
7. De zeer grillige spreiding in de monitoringsresultaten van zowel bromide als ook de VOCl-verontreiniging maken het zeer lastig om een duidelijk beeld te vormen van de exacte verspreiding van de hulpstoffen en de afbraak van de VOCl-verontreiniging. Om een beter beeld te kunnen vormen is het raadzaam om in de toekomst met meerdere peilbuizen en met meerdere en kleinere filters te werken. Hierbij dient de monitorings-inspanning wel te worden afgestemd op de informatiebehoefte.

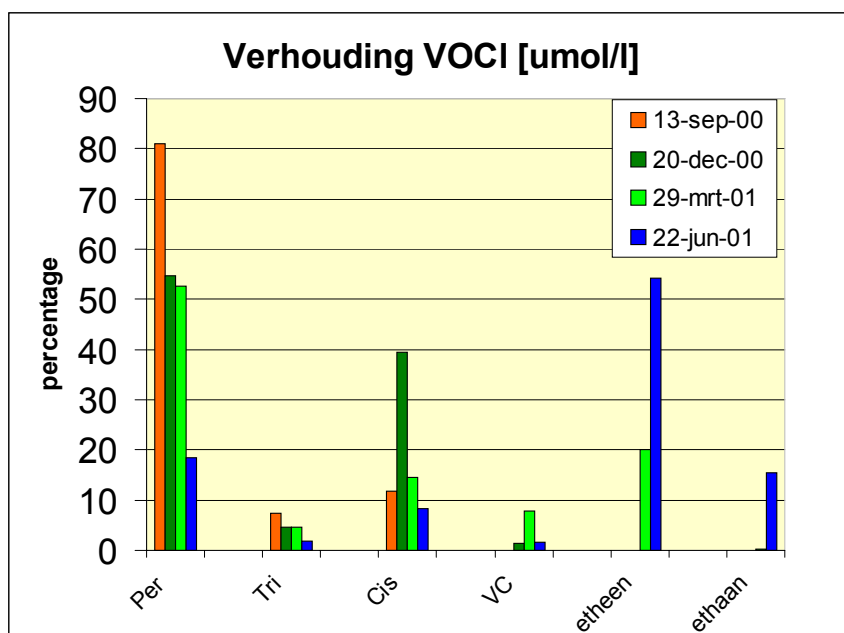


Fig. 22. Gemiddelde verloop in VOCl-verhouding ondiepe monitorings-filters (n=10).

Kritische parameters

In de praktijk dienen bij directe injectie van hulpstoffen de volgende zaken goed in de gaten te worden gehouden.

1. De dichtheid van het geïnjecteerde water mag niet zodanig groot worden dat een groot gedeelte van de geïnjecteerde stoffen naar de diepte zakt. Een dichtheidsverschil van 2% heeft in dit onderzoek verticale dichtheids-stroming veroorzaakt.
2. De verspreiding tijdens de injectie is van groot belang om de invloeds-breedte per injectiepunt te kunnen bepalen. Door het eventuele optreden van voorkeursstroming is de verspreiding echter moeilijk te voorspellen. Het is dan ook raadzaam om tijdens het injecteren op enige afstanden de doorbraken te meten en eventueel de injectie langer door te laten lopen indien de doorbraken later optreden dan verwacht.
3. De afbraak van de VOCl-verontreiniging dient volledig te zijn. Ook CIS en VC dienen volledig te worden afgebroken. Het feit dat in dit onderzoek in het ene meetveld wel een significante afbraak van CIS en VC wordt aangetoond en het andere (nog) niet, geeft aan dat er in sommige situaties een langere monitoring kan worden vereist dan in dit project is uitgevoerd.
4. De spreiding in de stromingsrichting van het grondwater gedurende het jaar kan gebruikt worden om de invloedsstraal van een injectiepunt te vergroten. Door dispersie en niet-evenwichtsadsorptie zal de pluim in de stromingsrichting snel langer worden. Indien de stromingsrichting varieert, zal de pluim verder stroomafwaarts dan ook steeds breder worden.
5. Bij het aantonen van gestimuleerde afbraak dient er rekening te worden gehouden met het feit dat het opbouwen van de benodigde bacteriepopulatie lang kan duren. In dit onderzoek is er gedurende het eerste halfjaar nauwelijks afbraak aangetoond.

5.3 Economische haalbaarheid techniek

De kosten voor het plaatsen van een injectiepunt tot 10 m-mv en injecteren van de circa 1500 liter aan benodigde hulpstoffen over een traject tot 8 meter kost voor de manchettentechniek circa € 400,-- en voor de conusinjectie circa € 500,--.

Uit de kostenafweging van de full scale aanpak blijkt dat de biologische in-situ sanering, waarbij gebruik wordt gemaakt van de manchettentechniek, circa 20% voordeliger is dan de conusinjectie.

Naast een kostenvoordeel blijkt uit de evaluatie van full scale aanpak dat, indien gebruik gemaakt wordt van de manchettentechniek, de uitvoeringstijd in het veld circa 25% korter is dan de benodigde tijd met de conusinjectie.

Conclusies

1. Uit economisch oogpunt is het bij een kleine restverontreiniging, waar slechts enkele ondiepe injecties behoeven te worden uitgevoerd, voordeliger om gebruik te maken van de injectieconus. Het grote voordeel hierbij is dat men voor het uitvoeren van de injecties slechts 1 keer op de locatie hoeft te komen. Het werk kan in één fase worden uitgevoerd.
2. Als het aantal injecties groter wordt, is het al snel voordeliger om gebruik te maken van de manchettentechniek. Het grote voordeel hierbij is dat het injecteren van de hulpstoffen, door de gefaseerde aanpak, sneller en dus goedkoper is.
3. Als op een te saneren locatie meerdere keren dient te worden geïnjecteerd, is de manchettentechniek voordeliger omdat het injectiefilter opnieuw kan worden gebruikt.

Kritische parameters

1. In de kostencalculatie voor de conusinjectie is uitgegaan van een sondeertruck als ballastwagen. Indien de bodemopbouw en injectiediepte het toelaat kan ook met een lichtere en goedkopere manier worden geïnjecteerd.
2. Bij de kostencalculatie voor de manchettentechniek is ervan uitgegaan dat op meerdere punten (maximaal 4 punten) tegelijkertijd kan worden geïnjecteerd.

LITERATUUR

Appelo, C.A.J. en Postma, D.; 1996; Geochemistry, groundwater and pollution; A.A. Balkema, Rotterdam.

Bierkens, M.F.P.; 1994; Complex confining layers, a stochastic analysis of hydraulic properties at various scales; Proefschrift Universiteit van Utrecht.

Brooks en Hughes; 1982; Streamline upwind/Petrov Galerkin formulations for convection dominated flows with particular emphasis on the incompressible Navier-Stokes equations. Computational methods in applied mechanics and engineering; 32 p. 199-259.

Clement, T.P.; 1997; RT3D, a modular computer code for simulating Reactive multi-species Transport in 3-Dimensional groundwater systems; Pacific Northwest National Laboratory, Richland, Washington.

Deutsch, C.V. en Journel, A.G.; 1992; GSLIB, Geostatistical software library and user's guide; Oxford University press, New York.

Gelhar, L.W.; 1993; Stochastic subsurface hydrology Prentice Hall, New Jersey.

Hetterschijt, R, te Stroet, C. en Bosma, T.; 1998; Neproma PCW remediation study, model study on effectivity and duration of several remediation alternatives, TNO-rapport: NITG-98-82-C.

Hetterschijt, R.A.A., Valstar, J.R., van Zutphen, M., Schuren, C.H.J.E., Eskes, S.J.T., van den Brink, K.M.J. en Reimer, K.; 2000 Partitioning interwell tracer test voor DNAPL-karakterisatie (PITT), Toepassing op een met DNAPL verontreinigde locatie in Mierlo; CUR-NOBIS 98-1-09.

Robert D. Norris; 1994; Handbook of Bioremediation CRC Press Inc., ISBN 1-56670-074-4.

Valstar, J.R.; 2001; Inverse modelling of groundwater flow and transport, proefschrift TU Delft, ISBN 9064640629.

Wirdum, G. van; 1991; Vegetation and hydrology of floating rich-fens, Proefschrift Universiteit van Amsterdam.

BIJLAGE A

ANALYSERESULTATEN NULMETING APRIL 2000

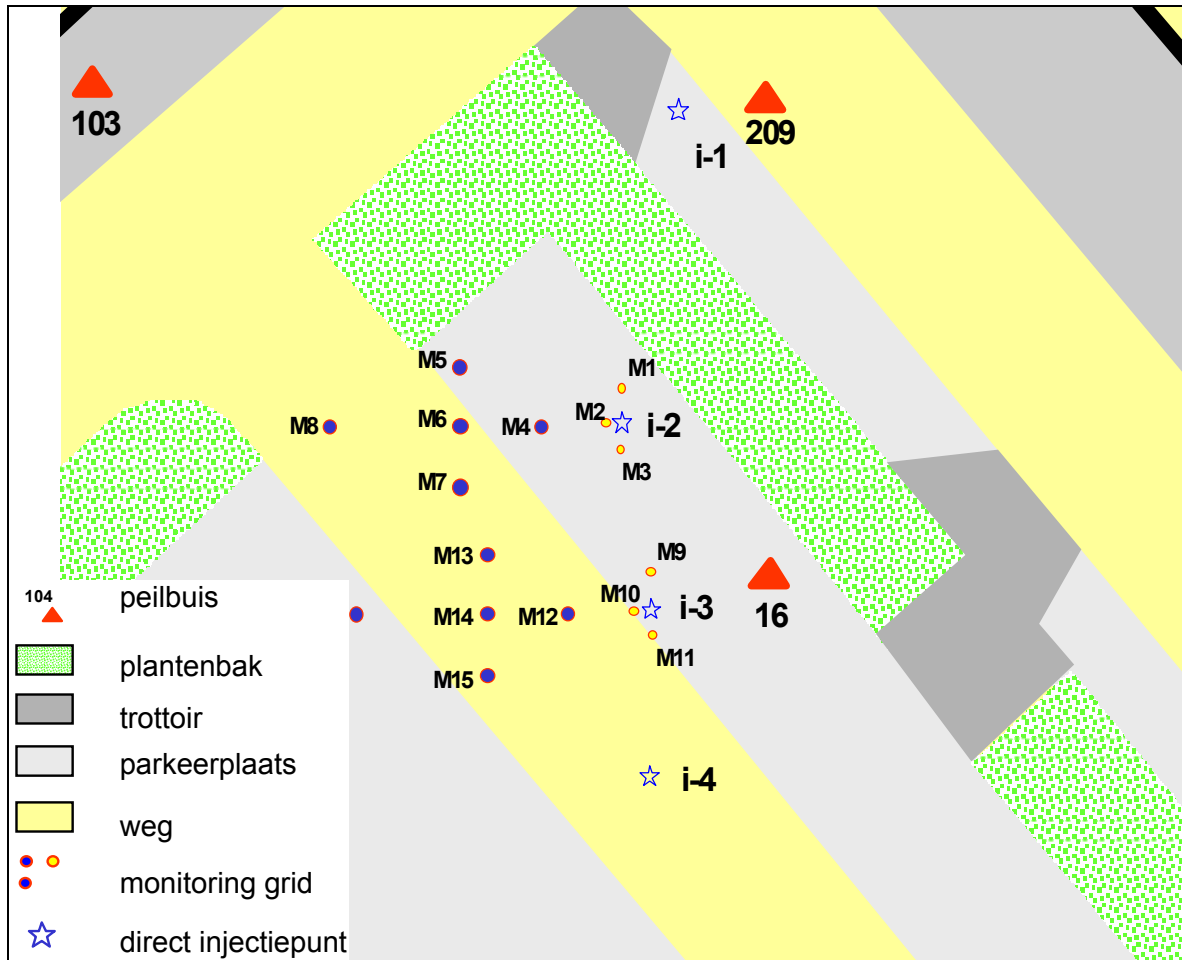
SKB Directe Injectie SV-065

Nul-monitoring april 2000

Zone	Filterstelling	stroomopwaarts		kern				stroomafwaarts	
		peilbuis	peilbuis	ondiep	ondiep	ondiep	diep	diep	peilbuis
		28	103	209	16	103	16	104	101
T.O.C.	mg/l	19		19		16		13	
ijzer (totaal)	µg/l	79		75		17000		100	
ijzer (2+)	µg/l	0		0		3700		0	
ammonium	mgN/l	0		0		0		0	
sulfide (vrij)	mg/l	0		0		0		0	
fosfaat (tot)	mgP/l	0.5		0.1		0.3		0.2	
bromide	mg/l							0	
1,2-dichloorethaan	µg/l	0		0		0		0	
1,1-dichlooretheen	µg/l		0		0		0	0	
cis 1,2-dichlooretheen	µg/l	0	1.2	0	6.4	0	0	0	0
trans 1,2-dichlooretheen	µg/l		0		0		0	0	
1,2-dichloorpropaan	µg/l	0		0		0		0	
tetrachlooretheen	µg/l	4.1	230	2100	160	23	8.6	1.5	
tertachloormethaan	µg/l	0		0		0		0	
1,1,1-trichloorethaan	µg/l	0		0		0		0	
1,1,2-trichloorethaan	µg/l	0		0		0		0	
trichlooretheen	µg/l	0.2	15	12	59	9.7	0.4	0	
chloroform	µg/l	0		0		0		0	
vinylchloride	µg/l	0	0	0	0	0	0	0	
methaan	µg/l	0	70	69	0	160	90	0	
ethaan	µg/l	0	0	0	0	0	0	0	
etheen	µg/l	0	0	0	0	0	0	0	
chloride	mg/l	11		170		50		14	
Kjeldahl-stikstof	mgN/l	17		1.3		1.6		1.7	
nitriet	mg/l	0		0		0		0	
nitraat	mg/l	100		81		0		8.8	
bicarbonaat	mg/l	120		160		36		190	
sulfaat	mg/l	120		31		170		20	
Fe (totaal) veld	ppm				0.4	0.5			
EC midden	µS/cm	595	574	940	732	523	557	352	
O ₂	mg/l	1.12	0.09	2.6	0.41	1.62	0.09	4.42	
Redox	mV	158	232	130	60	153	-48	232	
pH (lab)	-	7		6.9		6.5		7.1	
pH (veld)	-	6.86	6.16	6.27	6.34	5.68	5.51	6.6	
T	°C	11.3	12.4	11.8	11.6	13.2	11.3	12	

BIJLAGE B

SITUERING INJECTIE EN MONITORINGSFILTERS PROEFLOCATIE



BIJLAGE C

BODEMOPBOUW LOCATIE

BIJLAGE D

BESCHRIJVING VOORWAARTS EN INVERS MODEL

Beschrijving voorwaarts model

Het model voor de modellering van de verspreiding van de tracers bestaat uit een 2-dimensionaal grondwaterstromingsmodel en een transportmodel.

Het grondwaterstromingsmodel

In het grondwaterstromingsmodel worden de stijghoogten uitgerekend.

Dit gebeurt voor 2-dimensionale stationaire stroming door middel van de volgende differentiaal vergelijking:

$$\nabla(k\nabla h) = q$$

en de volgende randvoorwaarden:

$$h(x) = h_b(x), \text{ indien } x \text{ op de modelrand ligt}$$

waarbij:

k is doorlatendheid;

h is stijghoogte;

h_b is stijghoogte op modelrand.

Deze differentiaalvergelijking is gediscretiseerd door middel van een eindig elementenmodel, waarbij de stijghoogten op een aantal knooppunten van het model worden uitgerekend.

Het transportmodel

In het transportmodel worden de concentraties als verloop van tijd en ruimte uitgerekend met behulp van de volgende gekoppelde differentiaalvergelijking:

$$\frac{dc(t)}{dt} = -\nabla(u \cdot c(t)) + \nabla(D\nabla c(t)) - \frac{f}{\Theta} (c(t) - s(t)) + \frac{q}{\Theta} \cdot c_q(t)$$

$$\frac{ds(t)}{dt} = \frac{f}{\Theta_s} (c(t) - s(t))$$

waarbij:

Θ is porositeit mobiele zone;

$c(t)$ is concentratie in mobiele zone;

$u = -\frac{k}{\Theta} \nabla h$ is snelheid van het grondwater;

D is dispersiecoëfficiënt;
 f is uitwisselingscoëfficiënt;
 $s(t)$ is concentratie immobiele zone;
 R is retardatiefactor;
 Θ_s is immobiele porositeit;
 c_q is concentratie injectiedebiet.

De processen, die in dit model worden meegenomen zijn: advectie, dispersie, niet- evenwichts-adsorptie en retardatie. Deze vergelijking is gediscetiseerd met een Petrov-Galerkin eindig elementen model [Brooks en Hughes, 1982].

Invers model

Het inverse model verbetert de schatting van de modelparameters door gebruik te maken van de informatie van toestandsvariabelen.

Het inverse model is gedefinieerd door het opstellen van een doelfunctie:

$$J = (z - M(c))^T C_z^{-1} (z - M(c)) + (\alpha - \bar{\alpha})^T C_\alpha^{-1} (\alpha - \bar{\alpha})$$

Deze doelfunctie bestaat uit 2 termen. De eerste term is de meetterm en deze term wordt groter naarmate de modelvoorspellingen verder van de metingen af liggen. De tweede term is de parameterterm en deze wordt groter naarmate de schatting van de modelparameters verder van hun a-priori gemiddelde af komen te liggen. De optimale oplossing van het inverse probleem is de set modelparameters, waarbij de waarde van de doelfunctie minimaal is. De oplossingsmethode die wordt gebruikt om de doelfunctie te minimaliseren, wordt beschreven in Valstar [2001].

BIJLAGE E

MODELLERING VERSPREIDING HULPSTOFFEN

Modelopzet

Bij het opstellen van het model zijn enige aannamen gedaan. Allereerst is aangenomen dat de grondwaterstroming voornamelijk horizontaal gericht is, waardoor met een 2-dimensionaal model gewerkt kan worden. Deze aanname was tijdens de eerste fase van het onderzoek gerechtvaardigd, omdat er nog bijna geen gegevens over de heterogeniteit van de bodem beschikbaar waren en het grondwatermodel hoe dan ook een horizontale stroming zal simuleren. Immers grondwateraanvulling en verdamping zijn op de locatie minimaal. In een later stadium is, door op verschillende dieptes doorbraakcurven te meten, wel informatie over de heterogeniteit van de ondergrond ingewonnen en heeft een 3-dimensionale modellering wel meerwaarde.

Verder wordt verondersteld dat de tijdsafhankelijkheid van de grondwaterstroming een verwaarloosbaar effect heeft op de verspreiding van de tracers. Derhalve wordt de grondwaterstroming met een stationair stromingsmodel berekend. Verder wordt aangenomen dat de injecties op de verschillende locaties elkaar niet beïnvloeden en dat alle injecties met dezelfde radiale stromingssituatie beschreven kunnen worden.

Helaas zijn niet alle bodemparameters die van belang zijn voor het model vooraf bekend. Daarom worden voor de dispersiviteiten en de ratio tussen de mobiele en immobiele porositeit rekening gehouden met de schattingen die zijn bepaald in een soortgelijk experiment, Nobis-PITT [Hetterschijt et al, 2000]. De schattingen van deze parameters zijn weergegeven in tabel E1.

Tabel E1. A-priori schatting bodemparameters.

bodemparameter	a-priori schatting
longitudinale dispersiviteit	0,1 m
transversale dispersiviteit	0,01 m
ratio mobiele-immobiele porositeit	0,5

De totale porositeit wordt op 0,3 verondersteld, terwijl de doorlatendheid op 10 m/dag wordt verondersteld. Het volume tracerhoudend water dat de bodem ingestuurd wordt, is per injectieput 1,0 m³. In het model, dat gemaakt is voorafgaande aan de injectie, wordt aangenomen dat het debiet tijdens injectie 14,4 m³/dag (=10 l/minuut) is en dat het gedurende 100 minuten wordt toegevoegd. Met dit debiet wordt beoogd om een invloedsgebied van de injectie tot 1 meter van de injectieput te verkrijgen.

In de praktijk zal deze invloedssfeer binnen een tijdsbestek van 10 tot 15 minuten bereikt zijn.

Gevoeligheidsanalyse model tijdens injectie

Omdat een aantal bodemparameters vooraf niet goed bekend waren, is er een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd, om een spreiding in de doorbraakcurven te bepalen. Het is immers niet de bedoeling dat tijdens het monitoren geen doorbraak wordt gemeten, omdat deze bijvoorbeeld nog niet optreedt.

Hiertoe zijn een aantal bodemparameters binnen reële ranges gevarieerd en wordt er ook een simulatie gedaan met een heterogeen doorlatendheidsveld.

De berekende doorbraakcurven van de gevoeligheidsanalyse voor het bepalen van de monitoring worden in deze bijlage beschreven. De resulterende doorbraakcurven zijn weergegeven in figuur E2 t/m E10.

Een overzicht van deze bodemparameters die tijdens deze gevoeligheidsrun worden gebruikt zijn weergegeven in tabel E2.

Tabel E2. Bodemparameters tijdens gevoeligheidsanalyse.

	Longitudinale dispersiviteit	Transversale dispersiviteit	Ratio mobiele, immobiele porositeit
referentie	0,1 m	0,01 m	0,5
run 1	0,05 m	0,01 m	0,5
run 2	0,2 m	0,01 m	0,5
run 3	0,1 m	0,02 m	0,5
run 4	0,1 m	0,01 m	2,0

Verder zijn er nog een vijftal runs (run 5 t/m run 9) uitgevoerd, waarbij de doorlatendheid als een heterogeen stochastisch veld is gesimuleerd. Hierbij is aangenomen, dat de natuurlijke logaritme van de doorlatendheid normaal verdeeld is met een gemiddelde van $\ln 10$ m/dag. De covariantiefunctie die is gebruikt, is de exponentiële covariantiefunctie met een variantie van 0,66 en een correlatielengte van 6,25 m. Deze waarden zijn gebaseerd op veldonderzoek in het rivierengebied [Bierkens, 1994], waarbij de waarden van de klasse matig grof tot grof fluviaal zand zijn gebruikt. De gebruikte variantie is vrij hoog omdat een gedeelte van de heterogeniteit al vertaald wordt naar effectieve modelparameters, zoals de vergrote longitudinale dispersie en de uitwisseling tussen mobiele en immobiele zones. De analyse dient dan ook als uiterste mogelijkheid van de heterogeniteit te worden geïnterpreteerd. De simulaties zijn uitgevoerd met het geostatistische pakket GSLIB [Deutsch en Journel, 1992].

Resultaten gevoeligheidsanalyse

In tabel E3 wordt de doorbraaktijd weergegeven voor de peilbuis op 0,5 m van de injectieput voor de verschillende modelruns. De doorbraaktijd die wordt gebruikt, wordt bepaald uit de tijd waarop de concentratie in de peilbuis de helft van de geïnjecteerde concentratie bereikt.

Tabel E3. Gevoeligheidsanalyse op doorbraaktijden.

	Doorbraaktijd in peilbuis op 0,5 m van injectieput in minuten
referentie model	60
run 1	56
run 2	66
run 3	60
run 4	- (eindconcentratie 41 % injectieconcentratie)
run 5	57
run 6	42
run 7	65
run 8	66
run 9	65

Hieruit blijkt, dat de invloed van de dispersiviteit op de doorbraaktijd niet al te groot is. De invloed van de heterogeniteit op de doorbraakcurven is groter, maar voor alle 5 de realisaties breekt de tracer wel door. Alleen indien de ratio tussen de mobiele en immobiele porositeit heel groot is, wordt op 0,50 m van de injectieput slechts een concentratie bereikt van 41% van de injectieconcentratie. Op de peilbuizen, dichter dan 0,25 m van de injectieput, breekt de tracer wel duidelijk door.

Modellering verspreiding hulpstoffen na injectie

De verspreiding onder natuurlijke condities na afloop van de injectie, wordt gesimuleerd met dezelfde software als tijdens injectie. De omvang van het model is wel groter gemaakt omdat het de

verwachting is dat de tracers verder zullen stromen. Het model is nu 20 bij 20 meter groot. De celgrootte is nu 0,40 m bij 0,40 m. De randvoorwaarden zijn constante stijghoogten waarbij het verhang 0,001 is conform de waarden, verkregen tijdens de meetronde. De oriëntatie van het model is zodanig gekozen dat de natuurlijke achtergrondstroming van rechts naar links loopt (van zuid naar noord). De beginwaarden zijn bepaald met de eindwaarden van het model, dat gebruikt is om de injectie te simuleren. Omdat deze modelresultaten met een model met kleinere cellen zijn gemaakt, zijn de waarden opgeschaald naar het nieuwe modelgrid.

De longitudinale dispersiviteit in deze simulatie is vergroot tot 0,25 m. In de praktijk blijkt deze parameter namelijk af te hangen van de schaal waarop dit probleem zich afspeelt (Gelhar, 1993). De overige parameters hebben dezelfde waarden als in het model waarmee de injectie gesimuleerd is. De simulatie is uitgevoerd voor een periode van 180 dagen. Bij de berekeningen is ervan uitgegaan dat de injectieputten ongeveer 5 m uit elkaar liggen.

De resulterende concentratieverdeling na 180 dagen wordt weergegeven in figuur E1.

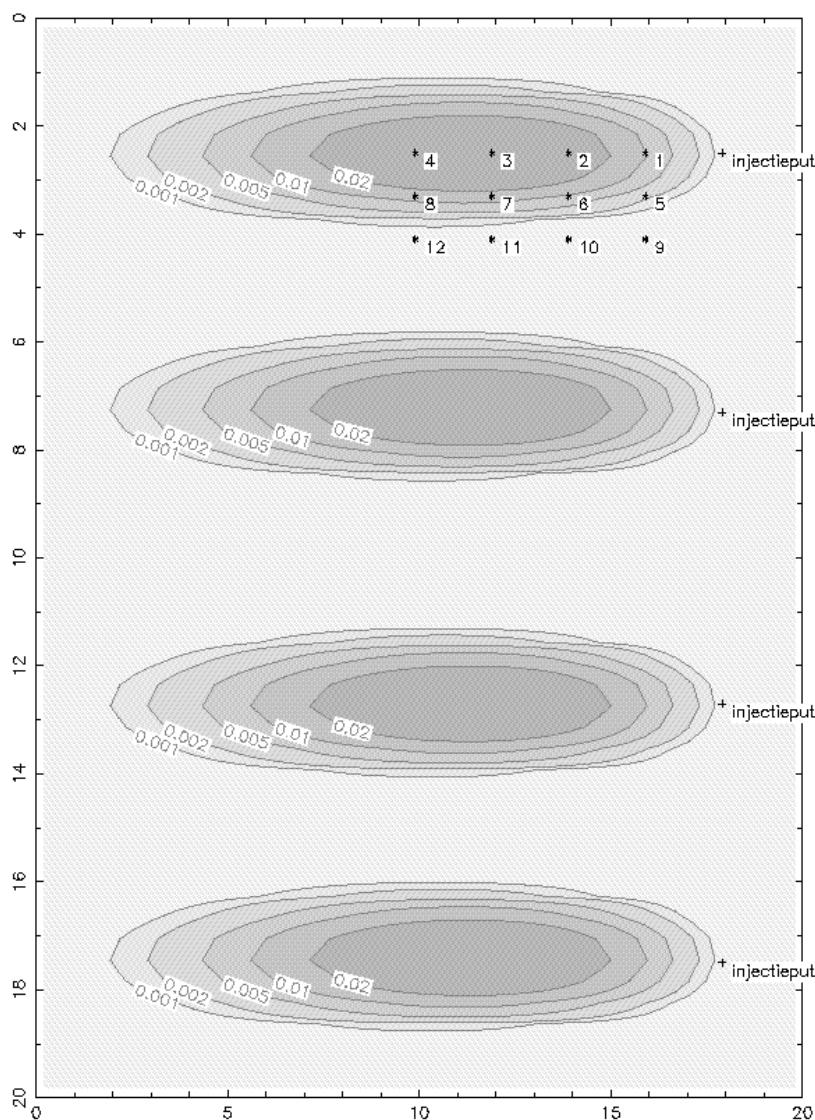


Fig. E1. Berekende relatieve concentratie 180 dagen na injectie:
 + geeft injectieputten aan;
 * geeft locaties aan waar doorbraakcurven worden berekend.

Gevoeligheidsanalyse model verspreiding na injectie

Omdat niet alle bodemparameters op voorhand bekend zijn, wordt er nog een gevoeligheidsanalyse toegepast. Tijdens deze analyse worden de bodemparameters die het meest onzeker zijn en waarvan het de verwachting is dat de onzekerheid een grote invloed heeft op de doorbraakcurven, binnen een reële range gevarieerd om een idee te krijgen waar en wanneer de tracers door kunnen breken.

De doorbraakcurven op een aantal potentiële meetlocaties voor deze modelrun zijn weergegeven in de figuren E11 - E17. De parameterwaarden zoals die tijdens de gevoeligheidsanalyse zijn gebruikt, worden weergegeven in tabel E5.

Tabel E5. Gebruikte parametercombinaties tijdens gevoeligheidsanalyse van de modellering na injectie.

Run	Doorlatendheid (m/dag)	Ratio mobiele en immobiele porositeit	Uitwisselingscoëfficiënt (1/dag)	Variatie stromingsrichting (graden)	Transversale dispersiviteit (m)
referentie	10	0,5	0,01	0	0,005
run 10	4	0,5	0,01	0	0,005
run 11	20	0,5	0,01	0	0,005
run 12	10	2,0	0,01	0	0,005
run 13	10	0,5	0,002	0	0,005
run 14	10	0,5	0,01	+15	0,005
run 15	10	0,5	0,01	-15	0,005
run 16	10	0,5	0,01	0	0,020

Tevens zijn een vijftal modelruns (run 17 t/m 21) uitgevoerd om de invloed van de heterogeniteit van de doorlatendheid op de doorbraken te bepalen. De doorbraakcurven op een aantal potentiële meetlocaties voor deze modelrun zijn weergegeven in figuren E18 t/m E22.

Uit de resultaten blijkt, dat de tracers lang niet in alle modelruns door de potentiële monitoringspeilbuizen stromen. Bij een lage doorlatendheids-waarde komt de tracer niet verder dan 4 à 5 meter benedenstrooms van de injectieput. Ook bij een foutieve inschatting van de stromingsrichting stroomt de pluim langs sommige peilbuizen. Bij een heterogene doorlatendheid kan de tracers zelfs langs de beoogde monitoringsfilters stromen. Met deze onzekerheid dient rekening te worden gehouden met het bepalen van de locatie van de injectiepunten en de monitoringspeilbuizen.

Het doel van de monitoring is om te bepalen op welke manier de hulpstoffen zich verspreiden tijdens de injectie. Hiertoe zullen de modelvoorspellingen worden vergeleken met een aantal gemeten doorbraakcurven en indien nodig zullen de modelparameters worden aangepast om deze gemeten doorbraakcurven zo goed mogelijk te fitten. Om tot een betrouwbaar resultaat te komen is het belangrijk dat de locaties, waar de doorbraakcurven worden gemeten, een doorbraak vertoont die zoveel mogelijk informatie bevat. Dit houdt in, dat op de locatie de doorbraak ook werkelijk plaats moet vinden en dat de doorbraak ook het liefst zo veel mogelijk moet afwijken van het blokfront dat direct op de injectielocatie optreedt.

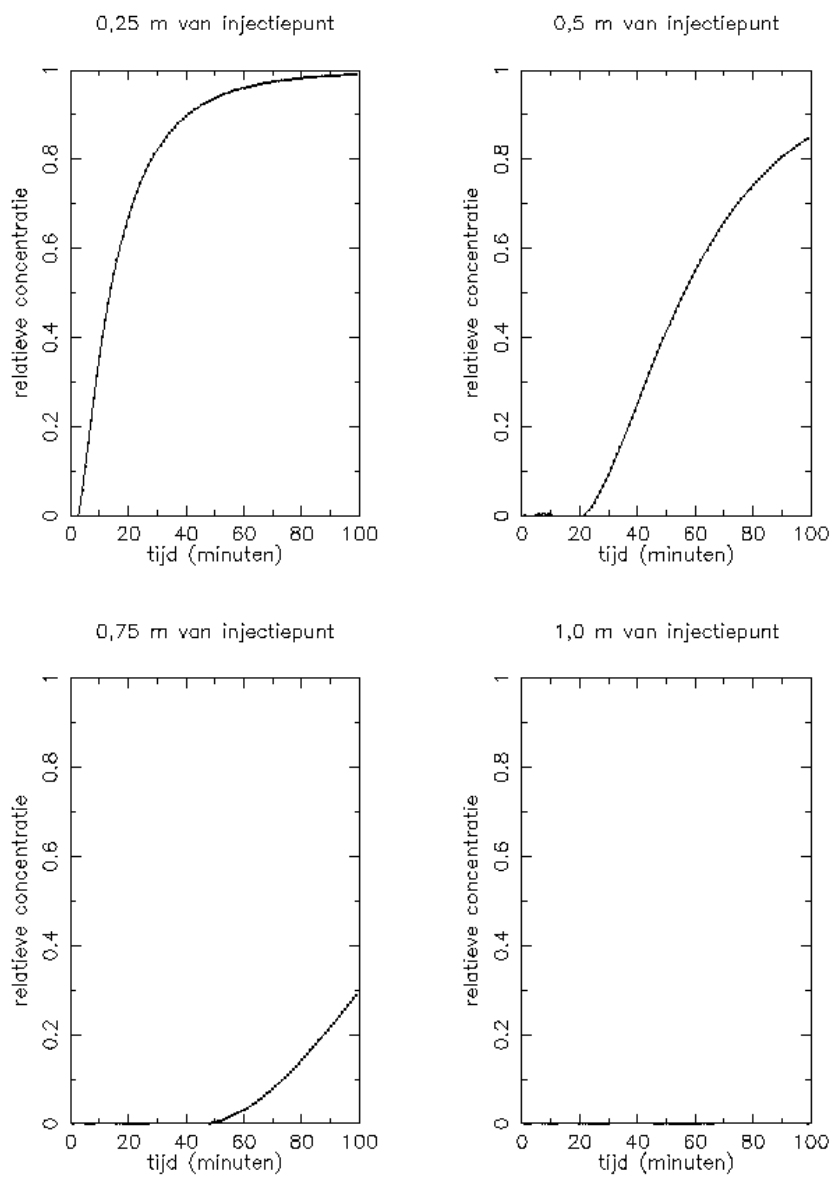


Fig. E2. Doorbraakcurven gevoeligheidsanalyse run 1.

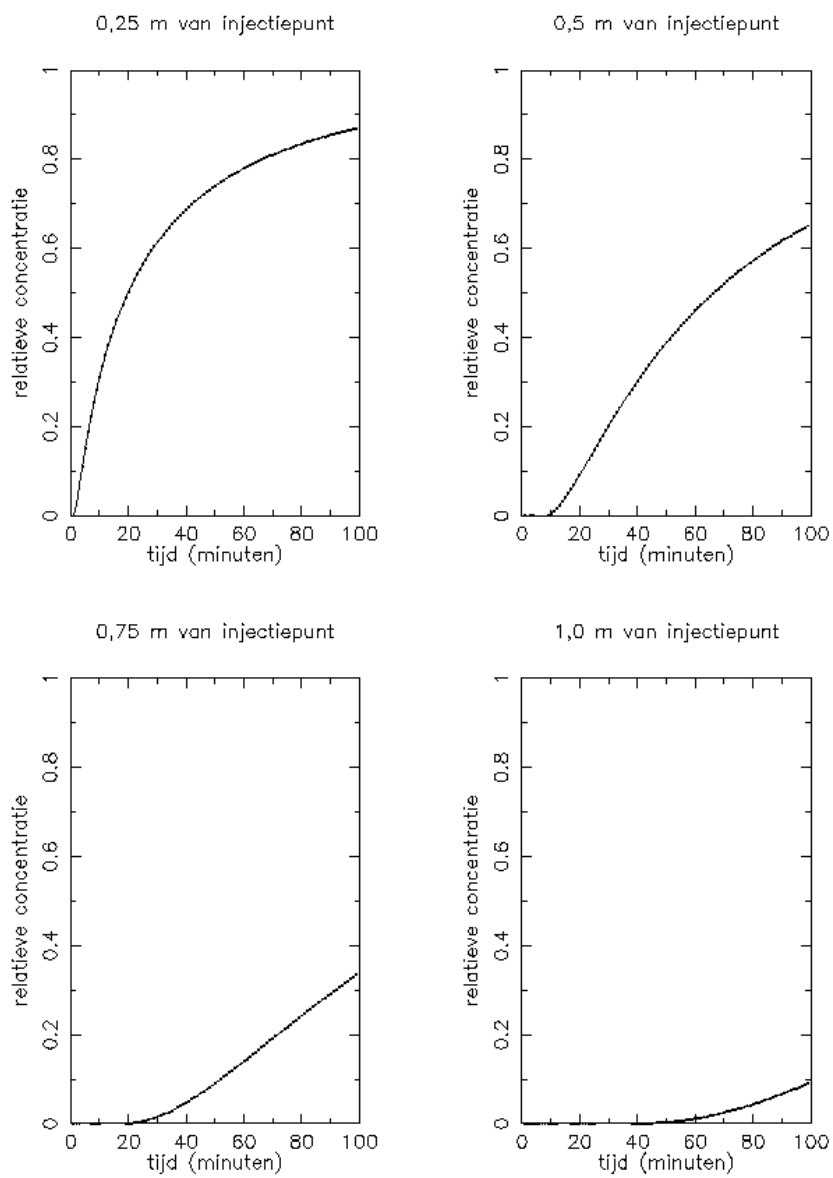


Fig. E3. Doorbraakcurven gevoeligheidsanalyse run 2.

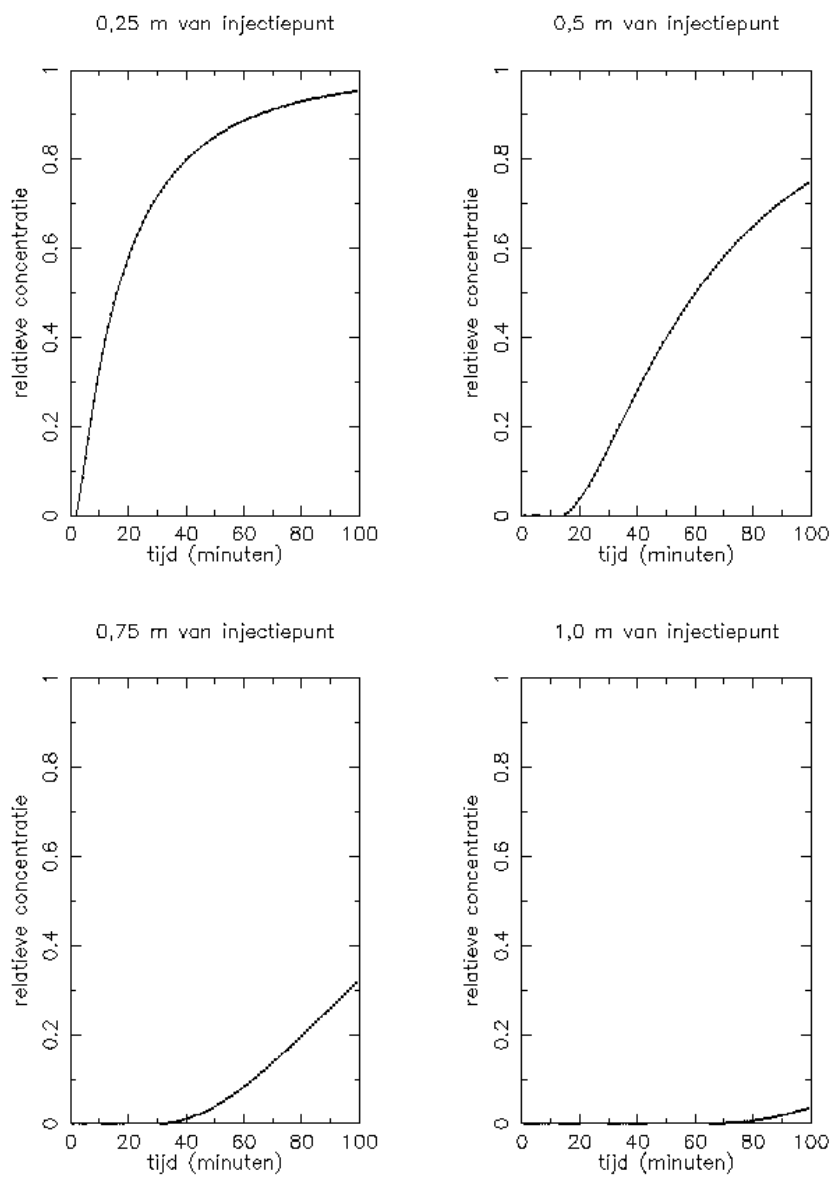


Fig. E4. Doorbraakcurven gevoeligheidsanalyse run 3.

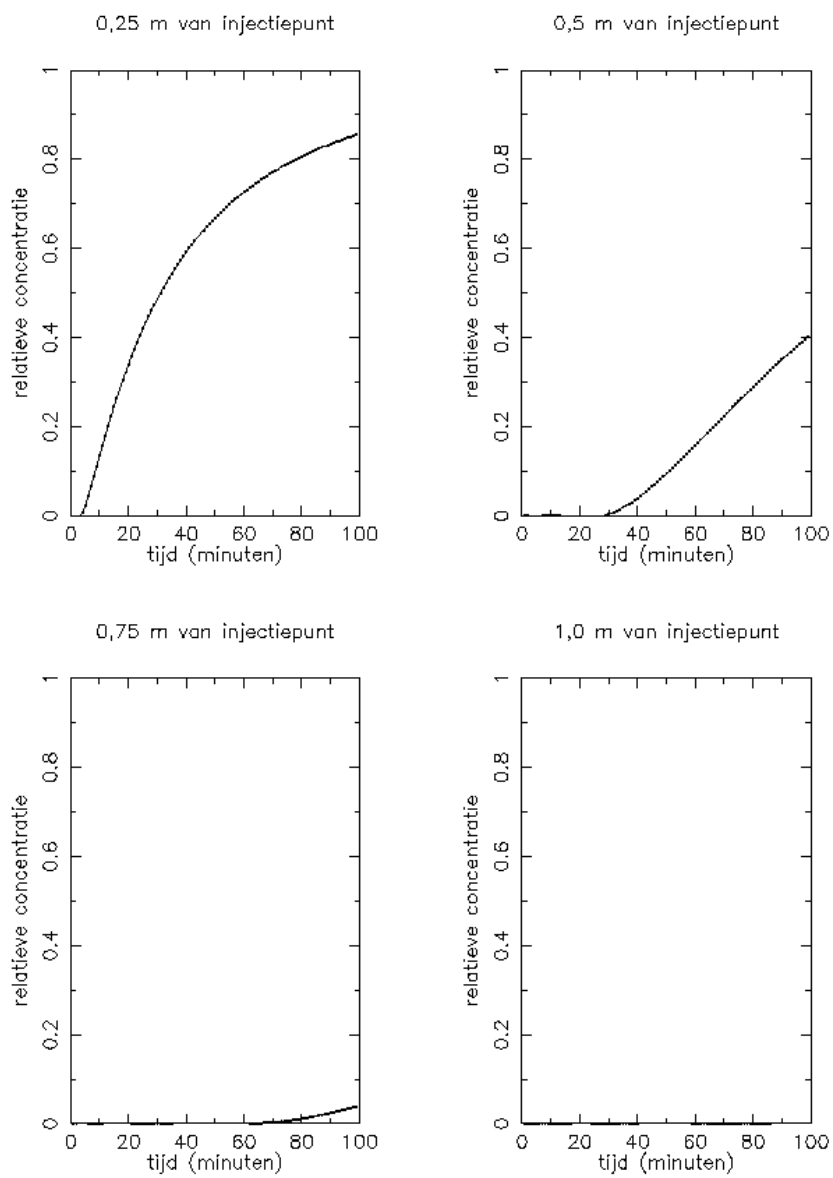


Fig. E5. Doorbraakcurven gevoeligheidsanalyse run 4.

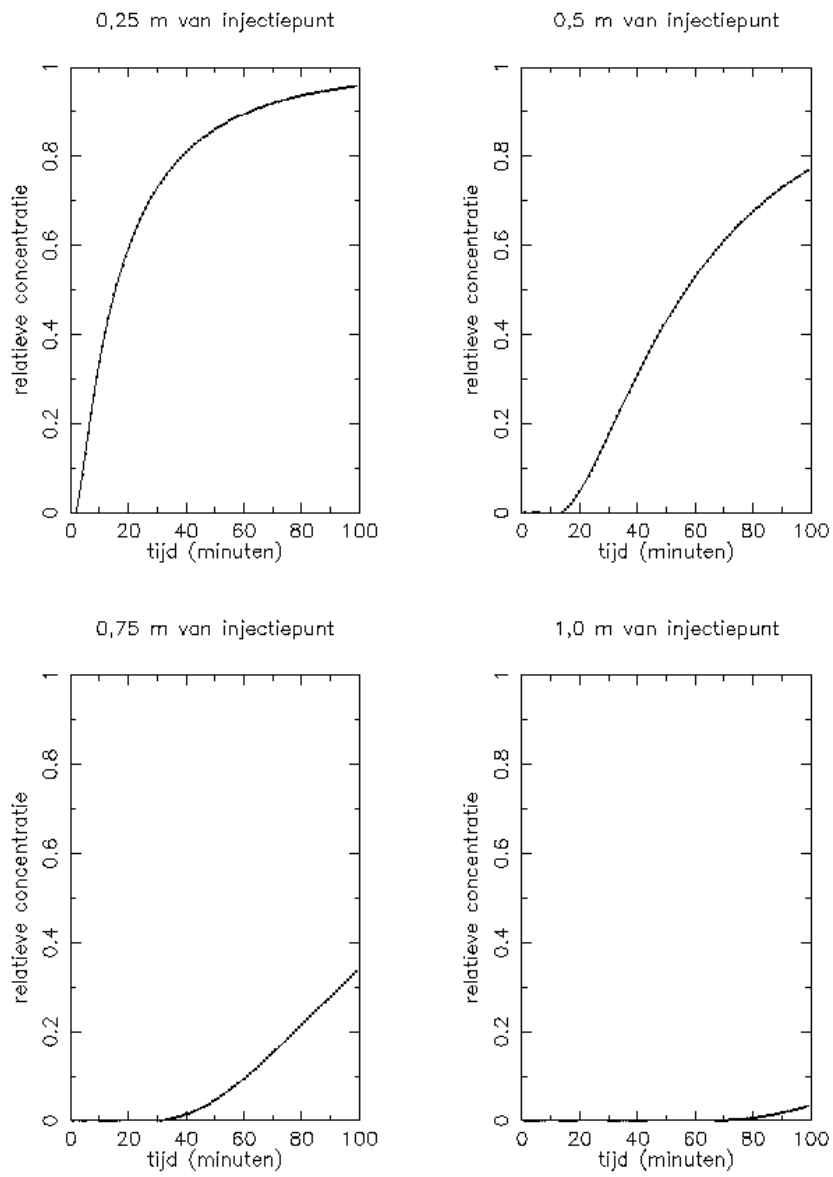


Fig. E6. Doorbraakcurven gevoeligheidsanalyse run 5.

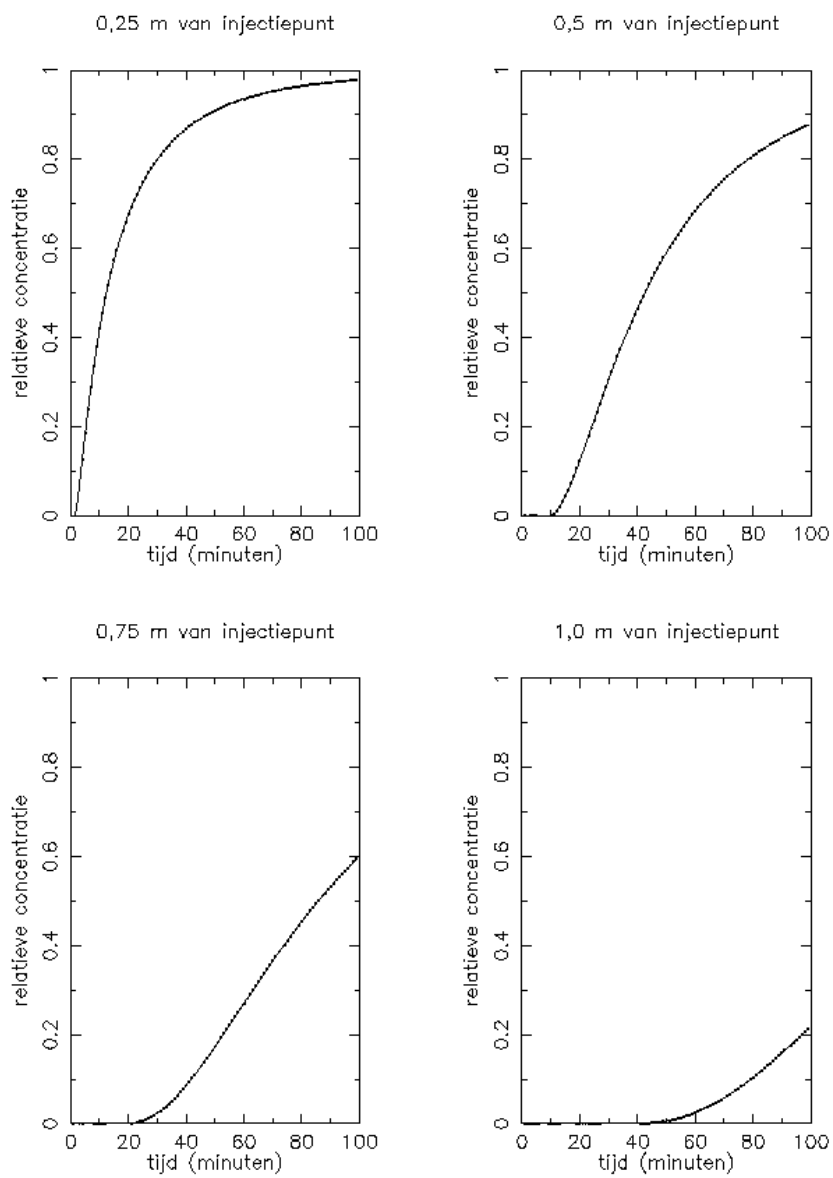


Fig. E7. Doorbraakcurven gevoeligheidsanalyse run 6.

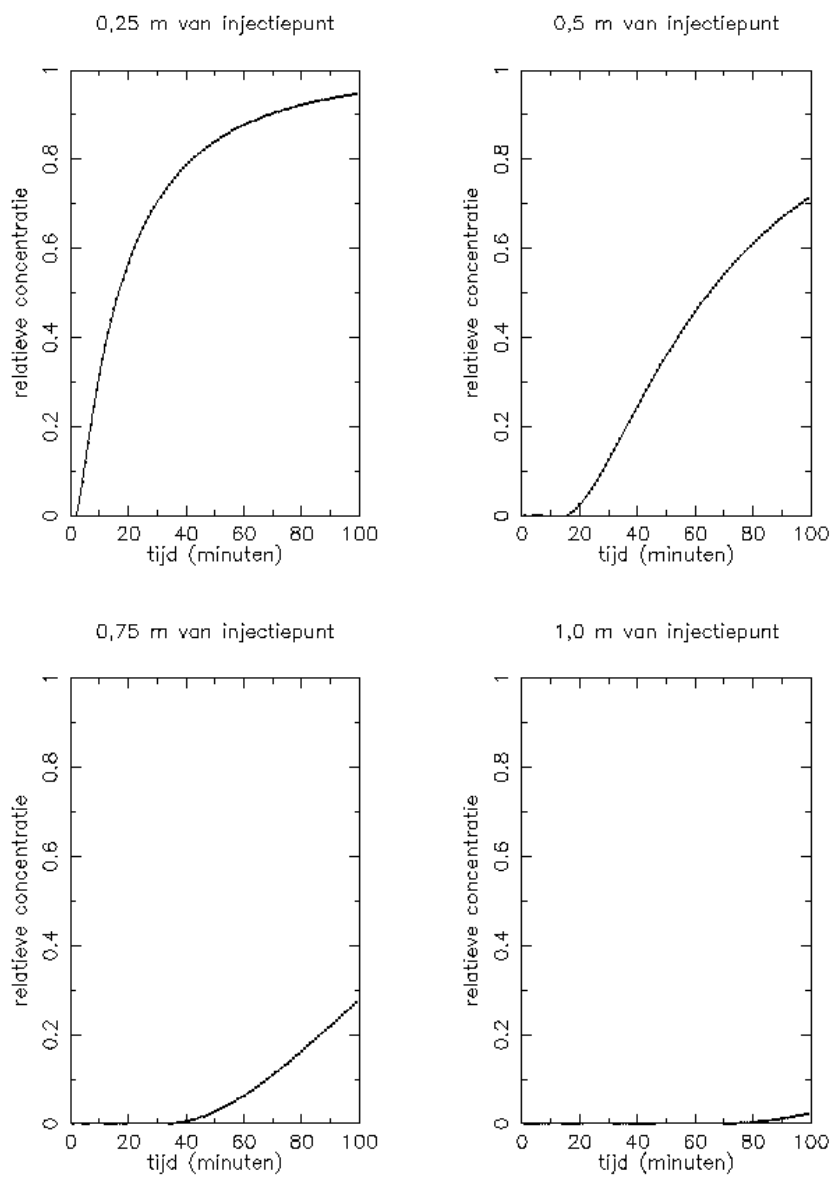


Fig. E8. Doorbraakcurven gevoeligheidsanalyse run 7.

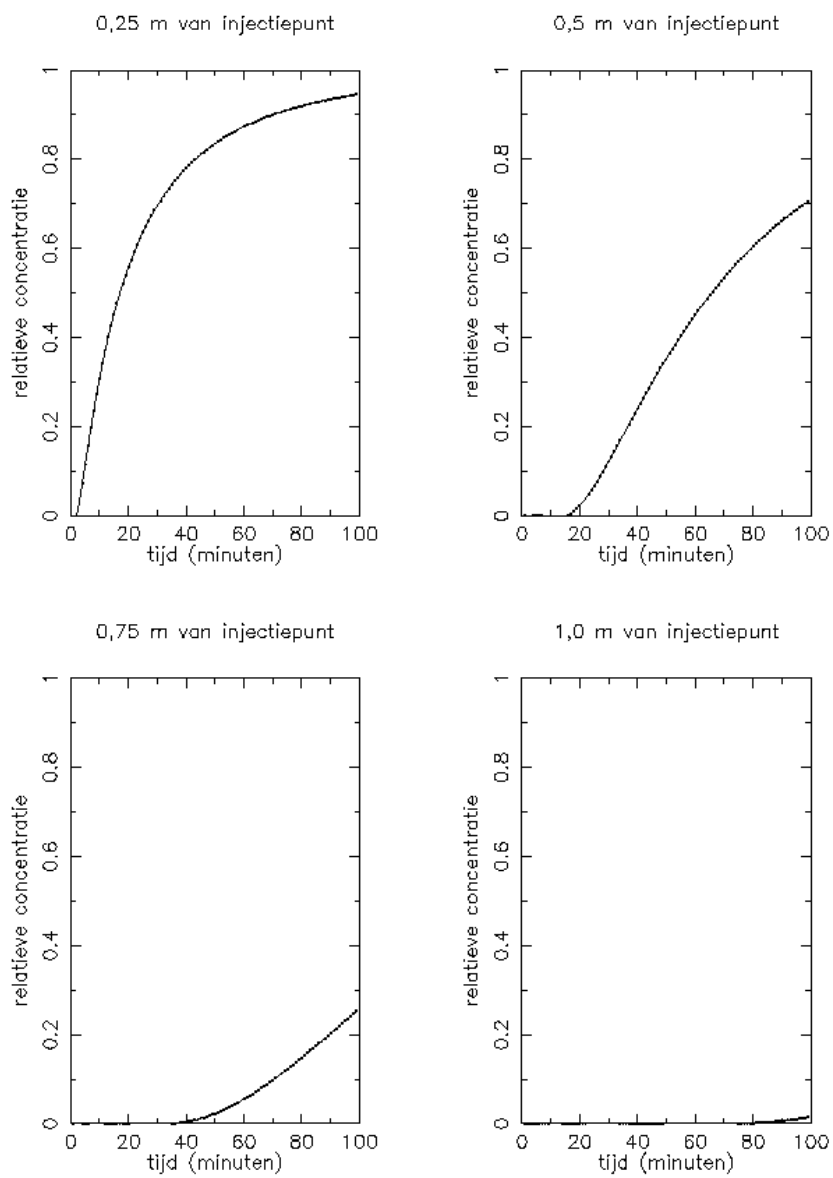


Fig. E9. Doorbraakcurven gevoeligheidsanalyse run 8.

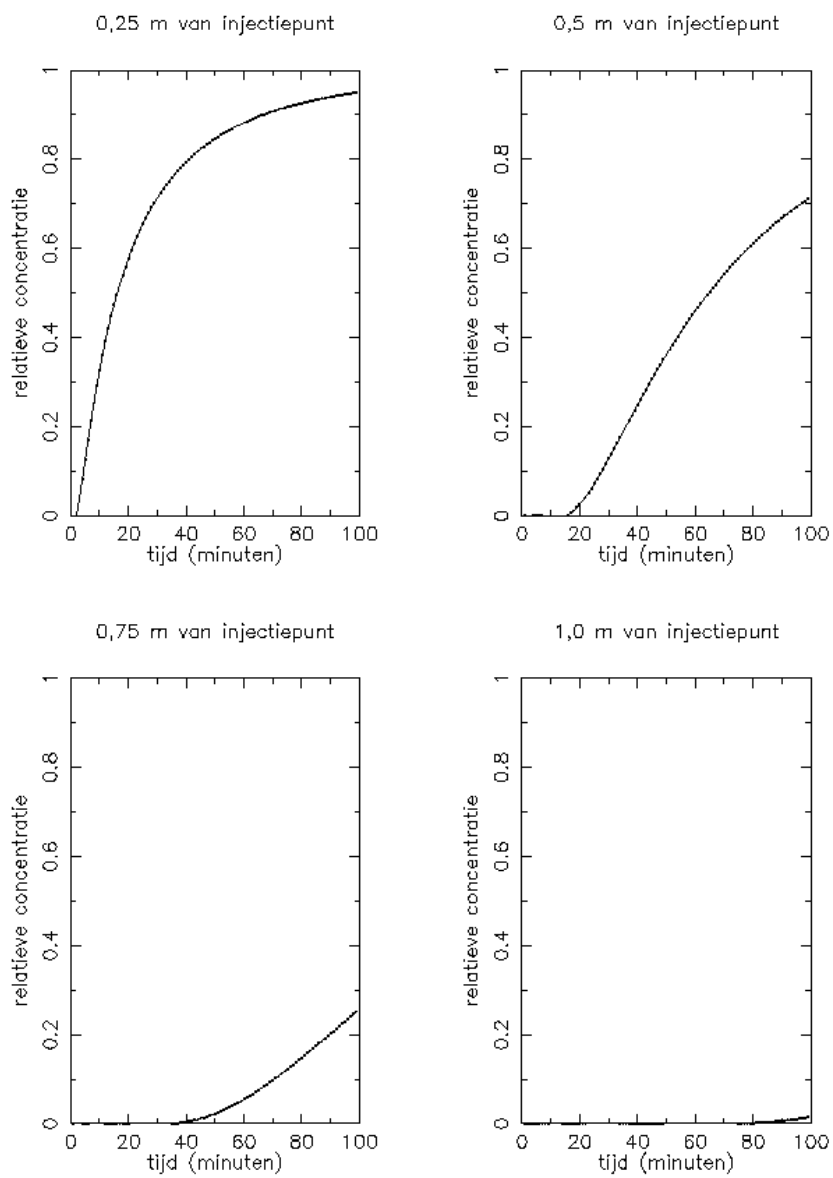


Fig. E10. Doorbraakcurven gevoeligheidsanalyse run 9.

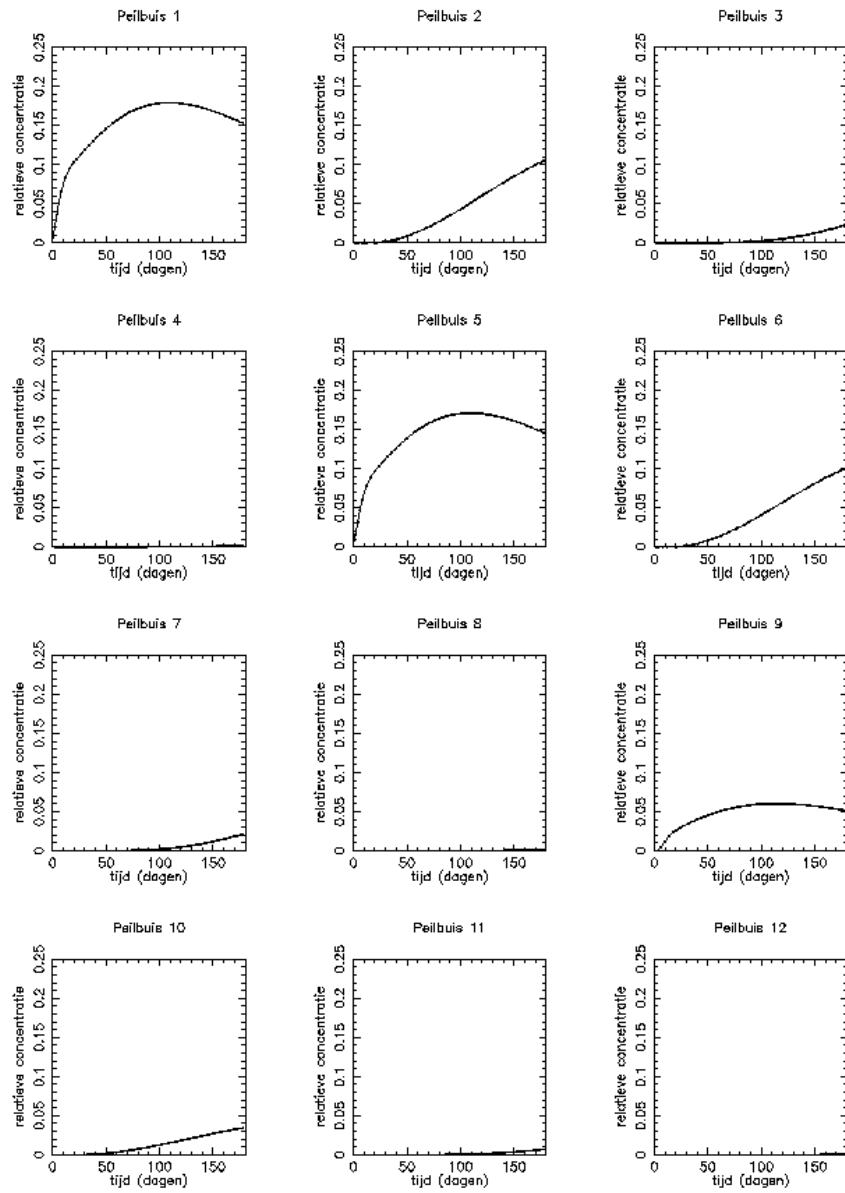


Fig. E11. Doorbraakcurven gevoeligheidsanalyse run 10.

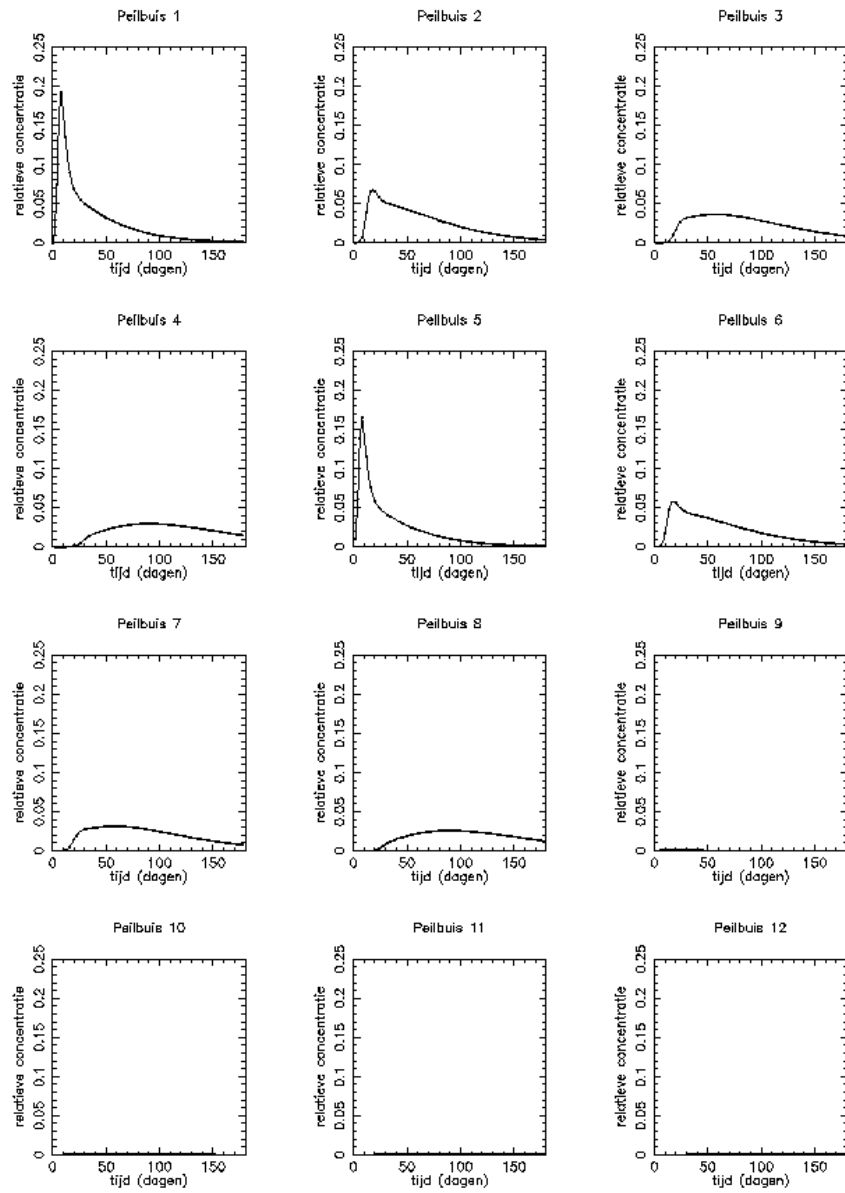


Fig. E12. Doorbraakcurven gevoeligheidsanalyse run 11.

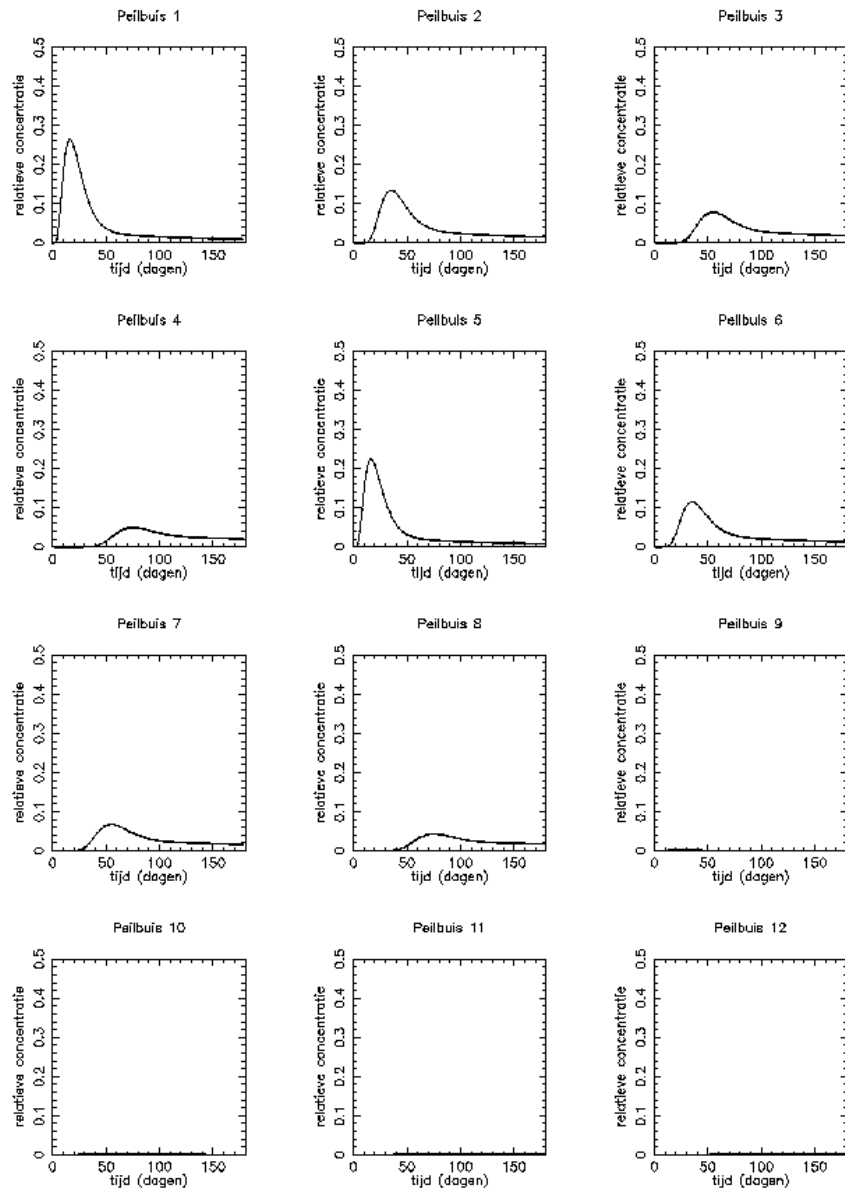


Fig. E13. Doorbraakcurven gevoeligheidsanalyse run 12.

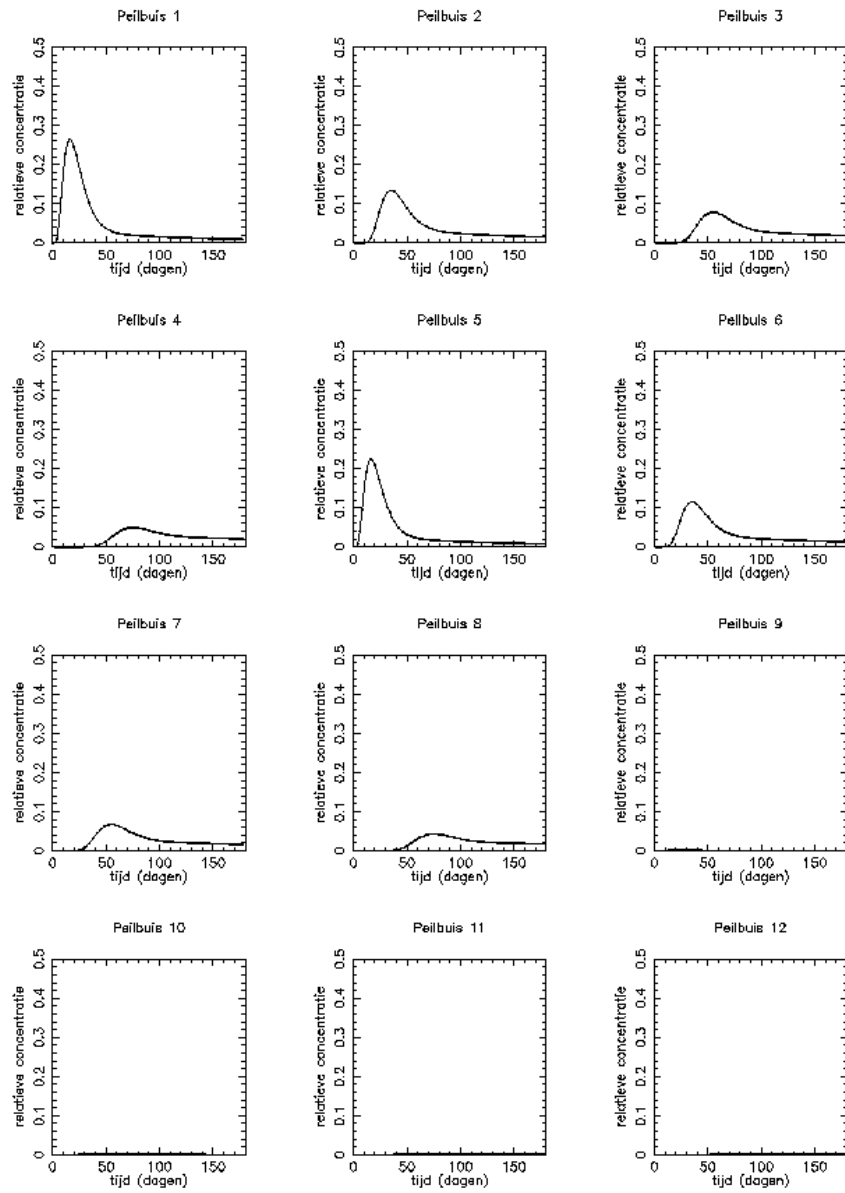


Fig. E14. Doorbraakcurven gevoeligheidsanalyse run 13.

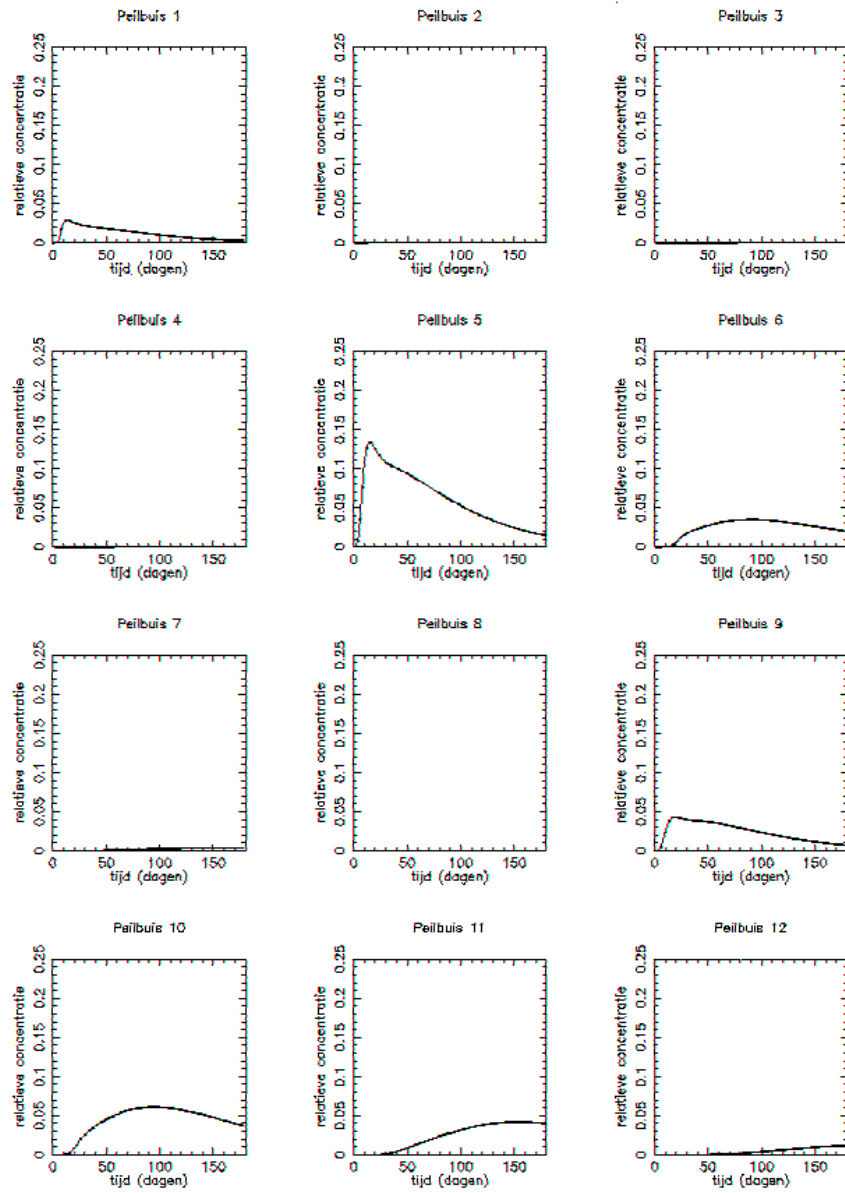


Fig. E15. Doorbraakcurven gevoeligheidsanalyse run 14.

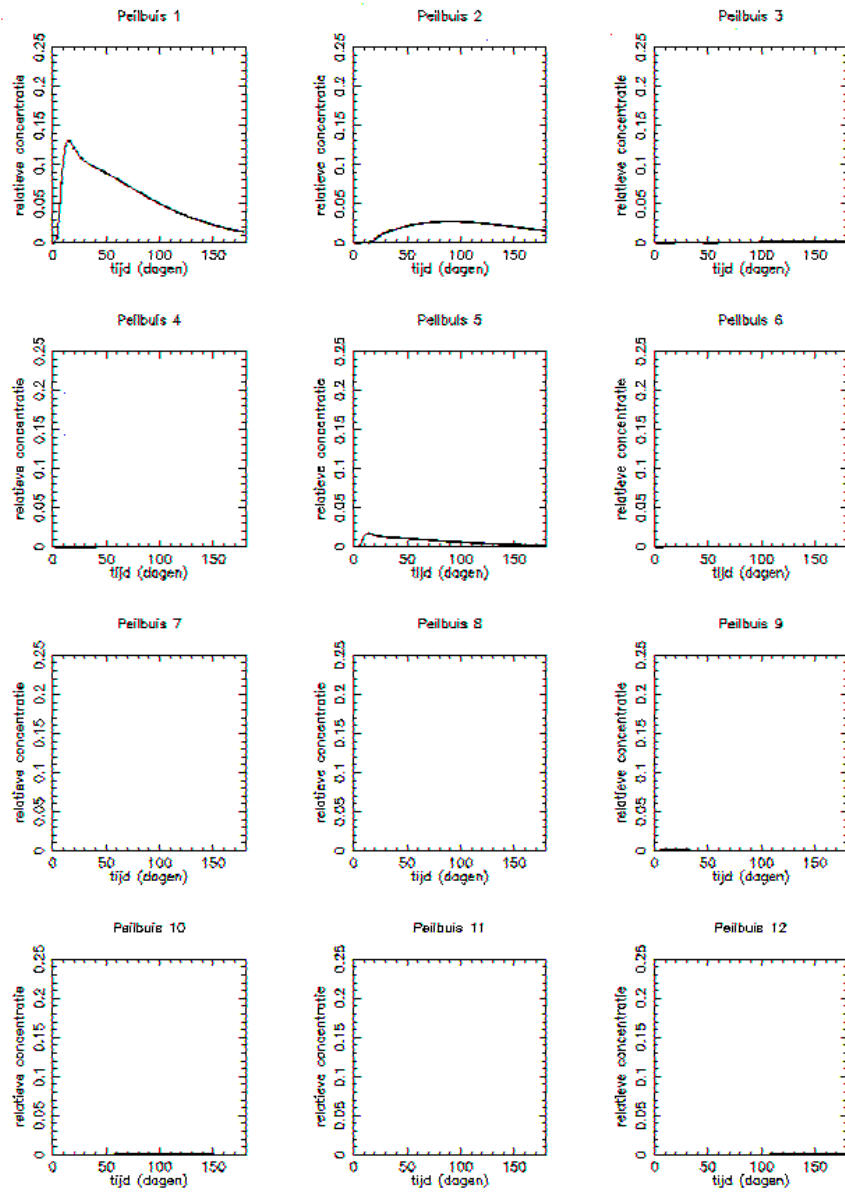


Fig. E16. Doorbraakcurven gevoeligheidsanalyse run 15.

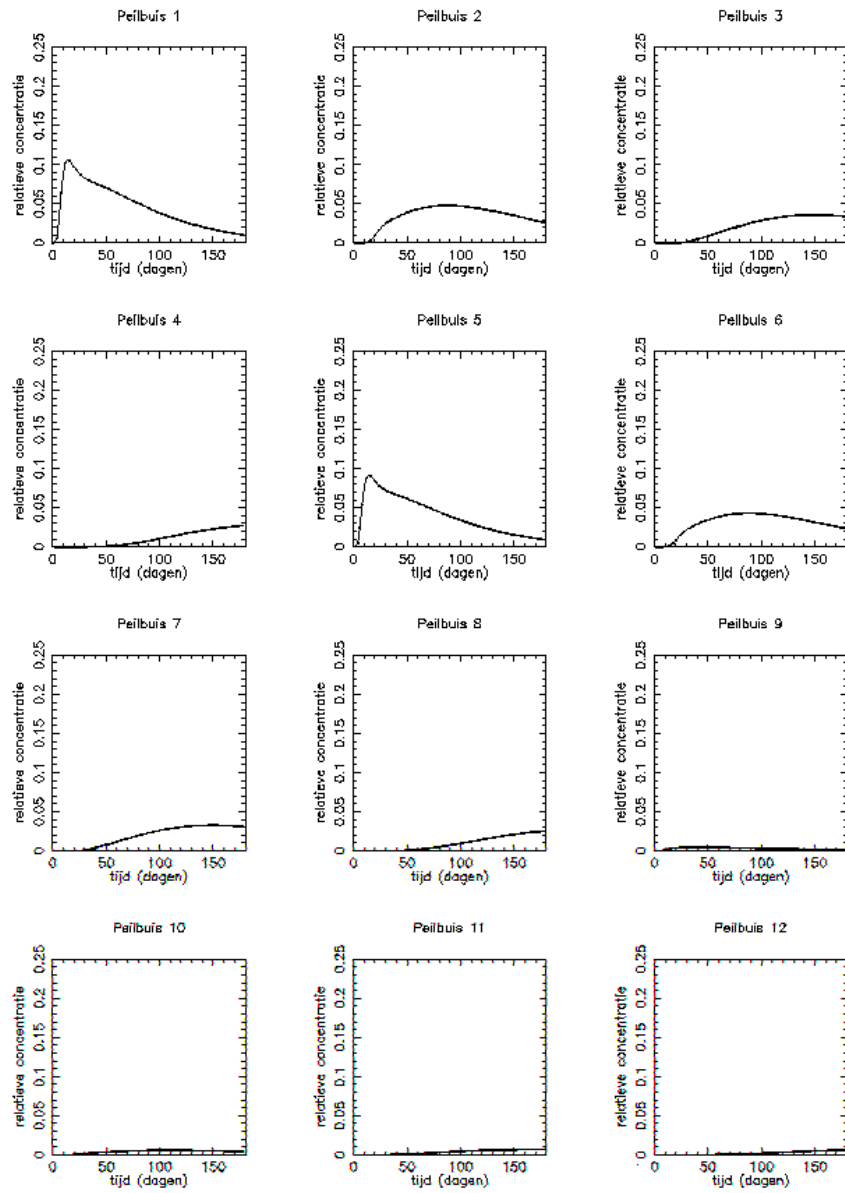


Fig. E17. Doorbraakcurven gevoeligheidsanalyse run 16.

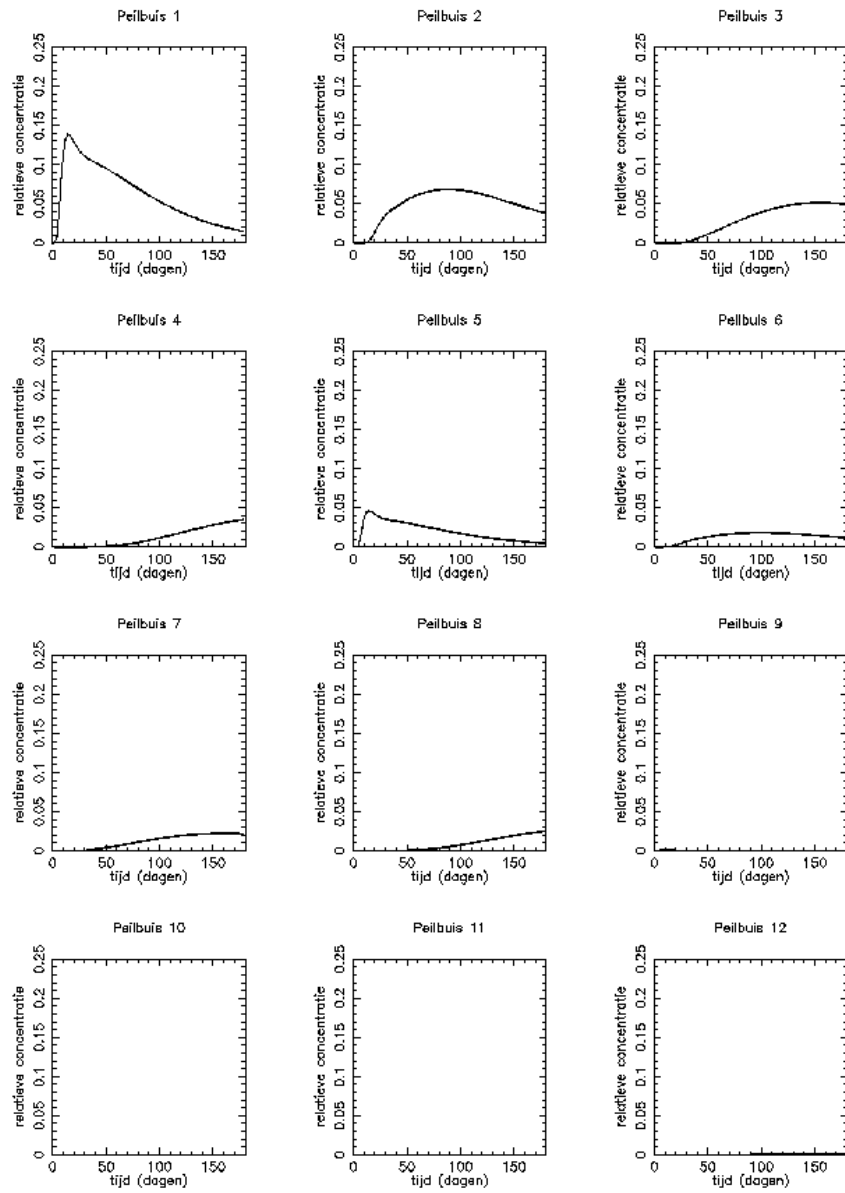


Fig. E18. Doorbraakcurven gevoeligheidsanalyse run 17.

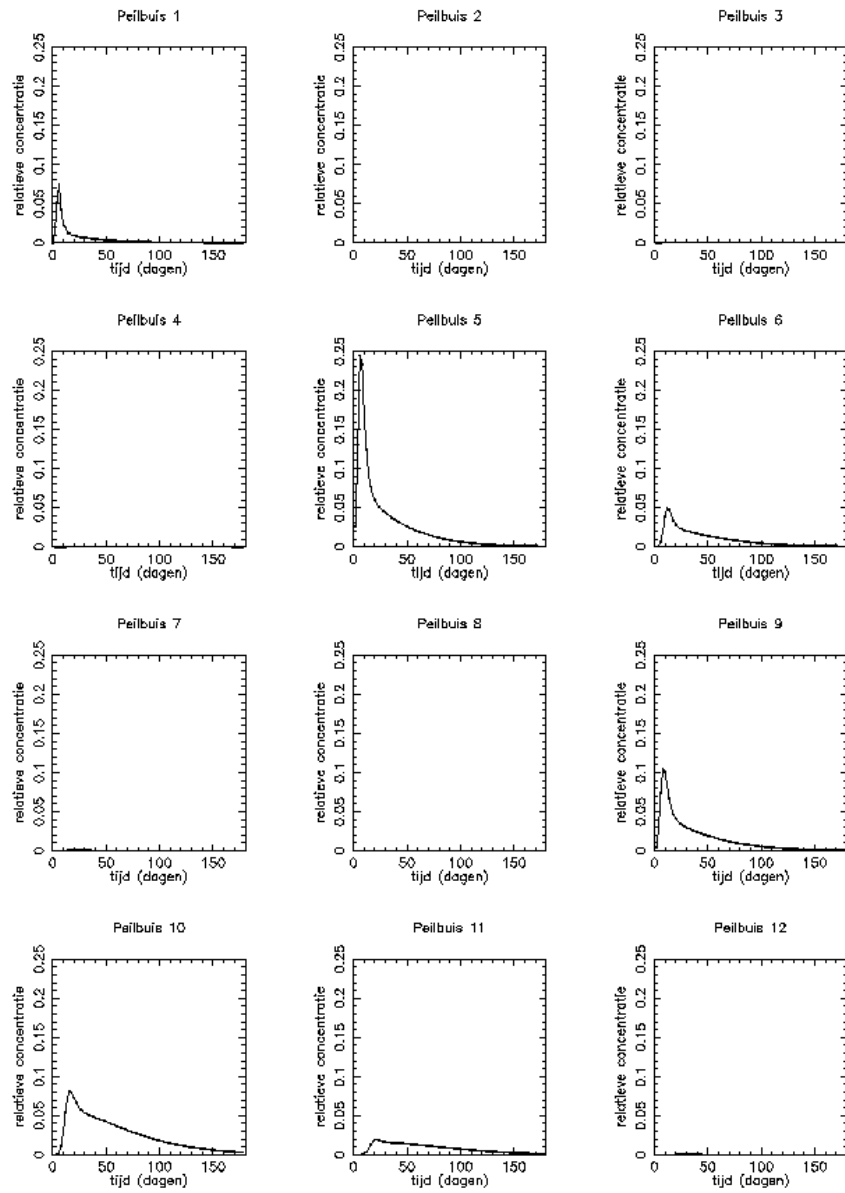


Fig. E19. Doorbraakcurven gevoeligheidsanalyse run 18.

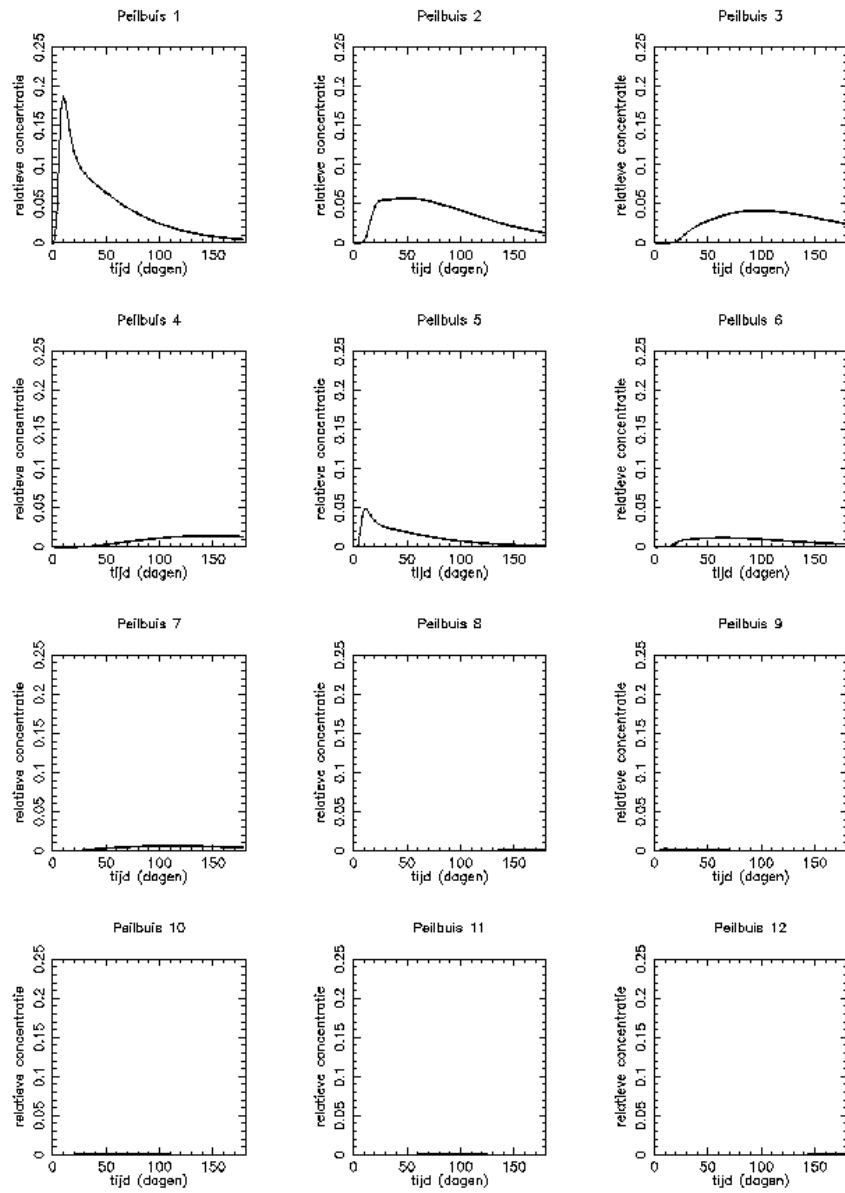


Fig. E20. Doorbraakcurven gevoeligheidsanalyse run 19.

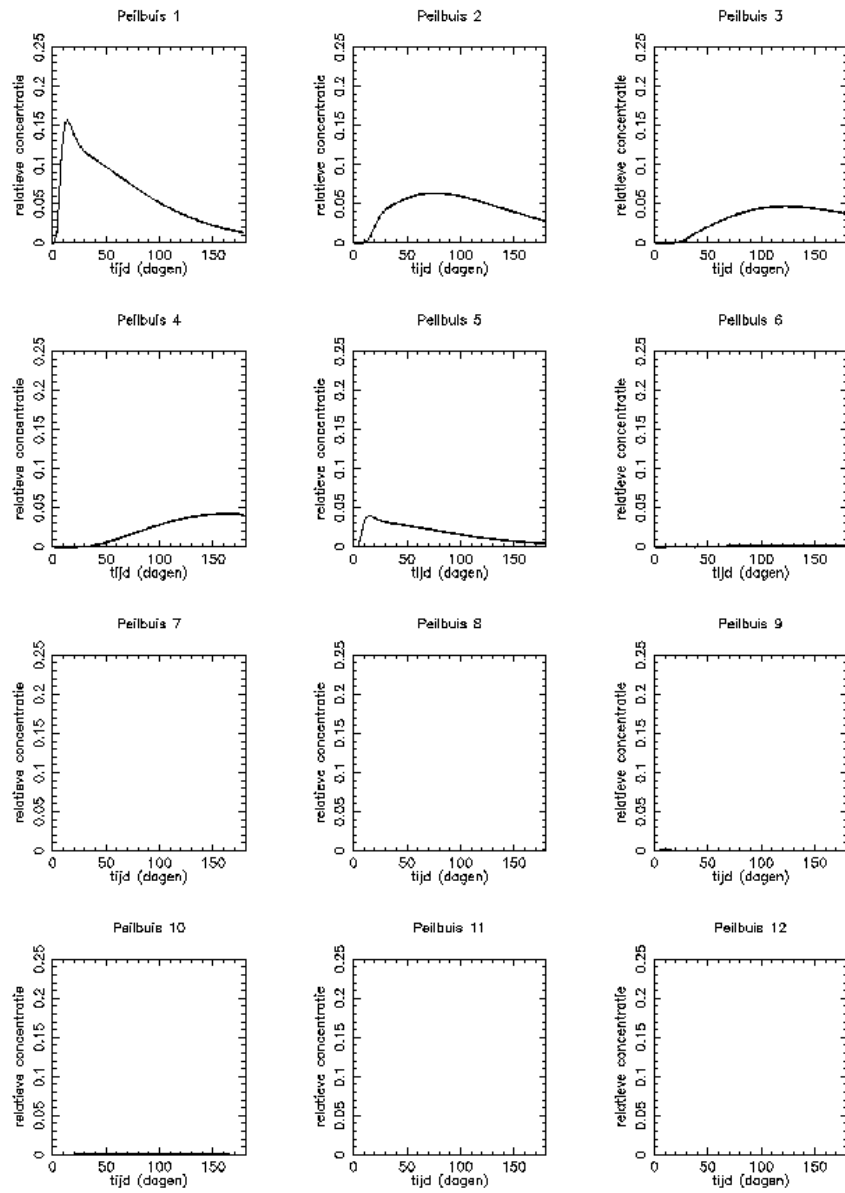


Fig. E21. Doorbraakcurven gevoeligheidsanalyse run 20.

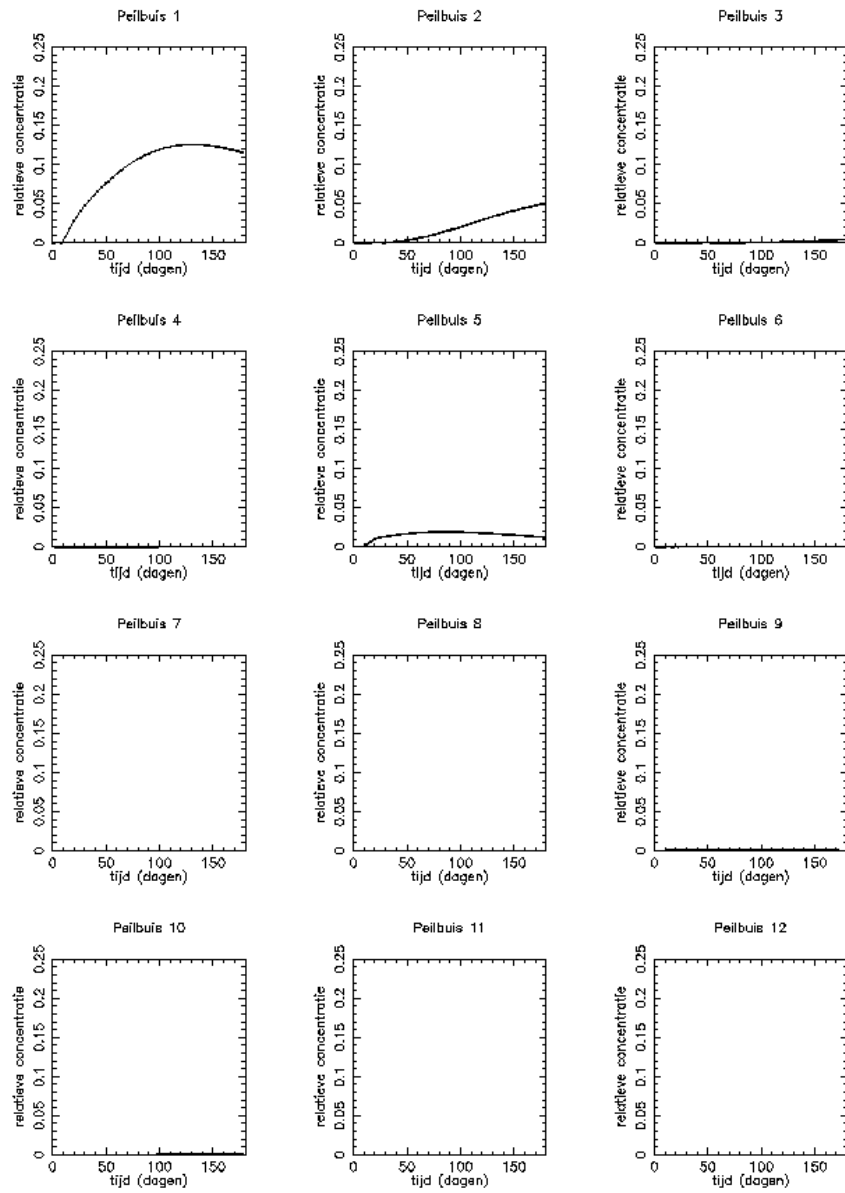


Fig. E22. Doorbraakcurven gevoeligheidsanalyse run 21.

BIJLAGE F

ANALYSERESULTATEN MONITORING

MODELLERING HULPSTOFFEN TIJDENS INJECTIE

Modelopzet

Het injectieschema zoals dat tijdens de injectie met manchetknopen is toegepast is weergegeven in figuur G1. Op elke diepte is steeds 77 l geïnjecteerd.

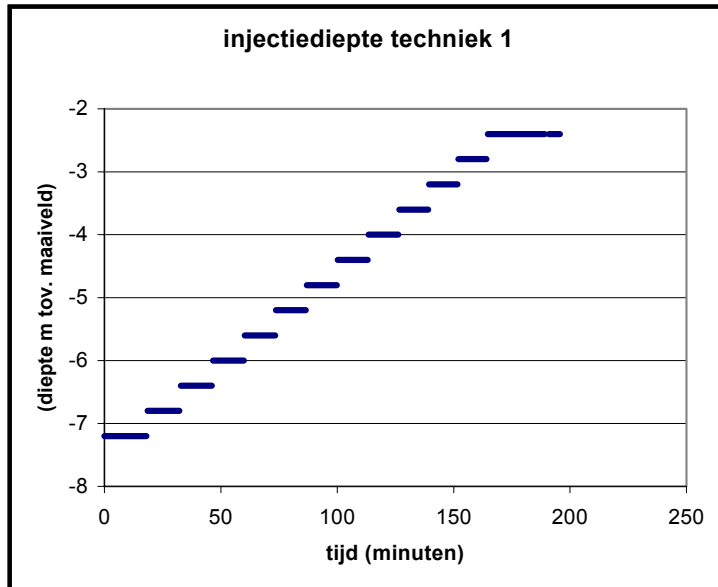


Fig. G1. Injectieschema van techniek 1.

Het is echter niet duidelijk hoe de stroming in de peilbuizen is geweest. Heeft er verticale stroming in de peilbuis plaatsgevonden en heeft dat gevolgen gehad voor de gemeten EGV-waarde? Daarom wordt ervan uitgegaan dat, indien er een doorbraak van de EGV-waarde gesignaleerd wordt, dit representatief is voor de diepte waarop geïnjecteerd wordt. Indien op deze diepte de peilbuis geen filter heeft, wordt de diepte genomen waarop het filter van de peilbuis begint.

Het model is opgebouwd uit een netwerk van 25 bij 25 bij 15 knooppunten. De afstand tussen de knooppunten in horizontale richting is 8,33 cm en is 40 cm in de verticale richting. De totale dimensie van het domein bestaat uit 2 m bij 2 m bij 5,6 m. De bovenkant van het model wordt verondersteld op 2,0 m–mv.

Een bovenaanzicht en zijaanzicht van het model, met de ligging van de injectiepunten is weergegeven in figuur G2.

De injecties op de verschillende diepten zijn gemodelleerd als opeenvolgende stressperioden, waarbij de grondwaterstroming als steady state wordt berekend.

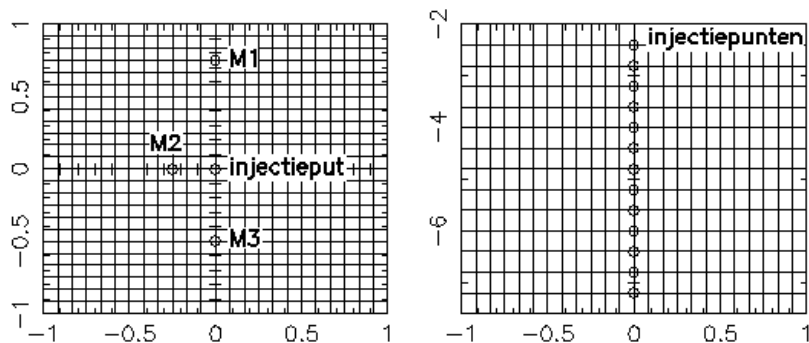


Fig. G2. Boven (links) en zijaanzicht (rechts) model.

Techniek 1

Voor injectietechniek 1 begint de injectie op een diepte van 7,2 m–mv en gaat vervolgens in 12 sprongen van 40 cm omhoog tot 2,4 m–mv. Voor het model wordt aangehouden dat per injectie-punt $1/13 \text{ m}^3$ wordt geïnjecteerd en gedurende 14,3 minuten.

Om vooraf een redelijk goede fit van de gemeten doorbraken te krijgen, zijn de volgende parameters voor het gehele domein met de hand aangepast.

Tabel G1. A-priori schatting van ruimtelijk constante modelparameters.

Parameter	Beginschatting
Longitudinale dispersiviteit	0,1 m
Mobiele porositeit	0,30
Immobiliteit	0,01
Uitwisselingscoëfficiënt	$5,0 \text{ dag}^{-1}$

Techniek 2

Voor injectietechniek 2 begint de injectie op een diepte van 2,5 m–mv en gaat vervolgens in 10 sprongen van 50 cm omlaag tot 7,5 m–mv. Voor het model wordt aangehouden dat per injectie-punt $1/11 \text{ m}^3$ wordt geïnjecteerd gedurende 18 minuten.

De a-priori gekozen modelparameters zijn gelijk aan de schattingen gebruikt bij techniek 1 (zie tabel G1).

Met behulp van de EGV-metingen worden de gemeten concentraties in de peilbuizen bepaald. Deze worden vervolgens ingevoerd in het inverse model. Met behulp van het inverse model zijn de doorbraakcurven vervolgens zo goed mogelijk gefit.

Vergelijking resultaten injectiemodel met monitoring

Met behulp van het inverse model zijn de doorbraakcurven van de EGV zo goed mogelijk gefit.

Techniek 1

De resulterende doorbraakcurven zijn weergegeven in figuur G3.

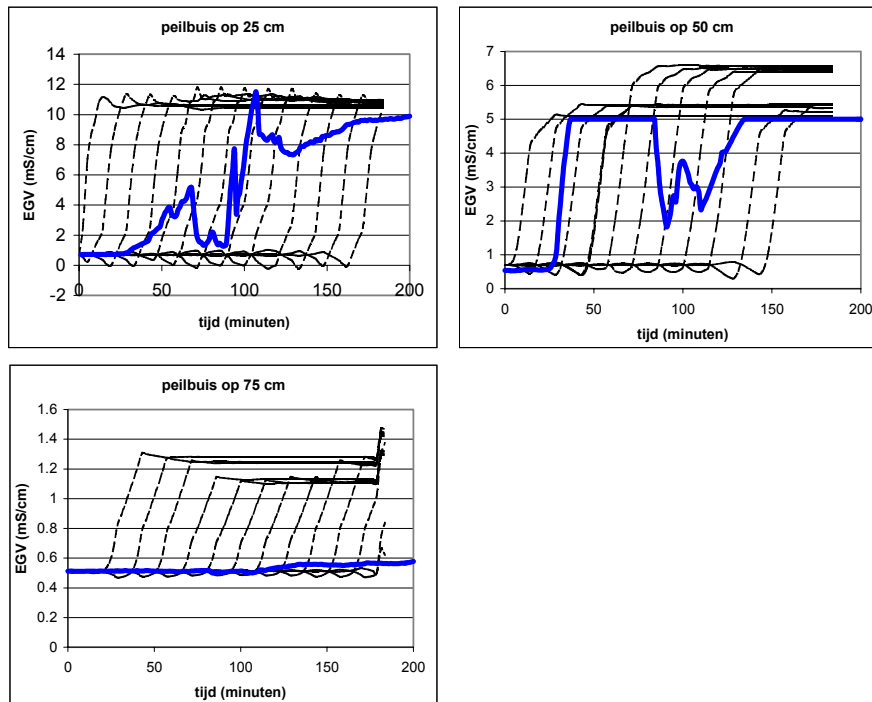


Fig. G3. Doorbraakcurven na inverse modellering (in blauw de gemeten waarden, in zwart de berekende doorbraakcurven op verschillende diepten (links is op 7,2 m–mv, olopend met stappen van 0,4 m tot aan 2,4 m–mv (rechts))).

Door uit de berekende doorbraken een samengestelde doorbraakcurve te maken door steeds vanuit hoger liggende doorbraakcurven de concentratiewaarden te nemen, is het mogelijk om een goed gelijkende fit met de gemeten doorbraken te krijgen (zie figuur G4).

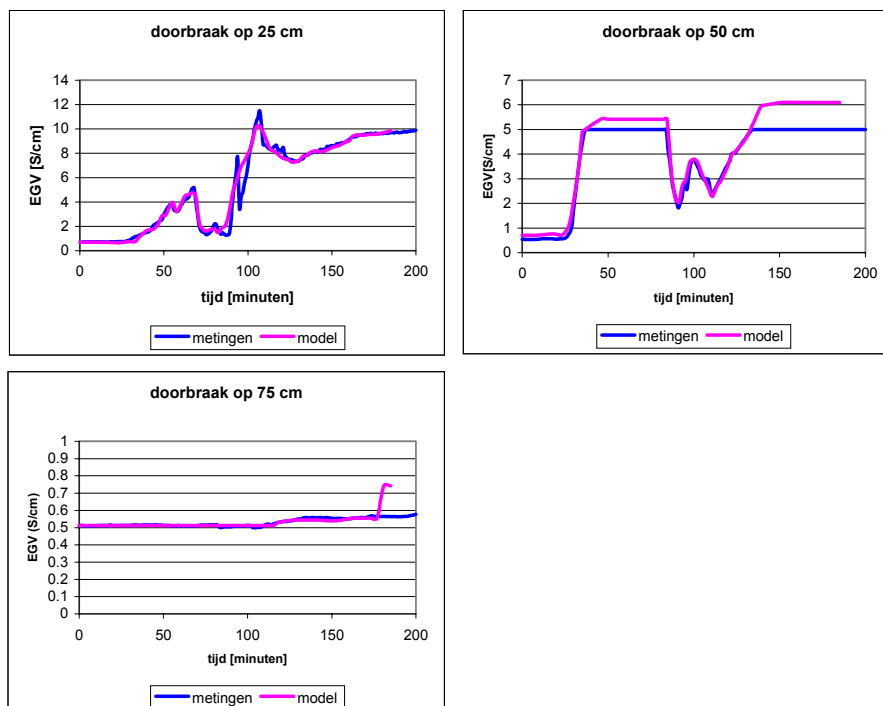


Fig. G4. Doorbraakcurven na inverse modellering (gemeten en samengestelde doorbraakcurven).

Deze samengestelde doorbraakcurve behoeft echter niet de waarheid te zijn, maar is slechts een mogelijke verklaring voor de gemeten doorbraakcurven. De gemeten doorbraken zijn te complex om eenduidig te kunnen modelleren.

De inverse modellering geeft naar verwachting wel een redelijk goede schatting van de uiteindelijke concentratieverdeling aan het einde van de injectie. Deze uiteindelijke verdeling van de concentraties aan het einde van de injectie zijn weergegeven in figuur G5.

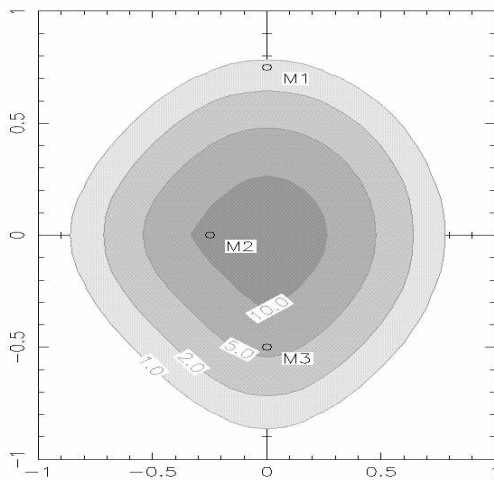


Fig. G5. Verdeling van EGV (mS/cm) aan het einde van de injectie op 4,8 m-mv.

De posteriorschattingen van de ruimtelijk verdeelde parameters (doorlatendheid en porositeit) zijn vrijwel exact gelijk aan de a-priori-schattingen (afwijkingen maximaal 3%).

De schattingen van de parameters die niet ruimtelijk variëren zijn weergegeven in tabel 16.

Tabel G2. Parameterschatting voor en na inverse modellering.

Modelparameter	Vóór inverse modellering	Na inverse modellering
Longitudinale dispersiviteit	0,10	0,18
Transversale dispersiviteit (horizontaal)	0,03	0,03
Transversale dispersiviteit (verticaal)	0,01	0,01
Immobiliteit	0,01	0,01

Hieruit blijkt, dat de longitudinale dispersiviteit bijna is verdubbeld terwijl de andere parameterschattingen niet zijn veranderd.

Techniek 2

Voor techniek 2 worden de resulterende doorbraakcurven na inverse modellering weergegeven in figuur G6.

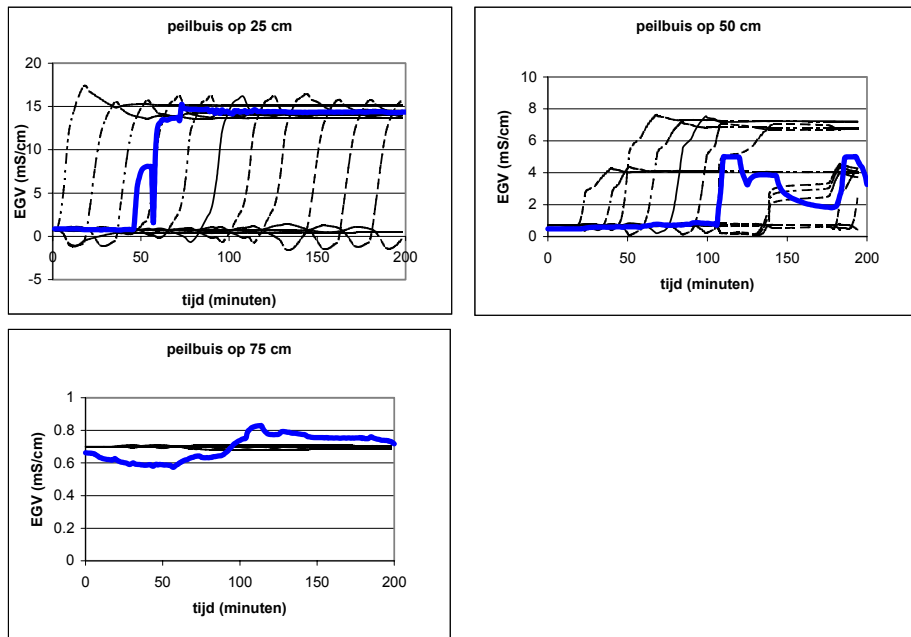


Fig. G6. Doorbraakcurven na inverse modellering (in blauw de gemeten waarden, in stippellijn de berekende doorbraakcurven op verschillende diepten (links is op 7,5 m–mv, oplopend met stappen van 0,5 m tot aan 2,5 m–mv (rechts))).

Door uit de berekende doorbraken een samengestelde doorbraakcurve te maken door steeds vanuit dieperliggende doorbraakcurven de concentratie-waarden te nemen, is het ook bij deze injectie mogelijk om een goed gelijkende fit met de gemeten doorbraken te krijgen (zie figuur G7).

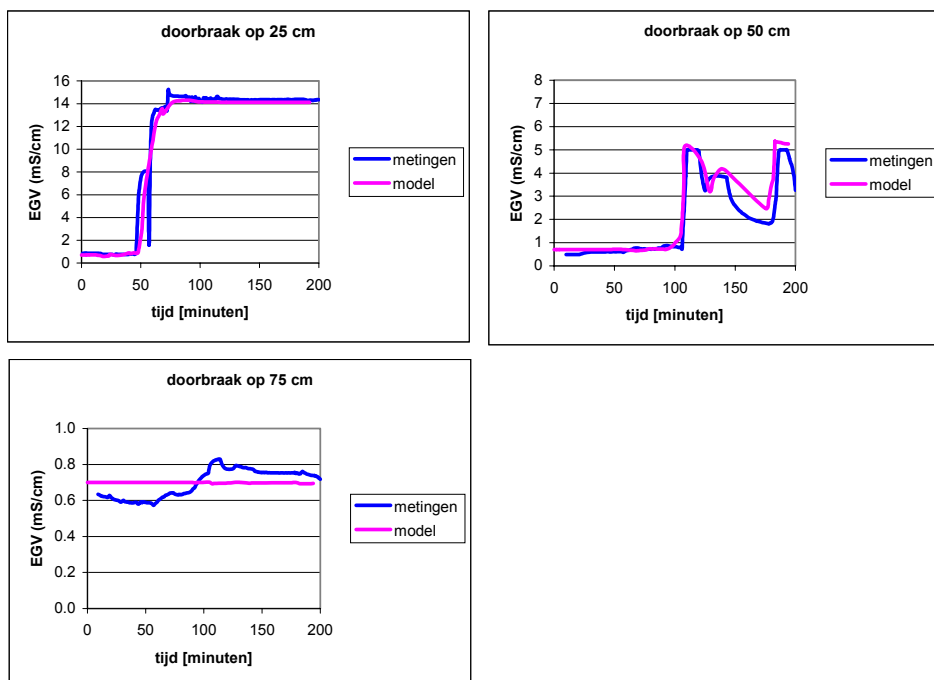


Fig. G7. Doorbraakcurven na inverse modellering (gemeten en samengestelde doorbraakcurven).

Hier geldt uiteraard ook dat de samengestelde doorbraakcurve niet gelijk aan de waarheid hoeft te zijn. Het is slechts een mogelijke verklaring voor de gemeten doorbraakcurven. De gemeten doorbraken zijn ook hier te complex om eenduidig te kunnen modelleren.

De inverse modellering geeft echter wel een goede schatting van de uiteindelijke concentratieverdeling aan het einde van de injectie. Deze uiteindelijke verdeling van de concentraties aan het einde van de injectie zijn weergegeven in figuur G8.

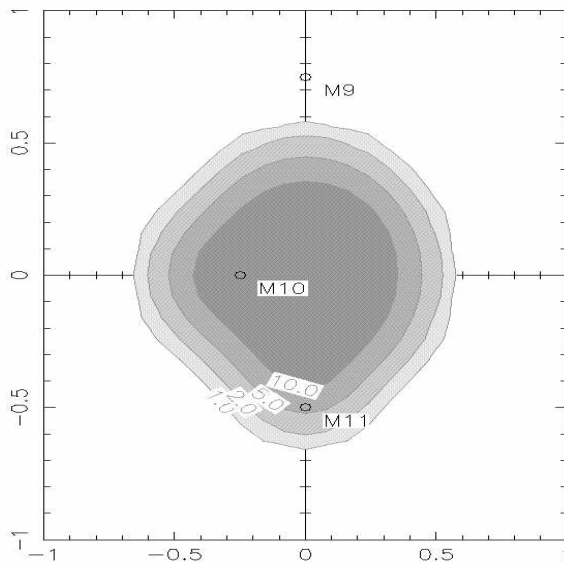


Fig. G8. Verdeling van EGV (mS/cm) aan het einde van de injectie op 5,0 m-mv.

De posteriorschattingen van de ruimtelijk verdeelde parameters (doorlatendheid en porositeit) wijken niet erg af van de a-priori schattingen (afwijkingen maximaal 16% voor de doorlatendheid en 2,5% voor de porositeit).

De schattingen van de parameters die niet ruimtelijk variëren zijn weergegeven in tabel G3.

Tabel G3. Parameterschatting voor en na inverse modellering.

Modelparameter	Voor inverse modellering	Na inverse modellering
Longitudinale dispersiviteit	0.10	0.04
Transversale dispersiviteit (horizontaal)	0.03	0.03
Transversale dispersiviteit (verticaal)	0.01	0.01
Immobiele porositeit	0.01	0.01

Hieruit blijkt dat alleen de longitudinale dispersiviteit ruim is gehalveerd, terwijl de andere parameterschattingen niet zijn veranderd.

Modellering tweede injectie van techniek 1

De eerste injectietechniek is in augustus 2001 een tweede maal uitgevoerd, waarbij wederom is gemonitord. Het grootste verschil is dat er met minder hulpstoffen (met name suiker) is geïnjecteerd.

Indien voor deze tweede injectie wederom de samengestelde doorbraakcurven worden gemaakt op exact dezelfde wijze als tijdens de eerste injectie kunnen de modelresultaten wederom worden vergeleken met de monitoring. De samengestelde doorbraakcurven en de monitoringsresultaten worden weergegeven in figuur G9.

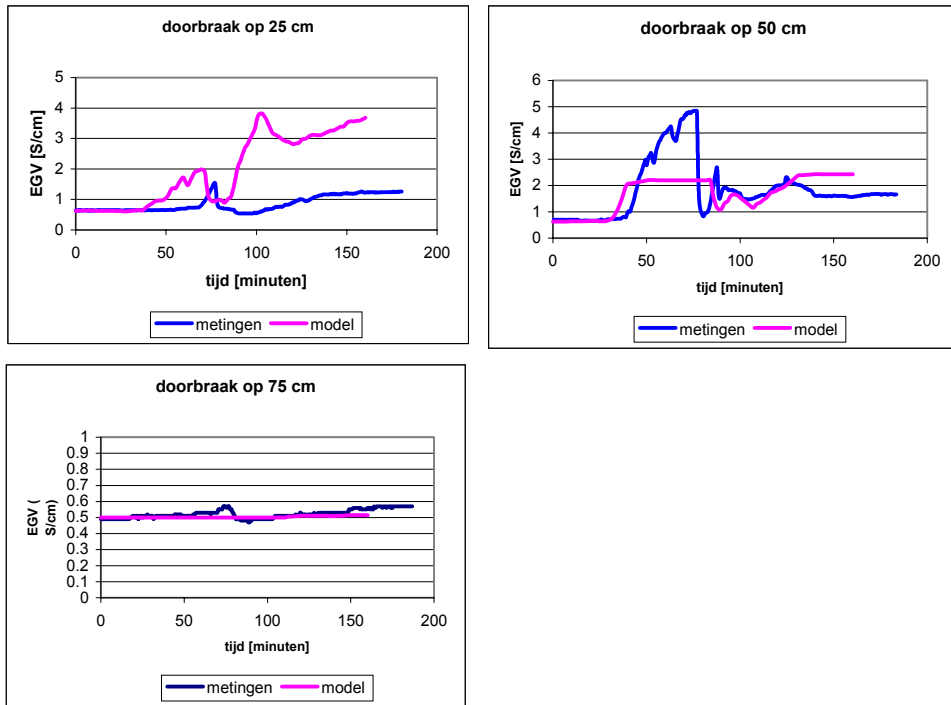


Fig. G9. Samengestelde en gemeten doorbraken tijdens de 2^e injectie van techniek 1.

Uit deze doorbraakcurven blijkt, dat de berekende en gemeten doorbraak-curven op verschillende tijdstippen doorbraken vertonen en ook andere maxima bereiken. Uit de monitoring in de peilbuis op 25 cm wordt nu slechts tot ongeveer 30% van de EGV van het geïnjecteerde water gemeten, terwijl het model ongeveer 80% verwacht en die ook tijdens de eerste injectie is gemeten.

BIJLAGE H

MODELLERING NA INJECTIE

Monitoring en analyse strategie

Voordat de injectie is uitgevoerd is een modelvoorspelling gemaakt hoe de geïnjecteerde hulpstoffen en tracers zich zullen verspreiden (zie paragraaf 2.3).

Voor de grondwatermonitoringsrondes is voorgesteld om deze op ongeveer 10, 20, 30, 45, 60, 90, 130 en 180 dagen na de injectie uit te voeren. Tijdens de analyse is het raadzaam om eerst de bovenstroomse monsters te analyseren en indien deze een doorbraak vertonen ook de stroomafwaarts gelegen monsters te analyseren. Indien de eerste peilbuis nog geen doorbraak vertoont, kunnen zo kosten worden bespaard.

Afhankelijk van de resultaten van de analyse kan het wenselijk zijn om het monitoringsschema bij te stellen (het zogenaamde cyclisch bijsturen van de monitoring).

Echter, doordat niet alle bodemparameters exact bekend zijn, bevatten de modelvoorspellingen onzekerheden. Hiermee is bij het opstellen van het monitoringsschema rekening gehouden. In peilbuizen waar mogelijk een doorbraak werd verwacht, werden monsters genomen. Echter niet alle monsters werden direct geanalyseerd, maar er werd een selectie uit de genomen monsters gemaakt, waarbij gekeken werd of deze monsters zeer waarschijnlijk een doorbraak zouden geven. Vervolgens is in een later stadium, toen de eerste analyseresultaten bekend waren, besloten of de andere monsters ook geanalyseerd dienden te worden.

Bijvoorbeeld indien twee monsters tijdens dezelfde monitoringsronde zijn genomen en het bovenstroomse monster vertoont geen doorbraak, valt niet te verwachten dat het benedenstroomse monster dat wel zal vertonen en is het raadzaam om het analysebudget aan andere monsters te besteden. Een ander voorbeeld is een monster dat genomen is in een peilbuis, waaruit op een later tijdstip een ander monster is genomen en waaruit bleek dat er op dat latere tijdstip nog geen doorbraak plaatsvond. Op eerdere tijdstippen is dan vaak geen doorbraak te verwachten.

Ook kunnen de analyseresultaten een reden zijn om het grondwatermodel tussentijds aan te passen indien duidelijk is, dat er grote verschillen zijn tussen de voorspelde en de gemeten waarde. Echter, hiertoe dient wel een duidelijk beeld te bestaan waar de verontreiniging naar toe is gestroomd, om zo een juist modelconcept te verkrijgen. Tijdens de uitvoering was het echter steeds onduidelijk waar de bulk van de tracers en hulpstoffen naar toe is gestroomd en kon het model niet goed gekalibreerd worden. Daarom is het analyseschema vastgesteld met het gezond verstand volgens de onderstaande redeneringen. In paragraaf 2.3.2 is de voorlopige monitoringsstrategie bepaald. De monitoringsdata, zoals deze zijn uitgevoerd, zijn weergegeven in onderstaande tabel. De analyseresultaten zijn weergegeven in bijlage F.

Tabel H1. Data uitgevoerde grondwater monitoring in 2000.

	Monitoringsronde										
Ronde	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Dagen	0	3	11	23	32	44	60	86	94	128	183
Datum	16, 19/6	22/6	30/6	12/7	21/7	2/8	18/8	13/9	21/9	25/10	20/12

Tabel H2. Data uitgevoerde grondwater monitoring in 2001.

	Monitoringsronde	
Ronde	11	12
Dagen	282	367
Datum	29/3	22/6

Tijdens de uitvoering is besloten om de volgende monsters te laten analyseren.

Analyseronde 1: periode van 0-23 dagen na injectie

Meting van de uitgangssituatie van de monsters van 16 en 19 juni in een aantal peilbuizen. Het doel hiervan was om te kijken of doorbraak al plaatsvindt in peilbuizen op 2 m van de injectiepunten (M4 en M12) op 12 juli.

Hieruit bleek dat er nog geen duidelijke doorbraak in de peilbuizen op 2 meter optrad en was het niet nodig om de andere peilbuizen of de peilbuizen M4 en M12 op eerdere data te laten analyseren.

Analyseronde 2: periode van 0 tot 60 dagen na injectie

Meting van de uitgangssituatie van de monsters van 16 en 19 juni 2000 in de overige peilbuizen.

Hierbij werd gekeken of er al doorbraak plaatsvond in peilbuizen M4 en M12 op 21 juli en in de peilbuizen M4, M6, M12 en M14 op 18 augustus.

Hieruit bleek dat op dat tijdstip alleen in peilbuizen M4 en M14 bromide is aangetroffen. Bovendien vertonen de verschillende doorbraken een merkwaardig gedrag. In sommige peilbuizen werd soms wel en soms geen bromide aangetroffen en de concentraties zijn over het algemeen veel lager dan wat er volgens de initiële berekening verwacht mocht worden.

Analyseronde 3: periode van 60 tot 94 dagen na injectie

Omdat in de voorafgaande analyseronde niet duidelijk was of de tracers wel langs de peilbuizen M4, M6, M12 en M14 stromen, is besloten om te kijken of op 18 augustus de tracers in peilbuizen M5, M7, M13 en M15 aangetroffen worden. Tevens is besloten om de monsters van peilbuizen M4, M6, M12 en M14 te laten analyseren voor de monitoringsronde van 13 september om te kijken of het begin van enkele doorbraken zich doorzet. Ook is besloten om op 21 september een extra monitoringsronde in te lassen om de peilbuizen op 25 cm van de injectiepunten (M2 en M10) te bemonsteren en te laten analyseren om te kijken of het grootste deel van de tracers daar nog aanwezig was.

Uit deze analyseronde bleek, dat voor de monsters van 18 augustus, alleen in peilbuis M7 ook bromide werd aangetroffen, hetgeen erop duidt dat de lokale grondwaterstromingsrichting iets anders is dan tot dan toe was aangenomen. Uit de monsters van 13 september bleek, dat in de peilbuizen M4 en M12 significant hogere bromideconcentraties (5,4 en 12 mg/l) werden gemeten. Tevens bleek dat in de peilbuizen op 25 cm van het injectiepunt de bromide verdwenen was (M2) of de concentratie laag was (M10). Het lijkt erop dat de bulk van de tracers zich verplaatst had van het injectiepunt en op dat moment vlak voor de peilbuizen (M4 en M12) op 2 m afstand van de injectiepunten lagen.

Analyseronde 4: periode van 32 tot 128 dagen na injectie

In deze ronde werd er gekeken of er doorbraken optraden op 25 oktober in M4, M6, M7, M12 en M14 en werd er gekeken of er nog tracer aanwezig was en of er al afbraak optrad in peilbuizen M3 en M11 op 50 cm van de injectiepunten.

Het was de verwachting dat de concentratie, gemeten in peilbuizen M4 en M12 op 13 september, het begin waren van een duidelijkere doorbraak.

Ook is besloten om voor peilbuis M7, die op 18 augustus doorbraak vertoonde, ook de monsters van 21 juli en 13 september te analyseren.

Uit deze analyse bleek dat de bromideconcentraties in peilbuis M4 en M12 niet hoger waren dan de vorige analyse, zodat de verwachte piekdoorbraak niet optrad. Ook de andere peilbuizen vertoonden geen significante verhoogde bromideconcentraties, terwijl in de peilbuizen M3 en M11 geen bromide meer aanwezig was. Hieruit blijkt, dat het zeer onduidelijk is waar de bromidetracer naar toe is gestroomd.

Indien we naar de afbraakproducten kijken, dan valt wel op dat in enkele peilbuizen de concentratie van CIS significant is toegenomen en dat er in sommige peilbuizen ook methaan in een significante concentratie werd aangetroffen. Dit duidt erop dat er afbraak van de chloorkoolwaterstoffen optrad.

Analyseronde 5: 183 dagen na injectie

In deze analyseronde werden alle monsters geanalyseerd die op 20 december werden genomen om een zo goed mogelijk beeld van de oorspronkelijk geplande eindsituatie te verkrijgen. Daarom werden de monsters geanalyseerd op bromide en chloorkoolwaterstoffen en op de afbraakproducten ethaan, etheen en methaan.

Analyseronde 6: periode 282-367 dagen na injectie

In deze analyseronden werden de later geplande monitoringsronden die op 29 maart en 22 juni 2001 zijn uitgevoerd, geanalyseerd. Doel van deze metingen was om te kijken of er op grotere diepte hulpstoffen, bromide of afbraakproducten te vinden zijn. Ook is gekeken in hoeverre afbraak optrad in de overige peilbuizen.

Uit de monitoring blijkt dat in de nieuw gezette peilbuizen azijnzuur werd aangetroffen. Dit duidt erop dat een gedeelte van de hulpstoffen naar beneden is weggezakt. In de peilbuizen M4, M6, M12 en M14 ondiep werd een duidelijke afname van PER aangetoond, terwijl de concentratie CIS duidelijk toenam. Deze toename is echter lager dan de afname van PER, zodat ook afbraak van CIS lijkt op te treden. De overige peilbuizen geven geen duidelijke trend, maar vertonen zeer wisselende concentraties.

Verspreiding hulpstoffen en bromide

De verspreiding na injectie geeft een gecompliceerd beeld. De totale hoeveelheid bromide die wordt teruggevonden is veel lager dan de hoeveelheid die is geïnjecteerd. Om de massa aan bromide in het meetveld te bepalen, is een representatieve diepte van 3 m per filter gesteld; er wordt verondersteld dat de pluim zich bevindt over de totale injectiediepte plus 1,2 m voor techniek 1 en 0,5 m voor techniek 2. In tabel H3 en H4 zijn de concentratiemetingen van bromide en een schatting voor de totale massa bromide weergegeven.

Uit deze berekeningen blijkt dat de totale hoeveelheid massa die wordt aangetroffen nog slechts een klein gedeelte is van de massa die is geïnjecteerd. Per injectietechniek wordt minder dan 1,4% (techniek 1) en minder dan 4% (techniek 2) teruggevonden, terwijl bijvoorbeeld tijdens de monitorings-ronden 9, 10 en 11 alle peilbuizen, behalve de 3 peilbuizen rondom het injectiefilter zijn bemonsterd. Deze 3 peilbuizen hadden toen al zeer lage concentraties. Het lijkt erop dat er massa bromide uit het veld is "verdwenen". Aangezien bromide bekend staat als conservatieve tracer (geen adsorptie en geen afbraak) is een voor de hand liggende verklaring dat een gedeelte is verdwenen door dichtheidsstroming.

Tabel H3. Gemeten bromideconcentraties en schattingen totale massa bromide in meetveld, techniek 1.

	monitorings- ronde	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
M1	Filter 4,0 - 6,0	0											
M2	Filter 4,0 - 6,0	310							0		0		0
M3	Filter 4,0 - 6,0	33								0			
M4	Filter 3,0 - 4,5			0	0		0	5,4		0	2,7	0	9,5
	Filter 5,0 - 6,5			1,2	0		0,4	0,88		0	0	4,1	0
M5	Filter 3,0 - 4,5					0	0			0	0,59	0	
	Filter 5,0 - 6,5					0				3,5	0,53	0	
M6	Filter 3,0 - 4,5					0	0		0	0,28	0	0	
	Filter 5,0 - 6,5					0	1,2		2,8	0,64	0	0	
M7	Filter 3,0 - 4,5					0			0	0	0	0	
	Filter 5,0 - 6,5			0		3,1	1,8		1,3	0,78	0,38	0	
M8	Filter 3,0 - 4,5						0			0	0	0	
	Filter 5,0 - 6,5									0	0	0	
totale massa				1,73	0,0	4,46	4,90	9,04	5,90	7,49	6,05	5,90	13,7
% recovery				0,17	0,0	0,45	0,49	0,90	0,59	0,75	0,60	0,59	1,37

Tabel H4. Gemeten bromideconcentraties en schattingen totale massa bromide in meetveld, techniek 2.

	Monitorings- ronde	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
M9	Filter 4,0 - 6,0		0										
M10	Filter 4,0 - 6,0		280							3,7		0	
M11	Filter 4,0 - 6,0		200								0		
M12	Filter 3,0 - 4,5			0	0		0	12		8,7	19	16	19
	Filter 5,0 - 6,5			0	0		0	0		0	0	0	0
M13	Filter 3,0 - 4,5					0				2,5	6,9	0	
	Filter 5,0 - 6,5					0				1	0,59	0	
M14	Filter 3,0 - 4,5					0,69	0		0	0	0	0	
	Filter 5,0 - 6,5					0,47	0		0	0	0	0	
M15	Filter 3,0 - 4,5					0				0	0	0	
	Filter 5,0 - 6,5					0				0	0	0	
M16	Filter 3,0 - 4,5									0	0	0	
	Filter 5,0 - 6,5									0	0	0	
totale massa				0,0	0,0	1,67	0,0	17,3	0,0	17,6	38,2	23,0	27,4
% recovery				0,0	0,0	0,17	0,0	1,73	0,0	1,76	3,81	2,30	2,74

Beschrijving verspreidingsmodel

De verspreiding en afbraak van de tracers en de VOCl-verontreinigingen na injectie van de bromide en de hulpstoffen is ook gemodelleerd met behulp van een invers model. Hiertoe is allereerst de verspreiding van de conservatieve tracer (bromide) zo goed mogelijk gefit. Hierbij is gebruik gemaakt van een zogenaamd 'dual porosity model', waarbij de ondergrond wordt geschematiseerd in een mobiele zone (waarin advectie en dispersie optreedt) en een immobiele zone (waarin geen advectie en dispersie optreedt), maar waartussen een langzame uitwisseling optreedt. Dit modelconcept wordt vaak gebruikt om snelle steile doorbraken en de langzame daling van het concentratieverloop (tailing) te modelleren.

Vervolgens is met behulp van de VOCl-concentratieingen de verspreiding van de hulpstoffen en de afbraakconstanten bepaald.

Aannamen

Om de complexe doorbraakcurven goed te kunnen modelleren zijn een aantal aannamen gemaakt. Allereerst is aangenomen dat metingen in dezelfde peilbuis met hetzelfde filter niet altijd representatief zijn voor hetzelfde watervolume. Deze aanname wordt gesteld door de grote fluctuatie van de bromideconcentraties in opeenvolgende monitoringsrondes en de grote lengte (3 m) van de filters. Het is namelijk onwaarschijnlijk dat de afzuiging van het watermonster steeds op dezelfde diepte heeft plaatsgevonden en dat exact hetzelfde volume grondwater is bemonsterd. Aangenomen wordt dat de hoge gemeten bromideconcentraties representatief zijn voor de concentraties in het meest mobiele gedeelte van de aquifer en dat de lage metingen meer representatief zijn voor het minst mobiele gedeelte van de aquifer.

Ten tweede wordt er aangenomen dat de grondwaterstromingsrichting en snelheid gedurende de test kan variëren. Uit het concentratieverloop in sommige peilbuizen kan dit worden gemotiveerd. Peilbuis 7 geeft aanvankelijk een snelle stijging van bromideconcentraties en daarna een gestage afname terwijl peilbuis 5 (op dezelfde afstand, maar gespiegeld ten opzichte van de as van de aangenomen stromingsrichting) pas heel laat een duidelijke doorbraak geeft. De stromingsrichting wordt niet vooraf gevarieerd over de tijd, maar tijdens het inverse model wordt het model de ruimte gegeven om de stromingsrichting en -snelheid te variëren door de randstijghoogten mee te kalibreren.

Ook is er aangenomen dat een gedeelte van de massa aan bromide (en ook de andere hulpstoffen) uit het veld is verdwenen. De verdunningsfactor voor techniek 1 is vastgesteld op 30 door de a-priori doorbraken te vergelijken met de gemeten bromideconcentraties. Voor techniek 2 is voor de bovenste helft van de aquifer een verdunningsfactor van 5 en voor de onderste een verdunningsfactor van 60 gebruikt.

Een overzicht van de a-priori schatting van de relevante modelparameters en hun mogelijk range (95% betrouwbaarheidsinterval) en de ruimtelijke correlatielengte wordt gegeven in tabel H5.

Tabel H5. A-priori statistieken voor (bromide-)modelparameter na injectie.

Parameter	A-priori gemiddelde	Range	Correlatielengte
Doorlatendheid (bovenste resp. onderste modellaag)	5 (m/d); 15 (m/d)	2,7 - 9,4 (m/d) resp. 8,1 - 28,2 (m/d)	5 (m)
Mobiele porositeit	0,04	0,021 - 0,075	5 (m)
Immobiliteit	0,26	0,014 - 0,49	-
Uitwisselingscoëfficiënt	0,01 (1/d)	0,0053 - 0,019	5 (m)
Longitudinale dispersiviteit	0,25 (m)	0,13 - 0,47 (m)	-
Horizontale transversale dispersiviteit	0,05 (m)	0,027 - 0,094 (m)	-
Verticale transversale dispersiviteit	0,01 (m)	0,0053 - 0,019 (m)	-
Stijghoogteverhang op modelrand	0,001 (-)		-
Stijghoogten op modelrand	-	+/- 0.2 (m)	0

Vergelijking resultaten verspreiding bromide

Techniek 1

Voor techniek 1 worden de doorbraakcurven na inverse modellering weergegeven in figuur H1. In deze figuur is ook de gemeten bromideconcentraties geplot, waarbij aangegeven is of ze wel (blauw) of niet (rood) zijn gebruikt tijdens de inverse modellering. In deze figuur worden zowel de concentraties in het mobiele gedeelte (zwart) als in het immobiele gedeelte (roze) geplot.

De gemodelleerde mobiele doorbraakcurven komen bij sommige doorbraken redelijk goed overeen met de gemeten doorbraken, zoals bij het diepe filter van peilbuis M7. Bij een groot aantal gemeten bromideconcentraties ligt de gemeten waarde tussen de gemodelleerde mobiele en de immobiele concentraties in. Bij een aantal metingen ligt de gemeten bromideconcentratie of boven beide gemodelleerde waarden of eronder, waarbij opgemerkt dient te worden dat de rapportagemiet voor bromide (+/- 0,5 mg/l) ook van invloed is. Er kan echter wel geconcludeerd worden, dat de verspreiding van het bromide complexer is dan de gehanteerde aannamen zoals die in het model zijn meegenomen.

Parameters en randstijghoogten

De verandering van de ruimtelijk verdeelde parameters tijdens de kalibratie bedraagt minder dan 1% en wordt derhalve niet visueel weergegeven. De ruimtelijke niet-variabele parameters worden weergegeven in tabel H6.

Tabel H6. Schatting parameters voor en na kalibratie.

Parameter	Voor kalibratie	Na kalibratie
Mobiele porositeit	0,10	0,1000
Immobiele porositeit	0,20	0,2000
Longitudinale dispersiviteit	0,25 (m)	0,2502 (m)
Horizontale transversale dispersiviteit	0,05 (m)	0,0500 (m)
Verticale transversale dispersiviteit	0,01 (m)	0,0100 (m)

Ook de aanpassing van deze waarden is minimaal.

De stijghoogteverdeling voor de vijf opeenvolgende perioden worden weergegeven in figuur H2.

De aanpassing van de stijghoogten op de rand is gering, maar al met al hebben de aanpassingen tijdens de inverse modellering wel effect gehad op de doorbraakcurven. Dit blijkt uit de verschillende doorbraken in peilbuis M5 en M7, die oorspronkelijk gelijk waren.

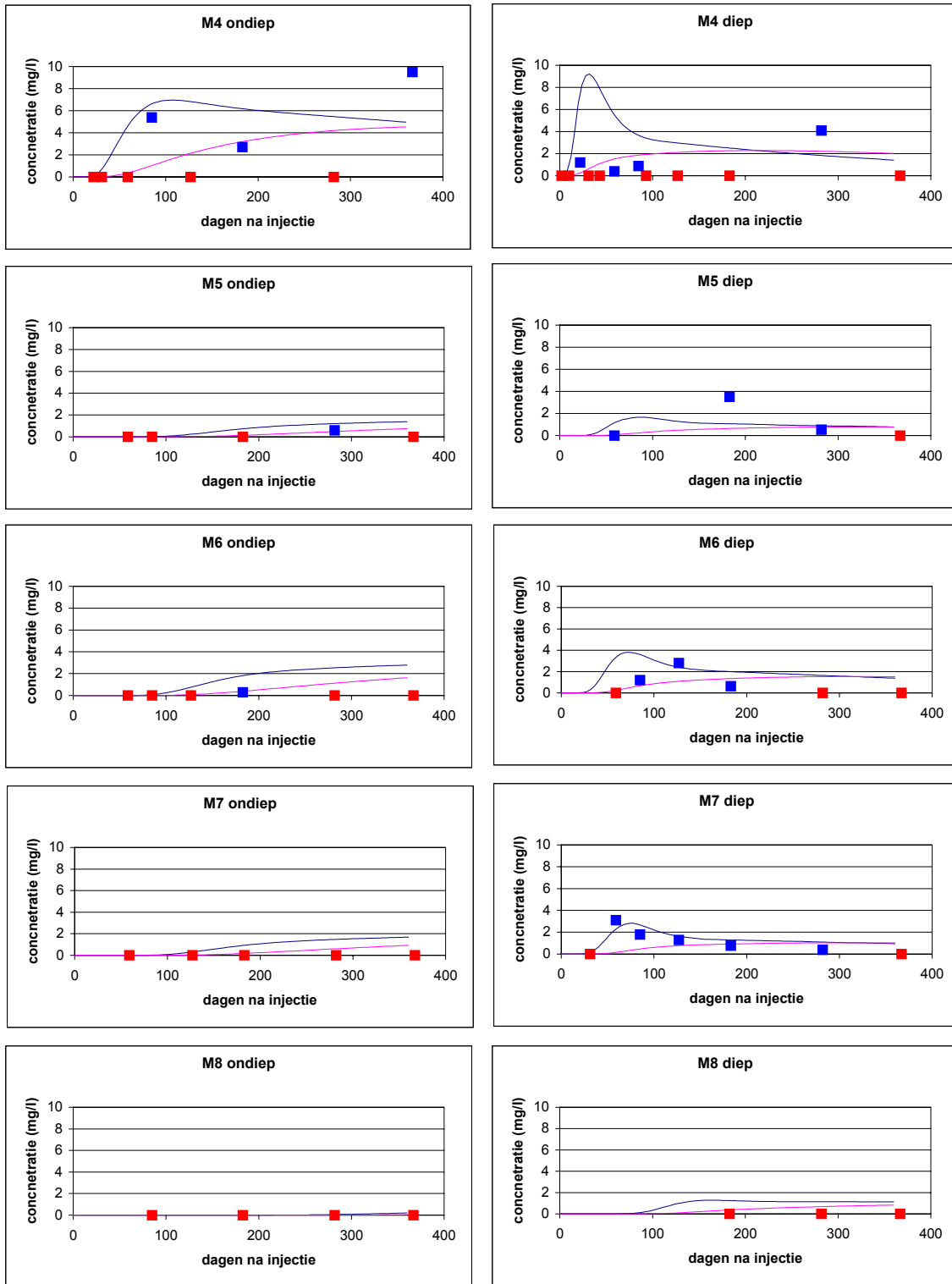


Fig. H1. Doorbraakcurven techniek 1 na inverse modellering; (zwarte curve is de mobiele concentratie; roze is de immobiele concentratie; blauw en rood zijn metingen die respectievelijk wel en niet in het inverse model zijn gebruikt).

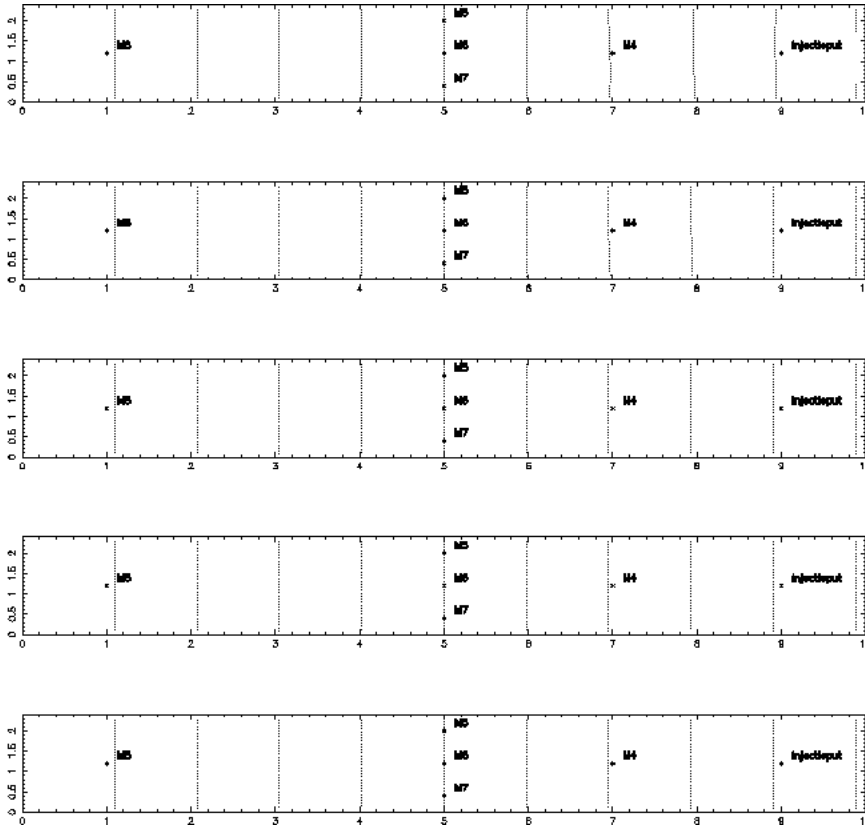


Fig. H2. Isohypsens voor de 5 aangenomen stationaire situaties (de waarden van de isohypsens liggen 1 mm uit elkaar).

Techniek 2

Voor techniek 2 worden de doorbraakcurven na inverse modellering weergegeven in figuur H3. In deze figuren zijn ook de gemeten bromide-concentraties geplott, waarbij aangegeven is of ze wel (blauw) of niet (rood) zijn gebruikt tijdens de inverse modellering.

Uit deze doorbraakcurve blijkt, dat de doorbraak in de ondiepe filters van peilbuis 12 en 13 goed wordt weergegeven. De gestage toename in het ondiepe filter van peilbuis 14 klopt echter niet met de metingen. De overige meet-waarden en ook de gemodelleerde waarden zijn onder of net boven de detectielimiet, zodat onduidelijk is in hoeverre deze modelvoorspelling reëel zijn.

Parameters en stijghoogten

De verandering van de ruimtelijk verdeelde parameters tijdens de kalibratie bedraagt minder dan 1% en wordt derhalve niet visueel weergegeven. De ruimtelijk niet-variabele parameters worden weergegeven in tabel H7.

Tabel H7. Schatting parameters voor en na kalibratie.

Parameter	Voor kalibratie	Na kalibratie
Mobiele porositeit	0,10	0,0999
Immobiele porositeit	0,20	0,2001
Longitudinale dispersiviteit	0,25 (m)	0,2502 (m)
Horizontale transversale dispersiviteit	0,05 (m)	0,04997 (m)
Verticale transversale dispersiviteit	0,01 (m)	0,0100 (m)

Ook de aanpassing van deze waarden is minimaal.

De stijghoogteverdeling in de 5 aangenomen stationaire situaties is weergegeven in figuur H4.

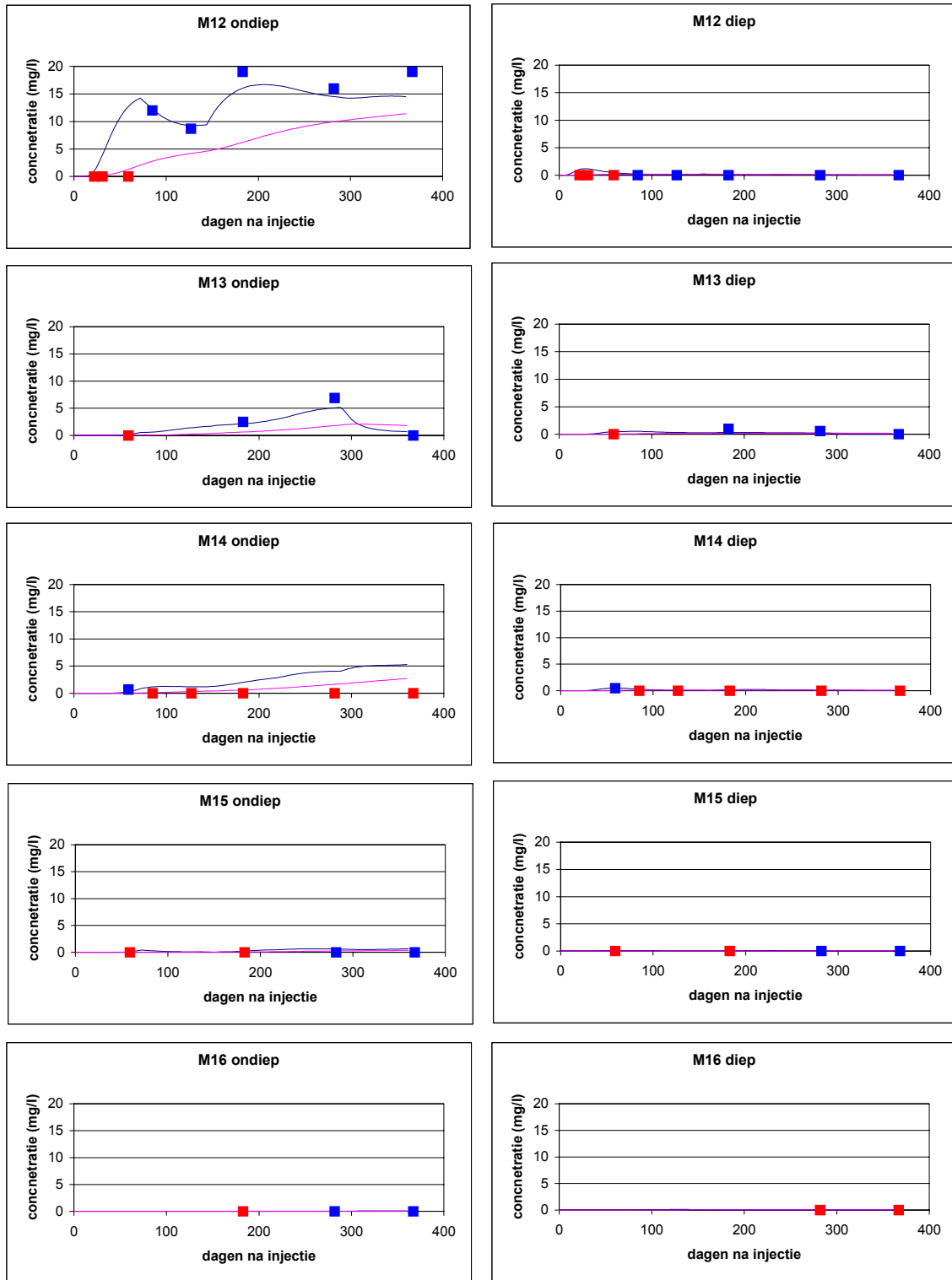


Fig. H3 Doorbraakcurven techniek 2 na inverse modellering; (zwarte curve is de mobiele concentratie; roze is de immobiele concentratie; blauw en rood zijn metingen die respectievelijk wel en niet in het inverse model zijn gebruikt).

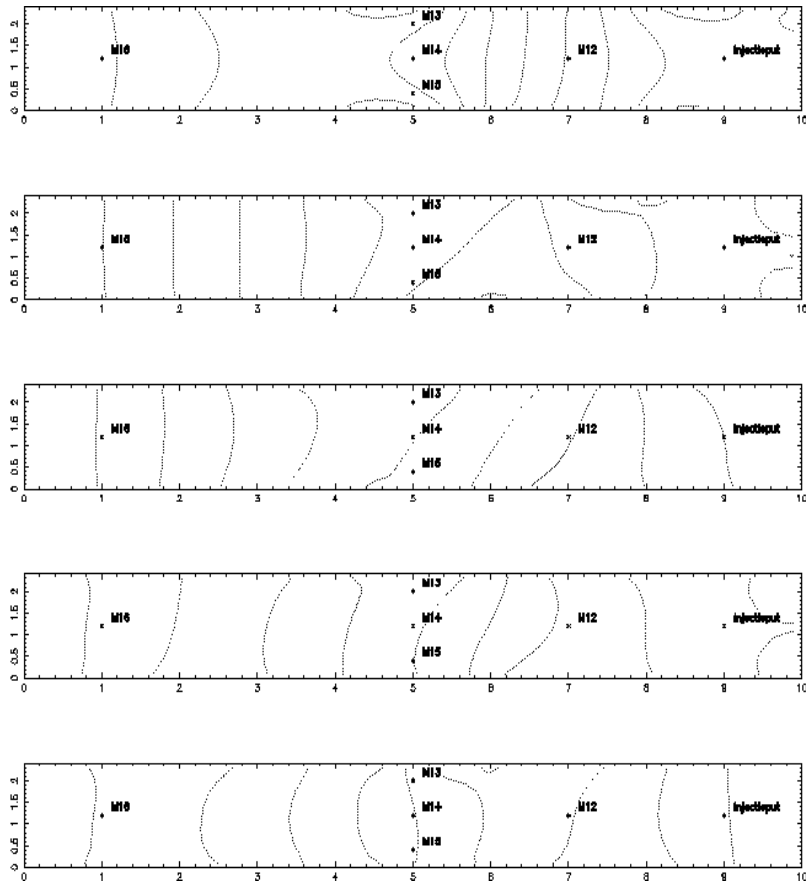


Fig. H4. Isohypsenspatroon voor de 5 aangenomen stationaire situaties (de waarden van de isohypsen liggen 1 mm uit elkaar).

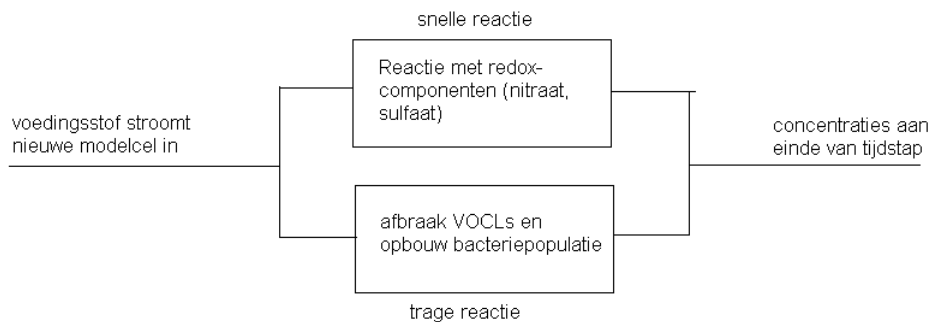
De stijghoogten zijn significant veranderd tijdens de inverse modellering. Dit is met name geschiedt om een betere doorbraak in peilbuis 13 te krijgen en geen doorbraak in peilbuis 15, zoals de metingen ook aangeven.

BIJLAGE I

MODELLERING VERSPREIDING HULPSTOFFEN EN AFBRAAK VAN VOCl'S

Beschrijving model

Met behulp van de bodemparameters zoals deze zijn bepaald met behulp van de bromidedata wordt nu de afbraak van de VOCl-pluim onder invloed van de toegevoegde voedingsstoffen gemodelleerd. De toestandsvariabelen in dit model zijn: de hulpstoffen, de redoxconditie van de bodem, de VOCl-concentraties en de bacteriepopulatie. Schematisch kan dit proces als volgt worden omschreven (zie figuur I1).



- I1. Schematisatie reactie hulpstoffen met redoxcomponenten, VOCl's en bacteriepopulatie in model.

De reactieformules voor de relatie tussen de bacteriepopulatie, de voedingsstoffen en de VOCl wordt gegeven door:

$$\frac{dPER}{dt} = -\mu_{PER} * \frac{PER}{PER + Kd_{PER}} * \frac{hulpstof}{hulpstof + Kd_{hulpstof}} * \frac{bacterie}{R_{PER}}$$

$$\frac{dTRI}{dt} = \left(-\mu_{TRI} * \frac{TRI}{TRI + Kd_{TRI}} + Y_{PER-TRI} \mu_{PER} * \frac{PER}{PER + Kd_{PER}} \right) *$$

$$\frac{hulpstof}{hulpstof + Kd_{hulpstof}} * \frac{bacterie}{R_{TRI}}$$

$$\frac{dCIS}{dt} = \left(-\mu_{CIS} * \frac{CIS}{CIS + Kd_{CIS}} + Y_{TRI-CIS} \mu_{TRI} * \frac{TRI}{TRI + Kd_{TRI}} \right) *$$

$$\frac{hulpstof}{hulpstof + Kd_{hulpstof}} * \frac{bacterie}{R_{CIS}}$$

$$\frac{dVC}{dt} = \left(-\mu_{VC} * \frac{VC}{VC + Kd_{VC}} + Y_{CIS-VC} \mu_{CIS} * \frac{CIS}{CIS + Kd_{CIS}} \right) * \frac{\text{hulpstof}}{\text{hulpstof} + Kd_{\text{hulpstof}}} * \frac{\text{bacterie}}{R_{CIS}}$$

$$\frac{dhulpstof}{dt} = \left(-Y_{PER-hulpstof} \mu_{PER} * \frac{PER}{PER + Kd_{PER}} - Y_{TRI-hulpstof} \mu_{TRI} * \frac{TRI}{TRI + Kd_{TRI}} - Y_{CIS-hulpstof} \mu_{CIS} * \frac{CIS}{CIS + Kd_{CIS}} - Y_{VC-hulpstof} \mu_{VC} * \frac{VC}{VC + Kd_{VC}} \right) * \frac{\text{hulpstof}}{\text{hulpstof} + Kd_{\text{hulpstof}}} * \frac{\text{bacterie}}{R_{\text{hulpstof}}} - Y_{redox-hulpstof} \mu_{redox} * \frac{\text{redox}}{\text{redox} + Kd_{redox}} * \frac{\text{hulpstof}}{\text{hulpstof} + Kd_{\text{hulpstof}}} * \frac{I}{R_{\text{hulpstof}}}$$

$$\frac{dredox}{dt} = \mu_{redox} * \frac{\text{redox}}{\text{redox} + Kd_{redox}} * \frac{\text{hulpstof}}{\text{hulpstof} + Kd_{\text{hulpstof}}} * \frac{I}{R_{redox}}$$

$$\frac{dbacterie}{dt} = \left(Y_{PER-bacterie} \mu_{PER} * \frac{PER}{PER + Kd_{PER}} + Y_{TRI-bacterie} \mu_{TRI} * \frac{TRI}{TRI + Kd_{TRI}} + Y_{CIS-bacterie} \mu_{CIS} * \frac{CIS}{CIS + Kd_{CIS}} + Y_{VC-bacterie} \mu_{VC} * \frac{VC}{VC + Kd_{VC}} \right) * \frac{\text{hulpstof}}{\text{hulpstof} + Kd_{\text{hulpstof}}} * \frac{\text{bacterie}}{R_{bacterie}} - k_{afbraak} * \text{bacterie}$$

Waarin: PER, TRI, CIS, VC, hulpstof, redox en bacterie de concentraties van deze stoffen zijn.

μ_{stof} is een afbraakparameter van de desbetreffende stof.

$Y_{\text{stof 1-stof 2}}$ is de stochiometrische constante tussen twee stoffen (deze parameter geeft de verhouding weer tussen de massa van stof 1 die wordt afgebroken en de massa van stof 2 die daardoor ontstaat).

Kd_{stof} is de half-verzadigingscoëfficiënt van de desbetreffende stof (indien de concentratie van de stof boven deze waarde uitkomt heeft de concentratie van de stof nog maar een kleine invloed op de afbraaksnelheid van deze stof).

R is de retardatiefactor van de betreffende stof en k_{afbraak} is de afbraak-constante van de bacteriepopulatie.

Bovengenoemde reacties treden in iedere cel op in zowel het mobiele als het immobiele domein. Uitwisseling tussen het mobiele en immobiele domein geschiedt op identieke wijze als bij bromide. Bovengenoemde vergelijkingen zijn een combinatie van drie RT3D-modules [Clement, 1997], te weten sequentiële afbraak van VOC's, niet-evenwichtsadsorptie en het Double Monod model (redoxafhankelijke bacteriegroei) en zijn in de vrije module voor RT3D geprogrammeerd.

Input voor kalibratie

Beginschattingen van een aantal modelparameters en de beginconcentraties van de verschillende stoffen zijn voor aanvang van de modellering bepaald. De concentraties van de VOC's

verontreiniging zijn per modellaag bepaald door de gemiddelde waarde van de gemeten concentraties voor injectie in deze modellaag te nemen. De beginconcentratie van de hulpstof suiker is bepaald door de berekende concentraties van bromide na injectie te vermenigvuldigen met 44 (verhouding tussen toegevoegde massa suiker en toegevoegde massa bromide). De beginconcentratie van de redox is bepaald door het aantal mol elektronen dat nodig is om de gemeten concentraties van nitraat (100 mg/l) en sulfaat (170 mg/l) om te zetten [Norris, 1994]: 0,540 mmol/l. De beginconcentratie van de bacteriepopulatie is initieel niet bekend. Deze is gesteld op 0,01 x-bacterie/l, waarbij deze eenheid eigenlijk willekeurig is omdat de relatie tussen de absolute groei van de bacteriepopulatie en de consumptie van de hulpstoffen die daarvoor nodig is wordt bepaald door de eveneens onbekende stochiometrische constante. Deze constante zal tijdens de kalibratie bepaald worden. De concentraties in het mobiele en het immobiele domein worden uitgedrukt in mg/l en zijn verondersteld gelijk te zijn in iedere cel. Ook de concentratie van het instromende water over de modelrand is gelijk aan de beginconcentraties, behalve bij de hulpstof, waarbij een concentratie van 0 wordt aangehouden.

De modelparameters die in het model zijn ingevoerd worden weergegeven in tabel 25. Daarbij wordt ook weergegeven wat de onzekerheid is zoals deze tijdens de modelkalibratie is opgegeven. Ook wordt aangegeven welke parameters worden gekalibreerd en welke niet worden gekalibreerd omdat ze of exact bekend zijn of omdat ze ongevoelig zijn.

De waarden van de stochiometrische constanten zijn bepaald uit de verhouding van de molecuulgewichten, behalve bij redox, die is uitgedrukt in mmol en bij de bacteriën. De half-saturatiecoëfficiënten zijn zodanig groot gekozen dat deze ongevoelig zijn en a-priori verhouding tussen de afbraakconstanten is gelijk aan de gekalibreerde afbraakconstanten van een studie in Gelderland [Hetterschijt et al, 1998]. De absolute waarden van de afbraakconstanten en de overige onbekende parameters zijn zodanig gekozen dat de a-priori doorbraakcurven enigszins lijken op de gemeten doorbraakcurven.

Tabel 25. Overzicht modelparameters van reactief model voor kalibratie.

Parameter	Initiële schatting	Exact bekend, te kalibreren, ongevoelig
$Y_{\text{PER-hulpstof}}$	0,115	exact bekend
$Y_{\text{TRI-hulpstof}}$	0,0912	exact bekend
$Y_{\text{CIS-hulpstof}}$	0,0673	exact bekend
$Y_{\text{VC-hulpstof}}$	0,0436	exact bekend
$Y_{\text{redox-hulpstof}}$	0,000694	exact bekend
kd_{PER}	10	ongevoelig
kd_{TRI}	10	ongevoelig
kd_{CIS}	10	ongevoelig
kd_{VC}	10	ongevoelig
kd_{hulpstof}	100	ongevoelig
kd_{redox}	10	ongevoelig
μ_{PER}	1,5	te kalibreren
μ_{TRI}	3,3	te kalibreren
μ_{CIS}	0,5	te kalibreren
μ_{VC}	2,5	te kalibreren
μ_{redox}	300	te kalibreren
k_{afbraak}	0,00001	te kalibreren
$Y_{\text{PER-bacterie}}$	10	te kalibreren
$Y_{\text{TRI-bacterie}}$	10	te kalibreren
$Y_{\text{CIS-bacterie}}$	10	te kalibreren
$Y_{\text{VC-bacterie}}$	10	te kalibreren

Resultaten

De verspreiding van de hulpstoffen en de sequentiële afbraak van de VOCl-pluim is gekalibreerd met behulp van de gemeten VOCl-data.

Techniek 1

Voor techniek 1 zijn de gemeten en berekende doorbraakcurven voor de 5 peilbuizen te zien in figuur I2. Hieruit blijkt, dat de gemeten en berekende curven van PER en TRI goed overeenkomen. De CIS-concentraties worden door het model meestal onderschat (M4 ondiep en alle diepe filters), en voor de overige peilbuizen komen de doorbraken redelijk goed overeen. De VC-concentraties worden in het algemeen overschat, VC wordt immers niet aangetoond behalve in peilbuis M7-diep.

Techniek 2

Voor techniek 2 zijn de gemeten en berekende doorbraakcurven voor de 5 peilbuizen te zien in figuur I3. Hieruit blijkt, dat voor de peilbuis met de duidelijkste afbraaktrend (peilbuis M12-ondiep) de gemeten en berekende curven van de PER-, TRI- en CIS-verontreiniging goed overeenkomen, terwijl de VC-concentraties hier worden onderschat. In de overige peilbuizen valt op dat het ontstaan van de hogere CIS-concentraties in het ondiepe filter van peilbuis M14 goed worden gefit door het model. In de beide filters van peilbuis 15 worden de concentraties van de CIS en VC door het model onderschat. In de overige filters vertonen de metingen en de modelvoorspellingen geen duidelijk trends, waarschijnlijk door de beperkte verspreiding van de hulpstoffen, zoals ook al bleek uit de bromide-verspreiding bij dit injectieveld.

De bijbehorende geschatte parameters voor beide technieken zijn weergegeven in tabel I3.

Tabel I3. Modelparameter voor en na kalibratie beide technieken.

Modelparameters	Vóór kalibratie	Na kalibratie techniek 1	Na kalibratie techniek 2
μ_{PER}	1,5	0,24	0,36
μ_{TRI}	3,3	1,55	3,9
μ_{CIS}	0,5	0,45	0,78
μ_{VC}	2,5	11,53	15,0
μ_{redox}	300	294	272
$Y_{PER-bacterie}$	10	60	24,4
$Y_{TRI-bacterie}$	10	10,9	5,83
$Y_{CIS-bacterie}$	10	9,33	6,38
$Y_{VC-bacterie}$	10	9,54	7,42
$k_{asfbraak}$	10^{-5} (1/d)	10^{-5} (1/d)	10^{-5} (1/d)

Hierbij valt op dat een aantal parameters bij beide injectietechnieken duidelijk dezelfde kant op worden aangepast, zij het soms wel met duidelijke verschillen (μ_{PER} , μ_{VC} , en $Y_{PER-bacterie}$) terwijl de overige parameters geen grote en consistente verandering hebben ondergaan. Wat tevens opvalt is het feit, dat de afbraakconstante van PER (μ_{PER}) een lagere waarde heeft dan van CIS, terwijl VC een hele hoge afbraakconstante heeft. Gezien de onzekerheid in de modellering (de beperkte overeenkomst tussen de metingen en de modelvoorspellingen) van de CIS- en de VC-concentraties vallen hier echter geen harde conclusies uit te trekken.

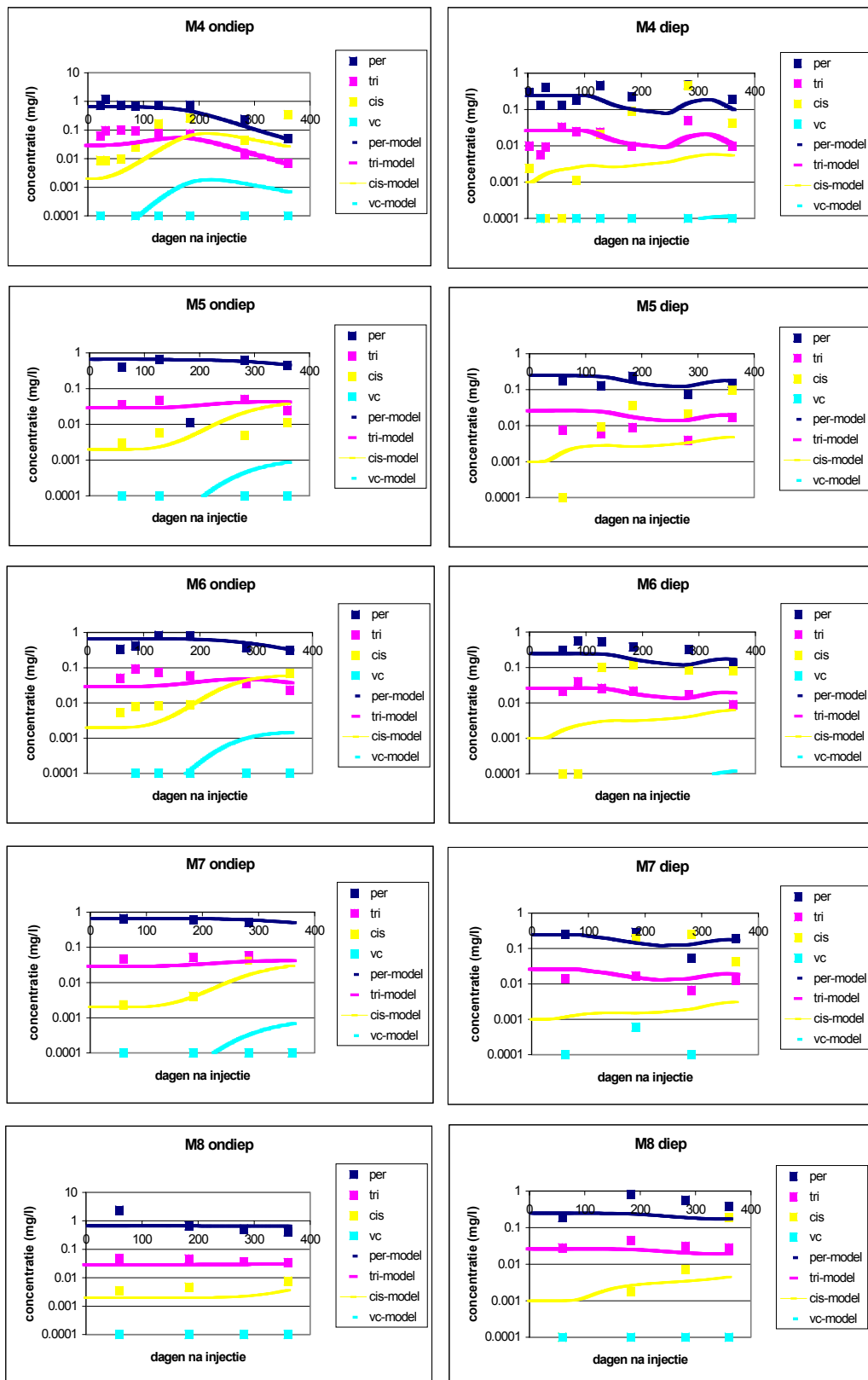


Fig. I2. Gemeten en berekende doorbraakcurven techniek 1.

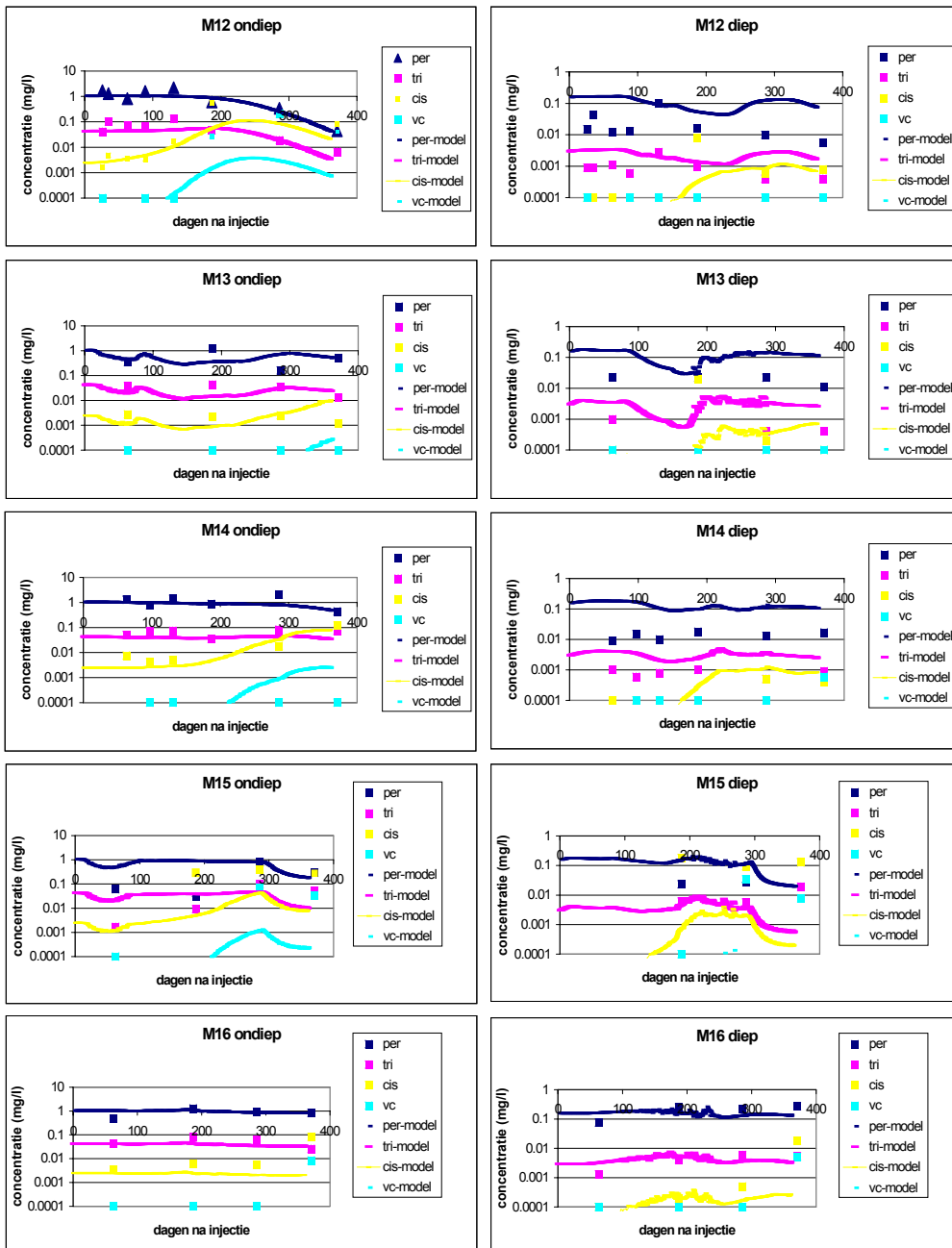


Fig. 13. Gemeten en berekende doorbraakcurve techniek 2.

BIJLAGE J

ONDERZOEK NAAR DE INVLOED VAN DE DICHTHEID VAN HET GEÏNJECTEERDE WATER OP DE GRONDWATERSTROMING

Om een schatting van de mogelijk verticale verplaatsingssnelheid te maken wordt voor een vereenvoudigde situatie de verticale snelheid van een kolom water met een hogere dichtheid bepaald (zie figuur J1).

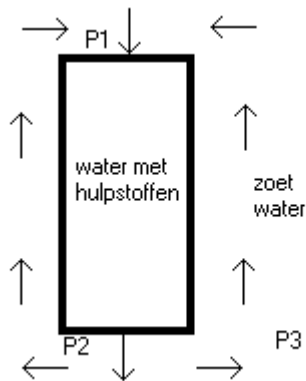


Fig. J1. Schematische weergave van de dichtheidsstroming.

Om de drijvende kracht van de dichtheidsstroming te bepalen worden de drukverschillen over de hoogte van de kolom bepaald voor de situatie met zoet en met geïnjecteerd water.

Voor geïnjecteerd water is dit:

$$\Delta P_{injectie} = P2 - P1 = \rho_{injectiewater} gH = 1019 \text{ kg} / \text{m}^3 \cdot 10 \text{ m} / \text{s}^2 \cdot 5 \text{ m} = 50,95 \text{ kPa}$$

waarbij: P is druk, g is zwaartekrachtversnelling en H is hoogte van de kolom geïnjecteerd water.

Voor zoet water is dit:

$$\Delta P_{zoet} = P3 - P1 = \rho_{zoetwater} gH = 1000 \text{ kg} / \text{m}^3 \cdot 10 \text{ m} / \text{s}^2 \cdot 5 \text{ m} = 50,00 \text{ kPa}$$

Het verschil tussen deze drukken is de drijvende kracht. Dit is:

$$\Delta P_{injectie} - \Delta P_{zoet} = 950 \text{ Pa} = 0,095 \text{ m}(\text{zoetwaterkolom})$$

De verticale verplaatsingssnelheid kan worden bepaald met behulp van de formule van Darcy, aangenomen dat de helft van de drijvende kracht wordt gebruikt voor de neerwaartse verplaatsing en dat de andere helft wordt gebruikt voor de opwaartse en de zijwaartse verplaatsing van het zoete water.

$$v = \frac{k_v}{\varepsilon} \cdot \frac{\Delta P_{injectie} - \Delta P_{zoet}}{H} = \frac{5 \text{ m} / \text{dag}}{0.3} \cdot \frac{0,095 \text{ m}}{5 \text{ m}} = 0,32 \text{ m} / \text{dag}$$

waarbij: k_v is de verticale doorlatendheid en ε is de porositeit.

Deze ruwe schatting geeft aan dat de verticale verplaatsing van het geïnjecteerd water in een snel tempo zal geschieden.