

NOBIS 95-2-11

**RESTRISK - Verspreiding en risico's van
restconcentraties in bodem en grondwater**

**Fase 2, deelrapport I: Slimmer saneren met pump & treat;
onzekerheden en pompstrategieën**

**NOBIS 95-2-11
RESTRISK - VERSPREIDING EN RISICO'S
VAN RESTCONCENTRATIES IN BODEM EN
GRONDWATER**

Fase 2, deelrapport I: Slimmer saneren met
pump & treat; onzekerheden en pompstrate-
gieën

Drs. R.A.A. Hetterschijt (NITG TNO)
Dr.ir. C.B.M. te Stroet (Technische Universiteit Delft)

oktober 1998

Gouda, CUR/NOBIS

Nederlands Onderzoeksprogramma Biotechnologische In-situ Sanering

Auteursrechten

Alle rechten voorbehouden. Niets uit deze uitgave mag worden veeleelvoudigd, opgeslagen in een geautomatiseerd gegevensbestand of openbaar gemaakt, in enige vorm of op enige wijze, hetzij elektronisch, mechanisch, door fotokopieën, opnamen of op enig andere manier, zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van CUR/NOBIS. 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, "©" RESTRISK - Verspreiding en risico's van restconcentraties in bodem en grondwater - Fase 2, deelrapport I: Slimmer saneren met pump & treat; onzekerheden en pompstrategieën", oktober 1998, CUR/NOBIS, Gouda."

Aansprakelijkheid

CUR/NOBIS 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 CUR/NOBIS 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 tijdens CUR/NOBIS 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 CUR/NOBIS. 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, "©" RESTRISK - Spreading and risks of remaining contaminants in soil and groundwater - Phase 2, report I: Smart pump & treat; uncertainties and concepts", October 1998, CUR/NOBIS, Gouda The Netherlands."

Liability

CUR/NOBIS and all contributors to this publication have taken every possible care during 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 CUR/NOBIS 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 in so far as this damage is a result of intentional fault or gross negligence of CUR/NOBIS and/or the contributors.

Titel rapport

RESTRISK - Verspreiding en risico's van restconcentraties in bodem en grondwater

Fase 2, deelrapport I: Slimmer saneren met pump & treat; onzekerheden en pompstrategieën

CUR/NOBIS-projectnummer

95-2-11

Project-rapportnummer

Auteurs

drs. R.A.A. Hetterschijt
dr. ir. C.B.M. te Stroet

Aantal bladzijden

Rapport: 27
Bijlagen: 23

Uitvoerende organisaties (consortium)

AKZO NOBEL Engineering (ir. A.A.G. Verhulst, 026-3663200)
BP OIL Europe (ir. W. Roelofs, 32-2-6877854)
Gemeentelijk Havenbedrijf Rotterdam (drs. A.J.M. Schelwald van der Kley, 0180-315654)
Nederlands Instituut voor Toegepaste Geowetenschappen TNO (drs. R.A.A. Hetterschijt, 015-2696257)
Shell International Oil Products BV (C. Parkinson, 070-3771793)
TAUW Milieu BV (drs. F. Hanneman, R. Theelen, 0570-699654/0570-699413)
Technische Universiteit Delft (dr. ir. C.B.M. te Stroet, 015-2697160)
TNO Milieu Energie en Procesinnovatie (dr. ir. A.J.C. Sinke, 055-5493116)
Universiteit Utrecht (dr. P.F.M. van Gaans, 030-2537453)

Uitgever

CUR/NOBIS, Gouda

Samenvatting

In het kader van het NOBIS-project *RESTRISK* is een methodiek opgezet waarmee de humane en ecotoxicologische risico's van een extensieve grondwatersanering kunnen worden geëvalueerd. Een essentiële stap in deze methodiek is dat het saneringsverloop en de verspreiding van de verontreiniging adequaat worden voorspeld. In deze studie is onderzocht wat de onzekerheid ofwel bandbreedte van deze voorspelling is. Daarnaast is onderzocht hoe een in-situ grondwatersanering door *pump and treat* kan worden geëxtensiverend en hoe groot het kostenvoordeel is dat door extensivering kan worden bereikt.

Trefwoorden**Gecontroleerde termen:**

in-situ bodemsanering, restconcentraties, verspreiding, niet-evenwichtssorptie, kosteneffectiviteit

Vrije trefwoorden:

Titel project

RESTRISK - Verspreiding en risico's van restconcentraties in bodem en grondwater

Projectleiding

Nederlands Instituut voor Toegepaste Geowetenschappen TNO (drs. R.A.A. Hetterschijt, 015-2696257)

Dit rapport is verkrijgbaar bij:

CUR/NOBIS, postbus 420, 2800 AK Gouda

Report title
RESTRISK - Spreading and risks of remaining contaminants in soil and groundwater
Phase 2, report I: Smart pump & treat; uncertainties and concepts

CUR/NOBIS report number
95-2-11

Project report number

Authors
drs. R.A.A. Hetterschijt
dr. ir. C.B.M. te Stroet

Number of pages
Report: 27
Appendices: 23

Executive organisations (consortium)

AKZO NOBEL Engineering (ir. A.A.G. Verhulst, 026-3663200)
BP OIL Europe (ir. W. Roelofs, 32-2-6877854)
Rotterdam Municipal Port Management (drs. A.J.M. Schelwald van der Kley, 0180-315654)
Netherlands Institute of Applied Geoscience TNO (drs. R.A.A. Hetterschijt, 015-2696257)
Shell International Oil Products BV (C. Parkinson, 070-3771793)
TAUW Milieu BV (drs. F. Hanneman, R. Theelen, 0570-699654/0570-699413)
Technical University of Delft (dr. ir. C.B.M. te Stroet, 015-2697160)
TNO Institute of Environmental Sciences (dr. ir. A.J.C. Sinke, 055-5493116)
University of Utrecht (dr. P.F.M. van Gaans, 030-2537453)

Publisher

CUR/NOBIS, Gouda

Abstract

One of the products delivered by RESTRISK is a tool which can be used to predict future human and ecotoxicological risks as a result of changing a remediation towards a less intensive strategy. One of the fundamentals of this tool is an accurate prediction of the progress of the remediation and the resulting risk of spreading. This study aimed at quantifying the uncertainties of this prediction. Furthermore a concept was developed of a less intensive pump-and-treat strategy which should save groundwater and money.

Keywords

Controlled terms:

in-situ remediation, spreading,
non equilibrium sorption, costs

Uncontrolled terms:

Project title

RESTRISK - Spreading and risks of remaining concentrations in soil and groundwater

Projectmanagement

Netherlands Institute of Applied Geosciences TNO
(drs. R.A.A. Hetterschijt, 015-2696257)

This report can be obtained at:

CUR/NOBIS, postbus 420, 2800 AK Gouda, The Netherlands
Dutch Research Programme In-Situ Bioremediation (NOBIS)

INHOUD

	SAMENVATTING	vii
	SUMMARY	viii
Hoofdstuk 1	INLEIDING 1	
	1.1 Kader	1
	1.2 Probleemstelling en doelstelling	1
	1.3 Leeswijzer	2
Hoofdstuk 2	BETROUWBAARHEID VAN DE VOORSPELLING VAN RESTCONCENTRATIES	3
	2.1 Inleiding	3
	2.2 Immobiele/mobiele-zoneconcept: eerste- of tweede-ordeproces	3
	2.3 Uniciteit van niet-evenwichtssorptie als oorzaak van stagnatie	5
	2.3.1 Fysisch of chemisch niet-evenwicht als oorzaak van stagnatie	5
	2.3.2 Hydraulische heterogeniteit als oorzaak van stagnatie	6
	2.3.3 Niet-lineaire sorptie of lineaire sorptie als model dat stagnatie beschrijft	7
	2.3.4 Conclusie	7
	2.4 Bandbreedte van verspreidingsrisico's	8
	2.4.1 Inleiding	8
	2.4.2 Adsorptie- en desorptiesnelheid	8
	2.4.3 Verdeling van de verontreiniging over grond en grondwater	11
	2.4.4 Initiële concentratie in grond en grondwater	12
	2.4.5 Hydrologische parameters	12
	2.4.6 Conclusie	12
Hoofdstuk 3	OPTIMALISATIE VAN EXTENSIEVE POMPSTRATEGIE	14
	3.1 Inleiding	14
	3.2 Scenariokeuzes	15
	3.2.1 Scenario A: intermitterend onttrekken met kortere rustperiode en gelijkblijvend debiet	15
	3.2.2 Scenario B: intermitterend onttrekken met hoog debiet	27
	3.2.3 Scenario C: intermitterend onttrekken met korte rustperiodes en een laag debiet	17
	3.2.4 Scenario D: continu onttrekken met een zeer laag debiet	18
	3.3 Conclusie	19
Hoofdstuk 4	KOSTENBESCHOUWING	23
Hoofdstuk 5	CONCLUSIES	25
	LITERATUUR	25
Bijlage A	FIGUREN	
Bijlage B	BESCHRIJVING VAN DE GEMODELLEERDE CASE	

SAMENVATTING

RESTRISK: Verspreiding en risico's van restconcentraties in bodem en grondwater (fase 2)

In het kader van het NOBIS-project *RESTRISK* is een methodiek opgezet waarmee de humane en ecotoxicologische risico's van een extensieve grondwatersanering kunnen worden geëvalueerd. Een essentiële stap in deze methodiek is dat het saneringsverloop en de verspreiding van de verontreiniging adequaat worden voorspeld. In deze studie is onderzocht wat de onzekerheid ofwel bandbreedte van deze voorspelling is. Daarnaast is onderzocht hoe een in-situgrondwatersanering door *pump and treat* kan worden geëxtensiverend en hoe groot het kostenvoordeel is dat door extensivering kan worden bereikt.

Stagnatie van pump-and-treatsaneringen kan goed worden beschreven door niet-evenwichtssorptie van de verontreiniging aan de bodem. Niet-evenwichtssorptie beschrijft de langzame uitwisseling van de verontreiniging tussen goed en slecht doorstroomde lagen of zones in de ondergrond. Dit zogenaamde mobiele- en immobiele-zoneconcept kan worden gebruikt om zowel chemisch als fysisch niet-evenwicht te beschrijven.

De onzekerheid van de parameters die de mate van niet-evenwicht bepalen, resulteert in een bandbreedte van de voorspelde verontreinigingsconcentratie met een factor 2. Deze bandbreedte kan drastisch worden ingeperkt door metingen die beschikbaar komen aan het begin van de sanering te gebruiken om het model te kalibreren. Met name de 'top' en het knikpunt van de curve die het concentratieverloop van het onttrokken grondwater in de tijd weergeeft, zijn bruikbare gegevens.

Uit scenarioberekeningen voor een met BTEX verontreinigde bodem bleek dat intermitterend onttrekken niet efficiënter is om de bodem te saneren dan continu grondwater onttrekken. Wel bleek dat zeer weinig grondwater onttrekken al voldoende is om de verontreiniging uit de mobiele zone te verwijderen en om de concentratiegradiënt tussen mobiele en immobiele zone te handhaven. De belangrijkste bevinding was dat een verlengde saneringsduur werd vermeden door de extensieve onttrekking te verspreiden over de pluim verontreinigd grondwater: het saneringsdoel werd bij een grondwateronttrekking van 800 m³/d even snel bereikt als bij een grondwateronttrekking van 0,8 m³/d verspreid over een tiental putten.

Deze studie toont aan dat een sanering bij het optreden van niet-evenwichtssorptie niet kan worden versneld door meer grondwater te onttrekken. Het voordeel is dat zuiveringsinstallaties niet meer worden overgedimensioneerd, waardoor de zuivering zeker tien keer zo goedkoop wordt. Een voorwaarde voor verantwoorde extensivering is dat de verspreidingsrisico's worden beheerst. Desnoods kan de natuurlijke achtergrondstroming worden geneutraliseerd door een geohydrologisch beheerssysteem. Beheersing en sanering worden dan uitgevoerd door aparte systemen en met aparte grondwaterstromen.

SUMMARY

RESTRISK: Spreading and risks of remaining contaminants in soil and groundwater (phase 2)

One of the products delivered by *RESTRISK* is a tool which can be used to predict future human and ecotoxicological risks as a result of changing a remediation towards a less intensive strategy. One of the fundamentals of this tool is an accurate prediction of the progress of the remediation and the resulting risk of spreading. This study aimed at quantifying the uncertainties of this prediction. Furthermore a concept was developed of a less intensive pump-and-treat strategy which should save groundwater and money.

Stagnation of a pump-and-treat remediation can accurately be described by the mechanism of non-equilibrium sorption of the contaminant to the soil. This mechanism describes the slow exchange of contaminants between low- and high permeability layers or zones within the subsurface. The non-equilibrium sorption mechanism describes both chemical and physical non-equilibrium well.

The uncertainty of the parameters which determine the state of non-equilibrium results in a bandwidth of the predicted concentration of the contaminant by a factor of two. This uncertainty can be drastically reduced by using measured concentration of the extracted groundwater to calibrate the sorption parameters. The maximum measured concentration and the point at which stagnation occurs are extremely useful information for calibration.

Calculations for a site contaminated with BTEX showed that remediation by pulsed groundwater extraction isn't that much more efficient compared to intensive pump-and-treat. The calculations showed that a small groundwater extraction rate can be sufficient to remove the contaminant from the permeable zones and maintain the concentration gradient between permeable and impermeable layers. The most important result was that by dividing the extraction over more wells in the area of the plume of contaminated groundwater a prolonged duration of the remediation can be avoided: the same amount of mass was removed in the same period of time by extraction of 800 m³/d of groundwater from a single well as by extraction of 0,8 m³/d by multiple wells.

This study showed that the duration of a pump-and-treat remediation can not be shortened by extracting more groundwater. The implication of this conclusion is that much smaller treatment systems can be used for the same remediation. This should reduce the costs of the treatment at least ten times. A condition for a safe adaptation of a pump-and-treat system this way is that further spreading of the contaminant is prevented. This can be done by controlling the natural groundwater flow with a different groundwater manipulation system. In this way spreading and remediation are regulated by separate systems.

HOOFDSTUK 1

INLEIDING

1.1 Kader

In het kader van het NOBIS-project *RESTRISK* is in de eerste fase een methodiek opgezet waarmee de humane en ecotoxicologische risico's van extensieve voortzetting van stagnerende grondwatersaneringen kunnen worden geëvalueerd [Van Geer e.a., 1997]. In dit project is voorzien in een tweede fase, waarin de rol van de methodiek in het besluitvormingsproces explicieter wordt gemaakt via een forum. Dit forum, waarin zowel besluitvormers als probleemeigenaren deelnemen, krijgt 'technische informatie' toegeleverd vanuit het consortium. In het eerste forum wordt onderzocht hoe technische 'oplossingen' die zijn verkregen via toepassing van de *RESTRISK*-methodiek ingepast kunnen worden in de gangbare besluitvormingsprocedures. Dit gebeurt aan de hand van een case uit fase 1.

In dit deelrapport wordt verslag gedaan van de activiteit *bandbreedte resultaten* en de activiteit *aanvullende scenario's grondwatersaneringen pump and treat*, waarin een aantal van deze technische aspecten is onderzocht. Met name wordt ingegaan op de *betrouwbaarheid* van het model waarmee humane en ecotoxicologische risico's van extensieve voortzetting van stagnerende grondwatersaneringen kunnen worden geëvalueerd. Met het model wordt ook onderzocht *hoe een pump-and-treatsanering kan worden geëxtensieerd*.

1.2 Probleemstelling en doelstelling

In fase 1 van het *RESTRISK*-project is gebleken dat het verloop van een stagnerende sanering in sommige gevallen goed kon worden beschreven via twee verschillende hypothesen over het mechanisme dat ten grondslag ligt aan de saneringsstagnatie: met een model waarin hydraulische heterogeniteit van de ondergrond expliciet is beschouwd, kon het stagnerende saneringsverloop even goed worden beschreven als met een homogeen opgebouwd model waarin sorptie van de verontreiniging aan de bodem volgens niet-lineaire evenwichtssorptie werd gemodelleerd en waarin dispersie werd beschouwd. De voorspelling van de verspreiding van de verontreiniging in bodem en grondwater op de lange termijn leek echter voor deze twee modellen te verschillen.

Hiermee lijkt een onzekerheid in de uitkomst van de risicobeoordeling te worden geïntroduceerd. In de activiteit *bandbreedte resultaten* werd onderzocht of het stagnerende verloop van een sanering door meerdere fysische of chemische mechanismen kan worden beschreven en of deze uitwisselbaarheid wel of niet leidt tot dezelfde voorspellingen van de verspreiding. Bovendien werd onderzocht welke factoren de bandbreedte van de uitkomsten van het verspreidingsmodel, dat gebaseerd is op niet-evenwichtssorptie, het sterkst beïnvloeden. Het doel van deze activiteit was dan ook om een indruk te krijgen van de betrouwbaarheid van het berekende verspreidingsrisico.

In het stappenplan dat is ontwikkeld in de eerste fase van *RESTRISK*, zijn drie alternatieven opgenomen voor de sanering van grondwater door pump and treat, waaronder extensivering van de sanering. Een grondwatersanering kan bijvoorbeeld worden geëxtensiverd door intermitterend grondwater te onttrekken of door minder grondwater te onttrekken.

Op basis van enkele scenarioberekeningen voor een case kon in fase 1 worden geconcludeerd dat een intermitterende saneringsstrategie veelbelovend lijkt in termen van kosteneffectiviteit: intermitterend grondwater onttrekken resulteerde in dezelfde mate van verspreiding als de intensieve strategie, terwijl het volume onttrokken grondwater aanzienlijk kleiner was. Dit is zowel gunstig vanuit economisch oogmerk als vanuit het aspect 'milieuverdienste'.

In de activiteit *aanvullende scenario's grondwatersaneringen pump and treat* werd onderzocht of intermitterend saneren de meest optimale extensieve saneringsvariant is. Het doel van deze activiteit is *een uitgewerkte strategie op te stellen voor het beheer van sites met een stagnerende grondwatersanering*, waarbij gebruik wordt gemaakt van pump and treat. De bevindingen, waarvan in dit rapport verslag wordt gedaan, zijn echter ook al van toepassing vanaf het begin van een grondwatersanering waarbij pump and treat wordt gebruikt.

1.3 Leeswijzer

In hoofdstuk 2 wordt ingegaan op de betrouwbaarheid van de berekende toekomstige concentratie van de verontreiniging in bodem en grondwater, die wordt gebruikt om het humane risico te bepalen. In dit hoofdstuk wordt nader ingegaan op de uitwisselbaarheid van mechanismen die ten grondslag liggen aan de stagnatie van de sanering. Ook wordt via een gevoeligheidsanalyse bepaald welke parameters de grootste invloed hebben op het resultaat van de berekeningen in relatie tot de nauwkeurigheid waarmee de parameters zijn af te leiden.

In hoofdstuk 3 worden aanbevelingen gedaan voor de optimalisatie van de extensieve saneringsstrategie voor pump and treat.

In het algemeen heeft dit rapport een sterk technisch karakter. In het rapport wordt verslag gedaan van activiteiten die bedoeld waren om antwoorden op twee meer beleidsmatige vragen te onderbouwen:

- Het rapport is een onderbouwing van de stelling dat *voorspelling* van restrisico's als gevolg van (extensieve) in-situsaneringen een *acceptabele bandbreedte* heeft en dat deze nog *significant kan worden verkleind door het saneringsverloop te monitoren in het begin van het saneringstraject*.
- Het rapport is een onderbouwing van de stelling dat *het rendement van in-situ-pump-and-treatsanering aanzienlijk kan worden verhoogd door minder te doen: extensieve pump and treat is minstens tien keer goedkoper* dan intensieve pump and treat.

Alle figuren waarnaar in de tekst wordt verwezen, zijn opgenomen in bijlage A.

HOOFDSTUK 2

BETROUWBAARHEID VAN DE VOORSPELLING VAN RESTCONCENTRATIES

2.1 Inleiding

In-situsanering door pump and treat wordt vanaf 1980 op grote schaal toegepast. In het kader van het *RESTRISK*-project is een methodiek opgezet waarmee kan worden bepaald hoe groot de humane en ecotoxicologische risico's als gevolg van extensivering of stopzetting van een stagnerende pump-and-treatsanering zijn [Van Geer e.a., 1997]. De nauwkeurigheid van de inschatting van restrisico's als gevolg van deze ingreep wordt bepaald door de juistheid van de hypothese over het mechanisme dat ten grondslag ligt aan de stagnatie van de sanering. In fase 1 van het *RESTRISK*-project is het mechanisme *niet-evenwichtssorptie* beschouwd als algemeen geldende oorzaak voor de stagnatie van grondwatersaneringen. Modellen die niet-evenwichtssorptie beschouwen, bleken namelijk goed in staat te zijn om het stagnerende verloop van een pump-and-treatsanering te beschrijven.

Er zijn echter enkele vragen die nog moeten worden beantwoord:

1. Is het mechanisme van niet-evenwichtssorptie een juiste beschrijving van de fysische processen die een sleutelrol spelen bij de verspreiding van verontreinigingen onder pump-and-treatsaneringen?
2. Is het gekozen mechanisme een unieke verklaring voor de stagnatie of zijn er mogelijk andere mechanismen die stagnatie even goed kunnen beschrijven?
3. Hoe nauwkeurig kunnen de parameters die niet-evenwichtssorptie bepalen worden geschat en welk effect heeft onnauwkeurigheid op de betrouwbaarheid van het voorspelde verspreidingsrisico?

Op deze vragen wordt in dit hoofdstuk ingegaan.

2.2 Immobiele/mobiele-zoneconcept: eerste- of tweede-ordeproces

In fase 1 van het *RESTRISK*-project is als verklarend mechanisme voor stagnatie niet-evenwichtssorptie van BTEX-verontreinigingen (aromaten als benzeen, toluen en xyleen) aan de bodem aangenomen. De stagnatie van een sanering van een bodem die verontreinigd was met gechloreerde koolwaterstoffen (CKW's), werd toegeschreven aan nalevering van CKW's vanuit slecht doorlatende, kleiige lagen.

In wezen is het mechanisme van niet-evenwichtssorptie van verontreinigingen net als het mechanisme van hydraulische heterogeniteit van de bodem (in het CKW-geval) een invulling van hetzelfde concept: de bodem bestaat uit goed doorlatende gedeelten (ofwel mobiele zones) en slecht doorlatende gedeelten (ofwel immobiele zones) waartussen uitwisseling van de verontreiniging mogelijk is. De sanering stagneert doordat de uitwisselingssnelheid van de verontreiniging tussen de immobiele en de mobiele zones gering is.

Situaties waarin mobiele en mobiele zones naast elkaar voorkomen en waarin uitwisseling van de verontreiniging tussen deze zones plaatsvindt, kunnen expliciet worden gemodelleerd door deze zones in het model in te bouwen of impliciet door niet-evenwichtssorptie te beschouwen. Een voordeel van implementatie van het mobiele/mobiele-zoneconcept door niet-evenwichtssorptie is dat de lokale heterogene opbouw van de bodem niet exact bekend hoeft te zijn. Een nadeel ervan is echter dat het mechanisme van niet-evenwichtssorptie een benadering van de werkelijkheid is: de uitwisseling van de verontreiniging tussen de mobiele en mobiele zones wordt in deze benadering alleen bepaald door de adsorptie- en desorptiecoëfficiënten die constant worden verondersteld.

In werkelijkheid zijn de adsorptie- en desorptiecoëfficiënten afhankelijk van de diffusie in de mobiele zone: de diffusie bepaalt namelijk het transport van de verontreiniging in de mobiele zone. De consequenties van verwaarlozing van de diffusie zijn geïllustreerd aan de hand van een voorbeeld (zie figuur 1 in bijlage A).

Het concept van mobiele en mobiele zones kan in de meest simpele vorm worden beschouwd als een tweelagensysteem zoals is weergegeven in figuur 1. Het systeem bestaat uit twee fasen of lagen: een goed doorlatende laag (mobiele zone) en een slecht doorlatende laag (mobiele zone) waarin horizontale stroming plaatsvindt van links naar rechts.

In figuur 2 is het systeem weergegeven na twintig jaar verontreiniging met naftaleen, een zeer sterk retarderende stof. Vervolgens stopt de verontreiniging van de bodem en wordt het systeem gesanerd (geflusht). In figuur 3 is het systeem weergegeven na één, vijf, tien en twintig jaar continu saneren. Na twintig jaar saneren krijgen we de tegenstrijdige situatie dat naftaleen tijdens het saneren zowel de slecht doorlatende zone uit diffundeert als verder in diffundeert (figuur 4). Tijdens het saneren raakt de slecht doorlatende kleilaag dus verder verontreinigd. Uitwisseling tussen mobiele en mobiele zones verloopt dus niet alleen volgens het geschetste eerste-ordeproces maar ook volgens een tweede-ordediffusie-term [Fry en Istok, 1994].

Nu is de vraag wanneer deze diffusie-term belangrijk wordt (lees: limiterend) en wat het gevolg is. In principe kan worden gesteld dat diffusie op de langere termijn (tientallen jaren) limiterend werkt voor sterk retarderende stoffen ($R > 10$, xyleen en naftaleen). Voor een beschrijving van de huidige 'kortlopende' pump-and-treatsaneringen is het dus gerechtvaardigd om deze diffusie-term niet mee te nemen. Dit bleek ook uit de goede overeenkomst tussen het saneringsverloop dat werd berekend op basis van niet-evenwichtssorptie als eerste-ordeproces, en het gemeten saneringsverloop [zie Van Geer e.a., 1997].

Welke consequenties heeft verwaarlozing van diffusie als tweede-ordeproces voor de voorspelling van de restconcentraties na de sanering? De werkelijke restconcentraties zullen lager blijken uit te vallen dan door het eerste-ordeproces wordt voorspeld, terwijl de nalevering over een langere periode zal plaatsvinden.

Samenvattend:

- Eerste-ordeprocessen zoals niet-evenwichtssorptie of nalevering vanuit slecht doorlatende zones beschrijven de eerste tien jaar van de stagnatie van saneringen goed.
- Stagnatie wordt op de langere duur nog versterkt door tweede-ordeprocessen, zoals diffusie in immobiele zones. Tweede-ordeprocessen zouden kunstmatig met het eerste-ordemodel kunnen worden beschouwd door de verhouding tussen de adsorptie (k_f) en desorptie (k_d) gaandeweg de sanering te vergroten.
- De in fase 1 gestelde hypothese over de grotere kosteneffectiviteit van extensieve pump and treat kan - ondanks de verwaarlozing van tweede-ordeprocessen - worden gehandhaafd.
- Door de nog sterker vertraagde nalevering wordt de noodzaak van extensieve strategieën alleen nog maar groter en zullen deze nog kosteneffectiever zijn dan kan worden berekend met het eerste-orde-niet-evenwichtsmodel.

2.3 Unicité van niet-evenwichtssorptie als oorzaak van stagnatie

Het probleem van niet-unieke oplossingen werd ook al geconstateerd in case 3 (CKW-verontreiniging) uit fase 1 van *RESTRISK* [Van Geer e.a., 1997]. Hierbij werd door fysische heterogeniteit als oorzaak van stagnatie aan te nemen dezelfde oplossing verkregen als bij aanname van niet-lineaire evenwichtssorptie en dispersie. Uit de literatuur is bekend dat er meerdere uitwisselbare mechanismen bestaan die dezelfde beschrijving van het stagnerende saneringsverloop opleveren. De belangrijkste vraag is dan of deze verschillende mechanismen ook verschillende voorspellingen zullen opleveren. De resultaten die worden verkregen met de verschillende mechanismen, worden in deze paragraaf beschreven. De volgende mechanismen zullen worden beschouwd:

- fysische versus chemische oorzaken van niet-evenwichtssorptie;
- hydraulische heterogeniteit versus niet-evenwichtssorptie;
- heterogene sorptiecapaciteit en niet-lineaire sorptie.

De verschillen tussen deze mechanismen zullen worden geïllustreerd door de berekende doorbraak van de verontreiniging in de onttrekkingsput (= het saneringsverloop) te presenteren aan de hand van een case die vergelijkbaar is met case 2 uit fase 1 van het *RESTRISK*-project [Van Geer e.a., 1997]. Deze case wordt gekenmerkt door uniforme achtergrondstroming in een heterogeen doorlatendheidsveld (zie bijlage B voor een beknopte beschrijving van de case).

2.3.1 Fysisch of chemisch niet-evenwicht als oorzaak van stagnatie

In *RESTRISK*-fase 1 is niet-evenwicht gehanteerd als beschrijvend mechanisme voor stagnatie bij BTEX-verontreinigingen. Niet-evenwicht kan zowel een fysische als chemische oorzaak hebben [Brusseau en Rao, 1989; Chang, 1997]. In de hydrologische praktijk kan chemisch niet-evenwicht worden verwaarloosd [Hetzinger en Alexander, 1995] en is de oorzaak van niet-evenwicht bijna altijd van fysische aard. Uit literatuur blijkt dat het mobiele/immobiele-zoneconcept (ook wel 'dual porosity-concept' genoemd; Harvey, 1996) vaak wordt gebruikt om niet-evenwicht van chemische of fysische oorsprong te beschrijven.

In figuur 4 is voor de bovenbeschreven case de doorbraakcurve weergegeven van een verontreiniging van toluen bij niet-evenwichtssorptie. Ook is het verloop van de gesorbeerde concentratie op de onttrekkingslocatie weergegeven, waarmee het gedrag van langzame nalevering van de verontreiniging uit de bodemfractie wordt beschreven.

Dit fysisch niet-evenwicht kan ook worden nagebootst door een andere evenwichtscurve voor sorptie en desorptie te hanteren. Dit effect, 'hysterese' genoemd, wordt bijvoorbeeld ook uitgebreid gebruikt in de stroming van water door de onverzadigde zone, waarbij de dynamische parameters onder drogende en vernattende situatie verschillen. Hysterese is in het kader van *RESTRISK* niet toegepast, omdat de scheiding in twee tijdvakken met ieder een ander gedrag nogal kunstmatig is (zie voor een verdere beschrijving van dit proces: Kan e.a., 1994; Miller en Beck, 1992; Farrel en Reinhard, 1994a en 1994b; Pignatello en Xing, 1996).

2.3.2 *Hydraulische heterogeniteit als oorzaak van stagnatie*

Een vaak voorkomende oorzaak van stagnatie is de hydraulische heterogeniteit van de ondergrond. Het effect van een variabele doorlatendheid op het stoftransport is de laatste tien jaar zowel analytisch als numeriek uitgebreid onderzocht. Een overzicht van de literatuur is terug te vinden in Dagan [1989] en Gelhar [1993]. De verklaring van deze stagnatie is eenvoudig. Doordat de ondergrond wordt gezien als een stochastisch medium, zijn er gedeelten met een hoge doorlatendheid en gedeelten met een lage doorlatendheid. Afhankelijk van de verdeling tussen goed en slecht doorlatende lagen, de ruimtelijke samenhang van de lagen afzonderlijk en de variatie in doorlatendheid, zien we in de doorbraakcurve een top van de vervuiling direct uit de goed doorlatende zones komen en na steeds langere tijd steeds lagere concentraties uit de steeds minder doorlatende zones.

Hierbij is zeker van belang hoe de ondergrond is opgebouwd. Dit kan worden geïllustreerd met drie doorbraakcurven, die resulteren uit een verschillende heterogene opbouw van de ondergrond, te vergelijken met de bekende doorbraakcurve die is verkregen is door aanname van niet-evenwichtssorptie zoals gegeven in figuur 4. De volgende heterogene bodems zijn gesimuleerd:

- een poreus medium waarvan de goed en slecht doorlatende gedeelten elkaar volkomen willekeurig afwisselen (figuur 5-a);
- een poreus medium waarvan goed en slecht doorlatende gedeelten perfect gelaagd zijn (figuur 5-b);
- een poreus medium waarvan de gelaagdheid in horizontale richting een grotere samenhang vertoont dan in verticale richting, zoals dat werkelijk zou kunnen in case 2 (figuur 5-c).

Uit figuur 5 blijkt dat alleen horizontale gelaagdheid leidt tot vergelijkbare resultaten als in figuur 4. Het saneringsverloop in een poreus medium waarin mobiele en immobiele zones willekeurig verdeeld zijn (zie figuur 5-a), vertoont namelijk geen duidelijke 'staart'. Het saneringsverloop in een *perfect* gelaagd poreus medium (zie figuur 5-b) komt totaal niet overeen met figuur 4: het verloop wordt gekenmerkt door opeenvolgende pieken met een willekeurige amplitude, die ook na zeer lange tijd nog op kunnen treden doordat de onttrekkingsput op lange termijn de vervuiling in het bijbehorende slecht doorlatende laagje op heeft kunnen zuigen. Het saneringsverloop in figuur 5-c

lijkt op het verwachte beeld. Dit is ook logisch omdat hier de heterogeniteit op een realistische wijze is beschouwd.

Tegelijkertijd heeft expliciete modellering van hydraulische heterogeniteit echter een nadeel: we hebben hier te maken met maar één realisatie van een mogelijke doorbraakcurve uit een theoretisch oneindig ensemble van mogelijkheden. Anders gezegd, de gemodelleerde heterogeniteit zou daadwerkelijk kunnen voorkomen - lees: lijkt echt maar is het niet, omdat we domweg niet op deze kleine schaal in de ondergrond kunnen kijken. De doorbraakcurve kan dus gelijk zijn aan de werkelijke doorbraakcurve maar is het hoogstwaarschijnlijk niet. Nu is dit op zich niet zo'n erg nadeel in vergelijking met andere methoden, want geen van alle beschrijft de werkelijkheid. Maar als de werkelijkheid niet kan worden voorspeld, dan willen we ten minste de gemiddelde (lees: verwachte) werkelijkheid en de onzekerheid of bandbreedte daarvan kunnen voorspellen. Dit gemiddelde wordt goed beschreven door het niet-evenwichtsmodel, maar er is geen informatie over de onzekerheid (bandbreedte) voorhanden. Als we niet-evenwichtssorptie door middel van hydraulische heterogeniteit willen beschouwen, moet er veel rekenwerk worden verricht om het gemiddelde saneringsverloop te kunnen bepalen. Er moeten namelijk zeer veel realisaties van de ruimtelijk variabele ondergrond worden doorgerekend. Het voordeel daarvan is echter wel dat er dan ook informatie over de spreiding beschikbaar is.

2.3.3 *Niet-lineaire sorptie of lineaire sorptie als model dat stagnatie beschrijft*

Een manier om stagnatie van saneringen te beschrijven, is door heterogeniteit te verdisconteren in de distributiecoëfficiënt van lineaire evenwichtssorptie (niet beschouwd in deze studie). Dit is verwant aan hydraulische heterogeniteit (zie paragraaf 2.3.2): lineaire evenwichtssorptie heeft een vertraging van de transportsnelheid van de verontreiniging tot gevolg. Heterogeniteit van de sorptiecoëfficiënt heeft dus tot gevolg dat er snelheidsverschillen worden gecreëerd, wat ook het geval is bij verschillen in doorlatendheid van de ondergrond. Hierover is uitgebreid gepubliceerd door Vallochi [1988, 1990] en Bosma en Van der Zee [1994].

Stagnatie kan ook worden beschreven door middel van niet-lineaire evenwichtssorptie. Als er echter een reële distributiecoëfficiënt wordt gehanteerd, is de stagnatie voor de gemodelleerde case niet noemenswaardig (zie figuur 6-a). Pas bij waarden voor de distributiecoëfficiënt die ordes hoger zijn, wordt er een doorbraakcurve berekend die vergelijkbaar is met de curve die wordt berekend met het niet-evenwichtsmodel (zie figuur 6-b), waarvan in fase 1 is aangetoond dat deze overeenkomt met de gemeten doorbraakcurve. Aangezien dergelijke hoge waarden geen fysische betekenis hebben, is niet-lineaire sorptie als beschrijvend mechanisme voor stagnatie verder niet beschouwd in *RESTRISK*.

2.3.4 *Conclusie*

Uit de voorgaande paragrafen kan worden geconcludeerd dat niet-evenwichtssorptie een goede, gemiddelde beschrijving oplevert van het effect van fysische heterogeniteit op kleine schaal (essentieel voor de juiste inschatting van het saneringseffect en de saneringsduur) en dat heterogeni-

teit op grotere schaal (vaak bekend uit boringen en sonderingen) expliciet moet worden beschouwd, waarbij langzame nalevering vanuit bijvoorbeeld kleilagen kan plaatsvinden.

2.4 Bandbreedte van verspreidingsrisico's

2.4.1 Inleiding

In deze paragraaf wordt ingegaan op de onzekerheid in de voorspelling van het verloop van de concentratie van de verontreiniging van het onttrokken grondwater en de concentratie in de grond op de plek van de onttrekkingsput. Dit concentratieverloop - ook wel 'doorbraakcurve' genoemd - beschrijft het gedrag van de verontreiniging en de voortgang van de sanering.

In fase 1 [Van Geer e.a., 1997] is al gebleken dat het model dat het gedrag van de verontreiniging beschrijft uitstekend kan worden gekalibreerd aan de hand van het gemeten saneringsverloop (concentratie van de verontreiniging in het onttrokken grondwater). In deze paragraaf wordt alleen ingegaan op de *a-priori* bandbreedte van het saneringsverloop dat wordt voorspeld met een ongekalibreerd transportmodel. Deze situatie doet zich in de praktijk voor aan het begin van een sanering, wanneer gegevens over het concentratieverloop van het onttrokken grondwater niet voorhanden zijn.

Om het effect van onzekerheden van modelparameters op het *a priori* voorspelde concentratieverloop te bepalen, zijn de volgende modelparameters met een factor 10 gevarieerd:

- poriëngehalte in de mobiele en immobiele zones;
- een vormfactor voor de immobiele zones;
- de diffusieconstante;
- de octanol-waterpartiticoëfficiënt;
- de verdeling van de verontreiniging over grond en grondwater;
- de doorlatendheid van het watervoerend pakket.

De eerste vier modelparameters zijn samengenomen in de adsorptie- en desorptiesnelheid (zie paragraaf 2.4.2).

2.4.2 Adsorptie- en desorptiesnelheid

De verandering van de concentratie als gevolg van adsorptie en desorptie wordt beschreven door de volgende formule:

$$\frac{dC}{dt} = \frac{\alpha C - \alpha S}{\theta_A}$$

waarin C de concentratie in het grondwater is, S de concentratie in de bodem, α de massa-uitwisselingscoëfficiënt en θ_A de porositeit in de mobiele zone. Niet-evenwicht wordt beschreven door de adsorptie- en desorptiesnelheid van de verontreiniging aan de immobiele zone (bijvoorbeeld organische stof of kleilagen), samengevat in de uitwisselingscoëfficiënt. De uitwisselingscoëfficiënt kan worden berekend met de volgende formule:

$$\mathbf{a} = \frac{D_e \mathbf{f} \mathbf{q}_A}{a^2} \frac{\mathbf{s}_1}{\mathbf{s}_2}$$

waarin

$$f = \frac{q_M}{q_M + q_A}$$

en

$$s_1 = \sum_{n=1}^{\infty} \frac{6b(b+1)q_n^2}{9+9b+q_n^2b^2} \exp\left(-\frac{D_e q_n^2 t}{a^2}\right) \quad \text{en} \quad b = \frac{q_M}{q_A}$$

$$s_2 = \sum_{n=1}^{\infty} \frac{6b(b+1)}{9+9b+q_n^2b^2} \exp\left(-\frac{D_e q_n^2 t}{a^2}\right) \quad \text{en} \quad q_n = \frac{3q_n}{3 + bq_n^2}$$

en waarin D_e de effectieve diffusiecoëfficiënt is, θ_M de immobiele porositeit, θ_A de mobiele porositeit en a een vormfactor van de immobiele zone.

Samenvattend kan worden gesteld dat de uitwisselingscoëfficiënt die niet-evenwichtssorptie beschrijft, wordt bepaald door de volgende parameters:

1. het poriëngehalte in de mobiele zones [θ_A] en immobiele zones [θ_M];
2. een vormfactor [a] voor de immobiele zones - lees: kleila(a)g(jes);
3. de effectieve diffusieconstante [D_e] die weer afhankelijk is van de diffusiecoëfficiënt en de octanol-waterpartiticoëfficiënt van de verontreinigende stof [Rao e.a., 1980 en 1980; Van Genuchten, 1985].

Om inzicht te krijgen in het effect van onzekerheden in deze parameters op de modelvoorspelling, zijn de vier parameters θ_A , θ_M , a , en D_e over een range van 0.1 tot 10 maal de waarde van de uitgangsparemeter gevarieerd. De bandbreedte van de voorspellingen van de toluëenconcentratie van het onttrokken grondwater is dan zoals die is weergegeven in figuur 7.

In wezen willen we nu niet alleen de doorbraakcurve voorspellen maar ook het totale effect van de sanering. Daarom is in figuur 8 niet alleen het verloop van de totale massa van de verontreiniging in grondwater en bodem en de mate van niet-evenwicht weergegeven (a), maar ook de verplaatsing en de verspreiding (b) van de pluim (volgens de zogenaamde momentenmethode; Vallochi, 1990).

Duidelijk is dat er bij een parameterrange van twee ordes van grootte een verschil in voorspelde verwijdering van massa is over drie ordes van grootte - van een optimistisch bericht dat de locatie na drie jaar pompen schoon is tot een voorspelling dat na drie jaar minder dan 1% is opgeruimd en de sanering nog jaren gaat duren. In figuur 8 is ook het verloop van de mate van niet-evenwicht

weergegeven. De mate van niet-evenwicht is het quotiënt van de massa verontreiniging in de bodem en de massa verontreiniging in het grondwater. De dimensieloze distributiecoëfficiënt, die gelijk f) en desorptiesnelheid (k_b), is voor toluëen ongeveer 4. Duidelijk is te zien dat hoe verder het systeem uit evenwicht wordt getrokken, hoe langzamer de voortgang van de sanering verloopt: de hellingshoek van de vermindering van massa in het grondwater wordt sterk minder als er een nieuw maximum in de evenwichtscurve is bereikt. Ook wat verplaatsing en verspreiding betreft is er een grote bandbreedte: van bijna geen verplaatsing en geen groei van de pluim in het gunstigste geval tot een kwadratisch groeiende verspreiding in het ongunstigste geval. Deze bandbreedtes zijn natuurlijk onacceptabel voor het maken van een saneringskeuze op basis van verspreidingsrisico's.

In de praktijk blijkt de waarde van de uitwisselingscoëfficiënt α vrij eenduidig en is het gedrag van de verontreiniging veel beter te voorspellen dan uit figuur 8 lijkt te kunnen worden afgeleid. De uitwisselingscoëfficiënt α hangt namelijk multiplicatief af van eerder genoemde parameters als mobiele $[\theta_A]$ en immobiele porositeit $[\theta_M]$, de effectieve diffusieconstante $[D_e]$ en de vormfactor $[a]$. Al deze parameters zijn fysisch begrensd tot positieve waarden, dat wil zeggen dat ze scheef verdeeld zijn. Als er log-normale verdelingen worden aangehouden, is de verdeling van de uitwisselingscoëfficiënt α als gevolg van variatie in de immobiele porositeit $[\theta_M]$ (deze is het moeilijkst in te schatten) zoals weergegeven in figuur 9-a. Duidelijk is ook het log-normale karakter voor de uitwisselingscoëfficiënt. Als ook de onzekerheid in de mobiele porositeit en in de vormfactor worden meegenomen, dan levert dit de verdelingen zoals weergegeven in respectievelijk figuur 9-b en 9-c. De algemeenschap dat log-normale verdelingen bij vermenigvuldiging transformeren tot een normale verdeling, waardoor de spreiding *niet toeneemt* en onzekerheden uitmiddelen, wordt hiermee bevestigd.

De conclusie is dat door de combinatie van log-normale verdelingen en de multiplicatieve doorwerking, de verdeling van uitwisselingscoëfficiënt een normale verdeling gaat worden, waardoor een factor 2 tot 3 als onzekerheid van uitwisselingscoëfficiënt dan ook een betere inschatting is dan een factor 10.

Figuur 10 geeft weer welke bandbreedte voor de voorspelling van het saneringsverloop wordt verkregen bij een variatie van de uitwisselingscoëfficiënt met een factor 2 tot 3. Hierbij kan worden opgemerkt dat de bandbreedte in het grondwater relatief klein is en dat vooral de ligging van het knikpunt na de piek het verdere verloop in de 'staart' van de sanering bepaalt. De variatie in de bodemconcentratie is groter, wat in de hoeveelheid verwijderde massa meer dan een ordegruotte verschil oplevert. De verspreiding blijft beperkt tot enkele meters.

2.4.3 *Verdeling van de verontreiniging over grond en grondwater*

Als de initiële verhouding van massa in het grondwater en de bodem met een factor 10 wordt onder- of overschat, resulteert dat in een bandbreedte zoals weergegeven in figuur 11. Ook hier levert het knikpunt de belangrijkste informatie over de massa.

2.4.4 *Initiële concentratie in grond en grondwater*

Als zowel de initiële grondwaterconcentratie als de bodemconcentratie met een factor 10 wordt onder- of overschat, dan lijkt de bandbreedte op de bandbreedte in figuur 12. Hierbij wordt behalve het knikpunt ook de top in de doorbraakcurve meegeschaald.

2.4.5 *Hydrologische parameters*

Ook kunnen onzekerheden in de schatting van hydrologische parameters - zoals de doorlatendheid van het watervoerende pakket - een mogelijke foutenbron zijn. Wat de randvoorwaarden betreft, is tijdens de sanering de onttrekkingsput overheersend en relatief goed bekend. Wel kan de doorlatendheid een ordegrrootte afwijken. Dit levert alleen een fout op in de stijghoogten en niet in de grondwatersnelheid. De doorbraakcurve is dan ook nauwelijks gevoelig voor een ordegrroottevariatie in de doorlatendheid (figuur 13).

2.4.6 *Conclusie*

Uit de gevoeligheidsanalyse blijkt dat de kwaliteit van de modelvoorspelling even sterk wordt beïnvloed door de onzekerheid van de geschatte adsorptie- en desorptiesnelheden (ofwel de uitwisselingscoëfficiënt α) die niet-evenwicht beschrijven als door de geschatte verdeling van de verontreiniging over grond en grondwater en de geschatte initiële concentraties in grond en grondwater. De onzekerheid van de geschatte doorlatendheid van het watervoerende pakket heeft een verwaarloosbare invloed op de kwaliteit van de modelvoorspelling.

De bandbreedtes kunnen door informatie uit concentratiemetingen in het onttrokken grondwater fors worden vermindert. Het gemeten saneringsverloop kan worden gebruikt om de adsorptie- en desorptiesnelheid te kalibreren. De 'top' en het 'knikpunt' van de doorbraakcurve, waarin de concentratie van de verontreiniging in het onttrokken grondwater tegen de tijd is uitgezet, dienen dan in ieder geval bekend te zijn. Deze informatie is in het begin van de sanering te verkrijgen.

Met name de voorspelling van het verloop van de massa in de bodem is aan onzekerheden onderhevig. Het verdient dan ook aanbeveling om niet alleen de concentratie verontreiniging in het grondwater te bepalen maar ook de concentratie in de bodem.

HOOFDSTUK 3

OPTIMALISATIE VAN EXTENSIEVE POMPSTRATEGIE

3.1 Inleiding

In-situsanering door pump and treat wordt vanaf 1980 op grote schaal toegepast. Begin jaren negentig werd de performance van pump and treat in twijfel getrokken [Keeley, 1989; Haley e.a., 1991; Freeze en Cherry, 1989; Mackey en Cherry, 1989]. Het belangrijkste bezwaar tegen pump and treat was de 'onmogelijkheid' om het saneringsdoel te behalen binnen de geanticiperde saneringsduur van enkele jaren. Na een initiële, zeer snelle afname van concentraties in het grondwater blijven de concentraties vaak jaren steken op een niveau boven het gestelde doel.

Fase 1 van het *RESTRISK*-project was erop gericht om het 'restrisiko' te bepalen van dergelijke stagnerende in-situgrondwatersaneringen als gevolg van extensivering of stopzetting. Extensiveren of stoppen zou bij een acceptabel restrisiko tot kostenbesparing moeten leiden. De bevindingen van fase 1 van *RESTRISK* deden vermoeden dat in-situsaneren door intermitterend te pompen kosteneffectiever is dan continu pompen: hoewel er bij een intermitterende pompstrategie aanzienlijk minder grondwater werd opgepompt, waren de contouren van de streef- en interventiewaarden na een periode van dertig jaar min of meer dezelfde als bij drie jaar continu pompen en vervolgens zeventwintig jaar verspreiding als gevolg van natuurlijke grondwaterstroming. Hierbij wordt ervan uitgegaan dat de zuivering van het volume opgepompt grondwater een belangrijk deel van de saneringskosten bepaalt en dat het volume te zuiveren grondwater (volume = capaciteit * tijdsduur) de kosten van de benodigde zuivering bepaalt.

De bevindingen uit fase 1 sluiten goed aan bij een theoretische beschouwing over de verwijdering van massa uit een tweefasensysteem met goed (mobiele) en slecht doorlatende (immobiele) zones - bijvoorbeeld kleilaagjes in een (grof)zandig watervoerend pakket [Griffioen en Hetterschijt, 1998]: na een eerste, zeer snelle verwijdering van massa uit de mobiele zone door advectief transport zal de massa voornamelijk door diffusie vanuit de mobiele zone naar de mobiele zone worden getransporteerd, wat een zeer traag proces is. De diffusie is afhankelijk van de concentratiegradiënt tussen de mobiele en de mobiele zone. Vlak nadat is gestart met het 'schoonpompen' van de mobiele zone, neemt de concentratiegradiënt en daarmee de diffusie van de verontreiniging vanuit de mobiele zone naar de mobiele zone sterk toe. De mobiele zone zal echter door het trage karakter van de diffusie slechts langzaam verontreinigd raken. Daardoor kan er enige tijd worden gestopt met het schoonpompen van de mobiele zone. Als de mobiele zone zo verontreinigd raakt dat de afnemende concentratiegradiënt tussen mobiele en mobiele zone een merkbaar effect gaat hebben op de diffusieve massaverwijdering uit de mobiele zone, dient het schoonpompen te worden hervat. Een tweefasensysteem lijkt dus kosteneffectiever te worden gesaneerd door intermitterend te pompen dan door continu te pompen.

Behalve diffusie in en uit slecht doorlatende lagen is er een aantal andere processen die kunnen worden gemodelleerd met een tweefasensysteem, waarbij het transport van de immobiele naar de mobiele zone bepalend is voor het schoonmaken van het systeem:

- sorptie aan organisch materiaal;
- diffusie in en uit organisch materiaal;
- oplossen vanuit *non-aqueous phase liquids*.

Bahr en Rubin [1987] hebben aangetoond dat deze processen kunnen worden gemodelleerd met hetzelfde eerste-ordemodel voor niet-evenwichtssorptie, dat ook bij berekeningen in het kader van *RESTRISK*-fase 1 is toegepast.

3.2 Scenariokeuzes

Fase 2 van *RESTRISK* richt zich onder andere op het optimaliseren van extensieve pump-and-treatsystemen. Daarbij is *intermitterend* grondwater onttrekken als vertrekpunt genomen. In fase 1 leek een intermitterende onttrekkingsstrategie namelijk efficiënter dan een continue onttrekkingsstrategie. Het doel van deze activiteit is de bevindingen van fase 1 te onderbouwen en te generaliseren. Om de uitspraken te generaliseren naar BTEX-verontreinigingen in het algemeen zijn er modelscenario's voor twee uitersten doorgerekend, namelijk een benzeenverontreiniging en een xyleenverontreiniging. Benzeen adsorbeert slechts weinig aan de bodem en is daardoor zeer mobiel, terwijl xyleen zeer sterk aan de bodem adsorbeert en weinig mobiel is ($\log K_{oc}$ is respectievelijk 1,78 en 2,11 (*o*-xyleen)) [Appelo, 1993; Sutherland, 1997].

Het meest efficiënte pump-and-treatsysteem werd gevonden door een aantal scenario's door te rekenen voor case 2 uit fase 1 (zie bijlage B). De efficiëntie van de sanering wordt bepaald door de afname van de massa verontreiniging in bodem en grondwater per tijdseenheid in relatie tot het totale volume onttrokken grondwater. De hoeveelheid massa verontreiniging die na beëindiging van de sanering nog in bodem zit, bepaalt immers uiteindelijk de restconcentratie in het grondwater en daarmee het 'restrisiko'.

3.2.1 Scenario A: *intermitterend onttrekken met kortere rustperiode en gelijkblijvend debiet*

In fase 1 van *RESTRISK* is de kosteneffectiviteit van een intermitterende onttrekkingsstrategie vergeleken met die van een continue onttrekkingsstrategie. Intuïtief is toen gekozen voor pompcycli van vijf jaar en 75 dagen, waarbij 75 dagen actief werd onttrokken en de putten vervolgens vijf jaar uitstonden. Het vermoeden bestond echter dat een intermitterende strategie, waarbij de frequentie van grondwater onttrekken en rust hoger is, efficiënter zou zijn.

Waarom zou verhoging van de frequentie tot meer verwijderde massa leiden? Na een korte periode waarin grondwater wordt onttrokken en een concentratiegradiënt tussen goed en slecht doorstroomde lagen ontstaat, vindt massaverwijdering van benzeen en xyleen tijdens de rustperiode voornamelijk plaats door diffusie vanuit de slecht doorstroomde naar de goed doorstroomde lagen.

Naarmate de rustperiode langer duurt en er meer benzeen en xyleen naar de goed doorstroomde lagen diffundeert, zal de concentratiegradiënt tussen de goed en slecht doorstroomde lagen afnemen. De diffusie neemt dan ook af. Het is dus van belang dat de rustperiode niet te lang duurt en dat de onttrekking van grondwater weer wordt hervat op het moment dat de verwijdering van massa door diffusie merkbaar begint af te nemen. In figuur 14 is dit duidelijk te herkennen aan de afvlakking van de 'massacurve' aan het eind van iedere cyclus (met name voor de intermitterende variant waarbij twee jaar wordt gepauzeerd). In figuur 14 is de afname van de massa benzeen (a) en xyleen (b) in bodem en grondwater onder de vier scenario's uitgezet. Ook is de afname van benzeen en xyleen onder continu onttrekken uitgezet. Daarbij is de duur van de continue sanering aangepast, zodat het volume opgepompt grondwater gelijk is aan het volume onder de intermitterende scenario's.

Uit de modelberekeningen blijkt dat de concentratiegradiënt na één jaar dermate is afgenomen dat verwijdering van massa door diffusie niet langer efficiënt is en de onttrekking van grondwater dient te worden hervat om de concentratiegradiënt weer te verhogen. Als de pauze tussen het onttrekken langer duurt dan een jaar, neemt de efficiëntie van de strategie af.

In scenario A is verkorting van de rustperiode gekoppeld aan verkorting van de periode waarin grondwater wordt onttrokken (zodat de scenario's wat betreft het totale volume onttrokken grondwater vergelijkbaar zijn). Verkorting van de onttrekkingsperiode kan een ongunstig effect hebben op de efficiëntie van de sanering: er is dan niet voldoende tijd verstreken om alle benzeen en xyleen uit de goed doorstroomde lagen te verwijderen en de concentratiegradiënt is nog niet maximaal. Dit blijkt bijvoorbeeld uit figuur 14, waarin bij deelscenario 1 (75 dagen onttrekken) tijdens de actieve periode een veel grotere afname van de massa benzeen in het grondwater kan worden waargenomen dan bij deelscenario 4 (negen dagen onttrekken).

Uit figuur 14-a en 14-b blijkt dat na twintig jaar saneren met de hoogste frequentie de minste massa benzeen en xyleen is achtergebleven in de bodem. Het gunstige effect van verkorting van de rustperiode weegt dus zwaarder dan het ongunstige effect van verkorting van de periode waarin grondwater wordt onttrokken.

Uit figuur 14 blijkt ook dat 54.000 m³ grondwater in twintig jaar intermitterend onttrekken efficiënter is dan dezelfde hoeveelheid in drie jaar continu onttrekken. Bij *eenzelfde volume opgepompt grondwater* ($V=54.000 \text{ m}^3$) is de hoeveelheid massa benzeen die achterblijft in de bodem na twintig jaar intermitterend onttrekken negentien keer lager dan na 1,8 jaar continu onttrekken met een hoog debiet. Voor xyleen geldt dat na twintig jaar intermitterend onttrekken 3,9 keer minder massa in de bodem achterblijft. De massa verontreiniging in het grondwater is bij intermitterend onttrekken en continu onttrekken min of meer gelijk.

Welk proces is hiervoor verantwoordelijk? Vlak na de periode waarin grondwater werd onttrokken, komt er door diffusie veel benzeen en xyleen in de goed doorstroomde lagen terecht. De massa benzeen en xyleen die tijdens de volgende actieve periode van onttrekken wordt verwijderd, is dan

een stuk hoger dan de massa benzeen en xyleen die tijdens continu onttrekken wordt verwijderd. Kortom, in dezelfde periode wordt bij intermitterend onttrekken minder water onttrokken maar is de concentratie benzeen en xyleen in het grondwater wel veel hoger. Uit figuur 14 blijkt dat de afname van de massa benzeen en xyleen in bodem en grondwater in het begin van een pompcyclus groter is (steilere curve) dan tijdens continu grondwater onttrekken.

3.2.2. *Scenario B: intermitterend onttrekken met hoog debiet*

Uit figuur 15 blijkt dat de hoeveelheid benzeen en xyleen die wordt verwijderd in de actieve periode, kan worden vergroot door meer grondwater te onttrekken tijdens de actieve periode,. Naarmate het debiet lager is, neemt de helling af van de curve die de massaverwijdering per tijdseenheid weer geeft. Door grondwater tijdens de actieve periode met een hoger debiet te onttrekken, kan het saneringsdoel sneller worden bereikt. Daarvoor moet er echter wel veel meer grondwater worden onttrokken. Omdat de scenario's vergelijkbaar moeten zijn, wordt de hoeveelheid grondwater die mag worden onttrokken gelijkgesteld. Dit houdt in dat aan een hoger onttrekkingsdebiet een kortere saneringsduur is gekoppeld. Uit figuur 17 blijkt dat de restmassa aan het eind van de sanering met een onttrekkingsdebiet van 144 m³/d hoger is dan aan het eind van saneringen met onttrekkingsdebieten van 80 en 55 m³/d. Een groter onttrekkingsdebiet lijkt de sanering te bespoedigen maar is zeker veel minder efficiënt omdat er veel meer grondwater wordt gebruikt om hetzelfde resultaat te bereiken. Je kunt dus door minder te doen hetzelfde resultaat bereiken, maar dit kost meer tijd.

Advectief transport tijdens de actieve fase waarbij met lage debieten grondwater wordt onttrokken, lijkt toch deels limiterend te zijn voor de voortgang van de sanering. In paragraaf 3.2.4 wordt toege- licht hoe deze limitering kan worden opgeheven.

3.2.3 *Scenario C: intermitterend onttrekken met korte rustperiodes en een laag debiet*

Zoals in scenario A is gebleken, heeft verkorting van de rustduur tot minder dan één jaar een gunstig effect op de efficiëntie. Binnen een jaar levert het proces van diffusie van benzeen en xyleen vanuit slecht doorstroomde lagen nog een belangrijke bijdrage aan de verwijdering van massa uit de bodem. In scenario A ging verkorting van de rustperiode gepaard met verkorting van de actieve periode, wat ongunstig was voor de massaverwijdering. In dit scenario is de duur van de actieve periode waarin grondwater wordt onttrokken constant gehouden, waardoor dit ongunstige effect niet optrad. Om de deelscenario's wat betreft het totaal onttrokken volume grondwater verge- lijikbaar te houden, is in dit scenario de verkorting van de rustperioodeduur gekoppeld aan een verlaging van het onttrekkingsdebiet. Zo wordt in ieder deelscenario over twintig jaar toch dezelfde hoeveelheid grondwater onttrokken.

Uit figuur 16 blijkt dat verkorting van de duur van de passieve periode gecombineerd met verlaging van het onttrekkingsdebiet bij een verontreiniging met benzeen een groot effect heeft op de effici- entie van het intermitterend onttrekken. De hoeveelheid massa benzeen die na de sanering ach- terblijft in bodem en grondwater, neemt bij afnemende duur van de rustperiode en pompdebiet ordes van grootte af. Het scenario waarbij 20 m³/d intermitterend wordt onttrokken, is daarbij uiterst

efficiënt: bij hetzelfde volume opgepompt grondwater blijft er na twintig jaar intermitterend onttrekken 63 keer zo weinig massa benzeen achter in de bodem als bij 1,8 jaar continu onttrekken.

Voor xyleen is het effect van rustduurverkorting in relatie tot onttrekkingsdebietverlaging bijna even spectaculair: bij hetzelfde volume opgepompt grondwater blijft er na twintig jaar intermitterend onttrekken volgens het vierde scenario *dertig* keer zo weinig massa xyleen achter in de bodem als bij 1,8 jaar continu onttrekken.

Uit andere scenario's (niet getoond) is gebleken dat verlaging van het onttrekkingsdebiet resulteert in een langere saneringsduur: per tijdseenheid wordt er minder massa verwijderd. Scenario C toont aan dat dit ongunstige effect van de onttrekkingsdebietverlaging van 80 tot 20 m³/d niet opweegt tegen het gunstige effect van de rustperiodeverkorting.

3.2.4 Scenario D: continu onttrekken met een zeer laag debiet

Uit de vorige scenario's bleek dat gelijktijdige rustduurverkorting en onttrekkingsdebietverlaging de belangrijkste optimalisatie is die tot een flinke efficiëntieverbetering leidt: als er met een debiet van 20 m³/d intermitterend wordt gepompt in cycli van 75 actieve en 126 passieve dagen, wordt er 63 keer zo veel massa benzeen en 30 keer zo veel massa xyleen verwijderd als bij 1,8 jaar continu en intensief onttrekken met een debiet van 80 m³/d (volume opgepompt grondwater is gelijk). Uit scenario C kan worden afgeleid dat intermitterend onttrekken op deze wijze nog verder kan worden geoptimaliseerd door de rustperioodeduur uiteindelijk naar nul dagen te verkorten en door het debiet zodanig te verlagen dat het opgepompt volume grondwater gelijk blijft. Overeenkomstig met de berekende scenario's zou dit betekenen dat 54.000 m³ water in twintig jaar op continue wijze wordt opgepompt met een debiet van 7,4 m³/d.

Dit is onderzocht door zes saneringsvarianten door te rekenen. Van deze zes varianten zijn twee varianten al besproken, namelijk de continue sanering met een debiet van 80 m³/d en de intermitterende sanering met een debiet van 20 m³/d (75 dagen actief, twee jaar rust). Om nogmaals aan te tonen dat onttrekkingsdebietverhoging een sanering niet kan versnellen, is een variant doorgerekend waarbij 800 m³/d continu werd onttrokken. Verder is het intermitterende scenario 'vertaald' naar een continu scenario: 8 m³/d continu onttrekken komt overeen met 20 m³/d intermitterend onttrekken (75 dagen actief, twee jaar rust). Vervolgens is een variant doorgerekend waarin slechts 0,8 m³/d continu werd onttrokken, zowel vanuit één onttrekkingsput als vanuit een aantal putten verspreid over de verontreiniging. In figuur 17 is de afname van de restmassa benzeen in de bodem uitgezet tegen de verstreken tijd (saneringsduur) voor de zes varianten.

Uit figuur 17 blijkt dat de saneringsvoortgang niet kan worden versneld door meer grondwater te onttrekken: de afname van de restmassa benzeen per tijdseenheid (helling curve) is bij de variant waarin 800 m³/d wordt onttrokken even groot als bij de variant waarin 80 m³/d wordt onttrokken. Als het onttrekkingsdebiet verder wordt verlaagd van 80 m³/d naar 20 m³/d intermitterend of 8 m³/d continu, is de helling van de curve minder steil. De sanering lijkt trager te gaan. Wel wordt er, om dezelfde restmassa te bereiken, minder water verbruikt (zie ook tabel 1 in paragraaf 3.3).

Uit figuur 17 valt ook af te leiden dat als hetzelfde volume grondwater wordt onttrokken (stel, $V=58.400 \text{ m}^3$; $Q=80 \text{ m}^3/\text{d}$, $T=2 \text{ jr}$ of $Q=8 \text{ m}^3/\text{d}$, $T=20 \text{ jr}$) bij continu $80 \text{ m}^3/\text{d}$ onttrekken nog 10^5 mg benzeen in de bodem is achtergebleven, maar dat bij $8 \text{ m}^3/\text{d}$ continu of $20 \text{ m}^3/\text{d}$ intermitterend onttrekken slechts 10^{-1} mg benzeen is achtergebleven.

Verdere verlaging van het onttrekkingsdebiet naar $0,8 \text{ m}^3/\text{d}$ lijkt een ongunstig effect te hebben op de saneringsefficiëntie: per tijdseenheid wordt er nog minder massa benzeen verwijderd (de curvehelling is nog vlakker). Hierdoor is om dezelfde restmassa benzeen in de bodem te bereiken (bijvoorbeeld 10^2 mg in figuur 17) een vijf keer zo lange saneringsduur nodig als bij een onttrekkingsdebiet van $80 \text{ m}^3/\text{d}$. Het debiet is echter honderd keer zo laag, er wordt dus 100:5 is twintig keer minder grondwater onttrokken. Extensief betekent dan winst op het volume onttrokken grondwater maar een saneringsduur van tientallen jaren. De langere saneringsduur kan echter worden overkomen door de $0,8 \text{ m}^3/\text{d}$ niet uit één put te onttrekken maar door de onttrekking te verdelen over een groot aantal putjes verspreid over de verontreiniging. Door uit meerdere putjes te onttrekken ('netwerk van pompjes') wordt de afstand van de verontreiniging tot de put verkleind en wordt deze limitering opgeheven. Uit vergelijking van de curve van $800 \text{ m}^3/\text{d}$ en $0,8 \text{ m}^3/\text{d}$ met een netwerk van pompjes blijkt dat de voortgang van een sanering wordt beperkt door diffusieve stofoverdracht van slecht doorstroomde naar goed doorstroomde lagen en *niet* door advectief transport. Minder doen levert dus hetzelfde eindresultaat op.

Deze resultaten worden bevestigd door Harvey e.a. [1994], die op een vergelijkbare wijze hebben aangetoond dat continu onttrekken met een *laag* debiet efficiënter is dan intermitterend onttrekken. De grondwatersnelheid die door het debiet wordt opgelegd, is bepalend voor de verwijdering van verontreiniging uit bodem en grondwater. Deze dient aan te sluiten bij de snelheid van de massaoverdracht van de immobiele naar de mobiele zone.

Stoffen als xyleen, die sterk worden geretardeerd, diffunderen nog minder snel uit mobiele zones. De grondwatersnelheid die wordt opgelegd aan het systeem, dient daarom nog lager te zijn dan bij mobiele stoffen. Dit verklaart waarom sanering van een xyleenverontreiniging bij hetzelfde onttrekkingsdebiet altijd minder efficiënt is dan een sanering van een benzeenverontreiniging.

3.3 Conclusie

Nadat eerst drie scenario's zijn doorgerekend om de optimale intermitterende pump-and-treatstrategie te bepalen (scenario A, B en C), zijn uiteindelijk zes pump-and-treatstrategieën (scenario D) onderling vergeleken om een concrete vergelijking te kunnen maken wat betreft saneringsduur (T_{san}) en totaalvolume onttrokken grondwater (V). De strategieën zijn:

1. intensief, continu onttrekken met een debiet van $800 \text{ m}^3/\text{d}$;
2. intensief, continu onttrekken met een debiet van $80 \text{ m}^3/\text{d}$;
3. extensief, intermitterend onttrekken ('pulsed') met een debiet van $20 \text{ m}^3/\text{d}$ (alleen benzeen);
4. extensief, continu onttrekken met een debiet van $8 \text{ m}^3/\text{d}$;

5. extensief, continu onttrekken met een debiet van 0,8 m³/d;
6. extensief, continu onttrekken met een debiet van 0,8 m³/d via een netwerk van onttrekkingsputten.

Uitgangspunt bij de vergelijking is dat de sanering mag worden beëindigd als de restconcentratie 0,01% van de massa bij aanvang is (10² mg). In tabel 1 zijn V en T_{san} (zoals afgeleid uit figuur 17) opgesomd voor de sanering van een benzeenverontreiniging.

Tabel 1. Karakteristieken van verschillende pump-and-treatsystemen bij een benzeenverontreiniging

Scen:	1	2	3	4	5	6
	Intensief, continu	Intensief, continu	Extensief, pulsed	Extensief, continu	Extensief, continu	Extensief, continu netwerk putten
Q [m ³ /d]	800	80	20	8	0,8	0,8
V [m ³]	2.190.000	219.000	30.000	35.040	11.100	2.190
T _{san} [jr]	7,5	7,5	11,5	12	38	7,5

Uit tabel 1 blijkt dat een sanering van een met benzeen verontreinigde locatie waarbij wordt onttrokken met een groot debiet (zoals gangbaar is in de praktijk) niet veel eerder kan worden beëindigd dan een sanering waarbij wordt onttrokken met een laag debiet (al dan niet intermitterend), maar dat de reductie in het totale volume opgepompt grondwater aanzienlijk is (factor 7 tot 70). Een verdere reductie van het onttrekkingsdebiet met een factor 10 heeft een drie à vier keer langere saneringsduur tot gevolg. Het totale volume opgepompt grondwater is echter drie keer zo laag als bij intensief continu saneren. Als er zeer extensief grondwater wordt onttrokken via meerdere onttrekkingsputten die verspreid staan over de pluim verontreinigd grondwater, is de saneringsduur even lang als bij een onttrekking van 800 m³/d. Het debiet is dan echter duizend keer zo laag! De resultaten zijn vergelijkbaar bij een sterker adsorberende stof als xyleen (zie tabel 2).

Tabel 2. Karakteristieken van verschillende pump-and-treatsystemen bij een xyleenverontreiniging

Scen	1	2	4	5	6
	Intensief, continu	Intensief, continu	Extensief, continu	Extensief, continu	Extensief, continu

					netwerk putten
Q [m ³ /d]	800	80	8	0,8	0,8
V [m ³]	5.256.000	525.600	58.400	11.100	5.256
T _{san} [jr]	18	18	20	38	18

HOOFDSTUK 4

KOSTENBESCHOUWING

De zuivering van het onttrokken verontreinigde grondwater is een belangrijke kostenpost van grondwatersaneringen. Afhankelijk van de noodzaak van ontgraving en ex-situreiniging van grond kunnen de grondwaterzuiveringskosten 30 tot 90% van de totale saneringskosten bedragen. De zuiveringskosten zijn opgebouwd uit:

- installatiekosten zuiveringsinstallatie;
- jaarlijkse afschrijving van de zuiveringsinstallatie (6,1%);
- jaarlijkse variabele kosten, waaronder onderhoud, energiekosten, lozingskosten en de zuiveringsinstallatie.

Deze kosten worden hoofdzakelijk bepaald door de aard en de capaciteit van de zuiveringsinstallatie. De benodigde capaciteit van de zuiveringsinstallatie hangt samen met het debiet waarmee het te zuiveren grondwater wordt opgepompt.

In principe is het mogelijk om het grondwater van meerdere, kleine grondwatersaneringen waar met een zeer laag debiet wordt onttrokken te zuiveren met een installatie waarvan de capaciteit is berekend op de zuivering van één grote grondwatersanering (mits het om hetzelfde type verontreiniging gaat). Deze strategie is natuurlijk zeer zinvol als het gaat om de sanering van grote, aaneengeschaalde bedrijventerreinen waar meerdere locaties moeten worden gesaneerd. Het verontreinigde grondwater op de saneringslocaties kan dan via leidingen naar de zuiveringsinstallaties worden gedistribueerd of het kan worden gedistribueerd door de afzonderlijke saneringen te voorzien van een opslagfaciliteit die periodiek wordt geleegd door een tankauto. Bij lage onttrekkingsdebieten (kleiner dan 1 m³/d) zijn opslagfaciliteiten met een inhoud van enkele tientallen kubieke meters voldoende om een zuiveringsinstallatie tussen tientallen saneringen te delen.

Er kan een zeer groot kostenvoordeel worden bereikt door de capaciteit van de zuiveringsinstallatie aan te passen op het zeer lage onttrekkingsdebiet. De kostenreductie die wordt verkregen door de zuiveringsinstallatiecapaciteit te verkleinen, zou wel eens groter kunnen zijn dan door een grote zuiveringsinstallatie te delen. Praktische nadelen, zoals de verzorging van de grondwaterdistributie, zijn er niet. Bovendien kan dit kostenvoordeel al worden behaald op een locatie waarvan slechts één gebied verontreinigd is. *Bij debieten die lager zijn dan 1 kubieke meter per dag, bedragen de totale grondwaterzuiveringskosten slechts enkele tienduizenden guldens in plaats van de honderduizenden tot miljoenen guldens die nodig zijn voor installaties met een capaciteit van enkele honderden kuub per dag (die in de dagelijkse praktijk gangbaar zijn).*

HOOFDSTUK 5

CONCLUSIES

De conclusies van dit rapport hebben enerzijds betrekking op de betrouwbaarheid van de berekende restconcentraties bij extensieve pump-and-treatsaneringen en anderzijds op de methoden om pump and treat door extensivering kosteneffectiever te maken.

De conclusies over de *betrouwbaarheid* kunnen als volgt worden samengevat:

- Niet-evenwichtssorptie levert een goede, gemiddelde beschrijving op van het effect van fysieke heterogeniteit op kleine schaal, wat essentieel is voor een juiste inschatting van de saneringseffectiviteit en -duur.
- Eerste-ordeprocessen als niet-evenwichtssorptie beschrijven met name de eerste jaren van saneringsstagnaties als gevolg van nalevering vanuit slecht doorlatende zones goed.
- Op de langere termijn wordt de saneringsstagnatie versterkt door tweede-ordeprocessen, zoals diffusie.
- Concentratiemetingen in het onttrokken grondwater in het begin van de sanering leveren veel informatie op waarmee het stoftransportmodel dat niet-evenwichtssorptie van de verontreiniging aan de bodem beschrijft, kan worden gekalibreerd. Het gekalibreerde model kan worden gebruikt om te evalueren wat de consequenties zijn van stopzetting of extensivering van de sanering.
- Met name de voorspelling van het verloop van de massa in de bodem is aan onzekerheden onderhevig. Het verdient dan ook aanbeveling om behalve de concentratie verontreiniging in het grondwater te bepalen ook de concentratie in de bodem te bepalen.

De conclusies over *extensivering van pump and treat* kunnen als volgt worden samengevat:

- Diffusie van verontreinigingen vanuit slecht doorlatende naar goed doorlatende lagen is het bepalende proces voor de saneringsduur van een in-situ-pump-and-treatsanering.
- De diffusie is het gevolg van de concentratiegradiënt tussen goed en slecht doorstroomde lagen. De gradiënt ontstaat doordat de verontreiniging uit de goed doorstroomde lagen wordt verwijderd door grondwateronttrekking. Er hoeft slechts zeer weinig grondwater te worden onttrokken om deze gradiënt in stand te houden.
- Het is zinloos om veel grondwater te onttrekken omdat de langzame nalevering vanuit slecht doorlatende lagen als gevolg van diffusie niet kan worden versneld.
- Lage onttrekkingsdebieten kunnen soms toch een langere saneringsduur tot gevolg hebben doordat het lang duurt voor de verontreiniging bij de put is. Deze beperking kan worden opgeheven door de afstand van de verontreiniging tot de onttrekkingsput te verkleinen. Een methode hiervoor is grondwateronttrekking via een netwerk van putten.

- De beste extensivering van pump and treat is het debiet van de grondwateronttrekking te verminderen naar enkele kubieke meters per dag en de onttrekking te verspreiden over de pluim met verontreinigd grondwater.
- Intermitterend onttrekken is een suboptimale oplossing.
- Extensivering van een pump-and-treatsanering kan leiden tot een reductie van de saneringskosten van het grondwater met minstens een factor 10.

LITERATUUR

- Appelo, C.J. en D. Postma, 1993.
Geochemistry, groundwater and pollution, A.A. Balkema, Rotterdam.
- Bahr, J.M. en J. Rubin, 1987.
Direct comparison of kinetic and local equilibrium formulations for solute transport affected by surface reactions, *Wat. Resour. Res.*, vol. 23 (3), p. 438-452.
- Bosma, W.J. en S.E.A.T.M. van der Zee, 1994.
Transport of reactive solutes in heterogeneous porous formations, proefschrift LUW.
- Brusseu, M.L. en P.S.C. Rao, 1989.
Sorption nonideality during organic contaminant transport in porous media, *Crit. Reviews Env. Control*, 19, p. 3399.
- Chang, 1997.
Environ. Sci. & Technol., vol. 31.
- Dagan, G., 1989.
Flow and transport in porous formations, Springer Verlag.
- Farrel, J. en M. Reinhard, 1994a.
Desorption of halogenated organics from model solids, sediments, and soil under unsaturated conditions; 1: Isotherms, *Environ. Sci. & Technol.*, vol. 28 (1), p. 53-62.
- Farrel, J. en M. Reinhard, 1994b.
Desorption of halogenated organics from model solids, sediments, and soil under unsaturated conditions; 1: Kinetics, *Environ. Sci. & Technol.*, vol. 28 (1), p. 63-72.
- Freeze, R.A. en J.A. Cherry, 1989.
What has gone wrong?, *Ground Water*, vol. 27 (4), p. 458-464.
- Fry, V.A. en J.D. Istok, 1994.
Effects of rate-limited desorption on the feasibility of in situ bioremediation, *Water Resour. Res.*, vol. 30 (8), p. 2413-2422.
- Geer, F.C. van, F.A. Hanneman, A.J. Palsma, A.J.C. Sinke, C.B.M. te Stroet, R.M.C. Theelen en J.C.M. de Wit, 1997.

RESTRISK - Verspreiding en risico's van restconcentraties in bodem en grondwater. Fase 1: Ontwikkeling van een beoordelingsmethodiek voor locaties met stagnerende grondwatersanering, CUR/NOBIS-rapport 95-2-11, fase 1.

Gelhar, L.W., 1993.
Stochastic subsurface hydrology, Prentice Hall.

Genuchten, M.T. van, 1985.
A general approach for modelling solute transport in structured soils, *Proc. Hydrogeology Rocks Low Hydraulic Conductivity*, Memoirs IAH, vol. 17, part 1, p. 513-526.

Griffioen, J. en R.A.A. Hetterschijt, 1998.
On diffusive mass-transfer limitations in relation to remediation of polluted groundwater systems, 6th *International FZK/TNO conference on contaminated soil*, Edinburgh, UK.

Haley, J.L., B. Hanson, C. Enfield en J. Glass, 1991.
Evaluating the effectiveness of groundwater extraction systems, *Groundwater Monitoring Rev.*, vol. 11 (1), p. 119-124.

Harvey, F.C., 1996.
Solute transport in spatially heterogeneous aquifers: mapping large scale structures and modelling small scale effects, proefschrift Stanford University.

Harvey, F.C., R. Haggerty en M.S. Gorelick, 1994.
Aquifer remediation: a method for estimating mass transfer rate coefficients and an evaluation of pulsed pumping, *Wat. Resour. Res.*, vol. 30 (7), p. 1979-1991.

Hetzinger en Alexander, 1995.
The effect of aging, *Environ. Sci. & Technol.*

Kan, A.T., G. Fu en M.B. Tomson, 1994.
Adsorption/desorption hysteresis in organic pollutant and soil/sediment interaction, *Environ. Sci. & Technol.*, vol. 28 (5), p. 859-867.

Keeley, J.F., 1989.
Performance evaluation of pump & treat remediations, *Superfund Issue Paper*, EPA/540/8-89/005, R.S. Kerr Environmental Research Lab., Ada OK.

Mackey, D.M. en J.A. Cherry, 1989.
Groundwater contamination: pump-and-treat remediation, *Environ. Sci. Technol.*, 23(6), p. 630-636.

Miller, C.T. en J.A. Beck, 1992.

Use of a reactive surface-diffusion model to describe apparent sorption-desorption hysteresis and abiotic degradation of lindane in a subsurface material, *Environ. Sci. & Technol.*, vol. 26 (7), p. 1417-1426.

Pignatello, J.J. en B. Xing, 1996.

Mechanisms of slow sorption of organic chemicals to natural particles, *Environ. Sci. & Technol.*, vol. 30 (1), p. 1-11.

Rao, P.S.C., R.E. Jessup, D.E. Rolston, J.M. Davidson en D.P. Kilgreaase, 1980.

Experimental and mathematical description of nonadsorbed solute transfer by diffusion in spherical aggregates, *Soil Sci. Soc., Am. J.*, vol. 44, p. 684-688.

Rao, P.S.C., R.E. Jessup, D.E. Rolston en J.M. Davidson, 1980.

Solute transport in aggregated porous media: theoretical and experimental evaluation, *Soil Sci. Soc., Am. J.*, vol. 44, p. 1139-1146.

Sutherland, S.S., 1997.

Remediation engineering: design concepts, CRC Press. Inc.

Valocchi, A.J., 1988.

Theoretical analysis of deviations from local equilibrium during sorbing solute transport through idealized stratified aquifers, *Water. Resour. Res.*

Valocchi, A.J., 1990.

Use of temporal moment analysis to study reactive solute transport in aggregated porous media, *Geoderma*, (46), p. 233-247.

BIJLAGE A

FIGUREN

Figuur 1 Concept van een tweefasensysteem

Figuur 2 Tweefasensysteem na twintig jaar verontreiniging met naftaleen

Figuur 3 Concentratie naftaleen na één, vijf, tien en twintig jaar continu saneren

Figuur 4 Doorbraakcurve van toluen bij niet-evenwichtssorptie voor case 2

Figuur 5 Doorbraak in een willekeurig poreus medium (a), een perfect gelaagd medium (b) en een niet- perfect gelaagd medium (c)

Figuur 6 Doorbraak van toluen bij een niet-lineaire sorptie bij een K_d -waarde van 4 (a) en 400 (b)

Figuur 7 Bandbreedte van het voorspelde saneringsverloop van toluen als gevolg van variatie van poriëngehalte, vormfactor en effectieve diffusiecoëfficiënt met een factor 10

Figuur 8 Verloop van de massa en het evenwicht (a) en de afgelegde afstand en spreiding van de pluim (b) als gevolg van variatie van poriëngehalte, vormfactor en effectieve diffusiecoëfficiënt met een factor 10

Figuur 9 Verdeling van snelheidscoëfficiënt als gevolg van onzekerheid in immobiele porositeit (a), immobiele + mobiele porositeit (b), en (b) + vormfactor (c)

Figuur 10 Bandbreedtes als gevolg van variatie van snelheidscoëfficiënt met een factor 2: doorbraakcurve (a), massa (b) en afstand/spreiding (c)

Figuur 11 Bandbreedtes als gevolg van onzekerheid van initiële verdeling van de verontreiniging over bodem en grondwater: doorbraakcurve (a), massa (b)

Figuur 12 Bandbreedtes door onzekerheid van initiële concentratie: doorbraakcurve (a), massa (b)

Figuur 13 Bandbreedtes doorbraakcurve door onzekerheid van de doorlatendheid

Figuur 14 Afname van de massa benzeen (a) en xyleen (b) bij verschillende intermitterende onttrekkingsstrategieën voor scenario A

Figuur 15 Afname van de massa benzeen bij verschillende intermitterende onttrekkingsstrategie-
en voor scenario B

Figuur 16 Afname van de massa benzeen bij verschillende intermitterende onttrekkingsstrategieën voor scenario C

Figuur 17 Restmassa benzeen in bodem (mg) bij verschillende saneringsvarianten voor scenario D

BIJLAGE B

BESCHRIJVING VAN DE GEMODELLEERDE CASE

Beschrijving van de case

Op de locatie is sprake van een verontreiniging met minerale oliecomponenten en BTEX. Het volume verontreinigd grondwater is geschat op 60.000 m³. De saneringsdoelstelling voor aromaten in grondwater is vastgesteld op 0,01 µg/l. De verontreiniging bevindt zich in een matig grofzandige laag tussen 4 en 13 meter beneden maaiveld (doorlatendheid 8 à 10 m/d). Benedenwaartse verspreiding wordt tegengegaan door onderliggende klei- en veenlagen. In totaal is er 4.000 ton grond afgegraven tot een maximale diepte van 6 meter. Bij de eindbemonstering zijn op drie plaatsen in de grond restverontreinigingen aangetoond. De concentratie restverontreinigingen ligt tussen de 15 en 120 mg/kg vluchtige koolwaterstoffen. Het volume hiervan is geschat op 250 m³.

Figuur A Ontgravingsdiepte verontreinigde grond op gemodelleerde case

Nadat het grootste gedeelte van de verontreiniging in de bodem is afgegraven (zie figuur A), is een in-situ grondwatersanering gestart om de restverontreiniging te verwijderen. De sanering vindt

plaats door grondwateronttrekking met een debiet van $80 \text{ m}^3/\text{d}$. De saneringsduur werd geschat op 1,5 à 3 jaar, maar na ruim drie jaar is de concentratie van het opgepompte grondwater nog maar gedaald tot $300 \mu\text{g/l}$ (zie figuur B). De hypothese over de oorzaak van de stagnatie is dat er een restverontreiniging achterblijft na afgraving van de drijflaag en dat er niet-evenwichtssorptie optreedt.

Figuur B Gemeten concentraties van het onttrokken grondwater

Beschrijving van het grondwater- en stoftransportmodel

Het model is opgezet voor één laag in het horizontale x-y-vlak. De modellaag wordt beschouwd als een homogeen en isotroop, 10 meter dik pakket waarvan de doorlatendheid 10 m/d bedraagt en de porositeit 0,3. Het debiet van de onttrekkingsput is in het uitgangsscenario, conform het debiet dat is gemeten tijdens de sanering, op $80 \text{ m}^3/\text{d}$ gesteld. De initiële concentraties zijn ingevoerd zoals weergegeven in figuur C.

In het model waarmee deze scenario's werden doorgerekend, is geen natuurlijke grondwaterstroming verdisconteerd terwijl deze in werkelijkheid wel aanwezig is. In feite is dus de sanering van een verontreiniging gemodelleerd in een gebied zonder grondwaterstroming. Deze situatie kan ook in werkelijkheid worden gerealiseerd door het gebied waarin zich de verontreiniging bevindt geologisch te isoleren met een apart beheerssysteem. Sanering en verspreiding van de verontreiniging worden dan door twee aparte systemen gecontroleerd.

Figuur CDwarsdoorsnede met restconcentraties