

NOBIS 98-1-02
MONITORING IN FEB

drs.ing. E. Schurink (GeoDelft)
drs. R.P. Heijer (Grondmij Advies & Techniek bv)

december 2001

Gouda, CUR/NOBIS

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 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, "©"Monitoring in FEB", december 2001, 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 zijdens 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, "©"Monitoring in FEC", December 2001, CUR/NOBIS, Gouda, The Netherlands."

Liability

CUR/NOBIS 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 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 insofar as this damage is a result of intentional fault or gross negligence of CUR/NOBIS and/or the contributors.

Titel rapport
Monitoring in FEB

CUR/NOBIS rapportnummer
98-1-02

Project rapportnummer
98-1-02

Auteur(s)
drs.ing. E. Schurink
drs. R.P. Heijer

Aantal bladzijden
Rapport: 33
Bijlagen: 156

Uitvoerende organisatie(s) (Consortium)

Milieudienst Rijnmond DCMR (K. de Jager, 010-2468000)
Provincie Zuid-Holland (ing. J. Veldhoven, 070-4416910)
Gemeente Utrecht (G.W. Leurink, 030-2720344)
Gewest Zuid-Kennemerland (J.H. Oosterveen, 023-5114982)
Stichting Bodemsanering NS (D. Veltkamp, 030-2988310)
Gemeentewerken Rotterdam (A. Roeloffzen, 010-4896204)
Provincie Noord-Holland (J. Kuiper, 023-5143143)
Vereniging van Afvalverwerkers (VVAV) (mw. S. de Vries, 030-2323030)
Grontmij Advies & Techniek bv (drs. R.P. Heijer, 030-6344616)
GeoDelft (ir. D. Pereboom, 015-2693500)

Uitgever
CUR/NOBIS, Gouda

Samenvatting

Flexibele Emissie Beheersing (FEB) is een methode ten behoeve van het ontwerp en de optimalisatie van monitoringssystemen. Met behulp van FEB is het mogelijk om verschillende monitoringsscenario's te simuleren en op hun kosteneffectiviteit te toetsen. Belangrijke parameters daarbij zijn, naast de kosten, de trefkans en de betrouwbaarheid van het systeem. Kern van de methodiek is het simuleren van de verspreiding van potentiële verontreinigingen vanuit mogelijke (punt)bronnen. De verspreiding wordt in de tijd gevolgd en getoetst of en wanneer zij monitoringspunten bereikt. Verschillende ontwerpen kunnen worden getoetst aan het programma van eisen. Vervolgens kan de selectie plaatsvinden van het te implementeren monitoringssysteem.

Tijdens de exploitatie van het systeem kan de effectiviteit worden getoetst en kunnen eventuele wijzigingen opnieuw worden berekend. Tevens is het mogelijk om bij ontoelaatbare verspreiding maatregelscenario's door te rekenen.

Trefwoorden

Gecontroleerde termen:
bodemverontreiniging, monitoring, nazorg, risico's, verspreiding

Vrije trefwoorden:

-

Titel project
Monitoring in FEB

Projectleiding
GeoDelft
(drs.ing. E. Schurink, 015-2693701)

Dit rapport is verkrijgbaar bij:
CUR/NOBIS, Postbus 420, 2800 AK Gouda

Report title
Monitoring in FEC

CUR/NOBIS report number
98-1-02

Project report number
98-1-02

Author(s)
drs.ing. E. Schurink
drs. R.P. Heijer

Number of pages
Report: 33
Appendices: 156

Executive organisation(s) (Consortium)

Milieudienst Rijnmond DCMR (K. de Jager, 010-2468000)
Provincie Zuid-Holland (ing. J. Veldhoven, 070-4416910)
Gemeente Utrecht (G.W. Leurink, 030-2720344)
Gewest Zuid-Kennemerland (J.H. Oosterveen, 023-5114982)
Stichting Bodemsanering NS (D. Velkamp, 030-2988310)
Gemeentewerken Rotterdam (A. Roeloffzen, 010-4896204)
Provincie Noord-Holland (J. Kuiper, 023-5143143)
Vereniging van Afvalverwerkers (VVAV) (mw. S. de Vries, 030-2323030)
Grontmij Advies & Techniek bv (drs. R.P. Heijer, 030-6344616)
GeoDelft (ir. D. Pereboom, 015-2693500)

Publisher

CUR/NOBIS, Gouda

Abstract

Flexible Emission Control (FEC) is a method for the design and optimization of monitoring systems to monitor the migration of contaminants in saturated soil. By applying this method it is possible to simulate different monitoring scenarios and to model their performance and (cost) efficiency under the site-specific circumstances. Important parameters are the costs (capital and investment costs), the potential hit score and the reliability of the system. Core in the method is the modelling and simulation of the migration of contaminants from potential contaminated sources (hot spots). The migration pattern is simulated as function of geohydrological data and time, and the model is checking whether and when contaminants are reaching the monitoring wells in the design. Several designs are modelled and confronted with the set of criteria in the terms of reference. Then a selection can be made for the most optimal design.

After implementation and during exploitation of the monitoring system changes in the site specific conditions can be introduced in the model to check their impact on the efficiency of the system. It is also possible to model the impact of remediation measures in case unacceptable migration make these necessary.

Keywords

Controlled terms:

follow-up, monitoring, risks, spread,
soil contamination

Uncontrolled terms:

-

Project title
Monitoring in FEC

Projectmanagement
GeoDelft
(drs.ing. E. Schurink, 015-2693701)

This report can be obtained by: CUR/NOBIS, PO Box 420, 2800 AK Gouda, The Netherlands
Dutch Research Programme In-Situ Bioremediation (NOBIS)

VOORWOORD

Flexibele Emissie Beheersing (FEB) is een concept voor het verantwoord toepassen van extensieve saneringstechnieken door het beheersen van verspreiding van verontreinigende stoffen. Toepassing van FEB kan bijdragen aan een belangrijke doelstelling van het nieuwe bodemsaneringsbeleid: het opheffen van de stagnatie in de bodemsanering, onder andere door het realiseren van kostenbesparingen. FEB biedt de mogelijkheid een kosteneffectieve aanpak te realiseren zonder dat dit ten koste gaat van risico's voor mens en milieu. FEB zal in de praktijk met name worden toegepast bij het beheer van de pluim (van mobiele verontreinigingen) in situaties met voldoende ruimte tussen de actuele pluim en aanwezige kwetsbare objecten.

In een FEB-aanpak wordt ruimte gegeven aan verspreiding van verontreiniging, zodat natuurlijke verminderingsprocessen (waaronder natuurlijke afbraak) kunnen plaatsvinden maar tegelijkertijd stelt het ook grenzen aan de toelaatbare verspreiding. Kwetsbare objecten blijven dan beschermd. Bescherming wordt geboden door monitoring en door aanvullende maatregelen achter de hand te houden. Het gebruik van de locatie en zijn omgeving zijn daarbij van doorslaggevend belang. De bodem wordt dus benut als 'reactorvat' en metingen worden uitgevoerd om onzekerheden in bodemprocessen te verkleinen. Onnodige en/of overgedimensioneerde maatregelen worden hiermee voorkomen.

De grenzen worden bewaakt met een monitoringssysteem, terwijl altijd aanvullende maatregelen beschikbaar zijn om, indien nodig, in te grijpen. Fysieke maatregelen (bijvoorbeeld op of rondom de bron) kunnen onderdeel uitmaken van een FEB-aanpak.

Uitgangspunt van een FEB-aanpak is altijd het ontstaan van een *stabiele eindsituatie*. In de opzet van een FEB-aanpak worden tussen alle betrokken partijen eenduidige en goed communiceerbare afspraken gemaakt voor de periode tot het bereiken van de stabiele eindsituatie. Deze afspraken dienen als basis voor tussentijdse evaluaties op *ijkmomenten*. Met het monitoringssysteem kan worden voorkomen dat ongemerkt niet meer aan gebruikseisen van grond en grondwater wordt voldaan. Tevens levert het gegevens op waarmee prognoses over het ontstaan van een stabiele eindsituatie kunnen worden getoetst en bijgesteld. Dit kan leiden tot een aanpassing van de saneringsaanpak (of, indien nodig, de uitvoering van een interventiescenario). Kortom: FEB biedt het instrumentarium om BEVER in de praktijk toe te gaan passen en draagt bij aan het noodzakelijke draagvlak.

Leeswijzer

Vooruitlopend op de implementatie van het nieuwe beleid is FEB ontwikkeld in een NOBIS-consortium waaraan veel partijen hebben deelgenomen. Voor u ligt het rapport 'Monitoring in FEB'. Dit rapport is gezien zijn omvang, inclusief bijlagen en appendices, alleen verkrijgbaar op cd-rom. De achtergrondinformatie bij dit rapport wordt eveneens op cd-rom aangeleverd.

Rapport 'Monitoring in FEB'

Dit rapport gaat met name in op allerlei aspecten van monitoring met de nadruk op het begrip betrouwbaarheid. Er wordt een kader geboden, waarmee op systematische wijze een monitoringssysteem kan worden ontworpen. Veel aandacht gaat daarbij uit naar communicatie over risico's en het begrip betrouwbaarheid en kosteneffectiviteit van monitoring. Aan de orde komen achtereenvolgens de positie en dichtheid van het monitoringsnetwerk en de wijze waarop kan worden omgegaan met incidentele en systematische fouten bij het plaatsen van meetpunten, benoeming en meting/analyse.

De cd-rom bevat de volgende informatie:

- het hoofdrapport 'Monitoring in FEB' (98-1-02 rap1);
- de bijlagen en de appendices bij het rapport 'Monitoring in FEB' (98-1-02 bijlagen en 98-1-02 appendices);
- een rekenmodel voor een snelle indicatieve schatting van monitoringskosten (98-1-02 rekenmodel);
- de 'Handleiding Flexibele Emissie Beheersing (FEB)' (98-1-02 Handleiding FEB);
- een powerpointpresentatie over het model DG>Plume voor de optimalisatie van monitoringsnetwerken (98-1-02 presentatie DGPlume);
- het rapport 'Document peilbuisgebruik' van GeoDelft/Grontmij (document peilbuisgebruik GD en GM).

Flexibele Emissie Beheersing (FEB) in kort bestek

FEB in kort bestek bevat de hoofdlijnen van FEB (wat is FEB, terminologie, toepassingsgebied en introductie tot de handleiding). 'Flexibele Emissie Beheersing (FEB) in kort bestek' is als apart hoofdstuk opgenomen in de handleiding voor de toepassing van FEB (zie '98-1-02 Handleiding FEB' op de cd-rom).

Handleiding voor de toepassing van FEB

In de handleiding wordt het proces van het opzetten van een FEB-aanpak in vier stappen doorlopen. In deze stappen wordt beschreven welke gegevens beschikbaar moeten zijn en hoe een eerste aanzet tot een FEB-aanpak kan worden uitgewerkt. De handleiding biedt tevens een kader waarbinnen met name het monitoringssysteem kan worden uitgewerkt. In de stapsgewijze benadering wordt, indien nodig, verwezen naar toelichtingskaders (opgenomen in de handleiding) en het rapport 'Monitoring in FEB'.

december 2001

INHOUD

		SAMENVATTING	viii
		NOTATIES	xv
		LIJST MET GEHANTEERDE DEFINITIES	xvi
Hoofdstuk	1	INLEIDING	1
	1.1	Algemeen	1
	1.2	Probleemstelling/kennisbelang	1
	1.3	Doelstelling	2
	1.4	Opzet van de rapportage	2
	1.5	Stand van zaken betreffende monitoring	3
	1.6	Communicatie rond FEB	3
Hoofdstuk	2	BETROUWBAARHEID VAN DE MONITORING: FAALKANS-ANALYSE	5
	2.1	Inleiding	5
	2.2	Processchema van de ontwikkeling van een monitorings-systeem	5
	2.3	FMEA-analyse	7
	2.4	Foutenboom	7
	2.5	Conclusies	8
Hoofdstuk	3	FAALKANSEN IN DE UITVOERING/EVALUATIE VAN METINGEN	9
	3.1	Inleiding	9
	3.2	Kans en gevolg	9
	3.3	Conclusies	10
Hoofdstuk	4	OPSTELLEN VAN HYPOTHESES VAN HET VERSPREIDINGS-PROCES (STAP B)	11
	4.1	Inleiding	11
	4.2	Benadering van bodemheterogeniteit	11
	4.2.1	Inleiding	11
	4.2.2	Knelpunten	11
	4.2.3	Hoe om te gaan met bodemheterogeniteit	11
	4.3	Ondergrondmodellen	12
	4.4	Bemonsteringsdiepte en bemonsteringsvolume	12
Hoofdstuk	5	ONTWERPEN VAN EEN MONITORINGSNETWERK (STAP C)	13
	5.1	Inleiding	13
	5.2	Begrippenkader	13
	5.3	Trefkansberekening/optimalisatie	14
	5.4	Kosten van monitoring en schade	14
	5.5	Eisen aan de betrouwbaarheid van een monitorings-systeem (stap D.7)	15
	5.6	Optimaliseren van het monitoringssysteem	15
	5.7	Definitie van de verontreinigingsbron	16

	5.8	Verzekeraarbaarheid van risico's van falen	17
	5.9	Toepasbaarheid van de ontwerpsystematiek	17
Hoofdstuk	6	UITVOEREN VAN CONTROLERENDE METINGEN; EVALUATIE (STAP E)	18
	6.1	Inleiding	18
	6.2	Systematiek	18
	6.3	Conclusies	19
Hoofdstuk	7	TOEPASSING OP CASE A: HET GEVAL JOH. ENSCHEDÉ	20
	7.1	Inleiding	20
	7.2	Beleidsmatige randvoorwaarden	20
	7.3	Keuze van het monitoringsinstrumentarium	20
	7.4	Heterogeniteit van de bodem en ondergrondmodellen	21
	7.5	Optimalisatie van het monitoringsnetwerk	21
	7.6	Volgen van contouren	23
Hoofdstuk	8	TOEPASSING OP CASE B: DE MEERSTEEG TE GELDERMALSEN	25
	8.1	Inleiding	25
	8.2	Uitgevoerde activiteiten	25
	8.3	Conclusies	26
		LITERATUUR	27
Bijlage	1	INVENTARISATIE VAN DE STAND VAN ZAKEN BETREFFENDE MONITORING	
Bijlage	2	COMMUNICATIE ROND FEB	
Bijlage	3	FAALKANSANALYSE VAN EEN MONITORINGSSYSTEEM	
Bijlage	4	NETWERKONTWERP MET HET PROGRAMMA DG>Plume	
Bijlage	5	BASISGEBEURTENISSEN IN METEN EN EVALUEREN	
Bijlage	6	OMGAAN MET BODEMHETEROGENITEIT	
Bijlage	7	KOSTEN VAN MONITORING EN SCHADE DOOR FALLEN	
Bijlage	8	EISEN AAN BETROUWBAARHEID VAN EEN MONITORINGSSYSTEEM	
Bijlage	9	VERZEKERBAARHEID VAN RISICO'S VAN EEN FALEND MONITORINGSSYSTEEM	
Bijlage	10	EVALUATIE: HET VOLGEN VAN CONTOUREN	
Bijlage	11	TOEPASSING OP CASE A: HET GEVAL JOH. ENSCHEDÉ	
Bijlage	12	TOEPASSING OP CASE B: DE MEERSTEEG TE GELDERMALSEN	

Bijlage	13	LENGTE EN DIEPTE VAN BEMONSTERINGSFILTERS
Appendix	1	LITERATUUROVERZICHT OP HET GEBIED VAN MONITORING
Appendix	2	VERSLAG VAN DE WORKSHOP 'BETROUWBAARHEID VAN MONITORING' (APRIL 1999)
Appendix	3	RESULTATEN VAN DE ENQUÊTE OVER 'BETROUWBAARHEID VAN MONITORING'
Appendix	4	VERSLAGEN VAN GESPREKKEN MET VERZEKERAARS
Appendix	5	GEOLOGIE, ONDERGRONDMODELLEN EN VERSPREIDINGSBEREKENINGEN (CASE A)
Appendix	6	BEREKENING VAN NORM- EN STOFFLUXEN, GEVAL JOH. ENSCHEDÉ
Appendix	7	REKENPROGRAMMA'S VOOR KOSTEN VAN MONITORING EN SANERINGSKOSTEN BIJ FALEND MONITORINGSSYSTEEM; BEREKENING VAN NETTO-CONTANTE WAARDE
Appendix	8	CASE B: LEKINTENSITEIT, LEKOPPERVLAKTE EN BRONGEHALTE

SAMENVATTING

Monitoring in FEB

In het nieuwe bodembeleid is kosteneffectiviteit van maatregelen een belangrijk criterium bij het beoordelen van de aanpak mobiele verontreinigingen. De mogelijkheid wordt geboden om de verontreiniging 'de ruimte te geven' als dit nodig is om goedkopere oplossingen te kunnen realiseren. In de praktijk kan dit betekenen dat de pluim met extensieve concepten (als natuurlijke afbraak) kan worden aangepakt. Randvoorwaarden aan het toestaan van verspreiding zijn echter dat een *stabiele eindsituatie* moet ontstaan, de verspreiding niet tot onaanvaardbare situaties (blootstelling) leidt, de verontreiniging binnen 30 jaar verwijderd is en gedurende die periode de stand van zaken periodiek wordt geëvalueerd (*ijkmomenten*). *Het aanvaarden van tijdelijke verspreiding kan ook nuttig zijn als de bodemprocessen beter inzichtelijk moeten worden gemaakt met monitoring en als fasering wenselijk is, bijvoorbeeld bij afstemming op de bedrijfsvoering.*

In het project Flexibele Emissie Beheersing (FEB) zijn de voordelen van een procesmatige aanpak van bodemsanering, waarbij beschikbare *ruimte* tot goedkopere bodemsanering kan leiden ('de bodem functioneert als reactorvat'), in verschillende praktijkgevallen aangetoond. In sommige gevallen kan het zinvol zijn om FEB juist niet toe te passen, bijvoorbeeld als de kans op intensieve nazorg groot is (het minimaliseren van nazorg is één van de strategische doelen van het nieuwe beleid). Bovendien kan onzekerheid over toekomstige maatregelen onaanvaardbaar groot zijn voor de saneerder. In die gevallen heeft een kortdurende sanering van bron en pluim de voorkeur. De noodzaak van een aantoonbaar betrouwbaar controlerend monitoringssysteem, waarmee randvoorwaarden ten aanzien van optredende verspreiding kunnen worden getoetst en, indien nodig, tijdig kan worden ingegrepen, is evident. Met Flexibele Emissie Beheersing kan op procesmatige wijze een monitoringssysteem worden ontwikkeld en kan tevens worden beoordeeld in welke mate de sterkte van een verontreinigingsbron moet worden vermindert om een stabiele eindsituatie te creëren. Kortom, met FEB kan efficiënt en *kosteneffectief* met de beschikbare ruimte worden omgegaan.

In het totale FEB-project is een aantal aspecten van monitoring onderzocht en zijn knelpunten uitgewerkt. In FEB III zijn de volgende aspecten onderzocht:

- betrouwbaarheid van controlerende monitoring;
- monitoring in de praktijk;
- methodiek, inclusief een handleiding voor de ontwikkeling van monitoringssystemen;
- validatie van de methodiek in twee cases en uitwerking naar vuistregels.

Betrouwbaarheid van de monitoring

Inleiding

In FEB III is de betrouwbaarheid van controlerende monitoring het onderzoeksdoel geweest. Monitoring is van belang om het saneringsproces te volgen (wordt stabiele eindsituatie bereikt) en te toetsen of nog steeds aan de gebruikseisen wordt voldaan. Naar verwachting zal het draagvlak voor saneringen waarbij verontreinigingen de ruimte krijgen toenemen als kan worden aangetoond dat betrouwbare monitoring een deel van de gewenste bescherming kan bieden die traditioneel door het nemen van fysieke maatregelen wordt bereikt.

Aanpak van de bodemheterogeniteit

De bodemheterogeniteit wordt altijd een groot knelpunt genoemd als wordt gesproken over de betrouwbaarheid van een monitoringssysteem.

In FEB wordt de bodemheterogeniteit op drie schaalniveaus benaderd:

- Het hoogste schaalniveau (dat van geologische formaties) bepaalt op basis van de geometrie in welke laag monitoring plaatsvindt.
- Het laagste schaalniveau (dat van sedimentaire structuren) is van invloed op de dispersiefactor die de dichtheid van meetpunten bepaalt. Deze factor dient in de berekeningen in beschouwing te worden genomen. Een knelpunt is dat de getalswaarde van de factor veelal niet bekend is.
- Het middelste schaalniveau (dat van lithologische eenheden binnen een geologische formatie/watervoerend pakket); per geval moet worden beoordeeld of verschijnselen op dit schaalniveau (als 'fingering') aanleiding kunnen zijn om de breedte van de lijn waarop zich de meetpunten bevinden te vergroten en/of de meetpunt dichtheid te vergroten. Uiteraard kan inzicht in de rol van dit verschijnsel met bodemonderzoek en/of analyse van de geologie worden vergroot.

Bij de uitvoering van dit onderzoek is gebleken dat kennis van geologen onontbeerlijk is. Het vertalen van kennis, opgedaan in onderzoek naar actuele processen en beschrijvingen van bodems die onder vergelijkbare omstandigheden zijn ontstaan, is essentieel voor een goed begrip van de ruimtelijke variabiliteit in eigenschappen in bodems.

Betrouwbaarheid van een monitoringsnetwerk

Het programma DG>Plume, dat mede in deze studie is ontwikkeld, simuleert de ontwikkeling van 'pluimen' uitgaande van beschikbare kennis over de bron en het verspreidingspad. Het programma expliciteert de trefkans van een monitoringsnetwerk en de gevolgen van falen. Onzekerheden in parameters, die van invloed zijn op verspreidingsprocessen, zijn hanteerbaar gemaakt door deze te beschrijven in de vorm van een gemiddelde waarde met een kansverdeling. De uitkomst van het programma is een grote set pluimen die ieder aan de gestelde criteria (detectie in een meetnet voordat ze de limietgrens bereiken) kunnen worden getoetst. Met het programma kan zowel de faalkans als de kans op vals alarm worden uitgedrukt in een getal. Tevens wordt de omvang van het verontreinigde gebied voorbij de limietgrens berekend. *Het programma wordt voor een groter publiek beschikbaar gemaakt. Het voordeel van het werken met kansverdelingen is dat niet zoals gebruikelijk met worse-cases hoeft te worden gerekend.*

Het genoemde programma (of andere met vergelijkbare mogelijkheden) kan niet zonder meer worden gebruikt, als wordt verwacht dat heterogeniteit op het 'middelste' schaalniveau sterk is.

Kansen op fouten bij het uitvoeren van metingen, het analyseren en het evalueren kunnen in *samenhang* met de trefkans van het netwerk worden geïntegreerd tot de totale betrouwbaarheid van het monitoringssysteem. Dit maakt het eveneens mogelijk om de bijdrage aan de faalkans als gevolg van gebeurtenissen in het meten en evalueren te compenseren via een betrouwbaarder meetnet.

Het programma kan tevens worden gebruikt voor *dynamisch monitoren*, waarbij het monitoringsnetwerk in de loop van de tijd door aanpassing wordt geoptimaliseerd op basis van meetgegevens waarmee de onzekerheid in de invoergegevens is verkleind.

De *trefkans* van het monitoringssysteem wordt bepaald door de betrouwbaarheid van de hypothese van het verspreidingsproces alsmede de opbouw van het meetnetwerk. Factoren die het verspreidingsproces beïnvloeden, en daarmee de trefkans van het netwerk domineren, zijn de bronsterkte en de transversale dispersie. Dit zijn twee grootheden die in de praktijk moeilijk zijn te meten en ook nauwelijks *worden* gemeten.

Bij een monitoringssysteem dichtbij de bron (en ver van het te beschermen object) en lage signaalwaarden is de trefkans hoog, maar neemt ook de kans toe dat verspreiding wordt gesignaleerd die nooit een bedreiging zal vormen omdat deze tijdig uitdooft (vals alarm).

Voor de bescherming van schoon grondwater buiten de actuele verontreinigingscontour is een andere werkwijze voorgesteld. Deze berust op de meting van de flux aan verontreinigende stoffen over de begrenzing van de verontreiniging en een toetsing daarvan aan een normflux die een vertaling is van de beleidsmatige randvoorwaarde waaraan moet worden voldaan. Een normflux zou kunnen worden berekend uit de snelheid waarmee wordt verwacht dat de stabiele eindsituatie ontstaat.

Met de positionering van de meetpunten langs de actuele contour wordt rekening gehouden met de bijdrage van de flux over ieder gedeelte van de contour aan de totale flux alsmede met onzekerheden daarin.

Betrouwbaarheid van het meten en evalueren

De betrouwbaarheid van een monitoringssysteem wordt eveneens beïnvloed door fouten in de uitvoering van metingen en bij het evalueren. Deskundigen hebben echter veelal een gevarieerd beeld van de mate waarin onvolkomenheden bij het feitelijke meten en evalueren bijdragen aan de kans dat een monitoringssysteem faalt.

Onvolkomenheden in het meten en evalueren kunnen leiden tot twee typen gevolgen:

- *Incidentele* gebeurtenissen leiden tot (onbewust) onbruikbare meetgegevens gedurende één of enkele meetronden. Er wordt voorgesteld dit te verrekenen door de interventiezone te vergroten.
- *Systematische* gebeurtenissen leiden tot systematisch te lage meetwaarden. Dit type falen kan worden gecompenseerd via een betrouwbaarder monitoringssysteem.

Een inventarisatie van het inzicht dat bodemsaneringsdeskundigen hebben in de kans op optreden van gebeurtenissen in meten/evalueren die tot systematisch falen leiden, heeft niet tot concrete conclusies geleid. Wel zijn gevolgen in termen van partiële faalkans met het beschikbare model eenvoudig vast te stellen. Afhankelijk van de omvang van de gevolgen kan worden besloten ter compensatie de betrouwbaarheid van het netwerk te verhogen of faalkansen te verkleinen. Dit laatste kan plaatsvinden door beter vooronderzoek, ontwerp en uitvoering.

Onzekerheid omtrent het verschil tussen het analyseresultaat en de werkelijke concentratie in de formatie is groot. Informatie die laboratoria verschaffen maakt duidelijk dat de bandbreedte van meetresultaten rond het gemiddelde groot is.

Er wordt echter aangenomen dat de kans op *opeenvolgende* te lage meetwaarden beperkt is. De gevolgen van incidentele te lage meetgegevens kunnen worden beperkt door de interventiezone te vergroten. De resultaten van het onderzoek kunnen worden gebruikt om gestructureerd te trachten faalkansen te verminderen. Het is echter niet mogelijk om voor iedere praktijksituatie faalkansen goed te kwantificeren.

Hoe om te gaan met faalkansen in een monitoringssysteem

In tabel I is aangegeven hoe met faalkansen en gevolgen kan worden omgegaan. Er is uiteraard met name gekeken naar de mogelijkheden tot de beperking van gebeurtenissen die tot falen kunnen leiden. Daarnaast moet worden overwogen de rol die onzekerheden spelen terug te dringen door een beter vooronderzoek, de toegang van adviseurs tot ontwikkelde kennis te verbeteren en de implementatie van kwaliteitscontrole in de uitvoering van monitoring.

Tabel I. Omgaan met faalkansen.

omvang van het gevolg	omvang van de kans	
	kleine kans	grote kans
beperkte gevolgen	accepteren	gevolgen van systematische fouten <i>compenseren</i> met beter netwerk gevolgen van incidentele fouten <i>compenseren</i> met grotere interventiezone
grote gevolgen	verzekereren	FEB alleen toepassen met adequate interventie-maatregelen

Gewenste betrouwbaarheid van de monitoring

Mening van het bevoegd gezag

Ons land beschikt niet over een beoordelingskader voor de gewenste betrouwbaarheid van monitoringssystemen. In een workshop met vertegenwoordigers van het bevoegd gezag is gebleken dat het mogelijk is om de waarde van te beschermen objecten monetair te maken. Dit biedt tevens de mogelijkheid om te voldoen aan het (door velen onderschreven) uitgangspunt dat de monitoringsinspanning (kosten) in redelijke verhouding moet staan tot de doelen die ermee kunnen worden bereikt. Daar waar schade aan gezondheid en ecosysteem een rol kan spelen wensen de deelnemers aan de workshop een getalsmatige invulling van de eis aan betrouwbaarheid (een minimale betrouwbaarheid). In de praktijk zal in gevallen waar FEB wordt toegepast veelal geen sprake zijn van deze situatie. In veel gevallen waarin FEB wordt toegepast zal geen sprake zijn van potentiële humane risico's.

Zaken die verder bij de besluitvorming een rol lijken te spelen zijn de bekendheid met de gevolgen van een falend monitoringssysteem, de mogelijkheid om de gevolgen alsnog af te wenden alsmede het algemene draagvlak ten aanzien van saneringsmaatregelen in een specifiek geval.

Belangrijk in de besluitvorming zijn de kosten die moeten worden gemaakt om verontreiniging, die de limietgrens al heeft bereikt, te verwijderen alsmede de 'waarde' van schoon grondwater.

Hoe te voldoen aan de vereiste betrouwbaarheid

In de praktijk zal blijken op welke wijze het best (het meest kostenefficiënt) kan worden voldaan aan de gestelde eisen ten aanzien van betrouwbaarheid. In veel gevallen zal met een kosten-batenanalyse kunnen worden volstaan.

Het opstellen van een relatie tussen de inspanningen in monitoring (netwerkdichtheid) en totale kosten (monitoring én vergoeden van schade bij een falend monitoringssysteem) is onderdeel van het zoeken naar oplossingen voor kostenoptimalisatie. Figuur I is met behulp van de in dit onderzoek ontwikkelde instrumenten opgesteld. In enkele gevallen zal daarnaast ook aan een eis ten aanzien van betrouwbaarheid moeten worden voldaan. De kosten van monitoring kunnen worden afgewogen tegen de kosten van schade. In dit onderzoek is een spreadsheet opgesteld waarmee een betrouwbare indicatie van beide kosten wordt verkregen. In de praktijk blijken de monitoringskosten aanmerkelijk te zijn in verhouding tot die van de schade (zolang de schade beperkt blijft tot het saneren van verontreinigd grondwater). De methodiek en de vuistregels bieden de gebruiker echter de ruimte om met specifieke kosten rekening te houden, zodat maatwerk kan worden geleverd. Zo kan de waarde van schoon grondwater in beschouwing worden genomen (wordt als 'kosten' beschouwd indien dit door een falend monitoringssysteem verontreinigd raakt). Naarmate de kosten van schade toenemen loont het de moeite een monitoringssysteem met hogere betrouwbaarheid na te streven.

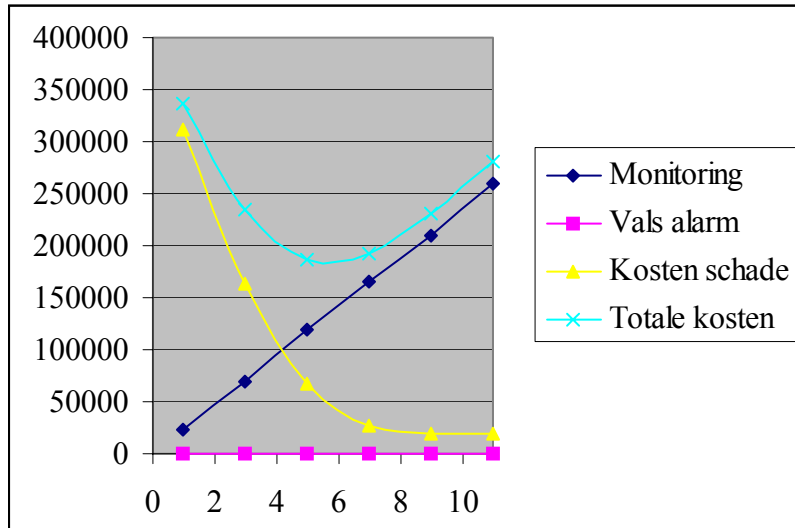


Fig. I. Verband tussen het aantal monitoringspunten en de kosten (case A, aangepast, extra saneringskosten van NLG 300.000,--).

Vuistregels

Er zijn vuistregels opgesteld voor monitoringssystemen in standaardgevallen (archetypen). Daarbij is de ruimte geboden voor maatwerk, zodat ook binnen een standaardgeval met specifieke lokale omstandigheden als bronsterkte en positie van de limietgrens rekening kan worden gehouden. Met name omgevingsfactoren bepalen welke schade in geval van een falend monitoringssysteem zal moeten worden vergoed en hiermee indirect welk systeem vanuit kostenoverwegingen optimaal is.

De geboden ruimte is tevens noodzakelijk, omdat de discussie over de eisen aan betrouwbaarheid ook op lokaal niveau moet kunnen worden gevoerd. De vuistregels kunnen echter wel als richtinggevend worden beschouwd en kunnen als referentiekader worden gebruikt voor het toetsende bevoegd gezag.

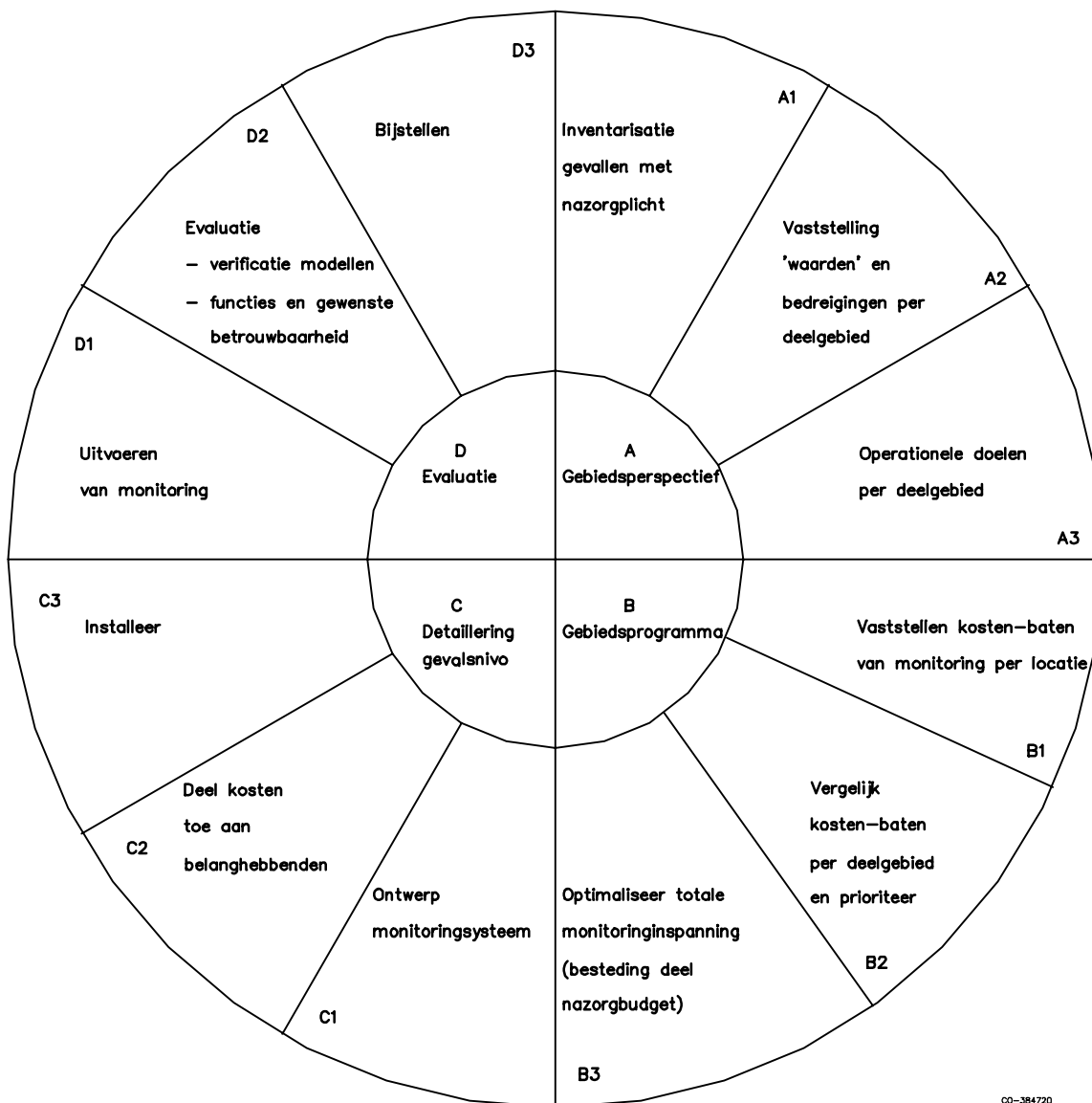
Monitoring in de praktijk

Verzekeraarbaarheid

Verzekeraars achten de risico's van een monitoringssysteem verzekeraarbaar als deze tenminste zijn gebaseerd op een kwantitatieve risicoanalyse. Een verdere beperking van het risico is volgens hen mogelijk (en noodzakelijk) door een extra meetzone, heldere en harde afspraken over de te nemen acties bij normoverschrijding en de organisatie. Daarnaast willen zij hun aansprakelijkheid uitsluiten voor situaties waarin verontreinigingen uit nabijgelegen gevallen in het monitoringssysteem worden gedetecteerd.

Gebiedsgerichte monitoring

De voorgestelde methodiek voor monitoring in FEB is toepasbaar in een gebiedsgerichte aanpak. Het budget dat beheersorganisaties beschikbaar hebben voor monitoring kan dan zodanig over gevallen binnen het beheersgebied worden verdeeld dat de meest gunstige verhouding tussen gerealiseerde bescherming en kosten wordt bereikt. Een model voor de werkwijze waarop dit kan plaatsvinden is in figuur II weergegeven.



CO-384720
B-8-2.0wg

Fig. II. Model voor een gebiedsgerichte aanpak van monitoring in FEB.

Rol van verifiërende monitoring

Naast controlerende monitoring blijft *verifiërende monitoring* (toetsen hypothese gedrag bodem door meten procesparameters) noodzakelijk. Het stoplichtenmodel dat in NOBIS-kader is opgesteld kan hieraan een bijdrage leveren voor situaties waarin natuurlijke afbraak een belangrijke rol speelt. Op basis van de resultaten van controlerende en verifiërende monitoring kan het monitoringssysteem worden geoptimaliseerd, zodat op termijn een *nazorgloze situatie* ontstaat.

Als in de eerste jaren het inzicht in bodemprocessen met metingen aanmerkelijk kan worden vergroot heeft een flexibel monitoringssysteem (geen vaste meetpunten als peilbuizen) de voorkeur. Hiermee kan zonder kapitaalvernietiging het monitoringssysteem aan de nieuwe situatie worden aangepast.

BEVER en monitoring in FEB

De FEB-methodiek voor monitoring is een bruikbaar instrument bij de uitvoering van het BEVER-beleid in de aanpak van mobiele verontreinigingen (op ijkmomenten). Monitoring kan dienen voor het volgen van het uitputtingsverloop van restverontreiniging in de bron en voor de ontwikkelingen van een pluim naar een stabiele eindsituatie.

Validatie van de methodiek en uitwerking naar vuistregels

Er is een methodiek opgesteld waarmee monitoringssystemen kunnen worden ontworpen. De faalkans van het systeem kan worden gekwantificeerd en worden vergeleken met beleidsmatig gestelde randvoorwaarden aan de betrouwbaarheid. Bovendien kan de 'waarde' van objecten die tegen ongecontroleerde verspreiding moeten worden beschermd monetair worden gemaakt, waarna het monitoringssysteem op basis van kosten (van monitoring en schade bij falen) en baten (bieden van bescherming) kan worden geoptimaliseerd.

De methodiek is algemeen toepasbaar en in deel D van de handleiding beschreven. Door toepassing van de methodiek op enkele gevallen zijn praktisch toepasbare en pragmatische vuistregels ontstaan. Voorliggend rapport bevat de achtergronden en de toepassing op twee cases. In de handleiding wordt naar deze achtergronden verwezen.

Communicatie rond FEB

Het FEB-concept alsmede de kennis, ontwikkeld in deze studie, is gepresenteerd bij het bevoegd gezag (provincies en gemeenten). Het draagvlak voor een procesmatige aanpak, waarbij verspreiding onder randvoorwaarden aanvaardbaar is, is daarmee vergroot. Daarnaast is een helpdesk en een reviewteam opgesteld, waarmee gebruikers van het concept kunnen worden ondersteund.

Uit de presentaties, die bij provincies zijn gehouden, wordt het volgende geconcludeerd:

- Er wordt veel waarde gehecht aan een goede communicatie over risico's en over randvoorwaarden aan verspreiding (limietgrenzen).
- FEB is een complexe aanpak die veel organisatie vereist.
- Het begrip 'waarde van grondwater' is lastig te hanteren.
- FEB wordt gezien als een aanpak van de pluim die wordt toegepast naast brongerichte maatregelen. FEB wordt beschouwd als een waardevolle toepassing van BEVER in de praktijk, waarbij innovatie/extensieve technieken kunnen worden toegepast zonder dat dit ten koste gaat van de betrouwbaarheid.
- Fondsvorming wordt als een nuttig instrument gezien om tegenvallers te kunnen opvangen.

NOTATIES

<i>Symbol</i>	<i>Verklaring</i>	<i>Dimensie</i>
D.L	Detectielimiet analysemethode (grondwater)	µg/l
V	Verliesfactor: totaal aan verliezen in concentratie als gevolg van bemonstering, voorbehandeling en analyse	-
T	Tijdsfactor: verrekeningsfactor voor meetfrequentie, evaluatie en communicatie	-
S	Signaalwaarde (concentratie)	µg/l
M (1, 2, 3)	Positie van de monitoringslijn ten opzichte van de bron en de limietgrens	-
OBS	Andere term voor monitoringslijn in modellering met DG>Plume	-
BOR	Idem, voor limietgrens	-

LIJST MET GEHANTEERDE DEFINITIES

Aanvaardbaarheid van falen	Falen volledig uitsluiten is onhaalbaar, zowel technisch als economisch. Een aanvaardbare faalkans is een faalkans die voldoet aan eisen/normen die in een van tevoren vastgesteld beoordelingskader zijn neergelegd. Dit kader is opgesteld door wensen ten aanzien van persoonlijke en maatschappelijke risico's (blootstelling) en die van het beschermen van schoon grondwater af te wegen tegen kosten van monitoring en schade als gevolg van falen.
Betrouwbaar (monitoringssysteem)	Monitoringssysteem met een aanvaardbare faalkans.
Betrouwbaarheidsband	Ruimte (in meters) tussen de bovengrenscontour en de benedengrenscontour.
Bovengrenscontour	Lijn die punten verbindt met concentraties met een waarde gelijk aan de 95 %-bovengrens van het betrouwbaarheidsinterval rond de interventiewaarde. Uit gegevens die het laboratorium verstrekt kan een betrouwbaarheidsinterval worden geconcludeerd. De 95 %-bovengrens van dit interval is de concentratie die door slechts 2½ % van de metingen wordt overschreden.
Betrouwbaarheidsinterval	Het betrouwbaarheidsinterval is afhankelijk van de verontreinigende stof, de gehanteerde analysemethode en het laboratorium.
Bodemsaneringsverzekering	Verzekering van de schade die het gevolg kan zijn van een falend monitoringssysteem dat de functie heeft tijdig te waarschuwen tegen ontoelaatbare verspreiding.
Controleren van verspreiding	Beoordelen of de optredende verspreiding van verontreinigende stoffen in het grondwater binnen de vooraf afgesproken randvoorwaarden blijft.
Dispersie	In dit rapport wordt onder dispersie verstaan de som van diffusie en effecten van het mengingsproces dat optreedt als grondwaterdeeltjes zich loodrecht op de stromingsrichting verplaatsen, als gevolg van de aanwezigheid van bodemdeeltjes.
Diagenetische processen	Processen op en/of in de bodem met een zodanige invloed op de bodemdeeltjes dat het in staat is de eigenschappen daarvan te veranderen (voorbeeld: consolidatie, verkitting).
Dynamisch monitoren	Vorm van monitoring waarbij het meetnetwerk zonder hoge kosten kan worden aangepast aan de resultaten van voorgaande metingen.

Emissie	Hoeveelheid verontreinigende stof (kg) die zich per tijds-eenheid (jaar) over een gedefinieerd vlak heen verplaatst.
Falen (van het monitoringssysteem)	Er treedt ongemerkt een onaanvaardbare verspreiding op (op en over de limietgrens).
Faalkans	Kans op falen, in de vorm van het niet tijdig signaleren van een dreigende onaanvaardbare verspreiding.
Faalmechanisme	Wijze waarop een gebeurtenis in het monitoringsproces doorwerkt in de trefkans.
Faalrisico	Product van de kans op falen en de gevolgen daarvan.
Failure Mode Effect Analysis (FMEA-analyse)	Een analyse van een proces waarbij op systematische wijze afwijkingen worden geïdentificeerd alsmede de oorzaken ervan en de gevolgen in termen van falen van het systeem.
Fout (incidenteel)	Basisgebeurtenis in de meet- en/of evaluatiefase die niet systematisch en continu verantwoordelijk is voor een deel van de faalkans van het gehele monitoringssysteem.
Fout (systematisch)	Basisgebeurtenis die steeds en in vergelijkbare mate verantwoordelijk is voor een deel van de faalkans van het gehele monitoringssysteem.
Foutenboom	Een foutenboom is een grafische presentatie waarin de mechanismen (en hun onderlinge samenhang) worden weergegeven die kunnen leiden tot het falen van een systeem.
Heterogeniteit van de bodem	Mate waarin de bodemsamenstelling anisotroop is en het grondwater van een homogene stroming doet afwijken.
Lithologische eenheid	Ruimtelijke eenheid in de bodem bestaande uit herkenbare laagpakketten die door hun materiaalsamenstelling zijn gekarakteriseerd.
Monitoringslijn	Lijn die de punten verbindt die onderdeel vormen van het monitoringsnetwerk.
Monitoringssysteem	Systeem waarmee het verspreidingsproces wordt bewaakt. In een FEB-aanpak worden tot een monitorings-systeem gerekend alle fysieke en niet-fysieke middelen en maatregelen die nodig zijn om aan zijn functies te voldoen.
Monte Carlo-methode	Aanpak waarbij de kansverdeling van een berekeningsresultaat wordt vastgesteld door de berekeningen uit te voeren met invoerparameters die worden gegenereerd door trekkingen te doen uit verzamelingen.

Normflux	Stofflux die is gebaseerd (berekend) op de mate waarin een verontreinigingscontour zich mag verplaatsen.
Ondergrondmodel	Schematische weergave van de bodem waarin bodemlagen zijn geschematiseerd en onderscheiden op basis van eigenschappen die van invloed zijn op het verspreidingsgedrag. Het ondergrondmodel wordt opgesteld op basis van zachte (ervaringen van elders) en harde gegevens (bijvoorbeeld meetgegevens van de betrokken locatie). Ieder ondergrondmodel heeft een kans van optreden. De som van de kansen van de verschillende ondergrondmodellen voor een bepaalde locatie is 100 %.
Pluimbreedte	Breedte van een verontreiniging in het grondwater tussen de contour van een bepaalde concentratiewaarde.
Retardatie	Processen in de bodem die ervoor verantwoordelijk zijn dat verontreinigende stoffen zich in de bodem minder snel verplaatsen dan het grondwater waarin ze opgelost zijn.
Risico	Mogelijkheid, met een zekere mate van waarschijnlijkheid, van schade aan gezondheid, milieu en goederen, in combinatie met aard en omvang van die schade.
Ruimtelijke variabiliteit	Afwisseling van eigenschappen van een bodem in x-, y- en z-richting.
Schade	Geheel aan negatieve gevolgen (uitgedrukt in monetaire waarden) van een falend monitoringssysteem. Voorbeelden zijn saneringskosten, schadevergoeding aan getroffenen, kosten van contractbreuk, schadeclaims enzovoorts. Indien op basis van een kosten-batenanalyse een niet 100 %-betrouwbaar monitoringssysteem wordt aanvaard, wordt daarmee impliciet een bepaalde schade geaccepteerd.
Signaalwaarde	Concentratie gemeten in een monitoringspunt die aangeeft dat de norm op de interventiegrens wordt overschreden. Bij overschrijding van de signaalwaarde dient het interventiescenario ten uitvoer te worden gebracht. In voorkomende gevallen kan als signaalwaarde een getal worden gehanteerd dat ontstaat na een bewerking van op verschillende punten gemeten concentraties (bijvoorbeeld de signaalflux over een vlak).
Signaalflux	Norm aan een flux die op een zodanig niveau is vastgesteld dat het bij overschrijding noodzakelijk wordt geacht van monitoring op stijghoogte over te gaan op monitoring op fluxen (waarbij naast stijghoogte eveneens concentraties worden gemeten).

Stofflux	<p>Stofflux is de hoeveelheid (verontreinigende) stof die per tijdseenheid door een vlak stroomt en is een functie van concentratie en debiet.</p> <p>Advectieve ~: flux veroorzaakt door grondwaterstroming.</p> <p>Dispersieve ~: flux veroorzaakt door dispersie.</p>
Systematische gebeurtenis	De gebeurtenis herhaalt zich stelselmatig.
Vals alarm	Situatie waarin op basis van een meetwaarde die de signaalwaarde overschrijdt de onterechte conclusie wordt getrokken dat dit betekent dat de limietgrens op onaanvaardbare wijze wordt bedreigd.
Veiligheid	Mate van bescherming tegen ongewenste gebeurtenissen.
Verifiëren van verspreidingsproces	Vaststellen in hoeverre de optredende verspreiding van verontreinigende stoffen in het grondwater overeenkomt met de verwachte verspreiding (de hypothese).
Verspreiding	Verplaatsing in de bodem van verontreinigende stoffen, vanuit de kern (de bron) naar het omringende niet-beïnvloede gebied. De mate van verspreiding kan worden uitgedrukt in snelheid (m/jaar) of in de vorm van een emissie (m ³ /jaar).
Verspreidingsscenario	In het algemeen wordt hiermee de ontwikkeling in de tijd van de pluim bedoeld waarbinnen de verontreinigende stoffen zich bevinden.

HOOFDSTUK 1

INLEIDING

1.1 Algemeen

In de studie FEB II 'Flexibele Emissie Beheersing (FEB)' [Schurink en Heijer, 1998] is aan de hand van enkele praktijkgevallen vastgesteld dat toepassing van een procesmatige aanpak van bodemsanering, conform het concept van Flexibele Emissie Beheersing (FEB), een aanmerkelijke kostenbesparing kan betekenen. Dit rapport gaat over monitoring als onderdeel van een FEB-aanpak en richt zich vooral op kostenoptimalisatie.

Een kostenbesparing met FEB is denkbaar in de volgende situaties:

- de kans is groot dat de pluim door natuurlijke processen tot een stabiele eindsituatie evolueert;
- onzekerheden maken het moeilijk te beslissen tot ingrijpende fysieke maatregelen;
- een fasering in de aanpak (van de bron) leidt tot een kostenreductie door samenhang met bijvoorbeeld nieuwbouw.

Draagvlak voor een saneringsaanpak, waarbij verspreiding wordt toegestaan, ontstaat echter alleen als die verspreiding beheersbaar kan worden gemaakt. Essentieel is hierbij de beschikbaarheid van een monitoringssysteem, waarvan de betrouwbaarheid kan worden onderbouwd. Uit een in 1996 gehouden workshop [GeoDelft en Grontmij, 1996] is gebleken dat de hiervoor benodigde kennis en ervaring niet algemeen beschikbaar is.

GeoDelft (voorheen Grondmechanica Delft) en Grontmij Advies & Techniek bv hebben namens een consortium bij CUR/NOBIS een basisprojectplan ingediend om bovengenoemde leemte te dichten. Op 16 december 1998 heeft CUR/NOBIS een samenwerkingsovereenkomst met het consortium gesloten (opdrachtnummer N 186). De deelnemers aan het consortium zijn in tabel 1 weergegeven.

Tabel 1. Samenstelling van het consortium.

consortiumleden	
- Provincie Noord-Holland	- Vereniging van Afvalverwerkers (VVAV)
- Provincie Zuid-Holland	- Stichting Bodemsanering NS
- Gewest Zuid-Kennemerland	- Milieudienst Rijnmond DCMR
- Gemeentewerken Rotterdam	- GeoDelft
- Gemeente Utrecht	- Grontmij Advies & Techniek bv

Voorliggend rapport geeft de resultaten weer van dit onderzoek. Het rapport heeft met name de betrouwbaarheid van monitoring als thema en gaat in op de achtergronden. De resultaten van het onderzoek zijn vertaald in praktisch toepasbare methodieken en vuistregels. In deel D van de handleiding wordt een volledig stappenplan gegeven, waarin de vuistregels zijn verwerkt en waar nodig wordt verwezen naar voorliggend rapport. Ten behoeve van de leesbaarheid van dit rapport is de structuur gekozen die ook in het stappenplan wordt gehanteerd.

1.2 Probleemstelling/kennisbelang

Monitoring speelt in het nieuwe beleid een belangrijke rol bij het uitvoeren van de toets of een stabiele eindsituatie zal ontstaan en tegelijkertijd aan de actuele gebruiksniveaus wordt voldaan.

Op ijkmomenten vindt evaluatie plaats, waarbij de monitoringsresultaten worden vergeleken met de verspreidingshypotheses.

Het belang van FEB III is het bevorderen van betrouwbaar controleren van verspreiding van verontreinigende stoffen, op een zódanige wijze dat:

- iedere saneerder in staat is om deze instrumenten (op maat) toe te passen in zijn eigen situatie, binnen de randvoorwaarden van betrouwbaarheid en financiële haalbaarheid;
- het bevoegd gezag namens de maatschappij zich een oordeel kan vormen over de betrouwbaarheid van plannen van derden en de mogelijkheid heeft om op eigen initiatief (op ijkmomenten) sturend op te treden;
- een eenduidige communicatie tussen saneerders, adviseurs en overheid mogelijk is over het begrip betrouwbaarheid, uit te drukken in te behalen doelen en/of te gebruiken middelen.

Hiervoor is het volgende noodzakelijk:

- een algemeen toepasbaar kader voor het ontwikkelen van een monitoringssysteem;
- inzicht in de relatie tussen betrouwbaarheid van een monitoringssysteem en de gevolgen van falen;
- praktisch bruikbare tools voor de uitvoering van monitoring en de beoordeling van monitoringssystemen;
- een overdracht van de in het project opgedane kennis.

1.3 Doelstelling

Het onderzoek kent de volgende onderzoeksdoelen:

- het verkrijgen van inzicht in de wijze waarop de betrouwbaarheid van monitoringssystemen kan worden beoordeeld;
- voor diverse situaties doen van voorstellen voor een aanvaardbaar niveau van betrouwbaarheid vanuit het oogpunt van gezondheidsrisico's en economische optimalisatie (kostenbaten);
- vaststellen hoe het aanvaardbare betrouwbaarheidsniveau voor het gehele monitoringssysteem over de verschillende (faal-)mechanismen moet worden verdeeld teneinde met zo min mogelijk kosten aan eventuele eisen ten aanzien van de betrouwbaarheid te kunnen voldoen;
- op basis van het voorgaande ontwikkelen van een praktische ontwerpprocedure, instrumenten, tools en vuistregels voor monitoring.

1.4 Opzet van de rapportage

De opzet van dit rapport volgt het processchema van een monitoringsnetwerk in een FEB-aanpak. In dit schema (zie fig. 1 in hoofdstuk 2) worden zes stappen onderscheiden die in aparte hoofdstukken worden behandeld.

Deze stappen zijn (zie ook tabel 2):

- A vaststellen van het doel van monitoring en keuze van het instrumentarium;
- B opstellen van een hypothese van het verspreidingsproces;
- C ontwerpen van een kosteneffectief netwerk;
- D ontwerpen en installeren van een verifiërend monitoringssysteem;
- E uitvoeren van controlerende metingen;
- F uitvoeren van verifiërende metingen.

Tabel 2. Structuur van het rapport.

Hoofdstuk	Inhoud	Stap in processchema ('Monitoring in FEB')
1	Inleiding	
2	Betrouwbaarheid van de monitoring: faalkansanalyse	
	Beleidsmatige randvoorwaarden en het doel van monitoring	Stap A (zie deel A en B van de handleiding)
3	Faalkansen in de uitvoering/evaluatie van metingen	Stap A
4	Opstellen van hypothesen van het verspreidingsproces	Stap B
5	Ontwerpen van een monitoringsnetwerk	Stap C
6	Uitvoeren van controlerende metingen; evaluatie	Stap E
7	Toepassing op case A: het geval Joh. Enschedé	
8	Toepassing op case B: De Meersteeg te Geldermalsen	

Alvorens te beginnen met de eerste stap wordt in hoofdstuk 2 het begrip betrouwbaarheid behandeld aan de hand van een faalkansanalyse van monitoring. Omdat het thema van het onderzoek de betrouwbaarheid van monitoring is geweest, wordt hierop ook met name in dit rapport ingegaan. Sommige stappen uit het processchema worden dan ook beperkt of zelfs helemaal niet toegelicht, andere krijgen (in verband met de doelstelling van het onderzoek) ruime aandacht. In de concrete handleiding komen uiteraard alle stappen aan de orde.

1.5 Stand van zaken betreffende monitoring

In dit onderzoek is door middel van contacten en een literatuurstudie nagegaan op welke wijze in ons land wordt omgegaan met monitoring. In bijlage 1 zijn de resultaten van deze inventarisatie weergegeven. Een overzicht van ontwikkelingen, waarover in de literatuur de laatste jaren is gepubliceerd, is samengevat in appendix 1.

Het volgende wordt geconcludeerd:

- In de praktijk ontbreekt een eenduidig doel van monitoring. Bovendien wordt nauwelijks aandacht besteed aan de vraag welke gevolgen falen van het monitoringssysteem kan hebben.
- Bij het ontwerp van een meetnet wordt vooral gebruikgemaakt van deterministische modellen, waardoor ruimtelijke variatie buiten beschouwing wordt gelaten en het niet goed mogelijk is te optimaliseren.
- De afgelopen jaren zijn enkele richtlijnen/procedures opgesteld voor het ontwerp van monitoringsnetwerken. Deze gaan echter uit van de situatie, waarin nog geen bodemverontreiniging is ontstaan (preventief karakter). Het ALARA-principe is daarbij veelal richtinggevend.
- Uit publicaties blijkt dat het onderzoek zich in de laatste jaren met name richt op de ontwikkeling van kosteneffectieve betrouwbare meetinstrumenten, alsmede op de betekenis van heterogeniteit voor bemonsterings- en monitoringsstrategieën.

1.6 Communicatie rond FEB

Teneinde het gedachtegoed van Flexibele Emissie Beheersing te kunnen uitdragen, is het concept gepresenteerd bij het bevoegd gezag, consortiumleden en derden (waaronder de Stichting Europoort Botlek Belangen, de Dienst Wegen, Gebouwen & Terreinen van Defensie e.d.). Uit de gesprekken blijkt dat het bevoegd gezag FEB als een nuttige aanpak beschouwd in de uitvoering van BEVER. FEB helpt, naar hun mening, bij het stellen van grenzen in situaties waar verspreiding van verontreinigingen de ruimte krijgt.

In 1998 is tevens een *helpdesk* geïnstalleerd die op verzoek advies geeft over de toepassing van het concept (secretariaat bij GeoDelft). Een *reviewteam*, bestaande uit TNO en GeoDelft, ondersteunt de overheid bij de toetsing van plannen waarin bodemverontreiniging volgens het FEB-concept wordt aangepakt (secretariaat eveneens bij GeoDelft). Voor meer informatie wordt verwezen naar bijlage 2.

HOOFDSTUK 2

BETROUWBAARHEID VAN DE MONITORING: FAALKANSANALYSE

2.1 Inleiding

In 1998 is in opdracht van de TCB een studie uitgevoerd naar de haalbaarheid van faalkansanalyse en probabilistisch ontwerpen in de aanpak van bodemverontreiniging [TCB, 1998]. Er is geconcludeerd dat toepassing hiervan tot een kostenbesparing in de bodemsaneringsoperatie kan leiden. Kostenbesparingen kunnen ertoe bijdragen dat de bodemverontreinigingsproblematiek binnen een generatie wordt opgelost. Er is besloten om in dit onderzoek faalkansanalyse toe te passen bij de optimalisatie van systemen voor *controlerende* monitoring.

In de verschillende werkvelden in de bouw en geotechniek is de laatste jaren toenemende belangstelling voor faalkansanalyse (zie par. 3.1 van bijlage 3). In de faalkansanalyse wordt op systematische wijze vastgesteld welke gebeurtenissen in een proces kunnen leiden tot falen. In het ontwerp wordt rekening gehouden met de kans dat deze gebeurtenissen optreden en de gevolgen daarvan. Het ontwerp wordt vervolgens op kosten geoptimaliseerd, waarbij als uitgangspunt geldt dat de kosten van iedere verbetering in het ontwerp moeten opwegen tegen de hiermee te behalen vermindering van faalkans en gevolgen. In een traditionele aanpak wordt bij het ontwerp van constructies een op ervaring gebaseerde algemene (ruime) veiligheidsfactor gehanteerd.

Op basis van ervaringen, die elders zijn opgedaan, is gekozen voor een aanpak die heeft bestaan uit de volgende stappen:

1. beschrijving van het proces van het ontwikkelen van een monitoringssysteem;
2. vaststellen welke basisgebeurtenissen kunnen leiden tot falen van het monitoringssysteem;
3. structureren van de 'faalmechanismen' in de vorm van een foutenboom;
4. kwantificeren van faalkansen en gevolgen;
5. denken over te nemen maatregelen en bij overschrijding signaalwaarde/actiewaarde.

In dit hoofdstuk worden bovengenoemde stappen achtereenvolgens doorlopen.

2.2 Processchema van de ontwikkeling van een monitoringssysteem

Figuur 1 geeft het processchema weer dat wordt gehanteerd bij de ontwikkeling van monitoringssystemen. De verschillende stappen die hierbij worden doorlopen zijn:

- A vaststellen van het doel van monitoring en keuze van het instrumentarium;
- B opstellen van een hypothese van het verspreidingsproces;
- C ontwerpen van een kosteneffectief netwerk;
- D ontwerpen en installeren van een verifiërend monitoringssysteem;
- E uitvoeren van controlerende metingen;
- F uitvoeren van verifiërende metingen.

Het ontwerpen van interventie maatregelen wordt in deel B van de handleiding behandeld. In deel D van de handleiding (ontwikkeling van een monitoringnetwerk) worden de verschillende stappen nader toegelicht.

Processchema monitoring in FEB

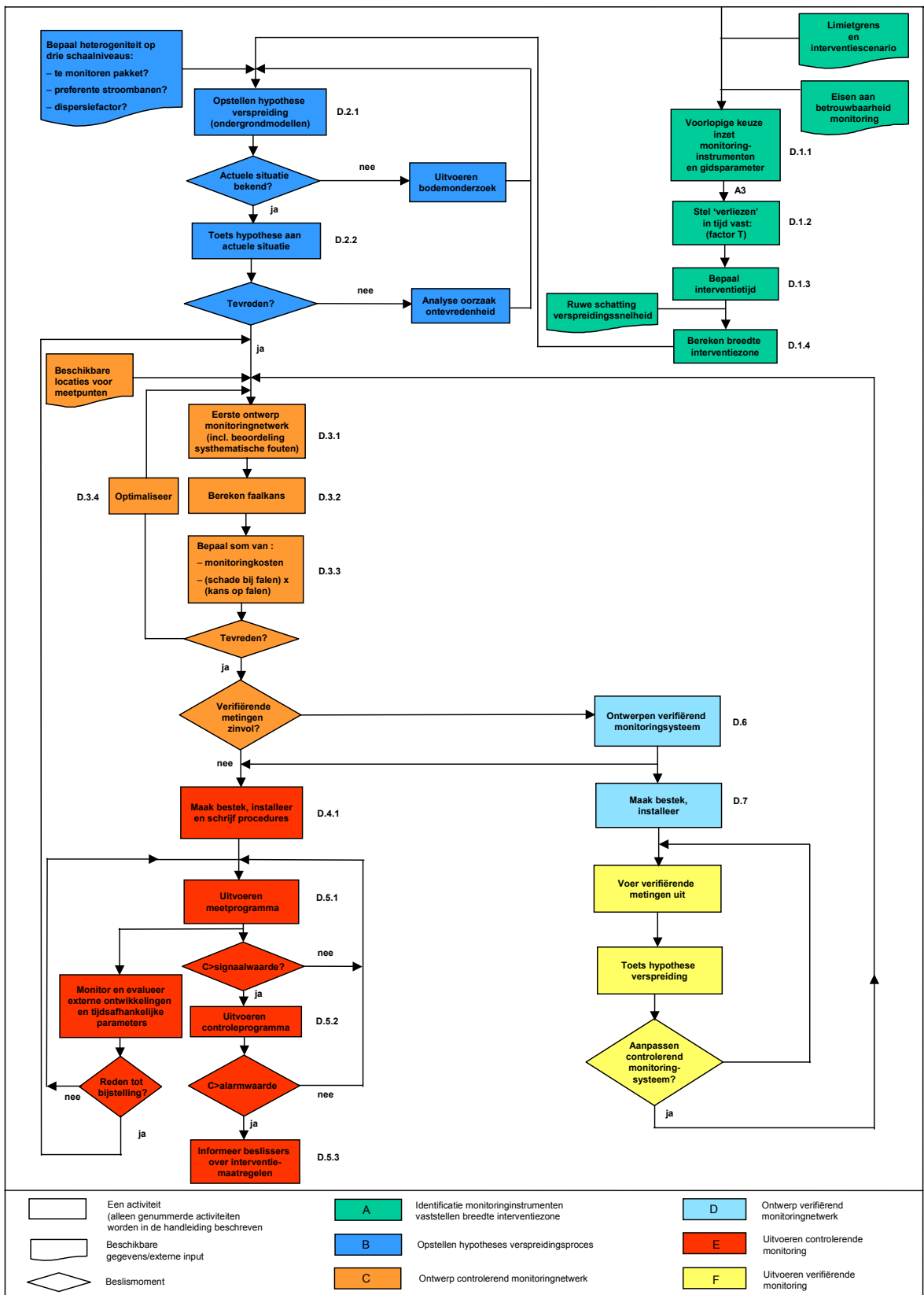


Fig. 1. Processchema van monitoring in FEB.

2.3 FMEA-analyse

Om basisgebeurtenissen te kunnen identificeren die (in zekere mate) bijdragen aan de kans dat een monitoringssysteem faalt, is een analyse uitgevoerd naar faalmechanismen en hun effecten. Deze analyse wordt in de risicoanalyse de Failure Modes and Effects Analysis genoemd (FMEA). Van iedere basisgebeurtenis worden oorzaken en gevolgen geïdentificeerd. Om een zo concreet mogelijke analyse van faalmechanismen te kunnen uitvoeren, is het geval Joh. Enschedé als representatief prototype gebruikt. Tevens is geput uit de ervaring van verschillende mensen en zijn de resultaten van de studie FEB I (een inventarisatie naar knelpunten op het gebied van monitoring en nazorg) in beschouwing genomen [GeoDelft en Grontmij, 1998].

Het resultaat van de analyse is in de vorm van tabellen in paragraaf 3.2 van bijlage 3 weergegeven (zie tabel 3.2a t/m 3.2c).

2.4 Foutenboom

Vervolgens zijn de basisgebeurtenissen (en hun onderlinge samenhang) gestructureerd en gepresenteerd in een foutenboom. In figuur 2 is schematisch een (deel van een) foutenboom weergegeven. Bovenin de boom bevindt zich de topgebeurtenis waarop het onderzoek zich richt. In dit geval is dit het monitoringssysteem met de controlerende functie. Dit faalt indien niet tijdig wordt gesignaleerd dat normoverschrijding dreigt en het interventiescenario in werking moet worden gesteld. De foutenboom is in een drietal takken onderverdeeld. In de uitgebreide foutenboom (zie fig. 3.3 in bijlage 3) zijn de hoofdtakken verder vertakt. Onderaan in de boom bevinden zich de basisgebeurtenissen 1 t/m 4 die tot falen van het gehele systeem kunnen leiden. De kans dat deze basisgebeurtenissen optreden is voor iedere gebeurtenis verschillend.

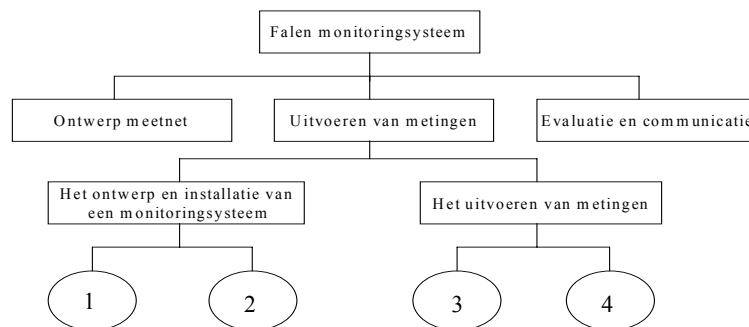


Fig. 2. Schematische weergave van een foutenboom.

De foutenboom is in paragraaf 3.3 van bijlage 3 nader toegelicht. Basisgebeurtenissen in de tak 'ontwerp meetnet' kunnen (direct) aanleiding geven tot situaties waarin het zich verspreidende grondwater wel de limietgrens dreigt te gaan bereiken, maar niet tijdig in de meetpunten wordt opgemerkt. In hoofdstuk 1, 4 en 5 wordt toegelicht hoe wordt omgegaan met onzekerheden in verspreidingsprognoses en de wijze waarop met een in dit onderzoek ontwikkeld instrument de faalkans van het netwerk kan worden vastgesteld.

De rol van basisgebeurtenissen bij de uitvoering van metingen en de evaluatie zijn vastgesteld op basis van ervaringen van deskundigen die onder meer in een workshop zijn geïnventariseerd. Een overzicht van de resultaten wordt gegeven in bijlage 5. Uit bijlage 5 blijkt tevens dat de topgebeurtenissen in de tweede en derde tak van de foutenboom (faalkansen in meten en evalueren) kunnen worden uitgedrukt in parameters die tezamen met de faalkans van het netwerk (eerste tak van de foutenboom) de faalkans van het gehele monitoringssysteem bepalen. Deze totale faalkans wordt vervolgens vergeleken met de gestelde normen ten aanzien van betrouwbaarheid (zie hoofdstuk 5), waarna kan worden besloten tot optimalisatie.

2.5 Conclusies

Uit de uitgevoerde activiteiten wordt het volgende geconcludeerd:

- In de foutenboom van de monitoring zijn drie hoofdtakken te onderscheiden: het ontwikkelen van een meetnetwerk, het meten zelf en het evalueren. Deze takken kunnen verder worden onderverdeeld in basisgebeurtenissen die een faalmechanisme in werking kunnen doen treden.
- Eenvoudige rekenregels waarmee de kans op het optreden van deze basisgebeurtenissen wordt vertaald naar de faalkans van het gehele monitoringssysteem ontbreken.
- Het effect van basisgebeurtenissen met effect op de hypothesen ten aanzien van het verwachte verspreidingspatroon kunnen worden bepaald met behulp van programma's voor een netwerkontwerp. Deze beïnvloeden alle de trefkans van het netwerk dat ook kan worden gekwantificeerd met het programma DG>Plume.
- Gebeurtenissen bij het meten/evalueren dragen bij aan het falen van het monitoringssysteem. De mening van deskundigen over de kans dat deze gebeurtenissen optreden, varieert sterk en hangt in sterke mate af van:
 - de kwaliteit van het vooronderzoek;
 - de toegang van adviseurs tot kennis omtrent monitoring;
 - de kwaliteit van het ontwerp en aanleg;
 - de kwaliteit van de exploitatie.
- Basisgebeurtenissen in het meten/evalueren die leiden tot systematische fouten kunnen met het ontwikkelde programma worden vertaald in een getal waarmee wordt uitgedrukt in welke mate de trefkans van het netwerk wordt verkleind.

HOOFDSTUK 3

FAALKANSEN IN DE UITVOERING/EVALUATIE VAN METINGEN

3.1 Inleiding

Een onderdeel van de monitoring is het installeren van een meetnetwerk en het uitvoeren van metingen. Basisgebeurtenissen in meten, analyseren en evalueren dragen bij aan het falen van het monitoringssysteem. Voordat het netwerk kan worden ontworpen is inzicht vereist in de mate waarin het (verwachte) falen in meten en evalueren moet worden gecompenseerd door vergroting van de interventiezone en compensatie in het netwerk (hierop wordt in bijlage 5 ingegaan).

Dit hoofdstuk is gebaseerd op de resultaten van literatuurstudie en een enquête en workshop die in april 1999 zijn gehouden. Een samenvatting van de workshop en enquête is weergegeven in appendix 2 en 3.

3.2 Kans en gevolg

In de foutenboom (zie fig. 3.3 in bijlage 3) is weergegeven welke basisgebeurtenissen in het meten/evalueren bijdragen aan de faalkans van een monitoringssysteem. De effecten van deze gebeurtenissen hebben een systematisch of een incidenteel karakter. De effecten van gebeurtenissen met systematische gevolgen leiden tot een verhoging of een verlaging van de meetwaarden ten opzichte van de werkelijke waarde in de formatie. Een verhoging leidt tot vals alarm (wat onnodige kosten met zich mee kan brengen). Hierop is in de analyse niet nader ingegaan. Een verlaging draagt bij aan een falend monitoringssysteem.

In bijlage 5 zijn de gebeurtenissen met incidentele en systematische negatieve gevolgen (bijdrage aan het falen) beoordeeld op de omvang van de gevolgen en de mate waarin deze bijdragen aan de faalkans van het gehele systeem.

In een workshop is aan een panel de mening gevraagd over de kans dat van tevoren genoemde gebeurtenissen (in zekere mate) voorkomen. Er is geconcludeerd dat algemene uitspraken over deze kans nauwelijks zijn te maken en deze per geval moeten worden beoordeeld.

Gebeurtenissen met incidentele gevolgen zijn onder meer de analyse van grondwatermonsters, verkeerde keuze van gidsparementen en verwisseling van monsters. Deze gebeurtenissen kunnen ertoe leiden dat gedurende één of enkele meetronden geen bruikbare conclusies worden getrokken. Uit berekeningen is gebleken dat het effect op de faalkans zelf beperkt is, maar dat het oppervlak van het verontreinigde gebied voorbij de limietgrens toeneemt (dus ook de kosten van falen). De gevolgen van dit type gebeurtenissen kan worden beperkt door de interventiezone te vergroten. Hierdoor wordt het monitoringssysteem dicht bij de bron geplaatst wat snellere detectie mogelijk maakt. Door de vergrote interventiezone is de tijd beschikbaar om alsnog interventie maatregelen uit te voeren.

Gebeurtenissen met systematische gevolgen zijn onder meer de verkeerde positionering van meetpunten, gebruik van adsorberende en permeërende materialen en vervluchtiging, onder meer bij het oppompen van grondwatermonsters. De effecten van deze gebeurtenissen worden uitgedrukt in een 'verlies' aan verontreinigende stoffen die door middel van een 'verliesfactor' worden verrekend. Opgemerkt wordt echter dat wanneer het 'verlies' te groot is (bijvoorbeeld volledige afbraak van vinylchloride bij aërobe bemonstering) deze werkwijze geen oplossing biedt. Met goede kwaliteitsborging moeten dit soort onvolkomenheden worden voorkomen.

Het effect van dit verlies is te vergelijken met dat van een feitelijk verhoogde signaalwaarde (in feite worden pas verontreinigingen waargenomen als de concentratie door verspreidingsprocessen is toegenomen in die mate dat het verlies is gecompenseerd). Dit effect kan met het programma DG>Plume worden berekend (zie 5.3). Dit verlies (waarvan de mate per geval moet worden ingeschat) wordt gecompenseerd door een verlaging van de signaalwaarde en/of eventueel een dichter meetnet.

Het is ondoenlijk om in concrete gevallen de faalkans te kwantificeren voor onvolkomenheden in het meten/evalueren. Wel kan op gevalsniveau de orde van grootte van de gevolgen van falen worden beoordeeld en kan worden vastgesteld op welke wijze extra veiligheid kan worden gerealiseerd.

3.3 Conclusies

Voor een nadere toelichting en meer details wordt verwezen naar bijlage 5. In tabel 3 is toegelicht hoe in algemene zin met risico's in FEB wordt omgegaan.

Tabel 3. Omgaan met faalkansen.

omvang van het gevolg	omvang van de kans		
	kleine kans	grote kans	
bepaalde gevolgen	accepteren	gevolgen van systematische fouten <i>compenseren</i> met beter netwerk	gevolgen van incidentele fouten <i>compenseren</i> met grotere interventiezone
grote gevolgen	verzekerden	FEB alleen toepassen met adequate interventie-maatregelen	

HOOFDSTUK 4

OPSTELLEN VAN HYPOTHESES VAN HET VERSPREIDINGSPROCES (STAP B)

4.1 Inleiding

Conform het processchema wordt het ontwerp van het monitoringsnetwerk afgestemd op hypothesen ten aanzien van het ontstaan van eventuele verontreinigingspluimen. De positie van de bron en het bedreigde object spelen daarbij uiteraard een belangrijke rol naast het feitelijke verspreidingsproces.

In de praktijk wordt ervaren dat onbekendheid met ruimtelijke variabiliteit en de gevolgen daarvan voor monitoring tot veel onzekerheid leidt bij het ontwerp van een monitoringsnetwerk en de interpretatie van de meetgegevens. Om deze reden is in deze studie aandacht besteed aan de wijze waarop hiermee kan worden omgegaan. In 4.2 wordt een systematiek gepresenteerd die het mogelijk maakt in het netwerk ontwerp met bodemheterogeniteit rekening te houden. In 4.3 wordt beschreven hoe met behulp van ondergrondmodellen inzicht kan worden verschaft in de effecten van bodemheterogeniteit op het schaalniveau van lithologische eenheden (in watervoevende pakketten) op het algemene verspreidingspatroon. In 4.4 worden de bemonsteringsdiepte en het bemonsteringsvolume beschreven.

4.2 Benadering van bodemheterogeniteit

4.2.1 Inleiding

In het ontwikkelen van een monitoringssysteem speelt het opstellen van prognoses van het verspreidingsproces een belangrijke rol. Ruimtelijke variabiliteit in bodemopbouw is van grote invloed op de verspreiding van verontreinigende stoffen. Verschillen in doorlatendheid van de bodem en verschillen in eigenschappen die bijvoorbeeld retardatie en mogelijkheden tot afbraak beïnvloeden, veroorzaken dat verspreiding van bodemverontreiniging zich soms anders ontwikkelt dan verwacht. Uiteraard is inzicht in deze ruimtelijke variatie essentieel. In bijlage 6 wordt hierop in meer detail ingegaan.

4.2.2 Knelpunten

Een algemeen toepasbaar concept voor de wijze waarop bodemheterogeniteit moet worden benaderd is niet voorhanden. Gebruikmaking van kennis van afzettingsmilieus ('the present is the key to the past') is essentieel. Geostatistische verwerking en interpretatie (bijvoorbeeld met 'kriging') van gegevens verzameld in vergelijkbare bodems is veelbelovend, maar vereist nog een omvangrijke inhaalslag voor dit op grote schaal kan worden toegepast. Bovendien is het kwantitatief beoordelen van de rol van bodemheterogeniteit op locatieschaal voor monitoring alléén kostbaar in verband met de onderzoeksbehoefte en de hoeveelheid berekeningen waarmee het effect van ruimtelijke variabiliteit in doorlatendheid op het stromingspatroon voldoende nauwkeurig kan worden vastgesteld.

4.2.3 Hoe om te gaan met bodemheterogeniteit

In FEB wordt op de volgende wijze met bodemheterogeniteit omgegaan:

- Combinatie van het gebruik van 'zachte' (elders opgedane ervaringen) en 'harde' informatie (meetgegevens van de locatie).
- Bodemheterogeniteit op verschillende schaalniveaus beoordelen:
 - heterogeniteit op het hoogste schaalniveau (formaties) bepaalt het te monitoren medium;
 - heterogeniteit op het laagste schaalniveau (sedimentaire structuren) bepaalt de dispersiefactor die in een model voor netwerkoptimalisatie kan worden toegepast;

- heterogeniteit op het middelste schaalniveau is medebepalend voor de verspreidingsrichting. De betekenis moet via gevoeligheidsanalyse worden beoordeeld (bijvoorbeeld met een probabilistische benadering met ondergrondmodellen, waarmee wordt vastgesteld hoe groot de kans is dat zich in het watervoerend pakket heterogeniteiten bevinden met een zodanige invloed op het verspreidingspatroon, dat het monitoringssysteem erop moet worden aangepast).
- Onzekerheden in de dispersiefactor hanteerbaar maken door toepassing van een stochastische variabele. Idealiter zouden voor verschillende typen watervoerende pakketten deze parameters op basis van geologische kennis moeten worden vastgesteld en regelmatig worden uitgedrukt in een verwachtingswaarde met een statistische verdeling.

4.3 Ondergrondmodellen

De probabilistische benadering met ondergrondmodellen is in 1998 in opdracht van de TCB uitgewerkt [TCB, 1998]. In een deterministisch ondergrondmodel worden de geometrie van het model en de eigenschappen van iedere bodemlaag gebaseerd op een waarde die als karakteristiek wordt verondersteld. Voor een concreet geval worden meerdere ondergrondmodellen opgesteld die zouden kunnen voorkomen. De waarschijnlijkheid dat een ondergrondmodel de werkelijkheid weerspiegelt wordt ingeschat. De som van die kansen is uiteraard één. Voor ieder model worden berekeningen uitgevoerd waarmee de kans op falen wordt vastgesteld. In dit geval is dit de kans dat door verspreidingsprocessen de limietgrens wordt belast. De beoordeling van een situatie is afhankelijk van de waarschijnlijkheid van het model en de faalkans.

In bijlage 11 is beschreven hoe deze methode in de praktijk is toegepast in het geval Joh. Enschedé. Op basis van de berekeningsresultaten kon worden vastgesteld binnen welke band verontreinigende stoffen vanuit de bronnen zich verspreiden naar de limietgrens. De monitoringspunten zijn vervolgens over deze band verdeeld.

4.4 Bemonsteringsdiepte en bemonsteringsvolume

Uit de literatuur komt naar voren dat de effecten van gekozen bemonsteringsdiepten en filterlengten op de te bepalen concentraties groot kunnen zijn in situaties met aanzienlijke verticale concentratiegradiënten en sterke bodemheterogeniteit.

Hierdoor is sprake van niet-representatieve monitoringsresultaten voor de betreffende situatie, die kunnen leiden tot daarop gebaseerde foutieve conclusies. Soms zijn de effecten door uitmid- deling echter juist gering en geeft dit geen aanleiding tot problemen. Afhankelijk van het moni- toringsdoel is het belangrijk op de juiste wijze hierop in te spelen.

In bijlage 13 is globaal een werkwijze voorgesteld voor het beoordelen van bemonsteringsdiepte en filterlengten. Hierbij heeft het geval Joh. Enschedé als voorbeeld gediend. De toepasbaarheid van grotere filterlengte is eerder onderzocht aan de hand van de verontreiniging van de Vetgas- fabriek te Amersfoort, waarvan de bevindingen eveneens in bijlage 13 zijn opgenomen.

ONTWERPEN VAN EEN MONITORINGSNETWERK (STAP C)

5.1 Inleiding

In dit hoofdstuk worden de stappen in het ontwerpen van een monitoringsnetwerk toegelicht. In 5.2 wordt ingegaan op de begrippen die worden gehanteerd bij het ontwerpen van een netwerk. In 5.3 wordt beschreven hoe de trefkans van een monitoringsnetwerk kan worden berekend. In 5.4 wordt ingegaan op de kosten van monitoring en de kosten van eventuele schade die optreedt bij een falend monitoringssysteem. In 5.5 wordt ingegaan op de normen die aan de betrouwbaarheid van een monitoringssysteem kunnen worden gesteld. In 5.6 wordt ingegaan op de wijze waarop een monitoringssysteem kan worden geoptimaliseerd. In 5.7 wordt de definitie van de verontreinigingsbron beschreven. In 5.8 wordt ingegaan op de verzekeraarbaarheid van faalrisico's en in 5.9 op de toepasbaarheid van de ontwerpsystematiek.

5.2 Begrippenkader

In figuur 3 worden de elementen weergegeven die bij het ontwerpen van een netwerk van belang zijn.

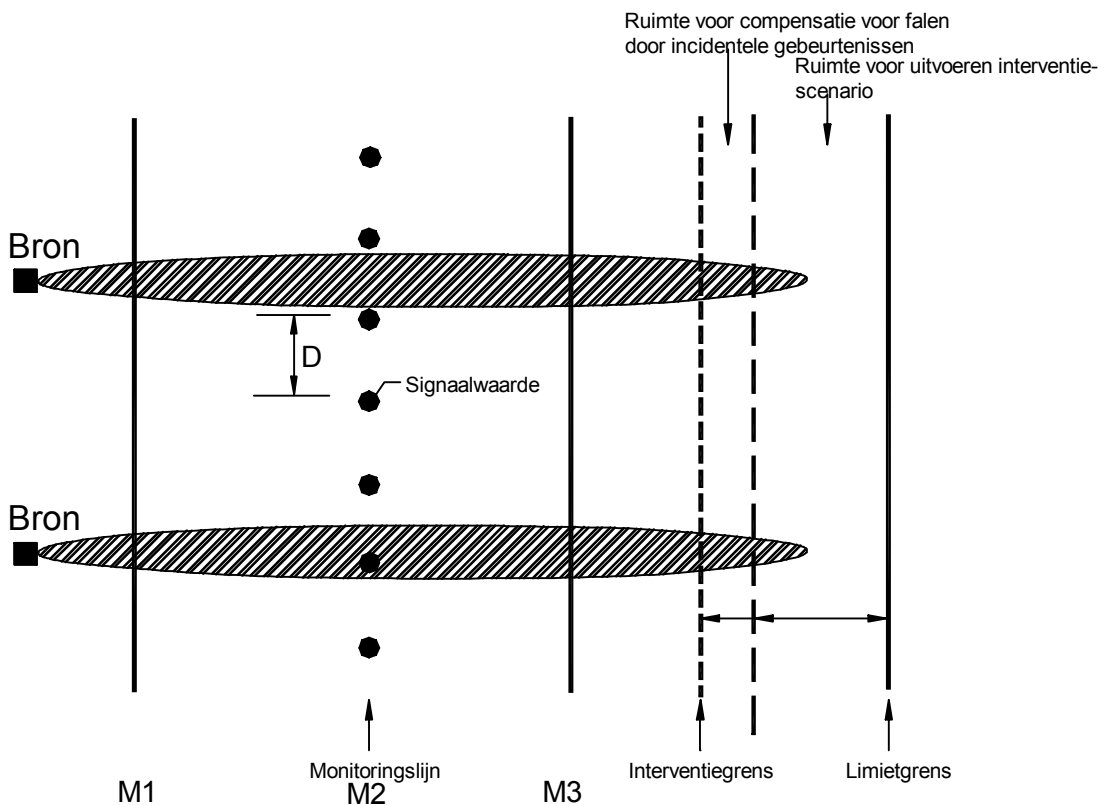


Fig. 3. Elementen van een monitoringssysteem in een FEB-aanpak.

De monitoringslijn verbindt de punten waarin metingen worden verricht; deze netwerkpunten bevinden zich alle binnen het monitoringsgebied dat door de monitoringsgrens wordt begrensd. In principe is ieder positie van de monitoringslijn denkbaar. In de voorbeelden worden veelal de monitoringslijnen M1, M2 en M3 toegepast; deze hebben een toenemende afstand tot de bron. Voor de monitoringspunten wordt een signaalwaarde vastgesteld: bij overschrijding van deze

waarde is actie noodzakelijk. De trefkans van het netwerk (en dus ook de faalkans) is een functie van de positie van de monitoringslijn, de dichtheid van netwerkpunten en de signaalwaarde.

5.3 Trefkansberekening/optimalisatie

De trefkans van het monitoringsnetwerk is bepalend voor de betrouwbaarheid van het monitoringssysteem. Het monitoringsnetwerk kan worden geoptimaliseerd door de positie van de monitoringslijn, de dichtheid van de monitoringspunten en de signaalwaarde in het monitoringspunt te variëren en voor verschillende situaties de trefkans te berekenen.

In dit onderzoek is een programma (DG>Plume) ontwikkeld, waarmee de tref- en faalkansen van monitoringsnetwerken kunnen worden vastgesteld. De ontwikkeling van het programma is gedeeltelijk door GeoDelft gefinancierd. Hierbij wordt een groot aantal trekkingen gedaan van parameters die de positie en sterkte van de bron weergeven en het verspreidingsproces bepalen en als stochastische variabele zijn opgenomen. Het verspreidingspatroon wordt vervolgens voor combinaties van invoerparameters berekend en van elke combinatie wordt vastgesteld of detectie plaatsvindt voordat de verspreidende verontreiniging de limietgrens heeft bereikt. Er wordt tevens beoordeeld of detectie tot een vals alarm leidt, omdat de verspreidende stoffen uitdoven voordat deze de kans krijgen de limietgrens te bereiken.

Verspreiding die niet tijdig wordt opgemerkt, leidt tot een volume bodem waarin het grondwater voorbij de limietgrens verontreinigd is. Het programma DG>Plume berekent dit volume.

Voor meer informatie wordt verwezen naar bijlage 4. Met het programma is een netwerk ontwikkeld voor het geval Joh. Enschedé (zie bijlage 11). Er wordt geconcludeerd dat het gehanteerde instrument de volgende voordelen oplevert:

- de mogelijkheid om onzekerheid in invoerparameters te laten meewegen;
- de faalkans én de schade bij falen kunnen worden uitgedrukt in een hard getal;
- het programma kan goed worden gebruikt voor dynamisch monitoren, waarbij het monitoringsnetwerk in de loop van de tijd wordt geoptimaliseerd op basis van meetgegevens waarmee de onzekerheid in de invoergegevens kan worden verkleind;
- er wordt inzicht verkregen over het tijdstip waarop mitigerende maatregelen (interventiescenario) noodzakelijk zijn.

Een nadeel is dat het instrument voor eenvoudige gevallen met weinig onzekerheid een te zwaar instrument is en nogal voorspelbare uitkomsten genereert.

Niet beschouwd is het tijdstip waaróp het monitoringssysteem kan falen (verontreinigde stoffen onopgemerkt de limietgrens bereiken). Indien falen op een veel later tijdstip wordt verwacht (limietgrens op grote afstand van de huidige verontreiniging), zal het risico *gevoelsmatig* als gering worden ingeschat.

5.4 Kosten van monitoring en schade

De uitvoering van monitoring kost geld. Een falend monitoringssysteem kost ook geld daar de verontreiniging over de limietgrens zal moeten worden gesaneerd.

Hierover en over eventuele verdergaande vergoedingen voor geleden schade kunnen in het voortraject afspraken worden gemaakt. Over het algemeen zullen de financiële inspanningen als gerechtvaardigd worden beschouwd als de kosten van monitoring in een redelijke verhouding staan tot de gerealiseerde beperking van schadekosten.

Om bij het opstellen van de vuistregels te kunnen beschikken over standaardkosten voor monitoring en vergoeding van schade zijn hierover rekenregels opgesteld (prijspeil 1999). Met deze

rekenregels wordt een indicatie verkregen van de kosten van monitoring en de kosten van het saneren van verontreinigd grondwater. Schoon grondwater heeft een waarde die, afhankelijk van de lokale situatie en de beleving ervan (zie par. 8.5 van bijlage 8), in een bedrag kan worden uitgedrukt. Het verontreinigen van schoon grondwater wordt in de kosteneffectiviteitsbeschouwing als een negatief effect ervaren. Naast de financiële consequenties van saneren zijn eveneens andere schadeposten denkbaar die het gevolg kunnen zijn van privaatrechtelijke afspraken (schadevergoeding bij verontreiniging van buurman's terrein), schadevergoedingen voor immateriële gevolgen van een falend monitoringssysteem (beperking van functies van een terrein). Daarnaast kan een sanering van verontreinigd grondwater tot hogere kosten leiden als panden moeten worden gesloopt of kostbare aanvullende voorzieningen moeten worden getroffen. In de vuistregels is hiermee geen rekening gehouden, alhoewel wel is aangegeven op welke wijze het netwerk moet worden aangepast indien van deze extra schadeposten sprake is. Is dat het geval, dan zal het noodzakelijk zijn een betrouwbaarder monitoringssysteem te installeren.

Voor meer informatie wordt verwezen naar bijlage 7.

5.5 Eisen aan de betrouwbaarheid van een monitoringssysteem (stap D.7)

De betrouwbaarheid van een monitoringssysteem moet door het bevoegd gezag kunnen worden beoordeeld. Een wettelijk kader voor de beoordeling ontbreekt echter. Teneinde een aanzet te kunnen geven tot het opstellen van een beoordelingskader is nagegaan hoe hiermee in andere beleidsvelden wordt omgegaan. Bovendien is de vraag welke betrouwbaarheid het bevoegd gezag zou wensen te hanteren in een workshop voorgelegd aan vertegenwoordigers hiervan.

In bijlage 8 wordt nader ingegaan op het begrip betrouwbaarheid. Het verslag van de workshop is als appendix 2 toegevoegd.

De volgende conclusies worden getrokken:

- Als de gezondheid van mensen in het geding is, wordt een strenge getalsmatige norm aan de betrouwbaarheid noodzakelijk geacht.
- Als gebruiksfuncties in het geding zijn, worden getalsmatige normen aan de betrouwbaarheid wenselijk geacht maar kan de waarde van het te beschermen object ook in geld worden uitgedrukt ('een kuub schoon grondwater kost 100 gulden').
- Als bij de beoordeling van de gewenste betrouwbaarheid de schade in beschouwing wordt genomen (kostenoptimalisatie), moeten ook worden meegenomen:
 - schade aan eigendommen van derden (waaronder de grondwatervoorraad);
 - afspraken die tussen private partijen zijn gemaakt (schadevergoedingen).

In bijlage 8 wordt een normenkader weergegeven dat is gebruikt bij de opzet van de vuistregels.

5.6 Optimaliseren van het monitoringssysteem

Een monitoringssysteem bestaat uit een fysiek meetnet en een meetprogramma waarin staat beschreven op welke wijze metingen worden uitgevoerd (hoe, wat, wanneer, waar, welke kwaliteit) en wat er met de meetresultaten wordt gedaan. Het gehele systeem heeft een faalkans die kan worden berekend. Deze faalkans moet worden getoetst met de gestelde eis. Is de faalkans hoger dan de gestelde eis, dan moet het systeem worden verbeterd. Dit kan door:

- het vooronderzoek te verbeteren (onzekerheden in verspreidingsparameters worden dan kleiner wat de betrouwbaarheid van het netwerk verhoogt);
- verbeteringen door te voeren in het meetprogramma (en uiteraard de uitvoering van de metingen zelf); hierdoor zal de 'verliesfactor' afnemen, zodat het netwerk ter compensatie van deze verliezen minder hoeft te worden verbeterd;
- de trefkans van het netwerk te verhogen.

In de case Joh. Enschedé in bijlage 11 is weergegeven hoe dit in de praktijk kan plaatsvinden.

Voldoet de faalkans aan de eis, dan kan nog worden overwogen na te gaan of met een betrouwbaarder (en duurder) netwerk de totale kosten (monitoring + schade) kunnen worden verlaagd. De filosofie hierachter is dat met een duurder netwerk ook de faalkans wordt verlaagd, waardoor de gevolgen van falen (product van faalkans en schadekosten) afnemen. Inzicht in de kosten van de schade is essentieel, met name als ook andere kosten dan feitelijke saneringskosten een rol spelen (schadevergoedingen e.d.). Voor het berekenen van kosten van monitoring en saneringskosten is een spreadsheet (zie '98-1-02 rekenmodel' op de cd-rom) opgesteld, waarmee uniformering wordt bereikt en een indicatie wordt verkregen van de saneringskosten. Het is daarnaast van belang na te gaan welke acties zullen voortvloeien uit vals alarm.

Met het programma DG>Plume kan ook de kans op vals alarm worden vastgesteld (het programma voert een groot aantal berekeningen uit en stelt vast uit hoeveel van die situaties de signaalwaarde wordt overschreden, maar niet op termijn tot normoverschrijding bij de limietgrens zou leiden). Bij de beoordeling van het meest kostenoptimale monitoringssysteem moeten deze kosten (product van kans en gevolg) in beschouwing worden genomen.

5.7 Definitie van de verontreinigingsbron

Uit het uitgevoerde onderzoek is gebleken dat de bron een uitermate belangrijke factor is die in sterke mate de betrouwbaarheid van het monitoringssysteem bepaald. Als de positie van de bron bekend is, dan is een beperkt aantal monitoringpunten (één of enkele) veelal voldoende voor een betrouwbaar monitoringssysteem. Is de sterkte van de bron en de positie ervan onbekend, dan zijn meer monitoringpunten noodzakelijk om een betrouwbaar netwerk te verkrijgen. Figuur 4 is illustratief en geeft de resultaten weer van een case waarin de bronsterkte en bronpositie als stochastische variabelen zijn ingevoerd. De case wordt in bijlage 11 in meer detail behandeld.

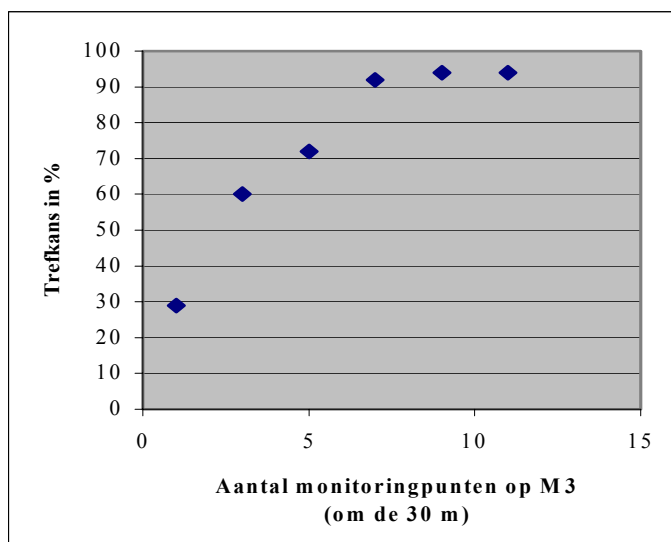


Fig. 4. Relatie tussen de treffkans van het netwerk en het aantal meetpunten.

Met name in complexe situaties (grotere bedrijfsterreinen, tankenparken, gasfabrieksterreinen) moet met meerdere bronnen rekening worden gehouden waarvan de positie niet altijd bekend is. Met de gehanteerde systematiek kunnen deze onzekerheden hanteerbaar worden gemaakt en in de vorm van een treffkans worden geëxpliciteerd. Tevens kan op basis van de resultaten van de analyse worden besloten onzekerheden te verkleinen door meer bodemonderzoek. De kosten hiervan kunnen worden vergeleken met eventuele opbrengsten (zie ook bijlage 11).

5.8 Verzekerbaarheid van risico's van falen

Een falend monitoringssysteem brengt risico's met zich mee. In de meeste gevallen (verspreiding in diepere watervoerende pakketten) zijn de gevolgen met name van financiële aard. Teneinde te kunnen beoordelen of deze risico's verzekeraar zijn, zijn enkele gesprekken uitgevoerd met verzekeraars. De verslagen van deze gesprekken zijn in appendix 4 samengevat.

Een evaluatie is in bijlage 9 toegevoegd. Hieruit worden de volgende conclusies getrokken:

- De verzekeraar wil (uiteraard) inzicht in de risico's.
- Aanvullende metingen in de vorm van een *tweede* controlelijn worden wenselijk geacht.
- Voor ieder te verzekeren geval zal van tevoren in een op te stellen draaiboek moeten worden aangegeven welke acties worden ondernomen in geval van overschrijding van de signaalwaarde. Dit kunnen zowel maatregelen aan de bron zijn als maatregelen in het verspreidingspad, of zelfs op het bedreigde object (het vaststellen van interventie maatregelen is een vast onderdeel in een FEB-aanpak).

5.9 Toepasbaarheid van de ontwerpssystematiek

In principe is de hierboven geschetste systematiek voor het ontwerpen van een monitoringssysteem in alle situaties bruikbaar. Het gebruikte programma DG>Plume gaat echter, zoals alle beschikbare programma's, uit van een homogeen stromingsveld. Vooral in situaties met een sterke heterogeniteit op het middelste schaalniveau is hiervan geen sprake. Er zijn dan enkele mogelijkheden (zie bijlage 6), zoals het verbreden van de monitoringslijn (dus meer punten op de lijn, met dezelfde onderlinge afstand) en/of de netwerkdichtheid vergroten.

Een stofflux is een hoeveelheid verontreinigende stoffen die zich per tijdseenheid over een vlak heen verplaatst. In dit geval over bijvoorbeeld de actuele contour van de interventiewaarde heen. In overleg met de overheid wordt de randvoorwaarde met betrekking tot optredende verspreiding vertaald in een normflux (stap A.1). Deze normflux moet goed toetsbaar zijn en bovendien direct verband houden met hetgeen feitelijk moet worden voorkomen (bijvoorbeeld voorkomen dat ieder jaar een 'nieuw geval' ontstaat). Op basis van de resultaten van een nader onderzoek wordt vastgesteld wat de verdeling van de stofflux is over de gehele lengte van de contour (stap A.3). Hierbij wordt tevens de grondwaterflux bepaald (stap A.2) Tevens wordt beoordeeld of de dichtheid van meetpuntparen voldoende aansluit op deze verdeling. Het toekomstige monitoringsmeetnet ontstaat door een optimalisatie van het al beschikbare meetnet (stap A.4).

In de uitvoering van monitoring kan vervolgens worden gekozen voor spoor A of spoor B. In spoor A vindt toetsing op stijghoogten (stap A.5) en vervolgens op stoffluxen (stap A.6) plaats. Als de stofflux de normflux overschrijdt, wordt met een aanvullend onderzoek (stap A.7) de ligging van de contour vastgesteld. In spoor B wordt met behulp van een trendanalyse vastgesteld of er sprake is van een significante uitbreiding van de contouren.

Het benodigde monitoringsnetwerk (bestaande uit meetpuntparen) wordt ontworpen De methodiek is beschreven in bijlage 10 en toegepast op het geval Joh. Enschedé (zie par. 11.5 van bijlage 11).

6.3 Conclusies

Toepassing van de methodiek vereist inzicht in de mate waarin dispersie en afbraak optreedt. Dispersie is verantwoordelijk voor een aanmerkelijke bijdrage aan de totale flux over de contouren die in sommige gevallen groter kan zijn dan de advectieve flux. De bruikbaarheid van een bestaand netwerk van meetpunten (uit nader onderzoek) kan worden vastgesteld door de contour van de huidige verontreiniging 'open te knippen' en na te gaan of de verdeling van meetpuntparen langs deze opengeknijpte contour in redelijke verhouding staat tot de bijdrage van ieder segment van de contour aan de totale flux over de contour.

TOEPASSING OP CASE A: HET GEVAL JOH. ENSCHEDÉ

7.1 Inleiding

In het geval Joh. Enschedé wordt overwogen de rol van natuurlijke afbraak in het verspreidingsproces vast te stellen door gedurende een vijftal jaren te meten. Saneringsmaatregelen kunnen worden uitgesteld mits kan worden voldaan aan de randvoorwaarden dat kwetsbare objecten in de omgeving niet worden bedreigd en met een betrouwbaar monitoringssysteem tijdig het signaal wordt ontvangen dat van een onaanvaardbare bedreiging van deze kwetsbare objecten sprake is. Op basis van deze metingen zou moeten worden beoordeeld of binnen 30 jaar een stabiele eindsituatie ontstaat.

Aan de hand van dit geval is de bruikbaarheid beoordeeld van methoden die worden toegepast in het FEB-concept. In dit hoofdstuk gaan we nader in op:

- de keuze van monitoringsinstrumenten;
- de heterogeniteit van de bodem op verschillende schaalniveaus;
- ondergrondmodellen waarmee de effecten van heterogeniteit op het middelste schaalniveau op het verspreidingsproces worden beoordeeld;
- optimalisatie van het monitoringsnetwerk met het programma DG>Plume;
- kostenoptimalisatie van het monitoringssysteem;
- het vaststellen van norm- en stofflux als onderdeel van de methodiek in het volgen van contouren van een bodemverontreiniging.

In bijlage 11 is de volledige uitwerking van het geval opgenomen. Hierbij is het processchema gevolgd dat eveneens in deel D van de handleiding wordt gebruikt bij het ontwerpen van een monitoringssysteem.

7.2 Beleidsmatige randvoorwaarden

Als limietgrens is de Bakenessergracht beschouwd. Er moet worden voorkomen dat grondwater verontreinigd met gechloreerde koolwaterstoffen de limietgrens bereikt in concentraties boven de interventiewaarde.

7.3 Keuze van het monitoringsinstrumentarium

In deze case is gekozen voor het gebruik van peilbuizen. Diverse materialen voor de stijgbuis en bemonsteringsslang zijn geëvalueerd met het oog op falen als gevolg van adsorptie en permeatie. De noodzaak tot het voorschrijven van voorpompproeven in het monitoringsbestek is onderkend.

Er is aangenomen dat door gebeurtenissen bij het meten en evalueren een systematische fout kan worden gemaakt (verlies aan verontreinigende stoffen). De 'verliesfactor' is uitgedrukt in een percentage van de werkelijke concentratie in de formatie.

Uit 7.5 blijkt dat het effect hiervan op de totale faalkans beperkt is. Bovendien is nagegaan welke gebeurtenissen in meten en evalueren tot incidentele fouten kunnen leiden. Dit leidt tot een tijdsperiode waarin metingen niet tot bruikbare resultaten leiden.

Deze tijdsperiode is vertaald naar een ruimte waarmee de interventiezone wordt verruimd. De omvang van deze extra ruimte is vergelijkbaar met de ruimte die nodig is om het interventiescenario uit te voeren (beide de verspreiding die binnen één jaar mag optreden).

Voor meer informatie wordt verwezen naar paragraaf 11.2 van bijlage 11.

7.4 Heterogeniteit van de bodem en ondergrondmodellen

In stap C in het ontwikkelen van het monitoringssysteem wordt een hypothese opgesteld met betrekking tot het verspreidingsproces. Dit moet leiden tot inzicht in de dominante verspreidingsrichting en het model van de bodem opleveren waarmee in stap C het monitoringsnetwerk wordt ontworpen.

Op basis van beschikbare boorbeschrijvingen is de bodem onderverdeeld in watervoerende en waterscheidende lagen. Op basis van deze analyse van *bodemheterogeniteit op het hoogste schaalniveau* (en de al bekende verontreinigingssituatie) zijn de tussenzandlaag en het eerste watervoerende pakket geïdentificeerd als het te monitoren medium.

In deze case is met een beschikbaar stoftransportmodel nagegaan wat het effect is van *heterogeniteiten op het middelste schaalniveau* (ruimtelijke eenheden met een afwijkende doorlatendheid in een watervoerend pakket) op de algemene verspreidingsrichting. Hiertoe is het verspreidingspatroon op basis van meerdere ondergrondmodellen berekend. De berekeningen tonen aan dat (in dit geval) heterogeniteit op het middelste schaalniveau slechts een beperkte invloed heeft op het verspreidingspatroon.

De beschikbare grond- of stoftransportmodellen zijn in de praktijk nauwelijks geschikt om op pragmatische wijze effecten van heterogeniteit op het middelste schaalniveau te vertalen in verspreidingspatronen. De kennis van een geoloog is onontbeerlijk bij de vertaling van kennis die is opgedaan in andere studies naar de schaal van het specifieke probleem. Een normatief kader, op basis waarvan kan worden vastgesteld wanneer heterogeniteit op dit schaalniveau wel en wanneer deze geen rol van betekenis speelt, ontbreekt.

Een pragmatische oplossing zou zijn om op basis van geologisch inzicht de omvang van slecht-doorlatende 'lichamen' en de onderlinge afstand in te schatten en op basis hiervan te besluiten:

- of aan de periferie van het monitoringsnetwerk meer meetpunten bij te plaatsen ('verbreiding van monitoringslijn');
- en/of de dichtheid van monitoringspunten te vergroten (onderlinge afstand te verkleinen).

Bodemheterogeniteit op het laagste schaalniveau is hanteerbaar gemaakt door in de netwerk-optimalisatie (zie 7.5) dispersie in beschouwing te nemen. In de praktijk is echter weinig bekend van de getalswaarde van dispersie. Onzekerheid omtrent deze getalswaarde kan weer in beschouwing worden genomen door deze als een stochast in de berekening in te voeren.

Voor meer informatie over dit onderwerp wordt verwezen naar paragraaf 11.3 van bijlage 11.

7.5 Optimalisatie van het monitoringsnetwerk

In deze case is aangenomen dat een vlak ter plaatse van de Bakenessergracht het te beschermen object is. Het verspreidingsproces vanuit een bron ter plaatse van het voormalige trihok is beschreven met het programma DG>Plume. De invoer van het programma bestaat uit een tiental parameters, waarvan een verwachtingswaarde en een spreiding met een kansverdeling is aangenomen. Deze spreiding met kansverdeling geven de onzekerheid weer in de grootte van enkele parameters die het verspreidingsproces beïnvloeden.

Met DG>Plume zijn de kansen berekend op falen (niet detecteren en vals alarm) van monitoringsnetwerken die van elkaar verschillen in positie van de monitoringslijn (ten opzichte van bron en bedreigd object), de hoogte van de signaalwaarde en de dichtheid van de netwerkpunten. De breedte van het gebied, waarin meetpunten worden geplaatst (over de monitoringslijn), is afgestemd op de resultaten van de stoftransportberekeningen met de ondergrondmodellen (zie 7.4).

Het effect van de netwerkdichtheid en de hoogte van de signaalwaarde op de faalkans zijn in figuur 6 en 7 weergegeven.

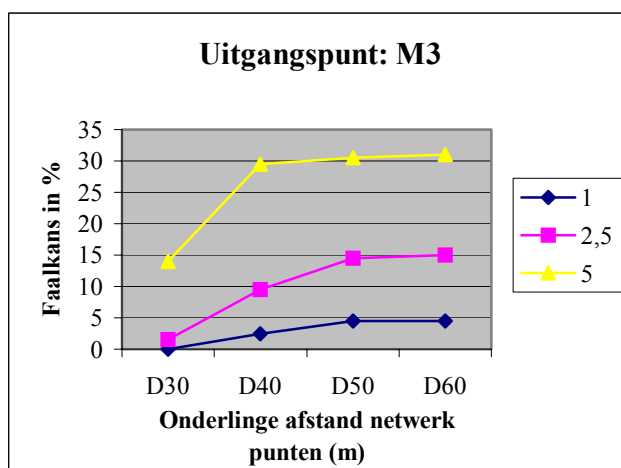


Fig. 6. Effect van de netwerkdichtheid op de faalkans bij verschillende signaalwaarde ($\mu\text{g/l}$).

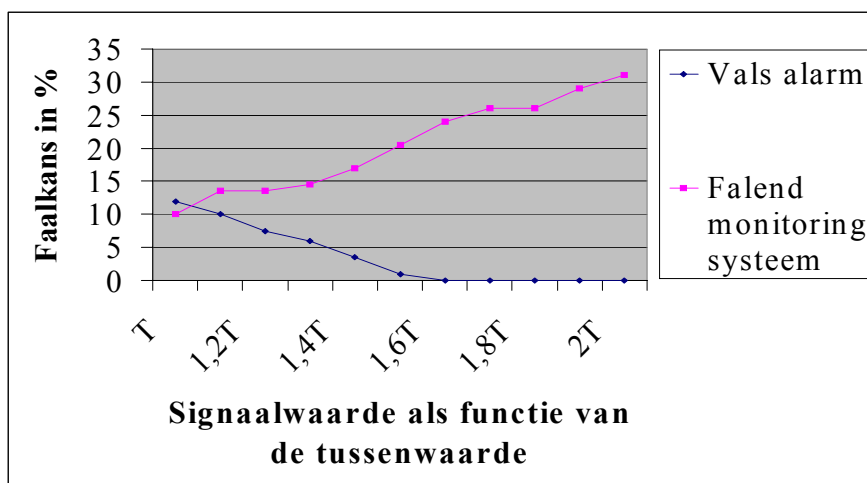


Fig. 7. Effect van de signaalwaarde op de faalkans.

In figuur 8 is de relatie weergegeven tussen de trefkans en het aantal monitoringspunten voor dezelfde case (echter bij onbekende positie van de bron).

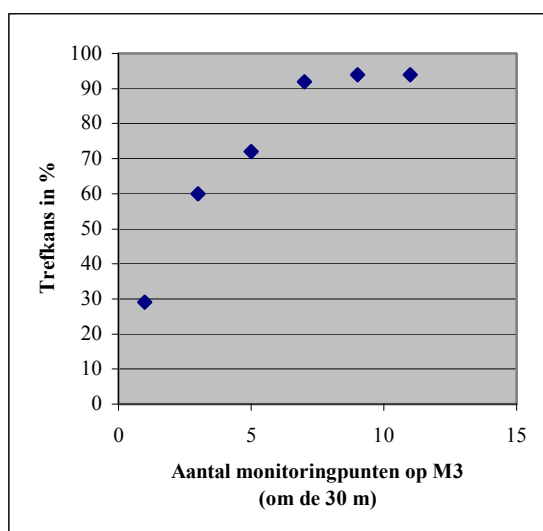


Fig. 8. Verband tussen het aantal monitoringpunten (op M3) en de trefkans.

Er is vastgesteld dat een systematisch verlies aan verontreinigende stoffen (verschil tussen analyseresultaat en werkelijke concentratie in de formatie) van 20 % leidt tot een toename van de faalkans van een netwerk van 10 % naar circa 14 %.

Gezien de eisen die in deze situatie aan het monitoringssysteem worden gesteld (faalkans < 65 %), kan met een eenvoudig systeem bestaande uit een monitoringsnetwerk nabij het gevoelige object (M3) en een meetpunt dichtheid van 50 meter (en een signaalwaarde van de tussenwaarde voor vinylchloride) worden volstaan.

Met onzekerheden, die het gevolg zijn van de spreiding in analyseresultaten (veroorzaakt door de analyse), kan worden omgegaan door herbemonstering na een eerste overschrijding van de signaalwaarde. De grote gevolgen van het op een verkeerde plaats installeren van meetpunten hebben ertoe geleid dat de kwaliteitscontrole in de uitvoering als een belangrijk item wordt gezien.

Tevens is vastgesteld of met een betrouwbaarder netwerk een meer kosteneffectieve situatie kan worden bereikt. Er is vastgesteld dat de totale kosten met een betrouwbaarder netwerk toenemen zolang de schade beperkt blijft tot de feitelijke saneringskosten van de verontreiniging voorbij de limietgrens. In de onderhavige situatie is een betrouwbaarder netwerk uit kosten oogpunt niet noodzakelijk. Als daarnaast andere kosten (zoals sloop van gebouwen en schadevergoedingen) een rol gaan spelen, kan een betrouwbaarder netwerk wel tot een kostenbesparing leiden.

7.6 Volgen van contouren

In de praktijk kan het voorkomen dat zich in de omgeving van een bodemverontreiniging geen concrete kwetsbare objecten (onttrekkingsputten, woonhuizen met blootstellingsrisico enz.) bevinden, maar dat het nog schone grondwater als een object wordt beschouwd dat moet worden beschermd tegen ongecontroleerde verontreiniging. In feite moet de verplaatsing van de contour van de verontreiniging (of van de interventiewaarde) worden gevolgd.

Een methodiek voor monitoring van deze contour is in 6.2 weergegeven. De methodiek is op het geval Joh. Enschedé toegepast. Het beleidsmatige uitgangspunt van een maximale verplaatsing van de contour (enkele meters per jaar) is vertaald in een norm die in de praktijk beter kan worden gemeten dan een verplaatsing van een contour. De norm is uitgedrukt in de vorm van een

flux over de actuele contour van de interventiewaarde. De gegevens uit het nader onderzoek zijn gebruikt voor het vaststellen van de optredende stofflux anno 1995 (datum laatste bemonstering). De optimale verdeling van de meetpuntenparen langs de contour is vastgesteld door voor ieder segment van de contour (deel van de omtrek) de bijdrage aan de totale stofflux te bepalen.

Het volgende wordt geconcludeerd:

- Dispersie speelt een grotere rol in de verontreiniging van nog schoon grondwater (buiten de actuele contour van een verontreiniging).
- Over de grootte van dispersie kan nauwelijks een algemene uitspraak worden gedaan. Deze dient eigenlijk op gevalsniveau te worden gemaakt.
- Onzekerheid over de mate waarin afbraak optreedt werkt in belangrijke mate door in de onzekerheid in de normflux waaraan moet worden voldaan.

De gehanteerde methode heeft het voordeel dat beleidsmatige randvoorwaarden (een beperking aan het volume grondwater dat door verspreiding verontreinigt raakt) in een toetsbaar getal (de normflux) wordt uitgedrukt. Daarnaast wordt door een middeling van fluxen over de gehele contour de interpretatie van meetgegevens op meetpuntniveau minder belangrijk.

Uiteraard hangt de betrouwbaarheid van de uitkomsten van de toetsing af van de betrouwbaarheid van de aannamen waarbij vooral afbraak en dispersie onzekere factoren zijn. Voor meer informatie over dit onderwerp wordt verwezen naar paragraaf 11.5 van bijlage 11.

TOEPASSING OP CASE B: DE MEERSTEEG TE GELDERMALSEN

8.1 Inleiding

Als de tweede case is een in exploitatie zijnde stortplaats in Geldermalsen geselecteerd. De stortplaats bestaat uit verschillende stortgedeelten, waarvan ieder stortdeel een ander pakket beschermende maatregelen kent. De stortzool ligt plaatselijk in het grondwater en de bovenzijde is voorzien van een bovenafdichting. Plaats en intensiteit van eventuele lekkage is op voorhand niet bekend.

Het stort bevindt zich in het rivierengebied. Er is sprake van een holocene deklaag, bestaande uit oeverwal- en komkleiafzettingen met een dikte tot circa 9 m-mv. Op relatief korte afstanden worden sterke verschillen aangetroffen (klei, veen, zand). De in de deklaag voorkomende zanden zijn afgezet als stroomruggronden. De casus dient als archetype voor stortplaatsen die wel aan de bovenzijde, maar niet aan de onderzijde beveiligd zijn en die zich in een kleigebied met rivierafzettingen bevinden.

Er wordt gesproken over uitbreiding van de stortplaats. Hoe deze uitbreiding eruit moet zien is nog niet duidelijk. In deze casus is nagegaan hoe een meetnet er uit zou moeten zien wanneer de stort in verticale richting zou worden uitgebreid. Er wordt van uitgegaan dat de uitbreiding plaatsvindt op fase A, op de huidige bovenafdichting. De bovenafdichting gaat in dat geval fungeren als tussenafdichting.

Het huidige monitoringssysteem bestaat uit 14 waarnemingspunten met in totaal 68 waarnemingsfilters. Als ervan wordt uitgegaan dat heel fase A een potentieel lekgevaar oplevert, dat over heel fase A lekkage optreedt en het bedreigd object de omgeving is (de limietgrens), dan kan op de monitoringslijn met een minimum aan peilbuizen worden volstaan. De hele storfase A is in dat geval potentieel lekgebied, hetgeen een grote, brede pluim zal veroorzaken die vrijwel zeker door het relatief lage aantal peilbuizen zal worden opgemerkt.

Voor meer informatie over deze case wordt verwezen naar bijlage 12.

8.2 Uitgevoerde activiteiten

In deze case is, uitgaande van onzekerheden, op kwalitatieve wijze ingegaan op het meetnetontwerp bij uitbreiding van de stortplaats. Er is met name aandacht besteed aan de onzekerheden ten aanzien van de keuze van de gidsparemeter, de bronsterkte en de plaats van lekkage.

Ten aanzien van de bronsterkte is voor deze case een methode uitgewerkt waarmee kan worden nagegaan of een lekkage zal leiden tot detecteerbare gehalten ter plaatse van de peilbuizen. Dit aspect hangt direct samen met de keuze van de gidsparemeter. Als gevolg van de ophoging boven op de bovenafdichting kunnen lekkages in theorie overal op het stort optreden. De plaats van deze lekkage, de lekintensiteit en bronsterkte zijn daarbij onbekende grootheden.

De bovenafdichting heeft tot gevolg dat de voeding ter plaatse van de stortplaats sterk is gereduceerd. Een eventuele lekkage zal daardoor een minder grote diepte kunnen bereiken.

8.3 Conclusies

Bij het nagaan van de onzekerheden bij het netwerkontwerp zijn de belangrijkste constatering:

- De bronsterkte is een belangrijke, onzekere factor. Hiervan moeten aannamen worden gedaan. In het geval van onbekende lekkages en onbekende lekomvang is dit extra lastig (zie appendix 8). Een globale kalibratie, op basis van gehalten in het watervoerende pakket, is vaak het enige aanknopingspunt (terugrekenen naar bronconcentratie).
- De bronsterkte is bepalend voor de concentratieverdeling binnen een pluim en de te kiezen gidsparemeter en signaalwaarden.
- In het geval van relatief kleine lekkages is chloride in dit geval geen betrouwbare tracer om lekkages vast te kunnen stellen.
- Onder de omstandigheden van deze case is met name een variatie van de stromingsrichting een gunstige factor ten aanzien van het aantal peilbuizen. Door de variërende stromingsrichting neemt de trefkans toe.
- De oriëntatie van een geul is van belang voor de meetdichtheid, maar minder groot dan werd verwacht. Dit is het gevolg van de grote afstand tussen stort en monitoringslijn; wanneer de stromingsrichting varieert, wordt dat in deze case minder belangrijk. De trefkans neemt dan toe.
- Wanneer een bovenafdichting is aangebracht, vervalt een belangrijke verticale stroomcomponent. De plaats van de lekkage wordt daarmee minder doorslaggevend (voor het aanbrengen van een bovenafdichting was dat belangrijk in verband met de potentieel te bereiken diepte). Hiermee wordt een (her)afweging van de filterdiepten belangrijk.
- Wanneer wordt uitgegaan van een monitoringslijn direct langs de rand van het stort is, om alle potentiële lekkages over het gehele stort te kunnen vaststellen, een zeer dicht meetnet vereist. Gezien de te verwachten lage lekdebieten zullen lekkages geen grote diepte bereiken. Een monitoring in de vorm van een ondiepe, horizontale drainage levert de grootste trefkans voor dit soort te monitoren situaties.
- Uit afweging van de onzekerheden wordt geconcludeerd dat voor het beschouwde geval naast de dichtheid van het meetnet, de dieptestelling van de filters en de signaalwaarden in de afzonderlijke meetpunten van belang zijn. Dit heeft verband met het feit dat eventueel optredende lekkages geen grote diepten zullen bereiken.
- Na het afronden van deze casus bestaat de behoefte aan een vuistregel die een relatie beschrijft tussen de dichtheid van de afzonderlijke filters en de afstand tot het risicogebied.

LITERATUUR

Algemeen

GeoDelft en Grontmij, 1996.

Samenvatting van de workshop 'Zorg voor Nazorg'.

GeoDelft en Grontmij Advies & Techniek bv.

GeoDelft en Grontmij, 1998.

IBC en Nazorg door Flexibele Emissie Beheersing.

GeoDelft en Grontmij Advies & Techniek bv, Eindrapport FEB I van NOBIS-projectnummer 97-2-01.

Schurink, E. en R.P. Heijer, 1998.

Flexibele Emissie Beheersing (FEB), handleiding bestaande uit 4 delen.

Conceptrapportage FEB II, CUR/NOBIS, opdracht nummer N112.

TCB, 1998.

Verantwoord omgaan met onzekerheid: Kosteneffectief beheersen van mobiele bodemverontreiniging.

TCB-rapportage TCB R10.

VROM, 1990.

Nationaal Milieubeleidsplan Plus.

Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer.

Faalkansanalyse en risico's

CUR, 1997.

Kansen in de civiele techniek.

Uitgave van CUR, Civieltechnisch Centrum Uitvoering Research en Regelgeving, Gouda.

CUR/COB, 1997.

Risico-analyse bouwfase boortunnels.

CUR/COB-rapport N 510-01, CUR/COB, Gouda.

GeoDelft, 1996.

Probabilisme in de geotechniek. Onderdeel Ruimtelijke variabiliteit.

GeoDelft, Intern rapport.

Gezondheidsraad, 1995.

Niet alle risico's zijn gelijk. Kanttekeningen bij de grondslag van de risicobenadering in het milieubeleid.

NNI, 1990.

NEN 6700: Technische Grondslagen voor Bouwconstructies. Algemene basiseisen.

Nederlands Normalisatie Instituut, Delft.

TAW, 1989.

Leidraad voor het ontwerpen van rivierdijken. Deel 2: Benedenrivierengebied.

Technische Adviescommissie voor de Waterkeringen.

TNO-Bouw, 1995.
Normstelling acceptabel risiconiveau.
TNO-rapport PM-95-29, opgesteld in opdracht van Rijkswaterstaat DWW.

Vrijling, J.K.
Een raamwerk voor de evaluatie van risico's.
TU-Delft, Bouwdienst RWS (datum onbekend).

Monitoring

Andricevic, R., 1998.
Effects of local dispersion and sampling volume on the evolution of concentration fluctuations in aquifers.
Water Resources Research, vol. 34, no. 5, pp. 1115-1129.

Canter Cremers, I., 1993.
Uniformering van monitoringssystemen voor (verontreinigde) terreinen.
Bodem, nr. 2.

Chiang, C., G. Raven en C. Dawson, 1995.
The relationship between monitoring well and aquifer solute concentrations.
Ground Water, vol. 33, no. 5, pp. 718-726.

Cosler, D.J., 1997.
Groundwater sampling and time-series evaluation techniques to determine vertical concentration distributions.
Ground Water, vol. 35, no. 5, pp. 825-841.

CUR/NOBIS, 1997.
Demonstratieproject anaërobie 'ongestoorde' grondwaterbemonstering locatie Rademarkt te Groningen.
CUR/NOBIS-rapport van projectnummer 95-1-41, CUR/NOBIS, Gouda.

Driessen, J.H.A, G.A.M. van Meurs en F.A. Weststrate, 1991.
Methodology for the basic design of a monitoring network.
Proceedings SARDINIA 1991, Third International Symposium, 14-18 October 1991.

Gardner, R.H., B. Rödger en U. Bergström, 1983.
PRISM - A systematic method for determining the effect of parameter uncertainties on model predictions.
Studsvik Report Studsvik/NW-83/555.

GeoDelft, 1994.
Optimalisatie van netwerken voor de monitoring van geïsoleerde bodemverontreinigingslocaties.
GeoDelft, rapport CO-336960/22, in opdracht van de Programmacommissie Techniekontwikkeling Bodemonderzoek.

GeoDelft en Grontmij, 1999.
Document peilbuisgebruik.
GeoDelft en Grontmij Advies & Techniek bv, rapport CO-379600/98, opgesteld in het kader van het NOBIS-onderzoek FEB-II.

IGWMC, 1992.

MAP (Monitoring Analyses Package), version 1.1.
International Groundwater Modelling Centre, IGWMC - FOS 57 PC, Golder Associates Inc.

IGWMC, 1996.

AT123D analytical transient one-, two-, and three-dimensional simulation of solute and heat in an aquifer, version 1.31.

International Groundwater Modelling Centre, IGWMC - FOS 38 PC, G.T. Yeh, Oak Ridge National Laboratory.

IWACO, 1998.

Richtlijn monitoring bodemkwaliteit bedrijfsmatige activiteiten.

IWACO, Eindrapportage 3350230.

Martin-Hayden, J.M., G.A. Robbins en R.D. Bristol, 1991.

Mass balance evaluation of monitoring well purging. Part II: Field tests at a gasoline contamination site.

Journal of Contaminant Hydrology, 8, pp. 225-241.

Martin-Hayden, J.M. en G.A. Robbins, 1997.

Plume distortion and apparent attenuation due to concentration averaging in monitoring wells.

Ground Water, vol. 35, no. 2, pp. 339-346.

NRB, 1998.

Nederlandse Richtlijn Monitoring Bodemkwaliteit.

Uitgave van Infomil.

Pool, W.S.E., 1994.

Optimalisatie van monitoringsnetwerken. Een onderzoek naar een optimaliseringsmodel voor het detecteren van bodemverontreinigingen en heuristieken.

Afstudeerstudie aan de Landbouwniversiteit Wageningen, A100-703.

Provincie Utrecht, 1996.

Protocol monitoring van grondwater bij risicovolle inrichtingen.

Puls, R.W. en C.J. Paul, 1997.

Multi-layer sampling in conventional monitoring wells for improved estimation of vertical contaminants and mass.

Journal of Contaminant Hydrology, 25, pp. 85-111.

Reilly, T.E. en J. Gibbs, 1993.

Effects of physical and chemical heterogeneity on water quality samples obtained from wells.

Ground Water, vol. 31, no. 5, pp. 805-813.

Reilly, T.E. en D.R. LeBlanc, 1998.

Experimental evaluation of factors affecting temporal variability of water samples obtained from long-screened wells.

Ground Water, vol. 36, no. 4, pp. 566-576.

Robbins, G.A en J.M. Martin-Hayden, 1991.
Mass balance evaluation of monitoring well purging. Part I: Theoretical models and implications for representative sampling.
Journal of Contaminant Hydrology, 8, pp. 203-224.

Tusveld, M.C.L., 1994.
MODISCO: geautomatiseerde ontwerpmethodede voor monitoringssystemen rond verontreinigde locaties.
H₂O (27), nr. 23: 670-673.

VROM, 1994.
Kennisdokument monitoring van lokale bodembedreigende activiteiten.
Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Publikatierreeks bodem-
bescherming nr. 1994/10.

VVAV, 1995.
Ontwerpprocedure grondwatermonitoring stortplaatsen.
Opgesteld in opdracht van de Vereniging van Afvalverwerkers.

Waitz, M., J. Koolenbrander en M. Noordhuis, 1999.
Vinylchloride: meten = weten?
Bodem, nr. 2, pp 78-79.

Geologie en bodemheterogeniteit

Bierkens, M.F.P., H.J.T. Weerts en P.A. Burrough, 1994a.
Geostatistical characterization of a complex semi-permeable layer.
Engineering Geology of Quaternary Sediments, Balkema, Rotterdam.

Bierkens, M.F.P., 1994b.
Complex confining layers: a stochastic analysis of hydraulic properties at various scales.
Proefschrift R.U.U.

Fisher, A. et al., 1998.
The relationship between hydrogeologic properties and sedimentary facies: an example from
Pennsylvanian Bedrock Aquifers, Southwestern Indiana.
Ground Water, vol. 36, no. 6.

Kemp, C., 1999.
Bepalen van de in situ doorlatendheid met de doorlatendheidssonde.
Memoires of the Centre of Engineering Geology in the Netherlands, no. 185.

Laperre et al., 1996.
Variatie in permeabiliteit van een pleistocene rivierafzetting en de invloed op grondwaterstro-
ming.
H₂O (29), nr. 18.

Pannekoek, A.J., 1973.
Algemene geologie.
Wolters-Noordhof, Groningen.

Reineck en Singh, 1980.
Depositional sedimentary environments.
Springer Verlag.

Weber, K.J. et al., 1972.
Permeability distribution in a Holocene distributary channel-fill near Leerdam.
Geologie en Mijnbouw, vol. 51 (1), pp. 53-62.

Weerts, H.J.T., 1995.
Meetschaaldoorlatendheden van een complexe deklaag.
Verslag van de lezingendag 'Onzekerheid in grondwatermodellering', TNO grondwater en Geo-Energie.

Zhang, Z. et al., 1998.
Characterizing three-dimensional hydraulic conductivity distributions using qualitative and quantitative geologic borehole data: application to a field site.
Ground Water, vol. 36, no. 4.

Bemonstering en analyse
CUR/NOBIS, 1998.
Beslismodel natuurlijke afbraak - Fase 1: 'State of the art' meetmethoden.
CUR/NOBIS-rapport 97-1-02, CUR/NOBIS, Gouda

RIVM, 1994.
Prestatiekenmerken voor meetmethoden.
Opgesteld door het RIVM in opdracht en ten laste van het DGM in het kader van het projectnr. 219101 'Milieunormalisatie'.

Ware chemicus, 1993.
Themanummer 'Validatie van methoden'.
Nederlands Tijdschrift voor Algemeen Levensmiddelenonderzoek, nr. 23, pp. 107-162.

Ongerubriceerd
AFCEE, 1997.
Long term monitoring optimization guide.
Air Force Centre for Environmental Excellence.

Chiang, C., G. Raven en C. Dawson, 1995.
The relation between monitoring well and aquifer solute concentrations
Ground Water, vol. 33, no. 5, pp. 718-726.

Cosler, D.J., 1997.
Groundwater sampling and time-series evaluation techniques to determine vertical concentration distributions.
Ground Water, vol. 35, no. 5, pp. 825-841.

Fisher, A. et al., 1998.
The relationship between hydrogeologic properties and sedimentary facies: an example from Pennsylvanian Bedrock Aquifers, Southwestern Indiana.
Ground Water, vol. 36, no. 6.

Gardner, R.H., B. Røjder en U. Bergström, 1983.

PRISM - A systematic method for determining the effect of parameter uncertainties on model predictions.

Studsvik Report Studsvik/NW-83/555.

GeoDelft, 1994.

Optimalisatie van netwerken voor de monitoring van geïsoleerde bodemverontreinigingslocaties. GeoDelft, rapport CO-336960/22, in opdracht van de Programmacommissie Techniekontwikkeling Bodemonderzoek.

GeoDelft en Grontmij, 1998.

Flexibele Emissie Beheersing (FEB). Deelrapport III. Beschrijving praktijkgeval 1: Het Rids-terrein te Haarlem.

GeoDelft en Grontmij Advies & Techniek bv, rapportnummer 98002297.

IGWMC, 1992.

MAP (Monitoring Analyses Package), version 1.1.

International Groundwater Modelling Centre, IGWMC - FOS 57 PC, Golder Associates Inc.

IGWMC, 1996.

AT123D analytical transient one-, two-, and three-dimensional simulation of solute and heat in an aquifer, version 1.31.

International Groundwater Modelling Centre, IGWMC - FOS 38 PC, G.T. Yeh, Oak Ridge National Laboratory.

Martin-Hayden, J.M. en G.A. Robbins, 1997.

Plume distortion and apparent attenuation due to concentration averaging in monitoring wells.

Ground Water, vol. 35, no. 2, pp. 339-346.

Meyer, P.D. en E.D. Brill jr., 1988.

A method for locating wells in a groundwater monitoring network under conditions of uncertainty.

Water Resources Research, vol. 24, no. 8, pp. 1277-1282.

Reilly, T.E. en D.R. LeBlanc, 1998.

Experimental evaluation of factors affecting temporal variability of water samples obtained from long-screened wells.

Ground Water, vol. 36, no. 4, pp. 566-576.

Storck, P., J. Wayland Eheart en A.J. Valocchi, 1997.

A method for the optimal location of monitoring wells for detection of groundwater contamination in three-dimensional heterogeneous aquifers.

Water Resources Research, vol. 33, no. 9, pp. 2081-2088.

Tusveld, M.C.L., 1994.

MODISCO: geautomatiseerde ontwerpmethode voor monitoringssystemen rond verontreinigde locaties.

H₂O (27), nr. 23: 670-673.

Vonk, 1985.

Permeatie van organische verbindingen door leidingmaterialen.

H₂O (18), nr. 25.

VROM, 1994.

Kennisdocument monitoring van lokale bodembedrijgende activiteiten.
Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Publikatiereeks bodem-
bescherming nr. 1994/10.

VROM, 1999.

Afwezigingsproces saneringsdoelstelling: 'Van trechter naar zeef II'.

BEVER, Bodemsanering; van beleid naar praktijk.

Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer.

Warrick, A.W., M.H. Young en P.J. Wierenga, 1998.

Probabilistic analysis of monitoring systems for detecting subsurface contaminant plumes.

Ground Water, vol. 36, no. 6, pp. 894-900.

WL, 1985.

Inventariserend onderzoek naar de baten van herstel en bescherming van de bodemkwaliteit.

Opgesteld in opdracht van het Ministerie van VROM, rapportnr. R 2182/S618 - D85/004.

Zhang, Z. et al., 1998.

Characterizing three-dimensional hydraulic conductivity distributions using qualitative and quantitative geologic borehole data: application to a field site.

Ground Water, vol. 36, no. 4.