

BIJLAGEN

INHOUD

Bijlage	1	INVENTARISATIE VAN DE STAND VAN ZAKEN BETREFFENDE MONITORING	1
Bijlage	2	COMMUNICATIE ROND FEB	3
	2.1	Helpdesk	3
	2.2	Reviewteam	3
	2.3	Presentaties bij overheden/bevoegd gezag	3
Bijlage	3	FAALKANSANALYSE VAN EEN MONITORINGSSYSTEEM	5
	3.1	Faalkansanalyse in andere vakgebieden	5
	3.2	Beschrijven van mogelijke afwijkingen: FMEA-analyse	7
	3.3	Foutenboom	10
	3.3.1	Algemeen	10
	3.3.2	Foutenboom voor monitoring	11
	3.4	Hoe werkt de foutenboom voor monitoring	13
Bijlage	4	NETWERKONTWERP MET HET PROGRAMMA DG>Plume	15
	4.1	Programma van eisen (PvE)	15
	4.2	Stand der techniek	15
	4.3	Programma DG>Plume	15
	4.4	Gedetailleerdere beschrijving van de extra opties	17
	4.5	Voorgeprogrammeerde berekeningstypen	19
	4.6	Regressieanalyse	21
Bijlage	5	BASISGEBEURTENISSEN IN METEN EN EVALUEREN	25
	5.1	Inleiding	25
	5.2	Beoordeling van basisgebeurtenissen	25
	5.2.1	Kans op optreden	25
	5.2.2	Mate waarin ongewenste gebeurtenissen optreden	25
	5.2.3	Omstandigheden	25
	5.2.4	Positieve en negatieve effecten	25
	5.2.5	incidenteel versus systematisch falen	26
	5.2.6	Aard van de effecten	26
	5.3	Gevolgen van incidentele basisgebeurtenissen	27
	5.3.1	Inleiding	27
	5.3.2	Analyse	28
	5.4	Gevolgen van systematische basisgebeurtenissen	29
	5.4.1	Inleiding	29
	5.4.2	Adsorptie aan stijgbuis of bemonsteringsslang (B.3)	30
	5.4.3	Vervluchting bij monsternamen (B.5)	30
	5.4.4	Chemisch/biologische omzetting bij monsternamen (B.6)	30
	5.4.5	Meetpunten op verkeerde plaats geïnstalleerd (B.9)	31
	5.5	Wijze van omgaan met faalkansen	31
Bijlage	6	OMGAAN MET BODEMHETEROGENITEIT	32
	6.1	Inleiding	32
	6.2	Probleemschaal en schalen van bodemheterogeniteit	32
	6.3	Werkwijze voor de beoordeling van bodemheterogeniteit	33

	6.4	Ondergrondmodellen	35
	6.5	Samenvatting van de aanpak van bodemheterogeniteit	36
Bijlage	7	KOSTEN VAN MONITORING EN SCHADE DOOR FALEN	37
	7.1	Algemeen	37
	7.2	Aanleg en vervanging van een monitoringsmeetnet	37
	7.3	Uitvoering van de monitoring	38
	7.4	Kosten bij het falen van het monitoringssysteem	38
	7.4.1	Inleiding	38
	7.4.2	Rekenprogramma	38
Bijlage	8	EISEN AAN BETROUWBAARHEID VAN EEN MONITORINGSSYSTEEM	41
	8.1	Inleiding	41
	8.2	Het begrip 'betrouwbaarheid'	41
	8.2.1	Algemeen kader	41
	8.2.2	Ervaringen met veiligheid en de beoordeling daarvan	42
	8.3	Workshop 'Betrouwbaarheid van monitoring'	44
	8.4	Beoordelingskader in FEB	44
	8.5	Regionale optimalisatie	45
	8.6	Kostenoptimalisatie	47
Bijlage	9	VERZEKERBAARHEID VAN RISICO'S VAN EEN FALEND MONITORINGSSYSTEEM	48
	9.1	Inleiding	48
	9.2	Te dekken schade	48
	9.3	Verzekerbbaarheid	48
	9.4	Aanvullende eisen	49
	9.5	Conclusies	50
Bijlage	10	EVALUATIE: HET VOLGEN VAN CONTOUREN	51
	10.1	Inleiding	51
	10.2	Uitwerking van de methodiek	51
	10.2.1	Hoofdpijnen	51
	10.2.2	Vaststellen van de normflux (stap A.1)	52
	10.2.3	Procedure voor het vaststellen van de grondwaterflux (stap A.2 en A.5)	53
	10.2.4	Procedure voor het vaststellen van de stofflux (stap A.3 en A.6)	54
	10.2.5	Belang van de dispersieve stofflux in de normflux	55
	10.2.6	Optimalisatie van het meetnet voor de bepaling van fluxen (stap A.4)	56
	10.2.7	Bepaling van de ligging van de (I)-contour (stap B.1)	57
	10.2.8	Trendanalyse voor de bepaling van de uitbreiding van de (I)-contour (stap B.2)	58
	10.2.9	Evaluatie (stap B.3)	59
	10.3	Toepassing van de stappen A.1 en A.2 op een praktijkgeval	60
Bijlage	11	TOEPASSING OP CASE A: HET GEVAL JOH. ENSCHEDÉ	61
	11.1	Vaststellen van het doel van monitoring	61
	11.2	Stap A: Voorlopige keuze van monitoringsinstrumenten	66

	11.2.1	Voorlopige keuze van de inzet van monitoringsinstrumenten (stap A.1)	66
	11.2.2	Interventiescenario	68
	11.2.3	Systematische en incidentele 'fouten' (stap A.2)	68
	11.2.4	Verliezen in 'tijd' (stap A.3)	69
	11.2.5	Stappen A.4 t/m A.5	69
	11.3	Stap B: Opstellen van de hypothese van het verspreidingsproces	69
	11.3.1	Aanname van de bron	69
	11.3.2	Vaststellen van basisparameters van verspreiding	69
	11.3.3	Opstellen van de hypothese van verspreiding (stap B.1)	69
	11.3.4	Actuele situatie	69
	11.3.5	Toetsen van hypothesen aan de actuele situatie (stap B.2)	70
	11.4	Stap C: Ontwikkeling van het monitoringsmeetnet	70
	11.4.1	Inleiding	70
	11.4.2	Basisaannamen van het monitoringsnetwerk	70
	11.4.3	Case A met een onzekere positie en sterkte van de bron	76
	11.4.4	Evaluatie, optimalisatie naar kosten (stap D.7)	77
	11.4.5	Verdelen van een betrouwbaarheidseis over de takken van het monitoringssysteem	78
	11.5	Evaluatie: het volgen van contouren	79
	11.5.1	Toepassing van de stoffluxmethodiek op case A: het geval Joh. Enschedé	79
	11.5.2	Berekening van de normflux	80
	11.5.3	Berekening van de stofflux op basis van gegevens van nader onderzoek	81
	11.5.4	Optimalisatie van het meetnet	81
	11.5.5	Metten van de stijghoogten en beoordelen van de stromingsrichting	82
	11.5.6	Conclusies	82
Bijlage	12	TOEPASSING OP CASE B: DE MEERSTEEG TE GELDERMALSEN	84
	12.1	Beschrijving van de case	84
	12.1.1	Inleiding	84
	12.1.2	Bodemopbouw en geohydrologie	86
	12.1.3	Verontreinigingssituatie	88
	12.1.4	Huidige monitoring	88
	12.1.5	Verspreidingsrisico's en eventuele maatregelen	89
	12.1.6	Onzekerheden	89
	12.1.7	Toepassen van FEB	89
	12.2	Monitoring voor case B	89
	12.2.1	Doelstelling, randvoorwaarden en uitgangspunten	89
	12.2.2	Onzekerheden	91
	12.2.3	Ontwerp van het monitoringsnetwerk	91
	12.3	Definitief ontwerp van het netwerk	97
	12.4	Optimalisatie van het netwerk	97
	12.5	Bevindingen	98
Bijlage	13	LENGTE EN DIEPTE VAN BEMONSTERINGSFILTERS	101
	13.1	Inleiding	101
	13.2	Globale werkwijze voor de bepaling van bemonsteringsdiepte en filterlengte	102

13.2.1	Inleiding	102
13.2.2	Viertal verschillende limietgrenzen	103
13.3	Afweging van de toepasbaarheid van langere bemonsteringsfilters voor de Vetgasfabriek	106

INVENTARISATIE VAN DE STAND VAN ZAKEN BETREFFENDE MONITORING

Algemeen

Sinds in begin jaren '80 de eerste gevallen van bodemverontreiniging zijn ontdekt, wordt de verspreiding van verontreinigende stoffen met monitoring gecontroleerd. Uit literatuur blijkt echter dat in de praktijk veelal een eenduidig concept ontbreekt [GeoDelft 1994; GeoDelft en Grontmij, 1998]. Tevens wordt geconcludeerd dat geostatistische en stochastische benaderingen voor netwerkontwerp in de praktijk zelden worden toegepast.

In 1993 zijn MODISCO [Canter Cremers, 1993] en MONICA [GeoDelft, 1994] ontwikkeld, teneinde te komen tot een meer gestandaardiseerde aanpak van het ontwerp van monitoringssystemen. In beide methodieken spelen faalkansen een rol. De aspecten meten en evalueren alsmede eventuele schade, als gevolg van een falend monitoringssysteem, worden niet in beschouwing genomen.

Kennisdocument monitoring:

In het kennisdocument monitoring [GeoDelft, 1994] is de stand van zaken anno 1994 betreffende monitoring samengevat. Inventarisatie van bestaande en ontbrekende kennis en informatie op het gebied van monitoren van lokale, *potentieel bodembedreigende bronnen* heeft plaatsgevonden.

De conclusies zijn:

- ontbreken van de doelstelling; er wordt nauwelijks getracht het faalrisico getalsmatig in te vullen;
- vooral gebruik van deterministische modellen, waardoor ruimtelijke variatie buiten beschouwing wordt gelaten en het niet goed mogelijk is te optimaliseren;
- onderschrijft het belang van goede procedures om installatie en exploitatie in goede banen te leiden;
- er spelen te veel factoren een rol om voor een breed toepassingsgebied één richtlijn op te stellen.

Nederlandse Richtlijn Bodembescherming

In 1998 is een richtlijn voor monitoring van de bodemkwaliteit (in het kader van Bodembescherming) in de nabijheid van bedrijfsmatige activiteiten opgesteld [NRB, 1998]. Deze richtlijn is opgenomen in de NRB en heeft een 'harmoniserende' functie: afwijkingen zijn mogelijk, mits gemotiveerd. Het doel van dit monitoringssysteem is het tijdig detecteren van ontstane bodemverontreiniging, teneinde de omvang te kunnen beperken (zorgplichtsanering).

In tegenstelling tot een FEB-monitoringssysteem is nog geen verontreiniging ontstaan en kan ten aanzien van een verspreidingsproces nog niet aan de hand van een ontstane vlek een tussenbalans (verificatie) worden opgemaakt. Het doel van de richtlijn is om, in combinatie met voorzieningen en maatregelen, een verwaarloosbaar risico te bewerkstelligen.

Verder worden de volgende regels gehanteerd in de NRB:

- vooral monitoring zo dicht mogelijk bij de bron;
- bij homogeen stromingsveld onderlinge meetpuntafstand gelijk aan de afstand tot de bron (bij voorkeur < 10 m); geen onderbouwing;

- vooral op basis van expert-judgement opgesteld;
- brongericht: detecteren van ontstaan van de verontreiniging; in tegenstelling tot FEB: omgevingsgericht!

Richtlijn Storten

Deze richtlijn is opgesteld in opdracht van de VVAV. Vernieuwend aan deze richtlijn is de optimalisatie tussen bemonsteringsfrequentie, netwerk en gerichte keuze van signaalparameters. De berekende trefkansen zijn echter theoretisch en moeten worden gereduceerd als gevolg van onzekerheden in de invoerparameters (met name als gevolg van bodemheterogeniteit). Ook in deze richtlijn geldt als uitgangspunt een onbekende ligging van de bron en het ontbreken van de mogelijkheid om door middel van een analyse van een al ontstane verontreiniging de verspreidingsprognoses te verifiëren. Omdat de basiselementen uit de FEB-systematiek (limietgrens e.d.) afkomstig zijn uit deze richtlijn vertoont deze aanpak gelijkenis met FEB. Verder:

- in FEB-concept is ruimte voor uitvoering van interventie maatregelen;
- optimalisatie door het variëren van de afstand tussen de monitoringslijn en monitoringsgrens;
- belangrijke conclusies:
 - in algemene zin is het beter om de zekerheid niet te zoeken in een hogere meetfrequentie, maar in een hogere netwerkdichtheid;
 - voorkeur voor bemonsteringsfilters met een lengte van 5 meter in verband met heterogeniteiten;
 - de gehanteerde dispersievergelijking is van invloed op de pluimbreedte en daarmee direct ook op de netwerkdichtheid.

Voor de Vereniging van Afvalverwerkers (VVAV) is een ontwerpprocedure voor monitoring van stortplaatsen opgesteld. Een wettelijk kader voor monitoring van bestaande bodemverontreiniging (van vóór 1975) ontbreekt. Het ALARA-principe wordt als richtinggevend beschouwd bij het ontwerp van monitoringssystemen.

In appendix 1 is een overzicht gegeven van publicaties op het gebied van monitoring in de nationale en internationale literatuur. Verder zijn in de loop van het FEB-onderzoek gesprekken gevoerd met de heren Van Geer en Weerts (TNO-NITG), Bierkens (Wageningen Universiteit), Breukink (IWACO B.V.) en Okx (Tauf bv). De resultaten van deze gesprekken zijn in de tekst verwerkt.

BIJLAGE 2

COMMUNICATIE ROND FEB

2.1 Helpdesk

De volgende activiteiten zijn uitgevoerd:

- er is een telefoonlijn geopend: 015-26 93 559;
- er is een apart e-mail adres: feb@geodelft.nl (in FEB-brochure nog feb@delftgeot.nl);
- er is een lijst met 'Frequently asked questions';
- er is een verzendsysteem voor het versturen van FEB-info (tot nu toe is aan een veertigtal personen informatie op aanvraag verzonden);
- er wordt een overzicht opgesteld van literatuur en andere beschikbare informatie over FEB;
- er wordt een adressenbestand opgesteld voor personen en instanties die geïnteresseerd zijn in FEB of mogelijk interesse hebben in FEB.

De FEB-brochure vermeldt het bestaan van de helpdesk; bij presentaties wordt het bestaan van de helpdesk genoemd.

2.2 Reviewteam

Er is een reviewteam gevormd waarin de volgende deelnemers zitting hebben:

- GeoDelft: mw. ir. M.P.T.M. de Cleen, dr.ir. G.A.M. van Meurs;
- TNO-NITG: ir. H. Leenaers;
- TNO-MEP: mw. dr.ir. A.J.C. Sinke.

Een klankbordgroep is in oprichting. Tot nu toe hebben de volgende personen hierin zitting:

- VROM: mw. dr.ir. A. Boekhold;
- Gemeentewerken Rotterdam: A. Roeloffzen.

Er zijn plannen om het reviewteam een bredere taak te geven. Invulling moet nog plaatsvinden. Het reviewteam is nog niet bij elkaar gekomen. Een vertegenwoordiger van de industrie is nog niet gevonden. Wel is een aantal personen benaderd. Een aantal acties om de functie van de helpdesk en het functioneren van reviewteam en klankbordgroep te verbeteren moet worden geformuleerd. Nu is het een organisatie op papier.

2.3 Presentaties bij overheden/bevoegd gezag

In tabel 2.1 is weergegeven welke presentaties zijn uitgevoerd.

Tabel 2.1. Uitgevoerde presentaties.

Provincie Noord-Holland (15-10-1998)	Provincie Gelderland, Gemeente Ede (10-03-1999)
Provincie Limburg, DSM (11-10-1999)	VVAV (08-04-1999)
Provincie Noord-Brabant (19-04-1999)	Gemeentelijk Havenbedrijf Amsterdam (20-07-1999)
Provincie en gemeente Utrecht (28 oktober 1999)	Provincie Zeeland (25-11-1999)
Werkgroep Bodem EBB (10-11-1998)	Provincie Zuid-Holland (in 1998)
DGW & T (12-04-1999)	BCTV Amsterdam (12-10-1998)
Provincies Groningen, Friesland, Drenthe (11-11-1999)	Provincie Overijssel (december 1999)

Algemene conclusies die uit de presentaties worden getrokken zijn:

- veel medewerkers van overheden worstelen met het begrip 'waarde van grondwater';
- in de praktijk blijkt dat een saneringsaanpak waarbij verontreinigingen 'de ruimte krijgen' al wordt toegepast;
- de provincie vraagt zich af hoe je zou moeten omgaan met tegenvallers in een FEB-aanpak (zou fondsvorming een oplossing zijn?);
- bij het vaststellen van limietgrenzen spelen ook juridische zaken een rol;
- als een FEB-aanpak, inclusief interventiemaatregelen, in een saneringsplan wordt beschreven, dan hoeft bij de eventuele uitvoering van de interventiemaatregelen geen procedure meer te worden gestart voor een nieuwe beschikking (beschikking is genomen op het totaalpakket);
- sommige overheden zien een FEB-aanpak vooral als een aanpak van de verontreinigingspluim en willen dat dit alleen in combinatie met verwijdering van de bron wordt uitgevoerd;
- in de provincie Noord-Brabant wil men de periode, waarin in een FEB-aanpak verspreiding de ruimte geeft, koppelen aan de periode waarin uitstel van maatregelen toelaatbaar is (dus afhankelijk van de urgentie van het geval);
- FEB is een aanpak die meer kennis vereist en toepasbaar is voor complexe gevallen;
- FEB wordt gezien als een aanpak die veel organisatie en actieve handhaving vereist, terwijl een deel van de kosten van eindgebruiker naar bevoegd gezag verschuiven;
- een aanpak met veel nadruk op monitoring is niet altijd goed te verkopen; langdurige discussies over limietgrenzen zijn te voorzien;
- een FEB-aanpak is gevoelig voor 'malafide' adviseurs, omdat een risicoaanpak altijd moeilijker te verifiëren is;
- financiële garanties, dat interventiemaatregelen altijd kunnen worden uitgevoerd, worden belangrijk gevonden;
- daar waar 'natuurlijke afbraak' onzeker wordt gevonden, biedt FEB garanties dat daadwerkelijk wordt gecontroleerd;
- de provincies positioneren FEB in BEVER als een nuttig instrument bij het stellen van grenzen aan verspreiding en het bewaken van deze grenzen.

FAALKANSANALYSE VAN EEN MONITORINGSSYSTEEM

3.1 Faalkansanalyse in andere vakgebieden

Constructieve veiligheid

Bij het beschouwen van veiligheid van constructies wordt reeds geruime tijd gebruik gemaakt van probabilistische denkbeelden. Aanvankelijk speelde intuïtie daarbij een belangrijke rol, maar de laatste jaren wordt steeds meer getracht onzekerheden te kwantificeren door schattingen (van experts) of door metingen. Het gewenst veiligheidsniveau wordt daarbij steeds meer in verband gebracht met de verwachte schade en de inspanningen die nodig zijn om de kans op schade te beperken (optimalisatie). NEN-normen schrijven voor dat in bouwconstructies de faalkans van hoofdonderdelen niet groter mag zijn dan 10^{-4} gedurende de levensduur. Partiële veiligheidsfactoren zijn hiervan afgeleid, terwijl voor situaties waarvoor nog geen concrete rekenregels zijn afgeleid moeten worden aangetoond dat aan bovengenoemde norm wordt voldaan.

Dijkverbetering

De Deltacommissie heeft in het verleden de aanvaardbare kans op overstroming afhankelijk gemaakt van de kans op overschrijding van een maatgevende waterstand. Hierbij is naar een optimum gezocht tussen de kosten van dijkverbetering en de kosten van schade als gevolg van dijkdoorbraak. De kosten van dijkverbetering nemen toe als aan een strenger criterium (lagere overstromingskans) moet worden voldaan. De kosten van schade zijn slechts beperkt afhankelijk van de waterhoogte; in beschouwing genomen wordt echter het product van schadekosten en de kans daarop. Dit product neemt af als aan strengere criteria wordt voldaan. Door beide kosten te sommeren en uit te zetten tegen de overstromingskans is een optimum gevonden. In de marsroute die nu wordt doorlopen wordt de algemene norm, die op dit optimum is gebaseerd, vertaald naar specifieke dijkkringen.

Onderhoud en beheer

Om de kosten van onderhoud en beheer te minimaliseren, worden kosten afgewogen tegen baten: een langere levensduur, minder achterstallig onderhoud en een grotere veiligheid. De faalkansanalyse wordt hierbij toegepast om de risico's van te weinig onderhouds- en beheersinspanningen te beschrijven.

Kwaliteitszorg

Bij het opstellen van procedures en werkinstructies wordt veelal de FMEA-methode toegepast om alle te voorziene afwijkingen en gevolgen in kaart te brengen. Risicoanalysetechnieken worden tevens toegepast bij de verificatie van producten en diensten.

Veiligheidsmanagement

De foutenboom speelt een belangrijke rol bij risicoanalyses ten behoeve van het opstellen en naleven van veiligheidseisen. De foutenboom wordt ook wel Management Oversight and Risk Tree genoemd. In deze vorm van actief veiligheidsmanagement worden processen zodanig gestuurd dat de kans op het ontstaan van ongewenste situaties met betrekking tot interne en externe veiligheid zo klein mogelijk is.

Deze vorm van veiligheidsmanagement wordt ook wel kwaliteitsborging genoemd. Door het formuleren van procedures en werkinstructies wordt de veiligheid verzekerd.

Contractvorming

Voorafgaand aan het afsluiten van een contract wordt een risicoanalyse uitgevoerd waarmee risico's worden geïnventariseerd en gekwantificeerd, toegespitst op de kosten van het eindproduct. Het is veelal vereist dat aan eisen ten aanzien van betrouwbaarheid (reliability), beschikbaarheid (availability) en onderhoudbaarheid (maintainability) kan worden voldaan.

Geotechniek

Uit de geotechniek zijn verschillende technieken bekend voor het uitvoeren van een faalkansanalyse. Tabel 3.1 geeft hiervan een overzicht. De technieken variëren van volledig beschrijvend tot kwantitatief.

Tabel 3.1. Typen risicoanalyse.

	Typen risicoanalyse ten behoeve van het verkrijgen van inzicht in faalkansen			
	Failure Modes and Effects Analysis	Failure Modes, Effects and Criticality Analysis	Gebeurtenissenboom *1	Foutenboom *1
Kwalitatief/ kwantitatief	Kwalitatief			Kwantitatief
Doel	Inventarisatie van gebeurtenissen en gevolgen	Rangschikken gevolgen naar ernst	Systeemreactie op een gebeurtenis vaststellen	Nagaan welke ongewenste begingebuurtenissen tot dezelfde ongewenste topgebeurtenis kunnen leiden
Resultaat	Tabel met oorzaken en gevolgen en eventuele acties	Matrix, gevolgen gerangschikt naar ernst	Alle gevolgen van een ongewenste gebeurtenis	Alle oorzaken van een ongewenste topgebeurtenis
Gebruik	Vaak in ontwerpstadium	Bij te nemen beslissingen over te ondernemen acties	Verkrijgen van inzicht in faalkanscomponent die afkomt van beschouwde gebeurtenis	Bottom up: bepalen van kans op ongewenste topgebeurtenis Bottom down: verdelen van geaccepteerde faalruimte over basisoorzaken: bepalen van vereiste betrouwbaarheid componenten systeem

*1 combineren tot 'cause-consequence chart'

Voor de keuze van een type faalkansanalyse zijn door ons de volgende randvoorwaarden gesteld:

- bij voorkeur kwantitatief;
- er moet inzicht worden verkregen in de relatieve bijdrage van basisgebeurtenissen aan het falen van het monitoringssysteem;
- het moet een basis zijn voor kostenoptimalisatie.

Op basis van ervaringen uit de geotechniek is gekozen voor een benadering die bestaat uit de in figuur 3.1 weergegeven activiteiten.



Fig. 3.1. Stappen in de faalkansanalyse.

De eerste vijf activiteiten worden tot een faalkansanalyse gerekend. Het resultaat is de faalkans van een monitoringssysteem in een concreet geval. In de laatste activiteit kan worden beoordeeld hoe een eis aan de faalkans van het gehele systeem (een in overleg met het bevoegd gezag vast te stellen norm) kan worden verdeeld over de verschillende takken van de foutenboom.

Deze exercitie vormt de feitelijke optimalisatie, waarmee wordt bereikt dat eventuele verbeteringen dáár worden aangebracht waar ze (voor de laagste kosten) het grootste effect hebben op de faalkans.

3.2 Beschrijven van mogelijke afwijkingen: FMEA-analyse

Het uitvoeren van een analyse van mogelijke oorzaken van falen is een noodzakelijke stap op weg naar een foutenboom. Ervaring leert dat een goede analyse alleen mogelijk is indien reële cases in beschouwing worden genomen. Deze cases worden *prototypen* genoemd. Een voorwaarde is echter dat deze cases (ten aanzien van oorzaken die tot falen kunnen leiden) representatief zijn voor vele andere gevallen.

Het geval Joh. Enschedé is als prototype beschouwd. Oorzaken die in dit specifieke geval tot falen kunnen leiden zijn onzekerheid betreffende de (actuele) verontreinigingssituatie, afwijkin-

gen bij het meten die typisch zijn voor verontreiniging met VOCI's [GeoDelft en Grontmij, 1999] en onzekerheid over de rol van afbraak. Deze oorzaken zijn niet uniek en worden veelvuldig bij de aanpak van bodemverontreiniging ervaren. De case is dus representatief.

Om mogelijke afwijkingen te kunnen identificeren is een Failure Mode and Effect Analysis (FMEA) uitgevoerd. Het doel van de FMEA is een zo volledig mogelijk beeld te geven van ongewenste gebeurtenissen die falen van het monitoringssysteem tot gevolg kunnen hebben.

Op basis van de gegevens die deze analyse oplevert kan in een later stadium bepaald worden welke acties nodig zijn om de faalkans te verkleinen. De FMEA vormt tevens de basis van de foutenboom.

Voor het inventariseren van mogelijke ongewenste gebeurtenissen en gevolgen is geput uit de ervaring van verschillende mensen die is opgedaan in vele in het verleden uitgevoerde projecten. Tevens zijn de resultaten van een in 1996 gehouden workshop [GeoDelft en Grontmij, 1996] in beschouwing genomen, alsmede de resultaten van een inventarisatie naar knelpunten op het gebied van monitoring en nazorg [GeoDelft en Grontmij, 1998]. Voor de toegepaste systematiek is dankbaar gebruik gemaakt van een FMEA die in opdracht van de CUR is uitgevoerd voor de bouwphase van boortunnels [CUR/COB, 1997].

Het resultaat van de FMEA is voorgelegd aan de deelnemers aan de in april 1999 in het kader van dit onderzoek gehouden workshop. De basisgebeurtenissen, die relevant worden geacht (en in het ontwerp moeten worden meegenomen), zijn in de tabellen 3.2a t/m 3.2c opgenomen. Hierop is vervolgens eveneens de foutenboom gebaseerd.

Bij het opstellen van deze tabellen is het processchema gevolgd. De letters en het eerste cijfer in de eerste kolom verwijzen naar de stappen in het processchema. De in de tabellen opgenomen afwijkingen zijn een selectie die naar aanleiding van de workshop is gemaakt.

Voor een volledig overzicht van basisgebeurtenissen, die in eerste instantie zijn geïdentificeerd, wordt verwezen naar appendix 2.

Tabel 3.2a. Basisgebeurtenissen in stappen A.

	Afwijking	Oorzaak	Gevolg	Actie
A.1	Detectielimiet te hoog	Storende invloeden in het monster	Bij signaalwaarden in orde-grootte van detectielimiet in een meetronde geen resultaat	Rekening mee houden met keuze van gidsparameter; signaalwaarde ruim boven detectielimiet kiezen
A.2	Achtergrondwaarden onverwacht hoog	Onvoldoende vooronderzoek in combinatie met samenloop met andere verontreiniging	Kan tot sanering van 'andere' gevallen leiden	Goed vooronderzoek
A.3	Verkeerde keuze van gidsparameter	Onvoldoende inzicht in verspreidings- en omzettingprocessen	Meer mobiele stoffen hebben zich verder dan gewenst verspreid	Goed vooronderzoek

Tabel 3.2b. Basisgebeurtenissen in stappen B (in deze stap wordt een inschatting gemaakt van de faalkansen op het gebied van het feitelijk meten, analyseren en evalueren; deze faalkansen worden verwerkt in de zogenaamde 'tijdfactor' en 'verliesfactor').

	Afwijking	Oorzaak	Gevolg	Actie
B.1	Monsters worden verwisseld	Slechte uitvoering	Overschrijding van signaalwaarde wordt in een meetronde niet opgemerkt	Goede kwaliteitsborging
B.2	Permeatie door peilbuiswand	Slechte keuze van materiaal in combinatie met aanwezigheid van puur product	Ten onrechte hoge concentraties gemeten (dus vals alarm)	Geen peilbuizen in puur product; goede keuze van materiaal van peilbuis
B.3	Adsorptie van verontreinigingen aan stijgbuis of bemonsteringsslang	Slechte keuze van materiaal	Te lage concentraties	Goede materiaalkeuze
B.4	Onvoldoende voorpompen	Monster is niet in evenwicht met formatie	Te hoge of te lage concentraties (dus vals alarm); bij afbraak te lage concentraties	Voorpompproef voorschrijven in meetprogramma
B.5	Vervluchting bij monstername	Slechte keuze van pomp; onjuiste pompsnelheid; monsterfles lekt; monsters te lang bewaard	Te lage concentraties	Keuze van pomp en pompsnelheid in meetprogramma voorschrijven
B.6	Chemisch/biologische omzetting bij monstername	Gebruik van verkeerde monsternamemethode	Concentratie van gidsparameter kan zijn verhoogd/verlaagd	Goede keuze van meetmethoden; kwaliteitsborging van uitvoering
B.7	Optreden van kruisverontreiniging bij plaatsen van peilbuis	Onbekende verontreinigingssituatie; verkeerde uitvoeringswijze	Te hoge concentraties (vals alarm)	Verontreinigingssituatie beter in beeld brengen; keuze van andere installatiemethode van peilbuizen
B.8	Analyse (diverse factoren)	Verschillende oorzaken	Te hoge concentraties (vals alarm) en te lage concentraties	Ondanks keuze van Sterlab weinig aan te doen
B.9	Meetpunten worden op verkeerde plaats geïnstalleerd	Verkeerd bestek; slechte installatie	Lagere concentraties dan verwacht	Beter bestek maken en in uitvoering betere kwaliteitscontrole
B.10	Overschrijding van signaalwaarde wordt niet opgemerkt	Slordige evaluatie	Verspreiding zet gedurende één of enkele meetronden door	Betere kwaliteitscontrole evaluatie
B.11	Trage communicatie tussen uitvoerenden en besluitvormers	Belang wordt onvoldoende onderkend	Verspreiding zet gedurende bepaalde periode door	Kortere communicatielijnen; belang van snelle communicatie duidelijk maken
B.12	Peilbuis wordt (ongemerkt) overgeslagen	Kwaliteit van uitvoering en evaluatie	Verspreiding zet gedurende één of enkele meetronden door	Betere kwaliteitscontrole evaluatie

Tabel 3.2c. Basisgebeurtenissen in stappen C en D (in deze stappen wordt een bodemmodel gemaakt, worden verspreidingsberekeningen uitgevoerd en wordt de trefkans van een netwerk beoordeeld).

	Afwijking	Oorzaak	Gevolg	Actie
C.1	Ligging en sterkte van bron niet goed bekend (met name bij stortplaatsen)	Onvoldoende vooronderzoek	Onzekerheid van positie van het startpunt van pluimen	Beter vooronderzoek; betere verificatie aan de hand van actuele situatie; verrekenen in netwerkontwerp
C.2	Verontreinigende stoffen niet goed bekend	Onvoldoende vooronderzoek; onbekende omzettingen in bodem	Verkeerde gidsparameter; verkeerde hypothese van verspreiding	Beter vooronderzoek; betere verificatie aan de hand van actuele situatie
C.3	Continuïteit afdichtende lagen niet goed ingeschat	Onvoldoende bodemonderzoek	Verkeerde hypothese van verspreiding	Aanvullend (bodem)onderzoek; verrekenen in netwerkontwerp
C.4	Aanwezigheid van onbekende preferente stroombanen	Onvoldoende (bodem)onderzoek; onvoldoende stijghoogten gemeten	Verkeerde hypothese van verspreiding	Beter (bodem)onderzoek; berekeningen met ondergrondmodellen; verrekenen in netwerkontwerp
C.5	Doorlatendheid verkeerd ingeschat	Onvoldoende (bodem)onderzoek	Verkeerde hypothese van verspreiding	Beter (bodem)onderzoek; verrekenen in netwerkontwerp
C.6	Verkeerde aanname van stijghoogteverhang	Onvoldoende (bodem)onderzoek; onvoldoende stijghoogten gemeten; onvoldoende rekening gehouden met toekomstige veranderingen	Verkeerde hypothese van verspreiding	Beter (bodem)onderzoek; verrekenen in netwerkontwerp
C.7	Verkeerde modellering	Slechte rekenmethode (o.a. randvoorwaarden/kalibratie); rekenmethode slecht toegepast	Verkeerde hypothese van verspreiding	Betere modellering uitvoeren

3.3 Foutenboom

3.3.1 Algemeen

Een foutenboom is een grafische presentatie, waarin de mechanismen (en hun onderlinge samenhang) worden weergegeven die kunnen leiden tot het falen van een systeem.

In figuur 3.2 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 monitoringsysteem 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. Deze takken vertegenwoordigen de hoofdgroepen aan activiteiten die (achtereenvolgens) worden uitgevoerd conform het processchema (zie fig. 1 in het rapport). De takken kunnen desgewenst verder worden 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.

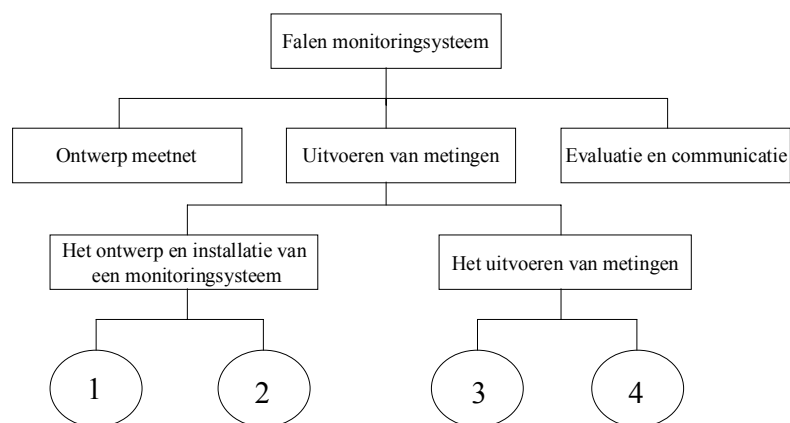


Fig. 3.2. Schematische weergave van een foutenboom.

Met de foutenboom wordt derhalve inzichtelijk gemaakt op welke wijze door aanwijsbare gebeurtenissen falen van het ontwerp als geheel kan ontstaan. De faalkans van het monitoringssysteem wordt berekend uit partiële faalkansen, rekenregels en condities ('poorten'), waaraan de onderliggende gebeurtenissen moeten voldoen om de daarbovengelegen gebeurtenis te doen plaatsvinden.

3.3.2 Foutenboom voor monitoring

Figuur 3.3 toont de foutenboom die voor monitoring is opgesteld.

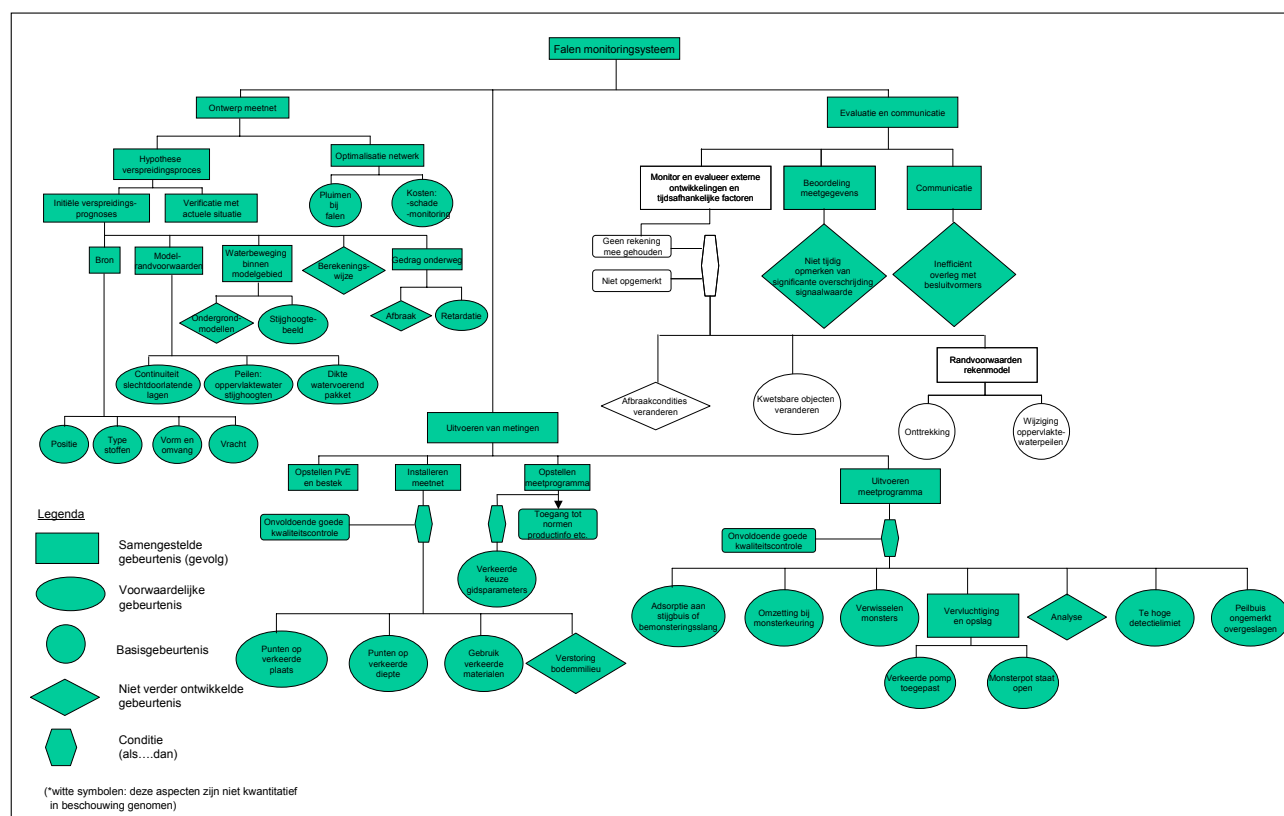


Fig. 3.3. Foutenboom voor monitoring in FEB.

Hieronder volgt een toelichting op de verschillende takken. De foutenboom is beperkt tot het feitelijke monitoring. Het falen van een FEB-aanpak (waarin bijvoorbeeld verspreiding wordt toegestaan), alsmede basisgebeurtenissen die vals alarm tot gevolg hebben, zijn niet in de foutenboom opgenomen. Bovendien beperkt de foutenboom zich tot die gebeurtenissen en mechanismen waarvan het product van kans en gevolg van belang is geacht. Hierop is in bijlage 5 verder ingegaan.

De tak 'ontwerp meetnet'

Het ontwerp van het meetnet is in twee takken opgesplitst: het opstellen van hypothesen ten aanzien van de verwachte verspreiding alsmede het opstellen van de optimalisatie van het meetnetwerk.

Initiële verspreidingsprognoses

Verspreidingsprognoses worden opgesteld door een aanname te doen van de bron en een hypothese op te stellen ten aanzien van parameters die het verspreidingsgedrag bepalen. Veelal zal voor de verspreidingsprognose een grondwater- of stoftransportmodel worden gebruikt. Dit model bestaat uit enkele vaste randvoorwaarden, terwijl de verspreiding binnen het modelgebied op basis van bodemopbouw en gemeten stijghoogten wordt gemodelleerd. Het gedrag van de verontreinigende stoffen onderweg bepaalt mede hoe snel (retardatie) en in welke verschijningsvorm (afbraak) verontreinigende stoffen de limietgrens bereiken. Kenmerken van de bron zijn in de praktijk veelal niet goed bekend (onder meer bij zinklagen). In FEB wordt een aanzet gegeven tot een probabilistische aanpak van onzekerheden welke de waterbeweging in het modelgebied beïnvloeden [TCB, 1998]. Dit betekent dat enkele mogelijk optredende (al dan niet extreme) uitgangssituaties worden beschreven met een ingeschatte kans van optreden. De verspreiding die hiervan het gevolg is wordt berekend. Het monitoringsnetwerk wordt ontworpen op basis van de pluimvormen die in de meest waarschijnlijke situaties worden verwacht te zullen ontstaan.

Optimalisatie van het netwerk

Bij de beoordeling of een monitoringsnetwerk aan de eisen voldoet, wordt vastgesteld welke consequenties het gevolg zijn van een falend netwerk. Het gevolg is een verontreiniging over de limietgrens die conform de uitgangspunten moet worden verwijderd. Een monitoringssysteem faalt indien niet tijdig wordt gesignaleerd dat het interventiescenario ten uitvoer moet worden gebracht. In het ontwerp zal een zekere faalkans worden geaccepteerd, omdat volledige betrouwbaarheid (faalkans nul) in de meeste gevallen, zo al mogelijk, onevenredig duur is. Een goed inzicht in de aard van de verontreiniging die over de limietgrens heen zal ontstaan bij een falend monitoringssysteem en de kosten om optredende schade te voorkomen is dus essentieel.

De tak 'meten'

Opstellen van het PvE en bestek

Het uitgangspunt is dat iedereen toegang heeft tot info op basis waarvan hij/zij de juiste materiaalspecificaties kan opstellen.

Installeren van het meetnet

Zolang een goede kwaliteitscontrole op de uitvoering plaatsvindt, zal de faalkans als gevolg van gebeurtenissen bij de installatie van het meetnet worden gereduceerd. Wordt aan deze voorwaardelijke gebeurtenis niet voldaan, dan kan falen optreden als gevolg van de volgende basisgebeurtenissen:

- meetpunten worden op de verkeerde plaats/diepte aangebracht;
- er worden adsorberende en/of permeabele materialen toegepast;
- het bodemmilieu wordt bij de plaatsing van de meetpunten verstoord (dit kan het gevolg zijn van verschillende niet verder uitgesplitste basisgebeurtenissen).

Opstellen van het meetprogramma

Het meetprogramma omvat de procedures die bij de uitvoering van de metingen (t/m de analyse) moeten worden gevolgd. Deze kunnen in de vorm van een bestek zijn vastgelegd. De opsteller wordt verondersteld toegang te hebben tot de bestaande normen op het gebied van bemonstering, monsterbehandeling, monsterbewerking en analyse, en bovendien te beschikken over gegevens betreffende relevante eigenschappen van te gebruiken materialen en apparatuur voor de bemonstering/meting. Het uitgangspunt is bovendien dat volgens de normen en 'state of the art' wordt gewerkt.

Uitvoeren van het meetprogramma

Falen als gevolg van basisgebeurtenissen die tot de tak 'uitvoeren meetprogramma' worden gerekend is tot op zekere hoogte te voorkomen/beperken door de uitvoering van kwaliteitscontrole. In bijlage 5 wordt nader ingegaan op basisgebeurtenissen op het gebied van de uitvoering van metingen.

De tak 'evaluatie en communicatie'

Monitoring/evaluatie van ontwikkelingen en tijdsafhankelijke factoren

In het netwerkontwerp zal zoveel mogelijk met redelijkerwijs te verwachten externe ontwikkelingen rekening worden gehouden. Als zich ontwikkelingen voordoen waarmee geen rekening is gehouden, kan dit tot falen van het monitoringssysteem leiden als deze ontwikkelingen niet worden opgemerkt (en het monitoringssysteem hierop niet wordt aangepast). Bij de kwantificering van faalrisico's van het monitoringssysteem is hiervan niet uitgegaan.

Beoordeling van de meetgegevens

De meetgegevens worden getoetst met de (vooraf vastgestelde) signaalwaarden. Uiteindelijk moet worden vastgesteld of sprake is van een significante overschrijding van de signaalwaarde. Bij een eerste overschrijding zal een controleprogramma worden uitgevoerd (beoordeling duplo-monster, herhaling bemonstering e.d.). Een niet tijdige onderkenning van een significante overschrijding van signaalwaarden kan leiden tot falen van het monitoringssysteem.

Communicatie omtrent de resultaten van de evaluatie

De uitvoerder van het monitoringsprogramma zal tijdig de besluitvormers op de hoogte moeten stellen van het ontstaan van een situatie waarin overschrijding van de limietgrens dreigt als het interventiescenario niet wordt uitgevoerd.

Uit de workshop 'Zorg voor Nazorg' [GeoDelft en Grontmij, 1996] en de studie FEB I [GeoDelft en Grontmij, 1998] blijkt dat in de praktijk de communicatie tussen uitvoerders van monitoringswerkzaamheden en besluitvormers moeizaam verloopt. Om deze reden wordt een slechte communicatie naar aanleiding van monitoringsresultaten als een basisgebeurtenis beschouwd die falen tot gevolg kan hebben.

3.4 Hoe werkt de foutenboom voor monitoring

De foutenboom is een grafische weergave van basisgebeurtenissen en geeft de mechanismen weer die tot falen van de topgebeurtenis kunnen leiden. Het monitoringssysteem faalt indien niet tijdig het signaal wordt opgevangen dat de limietgrens dreigt te worden overschreden. De verschillende basisgebeurtenissen kunnen ieder op een eigen manier leiden tot falen van het systeem. De mate waarin een individuele gebeurtenis aan falen van het systeem bijdraagt is veelal in rekenregels samengevat. Deze rekenregels zijn in de foutenboom weergegeven. Deze zijn:

- Basisgebeurtenissen, die het verspreidingsproces beïnvloeden, werken door via het grondwater-/stoftransportmodel DG>Plume, waarmee de trefkans van het netwerk wordt berekend. Onzekerheden en faalkansen worden in de invoerparameters verwerkt. De gevolgen worden

uitgedrukt in een faalkans van het netwerk: pluimen die niet tijdig worden gesignaleerd. Hierop wordt in bijlage 4 nader ingegaan.

- Systematisch falen als gevolg van basisgebeurtenissen in meten, analyseren en evalueren kan leiden tot meetwaarden die lager liggen dan de feitelijke concentratie in de formatie. Het effect hiervan op de betrouwbaarheid van het totale monitoringssysteem kan worden beoordeeld door het effect op de trefkans van een hogere signaalwaarde in het meetnetwerk te beoordelen. Uiteraard neemt de trefkans af bij hogere signaalwaarde. In paragraaf 5.4 van bijlage 5 wordt aan de hand van een case dit effect toegelicht. Het nadelige effect op de betrouwbaarheid kan worden beperkt door een navenant lagere signaalwaarde toe te passen.
- Incidenteel falen leidt tot één of enkele onbruikbare meetsessies. Naar verwachting is het effect op de faalkans beperkt. De schade bij falen (het verontreinigde gebied achter de limietgrens) neemt toe. Hierop wordt in paragraaf 5.3 van bijlage 5 ingegaan.

NETWERKONTWERP MET HET PROGRAMMA DG>Plume

4.1 Programma van eisen (PvE)

Het vaststellen van de trefkans van een monitoringsnetwerk is stap D in het processchema (zie fig. 1 in het rapport). Om de trefkans van een monitoringsnetwerk goed te kunnen beoordelen, is er behoefte aan een goed beoordelingsinstrument. Een instrument dat in FEB wordt toegepast zou aan de volgende eisen moeten kunnen voldoen:

- faalkansen (en de kans op vals alarm) kunnen objectiveren en in een hard getal kunnen uitdrukken, zodat ook de totale kosten (kans op schade · schade) kunnen worden berekend;
- het effect van onzekerheden in invoerparameters ten aanzien van bodemheterogeniteit en stroming(srichting) in kansverdelingen uit kunnen drukken om zodoende de faalkansen van het monitoringssysteem te bepalen;
- de door middel van metingen vastgestelde verontreinigingssituatie als uitgangspunt kunnen gebruiken voor faalkansanalyse van het monitoringsnetwerk;
- de behoefte aan één instrument waarin faalkansen in meten en evalueren kunnen worden gekoppeld aan faalkansen in het netwerk, zodat tot een totale faalkans van het monitorings-systeem wordt gekomen.

4.2 Stand der techniek

Er bestaan een groot aantal programma's voor het ontwerp van monitoringssystemen [VROM, 1994]. De meest gebruikte (beschikbare) programma's zijn aan bovengenoemde eisen getoetst. Daaruit zijn onderstaande manco's naar voren gekomen:

- het programma MODISCO [Tusveld, 1994] richt de nadruk op het evaluatiegedeelte en minder op het (stochastische) transportgedeelte;
- het programma MONICA [GeoDelft, 1994] bevat niet de gewenste analytische oplossing (een 2D-benadering met een oppervlaktebelasting); ook in dit programma gaat de aandacht sterk uit naar geautomatiseerde optimalisatie, waarbij de methodiek gebaseerd is op [Meyer en Brill, 1988]
- het programma MAP [IGWMC, 1992] berekent wel een faalkans van een monitoringssysteem, maar niet op basis van de onzekerheid in de transportparameters;
- andere ontwikkelde methoden/programma's zijn sterk gericht op het stoftransportgedeelte via een analytische oplossing met een stochastisch transportgedeelte [Warrick et al., 1998] of een 3D-numerieke benadering en verticale heterogeniteit [Storck et al., 1997]; deze ontwikkelingen besteden minder aandacht aan het evaluatiegedeelte;
- van vrijwel alle programmatuur is de broncode niet beschikbaar, zodat aanpassing aan de specifieke eigenschappen van dit project niet mogelijk is.

Geen van de bestaande programma's beantwoordt voldoende aan de gestelde eisen. Om toch over een in FEB bruikbaar instrument te kunnen beschikken, is gekozen voor uitbreiding van het bestaande stoftransportprogramma AT123D [IGWMC, 1996]. Hiervan is wél een broncode beschikbaar. Door combinatie van verontreinigingsbronnen met het inbouwen van stochastiek wordt aan de wensen tegemoet gekomen.

4.3 Programma DG>Plume

Het programma DG>Plume is geschreven op basis van het bestaande programma AT123D [IGWMC, 1996]. De source-code is aangeschaft via het IGWMC en ontwikkeld door G.T. Yeh

(Oak Ridge National Laboratory). AT123D lost de vergelijkingen voor stoftransport voor 1-, 2- en 3-dimensionale problemen analytisch op. Aanpassingen aangebracht in dit onderzoek zijn:

- het inbrengen van grenzen met bijhorende normen;
- het maken van een routine waarmee de pluimbreedte op de monitoringslijn kan worden bepaald;
- een routine die meetnetten test en volume verontreinigd grondwater achter de limietgrens berekend;
- koppeling met een Monte Carlo-simulator.

De aanpassingen zijn voor eigen rekening (GeoDelft) aangebracht. Het programma wordt gebruiksvriendelijk gemaakt en ter beschikking gesteld.

Het programma kan zowel punt-, lijn-, vlak- als volumebronnen aan. De bronsterkte hoeft niet constant in de tijd te zijn. De grondwaterstroming dient echter wel uniform te zijn en alle parameters in ruimte en tijd constant.

DG>Plume is ontwikkeld om in een homogeen stromingsveld de breedte van de verontreinigingspluim, de detectietijd (na begin van verspreiding) en de trefkans van monitoringssystemen te kunnen bepalen.

Specifieke eigenschappen van DG>Plume zijn:

- Diverse invoerparameters kunnen trekkingen uit kansverdelingen zijn.
- Het programma berekent de breedte van de pluimen op basis van een aantal sets van parameters (Monte Carlo-methode). De berekende pluimbreedte kan worden gecorreleerd met de trekkingen (realisaties) van de parameters. Mogelijk kunnen op deze wijze eenvoudige relaties worden gevonden tussen de pluimbreedte en de invoerparameters.
- Het programma berekent bij een gegeven meetnet en limietgrens de kans op:
 - het ontstaan van pluimen die de afgesproken norm op de limietgrens nooit zullen overschrijden, maar ook nooit tot een overschrijding van de signaalwaarde aanleiding zullen geven (de meest ideale pluimen, geval A, zie fig. 4.1);
 - het ontstaan van pluimen waarbij de norm op de limietgrens zal worden overschreden en voortijdig de signaalwaarde in het waarnemingspunt wordt overschreden (meetnet werkt, geval B);
 - pluimen die aanleiding geven tot overschrijding van de signaalwaarde in het waarnemingspunt, maar nooit tot normoverschrijding op de limietgrens (geval C);
 - het ontstaan van pluimen waarbij de norm op de limietgrens zal worden overschreden en niet voortijdig de signaalwaarde in het waarnemingspunt wordt overschreden (meetnet faalt, geval D). In dit geval wordt het verontreinigde volume achter de meetgrens bepaald, zodat hieruit de schade is te berekenen.

Op basis van de berekende pluimbreedten kan een eerste inschatting worden gemaakt voor het ontwerp van het meetnet. In een tweede stap evalueert het programma het ontworpen meetnet. De locatie van de waarnemingspunten en de kritische waarden zijn op een eenvoudige wijze te veranderen, waardoor een optimaal systeem wordt ontwikkeld.

Door het ontwerp expliciet uit te voeren en relaties te leggen met de variatie in de invoerparameters wordt gepoogd meer algemene ontwerpregels te vinden.

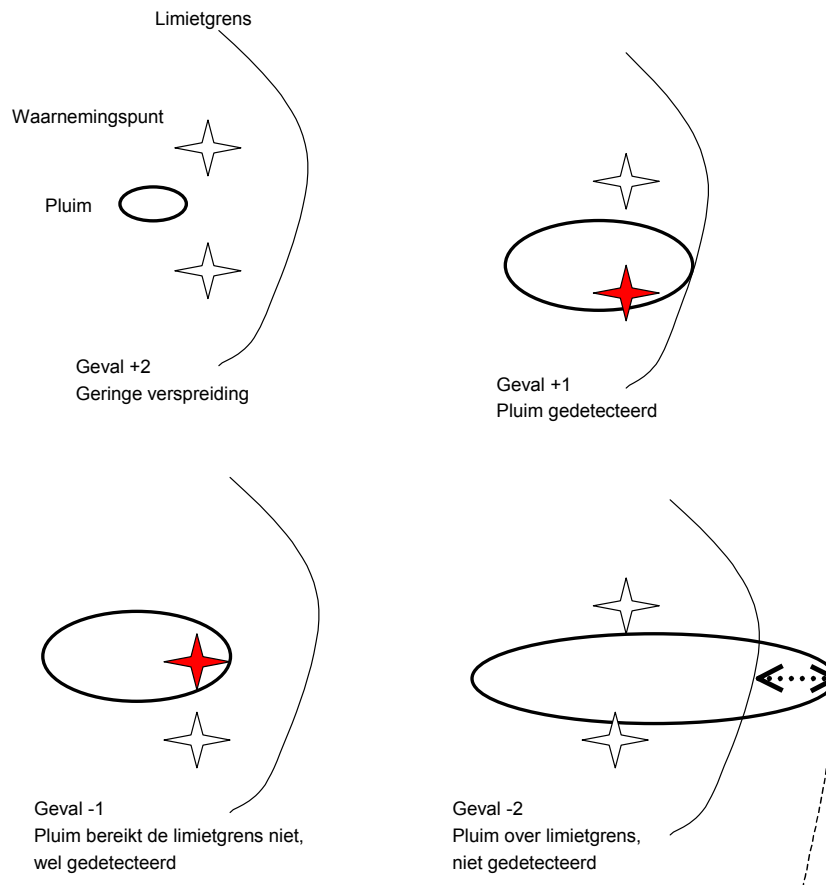


Fig. 4.1. Vier mogelijke resultaten van het monitoringssysteem.

Van AT123D is de broncode beschikbaar. Hierin zijn de volgende aanpassingen gedaan:

- het geheugenbeheer is verbeterd (de benodigde geheugenruimte wordt geclaimd op basis van de invoer);
- de uitvoer is aangepast aan het programma Surfer;
- in de invoer kunnen punten op waarnemings- en interventiegrenzen worden geplaatst met triggerconcentraties;
- het programma interpreteert de rekenresultaten op grond van het scenario (pluimbreedte, faalkans) waarvan sprake is;
- parameterwaarden, die zijn gegenereerd op basis van opgegeven kansverdelingen [Gardner et al., 1983], kunnen worden ingelezen en verwerkt;
- een koppeling met een stochastische module.

Het programma is op een tweetal cases toegepast (zie bijlage 11 en 12).

4.4 Gedetailleerdere beschrijving van de extra opties

Parameters

Het programma DG>Plume genereert pluimen in een watervoerende laag. In tabel 4.1 zijn de vereiste invoergegevens weergegeven.

Tabel 4.1. Invoerparameters voor DG>Plume.

Naam in DG>Plume	Omschrijving		Eenheid
INSTAN	Bron pulse (0) of continue (1)	1	-
NSOUS	Bron constant (0) of variabel in de tijd (> 0)	0	-
IWID	Model oneindig in Y-richting (0 = ja, 1 = nee)	0	-
IDEP	Model oneindig in Z-richting (0 = ja, 1 = nee)	1	-
DEPTH	Diepte van aquifer	10	m
WIDTH	Breedte van aquifer	-	m
RL1 ¹⁾	Begin van bron in X-richting	10	m
RL2 ¹⁾	Einde van bron in X-richting	20	m
RB1 ¹⁾	Begin van bron in Y-richting	95	m
RB2 ¹⁾	Einde van bron in Y-richting	105	m
RH1 ¹⁾	Begin van bron in Z-richting	0	m
RH2 ¹⁾	Einde van bron in Z-richting	10	m
Q	Bronsterke (massa voor puls, immissie continue)	KANS	kg/d
TDISP	Immissieduur	∞	d
POR	Porositeit	0,35	m ³ /m ³
HCOND	Doorlatendheid	KANS	m/d
HGRAD	Hydraulische gradiënt	0,001	m/m
AELONG	Longitudinale dispersielengte	KANS	m
ATRAV	Transversale dispersielengte	KANS	m
AVERTI	Verticale dispersielengte	-	m
AMTAU	Moleculaire diffusiecoëfficiënt	0	m ² /d
AKE	Uitwisselingscoëfficiënt voor warmte	-	m/d
RAMADA	Afbraakconstante	KANS	1/d
AKD	Adsorptiecoëfficiënt	0	m ³ /kg
RHOB	Bulkdichtheid van grond	1650	kg/m ³
RHOW	Dichtheid van water	1000	kg/m ³

¹⁾ omdat het niet handig is de hoekpunten van de verontreiniging stochastisch te maken, kan de gebruiker in DG>Plume het centrum (XR,YR,ZR) en/of de lengte/breedte/hoogte (RLT, RBT, RHT) van de verontreiniging laten variëren

In de originele versie van AT123D worden de concentraties berekend in een rechthoekig grid van berekeningspunten. Deze optie is gehandhaafd om pluimen te kunnen tekenen.

De bron is een belangrijke parameter die de trefkans van een monitoringsnetwerk sterk beïnvloedt. In het model kan met onzekerheid ten aanzien van de bron op de volgende wijze worden omgegaan:

- de bronsterkte als een stochastische variabele opnemen;
- de positie van het centrum van de bron en het bronoppervlak kan eveneens als stochastische variabele worden opgenomen.

Voor het ontwerp van monitoringsmeetnetten kunnen in DG>Plume series punten worden geplaatst. Bij overschrijding van de signaalwaarde moet actie worden ondernomen. Het programma houdt bij wanneer de triggerconcentratie wordt bereikt en onderneemt afhankelijk van het berekeningstype actie.

Het programma kent 4 series punten:

1. OBS, waarnemingspunten op de monitoringslijn met een signaalwaarde CROBS;
2. BOR, punten op de limietgrens met een signaalwaarde CRBOR;
3. BO2, punten op een extra grens waar mogelijk overschrijdingen worden waargenomen (CRBO2);
4. LEN, hulppunten die in de stromingsrichting achter BOR worden geplaatst voor de bepaling van het oppervlak verontreinigd gebied achter de limietgrens (van belang om de schade bij een falend monitoringssysteem te kunnen kwantificeren).

Op welke wijze het programma de 4 series punten behandelt, is afhankelijk van het berekeningstype.

4.5 Voorgeprogrammeerde berekeningstypen

In DG>Plume zijn 2 berekeningstypen voorgeprogrammeerd:

1. bepaling van de pluimbreedte;
2. evaluatie van het monitoringsnetwerk.

Bepaling van de pluimbreedte

Bij de bepaling van de pluimbreedte wordt een berekening uitgevoerd met $\text{ANGLE} = 0^\circ$ (stroming in X-richting) met één berekeningspunt op de limietgrens (BOR, benedenstrooms van het centrum van de verontreiniging) en veel waarnemingspunten op de monitoringslijn (in OBS). Op het moment dat de limietgrens BOR wordt bereikt, stopt het programma en wordt de breedte van de pluim (in Y-richting) ter plekke van OBS berekend.

Figuur 4.2 geeft een voorbeeld, waarbij de breedte wordt berekend op het moment dat de limietgrens wordt bereikt. In dit geval is de signaalwaarde overal 100 mg/l. Door dit type berekeningen een groot aantal malen uit te voeren met parameters, die uit opgegeven kansverdelingen worden getrokken, kan een kansverdeling van de breedte worden bepaald.

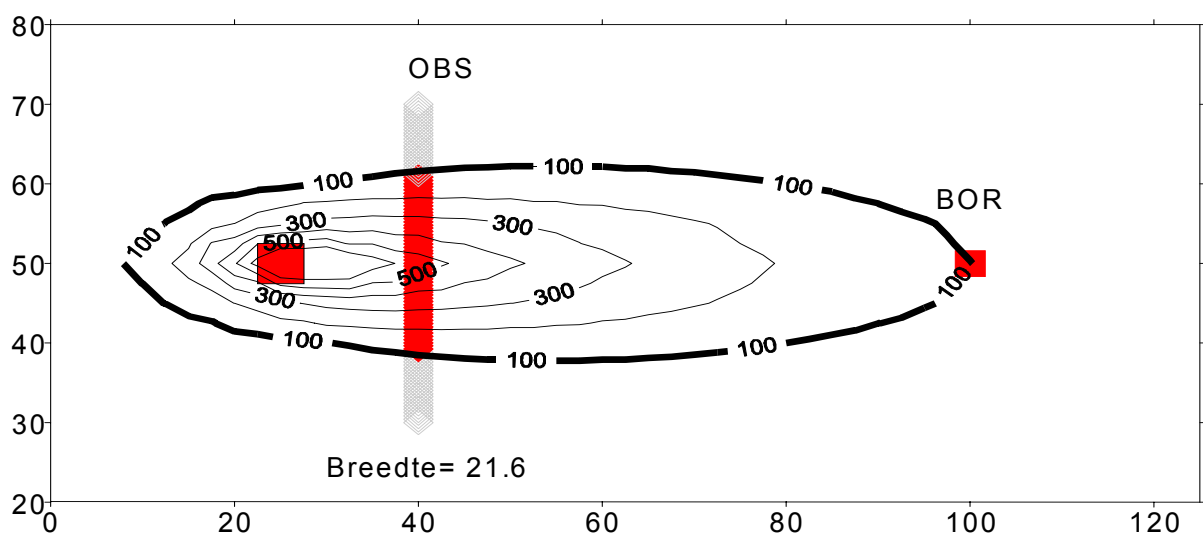


Fig. 4.2. Bepaling van de pluimbreedte op de monitoringslijn OBS als de limietgrens BOR wordt bereikt.

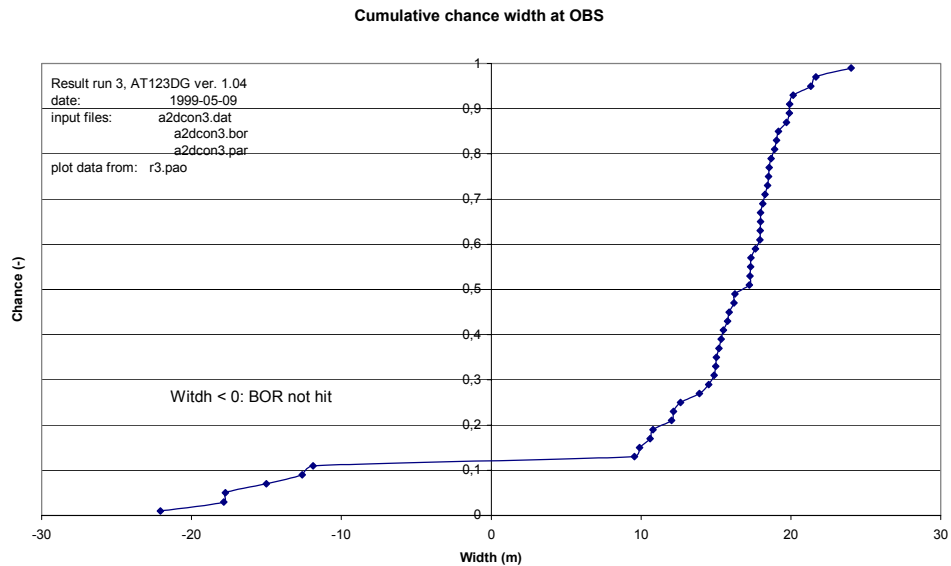


Fig. 4.3. Cumulatieve kans voor de pluimbreedte in OBS (negatieve waarde is breedte als de limietgrens niet wordt bereikt in 30 jaar).

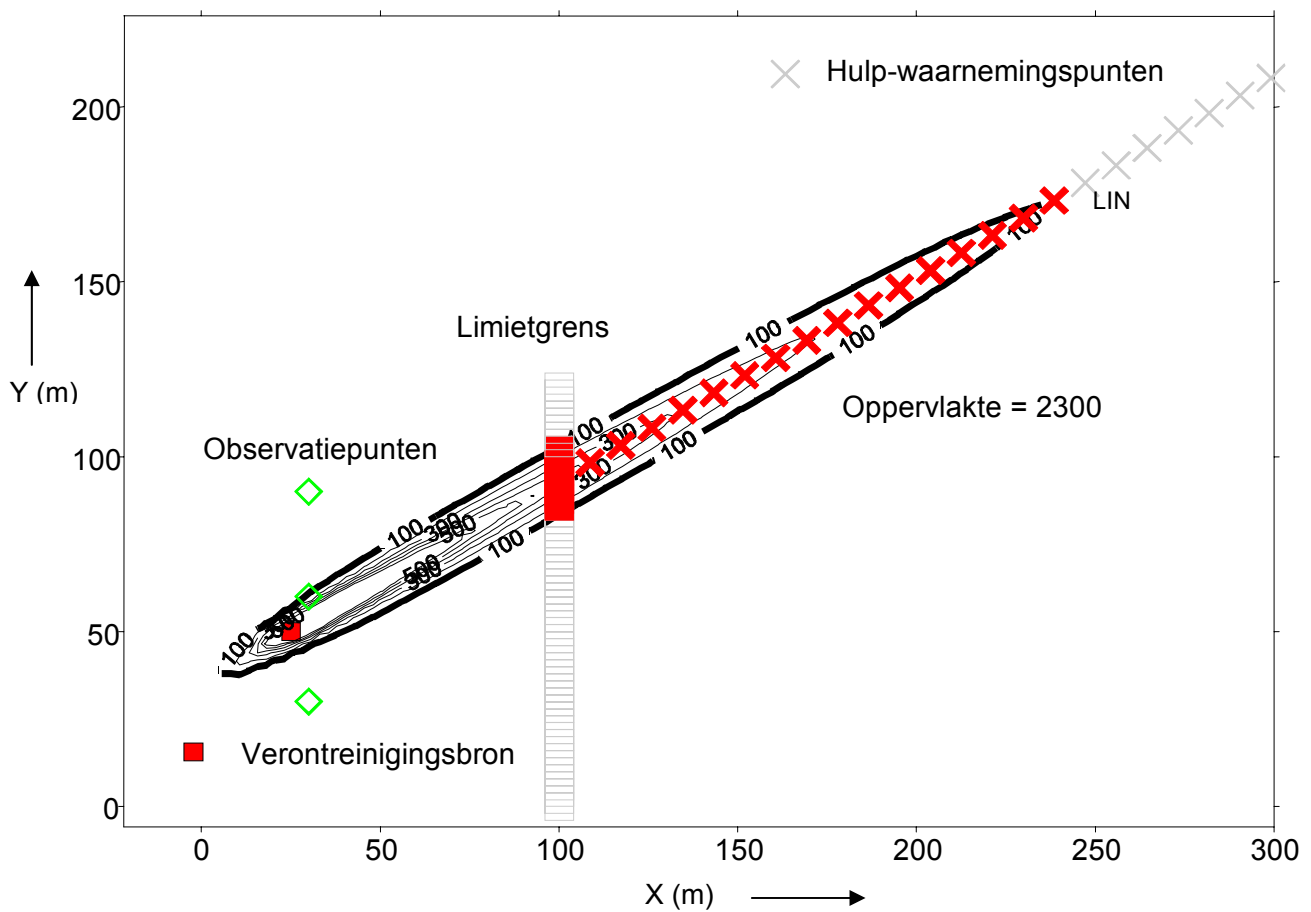


Fig. 4.4. Voorbeeld van een falend monitoringstelsel.

Uit het voorbeeld in figuur 4.3 is af te leiden dat in het gekozen voorbeeld 12 % van de pluimen de limietgrens niet bereikt. Van deze pluimen is 18 % minder dan 15 m breed en bereikt de limietgrens. Uit figuur 4.3 kan een eerste schatting worden gemaakt van de maximale afstand tussen de waarnemingspunten. In de volgende paragraaf is uit een regressieanalyse tussen de pluimbreedte en de waarden van de parameters de invloed van diverse parameters vastgesteld.

Test van het monitoringssysteem

Pluimen zijn onder een variabele hoek (en andere variabele parameters) losgelaten op het monitoringssysteem (zie fig. 4.4) teneinde inzicht te krijgen in twee mogelijke faalmechanismen van het monitoringssysteem:

1. op de monitoringslijn wordt de triggerconcentratie bereikt, terwijl de limietgrens niet wordt bereikt (vals alarm);
2. de pluim wordt niet waargenomen op de monitoringslijn, maar passeert wel de limietgrens (falend systeem). DG>Plume stopt de berekening als de eindtijd van de berekening wordt bereikt (hier 30 jaar). Met behulp van hulpwaarnemingspunten in de richting van de grondwaterstroming (LIN) wordt het oppervlak voorbij de limietgrens bepaald als maat voor de schade, veroorzaakt door het falende monitoringssysteem.

In figuur 4.5 wordt de cumulatieve kansverdeling voor een monitoringssysteem weergegeven, waarvan slechts 33 % wordt waargenomen op de monitoringslijn (oppervlakte = 0). De kans dat meer dan 2.300 m² wordt verontreinigd is 15 %. Op grond van deze rekenresultaten kan het systeem worden geëvalueerd en kunnen diverse configuraties worden vergeleken. Tevens kan de invloed van diverse parameters op het resultaat worden onderzocht.

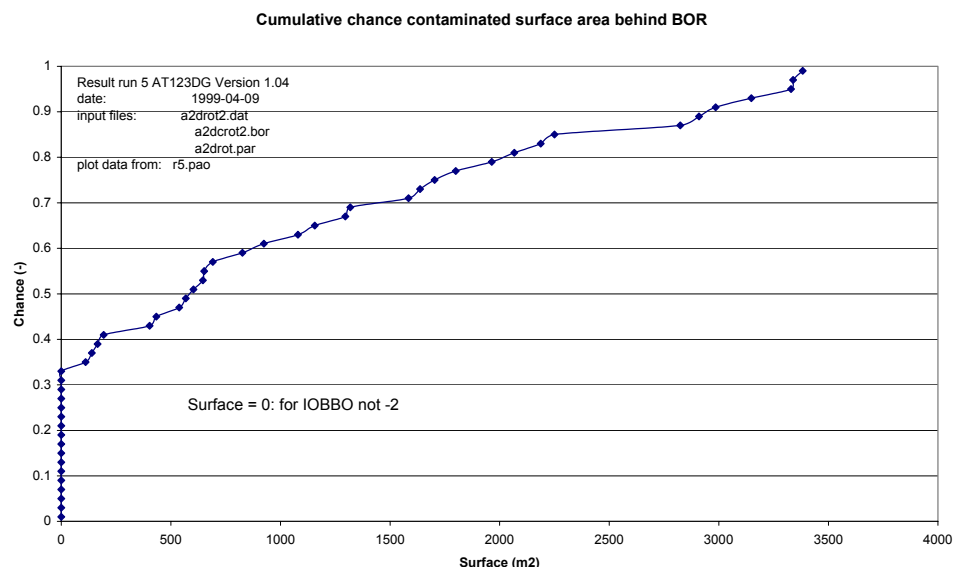


Fig. 4.5. Cumulatieve kansverdeling voor verontreinigd oppervlak bij falen van het monitorings-systeem.

4.6 Regressieanalyse

In deze paragraaf is nader ingegaan op de bepaling van de pluimbreedte en de mogelijkheden van regressieanalyse. De regressieanalyse heeft tot doel om:

- te bepalen welke parameters de pluimbreedte sterk beïnvloeden;
- mogelijk een vereenvoudigd model voor de pluimbreedte te vinden.

Als voorbeeld is één van de varianten van de case Joh. Enschedé genomen. De in tabel 4.2 genoemde parameters zijn gevarieerd.

Tabel 4.2. Kansverdeling van de verschillende parameters.

Naam	Omschrijving	Verdeling	Gemiddeld	Standaard-afwijking	Minimum	Maximum	Eenheid
HCOND	Doorlaatfactor	Normaal	9	4	2	25	m/d
AELON	Longitudinale dispersie	Normaal	5	4	0,1	100	m
ATLAN	Transversale dispersie	Normaal	1	0,3	0,01	10	m
RAMAD	Afbraakconstante	Normaal	$4,94 \cdot 10^{-4}$	$2 \cdot 10^{-4}$	10^{-4}	0,001	1/d
Q	Immissie	Uniform			10^{-6}	10^{-4}	kg/d
DXOBS	Verplaatsing OBS	Uniform			0	30	m
CROBS	Signaalwaarde	Uniform			0,001	0,005	mg/l

De plaats van de monitoringslijn varieert over een afstand (DXOBS) van 30 m. Ook de signaalconcentratie CROBS is gevarieerd. De signaalconcentratie op de limiet is 0,0025 mg/l. In het totaal zijn 500 trekkingen doorgerekend. De resultaten zijn in tabel 4.3 weergegeven.

Tabel 4.3. Type pluimen.

Resultaat	Aantal	Percentage
1. Zowel monitorings- als limietgrens	223	45
2. Alleen monitoringsgrens	58	12
3. Alleen limietgrens	219	44

Van de 500 berekende pluimen bereiken 219 (44 %) de limietgrens niet door natuurlijke uitdoving (zie 3 in fig. 4.6). Omdat de signaalwaarde bij de monitoringsgrens hoger kan zijn dan bij de limietgrens, worden 48 pluimen (12 %) niet gedetecteerd, terwijl de limietgrens wel wordt bereikt (zie 2 in fig. 4.6). Volgens de berekening zijn er 223 (45 %) 'normale' pluimen (zie 1 in fig. 4.6), die in deze paragraaf nader worden beschouwd.

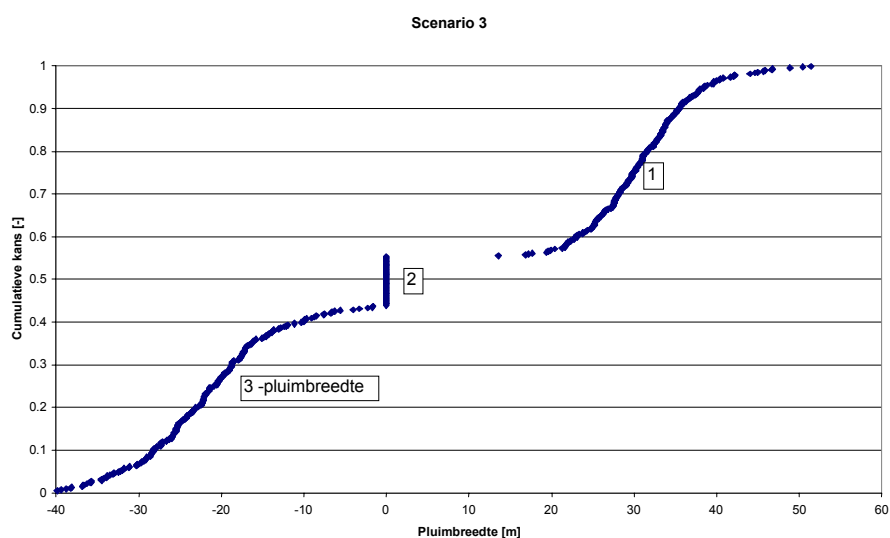


Fig. 4.6. Cumulatieve kansverdeling van de pluimbreedte (scenario 3).

Omdat de rekenresultaten en de bijbehorende parameterwaarde bekend zijn, kunnen deze aan elkaar worden gecorreleerd. Deze correlatie heeft de vorm van:

$$\text{BREEDTE} = a_0 + a_1 \text{HCOND} + a_2 \text{AELON} + a_3 \text{ATRAN} + a_4 \text{RAMAD} + a_5 \text{Q} + a_6 \text{DXOBS} + a_7 \text{CROBS}$$

Uit figuur 4.7 blijkt dat de eenvoudige multiple regressie tot een goede beschrijving van de resultaten van DG>Plume leidt.

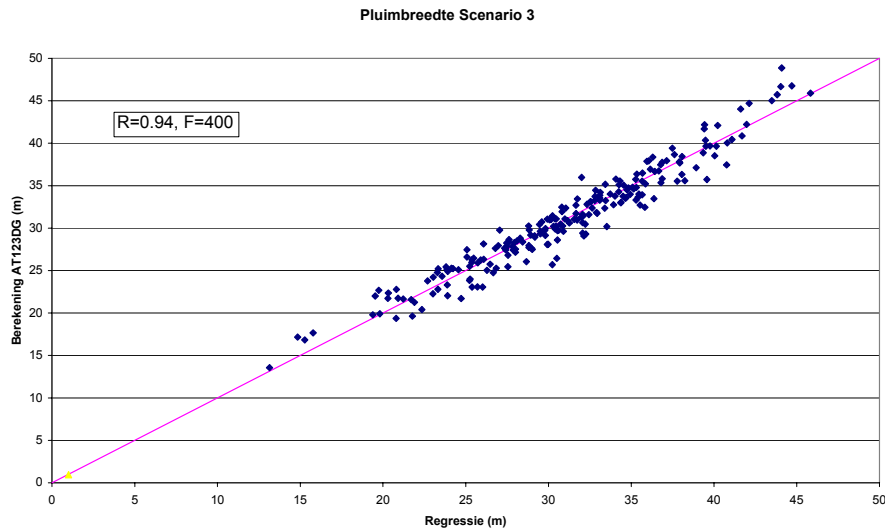


Fig. 4.7. Vergelijking tussen regressiemodel en resultaten van DG>Plume.

Tabel 4.4 bevat de gefitte coëfficiënten. De kolom t geeft aan of de coëfficiënt a significant van 0 afwijkt. Dit is het geval voor $\text{abs}(t) > 2$, wat voor alle parameters het geval is. Omdat de coëfficiënten a_i verschillende eenheden hebben, zijn deze niet te vergelijken. De coëfficiënten B geven het relatieve belang van de parameter aan. Deze zijn berekend volgens de formule:

$$B_i = \frac{S_i}{S_{\text{Breedte}}} a_i \quad (1)$$

De coëfficiënt a_i is genormeerd door deze te vermenigvuldigen met de standaardafwijking van de parameterwaarden van de parameter i en te delen door de standaardafwijking van de berekende breedten.

Tabel 4.4. Gefitte coëfficiënten.

Naam	Omschrijving	a m/(eenh)	t -	B -	Eenheid
Constante		29	39		-
HCOND	Doorlaatfactor	-0,37	-8	-0,1	m/d
AELON	Longitudinale dispersie	-0,37	-10	-0,2	m
ATRAN	Transversale dispersie	11	30	0,5	m
RAMAD	Afbraakconstante	-9700	-11	-0,2	1/d
Q	Immissie	140000	23	0,4	kg/d
DXOBS	Verplaatsing OBS	0,10	8	0,1	m
CROBS	Signaalwaarde	-3400	-37	-0,6	mg/l

Uit deze exercities worden de volgende conclusies getrokken:

1. Zoals ook te verwachten was hebben de transversale dispersielengte en de immissie de grootste bijdrage in de pluimbreedte. De breedte tussen punten met gelijke concentratie is lager bij een hogere concentratie. Verhoging van de signaalwaarde leidt tot een sterke verlaging van de pluimbreedte.
2. De invloed van de doorlaatfactor, de longitudinale dispersielengte, de afbraak en de locatie van de waarnemingspunten is voor de gekozen set parameters relatief gering.

BASISGEBEURTENISSEN IN METEN EVALUEREN

5.1 Inleiding

Deze bijlage gaat in op de kans op optreden van basisgebeurtenissen in meten, analyseren en evalueren (die kunnen leiden tot het falen van het monitoringssysteem), het gevolg ervan alsmede de wijze waarop er in FEB mee kan worden omgegaan. De basis van deze bijlage vormen de tabellen 3.2a t/m 3.2c (zie bijlage 3) die op basis van een FMEA-analyse en een toetsing in een panel van deskundigen is opgesteld. In stap B in het processchema dient het effect van deze basisgebeurtenissen te worden geïnventariseerd. Bij het netwerkontwerp wordt vervolgens, zo nodig, voor falen in meten/evalueren gecompenseerd.

5.2 Beoordeling van basisgebeurtenissen

5.2.1 *Kans op optreden*

De basisgebeurtenissen, die in de FMEA-analyse zijn geïdentificeerd, zijn in een workshop aan een panel voorgelegd met de vraag de kans op optreden te beoordelen. Er zijn keuzemogelijkheden geboden waaruit het panel kon kiezen. De antwoorden zijn weergegeven in het verslag van de workshop in appendix 2 (zie voor de relevante basisgebeurtenissen tabel 5.1 en 5.2).

5.2.2 *Mate waarin ongewenste gebeurtenissen optreden*

Op een deel van de vragen kan geen eenduidig antwoord worden gegeven. De kans van optreden (en uiteraard het gevolg) is afhankelijk van de mate waarin de ongewenste gebeurtenis optreedt. Een voorbeeld is het op de verkeerde plaats installeren van een meetpunt. De kans dat deze onbewust 5 meter uit de gewenste positie wordt geplaatst is groter dan de kans dat dit 100 meter bedraagt.

5.2.3 *Omstandigheden*

Daarnaast spelen bij het beoordelen van de kans op optreden de omstandigheden een belangrijke rol. Bij een goede kwaliteitscontrole is de kans op basisgebeurtenissen die tot falen leiden geringer dan bij een geringe of ontbrekende kwaliteitscontrole. Uit de workshop is geconstateerd dat de volgende omstandigheden een rol kunnen spelen:

- de toegang van ontwerpers tot kennis (monitoringssystemen, verspreidingsprocessen);
- de ervaring van de ontwerper en de kwaliteit van het plan;
- de kwaliteitscontrole in de installatiefase;
- de kwaliteitsborging in het meetprogramma;
- de ervaring van degene die de meetgegevens beoordeelt en de wijze waarop met besluitvormers wordt gecommuniceerd.

Bij het beoordelen van de faalkans moet dus met specifieke omstandigheden rekening worden gehouden. Daarnaast moet worden getracht de omstandigheden te beïnvloeden teneinde de faalkans te beperken. Een rubricering van basisgebeurtenissen naar de omstandigheden die dominant zijn in hun invloed is bovendien zinvol, omdat het effect van deze basisgebeurtenissen elkaar versterkt. Als de kwaliteitscontrole op de uitvoering stringent is, is de kans op basisgebeurtenissen die zich in deze fase van het ontwikkelen van een monitoringssysteem kunnen voordoen beperkt.

5.2.4 *Positieve en negatieve effecten*

In de uitvoering van monitoring kunnen zich gebeurtenissen voordoen met een negatief effect (met een bijdrage aan falen) maar ook met een positief effect, in die zin dat hogere concentraties

worden waargenomen dan werkelijk in de formatie op de bewuste plaats aanwezig zijn. Vals alarm is hiervan het gevolg. Bij onvoldoende voorpompen in goed doorlatende pakketten wordt niet-representatief water bemonsterd dat veelal in een te sterke mate is verontreinigd (ook kan voorkomen dat door afbraak in een peilbuis de concentraties sterker afnemen dan in de omringende formatie). Als hierdoor de signaalwaarde wordt overschreden, leidt dit tot vals alarm (en onnodige kosten).

5.2.5 Incidenteel versus systematisch falen

Daarnaast is een onderscheid mogelijk tussen basisgebeurtenissen met incidentele (één of enkele keren) en met systematische gevolgen (in iedere meetronde weer).

5.2.6 Aard van de effecten

Faalmechanismen grijpen op verschillende manieren in op het proces van monitoring. De meest relevante aangrijpingspunten zijn:

- er wordt een lagere (of hogere) *concentratie* gemeten dan die in de bodem;
- gedurende één of meerdere meetronden worden geen metingen of onbruikbare metingen verricht.

In tabel 5.1 en 5.2 is weergegeven welke basisgebeurtenissen een relevant negatief effect hebben op de betrouwbaarheid van een monitoringssysteem. In de praktijk zijn twee situaties mogelijk: incidentele gebeurtenissen die in één of enkele meetronden tot onbruikbare resultaten leiden (zie tabel 5.1) en systematische gebeurtenissen die ertoe leiden dat de waargenomen concentratie lager is dan de werkelijke concentratie in de formatie (zie tabel 5.2).

Bij het toepassen van faalkansanalyse bij het ontwerp van een monitoringssysteem kunnen tabel 5.1 en 5.2 worden gebruikt en rekening houdend met de locatiespecifieke omstandigheden worden ingevuld.

Tabel 5.1. Incidentele gebeurtenissen; onbruikbare meetronde.

Nr.	Basisgebeurtenis	Beïnvloedbare omstandigheid	Kans	Gevolg *1	Faalisico *2 (kans-gevolg)
A.1	Detectielimiet tijdelijk te hoog	Ontwerpfase		Eén meting overslaan	
A.3	Verkeerde keuze van gids-parameter	Ontwerpfase		Forse vertraging in detectie	
B.1	Monsters worden verwisseld	Kwaliteit van uitvoering		Eén meting overslaan	
B.8	Gebeurtenissen bij de analyse	Weinig aan te doen (Sterlab)		Zie paragraaf 5.3.2	
B.10	Overschrijding van signaalwaarde wordt niet opgemerkt	Kwaliteit van evaluatie		Eén of enkele metingen overslaan	
B.11	Trage communicatie tussen uitvoerenden en besluitvormers	Kwaliteit van evaluatie		Vertraging tot een jaar?	
B.12	Peilbuis wordt ongemerkt overgeslagen	Kwaliteit van uitvoering en evaluatie		Eén meetronde	

*1 voor gevolgen zie ook paragraaf 5.3

*2 dit kan op gevalniveau worden ingevuld als de kansen zijn ingeschat

Tabel 5.2. Systematische gebeurtenissen; invloed op gemeten concentraties.

Nr.	Basisgebeurtenis	Beïnvloedbare omstandigheid	Kans	Gevolg	Faalisico *1 (kans-gevolg)
B.3	Adsorptie aan stijgbuis of bemonsteringsslang	Ontwerp; kwaliteit van uitvoering		Zie paragraaf 5.4.2	
B.5	Vervluchting bij monsternamen	Ontwerp van meetprogramma; kwaliteit van uitvoering		Zie paragraaf 5.4.3	
B.6	Chemisch/biologische omzetting bij monsternamen	Ontwerp van meetprogramma; kwaliteit van uitvoering		Zie paragraaf 5.4.4	
B.9	Meetpunten op verkeerde plaats geïnstalleerd			Zie paragraaf 5.4.5	

*1 dit kan op gevalniveau worden ingevuld als de kansen zijn ingeschat

5.3 Gevolgen van incidentele basisgebeurtenissen:

5.3.1 Inleiding

In bijlage 4 is gebleken dat de faalkans van gebeurtenissen op het vlak van het uitvoeren van verspreidingsberekeningen en netwerk kunnen worden uitgedrukt in een trefkans (of een faalkans), terwijl bovendien de omvang van de gevolgen kunnen worden berekend in de vorm van een oppervlak verontreinigd grondgebied achter de limietgrens. Bovendien zullen verschillende van de bovengenoemde basisgebeurtenissen niet per definitie plaatsvinden op alle meetpunten tegelijk (en niet noodzakelijkerwijs op het meetpunt waar precies op dat moment de signaalwaarde wordt overschreden). Incidentele gebeurtenissen op het vlak van meten en evalueren leiden in de praktijk tot de situatie dat de meetresultaten van één of enkele monitoringsronden niet bruikbaar zijn. De zich verspreidende pluim wordt dan later gedetecteerd dan verwacht op basis van het netwerkontwerp. De vertraging ligt maximaal in de orde van enkele meetronden. Het effect hiervan kan worden beoordeeld door de verandering in faalkans te bepalen bij afnemende monitoringsfrequentie. Om een indruk te krijgen van de grootte van dit effect is een berekening uitgevoerd. In een model van de case Joh. Enschedé zijn alle parameters constant gehouden en is alleen de monitoringsfrequentie gevarieerd. Uit de berekeningen is gebleken dat de faalkans nauwelijks toe- of afneemt met afnemende monitoringsfrequentie, maar dat het gemiddeld oppervlak verontreinigd gebied achter de limietgrens toeneemt. De breedte bij detectie neemt dus toe bij afnemende monitoringsfrequentie. De berekeningsresultaten zijn in figuur 5.1 weergegeven.

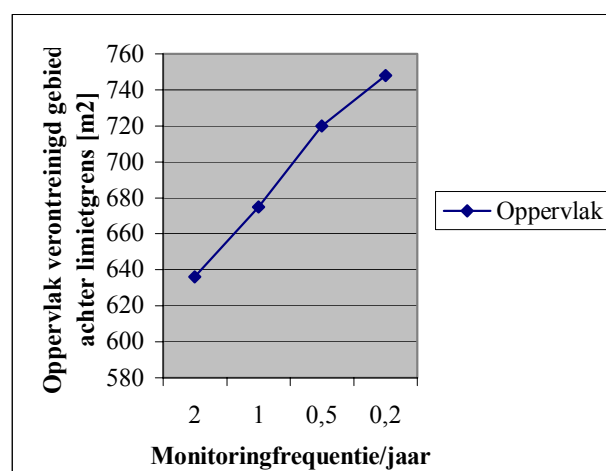


Fig. 5.1. Effect van afnemende monitoringsfrequentie op de gemiddelde omvang van het verontreinigde gebied achter de limietgrens.

5.3.2 Analyse

Verschillende gebeurtenissen kunnen de oorzaak zijn van verschillen tussen de concentratie in het monster (de fles die bij het laboratorium wordt afgeleverd) en het uiteindelijke analyseresultaat. Parameters die een indruk geven van de grootte van deze verschillen en de variatie daarin zijn de standaardafwijking en de recovery. Op verzoek geeft het laboratorium gegevens hierover. Deze gegevens zijn specifiek voor het laboratorium, de gebruikte analysetechniek en de onderzochte stof.

In onderstaand toelichtingskader wordt hierop nader ingegaan. Op basis van figuur 5.2 wordt geconcludeerd dat de variatie in analyseresultaten rond de gemiddelde waarde groot is. Als de randvoorwaarden in een FEB-aanpak in 'harde getallen' zijn uitgedrukt, is het duidelijk dat een deel van de monitoringsronden resultaten opleveren die lager zijn dan de werkelijke waarde, hetgeen zal leiden tot een vertraagde conclusie dat de signaalwaarde wordt overschreden. De mate van vertraging is afhankelijk van de kans dat meerdere keren achter elkaar te lage concentraties worden gemeten. Deze kans is uiteraard nauwelijks te kwantificeren.

Analyses: standaardafwijking en recovery

In figuur 5.2 is de relatie tussen precisie en recovery weergegeven. Een gerenommeerd laboratorium, dat ook in het verleden regelmatig monsters afkomstig van case A heeft geanalyseerd, heeft ons voor vinylchloride de volgende gegevens verstrekt:

- een standaardafwijking voor analyses van $< 35 \%$;
- een recovery in de orde van grootte van 60 tot 115 %.

Uit figuur 5.2 blijkt dat de concentratie in een deelmonster (dat ten behoeve van de analyse wordt genomen uit de fles die na bemonstering wordt aangeleverd bij het lab) tussen 60 en 115 % kan bedragen van de gemiddelde concentratie in de aangeleverde fles. Zij veronderstellen dat het gemiddelde 'verlies' 10 % bedraagt, zodat de gemiddelde meetwaarde (deelmonster) op 90 % van de concentratie in de fles ligt (oorspronkelijke monster).

Bij een standaardafwijking van 35 % en een gemiddelde concentratie in het deelmonster van $90 \mu\text{g/l}$ kan dus worden gesteld dat het analyseresultaat met 95 % zekerheid groter is dan $27 \mu\text{g/l}$ en kleiner is dan $153 \mu\text{g/l}$. Daarnaast moet rekening worden gehouden met de mogelijkheid dat het oorspronkelijke monster, waaruit het deelmonster is genomen (in de fles), afwijkt van het monster dat door de bemonsteraar in het laboratorium wordt afgeleverd (voorbehandeling, maken van deelmonster enz.). Als in een monitoringssysteem wordt getoetst op een signaalwaarde van vinylchloride ter hoogte van de tussenwaarde ($2,5 \mu\text{g/l}$), dan betekent dit dat met 95 % zekerheid het analyseresultaat $> \text{dan } 0,68 \mu\text{g/l}$ en $< \text{is dan } 3,8 \mu\text{g/l}$.

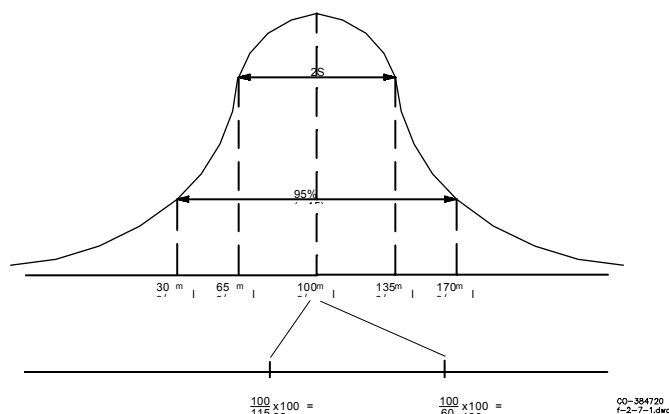


Fig. 5.2. Precisie en recovery van een analyse.

5.4 Gevolgen van systematische basisgebeurtenissen

5.4.1 Inleiding

In deze paragraaf wordt kort ingegaan op de gevolgen van systematische gebeurtenissen. Voor alle gebeurtenissen geldt dat het effect (vergroting van de faalkans) afhangt van de specifieke omstandigheden en niet in algemene zin kunnen worden beoordeeld. Zoals hierboven gesteld, leiden de meest relevante systematische fouten tot een verlies aan verontreinigende stoffen. Bij een verlies van 40 % betekent dit dat de concentratie in het grondwater ter plaatse van het waarnemingspunt tot 1,4 keer de aanvankelijke concentratie moet zijn toegenomen voordat een overschrijding van de signaalwaarde wordt geconstateerd.

De kans dat deze pluimen niet ontstaan of niet in het netwerk worden gedetecteerd, kan worden beoordeeld door de faalkans van een netwerk met deze verhoogde signaalwaarde te beoordelen. Dit is uitgevoerd op een situatie in het geval Joh. Enschedé (zie ook bijlage 11). Uit figuur 5.3 blijkt dat de faalkans in netwerken met signaalwaarden van T naar 1,4T toeneemt van 24/200 naar 33/200 pluimen (37 % toename).

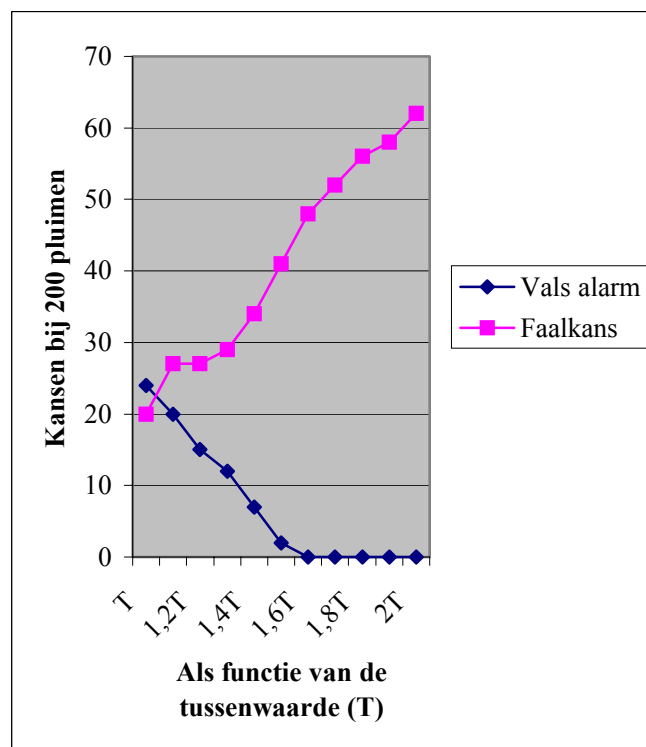


Fig. 5.3. Effect van toenemende signaalwaarde op de faalkans van een netwerk (netwerk M3, D = 40 m, S is variabel).

In figuur 5.4 is het effect op de totale kosten weergegeven. De kosten van schade nemen niet noemenswaardig toe met toenemende signaalwaarde, zolang deze betrekking hebben op de hoeveelheid m² te saneren bodem. De kans dat deze schade optreedt neemt uiteraard wel in belangrijke mate toe. Er is uitgegaan van kosten van vals alarm ter hoogte van NLG 10.000,-- en monitoring gedurende 10 jaar.

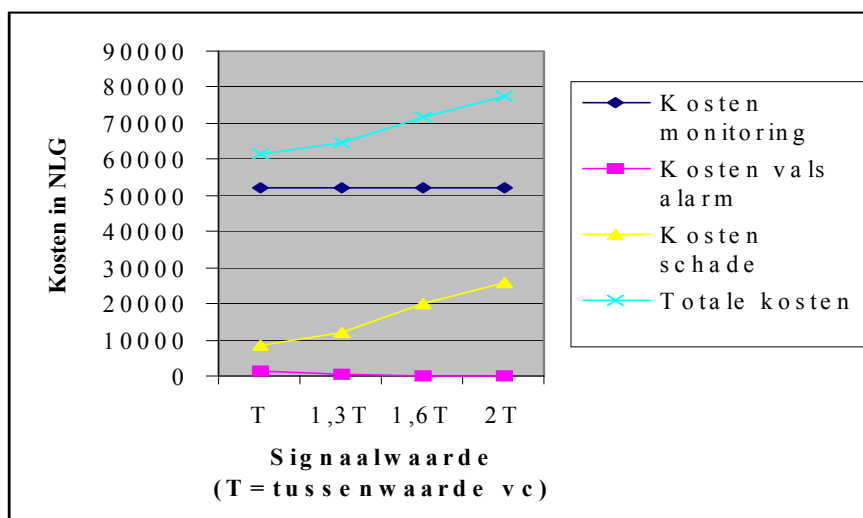


Fig. 5.4. Effect van hogere signaalwaarde op de kosten .

5.4.2 Adsorptie aan stijgbuis of bemonsteringsslang (B.3)

Dit item is uiteraard alleen van belang bij adsorberende verontreinigingen (veelal de minder oplosbare) en bepaalde stijgbuis- en slangmaterialen. Bij langere slangen (diepe bemonstering) neemt het (negatieve) effect toe. Het peilbuisdocument [GeoDelft en Grontmij, 1999] gaat hierop in meer detail in (zie ook cd-rom). Adsorptie aan stijgbuis en bemonsteringsslang kan worden beperkt door de keuze van geschikte materialen (bijvoorbeeld teflon indien vinylchloride in het grondwater zit), het aanpassen van de bemonsteringssnelheid en voldoende voerpompen. In het Rademarkt-onderzoek is gebleken dat de effecten van bemonsteringstechniek op de kwaliteit van het grondwatermonster bij ondiepe peilbuizen en een zorgvuldige uitvoering beperkt zijn [CUR/NOBIS, 1997]. Door ons wordt aangenomen dat het verlies aan verontreinigende stoffen als gevolg van adsorptie aan buis en slang bij een correcte uitvoering < 10 % bedraagt.

5.4.3 Vervluchtiging bij monsternamen (B.5)

Uiteraard speelt dit item alleen een rol bij vluchtige verontreinigende stoffen. Uit onderzoek, dat in NOBIS-kader is uitgevoerd, is geconcludeerd dat in het onderzochte geval de invloed van de wijze van monsterneming weinig invloed had op de mate van optredende vervluchtiging [CUR/NOBIS, 1997]. Aan het panel is de vraag voorgelegd hoe groot de kans is dat 5 % respectievelijk 25 % van de vluchtige verbindingen uit een monster vervluchtigt. De antwoorden waren 'klein tot goed voorspelbaar' respectievelijk 'komt wel eens voor tot kleine kans'.

Het gevolg van het verlies van verontreinigende stoffen is een toename van de faalkans van het monitoringssysteem. Op het moment dat de concentratie in het watervoerende pakket de signaalwaarde overschrijdt, wordt dit niet gesignaleerd. Hoe lang het duurt voor het wel wordt gesignaleerd is afhankelijk van de mate waarin vervluchtiging in de volgende meetronde een rol speelt en de mate waarin de concentraties in het meetpunt toenemen. Uit figuur 5.3 blijkt dat in het geval Joh. Enschedé een systematisch verlies van 25 % van de vluchtige verontreinigende stoffen (vinylchloride in dit geval) tot een toename van de faalkans van 10 % naar 13,5 % leidt. Dit is een toename van bijna 33 %.

5.4.4 Chemisch/biologische omzetting bij monsternamen (B.6)

De monsterneming zelf beïnvloedt de omstandigheden. Evenwichten kunnen hierdoor verschuiven, waardoor verontreinigingen chemisch kunnen worden omgezet of worden afgebroken. Een

gevolg hiervan kan zijn dat de gidsparameter wordt gedetecteerd in concentraties die lager zijn dan die in het watervoerende pakket.

5.4.5 Meetpunten op verkeerde plaats geïnstalleerd (B.9)

Volgens het panel is de kans dat een meetpunt op de verkeerde positie wordt geïnstalleerd 'klein'. Het effect van verkeerd geplaatste meetpunten op de faalkans van het monitorings-systeem is beoordeeld door in het praktijkgeval Joh. Enschedé een aanvullende berekening uit te voeren, waarbij het meest centrale meetpunt ten opzichte van de aanvankelijke positie 20 meter is verplaatst over de monitoringslijn (monitoringslijn M3, onderlinge afstand 40 m). Dit kan in de praktijk voorkomen als de voorgenomen positie praktisch niet haalbaar is. Het aandeel falende pluimen neemt toe van 19/200 tot 31/200. Dit is een toename van 63 %.

5.5 Wijze van omgaan met faalkansen

In tabel 5.3 wordt weergegeven hoe in de praktijk kan worden omgegaan met faalrisico's. Kleine kansen met beperkte gevolgen worden geaccepteerd zonder dat een veiligheid wordt ingebouwd. Situaties met kleine kansen met grote gevolgen worden doorgaans verzekerd. Als de kans op gebeurtenissen met grote gevolgen groot is, kan waarschijnlijk beter worden afgezien van een aanpak waarin omgaan met verspreidingsrisico's kostbaar wordt.

Tabel 5.3. Omgaan met faalkansen.

Omvang van het gevolg	Omvang van de kans	
	Kleine kans	Grote kans
Beperkte gevolgen	Accepteren	Reduceren
Grote gevolgen	Verzekeren	FEB niet toepassen

Met basisgebeurtenissen met een redelijke kans op optreden en aanmerkelijke gevolgen moet op een verstandige manier worden omgegaan.

In FEB is ervoor gekozen om op twee manieren het risico van falen in meten/evalueren te beperken:

- Door een *tijdsfactor* te berekenen (de 'vertraging') die wordt gebruikt om de interventiezone te vergroten. De monitoringslijn komt hiermee dichterbij de bron te liggen. Verontreinigingen mogen zich dan nog enige tijd ongedetecteerd verspreiden zonder dat dit tot een falend monitoringssysteem leidt.
- Door te *compenseren* door middel van een verhoging van de betrouwbaarheid van het netwerk. Met een dicht netwerk en/of lagere signaalwaarden zal een verspreiding eerder worden waargenomen dan strikt noodzakelijk, zodat tekortkomingen op het vlak van meten en evalueren worden gecompenseerd.

Daarnaast kan uiteraard de faalkans worden gereduceerd door een verbetering van het vooronderzoek en het ontwerp en hogere eisen aan de kwaliteit van de uitvoering.

OMGAAN MET BODEMHETEROGENITEIT

6.1 Inleiding

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 de praktijk wordt bij het beoordelen van verspreidingsprocessen de bodem veelal opgedeeld in watervoerende en waterscheidende lagen. In modelstudies worden vervolgens voor beide typen lagen geohydrologische parameters aangenomen die gebaseerd zijn op bijvoorbeeld korrelverdelingen en pompproeven. Tekortkomingen van deze methoden zijn dat ze of representatief zijn voor een te beperkt bodemvolume (korrelverdelingen) of juist ten dele ruimtelijke variatie ontkennen door het bepalen van een gemiddelde over een groot bodemvolume (pompproeven). Boven genoemde generalisatie doet bovendien geen recht aan de variatie binnen waterdoorlatende en waterscheidende lagen en biedt geen goede basis voor het ontwerp van betrouwbare monitoringssystemen.

De laatste jaren groeit het bewustzijn dat 'zachte' geologische informatie onontbeerlijk is voor een goede interpretatie van de bodemopbouw en met name de variaties daarin binnen het onderzoeksgebied [Fisher et al., 1998; Laperre et al., 1996; Weerts, 1995; Zhang et al., 1998]. In het rapport 'Verantwoord omgaan met onzekerheid' wordt ingegaan op een probabilistische wijze van benaderen van bodemheterogeniteit [TCB, 1998]. Dit rapport is eveneens opgenomen in de NOBIS-reeks betreffende FEB. Kennis over het ontstaan van de bodem (genetische processen) en omstandigheden die naderhand de eigenschappen hebben veranderd (diagenetische processen), zoals compactie, oplossing en bodemvorming, worden steeds meer betrokken bij de beoordeling van verspreidingsrisico's. Daarbij wordt van ervaringen gebruikgemaakt die zijn opgedaan in studies in vergelijkbare bodems die wel zijn ontsloten (bijvoorbeeld in groeves of bouwputten) of studies in gebieden met een milieu dat vergelijkbaar is met dat waarin de bodem van het onderzoeksgebied is ontstaan.

6.2 Probleemschaal en schalen van bodemheterogeniteit

Bij de beoordeling van de relevantie van lokale variatie in bodemopbouw voor het verspreidingsproces is het essentieel de schalen te kennen waarop zowel bodemheterogeniteit als het verspreidingsprobleem zich afspeelt.

Probleemschaal

Het probleem (optredende verspreiding) speelt zich af tussen het brongebied en de limietgrens. De optredende verspreiding kan worden beïnvloed door fenomenen ver hierbuiten (voeding vanuit hogergelegen gebieden, lage polderpeilen).

Schalen van bodemheterogeniteit

Bodemheterogeniteit kan op ieder gewenst schaalniveau worden bestudeerd. Laperre et al. onderscheiden in hun studie naar verspreiding van verontreinigingen in een complexe bodem een drietal schaalniveau's [Laperre et al., 1996]. Dit zijn (zie ook tabel 6.1):

- het hoogste niveau, dat van geologische formaties;
- het laagste niveau, dat van afzonderlijke sedimentaire structuren;

- het middelste niveau, dat van eenheden bestaande uit vergelijkbare sedimentaire structuren (lithologische eenheden).

Tabel 6.1. Overzicht van schalen in relatie tot de verspreidingsproblematiek (afkomstig uit [Bierkens, 1994b]).

Lengte (m)	Schaal	Informatie	Resultaten
$10^{-1} - 10^0$	Boringen	<ul style="list-style-type: none"> - Doorlatendheidsmetingen - Analyse van korrelgrootte - Boringen met bodemstructuur - Sedimentatiemodellen 	Voor elke textuurklasse een kansdichtheidsfunctie van de doorlatendheid
$10^1 - 10^2$	Modelblok	<ul style="list-style-type: none"> - Lithostatografische modellen 	3D-textuurverdeling (dit is kansdichtheidsfunctie) Voor elke textuurklasse een kansdichtheidsfunctie van de doorlatendheid
$10^2 - 10^3$	Lokaal	<ul style="list-style-type: none"> - Geologische kaarten 	Stroom en advectioneel transport
$10^3 - 10^5$	Regionaal	<ul style="list-style-type: none"> - Pompproeven (validatie) 	Stromingsweerstand van de slecht doorlatende laag

Uit een studie van Bierkens et al. [1994a] blijkt dat zij voor sommige gevallen een boorafstand van 25 meter voorstellen om de ruimtelijke variatie door een horizontale afwisseling van texturen met contrasterende hydraulische eigenschappen voldoende nauwkeurig in beeld te kunnen brengen. De verticale variatie schatten zij alsnog veel groter in. Voor het grondwatermodel stellen zij modelblokken met afmetingen van 20 x 20 x 0,5 meter voor. In hun studie maken zij per modelblok een keuze uit acht textuurklassen die ieder in een handbemonstering kunnen worden geïdentificeerd. Binnen ieder blok is de variatie in hydraulische eigenschappen op puntschaal voor elke textuurklasse apart gemodelleerd: als ruimtelijk afhankelijke stochastische variabele.

In feite: Horizontale variatie: middelste schaalniveau
 Verticale variatie: laagste schaalniveau

Laperre et al. [1996] concluderen uit hun studie dat voor het doen van betrouwbare uitspraken over *verblijftijden*, een analyse van bodemvariatie op het *laagste* schaalniveau het best voldoet. De vraag is welk schaalniveau gewenst is in de FEB-benadering (vorm en positie pluim) en of dit schaalniveau ook praktisch hanteerbaar is. Laperre pleit voor een aanpak waarbij expliciet rekening wordt gehouden met (zachte) geologische informatie en acht het wenselijk om een kaartenbak aan te leggen met standaardgegevens voor de verschillende structuurtypen. Weerts voegt daaraan toe dat de opschalingsmethodiek afhangt van het riviertype [Weerts, 1995].

6.3 Werkwijze voor de beoordeling van bodemheterogeniteit

Veel auteurs achten het wenselijk om heterogeniteit tot op het laagste niveau in de beoordeling van verspreidingsprocessen te betrekken. In de praktijk stuit dit op de volgende problemen:

- Deskundigen op het gebied van afzettingssmilieu's (sedimentologen) zijn met name beschrijvend ingesteld. De beschikbare kennis is niet op een zodanige wijze ontsloten dat direct kwantitatief relaties kunnen worden gelegd tussen geologische formaties en de kans op optreden op heterogeniteit op het middelste en laagste schaalniveau en de gevolgen daarvan in variabiliteit in doorlatendheid.

- Het in beschouwing nemen van heterogeniteit op het laagste schaalniveau vereist een hoeveelheid veldinformatie die in de overgrote meerderheid van de gevallen niet binnen bereik ligt. Bovendien is de vereiste inspanning in de meeste projecten niet op te brengen. Dit is dus geen haalbare optie.

In voorliggende studie is van een aanpak uitgegaan die praktisch toepasbaar is en in de toekomst verder kan worden uitgewerkt. De aanpak berust op de volgende aannamen:

- op basis van heterogeniteit op het hoogste schaalniveau (formaties) wordt het te monitoren medium, waarin monitoring plaatsvindt, geselecteerd;
- op basis van heterogeniteit op het laagste schaalniveau wordt de dispersiefactor (veelal aan de hand van literatuur) vastgesteld die in de meeste verspreidingsmodellen wordt gebruikt.

Bodemheterogeniteit op het middelste schaalniveau valt echter niet goed met de dispersiefactoren in een verspreidingsberekening te disconteren. Ruimtelijke eenheden met een omvang groter dan enkele meters veroorzaken niet een gelijkmatig over het watervoerende pakket verdeelde afvlakking (en verbreding van de pluim), maar kunnen juist sterk preferente stroombanen veroorzaken.

De verspreiding kan in belangrijke mate een andere loop nemen dan zou worden aangenomen als bodemheterogeniteit niet op dit schaalniveau in beschouwing zou zijn genomen. Bodemheterogeniteit op dit middelste schaalniveau kan grotendeels twee effecten hebben (zie ook fig. 6.1):

- De pluim ontwikkelt zich buiten het gebied waarin de pluim zou worden verwacht op basis van bijvoorbeeld stijghoogtemetingen als gevolg van bijvoorbeeld de aanwezigheid van goed doorlatende geulen met een onbekende positie. De breedte van het gebied, waarbinnen monitoring moet plaatsvinden, moet worden vergroot (van M_a naar M_b).
- Preferente stroombanen convergeren de verspreiding in zones die smaller zijn dan op basis van dispersie zou worden verwacht. De pluim is diensgevolge smaller dan verwacht (van D_1 naar D_2). De afstand tussen de individuele meetpunten op de monitoringslijn zou moeten worden verkleind.

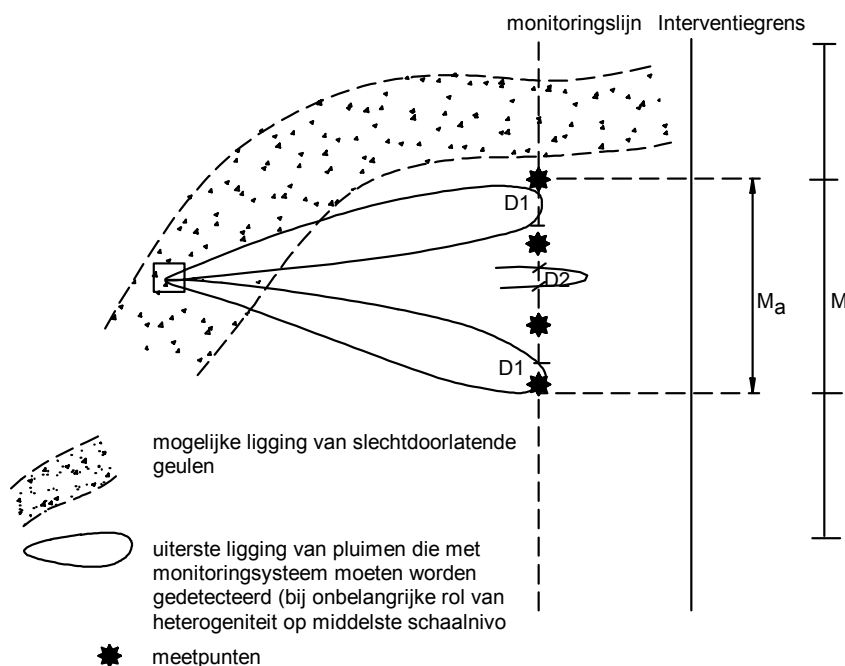


Fig. 6.1. Effecten van bodemheterogeniteit (middelste schaalniveau).

Het werken met ondergrondmodellen [TCB, 1998], zoals is beschreven in de volgende paragraaf, wordt als oplossing geboden.

Figuur 6.2 geeft weer hoe inzicht kan worden verkregen in bodemheterogeniteit op de drie genoemde schaalniveau's. Zoals blijkt speelt een uitwisseling tussen *zachte* geologische kennis (ervaring uit andere situaties, actuele afzettingsmilieus) en *harde* gegevens (boorbeschrijvingen e.d.) een belangrijke rol.

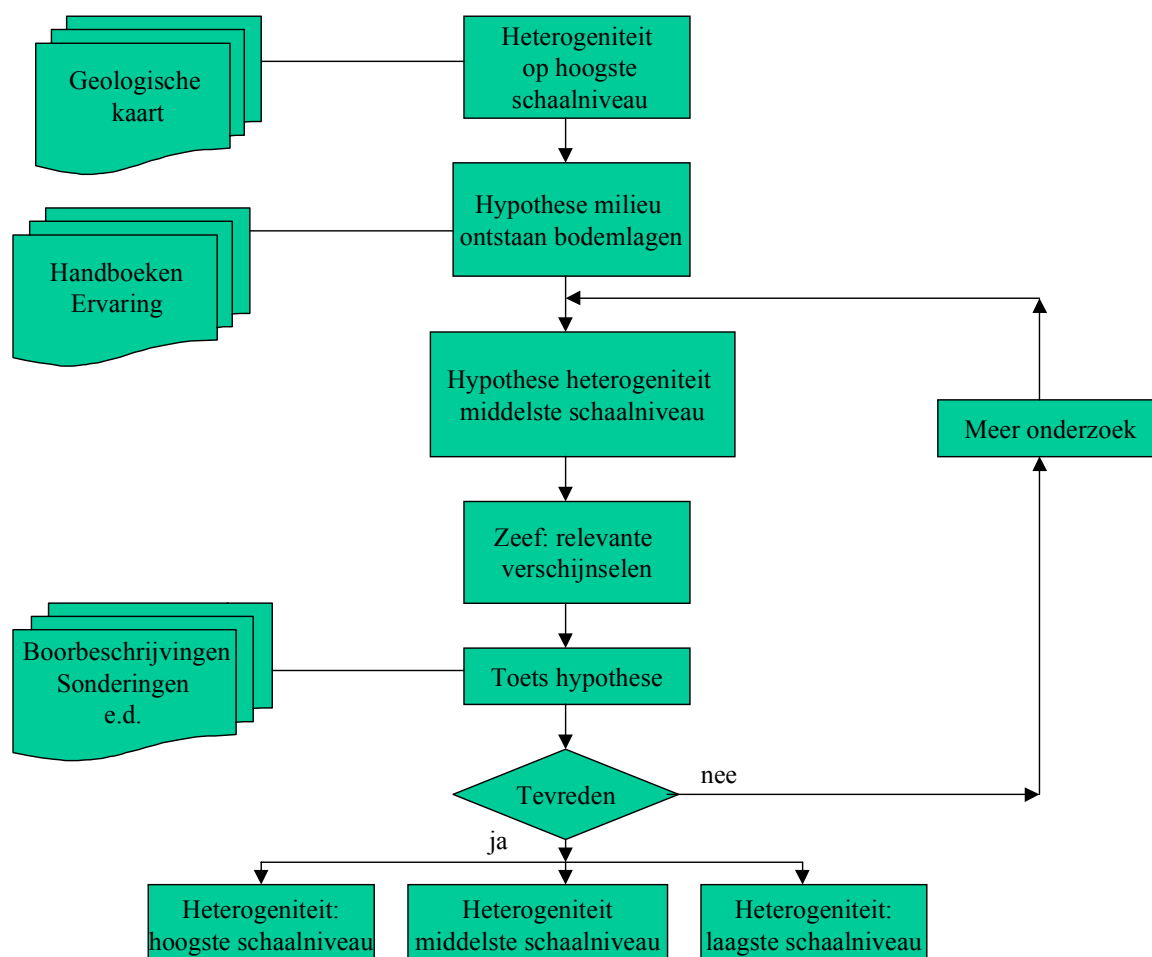


Fig. 6.2. Vaststellen van bodemheterogeniteit op drie verschillende schaalniveau's.

Op basis van de analyse van heterogeniteit op het hoogste schaalniveau wordt het te bemonsteren watervoerende pakket vastgesteld. Uit een analyse van het ontstaan van de bodem kan worden geconcludeerd of dit watervoerende pakket op een lager schaalniveau ruimtelijke eenheden met een afwijkende doorlatendheid bevat. Is dit het geval en wordt ingeschat dat deze een onaanvaardbaar effect kunnen hebben op het verspreidingsproces, dan is een nadere analyse gewenst (zie par. 6.4). Is dit niet het geval, dan kan worden volstaan met een berekening van het verspreidingspatroon op het laagste schaalniveau, waar dispersie de mate van heterogeniteit weergeeft.

6.4 Ondergrondmodellen

De (toekomstige) vorm en positie van verontreinigingspluimen is afhankelijk van de bodemopbouw. Over het algemeen wordt op basis van zachte en harde informatie een bodemopbouw

verondersteld die voor wat betreft verspreidingsgedrag een gemiddelde is van de aangetroffen verschijnselen. Parameters, die voor de verspreidingsberekeningen relevant zijn, worden over de onderscheiden eenheden (meestal watervoerende lagen) gemiddeld. In feite wordt aangenomen dat dit model met 100 % zekerheid voorkomt.

In dit onderzoek is voor case A een hypothese opgesteld ten aanzien van bodemheterogeniteit. Met een stoftransportmodel is het effect van bodemheterogeniteit op dit schaalniveau op de verspreiding vastgesteld (zie par. 11.3.5 van bijlage 11). Er is vastgesteld over welke breedte van een toekomstige monitoringslijn verspreiding kan worden verwacht als gevolg van effecten die zijn veroorzaakt door heterogeniteit op dit middelste niveau. Over deze breedte zijn de meetpunten verdeeld.

6.5 Samenvatting van de aanpak van bodemheterogeniteit

Op basis van inzicht in bodemheterogeniteit op het hoogste schaalniveau wordt het te bemonsteren medium vastgesteld. Tevens zijn de randvoorwaarden in grondwaterstromingsmodellen direct afhankelijk van de onderverdeling in doorlatende en waterremmende lagen. Heterogeniteit op het laagste schaalniveau wordt verrekend via de dispersie in het programma waarmee het monitoringsnetwerk wordt geoptimaliseerd (zie ook bijlage 4). Ruimtelijke variabiliteit op het middelste schaalniveau bepaalt de mate waarin de 'hoofdstroom' divergeert (in smallere preferente stroombanen) of van de verwachte stromingsrichting gaat afwijken ('slingerende stroombanen'). In de beide cases is weergegeven hoe met behulp van ondergrondmodellen deze problematiek kan worden benaderd.

KOSTEN VAN MONITORING EN SCHADE DOOR FALEN

7.1 Algemeen

De betrouwbaarheid van een monitoringsmeetnet hangt nauw samen met de meetintensiteit en de meetfrequentie. Een maximale betrouwbaarheid van het meetnet zal leiden tot maximale monitoringskosten en ook omgekeerd. Het ligt voor de hand te zoeken naar een optimum. Bij het zoeken naar dit optimum is inzicht nodig in de kosten van de monitoring als functie van de betrouwbaarheid van het monitoringsmeetnet en de kosten die gemaakt moeten worden bij het falen van het meetnet.

Deze bijlage beschrijft de rekenprogramma's die zijn opgesteld om de kosten van de monitoring (uitgesplitst in aanleg en vervanging van het meetnet en het monitoren zelf) alsmede de kosten bij het falen van het meetnet inzichtelijk te maken.

De rekenprogramma's zijn bedoeld om op een betrekkelijk eenvoudige wijze te kunnen zoeken naar het genoemde optimum. Voor het opstellen van begrotingen voor monitoring en/of saneringen in bijvoorbeeld de bestekfase zijn doorgaans meer gedetailleerde gegevens beschikbaar. In dergelijke gevallen wordt geadviseerd van andere rekenprogramma's gebruik te maken waarmee met de beschikbare detailinformatie kan worden begroot.

De rekenprogramma's zijn in appendix 7 weergegeven, waarbij tevens een toelichting wordt gegeven op de berekening van de netto-contante waarde (zie ook '98-1-02 rekenmodel' op de cd-rom).

7.2 Aanleg en vervanging van een monitoringsmeetnet

Bij het ramen van de monitoringskosten moeten minimaal de volgende punten bekend zijn:

- het aantal uit te voeren boringen van een bepaalde diepte;
- het aantal te plaatsen peilbuizen van een bepaalde diepte;
- bijkomende kosten per te plaatsen peilbuis: kosten als begeleiding, rapportage en afwerking (als voorbeeld is een range opgegeven waarbinnen normaal gesproken de bijkomende kosten vallen);
- het te hanteren r- en i-cijfer (rente en inflatie, benodigd voor de berekening van de gekapitaliseerde kosten).

Het programma berekent de gekapitaliseerde kosten voor het aanbrengen en vervangen van het monitoringssysteem. De kosten worden aangegeven uitgaande van een levensduur van het meetnet en dus een vervanging van het meetnet om de respectievelijk 1, 5, 10 en 15 jaar.

Gehanteerde uitgangspunten zijn:

- landelijk gemiddelde all-in prijzen voor boringen en plaatsen van de peilbuizen;
- prijzen liggen op een gemiddeld marktniveau;
- er zijn geen bijzondere omstandigheden, waardoor niet op de standaardwijze of met standaardmateriaal gewerkt kan worden.

7.3 Uitvoering van de monitoring

Input programma:

- het aantal te bemonsteren peilbuizen van een bepaalde diepte;
- kosten per te bemonsteren peilbuis (de range waarbinnen de bemonsteringskosten vallen is aangegeven); op grond van lokale omstandigheden alsmede de aard van de te analyseren parameters dient een keuze voor de bemonsteringskosten per peilbuis te worden gemaakt;
- kosten per analyse en bijkomende kosten: kosten als begeleiding (aansturen van bemonsterers/laboratorium, projectmanagement enz.) en rapportage;
- het te hanteren r- en i-cijfer (rente en inflatie, benodigd voor de berekening van de gekapitaliseerde kosten);
- de bemonsteringsfrequentie.

Het programma berekent de gekapitaliseerde kosten voor het uitvoeren van de monitoring. De in paragraaf 7.2 genoemde uitgangspunten zijn opnieuw gehanteerd.

7.4 Kosten bij het falen van het monitoringssysteem

7.4.1 Inleiding

Indien er onopgemerkt een onaanvaardbare verspreiding van verontreinigen optreedt, is sprake van een falend monitoringssysteem. In dit geval is er sprake van een ontoelaatbare situatie. Het uitgangspunt bij het FEB-concept is dat in een dergelijke situatie wordt ingegrepen. Dit kan plaatsvinden door de opgetreden verspreiding te verwijderen. Voor de verwijdering van onaanvaardbare verontreinigingen is de verspreiding vereenvoudigd tot verschillende typen pluimen. Hiervoor is een rekenmodel opgesteld (zie '98-1-02 rekenmodel' op de cd-rom).

Niet in alle situaties zal het tot een feitelijke sanering hoeven komen. In een dergelijke situatie kan bijvoorbeeld een vergoeding naar rato van de omvang van het verontreinigd grondwater worden afgesproken met de schade leidende partij. Hier wordt verder niet op ingegaan.

7.4.2 Rekenprogramma

In het rekenprogramma is een handreiking gegeven voor het bepalen van de saneringskosten bij een falend monitoringssysteem. Hiertoe is voor een aantal 'standaardverontreinigingspluimen' de saneringskosten berekend. De volgende uitgangspunten zijn hierbij gehanteerd:

- herstel van de uitgangssituatie: verwijdering van verontreinigingen die zich buiten de limietgrens bevinden;
- traditionele verwijdering door middel van de inzet van intensieve in situ technieken als doorspoelen van het grondwater;
- er is geen ruimte en tijd voor de inzet van extensieve in situ technieken.

Het rekenprogramma gaat enkel uit van de saneringskosten. Het model houdt geen rekening met tijdelijke beveiligingsmaatregelen, schadevergoedingen ter compensatie van bijvoorbeeld gebruiksbepalingen, kosten als gevolg van contractbreuk, gezondheidsschade of voor de sanering benodigde sloop van gebouwen.

Er is een basistype verontreinigingspluim onderscheiden. Deze heeft bepaalde kenmerkende eigenschappen die van invloed zijn op de saneringskosten van deze pluim. De saneringskosten voor dit basistype zijn uitgerekend voor 6 verschillende afmetingen van de pluim. Deze kostenberekening is tevens uitgevoerd voor een aantal variaties op het basistype pluim, door steeds één van de kenmerkende eigenschappen van het basistype pluim te variëren.

Tabel 7.1 geeft een overzicht van zowel verschillende gevarieerde kenmerkende eigenschappen van de pluim alsmede de verschillende doorgerekende afmetingen.

Tabel 7.1. Kenmerkende eigenschappen van doorgerekende verontreinigingspluimen.

Kenmerk van de pluim	Eenheid	Variaties				
Omvang van pluim (bodenvolume)	m ³	100	1.000	10.000	100.000	1.000.000
Vorm van de pluim	Verhouding l:b	1:3	1:1			
Retardatiefactor	-	2	20			
Doorlaatvermogen	K _d	500	1.000			
Afsluitende laag onderzijde pluim	j/n	j	n			

Cursief: parameters in basistype verontreinigingspluim

Vet: gevarieerde parameters ten opzichte van basistype verontreinigingspluim

In tabel 7.2 en figuur 7.1 is een samenvatting gegeven van de saneringskosten van alle onderscheiden verontreinigingspluimen.

Tabel 7.2. Schatting van de saneringskosten (eenheid in NLG) bij verschillende omstandigheden (zie tabel 7.1 voor de omschrijving van de standaardpluim).

Omschrijving van soort pluim	Omvang van pluim (m ³ , bodenvolume)					
	100	1.000	10.000	100.000	500.000	1.000.000
Standaardpluim	16.360	35.400	122.000	535.000	1.700.000	1.950.000
Andere vorm van de pluim	22.360	45.400	142.000	565.000	1.740.000	2.010.000
Hogere retardatiefactor	32.350	135.250	782.500	4.693.750	16.125.000	18.187.500
Hoger doorlaatvermogen van de bodem	20.110	41.650	134.500	553.750	1.725.000	1.987.500
Andere geologie	16.943	39.857	152.857	732.143	2.385.714	2.721.429

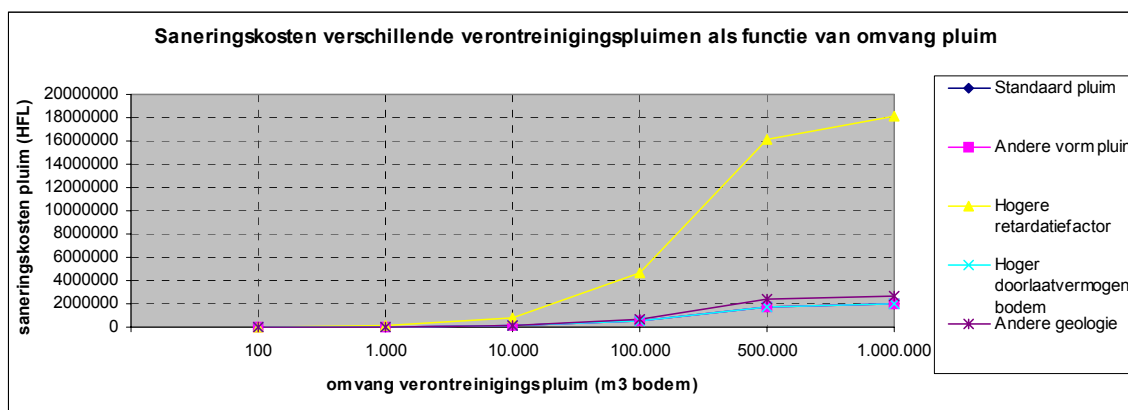


Fig. 7.1. Saneringskosten als functie van de omvang van de pluim.

Opvallend aan dit overzicht is het volgende:

- Een andere pluimvorm betekent niet dat er een groter volume grondwater verontreinigd is. Het betekent hoogstens dat de onttrekkingsmiddelen anders moeten worden geplaatst. Dit betekent meer/minder leidingwerk en mogelijk wat meer/minder onttrekkingsbronnen. De onttrekkingsduur (maatgevend voor de saneringskosten) wijzigt hiermee niet significant.
- Een ander (in het geval van de spreadsheet) doorlaatvermogen houdt in dat vaak een hoger onttrekkingsdebiet mogelijk is. Een groot doorlaatvermogen gaat altijd samen met een zan-

dige/grindige bodemopbouw. Hierdoor zijn de effecten naar de omgeving over het algemeen kleiner (het watervoerende vermogen is groot). In principe kan dan meer water worden onttrokken. De zuiveringscapaciteit is dan echter vaak bepalend. Daarnaast is een groot onttrekkingsdebiet niet efficiënt. Dit heeft te maken met de snelheid waarmee evenwicht optreedt (het desorptieve vermogen van de bodem). Bij te hoge onttrekkingsdebieten neemt de effectiviteit van de sanering af. In NOBIS-kader is 'smart pump and treat' ontwikkeld, een onttrekkingsconcept waarmee optimaal rekening wordt gehouden met het desorptieve vermogen van de bodem. Vandaar dat bij een toenemend doorlaatvermogen het onttrekkingsdebiet bijna verdubbeld ten opzichte van de standardsituatie. Echter niet veel hoger dan een situatie met hogere retardatiefactoren, om bovengenoemde redenen.

- Bij een andere geologie is een relatief hoger onttrekkingsdebiet aangenomen. Over het algemeen zal bij het ontbreken van scheidende lagen een hoger onttrekkingsdebiet worden gerealiseerd. Als er een vergelijkbaar debiet als in het geval van een hoger doorlaatvermogen wordt ingevuld, nemen de kosten toe, zij het niet spectaculair. Dit komt omdat aangenomen is dat wanneer een scheidende laag ontbreekt de sanering minder effectief is; er wordt meer (schoon) omgevingswater aangetrokken.
- Bij het bepalen van de onttrekkingsduur is puur gekeken naar de omvang van de verontreiniging gedeeld door het onttrekkingsdebiet. Bij het bepalen van de zuiveringsduur is ervan uitgegaan dat op een gegeven moment het onttrekkingswater zonder voorzuivering op bijvoorbeeld het riool kan worden geloosd.
- Bij een hogere retardatie ontstaan in de praktijk, bij gelijkblijvend debiet, onacceptabel lange saneringsduren. Dit wordt gecompenseerd door hogere onttrekkingsdebieten.

Ten behoeve van het bepalen van de saneringskosten voor verschillende typen pluim kunnen de volgende algemene conclusies worden getrokken:

- de retardatie is veruit de belangrijkste kostenbepalende parameter;
- de saneringskosten nemen toe met de omvang van de te saneren pluim;
- de grootste kostentoeename treedt op tussen pluimen van 100.000 m³ en 500.000 m³.

EISEN AAN BETROUWBAARHEID VAN EEN MONITORINGSSYSTEEM

8.1 Inleiding

Aan de betrouwbaarheid van het monitoringssysteem moeten eisen worden gesteld om het risico van ongewenste gevolgen te beperken. In het processchema komt het begrip 'veiligheid' in stap D.7 aan de orde. Eisen conform het ALARA-beginsel zijn veelal te kostbaar en staan niet in verhouding tot de ongewenste gevolgen. Zeker in situaties waarin verspreiding niet direct tot gezondheidsrisico's zal leiden kan een economische optimalisatie op zijn plaats zijn (kosten en baten). Een beoordelingskader voor de betrouwbaarheid van monitoring ontbreekt.

Er is nagegaan hoe in andere vakgebieden wordt omgegaan met eisen aan betrouwbaarheid (zie par. 8.2). Hieraan is veel aandacht besteed, omdat naar onze mening de discussie over dit onderwerp met FEB III nog niet zal zijn beëindigd. De inventarisatie is dan een goede start voor de verdere discussie die ook op gevalsniveau tussen probleemeigenaar en bevoegd gezag kan worden gevoerd. Vervolgens is een workshop georganiseerd met als doel de mening van vertegenwoordigers van het bevoegd gezag te horen over eisen die zij zouden willen stellen aan de betrouwbaarheid van een monitoringssysteem (zie par. 8.3). De resultaten van de workshop zijn vertaald naar een beoordelingskader dat wij in deze studie bij het opstellen van vuistregels hebben gehanteerd bij de opzet van vuistregels voor archetypen (zie par. 8.4).

8.2 Het begrip 'betrouwbaarheid'

8.2.1 Algemeen kader

Veiligheid is een subjectief begrip, soms zelfs niet meer dan een gevoel. Een veilig systeem is vooral een systeem waarop kan worden vertrouwd en dat betrouwbaar is. Veiligheid en betrouwbaarheid zijn in deze zin synoniem. Voor het toetsen van betrouwbaarheid aan normen is een objectieve formulering van het begrip veiligheid noodzakelijk. Het is aannemelijk om veiligheid dan uit te drukken in risico. Een gewenste veiligheid is dan een acceptabel risico. De Gezondheidsraad [Gezondheidsraad, 1995] definieert risico in een advies ten aanzien van de notitie 'Omgaan met risico's' als volgt:

Risico: de mogelijkheid, met een zekere mate van waarschijnlijkheid, van schade aan de gezondheid, aan het milieu en aan goederen, in combinatie met aard en omvang van die schade.

In het verleden zijn voor veiligheid drie toetsingscriteria ontwikkeld, waarbij het strengste criterium maatgevend moet zijn:

- persoonlijke acceptatie van risico's;
- maatschappelijke acceptatie van risico's;
- een economisch criterium.

Het nemen van beslissingen over aanvaardbare niveaus van betrouwbaarheid is het maken van een keuze uit alternatieven [CUR, 1997]. De basis voor de moderne beslissingstheorie is het klassieke 'Homo Economicusmodel' [CUR, 1997]. De Homo Economicus:

- heeft complete info over de beslissituatie;
- kent alle alternatieven;
- kent de bestaande situatie;
- weet welke voordelen en nadelen ieder alternatief hem oplevert;
- streeft naar maximalisering van dat voordeel.

De Gezondheidsraad [Gezondheidsraad, 1995] stelt bovendien dat bij het beoordelen van risico's ook vrijwilligheid, vertrouwen (het kunnen beheersen van de gevolgen) en bedreigendheid (onbekendheid met gevolgen en effecten) een rol spelen naast overwegingen inzake het nut van de handeling. Hoe dit in de praktijk kan uitwerken is in figuur 8.1 weergegeven.

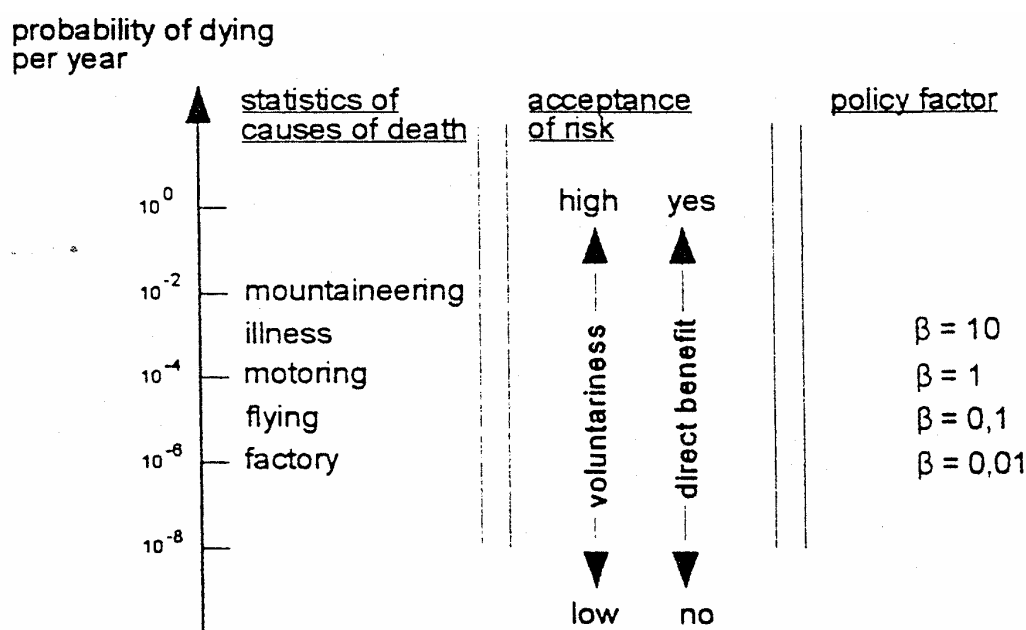


Fig. 8.1. Persoonlijke risico's in westelijke landen, afgeleid van de statistiek doodsoorzaken en het aantal deelnemers per activiteit [Vrijling].

8.2.2 Ervaringen met veiligheid en de beoordeling daarvan Bouwkundige constructies

Bij het ontwerp van bouwconstructies wordt een 'belastende kant' en een 'sterktekant' onderscheiden. In de grenstoestand zijn beide kanten met elkaar in evenwicht.

De betrouwbaarheidsindex β voor het gehele ontwerp is een maat voor de kans dat de grenstoestand in de referentieperiode (de levensduur) wordt overschreden. Voor de hoogte van deze index zijn veiligheidsklassen onderscheiden voor situaties waarin wel/geen kans op levensgevaar en/of economische schade optreedt [NNI, 1990]. Het eenduidig kunnen definiëren van falen is essentieel. Het uitgangspunt is dat belastingen, materiaaleigenschappen en geometrische gegevens een stochastisch karakter hebben. Voor de (probabilistische) analyse van betrouwbaarheid worden drie verschillende niveaus onderscheiden (zie tabel 8.1). Tijdsafhankelijkheid van betrouwbaarheid wordt in beschouwing genomen. De β -factor is een maat voor de geaccepteerde faalkans. De relatie tussen β en de faalkans is $P_f = \Phi(-\beta)$, waarbij Φ de standaard normale kansverdelingsfunctie is.

Tabel 8.1. Veiligheidsklassen in bouwkundige constructies [NNI, 1990].

Klasse	β	Kans op levensgevaar	Kans op economische schade
1	3,2	Verwaarloosbaar klein	Klein
2	3,4	Gering	Aanzienlijk
3	3,6	Groot	Groot

Bij de uitvoering van monitoring kunnen eveneens een 'sterktekant' (dichtheid van het meetnet, kwaliteit van de metingen) en een 'belastende kant' (onzekerheden als gevolg van bodemheterogeniteit, invloed materialen enz.) worden onderscheiden.

Dijkverbetering versus milieurisico's

Door TNO is in 1995 [TNO-Bouw, 1995] een vergelijking gemaakt tussen de aanpak die VROM voorstaat van milieurisico's (vastgelegd in het nationaal Milieubeleidsplan 'Omgaan met risico's' [VROM, 1990]) en de aanpak van risico's van waterkeringen (voorgesteld door de TAW [TAW, 1989]). Er wordt ingegaan op het individueel risicocriterium en het criterium voor groepsrisico's.

VROM definieert het *individueel risico* als de kans dat een persoon een bepaald nadelig effect ondervindt als gevolg van blootstelling aan een agens (uitgedrukt in kanseenheden per jaar of gerelateerd aan gemiddelde concentratie per jaar). Het maximaal toelaatbare niveau is 10^{-6} /jaar. Het individuele risico wordt berekend voor een individu dat zich permanent en onbeschermd op een bepaalde plaats (in de verspreidingsroute) bevindt.

Deze norm is ontwikkeld vanuit het oogpunt van ruimtelijke ordening en vergunningverlening en beoogt de bescherming van derden te garanderen tegen gevaren van een activiteit waarmee zij als individu geen relatie hebben (uitgangspunt brongericht beleid).

Bij monitoring van verspreiding (in diepere pakketten) spelen gezondheidsrisico's slechts een beperkte rol. Daar waar dit wel actueel is, zal het al snel een groep zijn (en niet een individu) die wordt bedreigd.

De TAW suggereert voor het individueel risico een beleidsfactor β in te voeren, waarvan de waarde afhangt van de mate waarin een persoon invloed heeft op het risico en direct of indirect baat heeft bij de risicovolle activiteit.

De TAW stelt bovendien voor om de tijd waarin een persoon werkelijk is blootgesteld aan risico's wel in rekening te brengen (stelt dat de flexibiliteit van een beleidsfactor voor VROM irrelevant is, omdat zij alleen oordelen over aanvaardbaarheid van risico's voor derden). Een beleidsfactor kan ook dienen om de vermijdbaarheid en de mate van maatschappelijke winstgevendheid (bijvoorbeeld een gebied waar al veel verontreinigingen zijn) te verrekenen.

Bij monitoring zou een beleidsfactor kunnen worden toegepast om generieke normen naar lokale situaties te vertalen als de belanghebbende instantie (bijvoorbeeld de provincie als saneerder) zelf belang heeft bij het toestaan van verspreiding (omdat daarmee de bodem als reactorvat dient, wat een goedkopere sanering tot gevolg heeft).

VROM definieert het groepsrisico als de kans per jaar dat in één keer een groep van ten minste een bepaalde grootte het slachtoffer is van een ongeval. Het gaat dus om de kans op een aantal doden. In feite krijgen grote ongevallen met een kleine kans hiermee een groter gewicht dan kleine ongevallen met een grotere kans (getalsnorm omgekeerd evenredig met kwadraat van het aantal dodelijk getroffen slachtoffers). TNO signaleert dat het acceptabele risico is gebaseerd op het aantal doden op dezelfde locatie. Er wordt dus niet gekeken naar gevolgen op nationaal niveau, terwijl geen rekening wordt gehouden met maatschappelijke baten en lasten. TNO stelt dat het groepsrisicocriterium van VROM is gericht op een enkele activiteit en niet het totale risico in ons land beschouwt (noch voor wat betreft mensenlevens noch voor wat betreft kosten). De TAW-aanpak houdt wel met beide zaken rekening (nationaal niveau, ook kosten).

Sterfgevallen als gevolg van een falend monitoringssysteem zijn (gelukkig) nogal hypothetisch.

Dijkverbetering

De Deltacommissie heeft ten behoeve van de dijkverbetering een werkwijze gehanteerd, waarbij de kosten van verhoging van de dijk (door hoogte en sterkte bestand tegen steeds hogere ontwerpaftoeren) zijn uitgezet tegen het product van faalkans en optredende schade. Er is aangenomen dat de absolute schade bij overstroming een vast gegeven is en niet afhangt van de waterstand bij dijkdoorbraak. Door sommatie van de kosten van dijkverbetering en die van bovengenoemd product wordt inzicht verkregen in de meest kostenoptimale dijkhoogte. Deze wordt in de komende jaren naar normen voor specifieke dijkkringen vertaald, waarbij de potentiële schade afhankelijk wordt gesteld van het gebruik van de ruimte achter de dijk.

Deze methodiek is in feite ook voor het ontwerp van monitoringssystemen hanteerbaar. Monitoring kost geld, terwijl de schade bij een falend monitoringstelsel veelal goed in monetaire eenheden is uit te drukken.

8.3 Workshop 'Betrouwbaarheid van monitoring'

In april 1999 is een workshop georganiseerd. De deelnemers waren voornamelijk afkomstig van de overheid. Voor een overzicht van de deelnemers en een verslag van de bijeenkomst wordt verwezen naar appendix 2.

In de workshop is in drie werkgroepen gediscussieerd over het thema 'betrouwbaarheid' en de eisen die daaraan zouden moeten worden gesteld bij monitoring. Vragen, die daarbij zijn gesteld, waren onder andere:

- Welke factoren spelen een rol bij de beoordeling van betrouwbaarheid (aard van gevolgen van falen, functie van gebied enz.)?
- Zijn algemeen geldende normen haalbaar?
- Is de waarde van te beschermen objecten altijd in geld uit te drukken en kunnen deze waarden dan in een economische optimalisatie worden meegenomen?

Algemene conclusies, die de werkgroepen hebben getrokken, zijn:

- Als de gezondheid van mensen in het geding is, is een strenge getalsmatige norm aan de betrouwbaarheid noodzakelijk.
- Als gebruiksfuncties in het geding zijn, zijn getalsmatige normen aan de betrouwbaarheid wenselijk maar kan de waarde van het te beschermen object ook in geld worden uitgedrukt ('een kubus 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).

8.4 Beoordelingskader in FEB

Bij de beoordeling van de gewenste betrouwbaarheid kunnen de hieronder genoemde overwegingen in beschouwing worden genomen:

- een maximale betrouwbaarheid van 98 % voor het gehele monitoringstelsel als gezondheidsrisico's niet kunnen worden uitgesloten;
- in overige gevallen de in tabel 8.2 genoemde maximaal aanvaardbare faalkansen;
- de mogelijkheid om binnen bovengenoemde randvoorwaarden een economische optimalisatie uit te voeren (hogere betrouwbaarheid als de totale kosten daarmee gunstiger uitvallen). Bij de kosten van de schade in geval van een falend monitoringstelsel kunnen de in tabel 8.3 genoemde schadefactoren in overweging worden genomen.

Tabel 8.2. Minimaal vereiste trefkans in relatie tot grondwaterkwaliteit en functie.

Gebruiksfunctie van het te monitoren object	Aard van het grondwater		
	Brak grondwater	Zoet grondwater	Drinkwater
Industrie	60	60	65
Landbouw	65	70	90
Stedelijk gebied	65	65	75
Recreatie	80	80	98
Oppervlaktewater	80	85	98
Natuur	98	98	98

Tabel 8.3. Schadeaspecten bij een falend monitoringssysteem.

Situaties die ontstaan na overschrijding van de limietgrens	Uitwerking in termen van betrouwbaarheid	
	Beschermen van milieu-kwaliteit	Schadeterm in verband met economische optimalisatie
Gezondheidsrisico bij bewoners en gebruikers door overschrijding MTR		Schadeloosstelling Alle noodzakelijke noodmaatregelen Compensatiemaatregelen
Aantasting van het ecosysteem		Niet van toepassing
Breuk in privaatrechtelijke overeenkomst (contract)		Schadeloosstelling in verband met waardevermindering bij verkoop Kosten van onmiddellijk saneren
Aantasting van strategische grondwatervoorraad (beschermingsgebied)	Op basis van nabijheid pompstation en waarde grondwater	Onmiddellijk saneren of doorrekening van kostprijs schoon grondwater (NLG/m ³)
Bedreiging van onttrekkingsputten: - voor drenking van vee; landbouw - industriële onttrekkingen		Vergoeding van kostbaardere alternatieven (b.v. aanvoer van elders of zuivering aan de pomp)
Vermindering van potentiële functies		
Beïnvloeding van het oppervlaktewater	Afhankelijk van natuurwaarde van oppervlaktewater	
Geen directe schade		Saneringskosten op basis van normale doelstellingen (binnen 30 jaar)

8.5 Regionale optimalisatie

De nationale overheid als behartiger van (gezondheids-)belangen van burgers heeft geen boodschap aan een kosten-batenanalyse van betrouwbaarheid. Lokale overheden besteden zelf echter veel geld aan bodemsanering en dus aan nazorg en monitoring. Voor hen zal, zeker in gevallen waarin gezondheidsrisico's vrijwel zijn uitgesloten, kostenoptimalisatie een belangrijke rol spelen bij oordelen over vereiste betrouwbaarheid. Risico's vormen dan een onderdeel van maatschappelijke kosten. Deze kostenoptimalisatie kan onderdeel vormen van een integrale gebiedsgerichte aanpak, waarbij de beschikbare gelden zodanig worden besteed dat voor het gebied in beschouwing een optimaal beschermingsniveau kan worden gegarandeerd ('prioriteitsstelling').

Eisen aan de betrouwbaarheid van monitoring kunnen echter ook regionaal worden vastgesteld, waarbij met de kwetsbaarheid en het gebruik van de bodem en/of het grondwater rekening wordt gehouden.

Een methodiek voor een gebiedsgerichte beoordeling van het nut en noodzaak van monitoring is in de cirkel in figuur 8.2 weergegeven. In segment A worden de te bereiken doelen per deelgebied vastgesteld. Een deelgebied kan bijvoorbeeld een grondwaterbeschermingsgebied zijn of een binnenstad. In segment B wordt voor het deelgebied vastgesteld aan welke 'gevallen' het beste de financiële middelen kunnen worden besteed om een voor het gebied als geheel maximaal rendement te behalen. In segment C wordt het monitoringssysteem ontworpen en wordt de financiering van dit deel van de nazorg geregeld door betrokkenen op hun belangen bij een bescherming van gevoelige objecten te wijzen. In segment D worden de meetresultaten geëvalueerd en hypothesen over verspreidingsprocessen bijgesteld. De cirkel kan op basis van bijgestelde verwachtingen (en mogelijk ook functies van het gebied) opnieuw worden doorlopen. Een voorbeeld van een gebied, waarin deze aanpak zou kunnen worden toegepast, zijn de zellingen langs de Hollandsche IJssel waar tevens een gebiedsgerichte aanpak wordt voorgestaan.

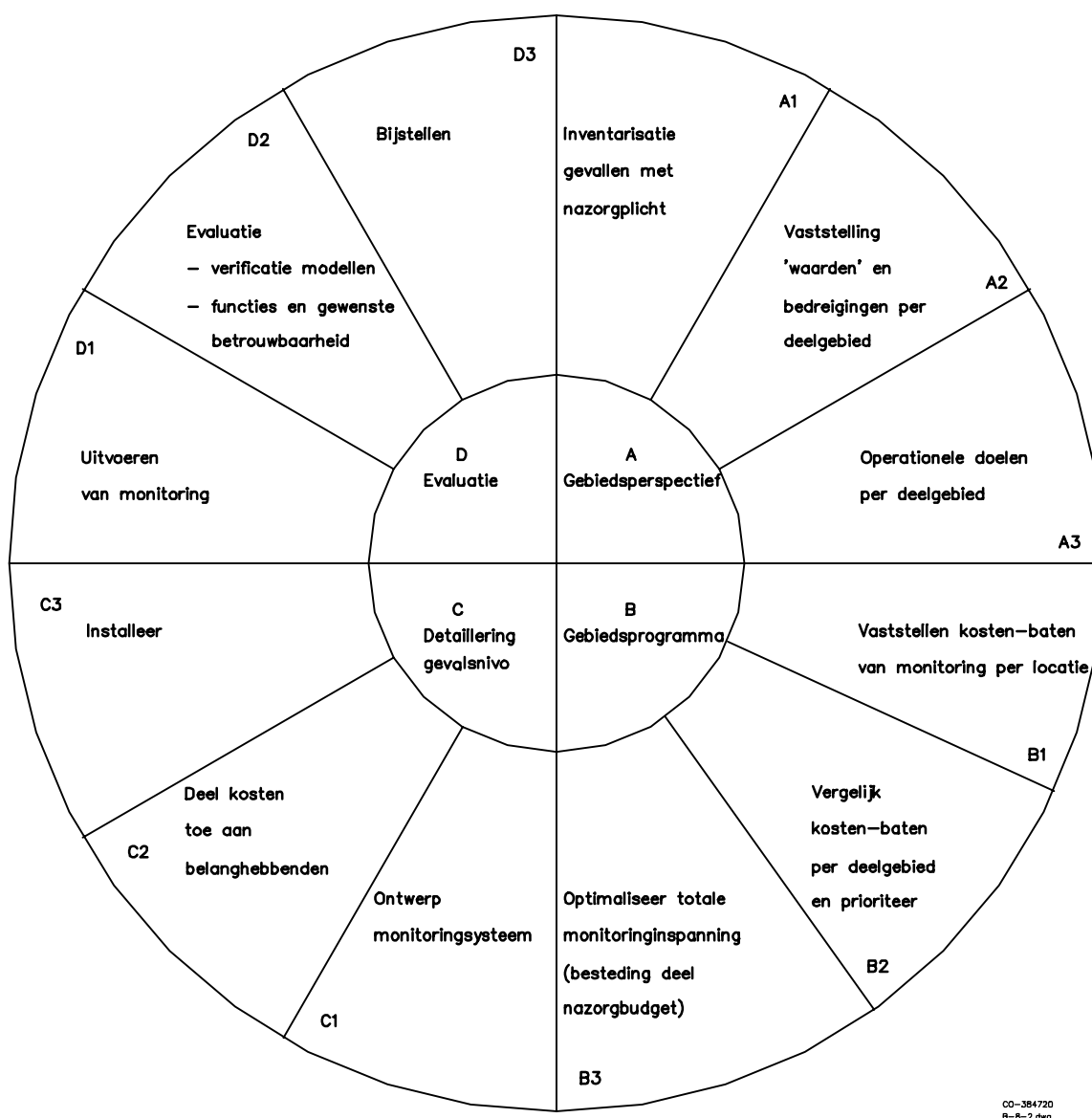


Fig. 8.2. Methodiek voor een gebiedsgerichte aanpak van monitoring.

In het toelichtingskader is uitdrukking gegeven aan de verschillende 'waarden' van het grondwater. In de discussie over wat toelaatbaar is met betrekking tot het ontstaan van stabiele contouren, kunnen deze begrippen een rol spelen in de besluitvorming over de bescherming van schoon grondwater.

Verschillende vormen van uitdrukken van de waarde van grondwater [WL, 1985]

Niet-monetaire waarde:	alles (kosten en baten) die niet in geld zijn uit te drukken.
Optiewaarde:	de mogelijkheid om er in de toekomst gebruik van te maken.
Bestaanswaarde:	het bestaan van het gebodene zonder daar nu meteen gebruik van te maken.
Erfeniswaarde:	de wetenschap dat ook toekomstige generaties er gebruik van kunnen maken.
Utilistische waarde:	nut en beleving nu.
Intrinsieke waarde:	waarde op zich, los van het nut daarvan voor de mens.

8.6 Kostenoptimalisatie

Bij het beoordelen van monitoringssystemen zal kostenoptimalisatie in veel situaties een doorslaggevende rol spelen. In figuur 8.3 is weergegeven hoe de economisch meest optimale faalkans kan worden berekend [Vrijling]. Op de verticale as zijn de kosten uitgezet tegen (horizontaal) de betrouwbaarheid. Bij toenemende uitgaven aan monitoring neemt de betrouwbaarheid van het monitoringssysteem toe (mits het geld goed is besteed); dit geeft de streep-stippellijn weer. De kosten van schade bij falen (schadekosten x faalkans) nemen met toenemende betrouwbaarheid af (stippellijn). De getrokken lijn geeft de totale kosten van kosten en monitoring en toont dat hierin een optimum kan worden gevonden.

Deze werkwijze is bijvoorbeeld ook door de Deltacommissie toegepast bij de beoordeling van de betrouwbaarheid van dijkvakken. Bij monitoring zou onder kosten (in de verticaal uitgezet) moeten worden verstaan de som van:

- kosten van monitoring;
- kosten van een vals alarm (bijvoorbeeld onnodig aanvullend bodemonderzoek en misschien zelfs wel onnodige maatregelen) vermenigvuldigd met de kans op vals alarm;
- kosten van schade (sanering, noodmaatregelen, kosten van contractbreuk, schadeloosstellingen e.d.) vermenigvuldigd met de kans op schade.

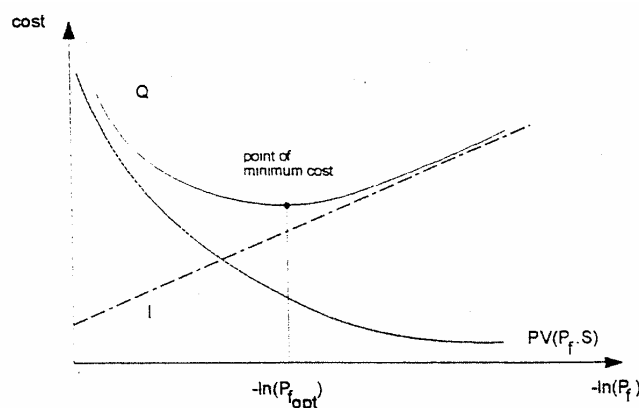


Fig. 8.3. Economisch optimale faalkans van een constructie.

Kosten

Om op een gestandaardiseerde wijze de kosten van schade bij een falend monitoringssysteem te kunnen vaststellen, is een programma opgesteld waarmee de kosten van sanering van verontreinigd grondwater kunnen worden berekend, afhankelijk van enkele stof- en bodemeigenschappen (zie appendix 7). In bijlage 7 is hierop ingegaan.

VERZEKERBAARHEID VAN RISICO'S VAN EEN FALEND MONITORINGSSYSTEEM

9.1 Inleiding

Het verzekeren van saneringen is niet ongebruikelijk. De meeste bodemsaneringsverzekeringen die worden afgesloten betreffen echter intensieve saneringen, waarbij het saneringsresultaat binnen de uitvoeringsperiode wordt gerealiseerd (bijvoorbeeld verwijdering door ontgraving). Saneringen die met het FEB-concept worden uitgevoerd verschillen van deze aanpak op de volgende aspecten:

- de saneringsduur;
- het toestaan van een tijdelijke volumetoename van de verontreiniging.

De mogelijkheden voor het verkrijgen van een bodemsaneringsverzekering is een belangrijk aspect bij het kiezen voor een bepaalde saneringsaanpak:

- Een saneerder die zelf geen risico kan of wil lopen moet dit risico elders kunnen onderbrengen.
- Een verzekering kan bijdragen aan de maatschappelijke acceptatie van de risico's.
- In bepaalde situaties is een verzekering in zekere zin een garantie dat de (na)zorg is gegarandeerd.
- De verzekerbearheid van een bodemsanering volgens het FEB-concept kan een belangrijk aspect zijn bij de beslissing over de keuze van de aanpak. Om deze reden is de 'verzekeringswereld' gepolst met betrekking tot de verzekering van saneringen met het FEB-concept. Voorgelegd zijn de volgende vragen:
 - is de verzekeringswereld op voorhand bereid een dergelijke aanpak te verzekeren;
 - welke (aanvullende) eisen worden gesteld.

9.2 Te dekken schade

De in deze paragraaf uitgewerkte verzekeringsaspecten hebben betrekking op de kosten die eventueel moeten worden gemaakt in geval van falen van het monitoringssysteem. De te verzekeren kosten kunnen bestaan uit bijvoorbeeld:

- kosten voor het terugbrengen van de verontreinigingssituatie naar een omvang waarbij de limietgrens niet meer is overschreden en niet binnen korte termijn kan worden overschreden: interventie maatregelen;
- schadeloosstelling van derden;
- afkoop van de ontstane schade. Deze aanpak kan doelmatig zijn indien interventie maatregelen niet kosteneffectief zijn. Hierbij dient te allen tijde voorop te staan dat directe blootstellingsroutes volledig worden opgeheven.

9.3 Verzekerbearheid

In principe is een FEB-aanpak verzekerbear, mits de noodzakelijke premie reëel is (betaalbaar). Deze zal door de verzekeraar worden gebaseerd op de te verwachten risico's. Voor de verzekeraar is het wel van belang te weten hoe het monitoringssysteem voorkomt dat verontreinigingen ongemerkt doordringen tot op limietgrens:

- welke instrumenten zijn gebruikt;
- welke parameters worden gemeten;
- welke aannamen zijn gedaan bij de berekeningen.

Een belangrijk punt voor de verzekeraar speelt de berekende betrouwbaarheid van het monitoringssysteem en de risico's. Het is niet ondenkbaar dat de verzekeraar een second opinion zal vragen bij een onafhankelijk ter zake kundig bureau.

Verzekering

Bij het aangaan van een verzekering moet altijd goed worden gekeken naar de kosten (zijnde de te verzekeren schade minus de materiële en immateriële schade) die moeten worden gemaakt bij falen van de monitoring. Deze kosten kunnen in overweging worden genomen bij de beslissing hoe een FEB-project te verzekeren. De verzekeringspremie wordt meestal (en in principe ook bij FEB) bepaald op basis van het percentage van de aanneemsom. Dit percentage wordt vastgesteld op basis van de kans op schade en de schadekosten. Een gedegen risicoanalyse is dan ook een vereiste voor de verzekering. Deze analyse ligt ten grondslag aan het te verzekeren risicobedrag.

Vragen die in de risicoanalyse moeten worden beantwoord zijn:

- welke faalscenario's zijn te verwachten;
- hoe groot is de kans op een faalscenario;
- wat zijn de kosten van de verschillende faalscenario's.

9.4 Aanvullende eisen

(Aanvullende) eisen die de verzekering zal gaan stellen:

- Aanvullende meetpunten die steekproefgewijs worden geplaatst. Dit zullen met name punten zijn buiten het FEB-monitoringsgebied, afhankelijk van de situatie binnen en/of buiten de limietgrens.
- De verzekeringen zullen een 'streng' rapportagesysteem hanteren. Er worden regelmatige rapportages over de voortgang of status van de verspreiding verlangd (b.v. eenmaal per jaar).
- Indien niet tijdig informatie wordt verstrekt, zal de verzekeraar geen dekking voor de schade kunnen bieden.
- Er dienen harde afspraken te worden gemaakt over te nemen acties als een verhoging wordt gemeten die zou kunnen duiden op een (komende) limietgrensoverschrijding. Een beslisschema kan ondersteunend werken bij het helder maken van de afspraken; indien een verhoging wordt aangetroffen is dan eenduidig bekend welke vervolgacties genomen dienen te worden. Dit zouden acties kunnen zijn om betrouwbaarheid van de laatste (afwijkende) meting te verifiëren, aanvullende informatie te verzamelen in al dan niet nieuw geplaatste meetpunten of interventiescenario's treffen.
- Er dient een contract te worden opgesteld tussen de uitvoerende partij en de opdrachtgever. Hierin dient in ieder geval te worden omschreven hoe de kwaliteit van het systeem gegarandeerd wordt en hoe kan worden aangetoond dat eventueel buiten de locatie aangetroffen verontreinigingen niet afkomstig kunnen zijn van de saneringslocatie. Taken en verantwoordelijkheden alsmede organisatorische aspecten zijn hierbij zeker van belang.

Reacties van de markt

Mede door de door BEVER ingezette weg van het stimuleren van kosteneffectief saneren zullen er steeds meer extensieve saneringen plaatsvinden (invulling van 'kosteneffectief verwijderen van mobiele verontreinigingen'). Het is dan ook te verwachten dat het volume bodemsaneringsverzekeringen in het segment, waaronder ook het FEB-concept valt, zal toenemen. In reactie hierop zal de markt wellicht inspelen door het oprichten van een speciaal fonds om 'missers' (schadegevallen) te financieren. Een speciale 'in situ verzekeringspolis' zal zeker zijn intrede doen.

9.5 Conclusies

In het FEB-concept is ten aanzien van monitoring op de volgende wijze rekening gehouden met eventuele eisen ten aanzien van verzekerbareid:

- de verzekeraar wordt inzicht in de risico's (kwantitatief) geboden;
- aanvullende metingen zijn goed in te passen;
- het interventiescenario uit de FEB-aanpak geeft weer welke maatregelen worden getroffen bij overschijding van de signaalwaarden.

EVALUATIE: HET VOLGEN VAN CONTOUREN

10.1 Inleiding

Om te kunnen beoordelen of en zo ja in welke mate een grondwaterverontreiniging zich uitbreidt, is het van belang de ligging van isoconcentratievlakken, bijvoorbeeld de contour met een bepaalde concentratiewaarde (I-contour), in de tijd te kunnen volgen. In deze bijlage zijn twee methodieken beschreven die het volgen van een dergelijke contour beogen:

- A. Het bepalen van een uitbreiding van de contour op basis van meting van de grondwaterfluxen (en bij kritische uitstroomsituaties de bijbehorende stoffluxen). Beoordeling op ongewenste uitbreiding vindt plaats door de flux te vergelijken met een vooraf vast te stellen normflux (inschatting of voorspelling van de kritische emissie).
- B. Het bepalen van de ligging van de contour op basis van concentratiemetingen op verschillende tijdstippen. Een trendanalyse signaleert een significante verschuiving, waarbij onzekerheden zijn vertaald in een 95 % betrouwbaarheidsband rond de contour.

Methodiek B vereist een meetreeks in de tijd over een tijdsperiode waarin significante verspreiding kan worden verwacht, gebaseerd op een verspreidingssnelheid en een normafstand. Hierdoor is per definitie sprake van vertraging in de signalering van een ongewenste verschuiving. De 95 % betrouwbaarheidsbandbreedte wordt groot als in de meetpunten een grote concentratie-range wordt gemeten, waardoor een significante verschuiving pas laat kan worden vastgesteld (bijvoorbeeld bij een scherp verontreinigingsfront).

Methodiek A vereist een vooraf vastgestelde normflux, behept met allerlei onzekerheden (bodemheterogeniteit, onbekend verspreidings- en/of afbraakgedrag van verontreinigingen). Deze methodiek biedt echter de mogelijkheid de normflux aan te scherpen op basis van de tussentijds verkregen monitoringsresultaten. De eerste monitoringsronde (uitgevoerd in een nader onderzoek) levert al een indicatie op over een potentiële uitbreiding van de contour. Methodiek A is daarmee veel directer dan methodiek B. Toch kan methodiek B op langere termijn een wezenlijke bijdrage leveren bij het beoordelen van de ontwikkeling van een pluim.

10.2 Uitwerking van de methodiek

10.2.1 Hoofdpijnen

De hoofdpijnen van de methodiek zijn in figuur 10.1 weergegeven.

In overleg met de overheid wordt de randvoorwaarde met betrekking tot optredende verspreiding vertaald in een normflux (stap A.1). Op basis van de resultaten van een nader onderzoek wordt vastgesteld wat de verdeling van de stofflux is over de contour (de hoeveelheid verontreinigende stoffen die zich over de contour heen verplaatst) (stap A.3). Hierbij wordt tevens de grondwaterflux bepaald (stap A.2). Tevens wordt beoordeeld of de verdeling van al aanwezige meetpunten rond de contour rekening houdt met de verdeling van de stofflux. Het toekomstige monitoringsmeetnet ontstaat door een optimalisatie van het al beschikbare meetnet (stap A.4).

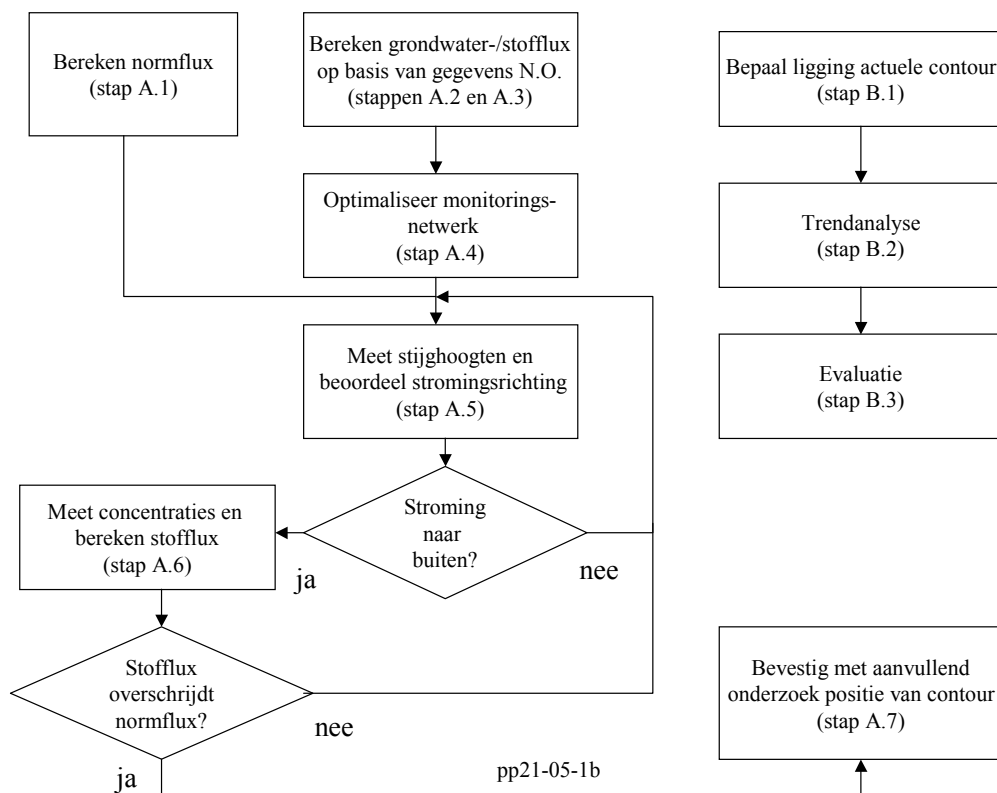


Fig. 10.1. Hoofdlijnen van de systematiek.

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 sprake is van een significante uitbreiding van de contouren.

Enkele van de genoemde stappen worden in de volgende paragrafen toegelicht.

10.2.2 Vaststellen van de normflux (stap A.1)

De volgende berekeningen worden uitgevoerd:

1. Bepaal in overleg met het bevoegd gezag de maximaal toelaatbare concentraties op een bepaalde locatie, buiten de actuele contouren.
De normflux kan worden afgeleid uit de volgende beleidsmatige randvoorwaarden:
2. Bepaal de maximaal toelaatbare verplaatsing van de (I)-contour in m/jaar.
3. Bepaal de maximaal toelaatbare uitbreiding van het verontreinigd grondwatervolume in m³/jaar.

Ad 1.

De normflux wordt afgeleid uit een maximaal toelaatbare verspreidingssnelheid van de (I)-contour, uitgedrukt in m/jaar. Verondersteld wordt dat de emissie plaatsvindt met de concentratie van de betreffende contour (I-waarde). Toetsing op de normflux kan per segment van de (I)-contour worden uitgevoerd, zodat elk segment voldoet aan de maximaal toelaatbare verspreidingssnelheid.

Ad 2.

De normflux wordt afgeleid uit de volumetoename van grondwater boven een bepaald concentratieniveau (I-waarde). De volumetoename kan worden afgeleid uit een horizontale/verticale uitbreiding (en inkrimping) van de (I)-contour. De bijbehorende niet te overschrijden normflux moet voor de gehele (I)-contour worden afgeleid (sommatie over de segmenten van een (I)-contour), waarbij verondersteld wordt dat uitbreiding (inkrimping) plaatsvindt met de concentratie van de betreffende contour (I-waarde).

Indien natuurlijke afbraak een significante rol speelt is een grotere stofflux acceptabel, zodat de normflux een extra component bevat op basis van een gekwantificeerde afbraaksnelheid (uitgedrukt in een halfwaardetijd λ in jaren). De afname van de concentratie in de tijd wordt gegeven door:

$$C_{\text{afbraak}} = C_0 \cdot e^{-\ln 2 \cdot t/\lambda}, \text{ met } dC/dt_{\text{afbraak}} = -\ln 2 \cdot C/\lambda$$

Deze extra component van de normflux is gerelateerd aan de maximaal toelaatbare verplaatsing van de (I)-contour per jaar en wordt:

$$S_{\text{afbraak}} = \ln 2 \cdot C_{\text{I-waarde}} \cdot \text{max. verplaatsing} \cdot \text{Opp}_{\text{grensvlak}}/\lambda$$

Ad 3.

Deze randvoorwaarde vereist vaststelling van de concentratieontwikkeling in de tijd. Bepaling van de stofflux biedt hierbij geen meerwaarde naast concentratiemetingen.

De te hanteren ontwerpafstand (dmpp) voor een meetpuntpaar over een grensvlak(segment) kan voor gestelde beleidsmatige randvoorwaarden worden afgeleid in de vorm van de criteria:

- $dmpp_{\text{max},i} = \max([v_{\text{norm}} \cdot t_{\text{norm}}] \text{ \& \; } [k \cdot dh_i/dl_i \cdot \sin \theta_i \cdot t_{\text{norm}}])$, waarbij een toelaatbare verspreidingsnelheid v_{norm} over een te beschouwen periode t_{norm} met het bevoegd gezag overeen is gekomen; dit stelt een ontwerp eis aan de bruikbaarheid voor een voldoende lange tijdsperiode van meetpuntparen per segment i (van de te beschouwen contour);
- $dmpp_{\text{min},i} = 5 \cdot l/(dC_i/dl_i)$, met l (interventiewaarde) het te toetsen concentratieniveau; dit stelt een eis aan de minimale ontwerpafstand die nodig is voor een representatieve meting langs het concentratiefront (gebaseerd op een representatief te meten concentratiegradiënt, rekening houdend met in de praktijk te verwachten verstoringen).

10.2.3 Procedure voor het vaststellen van de grondwaterflux (stap A.2 en A.5)

Op basis van de stijghoogtemetingen aan weerszijden van het grensvlak kan worden bepaald of instroming dan wel uitstroming over het grensvlak plaatsvindt.

Grondwaterflux

De grondwaterflux over het grensvlak wordt vervolgens bepaald aan de hand van:

$$Q_{\text{grensvlak}} = k \cdot (\sum_{i=1}^n dh_i/dl_i \cdot \sin \theta_i \cdot dOpp_i) \text{ (m}^3/\text{dag)} \quad (1)$$

De onzekerheidsmarge hierin komt tot uitdrukking in de spreiding van dh (stijghoogtemetingen) en van k (pompproef). In figuur 10.2 is schematisch weergegeven hoe de grondwaterflux over een grensvlak op basis van een meetnet wordt bepaald. Het grensvlakdeel, waarop de flux betrekking heeft, wordt toegekend door de middens tussen de meetpunten langs de ene en langs de andere zijde van het grensvlak te bepalen, de dichtstbijzijnde middens aan weerskanten van het grensvlak te verbinden met rechte lijnstukken en deze lijnstukken te snijden met het grensvlak. Aldus worden de fluxen door segmenten tussen elk tweetal snijpunten gekoppeld aan de

aan weerskanten gelegen meetpunten, waarbij de lijn door de meetpunten een hoek met het grensvlak maakt.

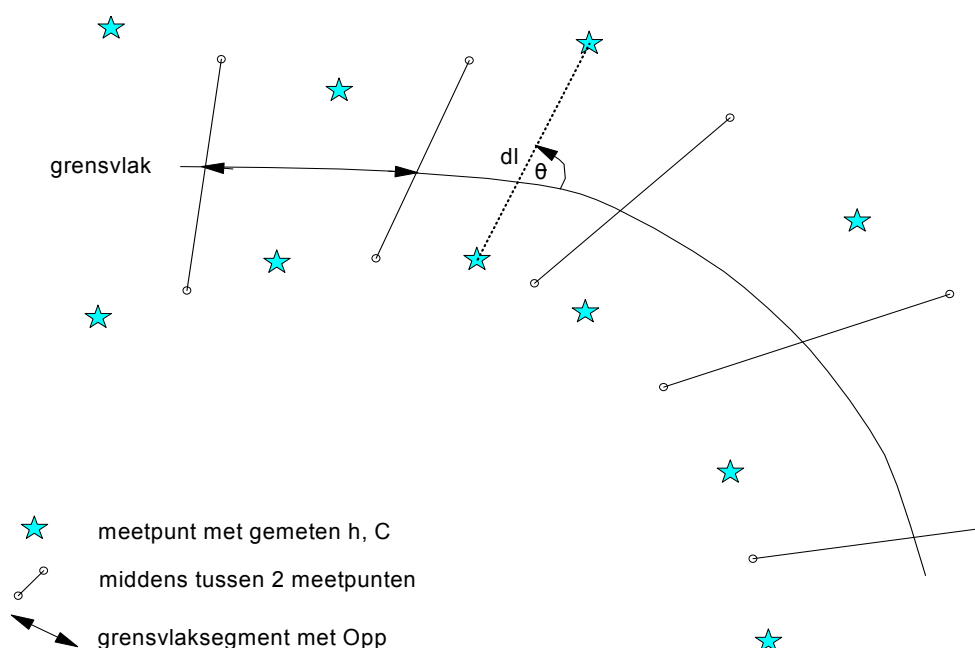


Fig. 10.2. Bepalingswijze van grondwaterflux over het grensvlak op basis van het meetnet.

De spreiding in de flux over een grensvlak wordt bepaald op basis van de verschillende fluxen over de grensvlaksegmenten, rekening houdend met een weging naar segmentoppervlakte. De spreiding in k geldt voor het gehele grensvlak, vanwege het beperkte aantal gegevens.

10.2.4 Procedure voor het vaststellen van de stofflux (stap A.3 en A.6)

Kwantificering van de concentratie(gradient)

Op basis van de concentratiemetingen langs de loodlijnen op het grensvlak worden de concentraties en concentratiegradienten ter plaatse van het grensvlak bepaald, waarbij de betreffende grensvlaksegmenten op analoge wijze aan de meetpunten worden gekoppeld als bij de grondwaterfluxen.

De concentraties en bijbehorende grensvlaksegmenten worden op analoge wijze bepaald als bij de grondwaterflux, waarbij de concentraties C_i op basis van lineaire interpolatie tussen een meetpuntpaar worden berekend:

$$C_{\text{grensvlak}} = (\sum_{i=1}^n C_i \cdot d\text{Opp}_i) / \text{Opp}_{\text{grensvlak}} \quad (n \text{ meetpuntparen}) \quad (\mu\text{g}/\text{m}^3) \quad (2)$$

De concentratiegradienten worden op vergelijkbare wijze berekend:

$$dC/dl_{\text{grensvlak}} = (\sum_{i=1}^n dC_i/dl_i \cdot d\text{Opp}_i) / \text{Opp}_{\text{grensvlak}} \quad (n \text{ meetpuntparen}) \quad (\mu\text{g}/\text{m}^3/\text{m}) \quad (3)$$

De spreiding in de concentraties en concentratiegradienten kan voor een grensvlak op analoge wijze als bij de grondwaterfluxen worden bepaald. De spreiding in de concentratiemetingen kan ofwel worden gebaseerd op onzekerheidsfactoren die bij de metingen een rol spelen (monster-neming, analyse, etc.) ofwel door het uitvoeren van duplo's en/of triplo's.

Kwantificering van de stofflux van de maatgevende verontreiniging

De advectieve stofflux over een grensvlak wordt bepaald door de grondwaterflux en de bijbehorende concentratie (advectieve stofflux). Daarnaast leidt diffusie en dispersie tot een extra stofflux, die wordt bepaald door de grondwaterflux, de concentratiegradiënt en de stofafhankelijke diffusie- en dispersiecoëfficiënt. De totale stofflux ($\mu\text{g}/\text{dag}$), behorend bij elk grensvlak, wordt gegeven door:

$$S_{\text{grensvlak}} = Q_{\text{grensvlak}} \cdot C_{\text{grensvlak}} + (\alpha_{L,\text{dispersie}} \cdot V_{\text{poriewater}} + D_{\text{diffusie,eff.}}) \cdot dC/dl_{\text{grensvlak}} \cdot \text{Opp}_{\text{grensvlak}} \quad (\mu\text{g}/\text{dag}) \quad (4)$$

De spreiding in de stofflux kan worden bepaald op basis van de spreiding in de grondwaterflux, de concentraties en de concentratiegradiënten.

10.2.5 Belang van de dispersieve stofflux in de normflux

De beschreven methodiek voor de bepaling van de stofflux betekent een relatief belangrijke bijdrage van dispersie in de stofflux. Uit modelberekeningen voor verschillende pluimen kan worden afgeleid wat het belang van de dispersieve bijdrage in de stofflux is. Voor een fictief geval zijn (uitgaande van verschillende poriewatersnelheden en dispersiecoëfficiënten in de stromingsrichting (longitudinaal) en loodrecht daarop (transversaal)) stoffluxen berekend over een (l)-contour, uitgaande van een continue bron. De resultaten zijn opgenomen in tabel 10.1.

Tabel 10.1. Berekende advectieve en dispersieve stoffluxen voor verschillende pluimen.

V_{porie} (m/d)	$\text{Disp}_{\text{long}}$ (m)	$\text{Disp}_{\text{trans}}$ (m)	L/B_{pluim}	$S_{\text{advectie.in}}$ (kg/d)	$S_{\text{advectie.uit}}$ (kg/d)	$S_{\text{dispersie.uit}}$ (kg/d)	$S_{\text{disp.}}/S_{\text{adv.uit}}$ (-)	$L/B_{\text{dispersie}}$ (na 12 jaar)
4	5	0,5	2,9	1,6E-08	1,1E-08	5,3E-08	3,3	3,1
4	5	0,1	4,9	9,4E-09	6,7E-09	2,8E-08	3,0	5,1
4	1,5	0,1	3,1	1,0E-08	7,8E-09	2,0E-08	2,0	1,5
4	1,5	0,01	5,6	6,3E-09	4,7E-09	1,2E-08	1,9	2,8
0,4	5	0,5	2,3	1,0E-09	9,0E-10	8,0E-09	7,8	1,2
40	5	0,5	3,1	1,6E-07	9,9E-08	3,9E-07	2,5	2,9

De dispersieve bijdrage blijkt in de berekende gevallen groter (2,5 x) dan de advectieve bijdrage. De advectieve bijdrage varieert met de poriewatersnelheid en de pluimbreedte. De pluimvorm (L/B_{pluim}) wordt in sterke mate bepaald door de transversale dispersie, maar laat de onderlinge verhouding in dispersieve en advectieve bijdrage ongewijzigd. De dispersieve bijdrage wordt belangrijker bij lagere snelheden (en ongewijzigde dispersiecoëfficiënten).

De invloed van een grotere dan wel kleinere dispersiecoëfficiënt wordt deels gecompenseerd door kleinere dan wel grotere concentratiegradiënten, waardoor de relatieve bijdrage van dispersie in de stofflux minder sterk wordt beïnvloed. In het geval van kleine dispersiecoëfficiënten (afwezigheid van transversale dispersie) blijkt de dispersieve bijdrage nog altijd circa 2 keer zo groot dan de advectieve bijdrage.

De verlenging en verbreding van de pluim ten gevolge van dispersie is als verhoudingsgetal in de laatste kolom van tabel 10.1 gegeven. Deze verhouding ligt voor de verschillende gevallen (dispersiecoëfficiënten) in de range 1,2 - 5,1 en geeft daarmee aan hoe de dispersieve verspreiding is verdeeld over de longitudinale en transversale richting.

Samenvattend volgt voor de stofflux:

- de dispersieve stofflux speelt over de gehele (I)-contour een rol van betekenis en wordt belangrijker bij lagere poriewatersnelheden;
- het pluimfront aan de stroomafwaartse zijde wordt zowel door de advectione als de dispersieve stofflux bepaald;
- de dispersieve stofflux over de flanken van de pluim (grensvlak parallel aan de stromingsrichting) veroorzaakt de verbreding van de pluim en is daar minder sterk dan aan het pluimfront;
- bij het pluimfront aan de stroomopwaartse zijde, het deel van de (I)-contour waarover instroming heerst, wordt de dispersieve (naar buiten gerichte) stofflux gecompenseerd door de advectione (inwaartse) stofflux resulterend in een stabiliserend pluimfront.

10.2.6 *Optimalisatie van het meetnet voor de bepaling van fluxen (stap A.4)*

De stofflux moet worden vastgesteld met een monitoringsnetwerk. Voor een binnen redelijke kosten zo betrouwbaar mogelijke bepaling van grondwaterfluxen en stoffluxen is het van belang het meetnet van puntenparen optimaal langs het grensvlak van de (I)-contour te verdelen. Monitoringsresultaten van het bestaande meetnet geven een indicatie van de ligging van deze (I)-contour. Een optimale verdeling van meetpuntparen kan worden bepaald door alle relevante parameters in een wegingsproces mee te nemen.

Uitgaande van een gewenste betrouwbaarheid, waarmee fluxen moeten worden bepaald, dient getoetst te worden of de ontwerpconfiguratie geïnstalleerd kan worden op basis van de indicatie van de ligging van de (I)-contour. Indien de indicatie teveel onzekerheden bevat, kunnen de meetpunten gefaseerd worden geplaatst.

Hierbij kan bijvoorbeeld eerst een aantal geplande meetpunten aan de binnenzijde van de (I)-contour worden geplaatst om te verifiëren of daar concentraties worden aangetroffen die horen bij het pluimfront (niet te hoog, maar wel de contourwaarde overschrijdend). Bij te lage concentratie kan dit meetpunt alsnog dienen als meetpunt aan de buitenzijde van de (I)-contour. Bij te hoge concentratie is op een nieuwe locatie dicht bij het pluimfront een (extra) meetpunt nodig. Bij de exacte plaatsing van meetpuntparen kan ernaar worden gestreefd zoveel mogelijk bestaande meetpunten onderdeel te laten uitmaken van het nieuw te installeren meetnet.

Methodiek voor optimalisatie van het meetnet

De methodiek gaat uit van een verticaal grensvlak van een (I)-contour met een begin- en een eindpunt ('openknippen' van een gesloten contour). Om tot een optimale verdeling van meetpuntparen langs dit grensvlak te komen wordt door middel van een wegingsproces, gebaseerd op (een range van) waarden van relevante parameters, de gewenste meetnetdichtheid van meetpuntparen langs het grensvlak bepaald. De aldus bepaalde beleggingsdichtheid langs het grensvlak van de (I)-contour levert het optimale meetnet op.

Voor de bepaling van de optredende/verwachte advectione en dispersieve stofflux over het grensvlak van de (I)-contour wordt het onderstaande betrokken in het wegingsproces:

- a. de verdeling van de advectione stofflux over de (I)-contour (de hoek die het grensvlak van de (I)-contour met de stroming maakt);
- b. de verdeling van de dispersieve stofflux over de (I)-contour (geringere dispersie langs de pluimflanken) en het gewicht van de dispersieve ten opzichte van de advectione stofflux;
- c. variatie in de doorlatendheid in de stromingsrichting (geologie);
- d. de ruimtelijke variatie in de verontreinigingsbron(nen)/kern(en), die invloed hebben (gehad) op de vorm van het pluimfront en dus op de ligging van de (I)-contour; vanwege de samenhang met de te verwachten concentratiegradiënten zijn ter plaatse van hogere concentraties aan de

binnenzijde van de (I)-contour meer meetpuntparen nodig. De verdeling wordt gegeven door de volgende gewichtsfactoren:

Ad a: $\sin(\text{hoek})$

Loodrecht op de stroming valt de advectieve bijdrage weg.

Ad b: $2,5 \cdot \text{SQRT}(\text{MAX}(1 \& 5/V_{\text{porie}})) \cdot (0,8 \cdot \sin(\text{hoek}) + 0,2)$

Bij lage poriewatersnelheden wordt de dispersieve bijdrage belangrijker. Langs het pluimfront is de dispersieve stofflux bij benadering 5 keer zo groot als langs de pluimflanken.

Ad c: $1 - \log(1 + 9 \cdot (K_{\text{max}} - K_{\text{segment}})/(K_{\text{max}} - K_{\text{min}}))$

Langs de (I)-contour wordt aan bodemdelen met een hogere doorlatendheid (voorkeursroutes voor verspreiding) een hogere gewichtsfactor toegekend op basis van een logaritmische verdeling.

Ad d: $\log(1 + 9 \cdot (C_{\text{segment}} - C_{\text{min}})/(C_{\text{max}} - C_{\text{min}}))$

Langs de (I)-contour wordt aan hoge concentraties (en concentratiegradiënten), die hoge dispersieve fluxen veroorzaken, een hogere gewichtsfactor toegekend op basis van een logaritmische verdeling.

Vergelijking van de te bepalen stoffluxen met de normflux geeft het relatieve belang aan van een nauwkeurige vaststelling van de betreffende stoffluxen. Andere voor het meetnet belangrijke factoren zijn:

- e. de invloed van natuurlijke afbraak (moeilijk te bepalen, eerste benadering is 'worst case');
- f. de bruikbaarheid van meetpunten uit het bestaande meetnet.

Tabel 6.11 van appendix 6 is een spreadsheet, waarmee voor het geval Joh. Enschedé een meetnetwerk kan worden geoptimaliseerd. Hiermee kan langs het grensvlak van een contour een indeling in segmenten worden gemaakt. Voor parameters kunnen een range, een gemiddelde waarde en daarnaast waarden per segment worden opgegeven. Op basis hiervan wordt per segment een gewichtsfactor berekend, die maatgevend is voor de beleggingsdichtheid van meetpuntparen.

De optimale onderlinge afstand binnen een meetpuntpaar is eveneens van belang voor een goed meetnetontwerp. Hiervoor wordt een gemiddelde afstand berekend en desgewenst per segment een specifiekere afstand op basis van vuistregel:

- g. de afstand is evenredig met de concentratiegradiënt;
- h. de afstand voor een meetpuntpaar in de stromingsrichting is evenredig met de verspreidings-snelheid;
- i. de invloed van middeling van concentraties over filterhoogten vlakkt de concentratiegradiënten af; dit biedt mogelijkheden voor grotere afstanden bij langere filters.

10.2.7 *Bepaling van de ligging van de (I)-contour (stap B.1)*

De methodiek is gericht op het vaststellen van de ligging van de contour met een bepaalde concentratiewaarde (bijvoorbeeld de interventiewaarde) en de verschuiving daarvan in de tijd. De *contour van de interventiewaarde (I-contour)* wordt gedefinieerd als het vlak dat de punten verbindt met concentraties verontreinigende stoffen ter grootte van de interventiewaarde. Hierbij

wordt uitgegaan van een horizontale laagindeling waarbinnen de I-contour als een verticaal vlak mag worden beschouwd. In het geval van de aanwezigheid van mengsels van stoffen wordt voor iedere stof de ligging van het punt bepaald waar de concentratie in het grondwater in het betreffende pakket overeenkomt met de interventiewaarde. Voor het vaststellen van het vlak (de contour) wordt vervolgens het meest naar buiten (gezien vanuit het zwaartepunt van de verontreiniging) liggende punt genomen.

In de praktijk zal na iedere monitoringsronde de actuele ligging van de contour worden vastgesteld door (lineaire) interpolatie tussen de meetpunten.

De methodiek gaat uit van een geschikt meetnet, bestaande uit meetpunten aan weerszijden van de te controleren (I-)contour, en een bandbreedte rond de (I-)contour met een bepaalde betrouwbaarheid (bijvoorbeeld 95 %).

Op basis van de concentratiemetingen worden concentraties met behulp van (lineaire) interpolatie in een rooster van punten bepaald. De roosterpunten ter plaatse van het grensvlak (de contour) geven een verdeling van de concentraties en op basis hiervan wordt de isoconcentratielijn met de interventiewaarde bepaald. Een 95 % betrouwbaarheidsband rond deze lijn wordt verkregen door de isoconcentratielijnen te tekenen bij de 95 % boven- en ondergrens van de interventiewaarde. De interventiewaarden alsmede de boven- en ondergrenswaarden, zoals gehanteerd bij een praktijkgeval (Vetgasfabriek te Amersfoort, SBNS-locatie), zijn in tabel 10.2 weergegeven. De twee laatstgenoemde waarden zijn op basis van 'expert-guess' bepaald, waarbij onzekerheden in bemonstering en analyse zijn geschat.

Tabel 10.2. Boven- en ondergrenswaarden voor enkele gidsstoffen bij de Vetgasfabriek te Amersfoort (concentraties tussen haken betreffen de grenzen bij drievoudige bemonstering in de uitgangssituatie).

Gidsstof interventiewaarde	Interventiewaarde (µg/l)	95 %-bovengrens (µg/l)	95 %-ondergrens (µg/l)
Benzeen	30	54 (44)	17 (22)
Tolueen	1.000	1.800 (1.464)	556 (742)
Xyleen	70	126 (102)	39 (52)
Naftaleen	70	126 (102)	39 (52)

In elke meetronde wordt opnieuw de ligging van de I-contour op de bovengenoemde wijze vastgesteld, zodat weer een contour met daaromheen een 95 %-betrouwbaarheidsband ontstaat. Er is sprake van een significante verschuiving (uitbreiding) van de I-contour indien de (buiten/binnen)grens van de betrouwbaarheidsband van de laatst gemeten situatie (deels) buiten de bandbreedte rond de contour van de uitgangssituatie ligt.

De bandbreedte kan worden verkleind door bij het vaststellen van de uitgangssituatie deze op meerdere monsters in plaats van één monster uit iedere peilbuis te baseren; de bandbreedte bij de vereiste betrouwbaarheid (95 %) wordt op basis van drie monsters bijvoorbeeld een factor $1/\sqrt{3}$ (is 58 % van de oorspronkelijke breedte) kleiner.

10.2.8 Trendanalyse voor de bepaling van de uitbreiding van de (I)-contour (stap B.2)

Aan de toetsing op een significante verschuiving van de I-contour ten opzichte van de uitgangssituatie kan een trendanalyse worden gekoppeld. De opeenvolgende meetronden worden dan in samenhang (dus niet apart) ten opzichte van de uitgangssituatie getoetst en beoordeeld. Het voordeel van koppeling met een trendanalyse is dat de resulterende toetsing een groter onderscheidend vermogen bezit, waardoor een scherpere beoordeling kan plaatsvinden met de ge-

wenste 95 % betrouwbaarheid. In de trendanalyse kan rekening worden gehouden met spreiding in concentraties als gevolg van onzekerheden.

De meest eenvoudige methode is een analyse op basis van lineaire regressie. De grafiek van de concentratieontwikkeling in de tijd bevat dan een regressielijn met een 95 % betrouwbaarheidsband waarbinnen deze lijn kan fluctueren. Op basis van een dergelijke grafiek kan worden beoordeeld of de lijn een stijgende dan wel dalende trend bezit. Voor een relatief eenvoudige uitwerking van de 95 % betrouwbaarheid van de toets wordt uitgegaan van normaal verdeelde concentraties.

Ten behoeve van de trendanalyse wordt de afstand van de actuele I-contour tot de I-contour in de uitgangssituatie uitgezet (in de verticaal) tegen de tijd die is verstreken sinds de nulmeting is uitgevoerd (in de horizontaal). Tevens wordt steeds de afstand van de boven- en ondergrenscontour ten opzichte van de I-contour in de uitgangssituatie uitgezet. Met behulp van lineaire regressie worden de regressielijnen van de verwachtingswaarde getrokken alsmede de regressielijnen van de boven- en ondergrenzen. Er is sprake van een significante trend indien iedere denkbare rechte lijn tussen de boven- en ondergrensregressielijn een stijgende trend heeft. Figuur 10.3 geeft een voorbeeld.

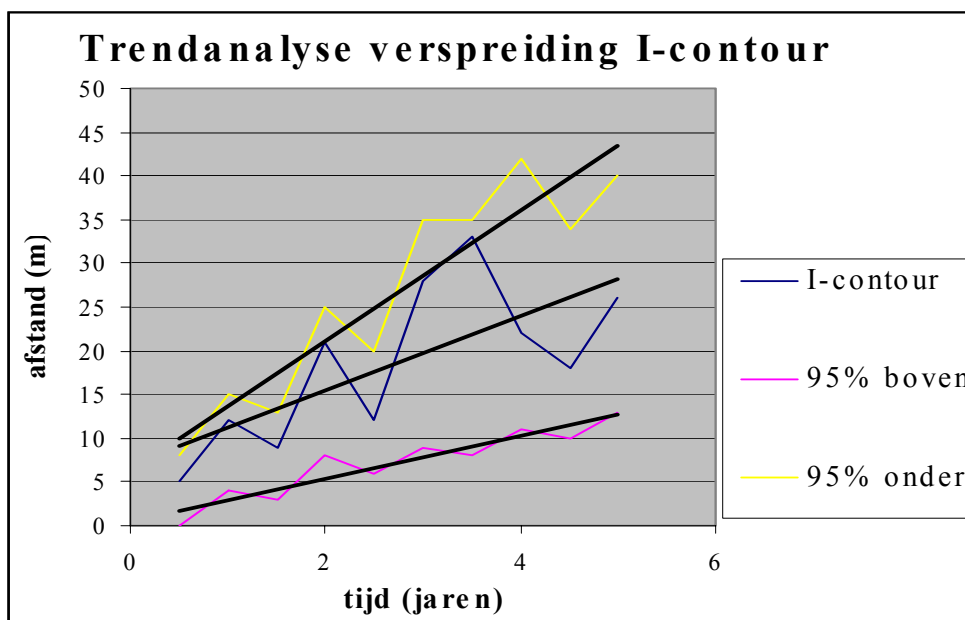


Fig. 10.3. Trendanalyse voor de verspreiding van de I-contour.

De hypothese, dat geen significante verschuiving van de I-contour optreedt, dient te worden getoetst. Bij verwerping van deze hypothese is met 95 % betrouwbaarheid 'hard' aangetoond dat er wel sprake is van een significante verschuiving.

Een sterk afwijkende meetronde valt bij de trendanalyse direct op, waarmee een snelle signalering is gewaarborgd.

10.2.9 Evaluatie (stap B.3)

Na iedere monitoringsronde wordt de actuele ligging van de (I)-contour vastgesteld door (lineaire) interpolatie. De 95 % betrouwbaarheidsband wordt bepaald door (lineaire) interpolatie van de boven- en ondergrens. Op dezelfde wijze wordt de positie vastgesteld van de lijn die concen-

traties met de waarde van de 95 %-bovengrens verbindt (de 'actuele bovengrenscontour'). De wijze van vaststellen van de ligging van de (I)-contour is in de procedure in stap B.1 uitgewerkt.

Tevens wordt na iedere monitoringsronde een trendanalyse uitgevoerd, uitgewerkt in stap B.2. Er is sprake van een significante uitbreiding van de (I)-contour indien:

- de 'actuele bovengrenscontour' zich over een deel van de contour buiten de betrouwbaarheidsband rond de (I)-contour in de uitgangssituatie bevindt;
- uit de trendanalyse een stijgende trend blijkt.

Na vaststelling van een significante uitbreiding van de (I)-contour kan worden besloten tot de gewenste vervolgactie.

10.3 Toepassing van de stappen A.1 en A.2 op een praktijkgeval

De methodiek is toegepast op de bodemverontreiniging van de Vetgasfabriek te Amersfoort (SBNS-locatie). De uitkomsten van door derden uitgevoerde stoffluxberekeningen geven aan dat de advectioneel stofflux aanzienlijk kleiner is dan de dispersieve stofflux. Hierbij is voor de dispersiecoëfficiënt, na overleg met GeoDelft, een beperkte lengte ingevoerd van 1/10 van de gemiddelde afstand tussen de meetpaarpeilbuizen. Voor meetparen die niet in de stromingsrichting liggen zal dispersie naar verwachting een belangrijke bijdrage in de verspreiding leveren.

De dispersieve bijdrage in de stofflux is groot doordat de gemeten concentratiewaarden ver boven (en beneden) de interventiewaarde liggen en daarmee weinig representatief zijn voor de concentratiegradiënt ter plaatse van de I-contour (de peilbuizen van een meetpaar liggen te ver van de I-contour). Voor de advectioneel stofflux wordt de interventiewaarde rechtstreeks gebruikt, zodat stoffluxen die niet vergelijkbaar zijn resulteren. Het is in dit geval discutabel of de interventiewaarde rechtstreeks kan worden gebruikt, want een gemiddelde concentratiewaarde per meetpuntpaar leidt wellicht tot een objectievere benadering van de advectioneel stofflux. De onzekerheid in de ligging van de I-contour komt in feite in sterke mate tot uitdrukking in een grote dispersieve stofflux.

De onzekerheid kan worden teruggebracht door uitgebreider te meten. Het is echter lastig dichterbij de ligging van de I-contour die niet bekend is te meten om aldus een representatievere concentratiegradiënt te bepalen.

In paragraaf 11.5 van bijlage 11 is beschreven hoe de methodiek is toegepast op het geval Joh. Enschedé.

TOEPASSING OP CASE A: HET GEVAL JOH. ENSCHEDÉ

11.1 Vaststellen van het doel van monitoring

Achtergronden

De voormalige drukkerij Joh. Enschedé (in de binnenstad van Haarlem) heeft een bodemverontreiniging met gechloreerde koolwaterstoffen veroorzaakt. De verontreiniging van de bovengrond en het freatische watervoerende pakket van het (urgente) geval wordt in verband met herinrichting van het terrein afzonderlijk van die van het diepe grondwater aangepakt.

In de figuren 11.1, 11.2 en 11.3 zijn respectievelijk de bronnen en de verontreiniging in de beide watervoerende pakketten weergegeven.

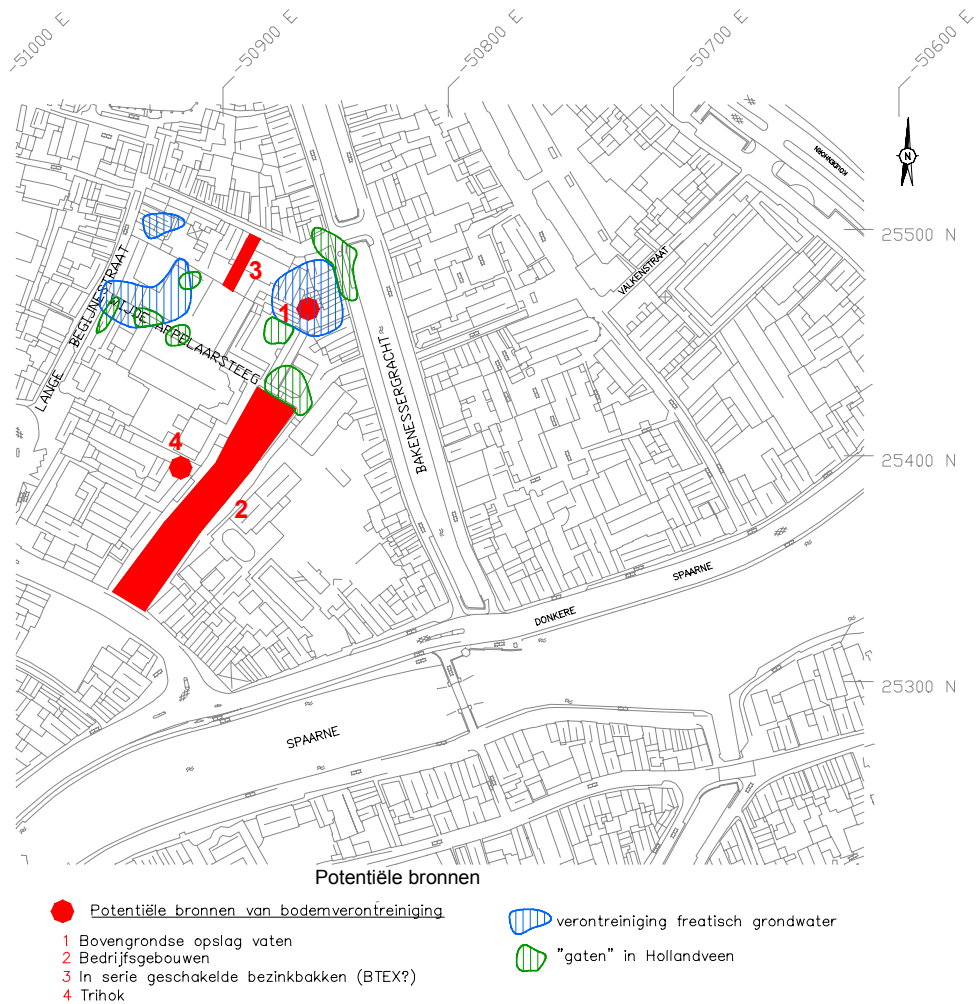


Fig. 11.1. Potentiële bronnen.

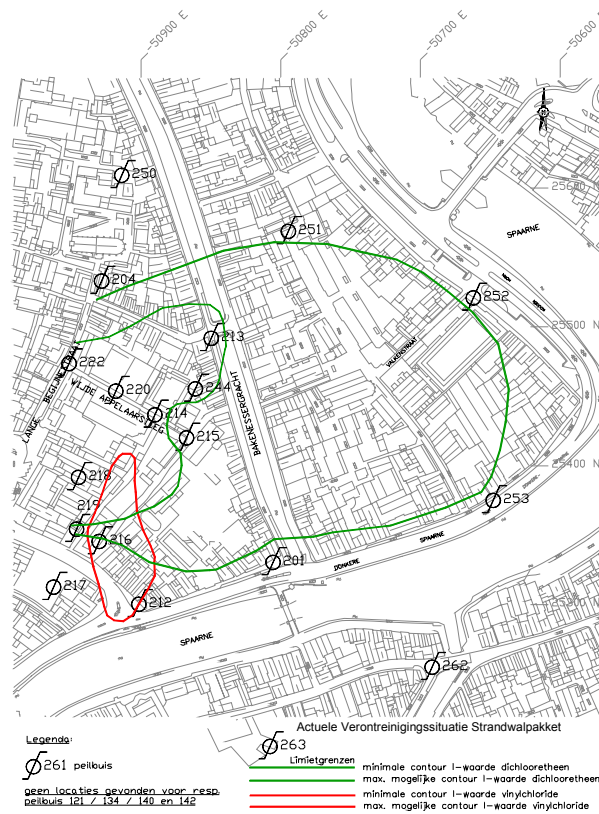


Fig. 11.2. Actuele verontreinigingssituatie in de tussenzandlaag.

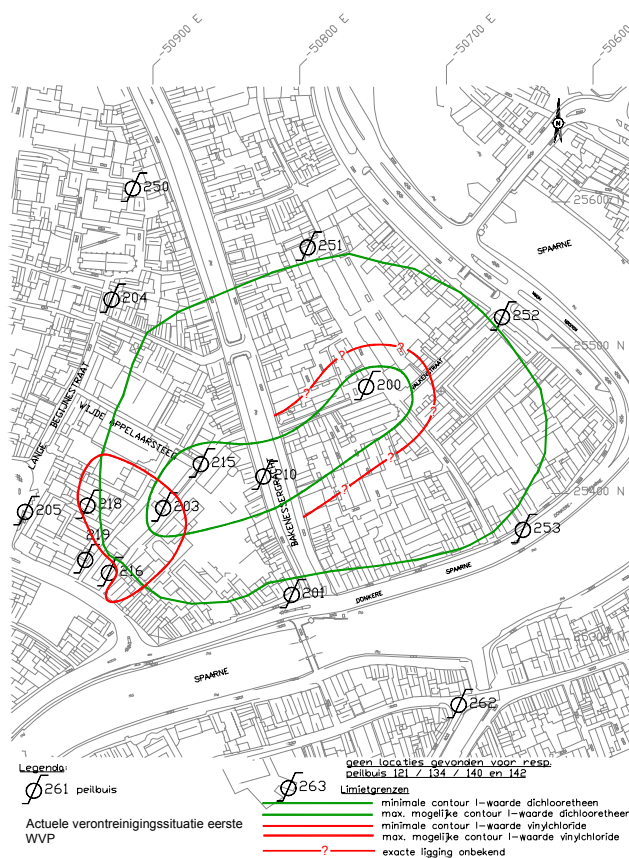


Fig. 11.3. Actuele verontreinigingssituatie in het eerste watervoerende pakket.

In 1994 is in een saneringsonderzoek een grondwatersaneringsvariant (30 jaar 'pump and treat') als meest zinvol beschouwd. In 1998 is door GeoDelft geadviseerd een FEB-aanpak te volgen, omdat het denkbaar wordt geacht dat 'natural attenuation' (NA) een veel belangrijkere rol speelt in het verspreidingsproces dan tot nog toe is aangenomen en kostbare maatregelen onnodig zijn. Om de eventuele rol van afbraak te kunnen beoordelen zijn met stoftransportberekeningen de contouren van de toekomstige verontreinigingen in een relatief gunstig geval en in een 'worst case' berekend. Een beslissing over de definitieve aanpak wordt met vijf jaar uitgesteld: de 'ruimte' die hiermee beschikbaar komt wordt gebruikt om metingen uit te voeren waarmee de rol van afbraak voldoende effectief in de praktijk kan worden vastgesteld. In deze vijf jaar is verspreiding binnen zekere randvoorwaarden toelaatbaar. Een voorstel voor de aanpak is in figuur 11.4 weergegeven.

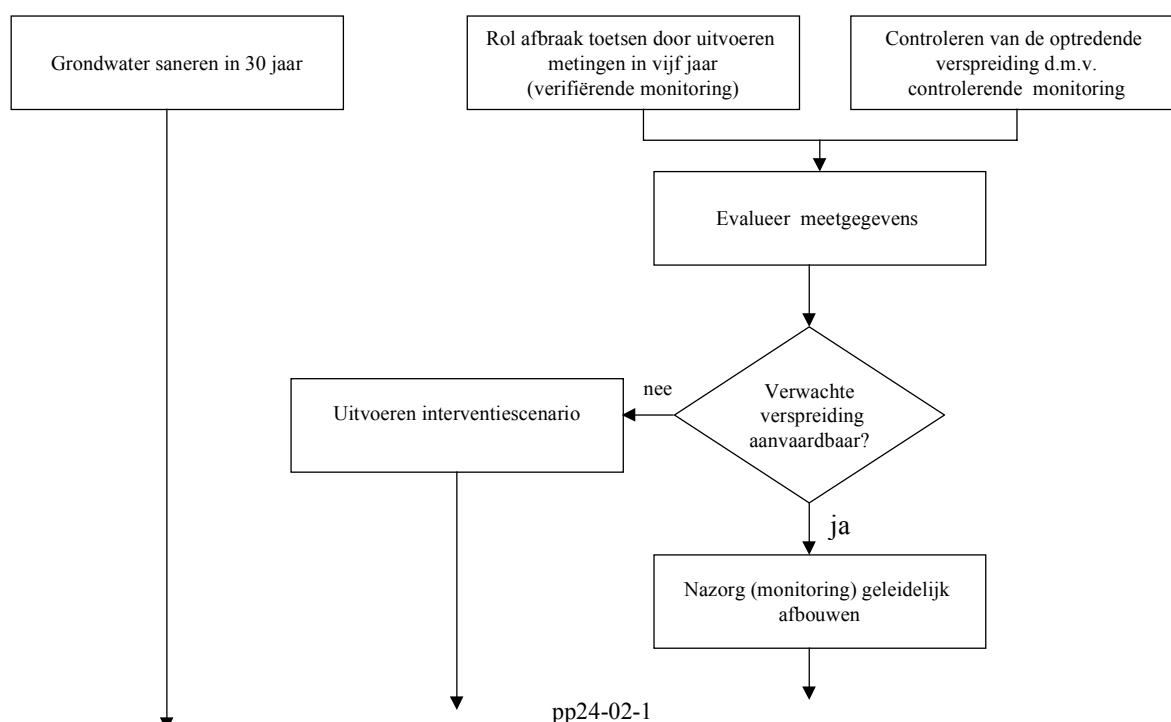


Fig. 11.4. FEB-aanpak in het geval Joh. Enschedé.

Beleidsmatige randvoorwaarden

In overleg met het bevoegd gezag zijn de volgende afspraken gemaakt:

- Binnen vijf jaar zal de aanpak van het diepe grondwater wordt heroverwogen op basis van de dan beschikbare gegevens over de rol van 'natural attenuation'.
- Een geohydrologisch beheerssysteem, dat in het saneringsplan op hoofdlijnen is ontworpen, dient als een interventiescenario.
- De mate waarin de omvang van het geval toeneemt door verspreiding is aan maxima gebonden en in de vorm van een limietgrens vastgelegd:
 - de tussenzandlaag: maximale verplaatsing contour I-waarde is 3 m/jaar;
 - eerste watervoerende pakket: maximale verplaatsing contour I-waarde is 8 m/jaar.

Controlerende monitoring moet als doel hebben zodanig tijdig het signaal te geven dat aan bovenstaande randvoorwaarden kan worden voldaan. Dit betekent dat als de optredende verspreiding het gestelde maximum dreigt te zullen overschrijden, het interventiescenario zodanig snel moet kunnen worden uitgevoerd dat onaanvaardbare gevolgen kunnen worden afgewend.

Het monitoringssysteem, dat wenselijk is om aan *deze* eisen te voldoen, is in paragraaf 11.5 ontwikkeld.

Positie van en norm op limietgrens

Om de resultaten van de case ook maximaal te kunnen vertalen naar andere situaties is aan de formeel vastgestelde limietgrenzen nog een tweetal limietgrenzen toegevoegd. Dit zijn (zie fig. 11.5):

- het oppervlaktewater: de contactzone tussen het oppervlaktewater (hier de Bakenessergracht) vormt veelal een recht verticaal vlak dat onder een hoek staat met de verspreidingsrichting;
- enkele (niet-bestaande) onttrekkingsputten in de beide watervoerende pakketten.

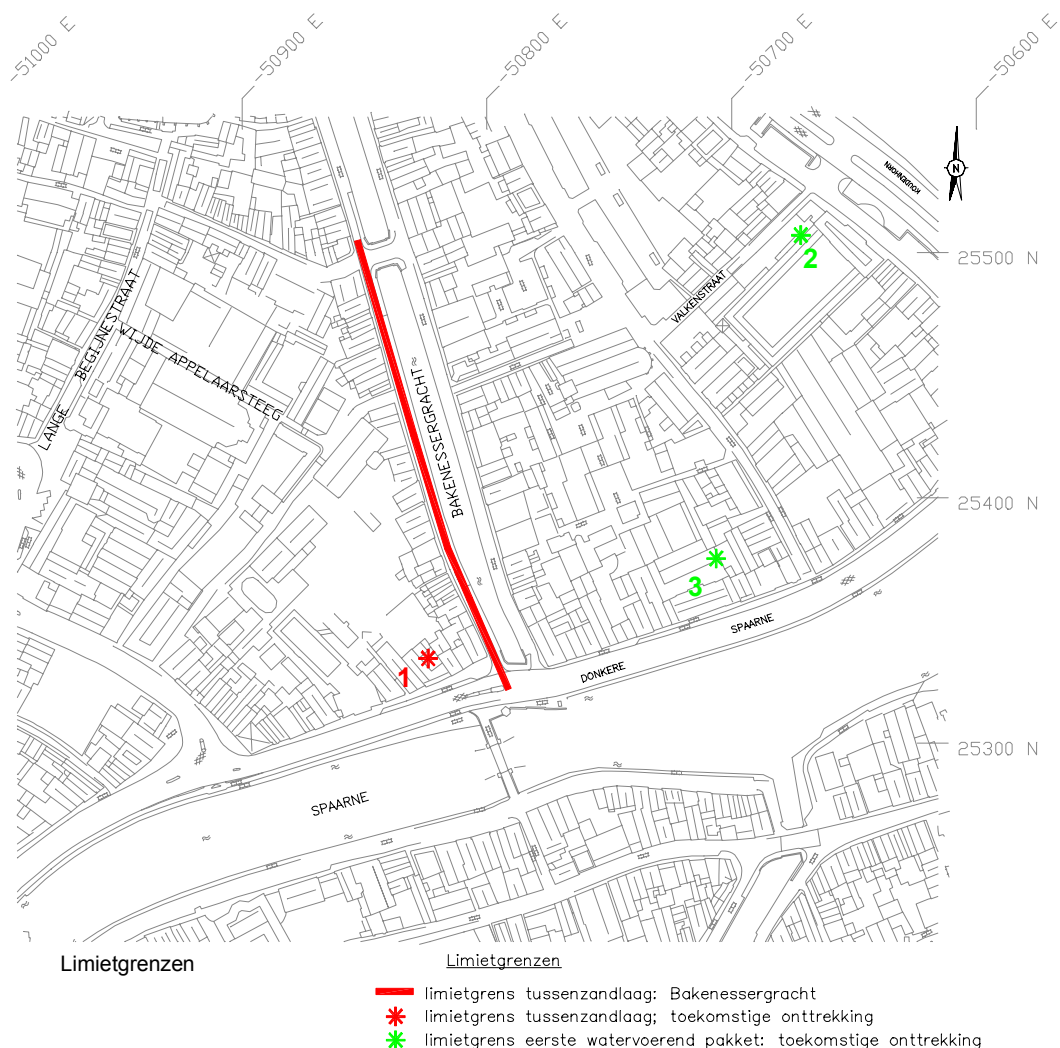


Fig. 11.5. Limietgrenzen.

In dit onderzoek is het oppervlaktewater als te beschermen gevoelig object beschouwd. In de paragrafen 11.2 tot en met 11.4 is het monitoringssysteem beschreven dat dit oppervlaktewater moet beschermen. Alle relevante informatie is samengevat in tabel 11.1.

Tabel 11.1. Samenvatting van stappen voor het ontwikkelen van het monitoringssysteem voor case A: het geval Joh. Enschedé.

Nr.	Activiteit	Toepassing van het monitoringssysteem voor het geval Joh. Enschedé
	Beleidsmatige randvoorwaarden	Saneringsaanpak binnen vijf jaar heroverwogen. Geohydrologisch beheerssysteem is interventie maatregel. Verontreiniging van Bakenessergracht voorkomen.
	Positie van en norm op limietgrens	Zie figuur 11.5 voor positie van limietgrenzen. Randvoorwaarden in dit voorbeeld: geen concentraties in grondwater op grens met Bakenessergracht > I-waarde.
	Detectielimiet en achtergrondgehalte	Detectielimiet voor gidsparameters bedraagt 0,5 µg/l voor dichlooretheen en voor vinylchloride. Het GC-sigitaal van vinylchloride is tamelijk uniek zodat de kans op verhoogde detectielimieten door storende componenten minimaal is. Bij di en tri is deze kans groter. Achtergrondgehalten: zowel dichlooretheen en vinylchloride onder de detectielimiet.
A.1	Voorlopige keuze van monitoringsinstrumenten en gidsparameter	Monsternamen uit peilbuizen (milieufilters) die worden weggedrukt met een ballastwagen; materiaal van milieufilters is HDPE. Gebruik van teflon bemonsteringsslang en kogelklep of perspomp. Bemonsteringsfrequentie 1 keer per jaar. Uitvoeren van voorpompproef.
	Interventiescenario	Geohydrologisch beheerssysteem is interventie maatregel. Vergunningen reeds aanvragen en budget reserveren.
C.1	Inventarisatie van systematische fouten in meten en evalueren	Zie tabel 11.2 in paragraaf 11.2.3. Voor effecten zie paragraaf 11.4. Effecten worden gecompenseerd door netwerk met hogere betrouwbaarheid.
A.2	Inventarisatie van incidentele fouten in meten en evalueren (verliezen verrekken via tijdsfactor)	Zie tabel 11.3 in paragraaf 11.2.4. De 'ruimte' die nodig is om effecten van basisgebeurtenissen met incidentele gevolgen te compenseren wordt geschat op 1 jaar.
A.4	Interventietijd	Om het grondwatersaneringssysteem operationeel te hebben is 0,5 jaar noodzakelijk voor bestek, contractvorming en uitvoering.
A	Ruwe schatting van verspreidingssnelheid	Uit modelstudies is geconcludeerd dat deze voor de meest mobiele componenten in de tussenzandlaag < 15 m/jaar bedraagt.
A.5	Breedte van interventiezone	De breedte van de totale interventiezone bedraagt 22,5 m (1,5 jaar met 15 m/jaar). Het monitoringssysteem moet dus in staat zijn om pluimen te detecteren voordat ze de limietgrens op een afstand van 22,5 m benaderen!
B	Aanname van de bron	In historisch onderzoek zijn een aantal potentiële bronnen geïdentificeerd (zie fig. 11.1). Met bodemonderzoek is een feitelijke verontreiniging vastgesteld op de volgende plaatsen die een bron kunnen vormen voor verontreiniging van de diepere watervoerende pakketten (zie fig. 11.2): - enkele vlekken verontreinigd freatisch grondwater; - restanten van een zinklaag net boven het hollandveen welke de top van het geohydrologisch model vormt.
B	Basisparameters van verspreiding	Deze zijn ten behoeve van de modellering vastgesteld. Modelrandvoorwaarden: bovenzijde en onderzijde, stijghoogten aan randen, voeding door neerslag. Stromingsrichting: op basis van in één ronde gemeten stijghoogten. Doorlatendheid, retardatie, afbraak (uniforme halfwaardetijden op basis van literatuuronderzoek).
B.1	Opstellen van hypothese van verspreiding	Met VERA (stoftransportmodel) zijn diverse berekeningen uitgevoerd, alle behorende bij een unieke set invoerparameters (scenario's).
B	Actuele situatie	Deze is in figuur 11.2 en 11.3 weergegeven in de vorm van enkele contourlijnen. Zoals uit de figuren blijkt is de ligging van de contour van de I-waarde niet met zekerheid vast te stellen.
B.2	Toets hypothese met actuele situatie	De verwachte pluimen zijn vergeleken met de in 1994/1995 gemeten situatie. Er is geconcludeerd dat de actuele situatie moeilijk is te vergelijken met de verwachte situatie. Het model is aangepast, waarna de prognoses zijn bijgesteld. Een herhaalde evaluatie (na uitvoering van het voorgestelde extra bodemonderzoek) is nog niet mogelijk.
C	Basisaannamen van monitoringssysteem	Deze zijn in het programma DG>Plume ingevoerd (enkelen als stochast). Voor parameterwaarden zie tabel 11.4 in paragraaf 11.4.2.
C	Bereken trefkans en omvang van schade	Dit is in de paragrafen 5.3 en 5.4 van het rapport gerapporteerd.
C	Bereken kosten van schade	Met behulp van spreadsheet (zie par. 5.4 van het rapport).

Nr.	Activiteit	Toepassing van het monitoringssysteem voor het geval Joh. Enschedé
C	Bereken kosten van monitoring	Met behulp van spreadsheet (zie par. 5.4 van het rapport).
C	Optimaliseer	Dit is in de paragrafen 5.3 en 5.4 van het rapport uitgevoerd.
	Gidsparameter	Vinylchloride in verband met zijn hoge mobiliteit.
E	Monitoringsfrequentie	Zie kopie uit [AFCEE, 1997].
E	Signaalwaarde	Kiezen uit 2D, T of I.
E	Filterdiepte	
E	Filterlengte	
E	Materiaal van stijgbuis	HDPE.
E	Plaatsen van peilbuis	[AFCEE, 1997]: Verstoring van de formatie voorkomen, dit kan kunstmatige zones veroorzaken met een lage doorlatendheid. Goede well-development om: - goed hydraulisch contact tussen peilbuis en grondwatersysteem rondom te bewerkstelligen; - turbiditeit in monsters te minimaliseren; - representatieve monsters te verkrijgen. Plaatsbepaling achteraf controleren! Optimale diepte aan de hand van sondering vaststellen en in veld controleren!
E	Materiaal van bemonsteringsslang	Teflon in verband met negatief effect van adsorptie.
E	Type van grondwater-monsterpomp	Op basis van NOBIS-onderzoek lijkt te kunnen worden geconcludeerd dat verschillen gering zijn [CUR/NOBIS, 1997].
E	Voorpompprocedure	Om kunstmatige variabiliteit in monitoringsresultaten te beperken zal een zo hoog mogelijke consistentie in purge en sample volume worden aangehouden [Cosler, 1997].
E	Bemonsteren	Lage pompsnelheid om vervluchtiging te voorkomen (EPA stelt voor 0,1 l/min).
E	Monster (voor-)behandeling	Conform de norm.
E	Monsteropslag	Duplo's, blank monster.
E	Analyse	Steeds door hetzelfde laboratorium laten analyseren (voorkom verschillen tussen de laboratoria).
E	Kwaliteitscontrole	Nader in procedure vastleggen.
E	Actie na overschrijden van signaalwaarde	Herbemonstering. Eventueel aanvullend bodemonderzoek naar omvang actuele verontreinigings-situatie. Verder afhankelijk van type limietgrens.
E	Communicatie met opdrachtgever	Contractueel tussen uitvoerder en opdrachtgever vast te leggen (met boete-clausule bij in gebreke blijven): - uitvoerder van monitoringsprogramma conform plan; - maatregelen bij overschrijden van signaalwaarde; moment van inlichten opdrachtgever; - wijze van kwaliteitscontrole (audits van opdrachtgever); - formaat aanleveren informatie.
E	Externe invloeden	Provincie wordt gevraagd om informatie over grondwateronttrekkers binnen invloedsgebied te verstrekken en zonodig te actualiseren. Uitvoerder van monitoring heeft hierin ook een actieve rol (zich op de hoogte stellen).

11.2 Stap A: Voorlopige keuze van monitoringsinstrumenten

11.2.1 Voorlopige keuze van de inzet van monitoringsinstrumenten (stap A.1)

In tabel 11.1 is samengevat welke keuzes op voorhand zijn gemaakt met betrekking tot het meet-instrumentarium.

Materialen

Er is vooralsnog gekozen voor traditionele peilbuizen. In het hierna weergegeven toelichtingskader is de keuze van HDPE en teflon voor de bemonsteringsslang gemotiveerd. De keuze is gevallen op een teflon bemonsteringsslang, omdat het negatieve effect van adsorptie van vinyl-

chloride aan bemonsteringsslangen niet door een bemonstering met hoog debiet kan worden tegengegaan (bij hoog debiet vervluchtigt te veel vinylchloride!)

Materiaal van de stijgbuis

Het is algemeen bekend dat gechloreerde koolwaterstoffen door kunststof heen permeëren. Een stijgbuis (met een diep filter) dat in verontreinigd freatisch grondwater staat wordt 'opgeladen', waardoor verontreinigende stoffen ten onrechte in het monster terechtkomen. In een monitoringssysteem veroorzaakt dit een 'false negative' (ten onrechte paniek en onnodige kosten voor verificatie).

Uit proeven is gebleken dat alle materialen permeabel zijn. De ongewenste effecten kunnen niet worden voorkomen door lang voerpompen omdat de 'ontlading' even langzaam gaat als de oplading. Een remedie is het bemonsteren met een hoog pompdebiet. De vereiste pompsnelheid kan met de 'Vonk-formule' [Vonk, 1985] worden berekend. De formule berekent het moment van doorslag van verontreinigingen, de tijd waarbinnen zich een evenwicht instelt en de toename van de concentratie in het bemonsterde grondwater:

$$C(dt) = (2 \cdot P \cdot C_0 \cdot dt) / r \cdot d$$

waarin:

- P is de permeabiliteitscoëfficiënt (m²/dag);
- C(dt) is de concentratie van de organische stof in het water na dt dagen stilstand (mg/l);
- C₀ is de concentratie buiten de buis (mg/l);
- r is de inwendige straal van de buis (m);
- D is de wanddikte van de buis (m).

Ter voorbereiding van de meetprocedure zijn enkele berekeningen uitgevoerd voor twee situaties. Algemene uitgangspunten waren een filter op 15 meter diepte, 5 jaar standtijd, bemonsteren 2 keer/jaar en een pompsnelheid van 100 ml/min (laagste snelheid conform huidige norm) na voerpompen conform de norm (drie keer peilbuisinhoud verwijderen). Het diepe filter wordt voor monitoring gebruikt en zal dus nauwelijks verontreinigd zijn.

Situatie 1: alleen hoger gelegen watervoerend pakket verontreinigd

Als het filter door een zes meter dik verontreinigd pakket heensnijdt, terwijl het te bemonsteren pakket schoon is, dan wordt de concentratie vinylchloride in het grondwater met 0,05 µg/l verhoogd voor iedere 5 µg/l in het ondiepe watervoerende pakket. Dit kan worden verholpen door sneller te bemonsteren (echter ongewenst in verband met vervluchtiging) en door langer voor te pompen (de concentratietoename bedraagt bijvoorbeeld 0,0036 µg/l per 5 µg/l na 10 keer peilbuisinhoud verwijderen). Met name bij een sterk verontreinigd ondiep pakket is extra voerpompen aanbevelenswaardig.

Situatie 2: ondiepe pakketten schoon, te bemonsteren pakket verontreinigd

Als het te bemonsteren pakket werkelijk verontreinigd is, is het effect van permeatie verwaarloosbaar.

Algemene conclusies:

In situaties vergelijkbaar met situatie 1 van te voren nagaan hoeveel moet worden voorgepompt om eventuele effecten van permeatie te minimaliseren. Gebeurt dit niet, dan moet met het optreden van 'false negatives' rekening worden gehouden.

Voorpompproeven

Voordat het monitoringsprogramma zal worden uitgevoerd, worden voerpompproeven uitgevoerd waarmee kan worden vastgesteld na welk volume uit de peilbuis onttrokken grondwater een constante kwaliteit wordt verkregen (zie ook toelichtingskader).

Voorpompproef

In figuur 11.6 is weergegeven wat het effect kan zijn van voerpomptijd op de concentraties in een grondwatermonster. De figuur is het resultaat van onderzoek dat GeoDelft heeft uitgevoerd op een locatie met een verontreiniging met gechloreerde koolwaterstoffen in meerdere (diepe) watervoerende pakketten. Bij de monsternamen was de stijgbuis boven het monsternameniveau afgesloten met een packer.

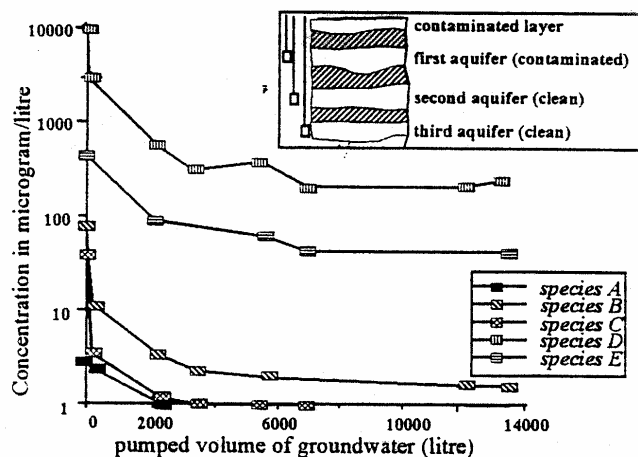


Fig. 11.6. Relatie tussen concentratie in het grondwatermonster en de voerpomptijd.

11.2.2 Interventiescenario

Zie tabel 11.1 in paragraaf 11.1.

Analyse

In paragraaf 5.3.2 van bijlage 5 is ingegaan op de standaardafwijking van analyseapparatuur en het mogelijke verlies aan verontreinigende stoffen bij de voorbehandeling, uitgedrukt in de recovery. De gepresenteerde gegevens hebben betrekking op de analyse van vinylchloride.

11.2.3 Systematische en incidentele 'fouten' (stap A.2)

Uit bijlage 5 is gebleken dat een onderscheid wordt gemaakt tussen basisgebeurtenissen die leiden tot systematische fouten en basisgebeurtenissen die leiden tot incidentele fouten. De systematische fouten worden herleid tot een 'verliesfactor' die bijdraagt aan de faalkans van het monitoringssysteem. Indien niet aan de gestelde eis wordt voldaan, kan het netwerk hiervoor worden gecompenseerd. In tabel 11.2 worden de gedane aannamen samengevat.

Tabel 11.2. Aannamen van de verliesfactor in de case Joh. Enschedé.

Nr.	Basisgebeurtenis	Beïnvloedbare omstandigheid	Gevolg
B.3	Adsorptie aan stijgbuis of bemonsteringsslang	Ontwerp; kwaliteit van uitvoering	< 10 % verlies
B.5	Vervluchting bij monsternamen	Ontwerp van meetprogramma; kwaliteit van uitvoering	10 % verlies
B.6	Chemisch/biologische omzetting bij monsternamen	Ontwerp van meetprogramma; kwaliteit van uitvoering	< 10 % verlies
B.9	Meetpunten op verkeerde plaats geïnstalleerd	Controle op de uitvoering (dus inmeten)	Niet aanvaardbaar

In paragraaf 11.4 wordt ingegaan op de gevolgen van deze faalkansen en op de wijze waarop met bovenstaande faalkansen is omgegaan.

11.2.4 *Verliezen in 'tijd' (stap A.3)*

De in tabel 11.3 genoemde gebeurtenissen leiden tot incidentele fouten. De kansen en gevolgen zijn door ons geschat. Het is niet bekend hoe groot de kans is dat enkele van deze gebeurtenissen zich tegelijkertijd voordoen. Er wordt voorgesteld om de interventiezone zodanig te vergroten dat extra ruimte ter grootte van 1 jaar wordt gecreëerd om tekortkomingen, die leiden tot incidentele tijdfouten, te kunnen compenseren.

Tabel 11.3. Aannamen van 'verliezen' in de tijdsfactor.

Nr.	Basisgebeurtenis	Beïnvloedbare omstandigheid	Kans	Gevolg
A.1	Detectielimiet tijdelijk te hoog	Ontwerpfase	25 %	0,5 jaar
A.3	Verkeerde keuze van gidsparemeter	Ontwerpfase	5 %	2 jaar
B.1	Monsters worden verwisseld	Kwaliteit van uitvoering	2 %	0,5 jaar
B.8	Gebeurtenissen bij de analyse	Weinig aan te doen (Sterlab)	25 %	1,5 jaar
B.10	Overschrijding van signaalwaarde wordt niet opgemerkt	Kwaliteit van evaluatie	10 %	0,5 jaar
B.11	Trage communicatie tussen uitvoerenden en besluitvormers	Kwaliteit van evaluatie	50 %	0,5 jaar
B.12	Peilbuis wordt ongemerkt overgeslagen	Kwaliteit van uitvoering en evaluatie	10 %	0,5 jaar

11.2.5 *Stappen A.4 t/m A.5*

Zie tabel 11.1 in paragraaf 11.1.

11.3 **Stap B: Opstellen van de hypothese van het verspreidingsproces**

11.3.1 *Aanname van de bron*

De positie van de (vermoedelijke) bronnen van bodemverontreiniging zijn in figuur 11.1 (zie par. 11.1) weergegeven. Deze zijn in een historisch onderzoek vastgesteld.

11.3.2 *Vaststellen van basisparameters van verspreiding*

In het verleden hebben incidenten plaatsgevonden met trichlooretheen. In de bodem worden dan ook deze stof alsmede de afbraakproducten ervan (cis 1,2-dichlooretheen, vinylchloride, ethaan en etheen) verwacht. Op basis van mobiliteit én toxiciteit wordt vinylchloride als meest bedreigende stof beschouwd en tevens als gidsparemeter aangenomen.

In het verleden is een stoftransportmodel opgesteld waarin de meest relevante bodem- en geo-hydrologische parameters zijn verwerkt.

11.3.3 *Opstellen van de hypothese van verspreiding (stap B.1)*

Met het model zijn voorspellingen gedaan omtrent de ontwikkeling van contouren van tri en afbraakproducten. Deze hypothesen zijn hier niet weergegeven.

11.3.4 *Actuele situatie*

De actuele situatie (anno 1995) is weergegeven in de figuren 11.2 (tussenzandlaag) en 11.3 (eerste watervoerend pakket) (zie voor figuren par. 11.1) voor de stoffen cis-dichlooretheen en vinylchloride.

11.3.5 *Toetsen van hypotheses aan de actuele situatie (stap B.2)*

In het stoftransportmodel is geen rekening gehouden met bodemheterogeniteiten van het middelste schaalniveau (voor verklaring zie par. 6.3 van bijlage 6). Verwacht wordt dat de ruimtelijke variabiliteit binnen de watervoerende pakketten waarin verspreiding zal plaatsvinden aanleiding kan geven tot preferente stroming.

Als bij het ontwerp van een meetnetwerk hiermee geen rekening wordt gehouden, is het denkbaar dat het netwerk een grotere faalkans heeft dan verwacht op basis van berekeningen waarmee alleen met dispersie rekening is gehouden.

Om deze reden is het concept van ondergrondmodellen (zie par. 6.4 van bijlage 6) toegepast. In appendix 5 wordt achtereenvolgens ingegaan op de ontstaansgeschiedenis van de bodem in dit gebied en de verschillende modellen, die theoretisch de op deze locatie aanwezige bodem kunnen beschrijven (ondergrondmodellen). Tevens zijn weergegeven de resultaten van de verspreidingsberekeningen die met het stoftransportmodel voor ieder ondergrondmodel zijn uitgevoerd.

Uit de berekeningen is geconcludeerd dat heterogeniteit op het middelste schaalniveau geen aanmerkelijke afwijking van het verspreidingspatroon veroorzaakt ten opzichte van het verspreidingspatroon dat gebaseerd is op het bodemmodel, waarin op dit middelste niveau geen differentiatie was aangebracht.

De reeds beschikbare verspreidingshypothesen, aangevuld met de resultaten van bovengenoemde berekeningen, hebben ons het gevoel gegeven dat voldoende inzicht aanwezig is voor het ontwerp van een monitoringsmeetnet.

11.4 **Stap C: Ontwikkeling van het monitoringsmeetnet**

11.4.1 *Inleiding*

In deze paragraaf is ingegaan op de wijze waarop het monitoringssysteem is ontwikkeld. Vooralsnog is uitgegaan van de limietgrens: Bakenessergracht (verticaal vlak in de tussenzandlaag).

11.4.2 *Basisaannamen van het monitoringsnetwerk*

De case is gebruikt om de werking van het programma DG>Plume te toetsen en een indruk te krijgen van de gevoeligheid van verschillende parameters met betrekking tot faalkansen. Een overzicht van de invoer is in tabel 11.4 weergegeven.

De bron is als een vaste positie ingevoerd, de sterkte als een stochast. De dispersie is tevens als een stochast ingevoerd. De richting, waarin verspreiding plaatsvindt, is als onzeker beschouwd door deze uniform te laten variëren binnen een hoek van 90 graden.

In dit voorbeeld is (vooralsnog alleen) de Bakenessergracht als 'te beschermen object' beschouwd. De limietgrens is een verticaal vlak dat tot zekere diepte in de tussenzandlaag insnijdt.

Er zijn berekeningen uitgevoerd voor drie verschillende normen op de limietgrens: twee keer de detectielimiet, de tussenwaarde en de interventiewaarde voor vinylchloride.

Tabel 11.4. Invoerparameters voor het model DG>Plume in de case Joh. Enschedé.

Naam in DG>Plume	Omschrijving	waarde1 ²⁾	verdeling ³⁾	waarde2 ⁴⁾	min/max ⁵⁾	Eenheid
INSTAN	Bron pulse (0) of continue (1)	1				-
NSOUS	Bron constant (0) of variabel in de tijd (> 0)	0				-
IWID	Model oneindig in Y-richting (0 = ja, 1 = nee)	0				-
IDEP	Model oneindig in Z-richting (0 = ja, 1 = nee)	1				-
DEPTH	Diepte van aquifer	10				m
WIDTH	Breedte van aquifer	-				m
RL1 ¹⁾	Begin van bron in X-richting	10				m
RL2 ¹⁾	Einde van bron in X-richting	20				m
RB1 ¹⁾	Begin van bron in Y-richting	95				m
RB2 ¹⁾	Einde van bron in Y-richting	105				m
RH1 ¹⁾	Begin van bron in Z-richting	0				m
RH2 ¹⁾	Einde van bron in Z-richting	10				m
Q	Bronsterke (massa voor puls, immissie continue)		Uniform		$10^{-6} - 10^{-4}$	kg/d
TDISP	Immissieduur	30				jaar
POR	Porositeit	0,35				m ³ /m ³
HCOND	Doorlatendheid	9	Normaal	4	2 - 15	m/d
HGRAD	Hydraulische gradiënt	0,001				m/m
AELONG	Longitudinale dispersielengte	5	Normaal	4	0,1 - 100	m
ATRAV	Transversale dispersielengte	1	Normaal	0,3	0,01 - 10	m
AVERTI	Verticale dispersielengte	0				m
AMTAU	Moleculaire diffusiecoëfficiënt	0				m ² /d
AKE	Uitwisselingscoëfficiënt voor warmte	-				m/d
RAMADA	Afbraakconstante	$4,9 \cdot 10^{-4}$	Normaal	$2 \cdot 10^{-4}$	$10^{-4} - 10^{-3}$	1/d
AKD	Adsorptiecoëfficiënt	0				m ³ /kg
RHOB	Bulkdichtheid van grond	1650				kg/m ³
RHOW	Dichtheid van water	1000				kg/m ³

¹⁾ omdat het niet handig is de hoekpunten van de verontreiniging stochastisch te maken, kan de gebruiker in DG>Plume het centrum (XR,YR,ZR) en/of de lengte/breedte/hoogte (RBT, RLT, RHT) van de verontreiniging laten variëren.

²⁾ de kolom 'waarde1' bevat de constante waarde en voor een normale verdeling de gemiddelde waarde

³⁾ de kolom 'verdeling' bevat een beschrijving van het type kansverdeling volgens welke de parameters zijn getrokken

⁴⁾ de kolom 'waarde2' bevat de standaardafwijking voor een normale verdeling

⁵⁾ de kolom 'min/max' bevat de minimale en maximale waarde voor een uniforme verdeling en opgelegde onder- en bovengrens voor een normale verdeling

Monitoringslijnen (zie fig. 11.7)

Er zijn drie verschillende monitoringslijnen in beschouwing genomen: vlakbij de bron (M1), vlakbij de Bakenessergracht (M3) en midden tussen beide in (M2). Een voordeel van een monitoringslijn dichtbij de bron is een snelle detectie en dus veel tijd om tegenmaatregelen te nemen. Een nadeel is echter dat de kans groot is dat ook verspreiding wordt gedetecteerd die uiteindelijk niet zal leiden tot overschrijding van de limietgrens (het model genereert ook pluimen die als gevolg van optredende natuurlijke afvlakking nooit of slechts in lage concentraties de limietgrens bereiken). Met een monitoringslijn vlakbij de limietgrens is de kans beperkt dat gedetecteerde pluimen toch nog uitdoven voordat deze de limietgrens bereiken. De tijd die nog resteert voor maatregelen is echter gering.



Fig. 11.7. Monitoringslijnen.

Signaalwaarden

Er zijn ontwerpberoeeningen uitgevoerd voor signaalwaarden S (in de monitoringspunten) van respectievelijk twee keer de detectielimiet, de tussenwaarde en de interventiewaarde. In de berekeningen is steeds de signaalwaarde aan de norm op de limietgrens gekoppeld (gelijke waarde).

Ontwerpberoeeningen

Met het model DG>Plume is berekend welke pluimen ontstaan en is beoordeeld welke fractie van de totale hoeveelheid gegenereerde pluimen (200) in de in tabel 11.5 weergegeven categorieën valt. Uiteraard moet zoveel mogelijk worden voorkomen dat pluimen in categorie D ontstaan (pluimen die wel de limietgrens bereiken maar niet tijdig worden gedetecteerd). Het ontstaan van pluimen in categorie C zijn evenmin wenselijk daar deze door overschrijding van de signaalwaarde ten onrechte paniek veroorzaken.

Tabel 11.5. Categorieën pluimen in relatie tot detectie en overschrijden van de limietgrens

Categorie	Pluim wordt wel gedetecteerd terwijl de norm op de limietgrens:		Pluim wordt niet gedetecteerd	
	Niet zal worden overschreden	Wel zal worden overschreden	Niet zal worden overschreden	Wel zal worden overschreden
A			**	
B		**		
C Vals alarm	**			
D Falend netwerk				**

Berekeningsresultaten (faalkans van het netwerk)

In figuur 11.8 zijn de berekeningsresultaten weergegeven. Voor ieder van de bovengenoemde negen situaties (combinaties van M, S en netwerkdichtheid D) is vastgesteld wat de kans is dat pluimen ontstaan die wel de limietgrens bereiken maar niet (tijdig) worden gedetecteerd.

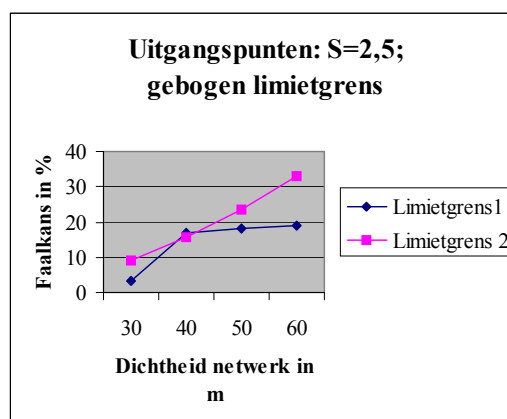
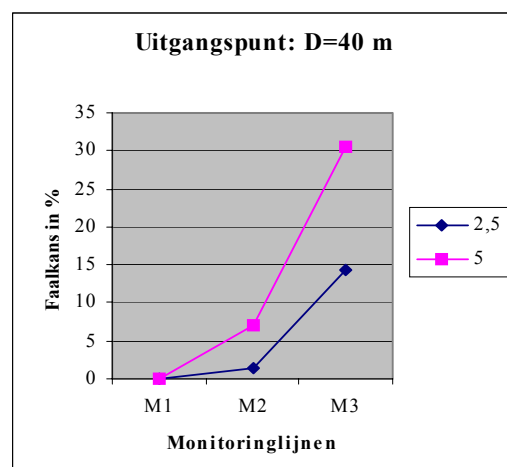
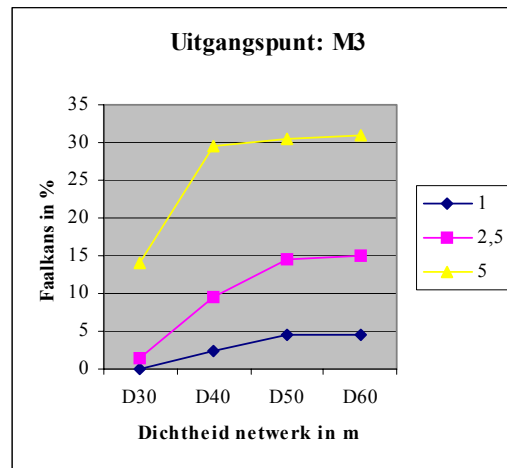


Fig. 11.8. Resultaten van de berekening van de trefkans van het monitoringsnetwerk.

Dit is gedaan voor vier verschillende netwerkdichtheden (onderlinge afstand tussen de netwerkpunten van 30, 40, 50 en 60 meter). Er is van uitgegaan dat de monitoringspunten over een breedte van 200 meter over de monitoringslijn worden verspreid (deze breedte is vastgesteld aan de hand van de stoftransportberekeningen; zie appendix 5). Het centrale punt bevindt zich in het hart van de meest voor de hand liggende stroombaan.

Met het model DG>Plume zijn 200 pluimen gegenereerd door uit de invoerfiles steeds andere trekkingen te nemen en vervolgens steeds een nieuw verspreidingspatroon te berekenen dat uniek is voor die combinatie van invoergegevens. In de eerste grafiek van figuur 11.8 is voor verschillende posities van de monitoringslijn weergegeven hoeveel van de 200 mogelijk optredende pluimen niet tijdig worden opgemerkt, terwijl deze wel de limietgrens bereiken (een falend monitoringssysteem). De onderlinge afstand tussen de meetpunten op de monitoringslijn bedraagt 40 meter. De faalkans is weergegeven voor signaalwaarden (de concentratie in het meetpunt waarbij actie moet worden ondernomen) van respectievelijk 2,5 en 5 µg/l. Uit figuur 11.8 blijkt dat bij hogere signaalwaarden de faalkans toeneemt en dat de faalkans voor een meetnet dichtbij de bron (M1) kleiner is dan de faalkans bij een meetnet dichtbij het bedreigde object. Uit de uitgevoerde berekeningen worden de volgende conclusies getrokken:

- Bij een toenemende signaalwaarde (voor vinylchloride van 1 µg/l naar 5 µg/l) neemt de faalkans toe (bij verder vergelijkbare netwerken). Deze toename is vrijwel onafhankelijk van de meetnetdichtheid.
- De kans op vals alarm is (bij lage meetnetdichtheden) bij een monitoringslijn nabij de bron aanmerkelijk groter dan bij een monitoringslijn nabij de limietgrens (bij vergelijkbare netwerken). Bij hoge netwerkdichtheden (onderlinge afstand 30 en 40 meter) is de kans op vals alarm vrijwel onafhankelijk van de positie van de monitoringslijn.
- De faalkansen zijn groter met een monitoringslijn nabij de limietgrens dan met een monitoringslijn nabij de bron (bij vergelijkbare netwerken).
- Alleen met een monitoringslijn nabij de limietgrens neemt de trefkans af met kleinere netwerkdichtheid. Bij M1 en M2 is de trefkans niet significant verschillend bij afnemende netwerkdichtheid. De verschillen in faalkansen tussen M1 en M2 zijn gering.

Gevoeligheid van de berekeningsresultaten

Om te kunnen beoordelen in welke mate de uitkomst van de berekeningen (trefkans) gevoelig is voor de invoer van het model is een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd. In figuur 11.9a worden de resultaten getoond van de berekeningen met een factor 100 lagere bronsterkte. Er wordt geconcludeerd dat bij een signaalwaarde ter hoogte van de tussenwaarde de faalkans toeneemt (van 2,5A naar 2,5B) als een lagere bronsterkte wordt aangenomen. Voor een signaalwaarde ter hoogte van de interventiewaarde is deze toename echter gering (van 5A naar 5B). Een mogelijke verklaring hiervoor is dat de faalkans weliswaar toeneemt bij een lagere bronsterkte (de pluim is meer gecomprimeerd) maar een deel van de pluimen, die bij een hogere bronsterkte de limietgrens bereiken zonder dat ze tijdig worden gedetecteerd, nu bij een lagere bronsterkte de limietgrens niet meer bereiken omdat ze vroegtijdig uitdoven.

In figuur 11.9b is een 200 m brede monitoringslijn M3 genomen, waarover de punten op de x-as zijn verdeeld (centrale punt in centrale stroombaan). De stromingsrichting is nu ingevoerd als een uniforme verdeling met een totale hoek tussen de uitersten van 90 graden. Vervolgens zijn steeds meer punten aan de periferie verwijderd tot alleen het centrale punt overblijft. Uit figuur 11.9b blijkt dat vooral bij lage signaalwaarden de faalkans van het netwerk toeneemt, indien de hoeveelheid punten op de monitoringslijn wordt beperkt. Op basis van de berekeningsresultaten wordt het model als valide beschouwd.

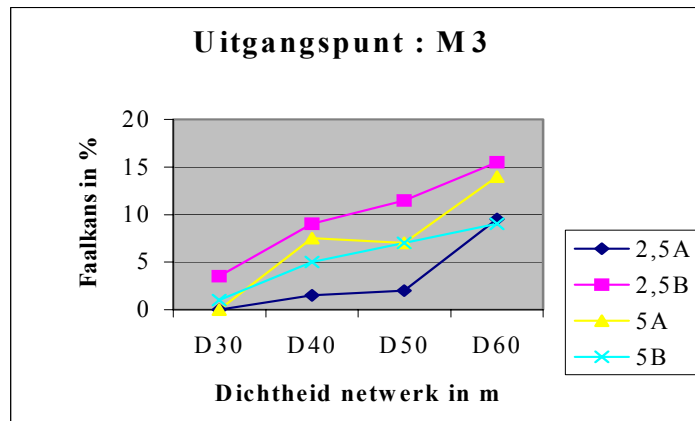


Fig. 11.9a. Resultaten van de gevoeligheidsanalyse (100 keer lagere bronsterkte).

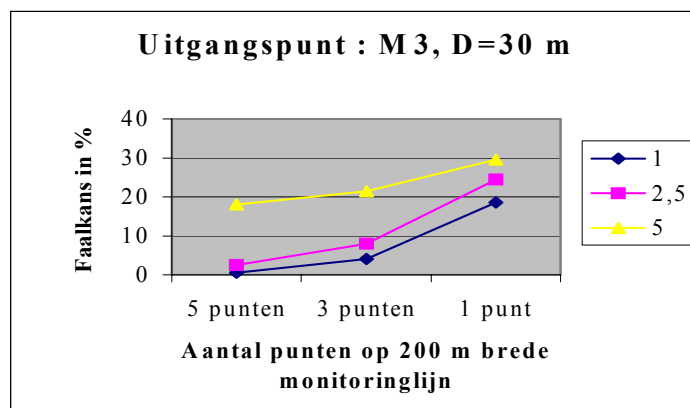


Fig. 11.9b. Resultaten van de gevoeligheidsanalyse (200 m brede monitoringslijn; effect van verwijderen van punten vanaf de buitenzijde).

Berekeningsresultaten (faalkans van het netwerk én meten en evalueren)

In figuur 5.3 van bijlage 5 zijn de resultaten van de berekeningen getoond, waarbij de hoogte van de signaalwaarde met stapjes van 10 % is verhoogd. In bijlage 5 is betoogd dat met een verhoging van de signaalwaarde het effect van basisgebeurtenissen in meten/evalueren met systematische gevolgen (een verlies aan verontreinigende stoffen) kan worden beoordeeld. Een verlies van 20 % met een kans 1 kan als een aanvaardbare aanname worden gezien. Uit bijlage 5 is tevens gebleken dat het van groot belang is dat wordt voorkomen dat peilbuizen op de verkeerde plaats worden geïnstalleerd. In de uitvoering zal hierop worden toegezien door een opleveringscontrole achteraf. Daarnaast zal in de ontwerpfase moeten worden getoetst of de voorgenomen meetpuntlocatie ook praktisch realiseerbaar is. Samenvattend wordt geconcludeerd dat de bijdrage aan de totale faalkans als gevolg van een systematisch verlies van 20 % vergelijkbaar is met een faalkans van het netwerk (feitelijk de trefkans) die afneemt van 20/200 naar 28/200 plui-men (van 10 % naar 14 %).

Uit de in april 1999 gehouden workshop met vertegenwoordigers van het bevoegd gezag is gebleken dat een betrouwbaarheid van 65 % (stedelijk gebied, zoet grondwater) voor het monitoringssysteem vereist is. Dit zou betekenen dat het netwerk een trefkans moet hebben van 69 % (4 % extra ter compensatie van de faalkans bij meten/evalueren). Uit figuur 11.8 (middelste figuur) blijkt dat bij een monitoringslijn M3 (meetpunten nabij de limietgrens) en een signaalwaarde ter hoogte van de tussenwaarde een onderlinge afstand van meetpunten van 50 meter

voldoet. Een verdichting van meetpunten kan echter zinvol zijn als de extra kosten opwegen tegen de reductie van de schade die moet worden vergoed bij falen. Hierop wordt in paragraaf 11.4.3 ingegaan.

11.4.3 Case A met een onzekere positie en sterkte van de bron

In tabel 11.6 zijn de uitgangspunten van de kostenberekening voor case A weergegeven.

Tabel 11.6. Uitgangspunten van de kostenberekening voor case A.

Monitoring	Vals alarm	Ongedaan maken van schade
Peilbuizen tot een diepte van 15 m-mv	Ieder keer een extra analyse, gevolgd door een bodemonderzoek à NLG 10.000,--	Alleen het saneren van het oppervlak verontreinigd grondwater achter de limietgrens
Eén keer per jaar bemonsteren en analyseren		Kosten conform spreadsheet met 'basismodel verontreiniging'; 10 meter dik pakket
Variabele hoeveelheid monitoringspunten; onderlinge afstand 30 meter		
Analyse op vinylchloride		
Vervanging van het netwerk binnen 10 jaar		
Ieder jaar rapportage		
Totale duur 10 jaar (zonder kapitalisatie); direct starten met monitoring		

De case is enigszins aangepast om een situatie te bereiken waarin een optimum kan worden gevonden met zo laag mogelijke totale kosten. De Bakenessergracht is weer als limietgrens genomen, terwijl (in tegenstelling tot de eerder uitgevoerde berekeningen) de bron als onzekere parameter is ingevoerd. De bronsterkte is als onzekere parameter aangenomen (uniforme verdeling tussen 10^{-4} en 10^{-6} kg/dag). De positie van de bron (met een oppervlak van 10·10 meter) varieert binnen een gebied met afmetingen van 40 bij 80 meter. De uitgangssituatie is in figuur 11.10 weergegeven.

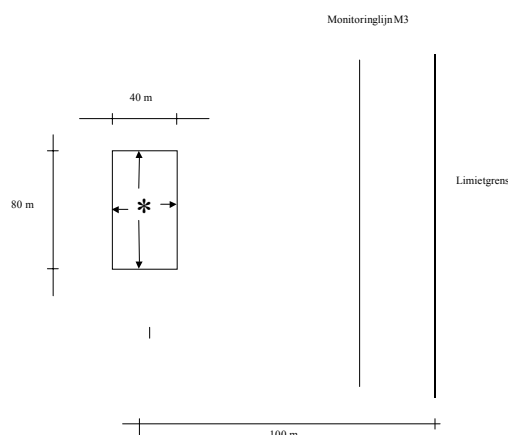


Fig. 11.10. Positie van de bron ten opzichte van de limietgrens (aanpassing case A).

Het programma DG>Plume berekent het gemiddelde oppervlak van de pluimen die niet worden gedetecteerd, terwijl ze wel over de limietgrens heen verspreiden. Dit oppervlak is vermenigvul-

digd met de dikte van de tussenzandlaag. Het volume verontreinigd grondwater is ingevoerd in de spreadsheet (zie par. 7.4 van bijlage 7), waarmee een indruk wordt verkregen van de (gemiddelde) saneringskosten die moeten worden gemaakt om de gevolgen van het falende monitoringsnetwerk teniet te doen. Met de spreadsheet, die in paragraaf 7.2 en 7.3 van bijlage 7 is gepresenteerd, zijn de kosten van monitoring berekend. De totale kosten voor ieder netwerk worden met de volgende formule berekend:

$$\Sigma \text{kosten} = (\Sigma \text{kosten monitoring}) + (\Sigma \text{kosten vals alarm} \cdot P_{\text{vals}}) + (\Sigma \text{kosten schade} \cdot P_{\text{schade}})$$

De kosten van vals alarm en de kosten van schade worden dus vermenigvuldigd met de kans dat vals alarm respectievelijk schade optreedt. Zo nodig kunnen met een berekening van de netto-contante waarde de kosten worden gecorrigeerd daar monitoring niet noodzakelijkerwijs direct hoeft te starten en nu al reserveringen kunnen worden gemaakt om toekomstige schade te dekken.

11.4.4 Evaluatie, optimalisatie naar kosten (stap D.7)

In figuur 11.11a is de trefkans uitgezet tegen het aantal monitoringspunten op de monitoringslijn. Uit deze figuur blijkt dat bij meer dan zeven monitoringspunten (met een onderlinge afstand van 30 meter) de trefkans vrijwel niet meer toeneemt.

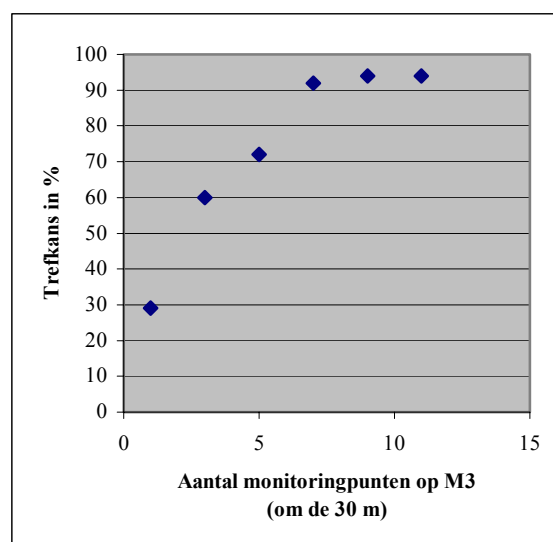


Fig. 11.11a. Verband tussen aantal monitoringspunten en trefkans (case A).

In figuur 11.11b zijn de kosten van monitoring weergegeven, uitgesplitst naar diverse kostenposten. Uit deze figuur blijkt dat een monitoringsnetwerk met drie punten optimaal is vanuit kosten-oogpunt.

In figuur 11.11c is weergegeven hoe de situatie verandert als bij een falend monitoringssysteem ook andere kosten moeten worden gemaakt dan de feitelijke saneringskosten. De kosten van schade zijn met NLG 300.000,-- opgehoogd (slopen van een klein gebouw).

Uiteraard blijkt uit de berekening dat bij toenemende totale schadekosten de voorkeur (totale kosten) verschuift naar een uitgebreider monitoringsnetwerk.

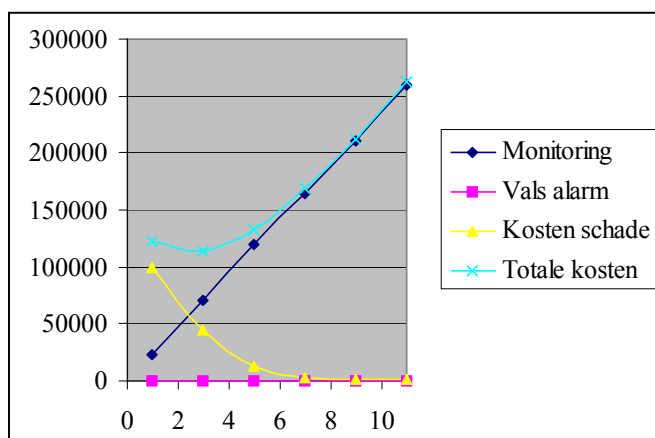


Fig. 11.11b. Verband tussen aantal monitoringspunten en kosten (case A).

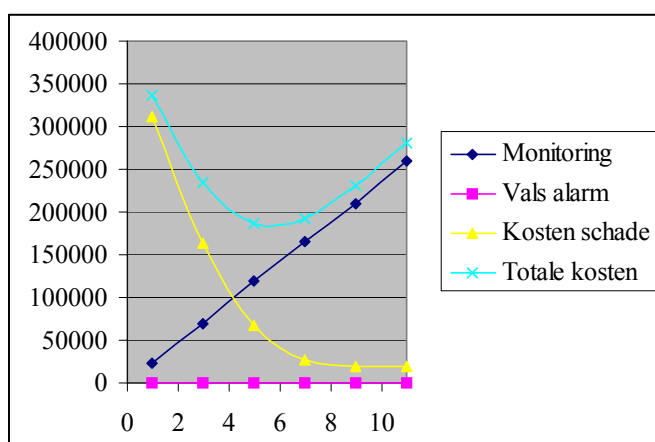


Fig. 11.11c. Verband tussen aantal monitoringspunten en kosten (case A, aangepast, extra saneringskosten van NLG 300.000,--).

11.4.5 Verdelen van een betrouwbaarheidseis over de takken van het monitoringssysteem

In de praktijk zal het bevoegd gezag en/of de verzekeraar eisen stellen aan de betrouwbaarheid van het monitoringssysteem voor situaties waarin naast monetaire schade ook niet-monetaire schade te betreuen valt in het geval het monitoringssysteem faalt. Deze eis zal kunnen worden uitgedrukt in de kans dat de norm op de limietgrens wordt overschreden. Het is dan van belang te kunnen beoordelen op welke wijze met zo laag mogelijke kosten aan deze eis wordt voldaan. Bij een te hoge trefkans kan worden besloten de betrouwbaarheid van het meten en evalueren te verbeteren, maar ook de trefkans van het netwerk zelf te verhogen door aanpassing van de monitoringslijn of de dichtheid.

In deze case is berekend dat basisgebeurtenissen in het meten/evalueren een compensatie noodzakelijk maken van het netwerk: dit moet een 4 % hogere trefkans hebben. Er zijn nu twee mogelijkheden: de kans op het optreden op die basisgebeurtenissen verkleinen en het verdichten van het netwerk.

Uit figuur 11.8 (middelste figuur) blijkt dat bij een signaalwaarde ter hoogte van de tussenwaarde een onderlinge afstand van 50 meter al voldoet. Naar verwachting zal in dit specifieke geval compensatie niet noodzakelijk zijn, omdat het centrale punt in het meetnetwerk alleen al voldoende zekerheid biedt.

In algemene zin is het echter mogelijk om de kosten van compenserende maatregelen (dichter netwerk) af te wegen tegen die van reductie van de kans op optreden van kansen op falen als gevolg van meten/evalueren.

11.5 Evaluatie: het volgen van contouren

11.5.1 Toepassing van de stoffluxmethodiek op case A: het geval Joh. Enschedé

In het geval Joh. Enschedé is een randvoorwaarde gesteld aan de maximale jaarlijkse uitbreiding van de contour van de interventiewaarde in de beide watervoerende pakketten. In deze case is de methodiek voor het volgen van contouren (weergegeven in par. 10.2 van bijlage 10) toegepast.

Op basis van de *beschikbare* (bestaande) meetpunten zijn meetpuntparen ter plaatse van de (I)-contour gekozen. Deze zijn in de figuren 11.12a en 11.12b weergegeven.

Meetpuntparen tussenzandlaag voor stoffluxmethodiek

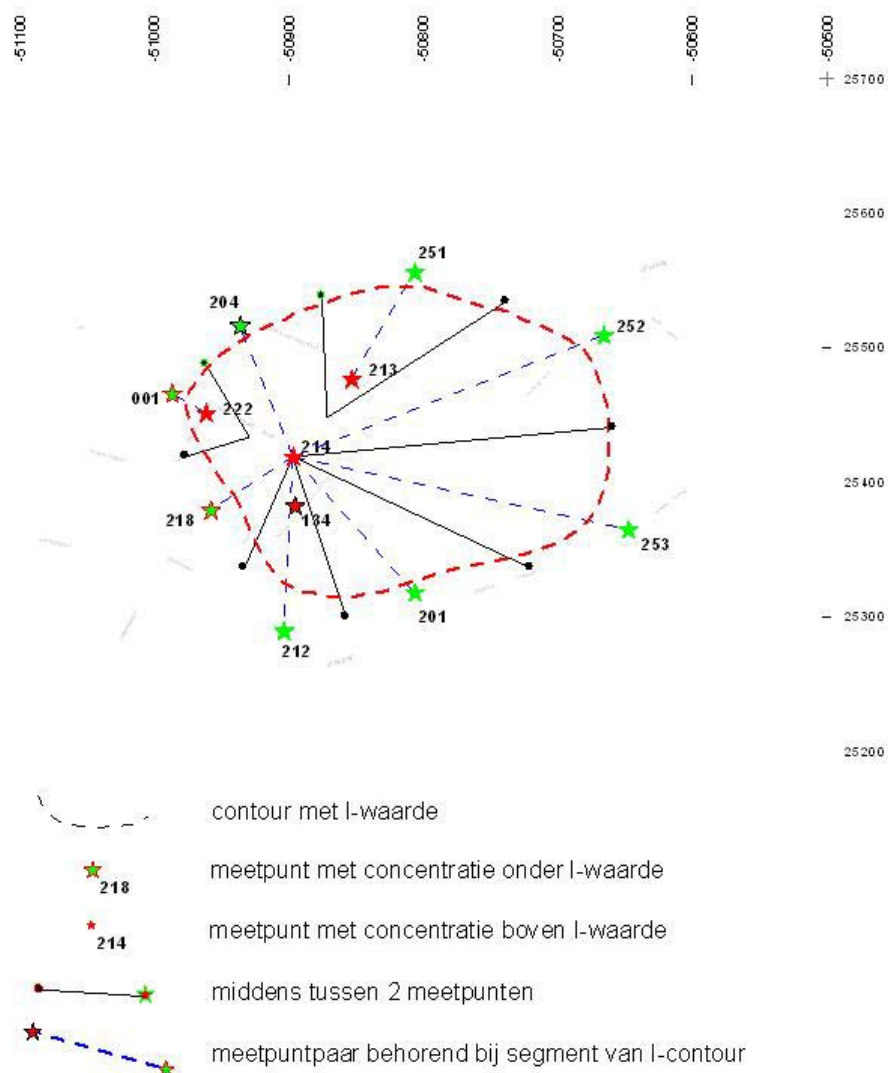


Fig. 11.12a. Meetpuntparen in de tussenzandlaag (bestaande peilbuizen).

Meetpuntparen WVP 1 voor stoffluxmethodiek

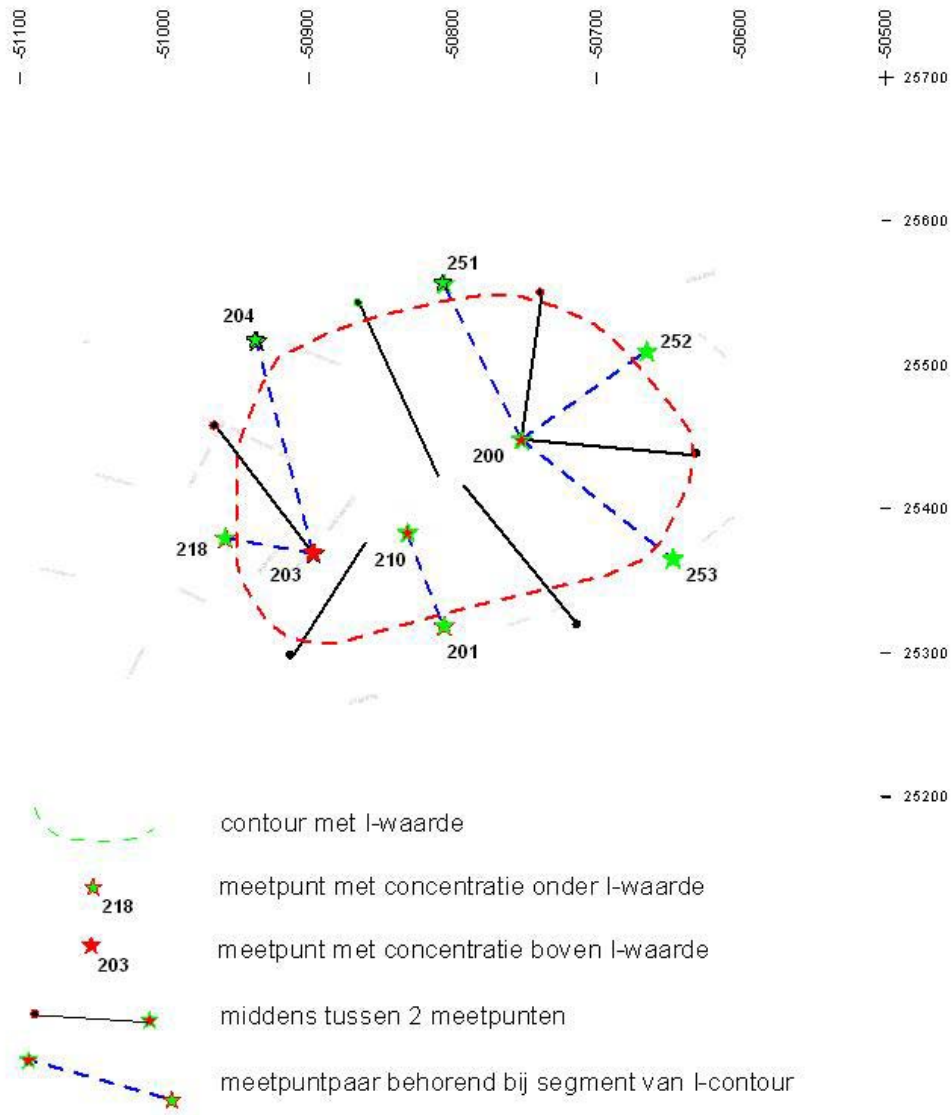


Fig. 11.12b. Meetpuntparen in het eerste watervoerende pakket (bestaande peilbuis).

11.5.2 Berekening van de normflux

Het beleid heeft de randvoorwaarden als volgt uitgedrukt:

- maximale verplaatsing contour I-waarde in de tussenzandlaag 3 m/jaar;
- maximale verplaatsing contour I-waarde in het eerste watervoerend pakket 8 m/jaar.

Voor deze maximale uitbreiding is een normflux berekend, waarbij het betreffende grondwater-volume verontreinigd raakt met de concentratie gelijk aan de I-waarde. Op deze wijze is per segment de normflux bepaald (zie tabel 6.1 t/m 6.3 van appendix 6) en gebruikt voor toetsing.

11.5.3 *Berekening van de stofflux op basis van gegevens van nader onderzoek*

De peilbuizen 212, 213, 214, 222 en 134 staan in de bron van de verontreiniging. In het eerste watervoerende pakket is dit het geval voor de peilbuizen 200, 203 en 210. De stoffluxen zijn berekend op basis van de concentraties zoals vermeld in appendix 6 (zie tabel 6.6 en 6.7 van appendix 6).

De verschillende fluxen zijn weergegeven in appendix 6. De benodigde peilbuizen (rode en groene sterren), peilbuisparen (blauwe lijn), grensvlakken (rode lijn) en middens (zwarte lijn) tussen twee meetpunten zijn weergegeven in figuur 11.12a en 11.12b (zie par. 11.5.1).

De berekening van de stoffluxen in de tussenzandlaag is twee keer uitgevoerd: met en zonder peilbuis 134. De berekening van de stofflux met peilbuis 134 is slechts ten dele uitgevoerd, omdat we met deze berekening slechts de invloed (op de dispersieve stofflux) willen laten zien indien binnen deze methodiek peilbuizen worden gebruikt waarin extreem hoge concentraties van een bepaalde component zijn aangetroffen. Voor deze meetpuntparen zijn advectieve en dispersieve stoffluxen berekend, die zijn weergegeven in tabel 6.4 en 6.5 van appendix 6.

De stofflux wordt opgedeeld in een advectieve en dispersieve bijdrage. Voor de bepaling van de stofflux moet een inschatting worden gemaakt van de doorlatendheid, de porositeit en de dispersielengte. Voor beide pakketten is een porositeit van 0,35 en een dispersielengte van 5 meter aangenomen. Voor de doorlatendheid in het strandwalpakket is een waarde gebruikt van 9 m/d en voor het eerste watervoerende pakket een waarde van 17 m/d.

Voor de bepaling van de advectieve flux is de signaalwaarde gelijkgesteld aan de interventiewaarde (15 µg/l voor DCE en 5 µg/l voor VC). De berekening van de dispersieve fluxen in het strandwalpakket is gebaseerd op DCE-concentraties uit 1992. De DCE- en VC-concentraties die gebruikt zijn voor de bepaling van de dispersieve fluxen in het eerste watervoerende pakket stammen uit 1995. Deze gegevens staan weergegeven in tabel 6.6 en 6.7 van appendix 6.

11.5.4 *Optimalisatie van het meetnet*

De gemeten concentraties en daaruit volgende concentratiegradiënten in de meetpuntparen zijn maatgevend voor de berekende dispersieve stoffluxen. Te hoge/lage concentraties zijn ongewenst, zodat het meetnet geoptimaliseerd moet worden. Onbruikbaar door te hoge DCE-concentraties zijn peilbuis 134 in de tussenzandlaag en de peilbuizen 200, 203, 210 in het eerste watervoerende pakket. In dit eerste watervoerende pakket zijn in stroomafwaartse richting nieuwe peilbuizen noodzakelijk dichter in de buurt van de (I)-contour, die meetpuntparen vormen met de peilbuizen 251, 252 en 253.

Als voorbeeld is in tabel 6.11 van appendix 6 de spreadsheet toegepast voor DCE in het eerste watervoerende pakket. Variatie in doorlatendheden is onbekend en buiten beschouwing gelaten. Voor enkele combinaties van gewichtsfactoren (advectie/dispersie, advectie/C-contrast en advectie/dispersie/C-contrast) zijn verdelingen van meetpuntparen langs de (I)-contour doorgerekend. Per segment (op basis van het bestaande meetnet) is het gewenste aantal peilbuisparen berekend, uitgaande van een totaal van 12. Dispersie komt als belangrijke wegingsfactor naar voren. Daarnaast vereisen de segmenten vlakbij hoge gemeten concentraties een zwaardere belegging met meetpuntparen.

Het totaal aantal meetpuntparen benodigd voor een betrouwbare stoffluxbepaling over de (I)-contour hangt af van de grilligheid van de verontreinigingscontour, resulterend uit de ontstane verontreinigingskernen en verspreiding (beïnvloedt door grondstroming en heterogeniteiten).

Een ruwe vuistregel is afgeleid voor het optimale aantal meetpuntparen:

$$N_{\text{meetpuntparen}} = 3 + (L_{\text{uitstroomomtrek}}/B_{\text{pluim}}) \cdot (\text{std}_a/\text{avg}_a + \text{std}_b/\text{avg}_b + \text{std}_c/\text{avg}_c)$$

waarin:

- a is de onzekerheid in grondwaterstroming (grootte);
- b is de onzekerheid in concentratieverdeling;
- c is de mate van variatie in doorlatendheid.

Hierin is uitgegaan van een minimum benodigd aantal meetpuntparen van 3 voor homogene situaties, te weten langs het pluimfront en langs beide pluimflanken. Voor heterogene situaties, die zijn vertaald in de bovenstaande drie invloedsfactoren, resulteert de vuistregel in een additioneel aantal meetpuntparen om stoffluxen voldoende betrouwbaarder te kunnen bepalen. Hierbij wordt de uitstroomomtrek langs de (I)-contour met de pluimbreedte genormeerd (voor langere pluimen zijn meer extra meetpuntparen nodig).

11.5.5 *Metten van de stijghoogten en beoordelen van de stromingsrichting*

Aan de hand van stijghoogtemetingen tussen de meetpunten (peilbuisparen) is bepaald of er een naar binnen gerichte of naar buiten gerichte stroming optreedt. In tabel 6.8 en 6.9 van appendix 6 staan de peilbuizen en gemeten stijghoogten weergegeven die voor deze bepaling zijn gebruikt.

In tabel 6.10 van appendix 6 staan de stijghoogteverschillen en de onderlinge afstanden aangegeven tussen de verschillende peilbuizen binnen een peilbuispaar. Uit deze tabel wordt geconcludeerd dat in het strandwalpakket binnen de peilbuisparen 214-204, 214-212, 214-218 en 222-001 een naar binnen gerichte grondwaterstroming optreedt. Voor het eerste watervoerende pakket is dit het geval binnen de peilbuisparen 203-218 en 203-204. Dit is voor beide pakketten dus aan de achterzijde van de pluim (zie fig. 11.12a en 11.12b in par. 11.5.1).

11.5.6 *Conclusies*

De volgende conclusies worden uit de toetsing afgeleid:

1. voor de tussenzandlaag blijkt de normflux voor DCE marginaal (door de advectieve flux) te worden overschreden als peilbuis 134 (in de kern van de verontreiniging) buiten beschouwing wordt gelaten;
2. voor het eerste watervoerende pakket blijkt de normflux voor DCE net niet te worden overschreden door de advectieve stofflux, maar in ruime mate door de dispersieve stofflux in vrijwel alle meetpuntparen;
3. voor het eerste watervoerende pakket blijkt de normflux voor VC net niet te worden overschreden door de advectieve stofflux, maar wel door de dispersieve stofflux.

Voor de stoffluxmethodiek is het met name van belang over welk deel van de (I)-contour een instroomsituatie heerst, want over dit deel van de (I)-contour is nauwkeurige bepaling van de stoffluxen niet noodzakelijk (uitbreiding tegen de stromingsrichting in wordt in praktijkgevallen niet geconstateerd). Om meer inzicht te krijgen in de stroming over de (I)-contour kan naast de bepaling van snelheidscomponenten op basis van een meetpuntpaar tevens een isohypsenbeeld op basis van alle gemeten stijghoogten worden gemaakt om daaruit de snelheidscomponenten ter plaatse van meetpuntparen af te leiden. Het voordeel is dat een consistentere stromingsveld wordt gebruikt (uitgangspunt is dat de stijghoogten in de meetpunten met elkaar correleren) en meetfouten/ruis in afzonderlijke metingen worden ontlopen.

Voor stoffluxen over het deel van de (I)-contour waarover geen instroomsituatie heerst is naast de advectieve bijdrage met name de dispersieve bijdrage maatgevend. De methodiek voor het bepalen van stoffluxen is gevoelig voor:

4. de keuze van meetpuntparen rond het pluimfront; meetpunten in de kern van de vlek laten hoge concentraties zien en resulteren in een onrealistisch hoge dispersieve stofflux, terwijl een lage stofflux volgt als de meetpunten op of buiten de (I)-contour staan;
5. een reële dispersiecoëfficiënt: dispersie is in feite een vat van onzekerheden, waardoor alleen een schatting van dispersiecoëfficiënten voor praktijkcases mogelijk is;
6. de rol van afbraak kan niet op eenvoudige wijze uit het gemeten concentratiebeeld en verspreidingsprocessen worden gefilterd; afbraak leidt tot hogere concentratiegradiënten nabij het pluimfront en beperkt de omvangsontwikkeling van de pluim zowel in ruimte als in tijd (de grootste omvang wordt sneller bereikt);
7. de onzekerheid in de vooraf te bepalen normflux waaraan de te bepalen stoffluxen moeten worden getoetst; deze zal sterk worden beïnvloed door de mate waarin afbraak optreedt.

TOEPASSING OP CASE B: DE MEERSTEEG TE GELDERMALSEN

12.1 Beschrijving van de case

12.1.1 Inleiding

Voor de tweede case is een in exploitatie zijnde stortplaats in Geldermalsen geselecteerd. De reden voor deze keuze is dat dit geval model staat voor een significant ander geval dan case A. De stortplaats bestaat uit verschillende stortgedeelten, waarvan ieder stortdeel een ander pakket beschermende maatregelen kent. Plaats en intensiteit van lekkage is op voorhand niet bekend. Ten behoeve van deze case is gekozen voor het kwalitatief beschrijven van een meetnet voor de eerste stortfase A. De stortzool van deze stortfase ligt plaatselijk in het grondwater en de bovenzijde is voorzien van een bovenafdichting.

Kenmerken van deze case zijn (onderscheidend ten opzichte van case A):

- Er is sprake van beschermende voorzieningen (bovenafdichting).
- Getuige de aangetroffen verontreinigingen is sprake van een stort dat reeds verontreiniging heeft veroorzaakt. Door de variatie in bodemopbouw (geulen) is de plaats van lekken niet precies bekend.
- Een waarschijnlijk belangrijk brongebied (fase A1) ligt op enige afstand van de monitoringslijn. Dit wordt veroorzaakt doordat er stortmateriaal (fase A2 t/m A4) tussen fase A1 (potentieel meest risicovol) en de rand van de stortplaats aanwezig is.
- Er is sprake van een breed scala van potentiële verontreinigende stoffen (mogelijk afbraakproducten).
- Het doel van de huidige monitoring is monitoren op de effectiviteit in relatie tot de getroffen beveiligingsmaatregelen (bovenafdichting).
- In het kader van de monitoring wordt op dit moment gemonitord op een conservatieve stof (chloride) in plaats van op een afbreekbare component, zoals VOCI.
- Percolaat, dat via een eventuele lekkage in de ondergrond terechtkomt, bevindt zich niet direct in het watervoerende pakket maar komt eerst in de deklaag terecht. Er zal hier sprake zijn van een vertraging.
- Er is sprake van een holocene deklaag op een watervoerend pakket. De ligging in het riviereengebied resulteert in het mogelijk voorkomen van geulen met doorlatend materiaal. Hierdoor kan versneld transport naar het watervoerende pakket optreden. In navolging van case A betreft dit een heterogeniteit op het middelste schaalniveau.
- Het risico van verspreiding via deze geulen is afhankelijk van de verticale en horizontale verbreiding van de geulen.

Algemene gegevens

Een belangrijk deel van de hier gepresenteerde gegevens is overgenomen uit studies [IWACO, 1998; Provincie Utrecht, 1996].

De in 1967 door RRD (Regionale Reinigingsdienst West-Betuwe) opgerichte vuilstortplaats is thans nog steeds in gebruik en maakt onderdeel uit van het AVRI (Afvalverwijdering Rivierenland). De stortplaats staat bekend als de regionale afvalverwerkingsinrichting 'Meersteeg' te Geldermalsen. De stortplaats is gelegen ten zuid-oosten van Geldermalsen (zie fig. 12.1) en wordt aan de noordzijde begrensd door de spoorlijn Geldermalsen-Tiel en aan de zuid- en oostzijde door de A15 Gorinchem-Tiel. In de toekomst zal de Betuwespoorlijn tussen de stortplaats en A15 lopen.

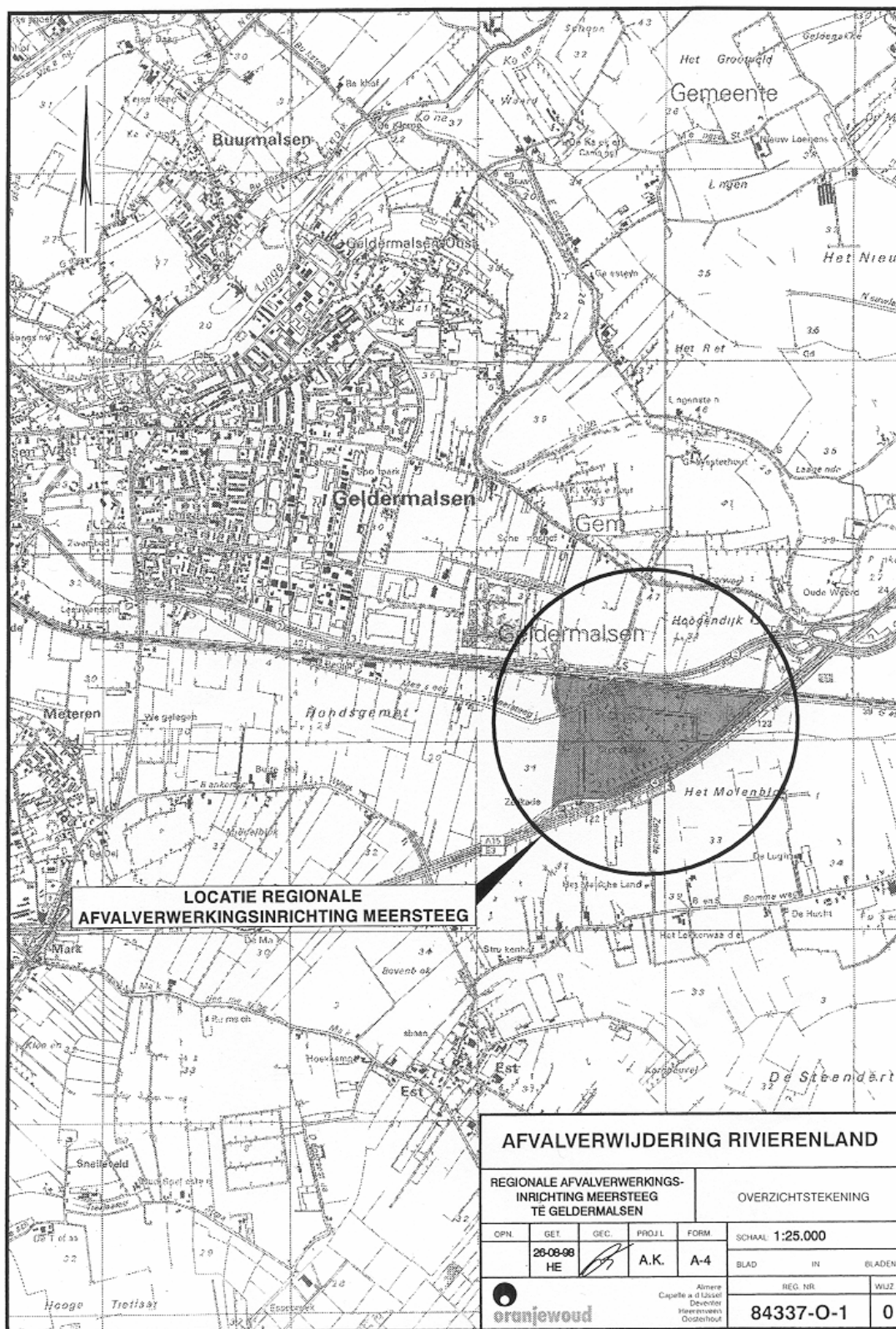


Fig. 12.1. Overzichtstekening.

De stortplaats is ingedeeld in een aantal zogenaamde storfases. Deze zijn in tabel 12.1 opgenomen met daarbij de aanwezigheid van bodembeschermende voorzieningen en contactmogelijkheden van het afval met het grondwater.

Tabel 12.1. Stortfases, bodembeschermende voorzieningen en contactmogelijkheden van het afval met het grondwater.

Stortfase	Eerste storting	Oppervlak (ha)	Bodembeschermende voorzieningen	Afvalstoffen onder grondwaterniveau
A1	1969	4,1	Geen, plaatselijk ontgraven tot 3,0 m-mv (circa NAP)	Ja
A2	1982	4,5	Geen, gestort op mv	Zeer waarschijnlijk
A3	1983	3,5	Drainage op 0,9 m-mv, gestort op mv	Waarschijnlijk
A4	1986	1,5	Drainage op 0,9 m-mv, gestort op mv	Waarschijnlijk
B1	1993	1,0	Conform vergunning	Nee
B2	1993	3,1	Conform vergunning	Nee
Inham A	nnb	1,45	Conform Stortbesluit	Nee
C	nnb	3,0	Conform Stortbesluit	Nee
D	nnb	1,7	Conform Stortbesluit	Nee

Bij de stortplaats Geldermalsen is sprake van een 'oud' stortgedeelte (fase A) en een 'nieuw' stortgedeelte (fase B). Bij het oude stortgedeelte doet zich een principiële andere situatie voor dan bij het nieuwe gedeelte van de stortplaats:

- Ter plaatse van het *oude stort* is bij aanleg geen onderafdichting aangebracht, een belangrijk deel van de stortzool ligt gedurende langere perioden beneden grondwaterniveau. Dit is zeker het geval in fase A1. Op basis van eerder uitgevoerd onderzoek is besloten hier een bovenafdichting aan te brengen. De voeding met neerslag, en daarmee de vorming en uitstroming van percolaat, is door deze maatregel beperkt. Potentieel is het oppervlak van lekkage dus het hele (oude) stortoppervlak (fase A).
- Ter plaatse van het *nieuwe stort* is aan de onderzijde een onderafdichting aangebracht. Onder de onderafdichting is een twee meter dikke zandlaag aanwezig met een controledrainage met een onderlinge afstand van 20 meter. Na het beëindigen van de stortactiviteiten zal dat deel van de stortplaats aan de bovenzijde worden afgesloten. Eventuele lekkage kan optreden wanneer de onderafdichting faalt. Dit zal naar verwachting alleen op relatief beperkte schaal kunnen optreden (hierbij kan worden gedacht aan scheuren in de onderafdichting). Dergelijke lekkages kunnen worden vastgesteld en, indien nodig, beheerst met de aangebrachte drainage in een twee meter dikke zandlaag beneden de onderafdichting.

Bovenbeschreven verschillen leiden tot een verschil in risico van verspreiding en daarmee tot een verschil in de mogelijkheden tot het vaststellen van verspreiding van verontreinigingen. Bij het beschouwen van een monitoringsmeetnet zal ten behoeve van deze case alleen aandacht worden besteed aan de monitoring van fase A.

12.1.2 Bodemopbouw en geohydrologie

Bodemopbouw

Holocene deklaag, bestaande uit oeverwalafzettingen 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, die het onderliggende pleistocene pakket kunnen aansnijden. In de onderzoeksrapporten van [IWACO, 1998; Provincie Utrecht, 1996] wordt melding gemaakt van de mogelijkheid dat deze geulen aanwezig zijn; niet bekend is waar deze voorkomen. Beneden de deklaag is een watervoerend pakket van 50 à 60 m dikte en daaronder een laag van slibhoudende zanden en kleien van de formatie van Kedichem.

De regionale bodemopbouw is weergegeven in figuur 12.2.

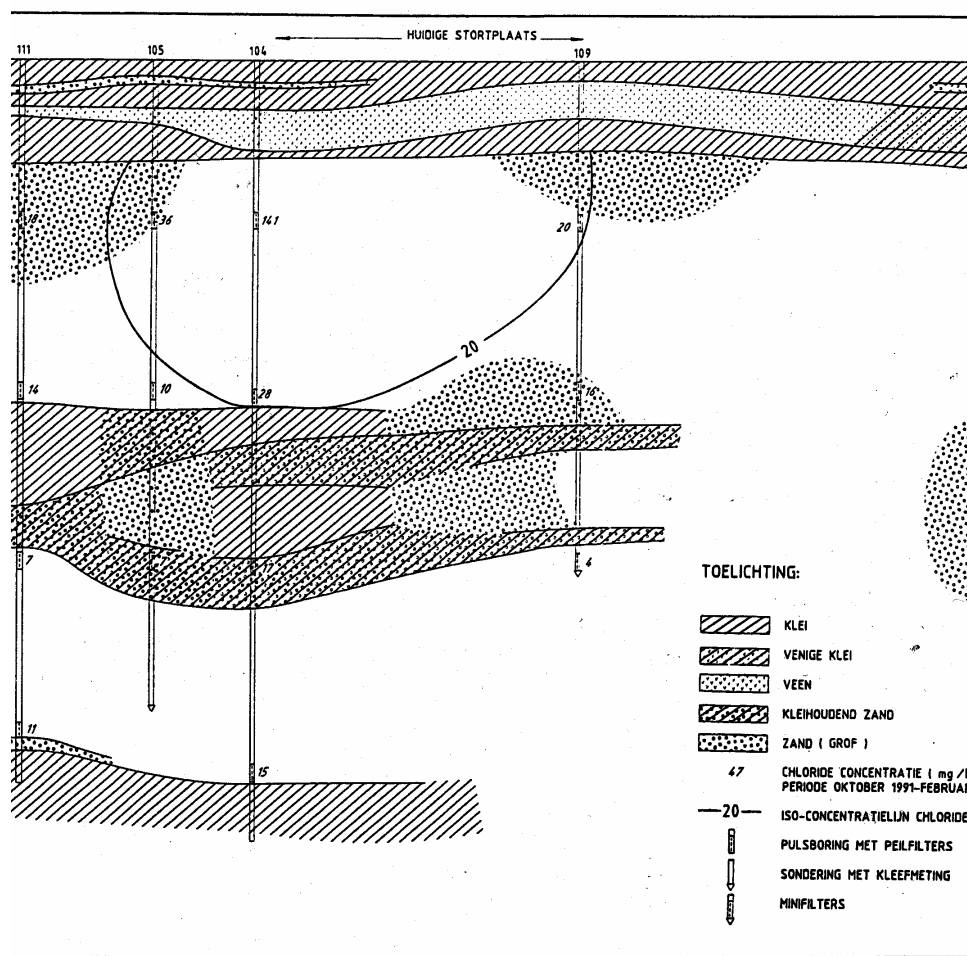


Fig. 12.2. Regionale bodemopbouw in een dwarsdoorsnede in oost-west richting.

Ter plaatse van de stortplaats is onder het kleidek plaatselijk een veenlaag aanwezig. Op het westelijk deel van het terrein ontbreekt deze veenlaag. Onder het veen, of daar waar het veen ontbreekt, is onder het kleidek een kleilaag aanwezig die in dikte varieert van 1,5 tot 6 m. De bovenant van het pleistocene zand begint op een diepte van 4 tot 8 m-mv.

Geohydrologie

Een schematisatie van de geohydrologische situatie is weergegeven in tabel 12.2.

Tabel 12.2. Geohydrologische schematisering van het gebied van de stortplaats 'Meersteeg'.

Geohydrologisch pakket	Laagdikte (m)	Doorlaatvermogen m^2/etm	Hydraulische weerstand (etm)
Deklaag	3 - 7	0,1 - 5	93 - 571
Watervoerend pakket 1A	15 - 20	1500 - 2500	
Eerste scheidende laag	2 - 7		5 - 100
Watervoerend pakket 1B	25 - 35	550 - 1200	
Tweede scheidende laag	10 - 20		2500 - 4500
Tweede watervoerend pakket	15	1500	
Derde scheidende laag	5		5000
Derde watervoerend pakket	30	500	

Er is geen sprake van een duidelijke kwel- dan wel infiltratiesituatie. Ter plaatse van het oude stort was, voordat de bovenafdichting werd aangebracht, sprake van percolaatstanden die hoger waren dan de stijghoogte in het watervoerende pakket, hetgeen een (sterke) infiltratiedruk tot gevolg had. De grondwaterstromingsrichting in het watervoerende pakket is afgeleid uit de grondwaterkaart en is overwegend (noord)westelijk. De stroomsnelheid bedraagt 10 à 15 m/jaar.

Oppervlaktewater

Rondom de stortplaats is sinds 1984 een ringsloot aanwezig. Het streefpeil in deze sloot is NAP +1,80 m. De kwaliteit van het water in de ringsloot is zodanig dat dit direct op de polder sloten kan worden geloosd. Zink en chloride zijn tijdens de laatste meting respectievelijk 99 µg/l en 230 mg/l. Later wordt een drainage rondom fase A en B aangelegd. Het vrijkomende water wordt op het riool geloosd.

12.1.3 Verontreinigingssituatie

In de deklaag zijn in het grondwater verhoogde gehalten arseen, cadmium, chroom en nikkel aangetroffen. Door middel van geofysisch onderzoek is vastgesteld dat het grondwater in het watervoerende pakket tot op maximaal 165 m westelijk van de stortplaats is beïnvloed (chloride en bicarbonaat). Aan de westzijde van de stortplaats zijn in het watervoerende pakket, tot een diepte van circa 40 m-mv, minerale olie, benzeen en xylenen aangetroffen.

12.1.4 Huidige monitoring

Het huidige monitoringssysteem bestaat uit 14 waarnemingspunten met in totaal 68 waarnemingsfilters. Daarnaast is onder fase B sprake van controledrainage.

Bij het ontwerp van het huidige monitoringssysteem is uitgegaan van het Stortbesluit en de ontwerpprocedure grondwatermonitoring van de VVAV [VVAV, 1995]. Op basis van deze richtlijnen en regelgeving werd geconcludeerd dat verticale monitoringspunten moesten worden aangebracht met een onderlinge afstand van 25 m op een afstand van 22 m van de stortplaats.

De doelstelling voor de monitoring is geformuleerd als:

- A. 'de kwaliteit van het grondwater in de omgeving' moet worden gecontroleerd;
- B. het in beeld brengen van 'de omvang en verspreiding van uitredende verontreinigingen'.

Op basis van die doelstelling is onderscheid gemaakt in:

- een zogenaamde *omgevingsgerichte monitoring*: bemonsteren en analyseren van water uit peilbuizen die in voorgaande meetronden verhoogd waren;
- een *brongerichte monitoring*: bemonsteren en analyseren van grondwater uit alle peilbuizen die direct aan de stortplaats grenzen, de ringdrainage en de controledrainage onder fase B.

In totaal zijn voor de brongerichte monitoring 4 waarnemingsputten aanwezig; voor de omgevingsgerichte monitoring zijn 7 waarnemingsputten geplaatst. In elke put zijn 5 peilfilters met een lengte van 2 m aangebracht. Er is voorzien in het verdichten van het meetnet, wanneer de monitoringsgegevens daar aanleiding voor geven.

De waarnemingsfrequentie is 1 maal per 2 jaar. Deze frequentie is intensiever dan op basis van de ontwerpprocedure wordt afgeleid. Op basis van de grondwaterstromingssnelheid wordt 1 maal per 4 jaar berekend. De hogere frequentie is om praktische redenen gekozen.

Het bovenbeschreven systeem is in 1997 geïnstalleerd. Op basis van de eerste gegevens (nulmeting en eerste monitoringsronde in 1998 en 1999) is geconcludeerd dat een verdichting van het meetnet niet noodzakelijk is.

12.1.5 *Verspreidingsrisico's en eventuele maatregelen*

Als gevolg van de voorzieningen ter plaatse van fase B zijn de risico's op falen van de voorzieningen als laag te omschrijven. De monitoring is aangebracht om de gevolgen van calamiteiten (falen van de onderafdichtingsconstructie = folie op twee meter dikke zandlaag die met ringsloten in contact staat) te kunnen monitoren.

Ter plaatse van fase A1 bevindt het afval zich (relatief diep) in het grondwater. Door middel van een bovenafdichting en een peilbeheersing is het verspreidingsrisico gereduceerd. Eventuele verspreiding via het watervoerende pakket dient te worden vastgesteld via de aanwezige monitoring. Er wordt van uitgegaan dat eventuele ongewenste verontreinigingen kunnen worden beheerst/teruggehaald met verticale bronnering (interventiemaatregelen).

12.1.6 *Onzekerheden*

Met betrekking tot de betrouwbaarheid van het huidige monitoringssysteem zijn de volgende aantekeningen te plaatsen:

- Er zijn 5 filters per boorgat geplaatst; in de richtlijnen VVAV wordt uitgegaan van twee filters per boorgat [VVAV, 1995]. Het hoge aantal kan de betrouwbaarheid van het systeem nadelig beïnvloeden. Zo moeten de analysegegevens van peilbuizen waar benzeen op grotere diepte wordt aangetroffen met terughoudendheid worden beschouwd.
- Het aantal meetpunten is regelmatig op een lijn gekozen. Er is gekozen voor een brongericht en omgevingsgericht monitoringssysteem. Er is weinig inzicht in de afwegingen bij dit ontwerp.
- Bij het omgevingsgerichte systeem is de onderlinge afstand tussen de meetpunten groter (circa 100 m) dan de dichtheid die op basis van de richtlijnen VVAV wordt berekend (circa 25 m). Deze grote afstanden kunnen de betrouwbaarheid nadelig beïnvloeden.
- Het brongerichte systeem bestaat uit 4 meetpunten met een onderlinge afstand van gemiddeld 150 m. Gezien de doelstelling voor dit onderdeel van de monitoring (het in beeld brengen van omvang en verspreiding van verontreinigingen) kan worden gesteld dat dit systeem minimaal is uitgevoerd.

12.1.7 *Toepassen van FEB*

Er is sprake van een verontreinigingssituatie met conservatieve componenten (chloride), waarbij ernaar wordt gestreefd dat er geen verdere verslechtering van de huidige situatie optreedt. Hier toe is een bovenafdichting aangebracht, waarbij de voeding is gereduceerd.

Bij de beschrijving van deze case wordt nagegaan hoe een meetnet er zou moeten uitzien wanneer het stort in verticale richting wordt 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.

12.2 **Monitoring voor case B**

12.2.1 *Doelstelling, randvoorwaarden en uitgangspunten*

Uitgaande van hetgeen in paragraaf 8.1 van bijlage 8 is gesteld, is de doelstelling voor deze case: nagaan hoe een monitoringsmeetnet er moet uitzien in geval van ophoging van stortfase A. Belangrijke randvoorwaarden daarbij zijn:

- Voor dit geval is niet gekozen voor het maken van een meetnet voor het gehele stort, maar er is gekozen voor het meest risicovolle stortgedeelte (fase A). Hier is sprake van beschermende voorzieningen aan de bovenzijde en niet aan de onderzijde, iets wat in de praktijk veel voorkomt.
- Gezien het feit dat de stortzool van A1 in het grondwater ligt en er sprake kan zijn van gefundeerde geulen is A1 als meest risicovol beschouwd. De reden hiervoor is dat op deze wijze

parallelle kunnen worden getrokken met situaties waarbij sprake is van stortplaatsen, waarbij bijvoorbeeld van moet worden nagegaan of de onderafdichting functioneert. In dergelijke gevallen kan een lekkage optreden van onbekende plaats en omvang.

- Gezien de ligging van A1 ten opzichte van de grens van het stort geldt dat de monitoringslijn op minimaal 200 m van A1 ligt.
- Er wordt geen rekening gehouden met eventuele lekkages vanuit fase B van het stort. Verondersteld wordt dat het verspreidingsrisico van dit stortgedeelte, gezien de beveiligingsmaatregelen, verwaarloosbaar klein is.
- Als limietgrens is in eerste instantie 'de omgeving van het stort' gekozen. Met andere woorden: de invloed van het stort op de omgeving moet worden bewaakt. In figuur 12.3 (zie par. 12.2.3) is de gekozen limietgrens weergegeven.

Voor case B is het rekenprogramma zoals dat is case A is gebruikt slechts op hoofdlijnen toegepast.

Om een monitoringsnetwerk te kunnen ontwerpen zijn een groot aantal (input)gegevens nodig. In tabel 12.3 zijn deze (relevante) gegevens opgenomen, met daarbij de waarde die voor case B van toepassing is. De gegevens zijn ontleend aan de beschikbare onderzoeksgegevens. De waarden zijn op elkaar afgestemd na een globale kalibratie op de beschikbare analysegegevens van het grondwater.

Tabel 12.3. Invoerparameters in case B met inschatting van betrouwbaarheid.

Invoergegevens	Parameterwaarde in case B	Betrouwbaarheid (%)
<i>Geohydrologie</i>		
Dikte van aquifer	50 m	90
Porositeit	0,35	90
Doorlaatfactor	50 m/etm	90
Gradiënt van eerste watervoerend pakket	0,0002 m/m	90
Stromingsrichting van watervoerend pakket	Noord-west	80
Longitudinale dispersie	10 m	40
Transversale dispersie	0,5 m	40
Verticale dispersie	0,5 m	40
Ligging van geulen in de deklaag	Onbekend	20
<i>Brongegevens</i>		
Eenmalig/continu lek	Continu	100
Locatie van lek	Potentieel heel fase A	100
Maatgevende parameter	Chloride	80
Bronsterkte	Afhankelijk van lekoppervlakte	25
Dichtheid van bodem	1650 kg/m ³	95
Afbraakconstante	Verwaarloosbaar	95
Dichtheid van water	1000 kg/m ³	100
<i>Monitoringsgegevens</i>		
Ligging van monitoringslijn	Variabel, niet dichter dan 200 m bij brongebied	
Tracer	Chloride	
Monitoringssysteem	68 filters tot 40 m-mv, direct langs en op een afstand van 100 m uit het stort	

Elk invoergegeven is van belang bij de betrouwbaarheid van het te ontwerpen netwerk. Er is voor gekozen om niet voor elke parameter het effect op de betrouwbaarheid van het ontwerp te toetsen (gevoelighedsanalyse). Om er zeker van te zijn dat de aandacht op de meest gevoelige parameter wordt gevestigd is in tabel 12.3 een inschatting van de betrouwbaarheid per afzonderlijke parameter aangegeven. Met deze betrouwbaarheid wordt bedoeld de inschatting van de

(kennis van) nauwkeurigheid van de betreffende parameter. Hierbij is uitgegaan van de beschikbare gegevens en de resultaten van de workshop 'Betrouwbaarheid van monitoring'. Daarnaast zijn enkele steekwoorden met betrekking tot het huidige monitoringssysteem opgenomen.

12.2.2 Onzekerheden

Zoals uit tabel 12.3 is af te lezen, dienen zich een aantal onzekerheden aan:

Ten aanzien van de geohydrologische situatie:

1. De heterogeniteit van de deklaag (aanwezigheid van stroomgeulen) is niet volledig bekend. Dit is een belangrijk gegeven bij dit soort situaties, aangezien deze vorm van heterogeniteit onder andere voorkeursstroming tot gevolg kan hebben. Dit kan (versnelde) verspreiding in zowel laterale als verticale richting tot gevolg hebben. De laterale verbreding en watervoerendheid van dergelijke geulen en het risico van verspreiding wordt lager ingeschat dan het risico van verticale verspreiding. In het geval van gefundeerde geulen (oude stroomgeulen die in direct contact met het watervoerende pakket staan) is zo'n risico op verticale verspreiding zeker aanwezig.
2. De heterogeniteit van een geologische eenheid, zoals het watervoerende pakket, is al beter te beschrijven. De in dit soort afzettingen optredende dispersie (laagste schaalniveau) blijkt in de praktijk toch nog een moeilijk te kwantificeren grootheid. Dit maakt de betrouwbaarheid van de te hanteren dispersielengten laag.

Ten aanzien van de potentiële lekkage:

3. Het is bekend dat heel fase A potentieel een lekgebied is. Niet bekend is waar de grootste kans op 'doorlekken van de deklaag' optreedt (is er voorkeursstroming via geulen naar het onderliggende watervoerende pakket?).
4. Als er na verloop van tijd een lekkage van de bovenafdichting optreedt, is niet direct te zeggen wat de bronsterkte zal zijn. Deze bronsterkte is bepalend voor de vorming van de 'pluim'. Het is verder de vraag of zo'n lekkage überhaupt zal leiden tot detecteerbare gehalten. Deze lekhoeveelheid, de concentraties van verontreinigingen in het percolaat en de mate van verdunning bepalen de beginconcentratie die een eventuele verontreinigingspluim kan vormen.

De vraag, die nu gesteld moet worden, is of en in welke mate de hier vastgestelde onzekerheden bijdragen aan het falen van de monitoring.

12.2.3 Ontwerp van het monitoringsnetwerk

Basisontwerp van het netwerk (huidig systeem)

Bij het ontwerp van het monitoringsnetwerk in deze case wordt in eerste instantie uitgegaan van verticale peilbuizen, met meetfilters op verschillende diepten. Een beperking bij het monitoren in de verzadigde zone is dat het aantonen van verontreinigingen wordt bemoeilijkt door verdunningsverschijnselen. Bovendien is de plaats van de lekkage niet bekend wanneer een verontreiniging wordt gesignaleerd.

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 stortfase 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. Het monitoringsnetwerk zal in dat geval bestaan uit een netwerk, zoals dat thans aan de noord-westzijde van de stortplaats 'Meersteeg' actief is: een brongerichte monitoring (peilbuizen direct grenzend aan het stort) en een omgevingsgerichte monitoring (monitoring van peilbuizen waar reeds verhogingen zijn aangetoond).

Echter, zoals in paragraaf 12.2.1 is geconcludeerd, zijn er een aantal onzekerheden in het verspreidingsproces aan te duiden. Deze onzekerheden en veranderingen in de toekomst (uitbreiden van stortplaats) kunnen leiden tot een aanpassing van het basisontwerp.

Analyse van het huidige monitoringssysteem

Als gevolg van het aanbrengen van de bovenafdichting is de voeding afgenomen van 300 naar 5 mm/jaar. Hierdoor zal het grondwater onder het stort een minder grote diepte kunnen bereiken (de infiltratie ter plaatse is weggenomen). Tevens zal de belasting van het grondwater als gevolg van de gereduceerde hoeveelheid infiltraat afnemen.

Bij een totale lengte van het stort in de stromingsrichting van 400 m, een stromingssnelheid van 15 m/jaar en een infiltratie van 5 mm/jaar, bereikt een waterdeeltje een diepte van circa 0,5. Onder invloed van dichtheidsstroming en dispersie zal deze diepte wel groter zijn. De conclusie is echter dat de belasting van het grondwater afneemt en dat in de geplaatste peilbuizen, op alle diepten, een afname van de gehalten chloride mag worden verwacht.

Hieruit kan worden geconcludeerd dat het huidige monitoringssysteem voldoet om het functioneren van de bovenafdichting te controleren.

Onzekerheden

Hoewel er meerdere onzekerheden bestaan bij het betrouwbaar ontwerpen van een monitoringssysteem zal, op basis van hetgeen in paragraaf 12.2.1 is geconcludeerd, bij het ontwerp van een monitoringssysteem in geval van uitbreiding van de afvalberging een aantal aspecten worden aangegeven waarvan een sterke invloed op het ontwerp wordt verwacht.

Nagegaan moet worden of het al dan niet aanwezig zijn van geulen (voorkeursstroming naar het watervoerende pakket) een doorslaggevend aspect is bij het netwerkontwerp. Daarnaast is de onzekerheid met betrekking tot de bronsterkte een element waarmee bij het netwerkontwerp, en meer in het bijzonder bij de keuze van de gidsparemeter, rekening moet worden gehouden. Verder is kenmerkend dat de monitoringslijn op afstand van het meest risicovolle stortdeel A1 is gelegd. Bij het ontwerp is aangenomen dat de peilbuizen op één lijn worden gepositioneerd.

Ten aanzien van de onzekerheden 1 en 3 (zie par. 12.2.2) is het rekenprogramma, zoals beschreven in case A, uitgebreid met de mogelijkheid tot het variëren van de locatie van de bron. Deze optie is met name goed bruikbaar bij het netwerkontwerp van stortplaatsen met een onderafdichting. In dergelijke gevallen zal de plaats van een lek van de onderafdichting immers niet op voorhand bekend zijn. Om met onzekerheid 2 rekening te houden is het rekenprogramma, zoals is toegepast in case A, zodanig geschreven dat de dispersielengte kan worden gevarieerd.

Onzekerheid 4 is een belangrijk aspect. In het geval van deze case is, op basis van de gemeten gehalten in het grondwater onder de stortplaats, een bronsterkte ter plaatse van A1 van circa 30 kg/dag bepaald (zie bijlage 1). Hierbij is uitgegaan van een voeding van 300 mm/jaar, lekkage vanuit het hele stort met een oppervlak van het totale stort van 13,6 hectare, een stort- en lekperiode van 30 jaar en een gemiddelde chlorideconcentratie in het grondwater onder de stortplaats van circa 100 mg/l. Terugrekenend wordt een brongehalte van 3000 mg/l in het stort gevonden. Dit is een gehalte dat in de praktijk in vergelijkbare situaties ook wordt aangetroffen.

Ontwerp van het netwerk op basis van onzekerheden

In de toekomst wordt overwogen om de stortactiviteiten uit te breiden. Hierbij wordt het ophogen van het huidige stort overwogen. Ten behoeve van deze case wordt ervan uitgegaan dat het stort in de hoogte wordt uitgebreid. Dit betekent dat nieuw afval op de bovenafdichting wordt gestort.

In deze case wordt op kwalitatieve wijze een netwerk ontworpen, waarbij de doelstelling is: het falen van de tussenafdichting (de oude bovenafdichting) vast te kunnen stellen. Het is op voorhand niet duidelijk waar en in welke mate de tussenafdichting zal falen. Er wordt van uitgegaan dat bij falen van de tussenafdichting het grootste risico van verspreiding ter plaatse van A1 zal zijn, aangezien daar het afval in het grondwater ligt. Hierbij wordt ervan uitgegaan dat hier sprake kan zijn van gefundeerde geulen. Bij het ontwerp wordt dus uitgegaan van een verhoogd verspreidingsrisico ter plaatse van A1.

Bij het ontwerp in appendix 8 wordt eerst nagegaan of chloride een betrouwbare tracer is. Wanneer de werkwijze van bijlage 1 wordt gevolgd, wordt bij een geul van bijvoorbeeld 100 m lang en 5 m breed, bij een voeding van 5 mm/jaar en gehalten chloride in het stort van 3000 mg/l, een bronsterkte berekend van 0,0003 kg/dag. Wanneer met dit invoergegeven in het programma DG>Plume een verontreinigingspluim wordt berekend, zijn de gehalten in de pluim kleiner dan 0,1 mg/l. Gezien de achtergrondgehalten chloride in het watervoerende pakket zullen de effecten van een dergelijke lekkage niet op basis van chloridemetingen kunnen worden vastgesteld. Geconcludeerd wordt dat, om dergelijke lekkages te kunnen detecteren, chloride geen bruikbare tracer kan zijn.

Dankzij het aanbrengen van de bovenafdichting (die tussenafdichting wordt na het ophogen van het stort) zullen de gehalten chloride in de aanwezige peilbuizen afnemen en daarmee wellicht tot verkeerde conclusies leiden ten aanzien van het functioneren van de bovenafdichting en de risico's als gevolg van het ophogen van de stortplaats.

Ontwerp

Om bij uitbreiding van de stortplaats nu toch te komen tot een betrouwbaar monitoringssysteem wordt hier ingegaan op het ontwerp daarvan, waarbij de doelstelling het detecteren van lekkages vanuit de ophoging is. In figuur 12.3 is een overzicht van de stortplaats met daarin enkele relevante aspecten weergegeven.

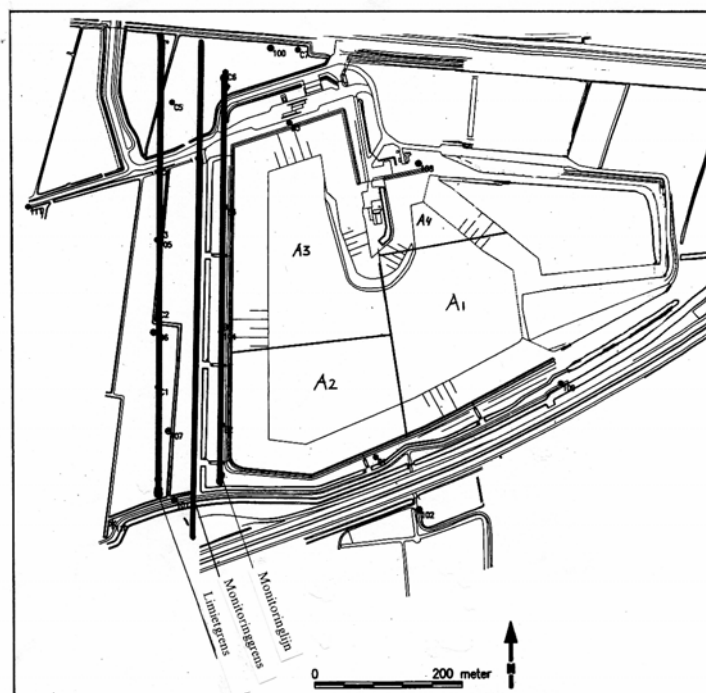


Fig. 12.3. Overzicht van de stortplaats met de ligging van de monitoringslijn, monitoringsgrens en limietgrens.

Uitgaande van een verticaal monitoringssysteem (peilbuizen) is, om de invloed van de plaats en vorm van de lekkage op het meetnet na te kunnen gaan, een gefundeerde geul in zowel een noord-zuid richting als een oost-west richting gesimuleerd.

De geul is gesimuleerd door een lijnbron van 100 m lang en 5 m breed binnen de begrenzing van stortfase A1 te plaatsen. Deze afmetingen zijn representatief geacht voor stroomgeulen in dit soort gebieden. Met behulp van het programma DG>Plume zijn de breedte en lengte van deze geul gevarieerd. De standaardafwijking voor de lengte is 10 m, voor de breedte is dat 5 m. Wanneer het nieuwe (bovenste) stortdeel nog open ligt, is de voeding 300 mm/jaar. Bij een bron-gehalte van 3000 mg/l, een calamiteit (falen van de tussenafdichting) en een voorkeursstroming via een geul met bovengenoemde afmetingen wordt volgens appendix 8 een gehalte nabij het 'lek' berekend van 150 mg/l. Dit betekent een bronsterkte van 0,06 kg/dag. Ook deze bronsterkte zal niet leiden tot detecteerbare verhogingen van chloride.

Uitgaande van chloride is het vanwege de kleine bronsterkte niet zinvol geacht de effecten van geulen of andere lekkages met behulp van DG>Plume te berekenen.

Onder aanname van een potentiële verontreiniging met grotere bronsterkten dan chloride is ter illustratie een beschouwing gemaakt van het effect van een wisselende bronsterkte op de dichtheid van het meetnet. De ligging van de verschillende grenzen is in figuur 12.3 weergegeven. Verder is als detectielimiet 10 mg/l gehanteerd en is uitgegaan van een geul in noord-zuid richting met een lengte van 100 m en een breedte van 5 m. In figuur 12.4 is bij een variërende bronsterkte (5, 25 en 50 kg/etm) de trefkans bepaald bij verschillende meetnetdichtheden (aantal peilbuizen op de monitoringslijn).

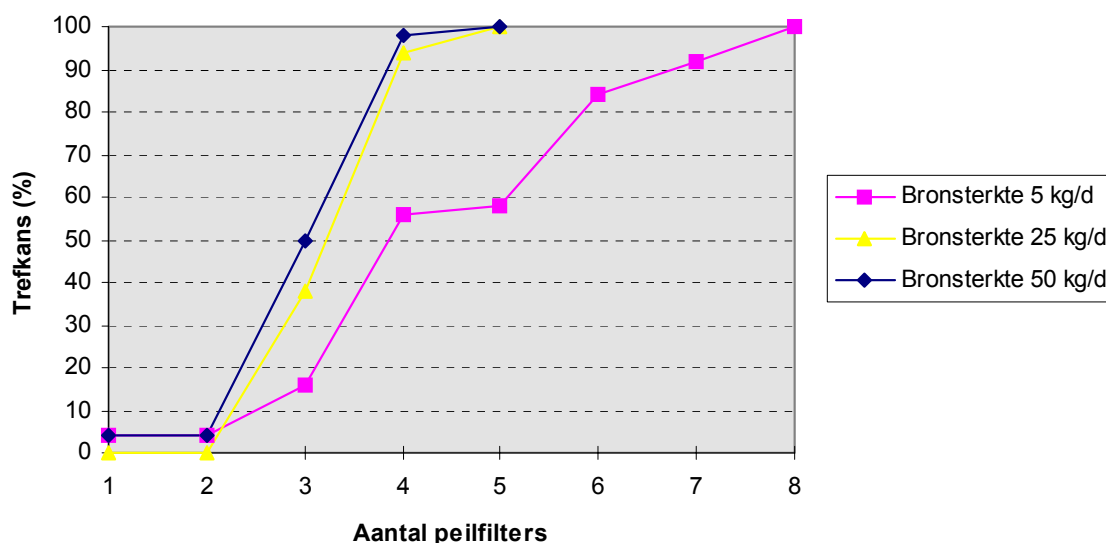


Fig. 12.4. Trefkans bij variërende bronsterkte.

In figuur 12.4 is het aantal peilfilters (bemonsteringspunten) steeds verder uitgebreid door van buiten naar binnen toe extra punten bij te plaatsen. Omdat de dichtheid niet geleidelijk toeneemt, is ook de curve in figuur 12.4 getrapt.

Uit figuur 12.4 kan worden afgelezen dat een grotere bronsterkte zal resulteren in een grotere trefkans bij een gelijkblijvend aantal peilfilters.

Omgekeerd betekent dit vanzelfsprekend ook dat hoe kleiner de bronsterkte is hoe kleiner de trefkans wordt bij gelijkblijvende meetnetdichtheid. Bovendien kan worden geconcludeerd dat bij onzekerheid over de bronsterkte veiligheidshalve met een dicht netwerk rekening moet worden gehouden. Uiteraard kan ook worden overwogen om de potentiële bronsterkte beter vast te stellen.

In zijn algemeenheid kan worden gesteld dat een noord-zuid georiënteerde geul een hogere trefkans zal hebben dan een geul in oost-west richting. In figuur 12.5 is het effect van de oriëntatie van een geul op de meetnetdichtheid nagegaan. Daarnaast is in deze figuur weergegeven wat het effect is van een variërende stromingsrichting. Hiertoe is de stromingsrichting met 25 graden gevarieerd.

Op basis van figuur 12.5 kan worden geconcludeerd dat de trefkans bij een geul, die dwars op de stromingsrichting (van oost naar west) is georiënteerd, groter is dan een geul die in het verlengde van de stromingsrichting ligt. Wanneer de stromingsrichting gaat variëren, neemt de trefkans bij een gelijkblijvend aantal peilfilters toe. Dit is met name het geval bij de kleine meetnetdichtheden (tot 4 filters). Dit wordt in dit geval veroorzaakt door de relatief grote afstand van de bron tot de monitoringslijn. Pluimen krijgen voldoende gelegenheid in omvang toe te nemen alvorens de monitoringslijn te bereiken. Opvallend is dat voor het bereiken van 100 % trefkans er slechts 1 peilfilter verschil is tussen een noord-zuid dan wel oost-west georiënteerde geul. Dit wordt ook veroorzaakt door de grote afstand tussen de bron en de monitoringslijn.

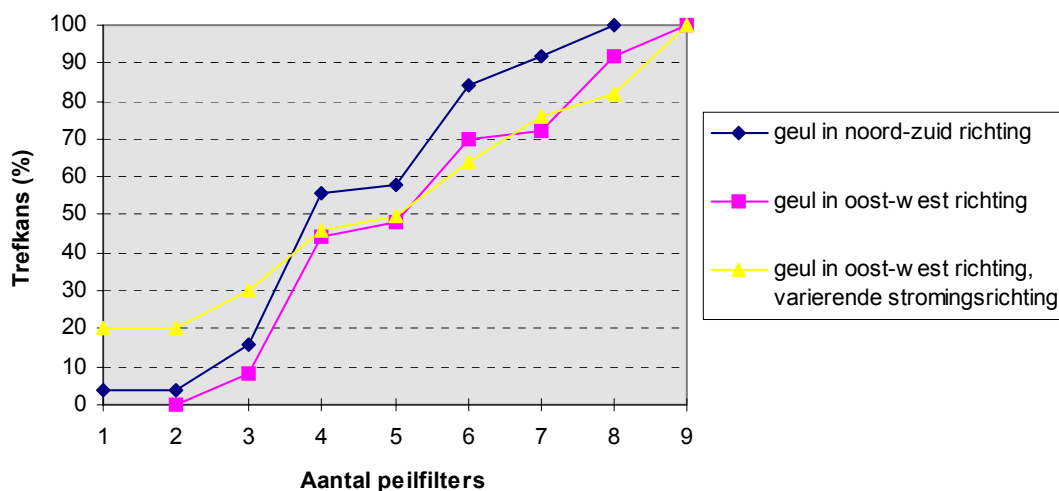


Fig. 12.5. Trefkans bij variatie in de oriëntatie van de geul.

Om het effect van de afstand tussen de bron en de monitoringslijn in beeld te brengen is in figuur 12.6 de geul aan de meest westelijke zijde van A1 gelegd. Dit kan ook worden opgevat als het verplaatsen van de monitoringslijn. De afstand tussen de geul en de monitoringslijn bedraagt minimaal 300 m.

Uit figuur 12.6 valt op te maken dat er weinig verschil ontstaat wanneer de geul dicht bij de monitoringslijn zou komen te liggen. Blijkbaar is de afstand toch nog zodanig groot dat de pluim voldoende gelegenheid krijgt om zich te ontwikkelen. Op basis van deze vaststelling kan worden geconcludeerd dat onder bepaalde vaste randvoorwaarden een optimum kan worden bepaald tussen de omvang van de bron en de afstand tot de monitoringslijn. Dit is hier niet verder uitgewerkt.

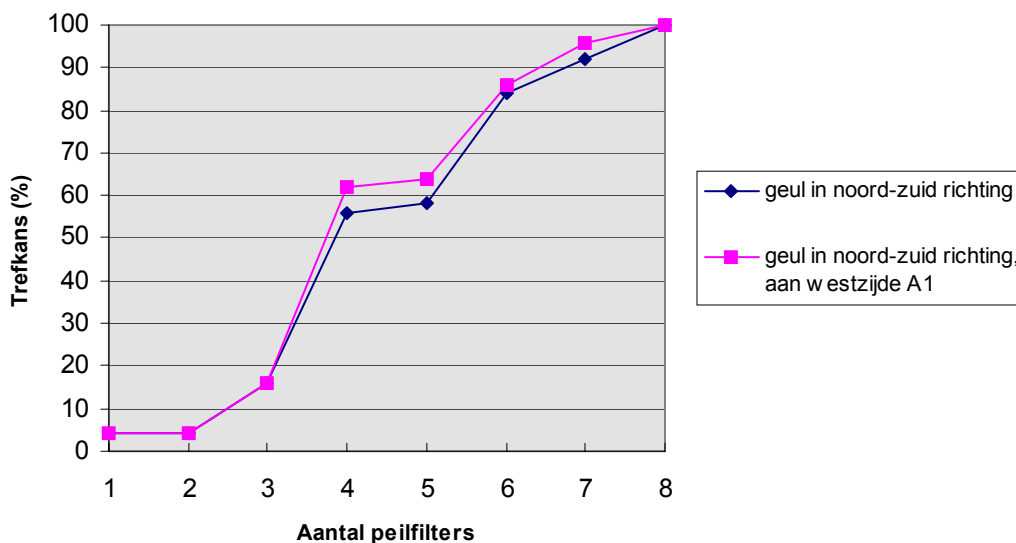


Fig. 12.6. Effect van het opschuiven van de geul.

Een beperking bij de monitoring van een stortgedeelte (A1), zoals hier beschouwd, is dus de 'gedwongen' grote afstand tussen de bron en de monitoringslijn. Hierbij moet goed de doelstelling van de monitoring in het oog worden gehouden. Hier staat tegenover dat bij een stortplaats meestal wel de maximale omvang van het brongebied bekend is en daarmee het te monitoren gebied duidelijk is. Dit in tegenstelling tot een geval zoals beschouwd in case A.

Eerder is geconcludeerd dat als gevolg van het aanbrengen van de bovenafdichting de infiltratiediepte sterk afneemt. A1 is als het meest risicovolle deel van het stort beschouwd. Echter, na het ophogen van het stort kunnen als gevolg van zettingen ook andere stortgedeelten in het grondwater komen te liggen en daarmee een verhoogd verspreidingsrisico tot gevolg hebben. Daar staat wel tegenover dat als gevolg van de optredende zetting de verticale weerstand van samendrukbare lagen kan afnemen. In principe kan daarmee dus overal op de stortplaats, bij falen van de tussenafdichting, lekkage optreden. Aangenomen mag worden dat de lekintensiteit, als gevolg van de aan te brengen beschermingsmiddelen en de eerder genoemde afgenomen doorlatendheid van de ondergrond, kleiner zal zijn dan 30 mm/jaar.

Wanneer de monitoringslijn direct langs de begrenzing van het stort wordt gekozen, dient een fijnmazig meetnet te worden aangebracht. Immers, lekkages die aan de rand ontstaan zullen smalle pluimen veroorzaken op het moment van passeren van de monitoringslijn.

Als er lekkages optreden zal, slechts beperkt afhankelijk van de plaats van optreden, de te bereiken diepte gering zijn. Om deze lekkages vast te kunnen stellen voldoet alleen een dicht meetnet langs de rand van het stort of een minder intensief meetnet op enige afstand van het stort. Tevens geldt dat een andere tracer als chloride zal moeten worden gekozen.

In case A is een relatie gegeven tussen de trefkans en de afstand van de monitoringslijn en de bron.

Ervan uitgaande dat de monitoringszone relatief smal is (kleine afstand tussen de limietgrens en het stort) wordt voor dit geval (onder aanname van een integrale ophoging van het stort) geconcludeerd dat een ondiepe drainage langs de rand van het stort is aan te bevelen.

Om verdunning in de drains te voorkomen dient de drainage in korte, apart te bemonsteren strengen (lengte van bijvoorbeeld 10 m) te worden aangelegd. Zodoende wordt de trefkans van mogelijk optredende (kleine) lekkages tot 1 gemaximaliseerd.

Aangezien het watervoerende pakket homogeen van samenstelling is, kunnen diepere filters, zoals die al aanwezig zijn, worden gehandhaafd om zodoende de kwaliteit van het diepere grondwater te bewaken. Verdunning heeft tot gevolg dat kleine lekkages (klein oppervlak en kleine lekintensiteit), met een meetnet dat chloride als tracer gebruikt, niet zullen worden opgemerkt. Ook hiervoor geldt dat een andere gidsparemeter zal moeten worden gekozen.

12.3 Definitief ontwerp van het netwerk

Uitgaande van de gestelde randvoorwaarden en de verkregen inzichten ten aanzien van de onzekerheden is een monitoringsnetwerk voorgesteld. Hierbij is zoals eerder gemotiveerd de positie van de monitoringslijn niet gevarieerd, maar is met name ingegaan op de te verwachten tracergehalten op de lijn.

De uitgangspunten bij het ontwerp waren:

- de monitoringslijn direct langs het stort (circa 200 m van stortgedeelte A1);
- een normale verdeling in de stromingsrichting van 25 graden;
- een stroomgeul van 50 m lengte, oost-west georiënteerd (hiermee wordt de invloed van de middelste heterogeniteit gesimuleerd);
- een normale verdeling van de dispersie (hiermee het laagste niveau van heterogeniteit simulerend);
- de tracer is chloride;
- de bronsterkte afhankelijk van lekoppervlakte en lekintensiteit.

Op basis van deze uitgangspunten en de basisgegevens, zoals eerder genoemd, wordt een meetnet gevonden dat bestaat uit horizontale drainage in korte strengen, op korte afstand van de rand van het stort. Daarnaast verticale peilbuizen met (korte) filters op variërende diepten. De gidsparemeter zal, afhankelijk van de aard van het nieuw te storten materiaal, opnieuw moeten worden vastgesteld. Hierbij kan worden gedacht aan bijvoorbeeld VOCl.

12.4 Optimalisatie van het netwerk

Op basis van de afweging van de onzekerheden kan met behulp van het programma DG>Plume, uitgaande van een detecteerbare tracer, het aantal observatiepunten worden bepaald. Dit is in case B niet uitgewerkt. Met behulp van het programma is echter geen uitspraak te doen met betrekking tot de dieptestelling van de filters.

Bij deze dieptestelling moet rekening worden gehouden met:

- infiltratiemogelijkheden ter plaatse van de bron;
- stromingssituatie tussen de bron en het meetpunt;
- horizontale gelaagdheden in het te monitoren pakket.

De infiltratie ter plaatse van de bron is als gevolg van de aangebrachte bovenafdichting sterk gereduceerd. De in het verleden aanwezige opbolling van het freatische grondwater is vrijwel zeker afgenomen. Hiermee zijn de mogelijkheden voor verontreinigingen om grotere diepten te bereiken sterk teruggedrongen.

De bovenafdichting is op het hele oude stort aangebracht, zodat ook hier geen grote neerwaartse componenten bestaan. Rondom de stortplaats is een ringsloot aangebracht. Ter plaatse van de ringsloot bestaat een kwelsituatie zodat ter plaatse een opwaartse stroming bestaat.

De afzettingen, die het eerste watervoerende pakket vormen, kunnen horizontaal gelaagd zijn. Hierdoor kan de horizontale stroming in het pakket worden versterkt. Bovenstaande in overweging nemend lijkt het niet zinvol om filters op grote diepten te plaatsen. De potentiële gevaren voor verspreiding naar de diepte lijken gering. De reeds aanwezige verontreinigingen op grotere diepte kunnen door gelaagdheden verder horizontaal verspreiden. De monitoring van deze risico's kan met een extensief meetnet worden uitgevoerd.

12.5 Bevindingen

In deze paragraaf is op kwalitatieve wijze nagegaan hoe een netwerk voor case B er zou moeten uitzien wanneer het stort in verticale richting wordt uitgebreid.

De case kan als archetype dienen voor stortplaatsen die wel aan de bovenzijde, maar niet aan de onderzijde beveiligd zijn en die zich in een kleigebied met rivierafzettingen bevinden.

Bij het nagaan van de onzekerheden zijn de volgende constatering gedaan:

- 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 bijlage 1). 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 gidsparameter en signaalwaarden.
- In het geval van relatief kleine lekkages is chloride geen betrouwbare tracer om lekkages vast te kunnen stellen.
- Aan de grootte van het lek is direct een volgend aspect gekoppeld, namelijk de diepte van de pluim die zich ontwikkelt. Bepaalde programmatuur gaat er namelijk van uit dat de bronconcentratie direct wordt gemengd over de gehele dikte van het watervoerende pakket. Dit is een onderschatting. Met behulp van bijvoorbeeld de formule van Hoeks dient de initiële dikte te worden bepaald waarover menging optreedt, teneinde een inschatting te kunnen doen over de beginconcentratie (die bepalend is voor de 'pluim').
- Een lastig te tackelen vraagstuk is hoe om te gaan met gefundeerde geulen, waarvan de ligging niet bekend is. Deze geulen, maar ook andere afzettingvormen, kunnen leiden tot versnelde verticale verspreiding of horizontale 'fingering'. In case B is ervoor gekozen deze met behulp van het programma DG>Plume te beschrijven als een lijnbron, die zich binnen de grenzen van het beschouwde risicogebied A1 beweegt.
- 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 het stort en de 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.

- De afstand tussen het stort en de monitoringslijn is bepalend voor het aantal waarnemingsfilters. De grootte en de oriëntatie van een lek (lees in dit geval: stroomgeul) worden minder maatgevend voor het aantal meetpunten. Calamiteiten (plaatselijk hogere concentraties en debieten) worden echter niet snel opgemerkt.
- Wanneer wordt uitgegaan van een monitoringslijn direct langs de rand van het stort is, om alle potentiële lekkages bij ophoging van het gehele stort 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.
- In het geval van potentieel grote lekoppervlakten en een 'gedwongen' grote afstand van de monitoringslijn tot de bron zijn de gevolgen van de op voorhand ingeschatte onzekerheden niet erg groot voor de netwerkdichtheid.
- Na 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.
- In een aantal gevallen staan de meetpunten in reeds beïnvloed grondwater. Met andere woorden: er moet rekening worden gehouden met achtergrondgehalten en er dienen afspraken te worden gemaakt over de signaalwaarde per afzonderlijk meetfilter.
- Na het afronden van deze case bestaat de behoefte aan een vuistregel die een relatie beschrijft tussen de dichtheid van de afzonderlijke filters en de afstand tot het risicogebied.

Het monitoringssysteem kan verder worden geoptimaliseerd door:

- het aanleggen van een ondiep drainagesysteem;
- het extensiveren van de metingen in de diepe filters;
- in het geval van uitbreiding van de stortplaats heroverweging van de gidsparementen (een even hoge meetfrequentie voor diepe filters als voor ondiepe is niet zinvol).

Risicoprofiel van een stortplaats

Waarin onderscheidt een stortplaats zich van andere verontreinigingsgevallen als het gaat om monitoring:

- Er is vrijwel nooit sprake van een zware, ver verspreide grondwaterverontreiniging. Het gaat vaak om een diffuus verontreinigingsbeeld. Het betreft vaak macroparameters (chloride, stikstofverbindingen, fosfaten). Hierbij is vaak sprake van relatief hoge achtergrondgehalten (denk aan nitraat in het landelijk gebied), hetgeen vaststellen of er sprake is van een verhoging bemoeilijkt. Dit is duidelijk anders dan bij gevallen zoals bijvoorbeeld het geval Joh. Enschedé. Dit zijn verontreinigingen die op basis van bodemonderzoek moeten worden uitgekarteerd en betreffen vaak milieuvreemde parameters.
- Bij een verontreiniging met macroparameters kan de discussie ontstaan over de ernst en urgentie van de risico's. Bij verontreinigingsgevallen, die milieuvreemde stoffen betreft, is hier vaak minder discussie over.
- Het is vaak wel duidelijk wat de begrenzing van het brongebied is. In veel andere gevallen is dat vaak relatief slecht bekend en is de omvang vastgesteld op basis van veldonderzoek. Op basis van historische gegevens is vaak goed af te leiden wat de stortomvang is. Bij oudere stortplaatsen is dit niet altijd duidelijk.
- (Oude) stortplaatsen bevinden zich vaak in landelijk gebied. Dit levert andere randvoorwaarden op dan in stedelijke gebieden als het gaat om bijvoorbeeld de breedte van monitoringszones.

Ook voor stortplaatsen zijn zowel het FEB-concept als het model DG>Plume goed toepasbaar. Met name de onzekerheden ten aanzien van de positie van eventuele bronnen, de verspreidingssnelheid en de stofeigenschappen maken een optimalisatie van de monitoringsspanning wenselijk om onnodig hoge monitoringskosten te voorkomen.

Het monitoringssysteem van deze stortplaats kan verder worden geoptimaliseerd door het aanbrengen van een horizontale drain, het extensiveren van de metingen in de diepe filters en het heroverwegen van de gidsparameter. Als beleidsmatig een verder van het stort afgelegen limietgrens aanvaardbaar is, kan de optimale meetdichtheid met het model DG>Plume worden vastgesteld.

In algemene zin wordt gesteld dat het FEB-concept goed toepasbaar is voor stortplaatsen. Met name door de grote hoeveelheid onzekerheden (bronpositie en bronsterkte, type stof, verspreidingssnelheid) is een optimalisatie van het monitoringssysteem veelal de moeite waard.

Bij stortplaatsen op een kleilaag wordt geadviseerd:

- bij (gecreëerde) kwelsituaties monitoring te richten op de realisatie van deze kwel (dus stijghoogtemetingen);
- bij infiltratiesituaties en dichtbijgelegen limietgrens uitvoeren van monitoring in een (gecompartimenteerde) horizontale drain.

Bij stortplaatsen op een zandondergrond wordt geadviseerd bij verder afgelegen limietgrens monitoring uit te voeren in peilbuizen in de nabijheid van de limietgrens. Een juiste filterdiepte en filterlengte is een belangrijk aandachtspunt.

LENGTE EN DIEPTE VAN BEMONSTERINGSFILTERS

Bodemheterogeniteiten leiden doorgaans tot grote verschillen in concentraties en een beperktere trefkans. Indien filters met een grotere lengte worden toegepast (bijvoorbeeld in het eerste watervoerende pakket) zal dit effect worden genivelleerd. Langere filters over bodemlagen met verschillende concentraties leiden echter ook tot een verdunning ten opzichte van korte filters in de meest verontreinigde bodemlagen en dus een hogere detectielimiet.

Het effect van lange filters is afhankelijk van het dynamische gedrag van het grondwater, met daarin een verontreinigingspluim. Bij de karakterisatie en monitoring is de doelstelling een representatieve meting van de concentraties te verkrijgen. Vastgesteld moet worden in hoeverre de concentratie gemeten in een monster uit een peilfilter overeenkomt met de werkelijke waarde.

In de case Rids [GeoDelft en Grontmij, 1998] is vastgesteld of langere filters toepasbaar zijn. In technisch opzicht is daarbij met name naar de gemeten concentraties en de te verwachten verdunning gekeken. Bij de kwantificering van het verdunningseffect zijn drie aspecten van belang:

- bodemheterogeniteiten;
- verdeling van de verontreiniging;
- filterlengte.

De verdunningsgraad (x), in een percentage uitgedrukt, is gedefinieerd als de vermindering in concentratie bij gebruik van langere filters:

$$x = 100 \cdot (1 - (\text{conc}_{6m}/\text{conc}_{1m}))$$

Vervolgens kan het effect van bodemheterogeniteiten en pompsnelheden op de verdunningsgraad worden betrokken. Met behulp van een stromingsmodel en de aanname van volledige menging over het filterinterval is de verdunningsgraad te berekenen. Hierbij kunnen bijvoorbeeld twee pompdebieten worden beschouwd (0,5 liter per minuut en 1,0 liter per minuut), uitgaande van een totaal onttrokken volume (voorpompen en bemonsteren) van driemaal de peilbuisinhoud (diameter 36 mm).

Voor de vaststelling van de ligging van de contour van de interventiewaarde houdt middeling van concentraties over een grotere filterhoogte een vervaging van het gemeten front van de verontreiniging in. Als 'fingering' optreedt, wordt een contour van bijvoorbeeld de interventiewaarde met langere filters minder scherp vastgesteld. Of het gebruik van langere filters acceptabel is hangt daarom af van de schaal waarop de contour van de interventiewaarde moet worden vastgesteld. Het is gangbaar om deze vast te stellen op basis van onderzoek met één meter lange filters.

13.1 Inleiding

Binnen het FEB-concept is de controlerende monitoring een belangrijk onderdeel. Het doel daarbij is tijdige signalering van onacceptabele verspreiding van verontreinigingen teneinde te voorkomen dat op termijn onacceptabele risico's ontstaan ten aanzien van kwetsbare objecten. Bij de effectiviteit van controlerende monitoringssystemen speelt de bemonsteringsdiepte met de daarbij te hanteren filterlengte een belangrijke rol.

Het probleem rond bemonsteringsdiepte met daarbij te hanteren filterlengten is op dit moment in de wetenschappelijke wereld volop in de aandacht. Uit de literatuur komt naar voren dat de effec-

ten van gekozen bemonsteringsdiepten en filterlengten op de te bepalen concentraties groot kan zijn in situaties met aanzienlijke verticale concentratiegradiënten. Hierdoor is sprake van niet-representatieve monitoringsresultaten voor de betreffende situatie, die kunnen leiden tot daarop gebaseerde foutieve conclusies. Soms zijn de effecten door uitmiddeling echter juist gering en geeft dit geen aanleiding tot problemen. Afhankelijk van het monitoringsdoel is het belangrijk op de juiste wijze hierop in te spelen. Een greep uit de relevante literatuur: [Robbins en Martin-Hayden, 1991; Martin-Hayden et al., 1991; Reilly en Gibbs, 1993; Reilly en LeBlanc, 1998; Chiang et al., 1995; Puls en Paul, 1997; Martin-Hayden en Robbins, 1997; Cosler, 1997; Andricevic, 1998; GeoDelft en Grontmij, 1999].

Bodemheterogeniteiten leiden doorgaans tot grote verschillen in concentraties en een beperktere kans op detectie. Indien filters met een grotere lengte worden toegepast (bijvoorbeeld in een dik watervoerend pakket), zal dit effect worden genivelleerd. Lange filters over bodemlagen met een verticale concentratiegradiënt leiden echter ook tot menging ten opzichte van korte filters in de meest (minst) verontreinigde bodemlagen, hetgeen tot hogere detectielimieten kan leiden.

Het effect van lange filters is afhankelijk van het dynamische gedrag van het grondwater, met daarin een verontreinigingspluim. Controlerende monitoring streeft naar representatieve meting van de concentraties voor de verspreidingsrisico's ten aanzien van de kwetsbare objecten (hierbij te denken aan bepaling van stoffluxen die maatgevend zijn voor verspreidingsrisico's). Vastgesteld moet worden in hoeverre de concentratie gemeten in een monster uit een peilfilter overeenkomt met de werkelijke waarde en op welke schaal deze laatste moet worden bepaald.

De toepasbaarheid van grotere filterlengten is onder andere onderzocht aan de hand van de verontreinigingssituatie van de Vetgasfabriek te Amersfoort. De bevindingen zijn in paragraaf 13.3 opgenomen, waarbij met name op het aspect menging (verdunding) nader is ingegaan. Geconcludeerd is dat de verdunding kan oplopen tot een factor 10 voor 6 m lange filters (in plaats van de aldaar tot nu toe gebruikte 1 m lange filters), maar dat dit de toepasbaarheid niet in de weg zou staan. Uniformiteit in de verzamelde meetgegevens kan een belangrijker aspect zijn om naast de 1 m lange filters niet deels over te gaan op langere filters.

Door de veelheid en verscheidenheid van onderzoeksresultaten is een voor de praktijk uitvoerbare werkwijze nog niet opgesteld. In paragraaf 13.2 is een eerste aanzet gegeven tot een beoordeling van geschikte bemonsteringsdiepte en filterlengte, zoals die voor de meest voorkomende situaties kan worden toegepast. Het is nog niet mogelijk om eenvoudige vuistregels af te leiden.

13.2 Globale werkwijze voor de bepaling van bemonsteringsdiepte en filterlengte

13.2.1 Inleiding

Bij controlerende monitoring is het voor de bepaling van de bemonsteringsdiepte met daarbij te hanteren filterlengten van essentieel belang dat een conceptueel beeld (schematisatie/model) van de betreffende verontreinigingssituatie beschikbaar is. In paragraaf 13.2.2 is een globale werkwijze weergegeven voor de meest voorkomende situaties van kwetsbare objecten met bijbehorende limietgrenzen, waarbij het geval Joh. Enschedé als voorbeeld heeft gediend. Hierbij worden de volgende uitgangspunten gesteld:

- een globaal driedimensionaal beeld van de mogelijke verontreinigingssituatie is bekend;
- de controlerende monitoring is gericht op bescherming van de limietgrens;
- de potentiële verspreidingsroutes van de verontreiniging kunnen worden opgedeeld in horizontale (watervoerende lagen) en verticale (waterremmende lagen) trajecten;
- met het oog op de verspreidingsrisico's ligt de nadruk op de watervoerende lagen.

De volgende aspecten zijn van belang in relatie tot de verschillende kwetsbare objecten:

- de bemonsteringsdiepte is afhankelijk van de afstand tot de bron en de mate van versmering langs de verspreidingsroute;
- de gemeten concentraties moeten representatief zijn voor de schaal waarop verspreidingsrisico's kunnen optreden; dit heeft een relatie met de constructie van monitoringspunten en de wijze van bemonsteren.

13.2.2 Viertal verschillende limietgrenzen

Aan de hand van het geval Joh. Enschedé zijn vier onderscheiden situaties van kwetsbare objecten met bijbehorende limietgrenzen uitgewerkt. Het doel is te komen tot een globale methode voor de bepaling van de bemonsteringsdiepte met daarbij te hanteren filterlengten. Voor vergelijkbare situaties kan op analoge wijze te werk worden gegaan. Te allen tijde zal hierbij minimaal een globaal conceptueel model (schematisatie van de werkelijkheid) van de verontreinigings-situatie en de verspreidingsroutes nodig zijn. Voor complexe situaties (waaronder de Vetgasfabriek en Joh. Enschedé), waarin een gedetailleerd conceptueel model vereist is om inzicht te verwerven in de verspreidingsrisico's, kunnen onderstaande adviezen/vuistregels niet zonder meer worden toegepast.

De volgende limietgrenzen zijn voor het geval Joh. Enschedé beschouwd:

1. een recht vlak (Bakenessergracht);
2. een gebogen vlak (van een (I)-contour);
3. door verontreinigd kwelwater bedreigde woning;
4. een fictieve onttrekkingsput.

Ad 1: een recht vlak (Bakenessergracht)

De limietgrens voor de Bakenessergracht als kwetsbaar object heeft de vorm van een recht vlak langs de gracht. De concentratienorm over dit rechte vlak mag niet worden overschreden dan wel een emissieflux mag een bepaalde nom niet overschrijden. De verontreiniging (DEC en VC) bevindt zich in de (ondiepe) ophooglaag en is waarschijnlijk via gaten in het onderliggende klei/veenpakket naar de tussenzandlaag verspreid en is aldaar verder in horizontale richting verspreid. De situatie is in figuur 13.1 aangegeven met de contour van de interventiewaarde voor DCE.

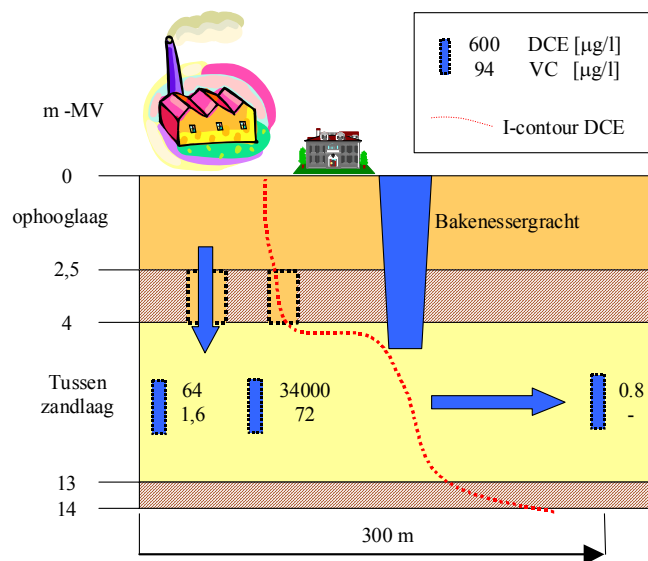


Fig. 13.1. I-contour met concentratiebeeld voor de tussenzandlaag.

Gezien het vigerende grondwaterstromingspatroon zal eventueel normoverschrijding via de tussenzandlaag gaan plaatsvinden, omdat daarin sprake is van horizontale stroming. In deze situatie leveren filters over de volledige pakkethoogte de grootste detectiekans, mits de optredende verdunning acceptabel is vanuit het oogpunt van detectielimieten. Echter, aan een emissieflux naar de Bakenessergracht draagt de stofflux onder de gracht door niet bij. Om dit te onderscheiden zijn korte filters op minimaal twee niveaus noodzakelijk.

Ad 2: een gebogen vlak (van een I-contour)

Een limietgrens langs een I-contour houdt in dat uitbreiding hiervan controleerbaar moet zijn. De methodiek voor het volgen van een I-contour is uitgewerkt in bijlage 10 en 11 en omvat de bepaling van stoffluxen over een I-contour (met toepassing voor het geval Joh. Enschedé).

Voor het watervoerende pakket is op basis van het gemeten concentratiebeeld een onderverdeling gemaakt in pakketdikten van 15 m (zie fig. 13.2). Hierdoor kan de I-contour op verschillende diepten in horizontale richting worden gevolgd aan de hand van meetpuntparen (omcirkelde filters in de figuur). Het is duidelijk dat hier significante verticale concentratiegradiënten aanwezig zijn. Filters over de (nagenoeg) gehele hoogte van deze 15 m dikke bodemlagen leiden tot de meest representatieve concentraties voor de bepaling van stoffluxen over de (I)-contour. Voor de tussenzandlaag zijn filters over de volledige hoogte gebruikt, omdat dit pakket betrekkelijk homogeen is en uitbreiding van de I-contour in horizontale richting zal plaatsvinden (verticale concentratiegradiënten werken hier niet teveel verstorend).

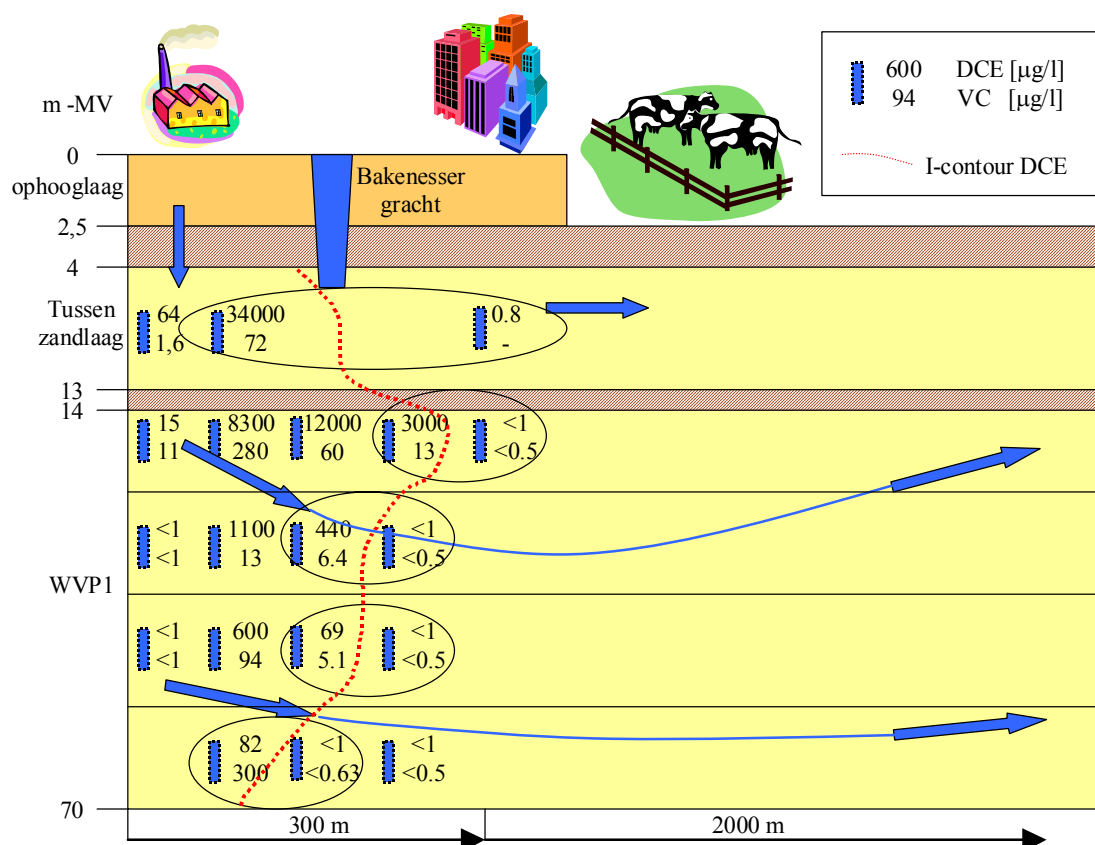


Fig. 13.2. I-contour met concentratiebeeld voor de tussenzandlaag en het watervoerende pakket.

Ad 3: door verontreinigd kwelwater bedreigde woning

In dit geval is sprake van kwel vanuit de tussenzandlaag naar de ophooglaag, hetgeen kan worden vastgesteld door het stijghoogteverschil tussen beide pakketten te meten. Monitoring van het kwelwater in de ophooglaag in combinatie met de meting van de bodemlucht/kruipruimte is de meest directe bepaling van een eventueel optredend blootstellingsrisico. Monitoring van het opkwellend grondwater bovenin de tussenzandlaag maakt vroegtijdige signalering van een potentieel blootstellingsrisico mogelijk.

Hiervoor kunnen korte verticale filters direct stroomopwaarts van bedreigde panden worden gebruikt. Horizontale drains zijn echter veel doeltreffender in deze situatie.

Drains met beperkte lengten leveren minder problemen bij de bemonstering en leiden tot een betere representativiteit van de gemeten concentraties.

Recent onderzoek [Waitz et al., 1999] wijst op veel lagere concentraties van CIS en VC direct onder de grondwaterspiegel en daarmee een kleinere kans op blootstellingsrisico's. In dit geval veroorzaakt verdunning door zelfs 1 m lange filters overschatting van het risico. Monitoring in horizontaal aangebrachte dunne zandlaagjes is hier een te overwegen optie, omdat dit de representativiteit van de gemeten concentraties ten goede komt.

Ad 4: een fictieve onttrekkingsput

In figuur 13.3 is de situatie van een drinkwaterwinning op grotere afstand in het eerste watervoevende pakket weergegeven. Controlerende monitoring met het doel garantie te kunnen bieden ten aanzien van het niet optreden van onacceptabele verspreidingsrisico's moet plaatsvinden op voldoende afstand stroomopwaarts van de onttrekking. Het gebruik van korte filters heeft slechts zin als er noodzaak bestaat verticale differentiatie in concentraties vast te stellen (dit kan bijvoorbeeld het geval zijn als een specifieke grindlaag bovenmatig snellere verspreiding met significante stoffluxen kan veroorzaken). In veel gevallen is een over de verticaal gemiddelde concentratie goed bruikbaar voor de bepaling van de optredende emissiefluxen. Hierbij moet door uitmiddeling de detectielimiet niet worden overschreden.

De bemonsteringsdiepte en filterlengte dienen afgestemd te worden op:

- verontreinigingsdiepte;
- invangdiepte van de onttrekkingsput;
- invangbanen op basis van voorspelling/inschatting van regionaal infiltratie/kwelpatroon;
- verdunning (verspreidingsafstand).

De optimale bemonsteringsdiepte ($D_{\text{bemonstering}}$), het hart van het filterniveau in (m-NAP), wordt bepaald door (zie fig. 13.3):

$$D_{\text{bemonstering}} = D_{\text{verontreiniging}} - dH_{\text{verontreiniging}}/2 + H_{\text{verspreiding}}$$

waarbij $dH_{\text{verontreiniging}}$ de hoogte is waarover geen significante concentratiegradiënt optreedt.

De maximaal toelaatbare filterlengte wordt bepaald volgens:

$$L_{\text{filter}} = dH_{\text{dispersie}} + dH_{\text{verontreiniging}}$$

waarbij $dH_{\text{dispersie}}$ een maat voor de versmering is, afhankelijk van de verspreidingsafstand en locatiespecifieke bodemparameters.

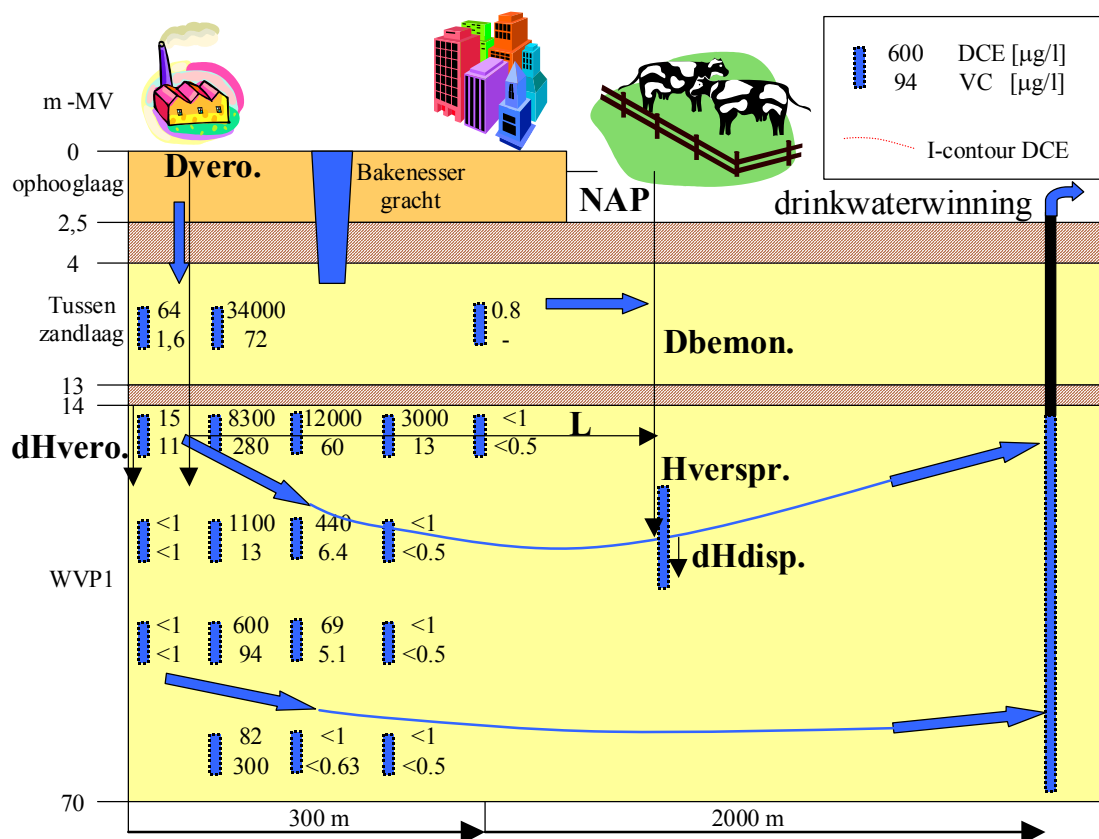


Fig. 13.3. Situatie van een drinkwaterwinning in het eerste watervoerende pakket.

Uit [Driessen et al., 1991] is tabel 13.1 opgenomen, waaruit $dH_{\text{dispersie}}$ voor een specifieke situatie kan worden afgeleid op basis van verspreidingssnelheid, afstand en een transversale dispersie-coëfficiënt $\alpha_{\text{transversaal}}$ in verticale richting van 0,1 m.

Tabel 13.1. Waarden voor $dH_{\text{dispersie}}$ op basis van verspreidingssnelheid, afstand en $\alpha_{\text{transversaal}}$.

$V_{\text{effectief}}$ (m/d)	$L_{\text{verspreiding}}$ (m)	$dH_{\text{dispersie}}$ (m)
		($\alpha_{\text{transversaal}} = 0,1 \text{ m}$)
0,001	0,45	1
0,01	4,5	3
0,1	45	10
1	450	30

13.3 Afweging van de toepasbaarheid van langere bemonsteringsfilters voor de Vetgasfabriek

Het doel van monitoring voor de SBNS-locatie Vetgasfabriek te Amersfoort is vast te stellen of de contour van de interventiewaarde zich uitbreidt. In dit kader is het mengingseffect beschouwd dat optreedt bij grotere filterlengten, om op basis daarvan af te kunnen wegen of langere filters acceptabel (en zelfs wenselijker) zijn.

Het volgende is hierbij naar voren gekomen:

- bij gebruik van langere filters treedt aanmerkelijke menging van concentraties op;
- dit mengingseffect kan bij 6 m lange filters oplopen van 6 % tot 89 % (factor 10!);
- de hoogste mengingsgraad voor lange filters (6 m) treedt op in situaties waarbij in twee boven elkaar afgestelde korte filters (1 m) een groot concentratieverschil wordt gemeten.

Er is geconcludeerd dat het mengingseffect niet te groot is bij de toepassing van 6 m lange filters (in plaats van 1 m). Uit hoofde van vergelijkbaarheid van meetgegevens kan het wenselijk zijn zo veel mogelijk met dezelfde filterlengten te werken; als echter het gebruik van afwijkende, specifieke filterlengten de representativiteit van de meetgegevens (voor het gestelde monitoringsdoel) ten goede komt is dat aan te bevelen.

In de uitwerking is met name naar de gemeten concentraties en de te verwachten menging gekeken. Bij de kwantificering van het mengingseffect zijn drie aspecten van belang:

- bodemheterogeniteiten;
- verdeling van de verontreiniging;
- filterlengte.

De verdunningsgraad (x), uitgedrukt in een percentage, is gedefinieerd als de verlaging van de concentratie bij gebruik van langere filters (lengte van 6 m in plaats van 1 m):

$$x = 100 \cdot (1 - (\text{conc}_{6\text{m}}/\text{conc}_{1\text{m}}))$$

Negatieve waarden voor x wijzen op een indikkingsgraad (verhoging van de concentratie). Volgens kan het effect van bodemheterogeniteiten en pompsnelheden op de verdunningsgraad (indikkingsgraad) worden betrokken. Met behulp van een stromingsmodel en de aanname van volledige menging over het filterinterval is de verdunningsgraad (indikkingsgraad) te berekenen. Hierbij kunnen bijvoorbeeld twee pompdebieten worden beschouwd (0,5 liter per minuut en 1,0 liter per minuut), uitgaande van een totaal onttrokken volume (voorpompen en bemonsteren) van driemaal de peilbuisinhoud (diameter 36 mm).

Voor de vaststelling van de ligging van de contour van de interventiewaarde houdt middeling van concentraties over een grotere filterhoogte een vervaging van het gemeten front van de verontreiniging in. Als 'fingering' optreedt, wordt een contour van bijvoorbeeld de interventiewaarde met langere filters minder scherp vastgesteld. Of het gebruik van langere filters acceptabel is hangt daarom af van de schaal waarop de interventiewaardecontour moet worden vastgesteld. Het is gangbaar om deze vast te stellen op basis van onderzoek met één meter lange filters.

Hieronder zijn voor een tweetal situaties kanttekeningen geplaatst bij het gebruik van langere filters, waaraan in de praktijk aandacht moet worden besteed.

Situatie van verspreidende pluim

De mate van toestroming uit verschillende bodemlagen is mede bepalend voor de mate van menging en dus de uiteindelijk gemeten concentratie. In een situatie waarin de verontreiniging zich nog uitbreidt, is toelevering van verontreinigende stoffen vanuit goed doorlatende lagen veelal maatgevend. Als gemeten wordt nabij het front van de verontreinigingspluim, in een situatie waarin verspreiding optreedt, zullen concentraties in langere filters redelijk maatgevend zijn voor een stoffluxbepaling, omdat de grootste bijdrage wordt geleverd door de goed doorlatende bodemlagen waarin het verspreidingsproces het snelst verloopt. Voor de sturing van het systeem, waarbij de stofflux wordt bepaald, is het gebruik van langere filters dan acceptabel. Een

voorwaarde hierbij is dat de te verwachten concentraties boven de detectielimiet blijven (en dus niet te sterke verdunning optreedt door gebruik van langere filters).

Situatie van niet-verspreidende pluim

In een stabiele situatie, waarin het front van de verontreinigingspluim zich niet verder verspreidt dan wel zich terugtrekt, wordt met name nalevering uit minder doorlatende lagen bepalend. De in langere filters gemeten concentraties zijn dan minder maatgevend voor de verontreinigings-situatie, omdat de concentraties in slechter doorlatende lagen het hoogst zullen zijn, terwijl deze minder water aan het filter leveren dan de goed doorlatende bodemlagen. Dit kan het vaststellen van de ligging van de contour van de interventiewaarde onder deze condities bemoeilijken en is in deze situatie met name afhankelijk van de schaal waarop bepaling van de ligging gewenst is.