

---

mededeling  
nummer **117**

# naar een meetsysteem waterkwaliteit bij grondwaterwinning



---

**kiwa**

mededeling  
nummer **117**

# naar een meetsysteem waterkwaliteit bij grondwaterwinning

Opdrachtgever:  
VEWIN  
Opdrachtnummer: 881.710.210

Auteur:  
drs. P.K. Baggelaar

KIWA N.V.  
Onderzoek en Advies  
Nieuwegein, februari 1992

INHOUD	Blz.
VOORWOORD	7
SAMENVATTING	9
<b>DEEL A: ALGEMENE ASPECTEN</b>	
1 INLEIDING	11
1.1 Doel van deze Mededeling	11
1.2 Aanleiding	11
1.3 Meetsysteem waterkwaliteit bij grondwaterwinning	12
1.4 Over de inhoud van deze Mededeling	14
1.4.1 Opbouw	14
1.4.2 Afbakening	15
1.4.3 Diepgang	16
1.5 Kader	16
2 DOEL EN NUT VAN HET MEETSYSTEEM	18
2.1 Inleiding	18
2.2 Gewenste informatie	18
2.3 Doelen van het meetsysteem	18
3 UITVOERINGSVORMEN VAN HET MEETSYSTEEM	21
3.1 Meetobjecten	21
3.2 Koppeling aan een voorspellingsmodel	21
3.3 Drie mogelijke uitvoeringsvormen	23
4 OPZETTEN VAN HET MEETSYSTEEM	25
4.1 Inleiding	25
4.2 Systematiek bij het opzetten	25
4.3 Toelichting stroomschema	26
4.3.1 Inleiding	26
4.3.2 Voorstudie	28
4.3.3 Ontwerp / installatie meetnet	30
4.3.4 Opstellen procedures meetsysteem	31
4.3.5 Exploitatie meetsysteem	33

4.3.6	Optimalisatie meetsysteem	34
4.4	Vastleggen van het meetsysteem	34
5	KOSTEN VAN HET MEETSYSTEEM	36
5.1	Inleiding	36
5.2	Investeringskosten	37
5.2.1	Voorstudie en ontwerp	37
5.2.2	Installatie waarnemingsputten	37
5.2.3	Aanschaf software	38
5.3	Exploitatiekosten	38
5.3.1	Inventarisatie landgebruik	39
5.3.2	Bemonstering	39
5.3.3	Analysekosten	40
5.3.4	Controle en opslag	40
5.3.5	Rapportage	41
5.4	Kostenvoorbeelden	41
6	BESTAANDE MEETNETTEN / MEETSYSTEMEN	43
6.1	Algemeen	43
6.2	Aansluiten op bestaande meetnetten / meetsystemen	43
6.3	Overzicht meetnetten / meetsystemen grondwater- kwaliteit	44
<b>DEEL B: TECHNISCHE ASPECTEN</b>		
1	INVENTARISATIE GEOHYDROLOGISCHE EN GEOHYDROCHEMISCHE SITUATIE	49
1.1	Inleiding	49
1.2	Hydrologische systeemanalyse	49
1.3	Hydrochemische faciesanalyse	51
1.4	Bepaling intrekgebied	54
2	BEPALING MINIMALE REISTIJD	57
2.1	Inleiding	57
2.2	Mogelijke methoden	57
3	BEPALING HERKOMST VOLUMESTROOM	60

3.1	Inleiding	60
3.2	Mogelijke methoden	62
4	INVENTARISATIE LANDGEBRUIK	65
4.1	Soorten verontreinigingsbronnen	65
4.2	Aanpak bij inventarisatie	65
4.3	Topografische kaarten	66
4.4	Veldverkenning	66
4.5	CBS-gegevens	66
4.6	Remote Sensing	67
5	ONTWERP / INSTALLATIE DIEP MEETNET	69
5.1	Functies van het diepe meetnet	69
5.2	Bruikbaarheid bestaande waarnemingsputten	70
5.3	Inrichting diepe waarnemingsput	71
5.3.1	Keuze van het boorsysteem	71
5.3.2	Boorbeschrijvingen	73
5.3.3	Boordiepte	73
5.3.4	Afwerking boring tot waarnemingsput	74
5.3.5	Schoonpompen diepe waarnemingsput	79
5.3.6	Onderhoud diepe waarnemingsput	79
5.3.7	Vastleggen zakelijk recht	80
6	ONTWERP / INSTALLATIE ONDIEP MEETNET	81
6.1	Uitvoering van het ondiepe meetnet	81
6.2	Te bemonsteren gebied	82
6.3	Dichtheid van bemonstering	83
6.3.1	Strategie	83
6.3.2	Aselecte bemonstering	84
6.3.3	Systematische bemonstering	85
6.3.4	Benodigd aantal monsters	85
6.3.5	Samenstellen mengmonsters	87
7	BEWAKING PUNT- EN/OF LIJNBRONNEN	89
7.1	Algemeen	89
7.2	Relevante voorinformatie	89
7.3	Bemonsteringsstrategie	90

7.3.1	Bemonsteringslokaties	90
7.3.2	Bemonsteringsfrequentie	92
7.3.3	Steekproefschema	92
7.4	Analysepakket	92
8	KEUZE ANALYSEPAKKET	93
8.1	Inleiding	93
8.2	Mogelijk bedreigende parameters	94
8.3	Risicodekking door combinatie van analysepakketten	95
8.3.1	Inleiding	95
8.3.2	Exploratiepakket	96
8.3.3	Toetspakket	97
8.4	Enmalige aanvullingen op een analysepakket	97
8.5	Speciale aandacht voor bestrijdingsmiddelen	98
8.5.1	Inleiding	98
8.5.2	Relevante parameters bestrijdingsmiddelen	99
8.5.3	Kostenbesparende strategie bestrijdingsmiddelen	104
9	KEUZE BEMONSTERINGSFREQUENTIE	105
9.1	Algemeen	105
9.2	Toetsfrequentie ruwwater	105
9.3	Toetsfrequentie diepe grondwater	106
9.4	Toetsfrequentie bovenste grondwater / bodemvocht	106
10	PROCEDURE VOOR BEMONSTERING	108
10.1	Algemeen	108
10.2	Het belang van een procedure voor de bemonstering	108
10.3	Bemonstering ruwwater	109
10.4	Bemonstering grondwater uit waarnemingsputten	113
10.5	Bemonstering bovenste grondwater uit boorgaten	117
10.6	Bemonstering bodemvocht via boorgaten	118
10.7	Benodigd volume van het monster	119
11	PROCEDURE VOOR CHEMISCHE ANALYSE	120
11.1	Inleiding	120
11.2	Chemische analyse van ruwwater en grondwater	120
11.3	Chemische analyse van bodemvocht, een geval apart	120

12	PROCEDURE VOOR CONTROLE EN OPSLAG VAN GEGEVENS	122
12.1	Controle van analysegegevens	122
12.1.1	Controle via de ionenbalans	122
12.1.2	Controle via het elektrisch geleidingsvermogen	123
12.1.3	Controle via de indamprest	124
12.1.4	Controle op uitschieters	124
12.1.5	Controle bij de invoer	126
12.2	Wijze van opslag van gegevens	127
13	PROCEDURE VOOR VERWERKING GEGEVENS	129
13.1	Inleiding	129
13.2	Karakteristieken van de gegevens	129
13.3	Procedure voor verwerking van gegevens	130
13.4	Grafische methoden	131
13.4.1	Plots van de tijdreeksen	131
13.4.2	Box-whisker plots	133
13.5	Trendanalyse	133
13.5.1	Inleiding	133
13.5.2	Lineaire regressie	136
13.5.3	Mann-Kendall	137
13.5.4	Hirsch I	137
13.5.5	Hirsch II	139
13.5.6	Grootte van een trend	139
13.5.7	Trendanalyse bij gecensureerde waarnemingen	140
13.6	Verwerking gegevens ondiepe meetnet	141
13.6.1	Inleiding	141
13.6.2	Schatten gemiddelde	142
13.6.3	Waarnemingen onder de analysegrens	143
13.6.3.1	Inleiding	143
13.6.3.2	Eén analysegrens	143
13.6.3.3	Meerdere analysegrenzen	145
13.7	Evaluatie van punt- en/of lijnbronnen	147
13.8	Software voor de verwerking	148
13.9	Toetsen / vergroten bestaande inzichten	148
14	PROCEDURE VOOR VOORSPELLING RUWWATERKWALITEIT	151
14.1	Inleiding	151

14.2	Voorspellen uit ruwwaterkwaliteit	151
14.3	Voorspellen met een stoftransportmodel	152
14.3.1	Theoretische achtergronden	152
14.3.2	Soorten stoftransportmodellen	155
14.3.2.1	Inleiding	155
14.3.2.2	Analytisch model	155
14.3.2.3	Eenvoudig numeriek model vanaf de grondwaterspiegel	156
14.3.2.4	Eenvoudig numeriek model vanaf de pompputten	157
14.3.2.5	Geïntegreerd numeriek model	158
14.3.2.6	Modulair numeriek model	159
14.4	Evaluatie van verschillende scenario's	159
15	PROCEDURE VOOR RAPPORTAGE	162
15.1	Doelgroepen	162
15.1.1	Beleidskader waterleidingbedrijf	162
15.1.2	Uitvoerend kader waterleidingbedrijf	162
15.1.3	Overheid	162
15.1.4	Publiek	163
16	OPTIMALISATIE MEETSYSTEEM	164
16.1	Inleiding	164
16.2	Optimalisatie meetinspanning	164
16.2.1	Inleiding	164
16.2.2	Optimalisatie meetfrequentie	165
16.2.3	Optimalisatie meetdichtheid	167
16.3	Reductie/opheffing ondiep meetnet	167
16.4	Aanpassing diep meetnet	168
	LITERATUUR	169
	ENKELE BEGRIPPEN	179



## VOORWOORD

Deze Mededeling, over het nut en het opzetten van een meetsysteem waterkwaliteit bij grondwaterwinning, is het resultaat van de eerste fase van het onderzoeksproject "Meetnetten Waterwingebieden", dat door KIWA wordt uitgevoerd in opdracht van de VEWIN. Vanwege de vele specialismen die een rol spelen bij dit onderwerp, is voor bepaalde onderdelen advies ingewonnen bij collega's van KIWA, te weten:

- drs. J.F.M. van Brussel: bepaling herkomst volumestroom, voorspelling ruwwaterkwaliteit;
- ir. J.P. van der Eem: bepaling intrekgebied, bepaling herkomst volumestroom;
- ing. F.A.M. Hettinga: inventarisatie landgebruik, ontwerp / installatie diep meetnet, ontwerp / installatie ondiep meetnet, keuze analysepakket, bemonstering, controle en opslag van gegevens;
- drs. M.P. Laeven: voorspelling ruwwaterkwaliteit;
- ir. J.H. Peters: bepaling intrekgebied, bepaling herkomst volumestroom, voorspelling ruwwaterkwaliteit;
- drs. L.M. Puijker: bestrijdingsmiddelen;
- drs. P.J. Stuyfzand: inventarisatie geohydrologische en geochemische situatie, keuze analysepakket, ontwerp / installatie diep meetnet, bemonstering, controle en opslag van gegevens;
- ing. A.J. Vogelaar: inventarisatie landgebruik, ontwerp / installatie diep meetnet, ontwerp / installatie ondiep meetnet, keuze analysepakket, bemonstering, controle en opslag van gegevens.

Het onderzoek en de daaruit voortvloeiende Mededeling hebben veel baat gehad bij de begeleidende rol van de werkgroep "Meetnetten Waterwingebieden". Deze stond borg voor binding met de praktijk en aansluiting op de behoefte in de waterleidingwereld. De werkgroep is als volgt samengesteld:

Voorzitter: ing. Th.P.R. Smit (Waterleiding Maatschappij Overijssel NV), tevens lid van de Commissie Bescherming Waterwin-gebieden;

Secretaris: drs. P.K. Baggelaar (KIWA);

Leden : - ir. R.H.C.M. Awater (NV Waterleidingmaatschappij Oostelijk Gelderland);  
- ing. A.A.L. van Kessel (Veluwse Nutsbedrijven NV);  
- ir. J.F. Kragt (en voormalig lid ir. E. Broers, beiden NV Waterleiding Maatschappij Limburg);  
- drs. G.J.W. Krajenbrink (Stichting Waterlaboratorium Oost);  
- ir. N.L. van der Moot (NV Waterleidingmaatschappij Drenthe);  
- ir. J.G.H. Philips (NV Waterleidingmaatschappij Oost-Brabant);  
- ing. H. Snelting (Rijksinstituut voor de Volksgezondheid en Milieuhygiëne);

De volgende leden van deze werkgroep hebben tevens geadviseerd op specifieke onderdelen:

- drs. G.J.W. Krajenbrink: keuze analysepakket;  
- ing. Th.P.R. Smit: doel en nut van het meetsysteem, uitvoeringsvormen van het meetsysteem;  
- ing. H. Snelting: aansluiting op het Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit van het RIVM, bestrijdingsmiddelen.

Verder is gebruik gemaakt van adviezen van drs. C.P.M. Berix van Waterleiding Maatschappij Overijssel NV, met name betreffende de uitvoeringsvormen van het meetsysteem en het verzamelen van geologische informatie bij het installeren van diepe waarnemingsputten.

Tenslotte zijn nog waardevolle suggesties en commentaar geleverd door alle leden van de werkgroep, ir. C.G.E.M. van Beek, ir. J.Th. Groennou, drs. R. Hopman, ing. A. Kap en H.M.J. Janssen, allen van KIWA, ir. F. Bonnema van NV Waterleiding Friesland, ing. G.D.J. Doedens van NV Waterleidingbedrijf Midden-Nederland en ing. M. van der Velden, van Waterleiding Maatschappij Overijssel NV.

## SAMENVATTING

Waterleidingbedrijven die grondwater onttrekken hebben niet altijd duidelijk zicht op de toekomstige kwaliteit van het ruwwater, vanwege onzekerheden met betrekking tot de ruimtelijke en temporele variaties in de kwaliteit van het toestromende grondwater. Dit wordt met name veroorzaakt door onbekendheid met de mate waarin bepaalde menselijke invloeden doorwerken naar de grondwaterkwaliteit. Daarnaast speelt mee dat de onttrekking een verandering aanbrengt in de hydrologische situatie. Het gebrek aan zicht bemoeilijkt een tijdige en adequate reactie op een verslechtering van de ruwwaterkwaliteit. Door een meetsysteem van de grond- en/of ruwwaterkwaliteit kan het beeld van de toekomstige ruwwaterkwaliteit echter scherper worden gesteld. Zo'n meetsysteem is een procedure, om op basis van regelmatige metingen, informatie over de kwaliteit van het huidige grondwater en het toekomstige ruwwater te genereren en geregeld te rapporteren aan doelgroepen als het beleids- en uitvoerend kader van het waterleidingbedrijf, het publiek en de overheid. Een meetsysteem omvat dan ook meer dan een meetnet, dat in feite slechts de basisgegevens van het meetsysteem levert. De basisgegevens worden dankzij de procedure van het meetsysteem getransformeerd tot de gewenste informatie en vervolgens aan de doelgroep gerapporteerd.

Een meetsysteem grond- en/of ruwwaterkwaliteit voorziet tevens in de maatschappelijke signaleringsfunctie van het waterleidingbedrijf, zoals neergelegd in het Nationaal Milieubeleidsplan en het VEWIN Milieuplan. De geleverde informatie zal de overheid stimuleren haar beleid met betrekking tot grondwaterbescherming te evalueren en zonodig bij te stellen.

Door het meetsysteem worden waarnemingen van de waterkwaliteit gekoppeld aan een voorspellingsmodel om de ruwwaterkwaliteit te voorspellen. Afhankelijk van de kwetsbaarheid van de winning worden daartoe de volgende uitvoeringsvormen van het meetsysteem aanbevolen: 1) bemonstering ruwwater, 2) bemonstering ruwwater en diepe grondwater, 3) bemonstering ruwwater, diepe grondwater en bovenste grondwater / bodemvocht.

De te volgen systematiek bij het opzetten van een meetsysteem wordt in deze Mededeling toegelicht aan de hand van een

stroomschema (Deel A, hfdst. 4, fig. 4.1). Dit stroomschema dient tevens als leeswijzer voor deel B van deze Mededeling, waarin de technische details van het opzetten van een meetsysteem worden uitgewerkt.

Het resulterende meetsysteem is met name gericht op diffuse verontreinigingsbronnen, alhoewel ook rekening kan worden gehouden met lokale verontreinigingsbronnen. Bij het opzetten worden een aantal belangrijke fasen onderscheiden. a) Voorstudie, teneinde inzicht te krijgen in zaken als opbouw van de ondergrond, stromingsstelsels van het grondwater, geohydrochemische processen, ligging intrekgebied en potentiële verontreinigingsbronnen. b) Ontwerp en installatie van het meetnet, waarbij wordt vastgesteld waar, wat en wanneer moet worden gemeten. c) Opstellen van het meetsysteem, met het vastleggen van procedures voor bemonstering, chemische analyse, controle, opslag en verwerking van gegevens, voorspelling van de ruwwaterkwaliteit en rapportage. d) Exploitatie van het meetsysteem. e) Optimalisatie van het meetsysteem, uit te voeren nadat het enige tijd heeft gefunctioneerd.

Het vastleggen van de procedures van het meetsysteem leidt tot een consistente aanpak, zodat er geen overbodige variatie in de gegevens wordt geïntroduceerd die de informatie kan vertroebelen. Tevens wordt hiermee de informatiestroom, van bemonstering tot en met rapportage aan de doelgroep gewaarborgd. Tenslotte geeft het een zekere bescherming tegen ondoordachte bezuinigingsplannen.

Het biedt voordelen als bepaalde onderdelen van het meet-systeem aansluiten op die van reeds bestaande meetnetten / meetsystemen, zoals het Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit of het provinciaal meetnet grondwaterkwaliteit. Er kan dan in principe gebruik worden gemaakt van meer meetpunten en er komen ook langere meetreeksen beschikbaar.

**Deel A: ALGEMENE ASPECTEN**

## 1 INLEIDING

### 1.1 Doel van deze Mededeling

Het doel van voorliggende Mededeling is: a) aan te geven wat het nut is van een meetsysteem waterkwaliteit bij grondwaterwinning en b) te beschrijven hoe zo'n meetsysteem kan worden opgezet. Er wordt dan ook rekening gehouden met twee doelgroepen, te weten: a) degenen die beslissen of er al dan niet een meetsysteem moet komen en b) degenen die belast worden met het opzetten van het meetsysteem. Om onderscheid te kunnen maken tussen de beleidsmatige en technische aspecten van het meetsysteem, is de Mededeling in tweeën gesplitst. Algemene en beleidsmatige aspecten worden behandeld in deel A, terwijl technische aspecten worden beschreven in deel B.

### 1.2 Aanleiding

In Nederland vormt grondwater voor ruim 70% de grondstof voor drinkwater. Jaarlijks onttrekken waterleidingbedrijven zo'n 750 miljoen m<sup>3</sup> grondwater, op ongeveer 250 winplaatsen. De waterleidingbedrijven die grondwater onttrekken, hebben doorgaans echter onvoldoende zicht op de toekomstige kwaliteit van het opgepompte grondwater (het ruwwater). De grondwaterkwaliteit wordt namelijk al geruime tijd beïnvloed door menselijke factoren en het is nauwelijks bekend in welke mate dit zal doorwerken in de kwaliteit van het ruwwater. Daarnaast kan ook de verandering van de natuurlijke situatie door de onttrekking van grondwater tot onzekerheden met betrekking tot de ruwwaterkwaliteit leiden. Het is dan ook doorgaans niet of onvoldoende duidelijk welke stoffen in het ruwwater, op welke termijn, in welke concentraties en gedurende welke periode drinkwaternormen zullen overschrijden. Het waterleidingbedrijf moet dit echter wél weten om tijdig adequate maatregelen te kunnen treffen. En als deze informatie door de waterleidingbedrijven wordt doorgegeven aan de relevante overheidsinstanties, zullen deze worden gestimuleerd hun beleid met betrekking tot de grondwaterbescherming te evalueren en zonodig bij te stellen. Het middel om

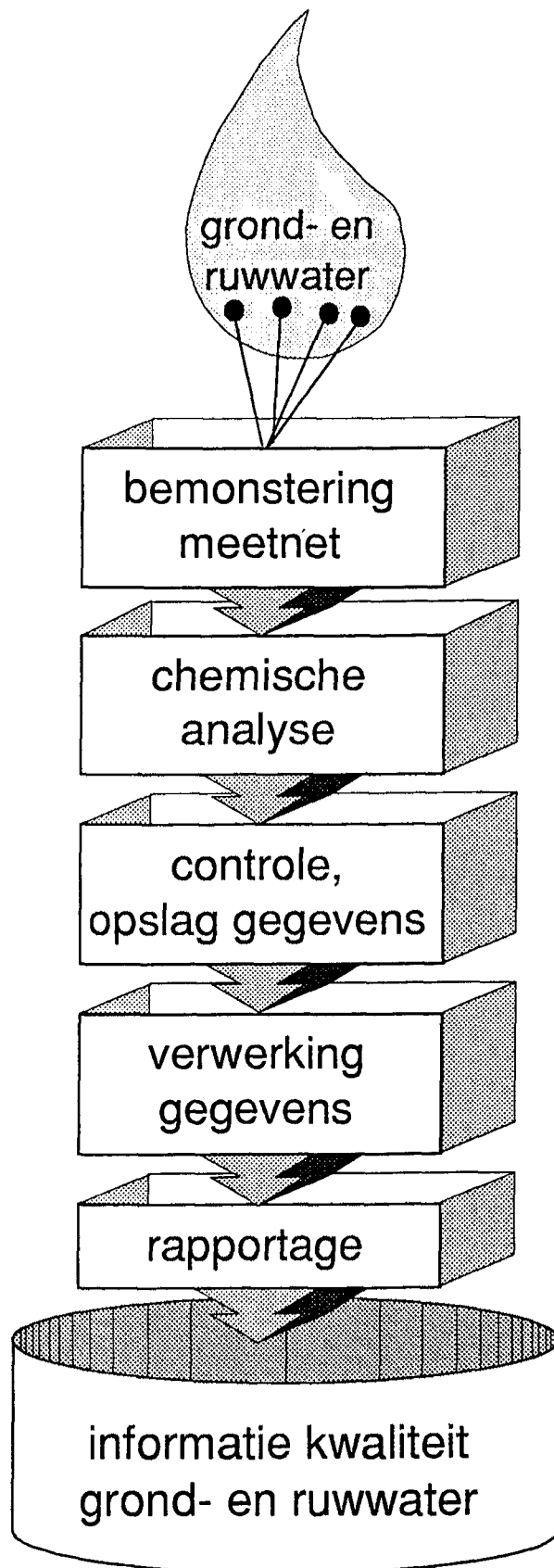
tot deze informatie te komen is het meetsysteem waterkwaliteit bij grondwaterwinning.

### 1.3 Meetsysteem waterkwaliteit bij grondwaterwinning

Een meetsysteem waterkwaliteit bij grondwaterwinning is een procedure om, op basis van regelmatige metingen van de grond- en ruwwaterkwaliteit, informatie te genereren over de kwaliteit van het huidige grondwater en het toekomstige ruwwater, en die vervolgens te rapporteren aan doelgroepen als het beleids- en uitvoerend kader van het waterleidingbedrijf, de overheid en het publiek.

Als regelmatig metingen worden uitgevoerd, hoeft er nog geen sprake te zijn van een meetsysteem. Als de metingen namelijk niet doelgericht verwerkt en gerapporteerd worden, zal er eerder sprake zijn van een datakerkhof. Vermoedelijk kent iedereen uit de praktijk wel voorbeelden van zo'n situatie, waar, om één of andere onduidelijke of in de tijd vervaagde reden, op routinebasis gegevens worden verzameld, die vervolgens in een kast, of in de moderne versie daarvan, een database, worden opgeslagen. Het meetsysteem garandeert daarentegen een doelgerichte informatiestroom tot aan de doelgroep. Zoals hier omschreven omvat een meetsysteem dan ook meer dan een meetnet, dat in feite slechts het ruimtelijk stelsel waarnemingspunten vormt van het meetsysteem. Het meetnet levert daarmee de basisgegevens, die dankzij de in het meetsysteem vastgelegde procedure worden getransformeerd tot de gewenste informatie (fig. 1.1).

Een belangrijk kenmerk van het meetsysteem is, dat het volledig schriftelijk is vastgelegd, met duidelijk omschreven procedures voor de verschillende handelingen, zoals bemonstering, chemische analyse, controle, opslag en verwerking van gegevens en de rapportage. Dit waarborgt ondermeer een consistente aanpak en een geregelde informatiestroom (zie verder 4.4).



Figuur 1.1: Principe van het meetsysteem waterkwaliteit bij grondwaterwinning.



## 1.4 Over de inhoud van deze Mededeling

### 1.4.1 Opbouw

Deel A behandelt het nut en de mogelijke uitvoeringsvormen van een meetsysteem waterkwaliteit bij grondwaterwinning en gaat globaal in op het opzetten daarvan. Dit deel is met name bestemd voor degenen die beslissen of er een meetsysteem moet komen, namelijk de beleidskaders van waterleidingbedrijven. Na de inleiding (hfdst. 1), wordt het doel en het nut van het meetsysteem aangegeven (hfdst. 2). Daarna wordt ingegaan op de vorm die het meetsysteem moet aannemen, afhankelijk van de geohydrologische situatie (hfdst. 3) en wordt, aan de hand van een stroomschema, een uiteenzetting gegeven van de systematiek om een meetsysteem op te zetten (hfdst. 4). Verder wordt aangegeven hoe de kosten van het meetsysteem kunnen worden geschat (hfdst. 5). Tenslotte wordt een overzicht van bestaande meetnetten / meetsystemen grondwaterkwaliteit gegeven, met aandacht voor de voordelen die ontstaan als uitvoering en procedures van het meetsysteem waterkwaliteit bij grondwaterwinning aansluiten op andere meetnetten / meetsystemen (hfdst. 6). Voor degenen die een meetsysteem moeten opzetten zijn vooral de hfdst. 4, 5 en 6 van belang.

In deel B wordt meer in detail ingegaan op de onderdelen van de systematiek om het meetsysteem op te zetten, zoals beschreven in hfdst. 4 van deel A. Dit is bestemd voor degenen die belast worden met het opzetten van het meetsysteem, te weten de uitvoerende kaders van waterleidingbedrijven.

Na een alfabetisch overzicht van de literatuur waarnaar in deel A en/of deel B wordt verwezen, wordt de Mededeling afgesloten met een lijst van enkele begrippen.

#### 1.4.2 Afbakening

Er worden met name algemene en technische aspecten van een meetsysteem waterkwaliteit bij grondwaterwinning behandeld. Organisatorische en logistieke aspecten van het meetsysteem komen niet aan bod.

Er wordt op gewezen dat deze Mededeling beslist geen kookboek is om een meetsysteem op te zetten. Enerzijds is het onderwerp daarvoor té veelomvattend, er zijn namelijk veel factoren in het geding die per situatie zullen verschillen, anderzijds is nog geen ervaring opgedaan met het opzetten van een meetsysteem volgens de hier beschreven systematiek, zodat daar ook niet uit kan worden geput. Er blijft dan ook nog wel degelijk ruimte over voor eigen inzicht van degenen die het meetsysteem moeten opzetten, in sommige gevallen zal daar zelfs een nadrukkelijk beroep op worden gedaan.

De Mededeling heeft betrekking op een meetsysteem waterkwaliteit dat voornamelijk rekening houdt met diffuse bronnen van verontreiniging, zoals bemesting, atmosferische depositie (leidend tot verzuring) en toepassing van bestrijdingsmiddelen. Er wordt slechts kort aangegeven hoe bij het opzetten van het meetsysteem rekening kan worden gehouden met lokale verontreinigingsbronnen.

In bepaalde situaties wordt een potentiële bron van verontreiniging gevormd door het voorkomen van brak en zout grondwater op grote diepte. Omdat bekend mag worden verondersteld hoe daarbij een bewaking kan worden uitgevoerd met zoutwachters, zal daar in deze Mededeling geen nadere aandacht aan worden besteed.

Voor een speciaal geval, namelijk het meetsysteem van (de grondwaterstanden en) de grondwaterkwaliteit bij een diepinfiltratiesysteem, wordt verwezen naar Van der Eem (1986).

### 1.4.3 Diepgang

Bij het opzetten van een meetsysteem waterkwaliteit moet gebruik worden gemaakt van kennis van meerdere disciplines, met name hydrologie, chemie en statistiek. In deze Mededeling worden de statistische onderwerpen relatief meer uitgediept, omdat ze doorgaans weinig bekend zijn en omdat de statistiek een cruciale rol speelt in een meetsysteem. Alles draait immers om een steekproef van de waterkwaliteit. De statistiek verleent daarbij in twee opzichten diensten:

- 1) Het volume water dat het meetsysteem in de steekproef beschouwt, vormt een miniem deel van het te onderzoeken volume water, zodat de uiteindelijk geleverde informatie gepaard zal gaan met onzekerheid. De statistiek stelt in staat die onzekerheid in een bepaalde mate te kwantificeren, zodat die in acht kan worden genomen bij het doen van uitspraken over de waterkwaliteit.
- 2) De statistiek, en dan met name de theorie omtrent het opzetten van steekproeven, geeft methoden om de onzekerheid van de geleverde informatie te minimaliseren en een maximale verhouding informatie / meetinspanning te realiseren.

Daarnaast zal relatief veel aandacht worden besteed aan de verschillende aspecten van bemonstering, vanwege het grote belang van eenduidigheid daarbij. Er zal daarentegen niet diep worden ingegaan op die onderwerpen die al voldoende bekend mogen worden verondersteld bij de waterleidingbedrijven. Verder zal voor een aantal onderwerpen worden verwezen naar standaardvoorschriften of naar publicaties.

### 1.5 Kader

Het project Meetnetten Waterwingebieden heeft tot doel aanwijzingen te geven hoe een waterleidingbedrijf metingen van de grond- en/of ruwwaterkwaliteit moet uitvoeren en gebruiken, om informatie te

verkrijgen die relevant is voor de veiligstelling van de kwaliteit van het toekomstige drinkwater.

Het project valt onder het Onderzoek Bescherming Waterwingebieden, dat door KIWA wordt uitgevoerd in opdracht van de VEWIN en dat de waterleidingbedrijven instrumenten moet leveren om de kwaliteit van het toekomstige drinkwater veilig te kunnen stellen. Dit alles in het kader van de toenemende bedreiging van de kwaliteit van de grondstof. Voor een waterleidingbedrijf is het met name van belang inzicht te krijgen in de toekomstige ruwwaterkwaliteit. Dit inzicht kan worden verkregen door kennis te vergaren over de geohydrologische situatie, de grondwaterkwaliteit en de geohydrochemische processen binnen een intrekgebied en deze kennis vervolgens te combineren tot een model waarmee voorspellingen van de ruwwaterkwaliteit kunnen worden gegenereerd. In sommige situaties kunnen hiermee ook verschillende scenario's met betrekking tot de ontwikkeling van het landgebruik en de belasting van het grondwater in het intrekgebied worden vergeleken. Om dit allemaal te kunnen verwezenlijken zijn binnen het Onderzoek Bescherming Waterwingebieden (coördinator ir. C.G.E.M. van Beek) vijf projecten opgezet, te weten (met tussen haakjes de projectleider): Geohydrologische Aspecten (ir. C. Maas), Meetnetten Waterwingebieden (drs. P.K. Baggelaar), Geohydrochemische Processen (ir. C.G.E.M. van Beek), Bestrijdingsmiddelen (drs. L.M. Puijker) en Voorspellingsmethodieken (drs. M.P. Laeven).

Het project Meetnetten Waterwingebieden wordt begeleid door de gelijknamige werkgroep en wordt in twee fasen uitgevoerd. Deze Mededeling sluit de eerste fase af. In de tweede fase zal het opzetten van meetsystemen waterkwaliteit bij grondwaterwinningen worden begeleid en zal een evaluatie plaatsvinden van de in deze Mededeling aangegeven systematiek.

## 2 DOEL EN NUT VAN HET MEETSYSTEEM

### 2.1 Inleiding

De eerste en wellicht belangrijkste stap bij het opzetten van een meetsysteem, is het definiëren van de gewenste informatie. In dit hoofdstuk zal worden aangegeven welke informatie over de waterkwaliteit relevant is voor een waterleidingbedrijf dat grondwater onttrekt.

### 2.2 Gewenste informatie

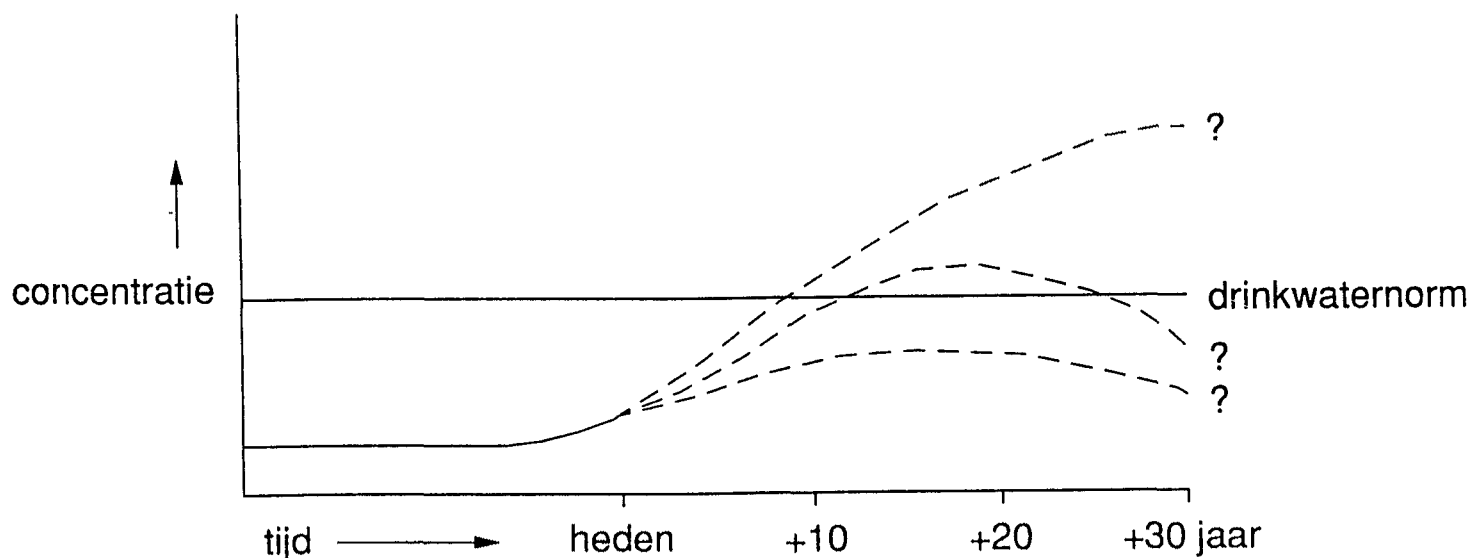
Volgens artikel 4 van de Waterleidingwet dient een waterleidingbedrijf zorg te dragen voor de levering van deugdelijk drinkwater. Bij de uitvoering van deze taak is men gebaat bij informatie over de toekomstige ruwwaterkwaliteit, omdat dan de mogelijkheid wordt geboden efficiënt te reageren. Deze informatie kan bij grondwaterwinning worden geleverd door een meetsysteem van de waterkwaliteit. Zo'n meetsysteem kan echter ook bijdragen aan de veiligstelling van de kwaliteit van het toekomstige drinkwater, omdat de verkregen informatie overheidsbeslissingen kan beïnvloeden. Dit is de maatschappelijke signaleringsfunctie. Beide doelen van het meetsysteem, vanwege hun relatieve belang aan te geven als respectievelijk hoofd- en neven-doel, worden in het nu volgende kort toegelicht.

### 2.3 Doelen van het meetsysteem

**Hoofddoel: leveren van zicht op de toekomstige ruwwaterkwaliteit**

Om adequaat te kunnen reageren op een verslechterende kwaliteit van het ruwwater, moet tijdig bekend zijn welke stoffen in het ruwwater, op welke termijn, in welke concentraties en gedurende welke periode drinkwaternormen zullen overschrijden (fig. 2.1). Om bijvoorbeeld een efficiënte aanpassing van de zuivering te kunnen bewerkstelligen, moet er minstens 10 à 15 jaar vooruit zicht zijn

op de ruwwaterkwaliteit. Deze termijn houdt rekening met de ontwikkeling van de benodigde zuiveringstechniek, bestemmingsplanprocedures, ontwerp van de nieuwbouw, de bouw en de testfase.



Figuur 2.1: Onzekerheid omtrent de toekomstige ruwwaterkwaliteit (naar Berix, 1991a).

Daarnaast kan het vertrouwen van de consument in de kwaliteit van het drinkwater worden bevorderd, als het waterleidingbedrijf aantoonbaar zicht te hebben op de huidige en toekomstige kwaliteit van het ruwwater en deze informatie ook gebruikt ter veiligstelling van de kwaliteit van het toekomstige drinkwater.

In het licht van het bovenstaande bevat het VEWIN Milieuplan een zeer duidelijke aansporing tot het inrichten van meetnetten: "De waterleidingbedrijven dienen op de hoogte te blijven van de ontwikkeling van de kwaliteit van hun grondstof. Hiertoe dient, voorzover dit niet aanwezig is, vanaf 1992 een effectief meetnet te worden geïnstalleerd." Volgens de planning, in het VEWIN Milieuplan vermeld, dient de installatie te zijn afgerond vóór 1995.

**Nevendoel: vervullen van de maatschappelijke signaleringsfunctie**

In het Nationaal Milieubeleidsplan is de maatschappelijke signaleringsfunctie als volgt geformuleerd (NMP, 1989, blz. 224):

"Van de drinkwaterbedrijven wordt gevraagd de volgende bijdragen te leveren:

- ... vroegtijdig signaleren welke stoffen kwalitatief en kwantitatief risico's inhouden voor de kwaliteit van het (drink)water;
- ... jaarlijks rapporteren over de kwaliteit van het drinkwater en van de gebruikte grondstof."

Zulke bijdragen kunnen worden geleverd door meetsystemen waterkwaliteit bij de grondwaterwinningen. Door de vroegtijdige signalering van bedreigingen van de ruwwaterkwaliteit zal de overheid worden gestimuleerd haar beleid met betrekking tot beschermende maatregelen te evalueren en zonodig bij te stellen. Als het meetstelsel bovendien nog inzicht geeft in de relatie tussen het landgebruik in het intrekgebied en de ruwwaterkwaliteit, kan een betere fundering worden gegeven aan plannen voor bescherming van het grondwater. Op termijn kan dit alles tot een verbetering van de ruwwaterkwaliteit leiden.

Voor het nevensdoel hoeft ten opzichte van het hoofddoel in principe geen aanvullende meetinspanning te worden geleverd. De splitsing in doelen leidt daarentegen wel tot verschillen in rapportage aan enerzijds het beleids- en uitvoerend kader van het waterleidingbedrijf en anderzijds de overheid.

### 3 UITVOERINGSVORMEN VAN HET MEETSYSTEEM

#### 3.1 Meetobjecten

In het vorige hoofdstuk is aangegeven welke informatie het meetsysteem moet leveren. Deze informatie kan echter niet direct gemeten worden, maar moet afgeleid worden uit concrete gegevens over de volgende meetobjecten:

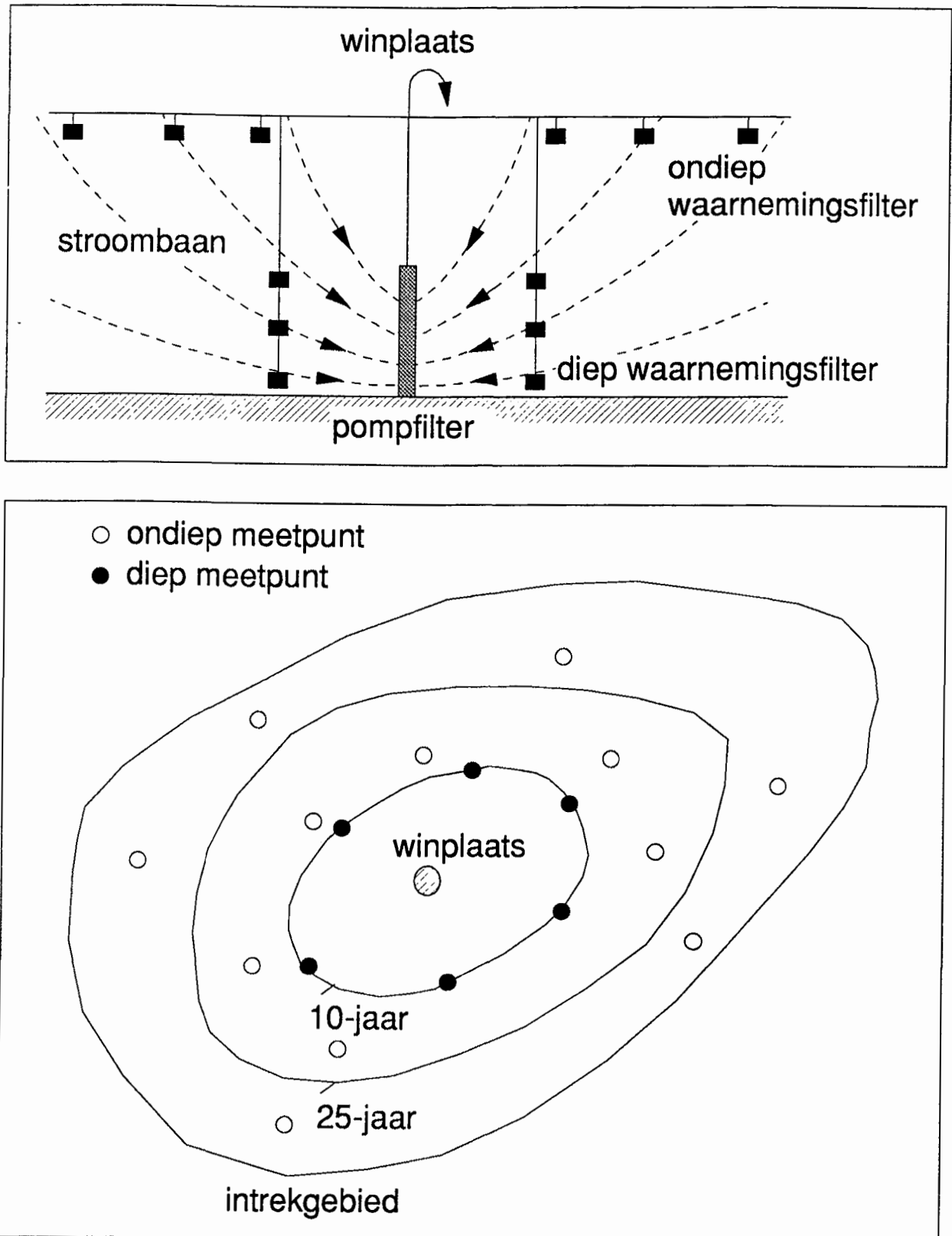
- kwaliteit ruwwater;
- kwaliteit diepe grondwater;
- kwaliteit bovenste grondwater / bodemvocht, zo mogelijk gerelateerd aan het landgebruik.

Deze gegevens kunnen worden verkregen aan de hand van een geschikt meetnet (fig. 3.1).

#### 3.2 Koppeling aan een voorspellingsmodel

Metingen van de waterkwaliteit kunnen slechts een beeld opleveren van de huidige kwaliteit van het grondwater en het ruwwater. Maar om de gewenste informatie te kunnen leveren, is tevens een beeld van de toekomstige kwaliteit van het ruwwater nodig. Dit kan worden verkregen door de metingen te koppelen aan een model waarmee de ruwwaterkwaliteit kan worden voorspeld. Het begrip "model" moet hier overigens ruim worden opgevat en kan zowel slaan op een handmatige extrapolatie van waarnemingen van de ruwwaterkwaliteit, als op een drie-dimensionaal rekenkundig model voor stoftransport.





Figuur 3.1: Dwarsdoorsnede en bovenaanzicht van een meetnet om de voor het meetsysteem waterkwaliteit relevante gegevens te verkrijgen (naar Berix, 1991a).

### 3.3 Drie mogelijke uitvoeringsvormen

Hier worden drie uitvoeringsvormen van het meetsysteem onderscheiden, waarmee gegevens over in 3.1 genoemde meetobjecten kunnen worden verkregen en tot voorspellingen van de ruwwaterkwaliteit kan worden gekomen, te weten:

- 1) bemonstering ruwwater, gekoppeld aan een voorspellingsmodel;
- 2) bemonstering diepe grondwater en ruwwater, gekoppeld aan een voorspellingsmodel;
- 3) bemonstering bovenste grondwater / bodemvocht, diepe grondwater en ruwwater, gekoppeld aan een voorspellingsmodel.

De geschiktheid van een uitvoeringsvorm om tot de beoogde doelen van het meetsysteem (2.3) te komen hangt af van de geohydrologische situatie (zie ook Berix, 1991a), zoals hieronder zal worden aangegeven.

1) De eenvoudigste uitvoeringsvorm, met bemonstering van het ruwwater gekoppeld aan een voorspellingsmodel, kan eigenlijk alleen worden gerechtvaardigd als de kwaliteit van het grondwater dat binnen enkele decennia onttrokken gaat worden van geen enkele kant wordt bedreigd. Met zo'n meetsysteem kan de ruwwaterkwaliteit slechts voorspeld worden uit extrapolatie van eerdere waarnemingen van de ruwwaterkwaliteit. In geval van een verslechterende ruwwaterkwaliteit is er echter totaal geen garantie dat er genoeg tijd overblijft om adequaat en tijdig te kunnen reageren.

2) Voor winningen onder slecht doorlatende pakketten kan de tweede uitvoeringsvorm, met bemonstering van het diepe grondwater en het ruwwater, gekoppeld aan een voorspellingsmodel, worden aanbevolen. Dankzij diepe bemonstering op een aantal jaren reistijd van de winning, kan de ruwwaterkwaliteit een aantal jaren vooruit worden voorspeld. De bemonstering van het ondiepe grondwater is daarbij minder relevant, vanwege de lange reistijden.

3) Voor freatische winningen is de laatst genoemde uitvoeringsvorm, met bemonstering van het bovenste grondwater / bodemvocht, het

diepe grondwater en het ruwwater, gekoppeld aan een voorspellingsmodel, het meest geschikt. De ruwwaterkwaliteit kan nu zowel op korte als op langere termijn worden voorspeld. Tevens kan een relatie worden gelegd tussen de kwaliteit van het bovenste grondwater / bodemvocht en het landgebruik. Een ander groot voordeel is dat dankzij het voorspellingsmodel het effect van bepaalde beschermende maatregelen kan worden gesimuleerd. De tweede genoemde uitvoeringsvorm wordt voor freatische winningen minder aanbevolen, met name omdat voorspellingen dan zullen inboeten aan zeggingskracht.

## 4 OPZETTEN VAN HET MEETSYSTEEM

### 4.1 Inleiding

Over het algemeen zal een meetstelsel van de waterkwaliteit kostbaar zijn, voornamelijk door de regelmatig uit te voeren chemische analyses. Als het meetstelsel echter zinvol en weldoordacht is opgezet, zal het zeer relevante informatie opleveren. Een uitgebreide aandacht voor de opzet van het meetstelsel valt dan ook alleszins te rechtvaardigen (Ward et al., 1990). In dit hoofdstuk zal de te volgen systematiek bij het opzetten van een meetstelsel waterkwaliteit bij grondwaterwinning worden aangegeven. In deel B zal gedetailleerd worden ingegaan op de onderdelen van deze systematiek.

### 4.2 Systematiek bij het opzetten

Binnen het kader van het project Meetnetten Waterwingebieden is een systematiek ontwikkeld om een meetstelsel van de waterkwaliteit bij grondwaterwinning op te zetten. Deze systematiek kent de volgende hoofdfasen: a) voorstudie, b) ontwerp / installatie meetnet, c) opstellen procedures meetstelsel, d) exploitatie meetstelsel en e) optimalisatie.

ad a) De voorstudie omvat het verzamelen en interpreteren van alle gegevens die een onderbouwing kunnen geven aan het ontwerp en de installatie van het meetnet en de procedures van het meetstelsel. Van belang is met name inzicht te krijgen in de geohydrologische en geohydrochemische situatie en de potentiële verontreinigingsbronnen. Omdat het inzicht in al deze aspecten zal toenemen dankzij het meetstelsel, moet na elke nieuwe informatieronde worden nagegaan of de opzet van het meetstelsel verandering behoeft.

ad b) Het ontwerp en de installatie van het meetnet omvat het plaatsen van de meetpunten, de keuze van het analysepakket en de keuze van de bemonsteringsfrequentie.

ad c) Het opstellen van de procedures van het meetstelsel houdt in dat de hele informatiestroom van bemonstering, chemische analyse,

controle, opslag en verwerking van gegevens, voorspelling van de ruwwaterkwaliteit tot rapportage vóóraf wordt vastgelegd.

ad d) Vervolgens kan tot exploitatie van het meetsysteem worden overgegaan.

ad e) Als het meetsysteem een aantal jaren heeft gedraaid kan het op basis van de resultaten zonodig worden geoptimaliseerd.

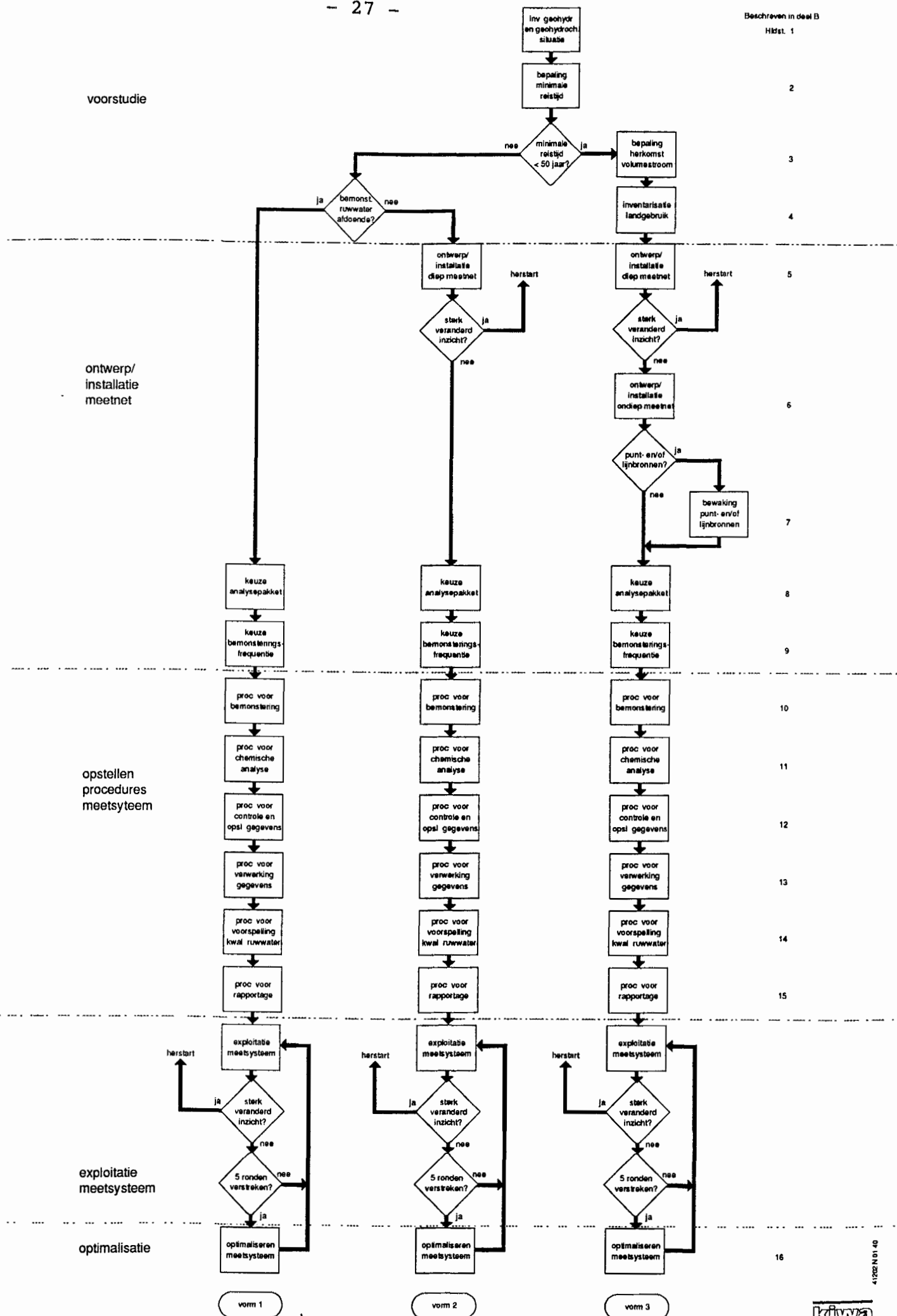
De systematiek is meer in detail uitgewerkt in een stroomschema (fig. 4.1). Daarin worden binnen de bovengenoemde hoofdfasen als onderdeelen processen en beslismomenten onderscheiden, weergegeven als respectievelijk rechthoeken en ruiten. Er zijn drie hoofdpaden, die resulteren in drie verschillende uitvoeringsvormen van het meetsysteem. Zo leidt het linkerpada tot vorm 1, de bemonstering van ruwwater gekoppeld aan een voorspellingsmodel. Het middelste pad leidt tot vorm 2, de combinatie bemonstering diepe grondwater en bemonstering ruwwater, gekoppeld aan een voorspellingsmodel. En het rechterpad leidt tot vorm 3, de combinatie bemonstering bovenste grondwater / bodemvocht, bemonstering diepe grondwater en bemonstering ruwwater, gekoppeld aan een voorspellingsmodel. In het nu volgende zal een toelichting op het stroomschema worden gegeven.

### 4.3 Toelichting stroomschema

#### 4.3.1 Inleiding

Per hoofdfase zal hier kort worden ingegaan op functies en samenhang van de processen die in het stroomschema (fig. 4.1) worden onderscheiden. Tevens wordt een verklaring gegeven voor de verschillende beslismomenten in het stroomschema. In deel B zal voor elk afzonderlijk proces worden aangegeven hoe dat kan worden uitgevoerd. Het in het nu volgende aangegeven nummer van een proces, in het stroomschema (fig. 4.1) tevens aan de rechterkant vermeld, verwijst naar het betreffende hoofdstuk van deel B.

De mate waarin een proces moet worden uitgevoerd kan uiteraard per winning verschillen. Er wordt van uitgegaan dat dit aan de beoordeling van de betreffende onderzoeksafdeling kan worden gelaten.



Figuur 4.1: Systematiek om een meetsysteem waterkwaliteit bij grondwaterwinning op te zetten.

#### 4.3.2 Voorstudie

##### 1) Inventarisatie geohydrologische en geohydrochemische situatie

Bij het opzetten van een meetsysteem waterkwaliteit is inzicht in de geohydrologische en geohydrochemische situatie van groot belang. Daarmee kan een zo effectief mogelijk meetnet worden ontworpen en kunnen de gegevens die dit levert worden vertaald naar de toekomstige ruwwaterkwaliteit. Relevante aspecten zijn met name de geohydrologische opbouw van de ondergrond, de stromingsstelsels van het grondwater, de ruimtelijke verdeling van de kwaliteit van het grondwater, de geohydrochemische processen in de ondergrond en de ligging van het intrekgebied.

##### 2) Bepaling minimale reistijd

De aan te bevelen uitvoeringsvorm van het meetsysteem hangt onder meer af van het feit of het een kwetsbare, dan wel een minder kwetsbare winning betreft. Een relevante maat voor kwetsbaarheid is de minimale reistijd, de tijd waarbinnen infiltrerend water de pompputten kan bereiken.

##### Minimale reistijd < 50 jaar ?

Als de minimale reistijd minder dan 50 jaar bedraagt, kan de ruwwaterkwaliteit relatief snel beïnvloed worden door belasting van het grondwater vanaf maaiveld. In dit geval kan het inrichten van een ondiep meetnet worden aanbevolen, omdat het relevante gegevens zal leveren voor de voorspelling van de ruwwaterkwaliteit. Maar als de minimale reistijd méér dan 50 jaar bedraagt, moet het inrichten van een ondiep meetnet minder praktisch worden geacht en wel om de volgende redenen:

- de ligging van het intrekgebied kan doorgaans niet goed meer worden vastgesteld, omdat de onzekerheden daaromtrent over het algemeen toenemen met de reistijd;
- huidige gegevens over de belasting aan maaiveld zullen niet meer relevant zijn voor voorspelling van de ruwwaterkwaliteit op korte termijn (10 à 20 jaar). En als op lange termijn voorspeld moet worden, kan voor een schatting van de huidige en historische belasting aan het oppervlak worden teruggevallen op gegevens van

andere meetsystemen, zoals het Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit of het provinciaal meetnet, één en ander in combinatie met gegevens van het CBS.

### **Bemonstering ruwwater afdoende ?**

In bepaalde gevallen zal de installatie van een diep meetnet niet direct noodzakelijk worden geacht. Bijvoorbeeld omdat er slechts zeer oud en onverdacht grondwater wordt onttrokken. Er zal dan worden volstaan met de bemonstering van het ruwwater, minstens zo intensief als voorgeschreven in het Waterleidingbesluit (1984). In deel B wordt aangegeven hoe deze eenvoudigste uitvoeringsvorm van het meetsysteem toch nog zo zinvol mogelijk kan worden geëxploiteerd.

### **3) Bepaling herkomst volumestroom**

Als de minimale reistijd minder dan 50 jaar bedraagt, wordt een ondiep meetnet aanbevolen. Om dit te ontwerpen / installeren moet worden uitgegaan van inzicht in de herkomst van de volumestroom (het opgepompte grondwater). Vooral van belang is de ruimtelijke herkomst (opsplitsing naar relevante delen van het intrekgebied) en de temporele herkomst (opsplitsing naar reistijd).

### **4) Inventarisatie landgebruik**

Als de kwaliteit van het ruwwater binnen enkele tientallen jaren invloed kan ondervinden van huidige activiteiten aan maaiveld, wordt aanbevolen een inventarisatie uit te voeren van het landgebruik. Uit deze inventarisatie moet blijken waar de bronnen van beïnvloeding van de grondwaterkwaliteit gelokaliseerd zijn en met welk soort beïnvloeding rekening dient te worden gehouden. Deze informatie is relevant voor de keuze van de lokaties van de meetpunten en de samenstelling van het analysepakket. Voor de voorspelling van de ruwwaterkwaliteit is tevens het historisch landgebruik en de daarbij behorende belasting van het grondwater van belang.



#### 4.3.3      Ontwerp / installatie meetnet

##### 5) Ontwerp / installatie diep meetnet

Als er voldoende inzicht is verkregen in de geohydrologische situatie en een substantiële bedreiging van de ruwwaterkwaliteit niet valt uit te sluiten, wordt aanbevolen een diep meetnet te installeren. Dit omvat de plaatsing van een aantal diepe waarnemingsputten op strategische lokaties. Door de boringen kan tevens het inzicht in de opbouw en geochemische samenstelling van de ondergrond worden vergroot.

##### Sterk veranderd inzicht ? (eerste keer)

Bij de installatie van het diepe meetnet kan een scherper beeld ontstaan van de geohydrologische en geohydrochemische situatie. Dit kan zelfs leiden tot andere inzichten in de ligging van het intrekgebied en de herkomst van de volumestroom. Omdat beide een rol spelen bij het ontwerp van het ondiepe meetnet, is aan te bevelen in zo'n geval het stroomschema (globaal) nogmaals te doorlopen.

##### 6) Ontwerp / installatie ondiep meetnet

Een ondiep meetnet wordt aanbevolen als de minimale reistijd in het intrekgebied minder dan 50 jaar bedraagt. Het richt zich op de kwaliteit van het bovenste grondwater of het bodemvocht, met een tweeledige functie. Ten eerste dienen de gegevens voor een betere voorspelling van de ruwwaterkwaliteit. Ten tweede dienen de gegevens om een relatie te leggen tussen het landgebruik en de grondwaterkwaliteit, zodat plannen voor bescherming beter kunnen worden onderbouwd.

##### Punt- of lijnbronnen ?

Bij een winning waar de minimale reistijd gering is (< 50 jaar), vormen punt- of lijnbronnen van verontreiniging een directe bedreiging voor de ruwwaterkwaliteit. De lokaties van eventuele bronnen dienen naar voren te komen bij de inventarisatie van het landgebruik.

#### 7) Bewaking punt- en/of lijnbronnen

Om voldoende zicht te blijven houden op de toekomstige ruwwaterkwaliteit dienen punt- en/of lijnbronnen op niet te grote reistijd van de winning bewaakt te worden, door middel van een lokale aanvulling op het meetnet. Dit onderdeel draagt uiteraard bij aan de hoofddoelstelling van het gehele meetsysteem, maar z'n functie, nagaan of er verontreinigingen terechtkomen in het grondwater, wijkt enigszins af van de rest. Dit kan dan ook tot uiting komen in een afwijkende bemonsteringsfrequentie en in een afwijkende samenstelling van het analysepakket.

#### 8) Keuze analysepakket

Tot nu toe is nog in vrij algemene termen gesproken over de "kwaliteit" van het grondwater en/of ruwwater. In deze fase van het opzetten van het meetsysteem dient te worden vastgesteld welke parameters daarbij relevant zijn, aan de hand van kennis van verontreinigingbronnen en geohydrochemische processen.

#### 9) Keuze bemonsteringsfrequentie

De bemonstering vormt in feite het begin van de informatiestroom, die via chemische analyse, controle en opslag, verwerking, voorspelling en rapportage uitkomt bij de doelgroep. De frequentie waarmee wordt bemonsterd dient zodanig te zijn, dat er geen belangrijke informatie wordt gemist, maar ook geen overlap in informatie ontstaat.

#### 4.3.4 Opstellen procedures meetsysteem

#### 10) Procedure voor bemonstering

Om de niet-natuurlijke variatie in de gegevens zoveel mogelijk te beperken, dienen bepaalde foutgevoelige handelingen vooraf in procedures te worden vastgelegd. Met name bemonstering is een foutgevoelige handeling, die bij inconsistentie tot grote niet-natuurlijke variatie kan leiden en daardoor de informatie sterk kan vertroebelen.

### 11) Procedure voor chemische analyse

Evenals bemonstering is chemische analyse een foutgevoelige handeling, die volgens vooraf vastgelegde procedures dient te worden uitgevoerd.

### 12) Procedure voor controle en opslag van gegevens

Alvorens de chemische analysegegevens op te slaan, te verwerken en te interpreteren, verdient het aanbeveling daarop een kwaliteitscontrole uit te voeren. Het is namelijk onvermijdelijk dat de gegevens fouten bevatten, ten gevolge van verkeerde handelingen binnen de informatiestroom. Kritieke momenten daarbij vormen met name bemonstering, rapportage van de bemonstering, chemische analyse, rapportage van de chemische analyse en uiteindelijke invoer in een database. Verder bepaalt de wijze van opslag van gegevens in sterke mate de beschikbaarheid van de resultaten van het meetnet, hetgeen invloed heeft op de informatiestroom van het meetsysteem.

### 13) Procedure voor verwerking gegevens

Bij verwerking van de gegevens dienen afgeleide gegevens te ontstaan, die passen in de informatiestroom van het meetsysteem. In deze zin is verwerking het proces waarbij basisgegevens worden getransformeerd tot informatie. Een veelgemaakte fout is, om pas na het verzamelen van de gegevens te proberen daaruit de verlangde informatie te destilleren. Het is zeer wel mogelijk dat dan pas blijkt dat het meetsysteem geen informatie van het gewenste niveau kan leveren! Dit illustreert de noodzaak al vooraf vast te leggen hoe de verwerking dient plaats te vinden, met omschrijvingen van de grafische presentatie, de eventueel te toetsen hypothesen en de toe te passen statistische technieken. Dit zal leiden tot een nog strakkere en nog doelgerichtere opzet, waarbij zwakke plekken en overbodige franje van het meetsysteem vanzelf duidelijk zullen worden. Daarnaast zal het vastleggen van deze procedure later ook niet-statistici in staat stellen tot een verantwoorde verwerking te komen. Overigens is het alleen al vanuit statistisch oogpunt aan te bevelen de te toetsen hypothesen op te stellen vóóordat de gegevens binnen zijn. Dit voorkomt namelijk een bevooroordeelde toetsing.

#### 14) Procedure voor voorspelling ruwwaterkwaliteit

De verwerkte gegevens kunnen vervolgens worden gebruikt om tot voorspelling van de ruwwaterkwaliteit te komen. Zoals al eerder opgemerkt (hfdst. 2), is het gewenst deze minstens 10 à 15 jaar vooruit te voorspellen.

#### 15) Procedure voor rapportage

Een meetsysteem is rondit waardeloos zonder regelmatige en heldere rapportage. Daarom is deze als afzonderlijk proces in het stroomschema vermeld. Ook voor de rapportage wordt aanbevolen al vóóraf een procedure vast te leggen, waarin voor elke doelgroep aspecten als omvang, inhoud, te trekken conclusies, verzendlijst en frequentie zijn gespecificeerd.

### 4.3.5 Exploitatie meetsysteem

#### Exploitatie meetsysteem

Na het opstellen van de procedures kan worden begonnen met het exploiteren van het meetsysteem, hetgeen inhoudt dat de informatiestroom van bemonstering tot en met rapportage op gang wordt gebracht. Als de minimale reistijd minder dan 50 jaar bedraagt, dient op gezette tijden het landgebruik te worden geïnventariseerd. Bij relevante veranderingen moet worden nagegaan of er veranderingen moeten worden aangebracht in het ontwerp van het ondiepe meetnet, de bewaking van punt- en/of lijnbronnen of de keuze van het analysepakket.

#### Sterk veranderd inzicht ? (tweede keer)

Het is niet uitgesloten dat dankzij de informatiestroom het inzicht in het gebied dermate verandert, dat de huidige uitvoeringsvorm van het meetsysteem heroverweging verdient. In zo'n geval is aan te bevelen het stroomschema (globaal) nogmaals te doorlopen.

#### 5 ronden verstreken ?

Als enkele bemonsteringsronden zijn verstreken, kan aan de hand van de verkregen resultaten worden nagegaan of optimalisering mogelijk

is. Dit proces kan overigens steeds herhaald worden na een bepaald aantal bemonsteringsronden.

#### 4.3.6 Optimalisatie meetsysteem

##### 16) Optimalisatie meetsysteem

Na een aantal jaren kan aan de hand van de resultaten van het meetsysteem worden nagegaan of optimalisatie nodig en mogelijk is. Daarbij kan worden gedacht aan reductie of opheffing van het ondiepe meetnet, aanpassing van het diepe meetnet, of optimalisatie van de meetinspanning, zowel in de ruimte (meetdichtheid) als in de tijd (meetfrequentie).

#### 4.4 Vastleggen van het meetsysteem

Het is van het grootste belang dat het meetsysteem schriftelijk wordt vastgelegd, met duidelijk omschreven procedures voor de verschillende stappen, zoals bemonstering, chemische analyse, controle en opslag en verwerking van gegevens en de rapportage. Dit bevordert een consistente aanpak, niet beïnvloed door mutaties in het personeelsbestand. Met name het vastleggen van foutgevoelige handelingen in het meetsysteem, zoals bemonstering, chemische analyse en controle en opslag van gegevens zal leiden tot een reductie van de niet-natuurlijke variatie in de gegevens, zodat de uiteindelijke informatie niet onnodig wordt vertroebeld. En als eventuele uit te voeren statistische toetsen al vóóraf zijn vastgelegd in de procedure voor verwerking van de gegevens, wordt voorkomen dat bevooroordeelde toetsing, op basis van visuele beschouwing van de gegevens, plaatsvindt. De gehele procedure van het meetsysteem geeft voorts een waarborg voor het op gang houden van de gehele informatiestroom, van bemonstering tot en met rapportage en voorkomt zo een nieuw datakerkhof. Tenslotte geeft het schriftelijk vastleggen van het hele meetsysteem een zekere mate van bescherming tegen bezuinigingsplannen.

Een eenmaal vastgelegd meetsysteem moet echter niet als een volledig onneembare vesting worden gezien. Het moet namelijk mogelijk blijven om in te spelen op belangrijke veranderingen in inzichten, door het meetsysteem aan te passen. Aanbevolen wordt echter met name de procedures voor foutgevoelige handelingen als bemonstering en chemische analyse consistent te houden.

Het bestaansrecht van het meetsysteem verdient uiteraard regelmatig heroverweging, door op gezette tijden na te gaan of de eertijds gewenste informatie nog steeds nodig is, of wellicht op andere wijze kan worden verkregen.

## 5 KOSTEN VAN HET MEETSYSTEEM

### 5.1 Inleiding

Een belangrijke drempel tegen het opzetten van een meetstelsel wordt opgeworpen door de kosten, die doorgaans hoog zullen zijn. De informatie die het meetstelsel levert kan echter ook zeer veel kosten besparen, ondermeer omdat het een waterleidingbedrijf de mogelijkheid geeft tijdig op ongewenste veranderingen in te spelen. De kostenbesparing is nauwelijks te kwantificeren, maar zal voor het beleidskader een grote rol spelen bij de beslissing omtrent het opzetten van een meetstelsel.

Hier zal worden aangegeven hoe de kosten van een meetstelsel waterkwaliteit kunnen worden geschat. Op de mogelijke baten zal niet worden ingegaan. Er zal onderscheid worden gemaakt tussen investeringskosten en exploitatiekosten. De kosten van het renteverlies worden niet beschouwd.

De gepresenteerde formules gaan uit van de maximale uitvoeringsvorm, waarbij het ruwwater, het diepe grondwater en het bovenste grondwater / bodemvocht worden bemonsterd. Ze zijn in gereduceerde vorm echter ook geschikt om de kosten van de andere twee uitvoeringsvormen van het meetstelsel te schatten.

De kosten van bemonstering en analyse van het ruwwater op de parameters die zijn voorgeschreven in het Waterleidingbesluit (1984), zullen hier niet tot de kosten van het meetstelsel worden gerekend, omdat ze al deel uitmaken van het normale bestedingspatroon van het waterleidingbedrijf. Daarentegen zullen wél de kosten van controle en opslag van deze gegevens tot kosten van het meetstelsel worden gerekend.

Dit hoofdstuk wordt afgesloten met enkele kostenvoorbeelden.

## 5.2 Investeringskosten

Om de investeringskosten van het meetsysteem te kunnen schatten, moeten de volgende onderdelen worden onderscheiden:

$$I_{\text{tot}} = I_{\text{v+o}} + I_{\text{put}} + I_{\text{softw}}$$

waarbij de termen staan voor de totale investeringskosten (tot) en de kosten van respectievelijk voorstudie en ontwerp (v+o), installatie van de waarnemingsputten (put) en aanschaf van software (softw). Hieronder zal voor de afzonderlijke termen worden aangegeven hoe ze geschat kunnen worden.

### 5.2.1 Voorstudie en ontwerp

De voorstudie omvat de beeldvorming van de geohydrologische en geohydrochemische situatie. Tot het ontwerp wordt het ontwerp van het diepe en het ondiepe meetnet gerekend, alsmede het opstellen van een procedure voor de gehele informatiestroom, lopend van bemonstering tot en met rapportage. De kosten van voorstudie en ontwerp hangen ondermeer af van de beschikbare voorkennis, de betreffende uitvoeringsvorm van het meetsysteem en het al dan niet aanwezig zijn van punt- en/of lijnbronnen. Zeer globaal geschat kunnen de kosten liggen tussen fl. 20.000 en fl. 200.000.

### 5.2.2 Installatie waarnemingsputten

De kosten van installatie van de waarnemingsputten hangen af van de gebruikte boormethode, het aantal en de diepte van de waarnemingsputten, eventueel aangevuld met de kosten voor het verzamelen van geologische informatie bij het boren, volgens:

$$I_{\text{put}} = n_p \cdot z_p \cdot i_p + n_p \cdot z_p \cdot n_b \cdot i_b$$

met  $n_p$  het aantal waarnemingsputten,  $z_p$  de diepte van de putten,  $i_p$  de kosten van een waarnemingsput per meter,  $n_b$  het aantal te nemen



bodemmonsters per meter en  $i_b$  de kosten van het nemen en analyseren van één bodemmonster. De pulsboormethode is het duurst, een boring van 60 m kost globaal fl. 20.000, terwijl dit met de luchtliftmethode fl. 15.000 bedraagt. Bodemmonsters kunnen worden genomen door de pulsboormethode te gebruiken, gecombineerd met het nemen van steekmonsters. De kosten van het nemen en voorbereiden van een bodemmonster bedragen ongeveer fl. 100, terwijl de analysekosten lopen van fl. 15 voor kalk, fl. 50 voor organische stof, fl. 75 zowel voor klei als voor zware metalen, tot fl. 200 voor pyriet (Berix, 1991b).

### 5.2.3 Aanschaf software

Afhankelijk van de uitvoeringsvorm gebruikt het meetsysteem software voor onderdelen als de hydrologische modellering van het intrekgebied, de opslag en controle van gegevens, de verwerking van de gegevens en de voorspelling van de ruwwaterkwaliteit. De kosten van aanschaf zullen tussen fl. 20.000 en fl. 40.000 liggen. Een waterleidingbedrijf kan de software uiteraard voor meerdere grondwaterwinningen gebruiken, zodat de kosten per winning dan lager liggen.

### 5.3 Exploitatiekosten

Om het totaal aan exploitatiekosten te kunnen schatten, worden de volgende onderdelen onderscheiden:

$$E_{tot} = E_{inv} + E_{bem} + E_{an} + E_{o+c} + E_{rap}$$

waarbij de termen staan voor de totale exploitatiekosten (tot) en de kosten van respectievelijk inventarisatie van het landgebruik (inv), bemonstering (bem), analyse (an), opslag en controle van de gegevens (o+c) en verwerking, voorspelling en rapportage (rap). Hieronder zal voor de afzonderlijke termen worden aangegeven hoe ze geschat kunnen worden.

### 5.3.1 Inventarisatie landgebruik

De kosten van inventarisatie van het landgebruik worden bepaald door de frequentie waarmee dit geschiedt, de grootte van het te inventariseren gebied en de gebruikte methode, volgens:

$$E_{inv} = f_{inv} \cdot Opp \cdot k_{m-inv}$$

met  $E_{inv}$  de exploitatiekosten van inventarisatie (gulden/jaar),  $f_{inv}$  de frequentie van inventarisatie (per jaar),  $Opp$  de oppervlakte van het te inventariseren gebied (ha) en  $k_{m-inv}$  de kosten van de gebruikte methode per oppervlakte-eenheid (gulden/ha). Deze lopen van fl. 3 à fl. 5 per ha voor remote sensing, tot fl. 4 à fl. 7 per ha voor veldverkenning, dit laatste ondermeer afhankelijk van de bereikbaarheid van het gebied en de beschikbaarheid van kaartmateriaal met perceelsgrenzen.

### 5.3.2 Bemonstering

De bemonstering omvat de voorbereiding, de reis, het afpompen, het nemen van het monster, de administratie en de overdracht aan het laboratorium. De exploitatiekosten van bemonstering worden bepaald door het aantal meetpunten waar bemonsterd wordt, de frequentie van bemonstering en het soort bemonstering. Er geldt dan:

$$E_{bem} = n_v \cdot f_v \cdot k_v + n_m \cdot f_m \cdot k_m$$

met  $E_{bem}$  de exploitatiekosten van bemonstering (gulden/jaar),  $n$  het aantal bemonsteringspunten (-),  $f$  de frequentie van bemonstering (per jaar) en  $k$  de kosten van bemonstering van één meetpunt (gulden). De indices  $v$  en  $m$  verwijzen respectievelijk naar een meetpunt van een vast meetnet (waarnemingsput) en een meetpunt van een mobiel meetnet (boorgat). De kosten van bemonstering van een vast meetpunt met één filter liggen in de orde van fl. 100, terwijl daar per filter ca. fl. 50 bijkomt. De kosten van bemonstering van een boorgat variëren van fl. 50 tot fl. 100, afhankelijk van de diepte van de grondwaterspiegel.

### 5.3.3 Analysekosten

De exploitatiekosten van analyse zijn een functie van het aantal monsters, de frequentie van bemonstering en de samenstelling van het analysepakket, volgens:

$$E_{an} = n_{fr} \cdot f_r \cdot k_{ar} + n_{fd} \cdot f_d \cdot k_{ad} + n_{fb} \cdot f_b \cdot k_{ab}$$

met  $E_{an}$  de exploitatiekosten van analyse (gulden/jaar),  $n_f$  het aantal bemonsterde filters (-),  $f$  de frequentie van bemonstering (per jaar) en  $k_a$  de analysekosten van één monster volgens het betreffende analysepakket (gulden). De indices  $r$ ,  $d$  en  $b$  verwijzen respectievelijk naar ruwwater, diepe grondwater en bovenste grondwater / bodemvocht. De analysekosten voor het ruwwater omvatten alleen eventuele parameters die niet al zijn voorgeschreven in het Waterleidingbesluit (1984). Als twee analysepakketten worden gehanteerd, met verschillende frequenties (zie deel B, hfdst. 8), moet bovenstaande formule uiteraard worden uitgebreid.

Een indruk van de huidige kosten per analyse kan worden verkregen aan de hand van het KIWA puntentarieef, dat elk jaar wordt gepubliceerd in het jaarboek voor de waterleiding in Nederland. In 1992 vertegenwoordigt een punt fl. 5,12.

### 5.3.4 Controle en opslag

De analysegegevens dienen stuk voor stuk gecontroleerd en ingevoerd te worden. De exploitatiekosten daarvan hangen af van het aantal gegevens dat per jaar binnenkomt, de uit te voeren controles en het bedieningsgemak van de te gebruiken software.

$$E_{c+o} = [n_{fr} \cdot f_r \cdot a_r + n_{fd} \cdot f_d \cdot a_d + n_{fb} \cdot f_b \cdot a_b] \cdot k_{c+o}$$

met  $E_{c+o}$  de exploitatiekosten van controle en opslag (gulden/jaar),  $n_f$  het aantal bemonsterde filters (-),  $f$  de frequentie van bemonstering (per jaar),  $a$  het aantal analysegegevens (-) en  $k_{c+o}$  de kosten voor controle en opslag van één gegeven (gulden). De indices

r, d en b verwijzen respectievelijk naar ruwwater, diepe grondwater en bovenste grondwater / bodemvocht. Ook hier moet de formule worden uitgebreid indien er verschillende bemonsteringfrequenties worden gehanteerd. De kosten voor controle en opslag worden geraamd op fl. 3 per gegeven.

#### 5.3.5 Rapportage

Tevens dienen de gegevens geregeld verwerkt te worden, met aansluitend voorspelling van de ruwwaterkwaliteit en rapportage. De exploitatiekosten hiervan zijn als volgt te berekenen:

$$E_{rap} = f_{rap} \cdot k_{rap}$$

met  $E_{rap}$  de exploitatiekosten van rapportage (gulden per jaar),  $f_{rap}$  de frequentie van rapportage (per jaar) en  $k_{rap}$  de kosten van een rapportage (gulden). Afhankelijk van de uitvoeringsvorm van het meetsysteem en de gebruikte voorspellingsmethode, zullen de kosten van een rapportage liggen tussen fl. 5.000 en fl. 25.000.

#### 5.4 Kostenvoorbeelden

Uit bovenstaande formules blijkt dat de kosten van een meetsysteem worden bepaald door meerdere variabelen. Hier zal een indicatie van de kosten voor een aantal realistische voorbeelden worden gegeven. Het betreft de drie mogelijke uitvoeringsvormen van het meet-systeem, met de hieronder vermelde specificaties. Zoals eerder vermeld worden de kosten van analyse van het ruwwater, zoals voorgeschreven in het Waterleidingbesluit (1984) niet tot de kosten van het meetsysteem gerekend.

##### 1) Bemonstering ruwwater

- jaarlijks analysepakket: AOX en VOX;
- 10-jaarlijks aanvulling: DOC, Ni en As;
- rapportage: eenmaal per jaar.

2) **Bemonstering ruwwater en diepe grondwater**

- diep meetnet: 6 gepulste waarnemingsputten van 60 m, elk met 4 filters, om de 2 m is informatie verzameld over pyriet en klei;
- analysepakket ruwwater als bij 1);
- jaarlijks analysepakket diepe grondwater: EGV, pH, NO<sub>3</sub>, HCO<sub>3</sub>, SO<sub>4</sub>, Cl, AOX en VOX;
- 10-jaarlijkse aanvulling analysepakket diepe grondwater: DOC, NH<sub>4</sub>, Na, K, Ca, Mg, Mn, Fe, Ni en As;
- rapportage: eenmaal per jaar.

3) **Bemonstering ruwwater, diepe grondwater en bovenste grondwater**

- inventarisatie landgebruik van 1500 ha jaarlijks met veldverkenning;
- ondiep meetnet: 100 boorgaten;
- diep meetnet: 6 gepulste waarnemingsputten van 60 m, elk met 4 filters, om de 2 m is informatie verzameld over pyriet en klei;
- analysepakket ruwwater als bij 1);
- analysepakket diepe grondwater als bij 2);
- jaarlijks analysepakket bovenste grondwater: EGV, pH, NO<sub>3</sub>, HCO<sub>3</sub>, SO<sub>4</sub> en Cl;
- 10-jaarlijkse aanvulling analysepakket bovenste grondwater: K, As, AOX en VOX;
- rapportage: eenmaal per jaar.

Tabel 5.1: Geschatte investeringskosten (gulden) van verschillende meetsystemen (zie tekst voor de specificaties).

Meetsysteem	1	2	3
Kosten			
I <sub>v,0</sub>	20.000	50.000	100.000
I <sub>put</sub>	-	180.000	180.000
I <sub>softw</sub>	20.000	30.000	30.000
I <sub>tot</sub>	40.000	260.000	310.000

Tabel 5.2: Geschatte exploitatiekosten (gulden/jaar) van verschillende meetsystemen (zie tekst voor de specificaties).

Meetsysteem	1	2	3
Kosten			
E <sub>inv</sub>	-	-	8.000
E <sub>bem</sub>	-	1.500	9.000
E <sub>an</sub>	500	14.000	34.000
E <sub>o+c</sub>	250	1.000	3.000
E <sub>rap</sub>	5.000	10.000	15.000
E <sub>tot</sub>	5.750	26.500	69.000

## 6 BESTAANDE MEETNETTEN / MEETSYSTEMEN

### 6.1 Algemeen

Bij het opzetten van een meetsysteem kan worden overwogen aan te sluiten op reeds bestaande meetsystemen. In dit hoofdstuk wordt ingegaan op reeds bestaande meetsystemen grondwaterkwaliteit in Nederland. Ze worden doorgaans aangeduid als meetnetten, maar de belangrijkste kunnen zondermeer tot de categorie der meetsystemen worden gerekend, met in procedures vastgelegde informatiestromen.

In Nederland wordt bij meetnetten wel onderscheid gemaakt tussen basis-, primaire, secundaire en tertiaire meetnetten. Voor wat betreft de grondwaterkwaliteit wordt het Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit van het RIVM als basismeetnet beschouwd, terwijl de provinciale meetnetten als primaire meetnetten te boek staan. Secundaire meetnetten worden ingericht voor bijzondere doelstellingen, bijvoorbeeld met betrekking tot de grondwaterkwaliteit in natuurgebieden, in bodem- en in grondwaterbeschermingsgebieden. In dit opzicht moet het meetsysteem van de waterkwaliteit bij een grondwaterwinning tot de secundaire meetnetten worden gerekend.

Basis-, primaire en secundaire meetnetten worden voor langere duur ingericht. Tertiaire meetnetten dienen beperkte belangen, zijn kleinschalig en worden voor korte duur ingericht, bijvoorbeeld in het kader van bodemsanering. Het zijn in feite eerder meetcampagnes dan meetnetten.

### 6.2 Aansluiten op bestaande meetnetten / meetsystemen

Er zijn twee redenen om bij het ontwerp van een meetsysteem na te gaan of er al meetnetten / meetsystemen in de omgeving voorkomen. De eerste is het voorkomen van doublures. Het is namelijk weinig zinvol naast een reeds bestaand meetpunt een nieuw meetpunt te plaatsen, tenzij de bestaande volledig ongeschikt is voor de beoogde functie. De tweede reden is dat het voordelen kan bieden, als

bij de inrichting en exploitatie van een meetsysteem wordt aangesloten op reeds bestaande meetnetten / meetsystemen, omdat dan in principe gebruik kan worden gemaakt van meer meetpunten en er ook langere meetreeksen beschikbaar komen. Hierbij moet wel bedacht worden dat de grondwaterkwaliteit binnen beschermingsgebieden kan verschillen van die daarbuiten, als gevolg van de beschermende maatregelen.

Om resultaten van verschillende meetnetten / meetsystemen direct uit te kunnen wisselen of te kunnen vergelijken is er een standaardisering gewenst van de uitvoering, met name voor wat betreft de volgende aspecten (Snelting, 1990):

- meetstrategie (bodemgebruik, bodemtype);
- boormethode, -diepte, -diameter en afwerking van de boringen tot waarnemingsputten;
- methode van bemonstering, monstertransport en opslag;
- analysepakket, methoden van analyse en kwaliteitscontrole;
- opslag en verwerking van gegevens;
- programmatuur.

### 6.3 Overzicht meetnetten / meetsystemen grondwaterkwaliteit

#### a) Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit (RIVM)

Dit meetnet / meetsysteem is ingericht en wordt geëxploiteerd door het RIVM in opdracht van de Minister van het voormalige Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieuhygiëne. De inrichting is gestart in 1978 en voltooid in 1984, zodat de beschikbare meetreeksen momenteel ca. 7 tot 13 jaar lang zijn. Het meetnet bestaat uit ongeveer 390 waarnemingsputten met filters van 2 m lengte op globaal 10, 15 en 25 m onder maaiveld. Gemiddeld is er één meetpunt per 100 km<sup>2</sup> (fig. 6.1). De lokaties zijn zodanig gekozen dat het intrekgebied van elk punt, voor wat betreft de samenstelling en de opbouw van de bodem, het bodemgebruik en de geohydrologische situatie, voor de totale diepte van het meetpunt zo homogeen mogelijk is. Met betrekking tot de geohydrologische

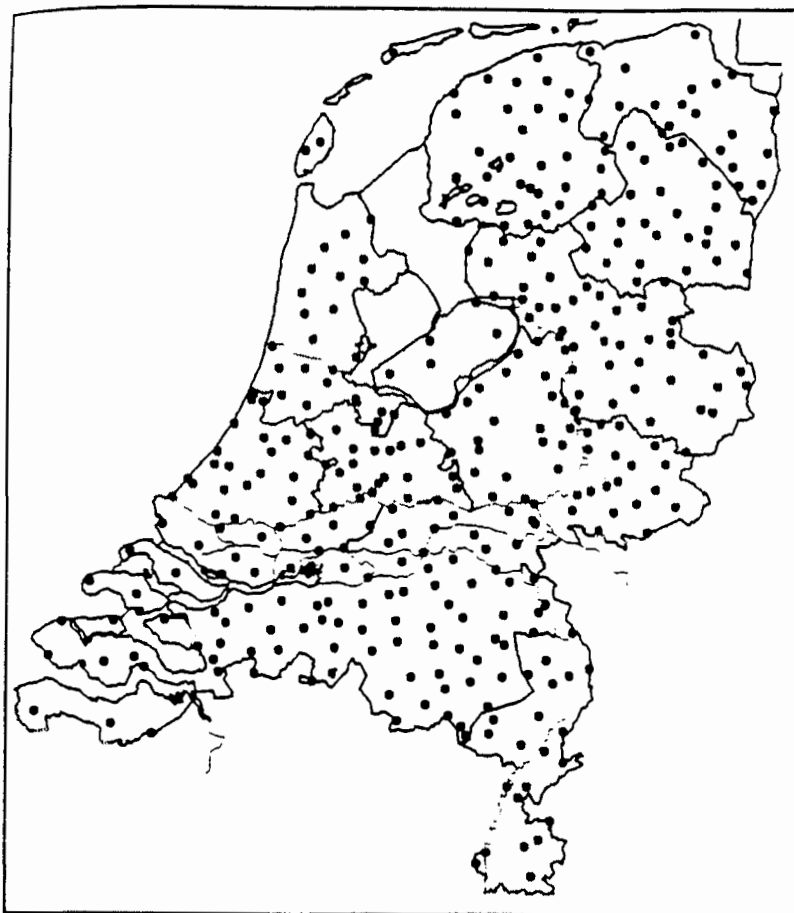
situatie van de meetpunten is onderscheid gemaakt in gebieden met potentiële infiltratie, potentiële kwel, punten met een stijghoogteverschil van minder dan 3 cm tussen het ondiepe en het diepe filter en punten op lokaties met oeverinfiltratie. Naar verhouding is minder aandacht besteed aan gebieden met zout en brak grondwater, terwijl in de nabijheid van punt- en lijnbronnen van verontreiniging in principe geen meetpunten zijn geplaatst. Verder zijn relatief meer meetpunten geplaatst in gebieden waar het grondwater gevoelig is voor menselijke beïnvloeding en gebieden die van belang (kunnen) zijn voor de openbare drinkwatervoorziening. Gelet op de relatie tussen de kwaliteit van het grondwater enerzijds en bodemgebruik, bodemtype en geohydrologie anderzijds, zijn de meetpunten zodanig gesitueerd dat zij een beeld kunnen geven van bepaalde combinaties van deze factoren. Voor de meest relevante combinaties zijn voldoende meetpunten geplaatst om een redelijk beeld van de landelijke situatie te kunnen verkrijgen. In tabel 6.1 is aangegeven hoe de meetpunten zijn verdeeld over het bodemgebruik en het bodemtype.

De samenstelling van het analysepakket van het Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit, met de routinematig te analyseren parameters, weerspiegelt het algemene, landelijke karakter van dit meetnet / meetsysteem. Naast macroparameters en enkele sporenelementen zijn ook somparameters opgenomen. Het oorspronkelijke pakket bevatte de volgende parameters:

- fysisch chemische parameters : pH, EGV (20° C)
- (an)organische macroparameters: Cl, NO<sub>3</sub>, SO<sub>4</sub>, HCO<sub>3</sub>, NH<sub>4</sub>, K, Na, Mg, Ca, Fe, Mn, totP, DOC, KMnO<sub>4</sub>-verbruik
- anorganische microparameters : Zn, Ni, As
- organische somparameters : EOX, VOX

Sinds enige tijd worden de pH en het EGV, met aanvullend de temperatuur en de opgeloste O<sub>2</sub> in het veld bepaald (in de peilfilters).





Figuur 6.1: Verdeling van de meetpunten van het Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit van het RIVM (uit Snelting, 1990).

bodemgebruik	aantal meetpunten						totaal
	zand hr)	zand ha)	rivier- klei	zee- klei	hoog- veen	laag- veen	
natuurgebieden	12	34	3	1	1	3	54
duinen	1	6	0	0	0	0	7
grasland	64	8	16	15	4	20	127
bouwland	38	4	3	22	6	2	75
tuinbouw	0	2	1	4	0	0	7
boomgaarden	0	0	6	1	0	0	7
bebouwing	21	4	5	7	0	1	38
niet relevant	4	2	12	5	0	1	24
niet gespecificeerd	4	4	0	1	0	1	10

hr)=humusrijk    ha)=humusarm

Tabel 6.1: Verdeling van de meetpunten van het Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit over bodemgebruik en bodemtype (uit Snelting, 1990).

Tevens worden sinds 1990 aanvullend de volgende anorganische microparameters gemeten: Ba, Sr, Al, Cd, Cr, Cu en Pb.

Alle hoofdbestanddelen zitten in dit pakket, zodat er ook een controle op de analyses kan worden uitgevoerd via de ionenbalans. Dankzij het redelijk volledige beeld levert dit pakket een goed uitgangspunt voor hydrochemisch onderzoek. Het totale analysepakket kan overigens van jaar tot jaar en per meetpunt op onderdelen verschillen. Zo wordt incidenteel geanalyseerd op organische microparameters als vluchtige aromaten (benzeen, toluen, xylenen), gechlorideerde koolwaterstoffen, wateroplosbare oplosmiddelen, bestrijdingsmiddelen, PCB's (polychloorbifenylen), fenolen en PAK's (polyaromatische koolwaterstoffen). Deze zijn namelijk schadelijk voor mens en milieu.

Aan dit meetnet / meetsysteem kunnen een diagnose-, een controle-, een kennis- en een voorspellingsfunctie worden toegekend (Snelting, 1990). In algemene zin wordt beoogd, door een systematische verzameling en interpretatie van gegevens, inzicht te krijgen in de kwaliteit van het grondwater, gerelateerd aan het landgebruik, de bodemsoort en de geohydrologische situatie. De analyseresultaten worden jaarlijks per provincie gerapporteerd. Een brede interpretatie en presentatie van de meetgegevens wordt bijvoorbeeld gegeven in RIVM (1989).

Omdat het Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit sterk doelgericht is en de hele informatiestroom, van bemonstering tot en met rapportage, in procedures is vastgelegd, is het een goed voorbeeld van een meetsysteem.

#### b) Provinciale meetnetten

De provinciale meetnetten sluiten wat betreft doelstellingen aan op het basismetnet, maar hebben een grotere dichtheid. Ze vormen in zoverre een uitbreiding van het Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit, dat ze ter ondersteuning kunnen dienen van het provinciaal beleid met betrekking tot het grondwater.

Het meetnet grondwaterkwaliteit in de provincie Noord-Brabant richt zich bijvoorbeeld op gebieden met het grootste risico voor verontreiniging van het grondwater (met een hoge belasting van verontreinigingen), verder gebieden waar veranderingen in de waterkwaliteit zijn te verwachten (zoals gebieden waar ingegrepen wordt in het geohydrologische systeem, of gebieden die extra kwetsbaar zijn) en op diffuse verontreinigingen (Broers, 1990). Onlangs is het op een aantal punten afgestemd op het Landelijk Meetnet, in een overeenkomst tussen de provincie en het RIVM. De afstemming betreft de diepte, het moment en de frequentie van bemonstering en het analysepakket.

Overigens heeft het ontwerp van nagenoeg alle provinciale meetnetten plaatsgevonden in nauw overleg met het RIVM, vooral inzake planvorming, opzet en inrichting.

Door hun grotere dichtheid zullen de provinciale meetnetten een gedetailleerder beeld opleveren dan het Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit. Algemene informatie over het beheer, de gegevensopslag en de resultaten van een provinciaal meetnet kan worden ingewonnen bij de betreffende afdeling van die provincie.

### c) Meetnetten rond grondwaterwinningen

Per definitie komt bij elke grondwaterwinning al een meetnet (nog geen meetsysteem) van de grondwaterkwaliteit voor, dankzij de wettelijk vastgelegde bemonstering van het ruwwater. In een aantal gevallen is dit uitgebreid met enkele waarnemingsputten, zodat de kwaliteit van het ondiepe en/of diepe grondwater op enige reistijd van het puttenveld kan worden waargenomen. Enkele voorbeelden zijn (met literatuurverwijzingen): Archemerberg van de Waterleiding Maatschappij Overijssel NV (WMO, 1990), Edese Bos van de Veluwe Nutsbedrijven NV (Hettinga en Stuyfzand, 1989), Noordbargeres van de NV Waterleidingmaatschappij Drenthe (Beugelink, 1987), Vierlingsbeek van de NV Waterleidingmaatschappij Oost-Brabant (Bagge-laar et al., 1989, Boukes, 1989a) en Helden van de NV Waterleiding Maatschappij Limburg.

**Deel B: TECHNISCHE ASPECTEN**

## 1 INVENTARISATIE GEOHYDROLOGISCHE EN GEOHYDROCHEMISCHE SITUATIE

### 1.1 Inleiding

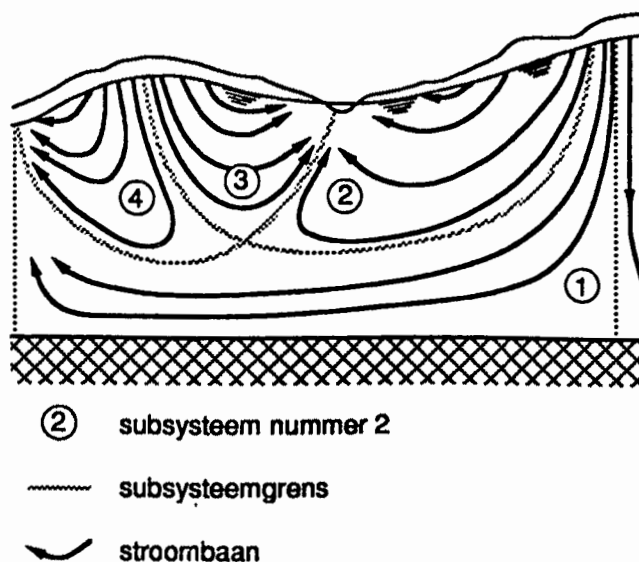
Een breed opgezette aanpak om tot inzicht in de geohydrologische en geohydrochemische situatie van het gebied te komen, is de hydrologische systeemanalyse, zo mogelijk aangevuld met de zogenaamde hydrochemische faciesanalyse. Slechts de grote lijnen van beide soorten analyses zullen in dit hoofdstuk worden aangegeven, het voert te ver om ze hier uitgebreid te beschrijven. Voor meer details wordt verwezen naar de in de tekst genoemde publicaties. Het hoofdstuk wordt afgesloten met een beschouwing van enkele methoden om de ligging van het intrekgebied te bepalen.

De mate waarin de inventarisatie van de geohydrologische en geohydrochemische situatie moet worden uitgevoerd is uiteraard sterk afhankelijk van de complexiteit van de situatie en wordt ter beoordeling overgelaten aan de betreffende onderzoeksafdeling. Aanbevolen wordt de analyse in beginsel regionaal op te zetten en dit beeld rond de winplaats zo mogelijk te verfijnen, zodat er een goed uitgangspunt voor modellering wordt verkregen. Voor een gedetailleerde analyse is een groot aantal gegevens nodig. Als er te weinig gegevens zijn, wordt aanbevolen het bestaande inzicht na plaatsing van een aantal diepe waarnemingsputten te toetsen en zo mogelijk aan te passen, alvorens de rest van de waarnemingsputten te plaatsen.

### 1.2 Hydrologische systeemanalyse

Hydrologische systeemanalyse is een procedure om meerdere soorten gegevens te integreren tot een presentatie van geneste hydrologische stromingssystemen van verschillende schaalorden in kaarten en profielen (Toth, 1963, Engelen and Jones, 1986). Deze aanpak is in Nederland populair geworden door studies van Engelen (1981 en 1984), met name omdat de resulterende kaarten en profielen zoveel inzicht geven.

Een grondwatersysteem of grondwaterstromingsstelsel is gedefinieerd als een in de ondergrond en aan het aardoppervlak afgrensbare, drie-dimensionale, tijdsafhankelijke, meestal dynamische eenheid, ten aanzien van een gezamenlijk infiltratiegebied en één of meerdere kwelgebieden. Belangrijke kenmerken zijn de vorm, het volume, de hiërarchische positie, de herkomst van het water (zoals lokale neerslag, oppervlaktewater, zeewater, fossiel opgesloten water), chemische samenstelling, de patronen daarin en de historie. De nummering van grondwatersystemen (De Vries, 1977) geschiedt overeenkomstig de oplopende nummering van een zich stroomopwaarts steeds verder vertakkende rivier. Het grootste systeem, waarin de kleinere vernest zijn, is dan van de 1e orde (fig. 1.1). Kenmerken hiervan zijn volgens Stuyfzand (1989a), afwatering (kwel) op de topografisch laagste terreinen, de gemiddelde laagste hydraulische gradiënt, de langste reistijden ondergronds, de hoogste temperatuur, de geringste fluctuaties in stroomsnelheid, volume en chemie en de verst voortgeschreden chemische rijping.



Figuur 1.1: Schematische weergave van geneste grondwatersystemen (uit Stuurman, 1990).

De hydrologische systeemanalyse kent vijf fasen (naar Stuurman, 1990):

- 1) Geohydrologische schematisatie van de ondergrond en beschrijving van potentiële kwel- en infiltratiegebieden, alles op basis van bestaande gegevens.
- 2) Schetsen van de historische grondwaterstroming, aan de hand van de huidige grondwaterkwaliteit en isotopenonderzoek.
- 3) Verdere karakterisering van de actuele grondwaterstroming, eventueel aan de hand van modellen. Het zoeken naar de verklaring van de overgang van de historische naar de actuele toestand kan veel inzicht geven. Rond grondwaterwinningen zal uiteraard een wijziging van de natuurlijke toestand zijn opgetreden.
- 4) Uitwerking van de dynamiek van het watersysteem, door een studie van de relaties tussen oppervlakte- en grondwater. Van belang is met name het kwelmechanisme en de factoren die de kwantiteit en kwaliteit hiervan beïnvloeden.
- 5) Weergave van de vergaarde kennis in historische en actuele kaarten en doorsneden van de grondwatersystemen.

Rond veel winplaatsen bevindt zich al een redelijk dicht meetnet ter bepaling van de stijghoogte, als uitvloeisel van een voorschrift bij het verlenen of uitbreiden van de vergunning tot grondwaterwinning. De gegevens van dit meetnet kunnen een zekere detaillering geven bij deze analyse en de daarop aansluitende modellering van het gebied.

### 1.3 Hydrochemische faciesanalyse

Hydrochemische faciesanalyse is een recent ontwikkelde procedure om de belangrijkste factoren van hydrochemische variatie vast te stellen en in kaart te brengen (Stuyfzand, 1989a, 1990a en 1990b). Uitgangsgegevens daarbij vormen de herkomst, het chemische water-type, de verzadigingsindex (ten opzichte van mineralen relevant voor het systeem), het redox niveau, de verontreinigingsindex en de temperatuur van het grondwater. Het resultaat lijkt op een geologische kaart met doorsneden en gedocumenteerde interpretatie, met

dit verschil dat de geologische formaties en hun stratigrafische facies vervangen zijn door hydrosomas (waterlichamen met een eigen herkomst) en hun hydrochemische facies. Een hydrochemische facies is een zone met een eigen chemisch karakter, ontstaan uit veranderingen in samenstelling van het infiltratiewater, stromingspatronen en chemische processen.

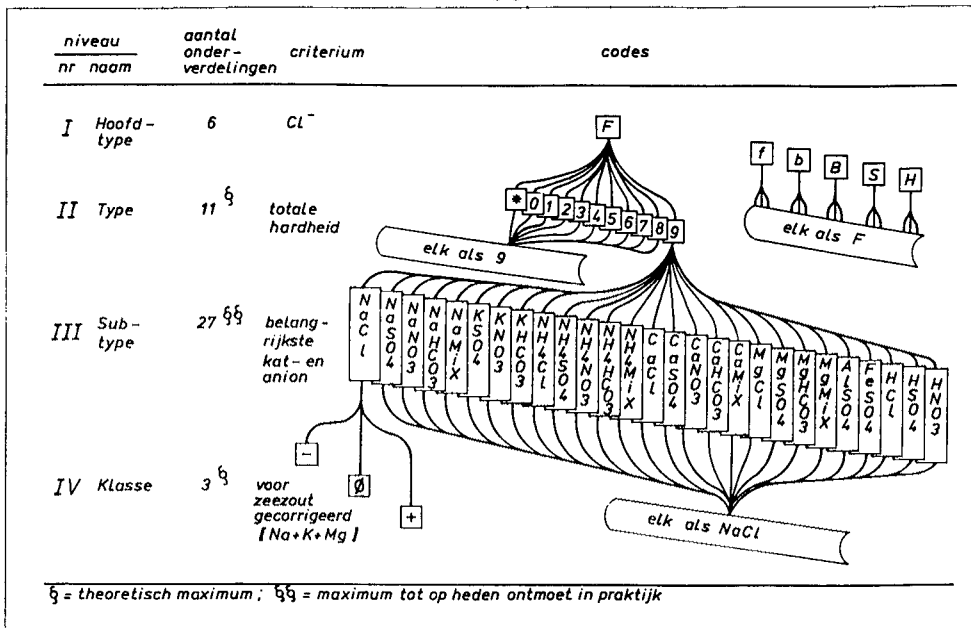
Bij de hydrochemische faciesanalyse wordt de ondergrondse verbreding van alle chemische watersoorten zodanig in kaart gebracht dat herkomst, infiltratiegebied en de belangrijkste chemische processen die ondergaan zijn duidelijk kunnen worden afgelezen. De analyse kent vijf stappen:

- 1) verzameling en selectie van hydrochemische gegevens (zie Stuyfzand, 1983a en 1989b);
- 2) objectieve bepaling van de hydrochemische facies voor elk monster;
- 3) identificatie van de herkomst van elk monster;
- 4) vervaardigen en beschrijven van kaarten en doorsneden;
- 5) interpretatie van kaarten en doorsneden.

ad 2) Het belangrijkste gereedschap bij de objectieve bepaling van de hydrochemische facies vormt de hydrochemische watertypering, eventueel aangevuld met de redox- en/of verontreinigingsindexering (Stuyfzand, 1988), een mineraalverzadigingsindex en temperatuurklassen. Een geschikte watertypering is bijvoorbeeld die volgens Stuyfzand (Stuyfzand, 1986). Het principe daarvan is weergegeven in figuur 1.2.

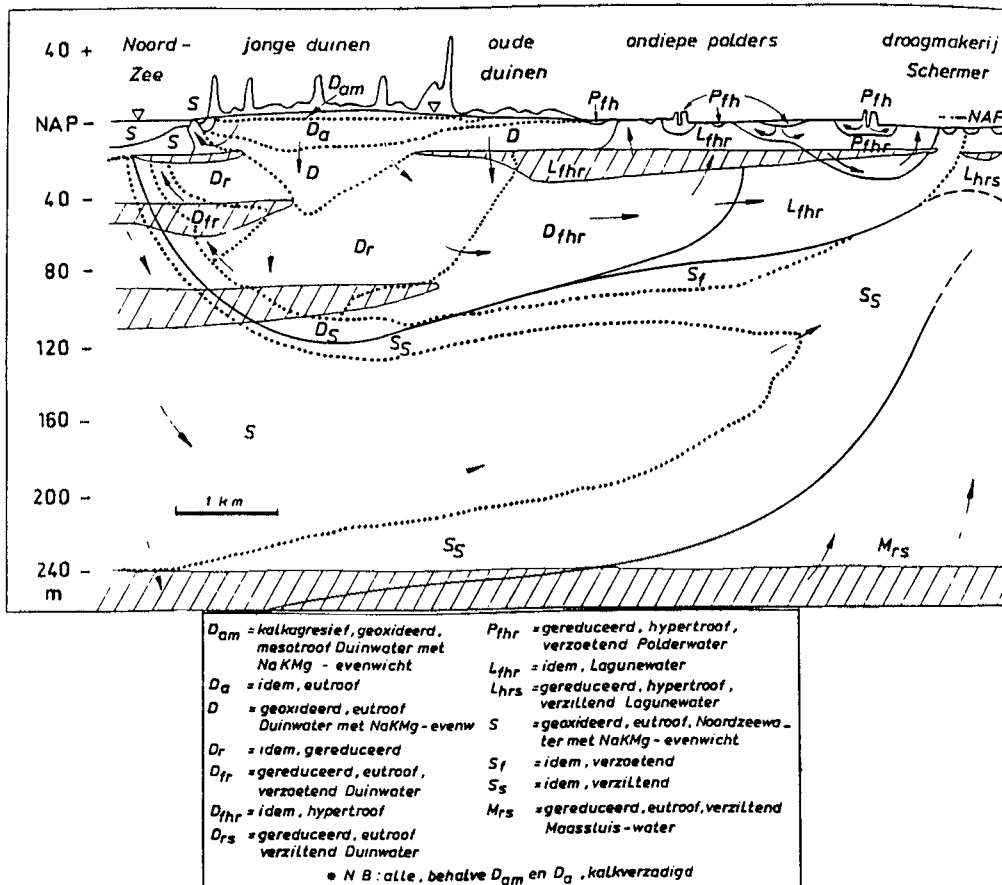
ad 3) Voor de identificatie van de herkomst van elk monster kan relevante informatie worden ontleend aan: a) isotopen, zoals  $^{18}\text{O}$  en  $^3\text{H}$ , of sporenelementen, zoals B, Br, F, I en Li, elk bij voorkeur in combinatie met Cl (Stuyfzand, 1989b); b) kwaliteitsveranderingen bij passage van een geochemisch actieve laag (zoals toename van  $\text{HCO}_3$ , DOC en  $\text{SiO}_2$  bij de passage van klei); c) metingen van de temperatuur en d) hydrologische waarnemingen van met name het stromingspatroon.





Figuur 1.2: Het principe van de hydrochemische watertypering volgens Stuyfzand (uit Stuyfzand, 1986).

Een voorbeeld van het resultaat van hydrochemische faciesanalyse is weergegeven in een dwarsdoorsnede over de kustduinen bij Bergen (Noord-Holland), met de ruimtelijke verdeling van hydrosomas en hun hydrochemische facies omstreeks 1980 - 1990, gebaseerd op zo'n 150 complete analyses (fig. 1.3).



Figuur 1.3: Ruimtelijke verdeling van hydrosomas en hun hydrochemische facies in de kustduinen bij Bergen (uit Stuyfzand, 1990b).

De hydrochemische faciesanalyse vormt als het ware een aanvulling op de hydrologische systeemanalyse. In feite kunnen ze niet zonder elkaar, omdat een goede stromingsanalyse het niet zonder chemische verificatie (datering, visualisering stroombanen, opstellen waterbalans, bepaling van menging) kan stellen en hydrochemisch onderzoek zonder kennis van stroming tot het vergelijken van appels en peren kan leiden.

#### 1.4 Bepaling intrekgebied

De ligging van een intrekgebied wordt bepaald door de geohydrologische karakteristieken van de verschillende pakketten, hun positie, het neerslagoverschot, het afwateringsstelsel en de grootte en wijze van de onttrekking.

Als het stromingsdomein sterk homogeen is en de randvoorwaarden relatief eenvoudig zijn, kan de ligging van het intrekgebied worden bepaald met een zogenaamd semi-analytisch rekenmodel, zoals FLOPZN (Veling, 1988), FLOP3N (Veling, 1991), SLAEM of MLAEM. Daarbij wordt eerst het snelheidsveld analytisch vastgesteld, waarna de stroombanen numeriek worden berekend uit de grondwatersnelheden. Door vervolgens stroombanen vanaf de pompputten te traceren, kunnen de grenzen van het intrekgebied worden gevonden. Daartoe dienen vanaf ieder pompfilter, verdeeld over de omtrek en de hoogte, stroombanen te starten. Een andere mogelijkheid is om, na vaststelling van het snelheidsveld, een netwerk van punten te definiëren over het stromingsdomein. Vervolgens wordt vanuit ieder punt ter hoogte van de grondwaterspiegel een stroombaan gestart en wordt de reistijd tot aan de winning berekend (AquiSoft, 1988). De stroombanen buiten het intrekgebied zullen de pompputten niet bereiken; de berekening van de stroombaan zal na een ingestelde maximale periode worden onderbroken. De startpunten van de overige stroombanen liggen binnen het intrekgebied. Als het raster van punten voldoende dicht is, kan nauwkeurig de geometrie van het intrekgebied worden vastgesteld. Omdat in alle punten binnen het intrekgebied de reistijd tot aan de winning bekend is, kunnen bovendien, door middel van het tekenen van isochronen, reistijdzones worden

bepaald. Deze kunnen in een later stadium gebruikt worden om voorspellingen van de ruwwaterkwaliteit te berekenen.

In veel praktijksituaties zijn de randvoorwaarden echter minder eenvoudig, bijvoorbeeld omdat de ondergrond sterk gelaagd is, of omdat de aanvulling van het grondwater complex is vanwege enkele grote drainerende waterlopen nabij de winplaats. In deze gevallen zal men veelal aangewezen zijn op een volledig numerieke aanpak, bijvoorbeeld met het programma MODFLOW in combinatie met het programma MODPATH (beide tegen verzendkosten te verkrijgen bij de U.S. Geological Survey).

Een waarschuwing is op z'n plaats in geval de pompfilters onvolkomen zijn en daarmee bij het vaststellen van het snelheidsveld geen rekening kan worden gehouden. De stroombanen moeten in dat geval op korte afstand vanaf iedere pompput starten, verdeeld over de omtrek en nu de hoogte van het winpakket.

Met de analytische en numerieke benaderingen kan ook een indruk worden verkregen van het intrekgebied per pompput. Dit kan van belang zijn als het ruwwater van afzonderlijke pompputten wordt bemonsterd.

Met betrekking tot de ligging van het intrekgebied kunnen verschillende situaties worden onderscheiden (naar TCB, 1991):

- Het totale intrekgebied ligt aaneengesloten rondom de winplaats. Een voorbeeld hiervan is een freatische winning in een infiltratiegebied. De reistijden zullen in het algemeen relatief kort zijn.
- Een deel van het intrekgebied bevindt zich in de omgeving van de winplaats en de rest op grotere afstand. Een voorbeeld hiervan is een winning in een gebied met regionale kwel, waar alleen nabij de winplaats infiltratie plaatsvindt als gevolg van de onttrekking. Een deel van het onttrokken grondwater heeft dan korte reistijden, terwijl de rest lange reistijden heeft.
- Het gehele intrekgebied bevindt zich op afstand van de winplaats. Een voorbeeld hiervan is een winning in een kwelgebied waar boven het winpakket een afdekkende laag voorkomt. De omvang van het

intrekgebied kan dan zeer groot zijn, met grote reistijden. De ligging is dan slechts zeer globaal te bepalen.

Een prettige bijkomstigheid voor de interpretatie van berekeningen ter bepaling van het intrekgebied is, dat de delen die moeilijk of niet te bepalen zijn, doorgaans een lange reistijd en een sterke spreiding van reistijden zullen hebben. Dit maakt deze delen minder relevant in het kader van voorspellingen van de ruwwaterkwaliteit, zeker indien het om voorspellingen tot hooguit enkele decennia vooruit gaat. Daarnaast is het nog de vraag in hoeverre het realistisch is om een intrekgebied over een periode van enkele decennia als stationair te beschouwen (TCB, 1991).

## 2 BEPALING MINIMALE REISTIJD

### 2.1 Inleiding

Een relevante maat voor de kwetsbaarheid van een winning is de minimale reistijd, omdat deze aangeeft hoe snel infiltrerend water de pompputten kan bereiken. Strikt genomen is hier de reistijd vanaf het maaiveld van belang, maar uit praktische overwegingen wordt meestal de reistijd vanaf de grondwaterspiegel genomen. Een methode om de vertraging als gevolg van (verticale) stroming door de onverzadigde zone te verdisconteren is beschreven in Van Lanen (1984).

### 2.2 Mogelijke methoden

De reistijd van een waterdeeltje, vanaf de grondwaterspiegel in het intrekgebied tot de pompput, wordt bepaald door de afstand tot de pompput, de onvolkomenheid van het pompfilter, de geohydrologische karakteristieken van de ondergrond, zoals dikte, doorlatendheid en porositeit van de verschillende pakketten, het neerslagoverschot, het afwateringsstelsel en de grootte van de onttrekking.

In geval van freatische winning uit een pakket dat slechts wordt gevoed door neerslagoverschot, kan de reistijd voor horizontale toestroming eenvoudig analytisch worden bepaald als:

$$t = \frac{n_{e,w} \cdot D_w}{P} \ln \left( \frac{Q_0}{Q_0 - P \cdot \pi \cdot r^2} \right)$$

met  $t$  de reistijd (jaar) over het traject  $r$  tot het punt van onttrekking (m),  $n_{e,w}$  de effectieve porositeit (-) en  $D_w$  de dikte van het watervoerend pakket (m),  $P$  de natuurlijke grondwateraanvulling (m/j) en  $Q_0$  de hoeveelheid onttrokken grondwater (m<sup>3</sup>/j).

Voor een freatische winning hangt de minimale reistijd sterk af van de positie van de bovenzijde van het pompfilter ten opzichte van de

grondwaterspiegel. De kortste reistijd zal optreden voor een waterdeeltje dat recht boven de pompput vanaf de grondwaterspiegel naar de bovenzijde van het pompfilter stroomt. Voor de snelheid over dit traject kunnen analytische uitdrukkingen worden afgeleid (Van der Eem, 1991). De gezochte reistijd kan vervolgens door numerieke integratie worden berekend. Het traject wordt hiervoor in N lijnstukken verdeeld en per lijnstuk wordt de reistijd bepaald.

Voor winningen die plaatsvinden onder slecht doorlatende lagen zijn weer semi-analytische of numerieke rekentechnieken nodig om de minimale reistijd vast te stellen. Deze technieken zijn al beschreven in 1.4. Alvorens de lastige numerieke berekeningen uit te voeren, kan al een eerste indruk van de minimale reistijd verkregen worden door uit isohypsenkaarten en schattingen van de bodemparameters de reistijd te berekenen, die een waterdeeltje nodig zou hebben om vanaf de grondwaterspiegel naar de bovenkant van het pompfilter te stromen. Dit kan berekend worden door vanaf de bovenkant van het pompfilter een stroombaan te traceren. De reistijd over een slecht doorlatend pakket is dan:

$$t_{z,s} = \frac{n_{e,s} \cdot D_s}{q_z} = \frac{n_{e,s} \cdot D_s \cdot c}{\Delta\phi}$$

met  $t_z$  de reistijd (d),  $n_{e,s}$  de effectieve porositeit (-) en  $D_s$  de dikte van het slecht doorlatend pakket (m),  $q_z$  de verticale flux (m/d) en  $\Delta\phi$  het stijghoogteverschil aan weerskanten van het slecht doorlatend pakket (m). En als de stroombaan een watervoerend pakket van boven naar beneden doorloopt is de reistijd daarin:

$$t_{z,w} = \frac{n_{e,w} \cdot D_w}{q_z} \text{ als } q_{z1} = q_{z2} = q_z$$
$$t_{z,w} = \frac{n_{e,w} \cdot D_w}{q_{z2} - q_{z1}} \ln\left(\frac{q_{z2}}{q_{z1}}\right) \text{ als } q_{z1} \neq q_{z2}$$

met  $q_{z1}$  en  $q_{z2}$  de verticale flux in respectievelijk het bovenliggende en het onderliggende slecht doorlatende pakket (m/d),  $n_{e,w}$  de effectieve porositeit (-) en  $D_w$  de dikte van het watervoerend pakket (m).

De horizontale verplaatsing in een watervoerend pakket wordt geschat op basis van de reistijd in dit pakket en de plaatselijke grondwatersnelheid en -richting. De resulterende minimale reistijd is een redelijke schatting als de heterogeniteit van de verschillende lagen niet te groot is.

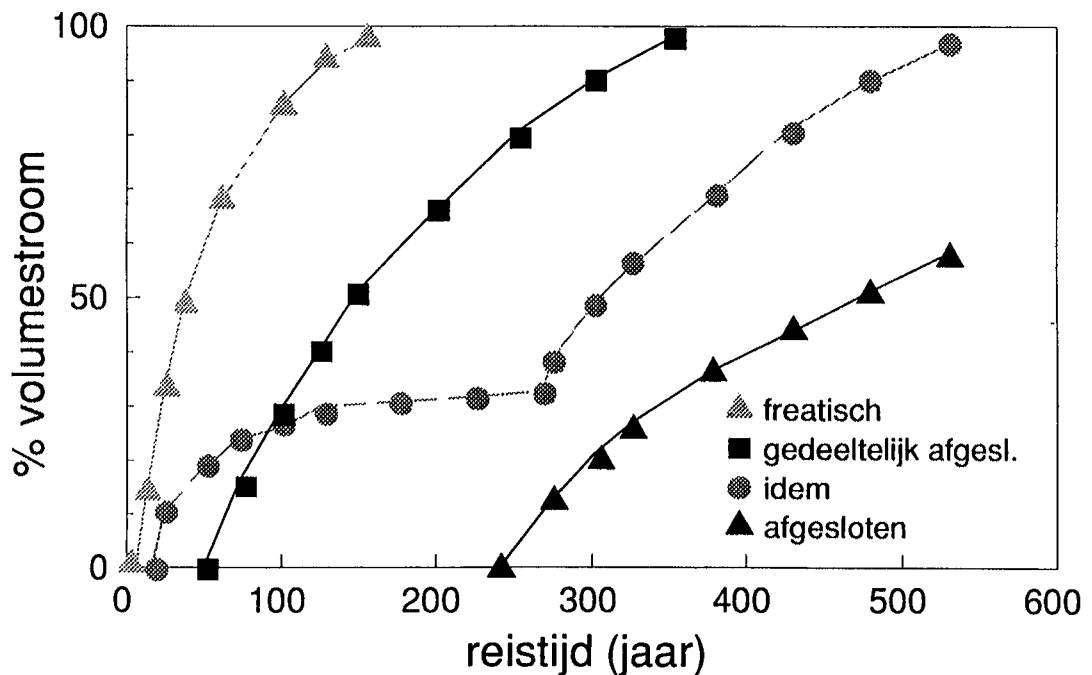
Een directe aanwijzing dat er geringe reistijden bij een winning voorkomen kan worden verkregen door het ruwwater, zo mogelijk van de afzonderlijke pompputten, op tritium te bemonsteren. Grondwater dat na 1963 is geïnfiltreerd bevat namelijk meer dan 0,1 Bq/l tritium, vanwege de bovengrondse kernproeven.

### 3 BEPALING HERKOMST VOLUMESTROOM

#### 3.1 Inleiding

Het ontwerp van het ondiepe meetnet is gebaat bij inzicht in de herkomst van de volumestroom (de hoeveelheid onttrokken grondwater), onderscheiden naar: a) reistijd; b) delen van het intrekgebied en c) vormen van landgebruik.

ad a) De temporele herkomst van de volumestroom kan worden afgeleid aan de hand van de responscurve, de weergave van het cumulatieve percentage volumestroom als functie van de reistijd (enkele voorbeelden zijn weergegeven in figuur 3.1). Uit een responscurve kan direct worden afgelezen welk percentage van de volumestroom een bepaalde maximale reistijd heeft. In het geval van een freatische winning kan direct worden afgelezen welk percentage van de volumestroom afkomstig is uit het beschermingsgebied, namelijk het cumulatieve percentage dat overeenkomt met 25 jaar reistijd.



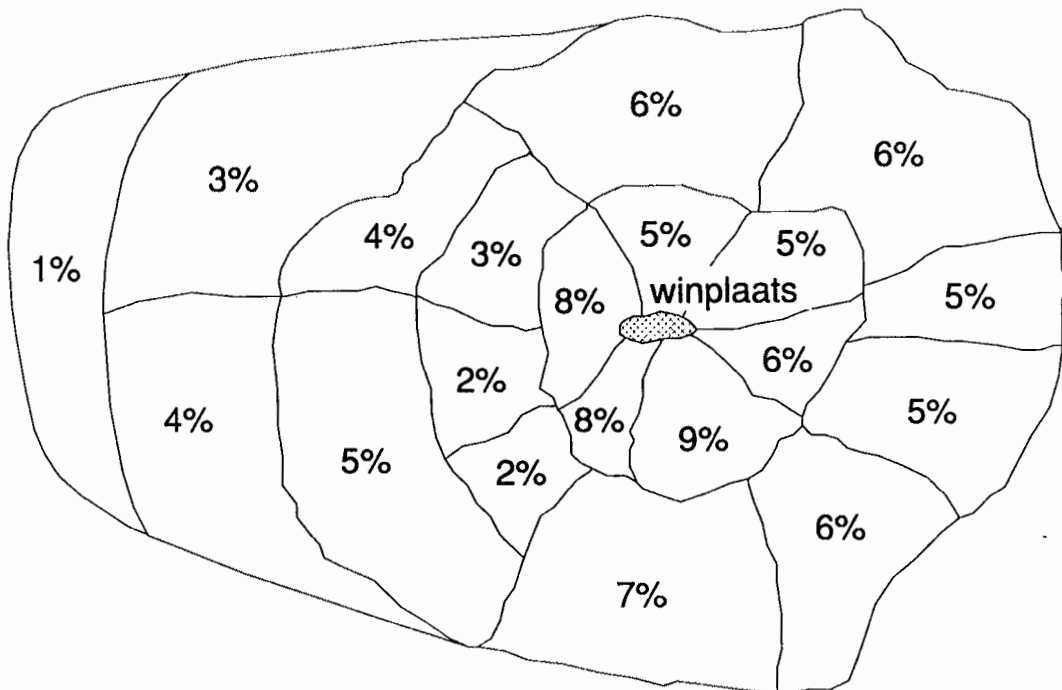
41213 N 08 40

Figuur 3.1: Responscurves voor verschillende geohydrologische situaties (naar TCB, 1991).



Het beginpunt van de responscurve geeft de minimale reistijd, terwijl het verloop van de hellingshoek informatie geeft over de spreiding van de reistijden binnen het intrekgebied. Bij een kortdurende verontreiniging aan het oppervlak zal een grote spreiding van reistijden leiden tot een geringe verslechtering van de kwaliteit van het ruwwater over langere tijd. Een kleine spreiding van reistijden zal daarentegen leiden tot een grotere verslechtering van de kwaliteit over korte tijd.

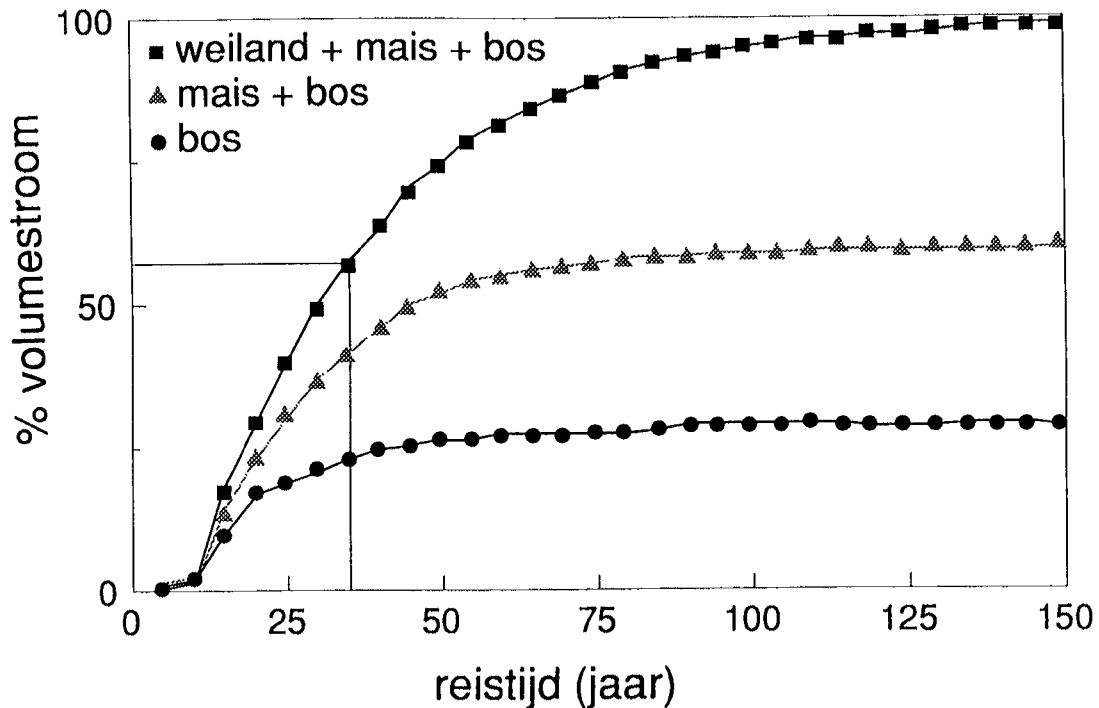
ad b) De ruimtelijke herkomst van de volumestroom kan worden afgeleid aan de hand van de reistijdzonering en de responscurve. Deze verdeling kan vervolgens in een bovenaanzicht worden weergegeven (fig. 3.2).



41213 N 07 48

Figuur 3.2: Weergave van de ruimtelijke herkomst van de volumestroom.

ad c) De verdeling van de volumestroom over de vormen van landgebruik kan worden afgeleid door per herkomstgebied een responscurve op te stellen (TCB, 1991). In figuur 3.3 is onderscheid gemaakt naar de verschillende soorten landgebruik in het intrekgebied.



Figuur 3.3: Responscurves per soort landgebruik (naar TCB, 1991).

### 3.2 Mogelijke methoden

Met de huidige kennis en ter beschikking staande rekentechnieken, is het in de meeste gevallen mogelijk om tot een opsplitsing van de volumestroom te komen.

In het geval van een freatische winning in een pakket dat slechts wordt gevoed door de natuurlijke grondwateraanvulling is de responscurve vrij eenvoudig af te leiden uit de reistijd. Het cumulatief percentage van de volumestroom met een maximale reistijd van T jaar ( $CP_T$ ) bedraagt dan (TCB, 1989):

$$CP_T = 100\% \cdot (1 - e^{-T \cdot P / n_e \cdot D})$$

met P de natuurlijke grondwateraanvulling (m/j),  $n_e$  de effectieve porositeit (-) en D de dikte van het watervoerend pakket (m). De grootte van de onttrekking speelt in dit geval dus geen rol meer bij het bepalen van de responscurve.

Voor een freatische winning met  $P = 0,250$  m/j,  $n_e = 0,35$  en  $D = 25$  m, omvat de 25-jaarszone circa 50% van het intrekgebied, zodat daar zo'n 50% van de volumestroom wordt beschermd. Het beschermde gedeelte neemt af naarmate de dikte van het watervoerend pakket toeneemt. Zo omvat dit circa 30% voor  $D = 50$  m en 16% voor  $D = 100$  m.

Bij een complexe geohydrologische situatie dient de responscurve op basis van semi-analytische of numerieke rekentechnieken te worden afgeleid. Hierbij worden vanuit elke pompput, verdeeld over de hoogte en de omtrek van het pompfilter, meerdere stroombanen getraceerd. Elke stroombaan vertegenwoordigt een bepaald percentage van de volumestroom. Voor elke stroombaan wordt een reistijd tot de grondwaterspiegel berekend. In totaal worden zo N stroombanen met bijbehorende reistijden en percentages van de volumestroom gevonden. Vervolgens worden de gegevens van de stroombanen gesorteerd op reistijd en wordt per reistijd het cumulatieve percentage van de volumestroom berekend, waarbij een reistijd representatief wordt geacht voor de mediaan van het betreffende percentage. Dit kan worden geïllustreerd met onderstaand voorbeeld.

Resultaat berekening:

nummer stroombaan	volumestroom (%)	reistijd (jaar)
1	10	1,12
2	10	10,31
3	20	0,76
4	20	3,31
5	10	6,18
6	15	1,30
7	15	8,01

Sorteren op reistijd:

nummer stroombaan	volumestroom (%)	cumulatief (%)	reistijd (jaar)
3	20	10	0,76
1	10	25	1,12
6	15	38	1,30
4	20	55	3,31
5	10	70	6,18
7	15	83	8,01
2	10	95	10,31

De responscurve is gedefinieerd door de laatste twee kolommen van dit voorbeeld (respectievelijk de y- en de x-variabele). Deze kan nog worden aangevuld met informatie over de minimale reistijd (representatief voor de cumulatieve fractie 0). Het zal duidelijk zijn dat de aldus verkregen responscurve betrouwbaarder wordt naarmate er meer stroombanen bij de berekening worden betrokken.

Doorgaans moeten voor deze toepassing meerdere programma's worden gebruikt en zonodig op elkaar afgestemd.

Om de responscurve in een complexe situatie te kunnen bepalen, is kennis nodig van de bodemopbouw, de geohydrologische eigenschappen van de verschillende pakketten en de ruimtelijke verdeling van de stijghoogten. Naarmate de ruimteschaal groter is, zullen de onzekerheden met betrekking tot deze kenmerken groter zijn, zodat dan de temporele herkomst van de volumestroom en daarmee de responscurve slechts zeer globaal zal kunnen worden ingeschat. Voor onze toepassing, het voorspellen van de ruwwaterkwaliteit enkele decennia vooruit, is dat echter van minder belang, omdat daarvoor het deel van de volumestroom met kortere reistijden het meest relevant is.

## 4 INVENTARISATIE LANDGEBRUIK

### 4.1 Soorten verontreinigingsbronnen

Afhankelijk van de vorm waarin de verontreiniging aan maaiveld wordt verspreid, kunnen drie soorten bronnen van verontreiniging van het grondwater worden onderscheiden, te weten: a) diffuse bronnen (bemesting, atmosferische depositie, toepassing van bestrijdingsmiddelen); b) lijnbronnen (spoorwegen, snelwegen, rivieren, waterbodems, etc.) en c) puntbronnen (vuilstorten, benzinstations, industrieterreinen, meren, etc.).

Onder de bebouwde kom kan het grondwater zowel door puntbronnen als door diffuse bronnen verontreinigd worden. Industriële activiteiten kunnen puntbronnen geven, terwijl lekkende riolering diffuse verontreiniging kan geven.

Bij een oevergrondwaterwinning vormt de rivier in feite een potentiële lijnbron, waarmee bij de inrichting van het meetnet rekening moet worden gehouden.

### 4.2 Aanpak bij inventarisatie

In bepaalde delen van Nederland komt dynamisch landgebruik voor, in de zin dat het gebruik van een stuk land verandert in de tijd. Het landgebruik dient in zo'n geval over de gehele van belang zijnde periode, voor elk afzonderlijk jaar, te worden vastgesteld. Deze periode hangt af van de verdeling van de reistijden over het intrekgebied en de termijn waarover voorspeld moet worden.

Voor de inventarisatie kan gebruik worden gemaakt van topografische kaarten, veldverkenning, CBS-gegevens en Remote Sensing. Deze mogelijkheden zullen in het nu volgende worden besproken.

#### 4.3 Topografische kaarten

Een globaal beeld van het landgebruik kan ontleend worden aan topografische kaarten, ook al zijn deze soms achterhaald. Dit beeld geeft echter voldoende indruk van de permanente of semi-permanente vormen van landgebruik, zoals bos, heide, bebouwing, vuilstorten, industrieterreinen, wegen, waterlopen en spoorwegen. Een beeld van het historisch landgebruik kan worden ontleend aan oudere topografische kaarten.

#### 4.4 Veldverkenning

Een gedetailleerd en actueel beeld van het huidige landgebruik kan worden verkregen met een veldverkenning. Hierbij wordt het in het veld geconstateerde landgebruik op gedetailleerde kaarten (bijvoorbeeld kadastrale kaarten) per perceel weergegeven. De opname dient in het groeiseizoen plaats te vinden, bij voorkeur eind juli of begin augustus. Het grote voordeel is dat er een bijna onbeperkte mate van detaillering kan worden aangebracht. Dit laatste is met name van belang voor het onderzoek naar bestrijdingsmiddelen, waar nauwkeurig onderscheid tussen teelten moet kunnen worden gemaakt. Een nadeel is dat de methode zeer arbeidsintensief is. Er moet rekening mee worden gehouden dat kadastrale kaarten soms jaren achterlopen en dat grenzen niet altijd overeenstemmen met perceelsgrenzen of grenzen van het landgebruik. Afhankelijk van de gemiddelde grootte van de percelen zijn de kadastrale kaarten op schaal 1:5.000, 1:2.000 of 1:1.000. De kosten van een kadastrale kaart zijn echter niet gering. In sommige gevallen kan het betreffende Waterschap kaarten met actuele perceelsgrenzen leveren.

#### 4.5 CBS-gegevens

Aan de hand van gegevens van het CBS (Centraal Bureau voor de Statistiek) en dan met name die van de hoofdafdeling Landbouwstatistiek in Voorburg, kan een beeld van het historisch landgebruik in een intrekgebied worden verkregen, ook al is dat slechts

op gemeenteniveau en niet op perceelsniveau. Er worden ondermeer gegevens verstrekt over landgebruik en bemesting, in sommige gevallen vanaf 1945, onderscheiden naar gemeente. Bij de verwerking moet dan ook rekening worden gehouden met eventuele veranderingen van de gemeentegrenzen.

Verder kunnen overzichten van industriële activiteiten in het gebied worden opgevraagd bij de betreffende gemeenten, die daarover beschikken als uitvloeisel van de Hinderwet, en bij de Kamer van Koophandel. De provincie kan gegevens leveren over bodemsaneringen.

#### 4.6 Remote Sensing

Van Nederland zijn satelliet- en vliegtuigopnamen op meerdere schalen en in meerdere golflengten beschikbaar, waaruit een beeld van het historisch en huidig landgebruik kan worden samengesteld. Om hierbij onderscheid tussen percelen te maken, dient te worden uitgegaan van opnamen met grote detaillering. Hierbij moeten tevens de perceelsgrenzen in digitale vorm beschikbaar zijn (via het kadaster is dat nog niet mogelijk). Het ligt dan ook voor de hand de verwerking van de opnamen te koppelen aan een Geografisch Informatie Systeem (GIS). Voor elk afzonderlijk gebied zal in het veld een soort ijking moeten plaatsvinden ("ground-check"). Vliegtuigopnamen zijn in principe beschikbaar vanaf de tweede wereldoorlog. De eerste beschikbare satellietopnamen stammen van 1976, maar vertonen nog weinig detail. Vanaf 1984 zijn opnamen met grotere detaillering verkrijgbaar. Voor een inventarisatie van het landgebruik moet bij voorkeur worden uitgegaan van opnamen van juli / begin augustus, omdat het contrast in landgebruik dan het grootst is.

Overigens bestaat er al een databank van het landgebruik voor heel Nederland, de Landelijke Grondgebruiksdatabank Nederland (LGN). Deze hanteert een raster met elementen van 25 x 25 m. Voor elk element is per jaar het landgebruik bepaald in één van de volgende categorieën: gras, mais, granen, bieten, aardappelen, fruitbomen, glastuinbouw, bollenteelt, overige gewassen, kale grond, loofhout,

naaldhout, heide, overig natuurgebied, open water, bebouwing en wegen. De gegevens kunnen worden aangeboden in getalsvorm, als kaart of in digitale vorm. Omdat de gegevens in digitale vorm verwerkt worden, kan in principe ook een overzicht worden geleverd van de procentuele verdeling van de verschillende vormen van landgebruik. De databank wordt beheerd door het Staringcentrum (Wageningen) en DHV Raadgevend Ingenieursbureau B.V. (Amersfoort). Beide instellingen beschikken over de benodigde kennis en hulpmiddelen voor deze toepassing van Remote Sensing. Vanwege de kosten (fl. 3 à fl. 5 per ha) verdient het aanbeveling bij de provincie na te gaan of samenwerking mogelijk is, omdat deze de gegevens gebruiken kan voor planologische of andere doeleinden.



## 5 ONTWERP / INSTALLATIE DIEP MEETNET

### 5.1 Functies van het diepe meetnet

Het diepe meetnet heeft als voornaamste taak om een beeld te geven van de grondwaterkwaliteit op enige reistijd van de winplaats, zodat nog tijdig kan worden gereageerd als deze kwaliteit verslechtert. Nevenfuncties van het diepe meetnet zijn het leveren van invoer- en/of ijkgegevens voor het voorspellingsmodel en gegevens over de bodemprocessen in het intrekgebied.

De aan te bevelen lokaties en uitvoeringen van de waarnemingsputten zijn verschillend voor deze functies. Zo zal de hoofdfunctie gebaat zijn met enkele waarnemingsputten rond de winplaats op enige reistijd, bij voorkeur in het winpakket. De optimale reistijd om de waarnemingsputten te plaatsen hangt af van de minimale reistijd in het intrekgebied. Als de minimale reistijd meer dan 10 jaar bedraagt, kan worden aanbevolen de waarnemingsputten op 10 jaar reistijd van de pompputten te plaatsen, zodat er voldoende reactietijd overblijft. Maar als de minimale reistijd minder dan 10 jaar bedraagt, moet bij de keuze van de reistijd waarop de waarnemingsputten worden geplaatst een afweging worden gemaakt tussen twee tegengestelde belangen. Het ene belang, het inzicht krijgen in de kwaliteit van een zo groot mogelijk deel van de volumestroom, is gebaat bij waarnemingsputten op een zo klein mogelijke reistijd. Het andere belang, het verkrijgen van voldoende reactietijd, is daarentegen gebaat bij waarnemingsputten op grotere reistijd. Aanbevolen wordt de waarnemingsputten echter nooit op minder dan 3 jaar reistijd te plaatsen, in het watervoerend pakket.

Om aan het beeld van de grondwaterkwaliteit op de gekozen reistijd nog enige zeggingskracht te kunnen ontleen, wordt aanbevolen minstens 4 à 6 waarnemingsputten op de betreffende isochroon te plaatsen. En om kortsluitstromingen te voorkomen moeten filters van niet meer dan 1 à 2 m lengte worden gebruikt. Per waarnemingsput kunnen uiteraard wel meerdere filters worden geplaatst.

Als activiteiten in deelgebieden van het intrekgebied veel risico opleveren voor de grondwaterkwaliteit, wordt aanbevolen extra waarnemingsputten te plaatsen waar de stroombanen uit zo'n deelgebied de betreffende isochroon snijden.

Als de minimale reistijd in het intrekgebied meer dan 50 jaar bedraagt en er dus geen gebruik wordt gemaakt van een ondiep meetnet, kan worden overwogen aanvullend een aantal diepe waarnemingsputten op 20 à 30 jaar reistijd van de pompputten te plaatsen. Daarmee kan dan een eerste signaal van verslechtering van de grondwaterkwaliteit worden verkregen.

De nevenfunctie van het diepe meetnet, het leveren van gegevens over de bodemprocessen, zal het meest zijn gebaat met een aantal waarnemingsputten langs één of meerdere stroombanen, met minifilters op meerdere diepten, zo mogelijk in verschillende pakketten.

## 5.2 Bruikbaarheid bestaande waarnemingsputten

Vanwege de hoge kosten van een diepe waarnemingsput moet getracht worden zoveel mogelijk bestaande waarnemingsputten in het intrekgebied in het diepe meetnet op te nemen. Dit kan echter ten koste gaan van de uniformiteit indien er verschillen zijn in aspecten als gebruikte boorsysteem, de mate waarin boorspoeling of werkwater is toegepast, de wijze van afwerking van boorgaten tot waarnemingsputten (doorboorde kleilagen al of niet afgedicht), en diepte, lengte, diameter en materiaal van de filters. Bij het vergelijken van gegevens uit verschillende waarnemingsputten dient terdege rekening worden gehouden met deze aspecten. Het is dan ook zaak alle relevante technische gegevens betreffende waarnemingsputten toegankelijk op te slaan.

Zoals eerder aangegeven (1.2) bevindt zich rond veel winplaatsen al een redelijk dicht netwerk van waarnemingsputten ter bepaling van de stijghoogte. In principe is het natuurlijk mogelijk deze waarnemingsputten ook te gebruiken om het grondwater te bemonsteren.

Een waarschuwing is op z'n plaats voor waarnemingsputten die zijn geplaatst met de zogenaamde "straight-flush" methode (een spoelboring). Daarbij wordt doorgaans veel werkwater gebruikt, dat nog lange tijd nadien invloed kan uitoefenen op de kwaliteit van het omringende grondwater (zie ook de volgende paragraaf).

### 5.3 Inrichting diepe waarnemingsput

#### 5.3.1 Keuze van het boorsysteem

Bij de keuze van het boorsysteem voor een diepe waarnemingsput dienen veel aspecten te worden beschouwd, zoals grondsoort, grondwaterstand, gewenste diepte, noodzakelijke boorgatdiameter, wel of geen grondmonstername, wel of geen peilbuizen, mate van gebruik van boorspoeling of werkwater, mogelijke contaminatie via de boorwand, kosten, plaatselijke terreinsituatie (zoals puin of verharding) en aard van de te bemonsteren kwaliteitsparameters van het grondwater. Als bij het boren werkwater wordt gebruikt, doorgaans zuurstof- en/of nitraathoudend oppervlaktewater, ondiep grondwater of leidingwater, moet rekening worden gehouden met bepaalde ongewenste effecten. Voorbeelden zijn verdringing van het oorspronkelijke grondwater in en rondom het boorgat, menging met het oorspronkelijke grondwater (eventueel leidend tot neerslag van bijvoorbeeld  $\text{CaCO}_3$  en  $\text{Fe}(\text{OH})_3$ , of juist het oplossen van  $\text{CaCO}_3$ ), oxydatie/reductie reacties met materiaal van het watervoerende pakket (zoals de oxydatie van pyriet en  $\text{Fe}^{2+}$ ), uitwisselingsreacties met klei, veen, nieuw gevormd  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  en/of  $\text{MnO}_2$  en peptisatie (structuurverandering) van klei (Stuyfzand, 1983a).

Bij de inrichting van waarnemingsputten voor het Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit van het RIVM, met dieptes tot maximaal 25 m onder maaiveld, is gekozen voor het pulsboorsysteem. Belangrijkste argumenten daarvoor waren, dat met dit systeem een goed beeld van de opbouw van de ondergrond kan worden verkregen, dat er slechts weinig werkwater nodig is (het RIVM gebruikt daarvoor leidingwater) en dat de boringen met eenvoudige en gemakkelijk verplaatsbare middelen kunnen worden uitgevoerd. Verder zijn de kosten van een

pulsboring tot circa 30 m diepte vergelijkbaar met die van andere boorsystemen. Gezien deze argumenten en de voordelen van aansluiting op het Landelijk Meetnet en de daarop aansluitende provinciale meetnetten (deel A, hfdst. 6), wordt hier aanbevolen bij boringen tot 30 m diepte gebruik te maken van de pulsboormethode. Als aansluiting daarentegen minder relevant wordt geacht, komt ook de luchtliftmethode in aanmerking.

Het installeren van diepe waarnemingsputten is natuurlijk een ideale gelegenheid om gegevens te verzamelen over bodemparameters die de kwaliteit van het grondwater kunnen beïnvloeden, zoals ijzersulfiden, organische stof, kalk, zware metalen en klei. Deze gegevens kunnen worden verkregen aan de hand van bodemmonsters. De meest efficiënte manier om deze te verkrijgen is de pulsboormethode, gecombineerd met het nemen van steekmonsters (Berix, 1991b). De bodemparameters die het meest van belang kunnen worden geacht, zijn pyriet, kalk en klei. Zo nodig kunnen organische stof en zware metalen nog later worden bepaald.

Als een waarnemingsput van meer dan 30 m diepte moet worden geplaatst en er geen bodemmonsters hoeven te worden genomen, komen andere boorsystemen (met name de luchtliftmethode) in aanmerking. Dit geldt overigens sowieso voor boringen van meer dan 80 m diepte, omdat de pulsboormethode dan zeer onpraktisch of zelfs onmogelijk wordt. Voor de keuze van het boorsysteem kan ondermeer worden verwezen naar de Aangepaste Voorlopige Praktijkrichtlijnen (VPR) voor bemonstering en analyse bij bodemverontreiniging (OKB, 1988). Deze bevat een tabel met de kwalificaties van de meest gangbare boorsystemen ten aanzien van de in de eerste alinea van deze paragraaf genoemde aspecten. Tevens worden daarin de meest geschikte boorsystemen beschreven. De VPR is van toepassing op het verrichten van grondboringen in het kader van onderzoek naar bodemverontreiniging, voor de meeste in Nederland voorkomende situaties. Verder kan worden verwezen naar Aller et al. (1989), een redelijk compleet handboek op het gebied van de installatie van waarnemingsputten.

Als een waarnemingsput van meer dan 30 m diepte moet worden geplaatst en er slechts gegevens over bodemparameters tot bijvoorbeeld 30 m diepte nodig zijn, kan worden aanbevolen tot deze diepte de pulsboormethode te gebruiken, gecombineerd met het nemen van steekmonsters, en de rest van de boring met een ander (goedkoper) boorsysteem uit te voeren.

### 5.3.2 Boorbeschrijvingen

Indien het boorsysteem het toestaat, wordt aanbevolen van elke aangeboorde laag een grondmonster te nemen, van dikkere lagen op regelmatige intervallen (bijvoorbeeld elke meter). De monsters moeten worden verpakt in plastic zakken waarop de plaats, de datum, het boringnummer, het aardlaagnummer, de bemonsteringsdiepte en het "stamboeknummer" zijn aangegeven en dienen vervolgens te worden bewaard voor eventueel nader onderzoek. Als het steekmonsters betreft en een latere interesse in bodemparameters niet valt uit te sluiten, dienen ze luchtdicht en gekoeld te worden opgeslagen. De grondmonsterbeschrijvingen moeten als boorstaten worden gearchieveerd. Daarnaast kunnen ze ter archivering worden aangeboden aan de Rijks Geologische Dienst.

Als geen grondmonsters kunnen worden genomen, kan geofysisch boorgatonderzoek toch nog een redelijke indruk van de bodemopbouw verschaffen. Dit moet bij voorkeur worden uitgevoerd vóór installatie van de waarnemingsput.

### 5.3.3 Boordiepte

De boordiepte wordt bepaald door de gewenste diepte van het onderste filter, of de behoefte aan inzicht in de geohydrologische en geohydrochemische situatie. Bij de keuze van de filterdiepten zullen de functie van de betreffende waarnemingsput (5.1) en de geohydrologische omstandigheden, zoals de bodemopbouw en de grondwaterstromingsstelsels, een grote rol spelen. Als er nog onvoldoende inzicht is in de geohydrologische en geohydrochemische situatie,

kan worden overwogen de eerste waarnemingsput tot in de geohydrologische basis te boren en vervolgens op meerdere diepten filters te plaatsen. Uit de boring en eventueel ook de resultaten van de bemonstering van de filters zal aanvullend inzicht worden verkregen, waarmee de plaatsing van andere diepe waarnemingsputten beter kan worden onderbouwd. Aan de hand van deze boring kan tevens de temperatuur van de geohydrologische basis worden bepaald, die als referentie kan dienen bij de bepaling van verticale stromingscomponenten uit temperatuurprofielen.

#### 5.3.4 Afwerking boring tot waarnemingsput

De afwerking van een boring bestaat uit het plaatsen van één of meer stijgbuizen in het boorgat, elk met een peilfilter en/of minifilters. Om verwisseling te voorkomen wordt aangeraden de bovenkanten van de stijgbuizen niet even hoog boven maaiveld uit te laten steken, maar hierin onderscheid aan te brengen. De bovenkant van de stijgbuis met het ondiepste filter moet dan het hoogst boven maaiveld uitsteken. Tevens wordt aanbevolen de filters van ondiep naar diep te nummeren, het ondiepste filter krijgt dan nummer 1 en diepere filters krijgen hogere nummers. Het nummer kan worden aangevuld met een code voor het soort filter, zoals "P" voor peilfilter en "M" voor minifilter. Dit vereenvoudigt de directe controle en evaluatie van de veldmetingen en maakt verwisselingen minder waarschijnlijk. Een extra bescherming, met name tegen het losraken of onleesbaar worden van labels, kan nog worden ingebouwd door de stijgbuizen van de peilfilters en slangen van de minifilters door gaten van een reeds vóóraf geprepareerde schijf te plaatsen, waarop bij elk gat het nummer van het betreffende filter is vermeld.

Als de ondergrond ter plaatse van een peilfilter fijn materiaal bevat, verdient het aanbeveling gebruik te maken van omstortingsgrind of een aangeliemde omstorting, om het binnendringen van slib in het watermonster te voorkomen. Een bijkomend voordeel van een aangeliemde omstorting is dat het filter goed wordt gecentreerd in het boorgat. De omstorting is aangeliemd met epoxy-hars, dat onder

normale omstandigheden inert mag worden beschouwd. Pas bij hoge concentraties aan ketonen (zoals aceton) geeft het reacties.

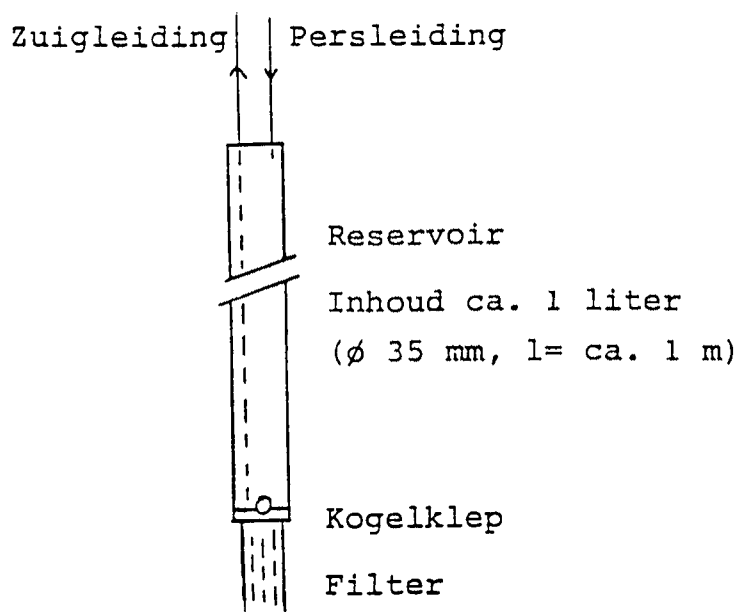
Als gebruik wordt gemaakt van PVC-stijgbuizen en filters, zijn er meerdere mogelijkheden om deze met elkaar te verbinden. Bij een verbinding door middel van schroefdraad dient het verbindingsstuk zeer strak met tape omwonden te worden, omdat anders lekkage kan optreden (zie ook hfdst. 10, fig. 10.2). De praktijk heeft echter uitgewezen dat bij grote stijghoogteverschillen zelfs dit nog onvoldoende bescherming tegen lekkage biedt. Het aan elkaar lijmen van wel en niet opgetrompte uiteinden geeft minder kans op lekkage (Stuyfzand, 1983a), maar heeft als groot bezwaar dat de lijm organische microverontreinigingen in de monsters kan introduceren. Een nieuwe ontwikkeling is de verbinding met een rubberen O-ring, die in een inkeping in één van de buizen wordt gelegd, waarna de buizen in elkaar worden geschroefd. Ook hier dient het verbindingsstuk zeer strak met tape omwonden te worden. Deze verbinding geeft een goede afdichting zonder gebruik van lijm.

Als slechts een dunne schijf grondwater (< 25 cm) moet worden bemonsterd, komen minifilters in aanmerking. Er zijn meerdere typen, met als belangrijkste: a) het buis-minifilter; b) het spleet-minifilter en c) het pers-zuig minifilter.

ad a) Het buis-minifilter, een veel gebruikt type minifilter, bestaat uit een buisje (nylon of polyetheen) van 10 cm lengte met inwendige diameter van 10 mm, gevuld met kwartsglaswol (fig. 5.2, inzet), die tegen de buitenkant van de stijgbuis wordt bevestigd met tape. Het is open aan de onderkant, terwijl de bovenkant via een nylon koppelstuk verbonden is aan een polyetheen verbindings-slang met een inwendige diameter van 3 à 4 mm, die naar het oppervlak voert. Omdat zulke filters snel verstopt kunnen raken door fijn zand en slib, worden er soms uit voorzorg twee naast elkaar geplaatst, die dan met een koppelstuk zijn verbonden. Bemonstering geschiedt onder vacuüm. Dit type minifilter kan worden gebruikt als de stijghoogte niet meer dan 6 tot 8 m onder maaiveld ligt.

ad b) Het spleet-minifilter bestaat uit een spleetfilter van 5 à 10 cm, al dan niet met aangeliemde omstorting. Aan de bovenkant bevindt zich een polyetheen verbindingsslang met inwendige diameter van 4 mm. Dit filter maakt doorgaans deel uit van de stijgbuis, waarbij de verbindingsslang via een gat in de stijgbuis, direct boven het filter, buitenom naar het oppervlak voert.

ad c) Het pers-zuig minifilter is ontworpen voor situaties waar de stijghoogte meer dan 6 tot 8 m onder maaiveld ligt. Het bestaat uit een reservoir van circa 1 m lengte en inwendige diameter van 35 mm, met een inhoud van ongeveer 1 liter. Aan de onderkant is het reservoir via een kogelklep verbonden met een kort spleetfilter van pvc (fig. 5.1), al dan niet voorzien van aangeliemde omstorting. Aan de bovenkant is het reservoir via twee polyetheen slangen, een zuigleiding en een persleiding, elk met een inwendige diameter van 4 mm, verbonden met het oppervlak. Om vergissingen tegen te gaan hebben deze doorgaans verschillende kleuren. De zuigleiding mondt uit vlak bij de kogelklep, terwijl de persleiding bovenin het reservoir uitmondt. Door stikstof- of heliumgas in het reservoir te persen (met een overdruk van ongeveer 0,5 bar) komt het grondwater via de zuigleiding naar het oppervlak. Dit minifilter wordt net als het nylon minifilter aan de buitenkant van de stijgbuis bevestigd.



Figuur 5.1: Schematische weergave van een pers-zuig minifilter.

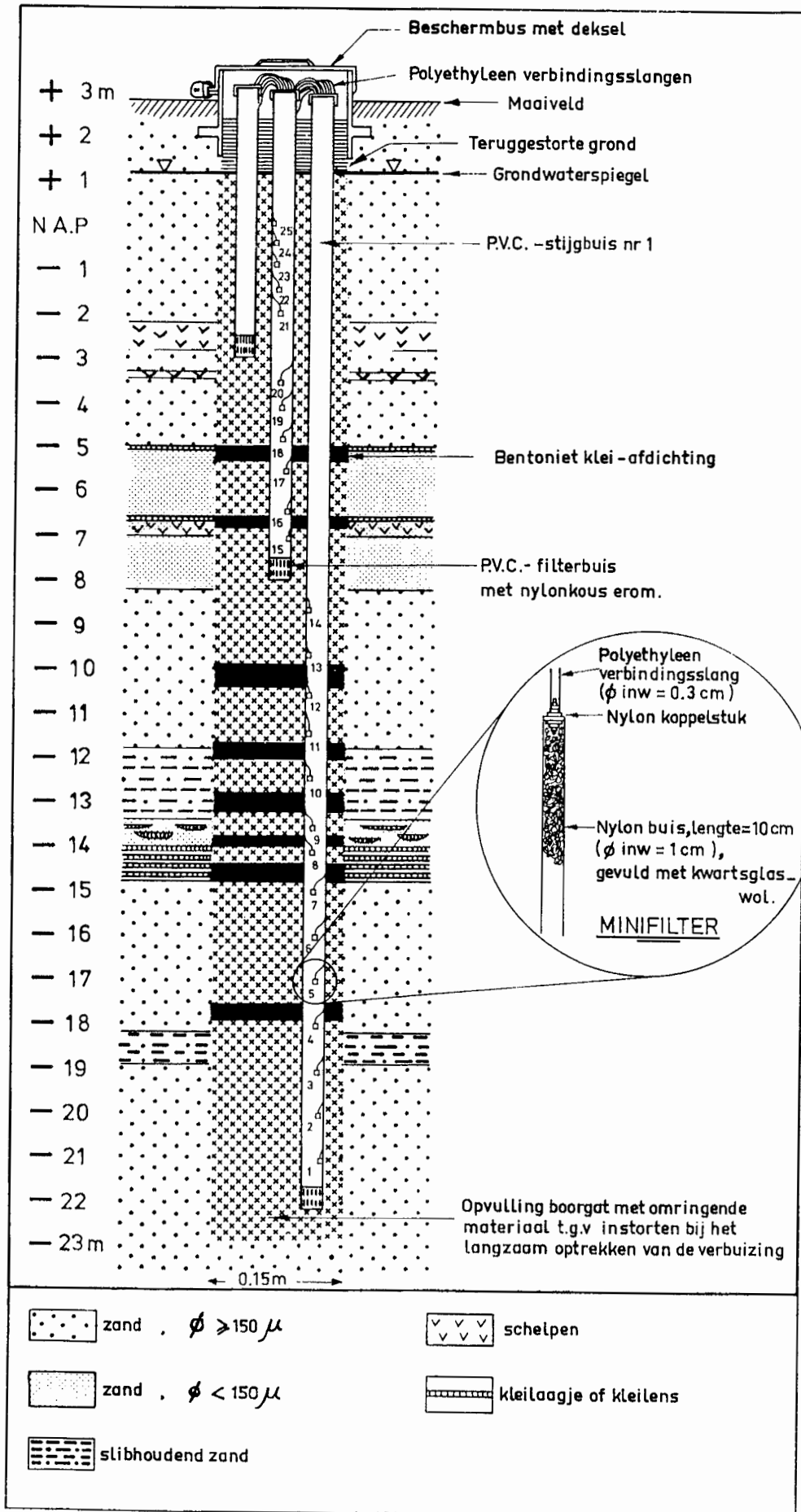


Na het plaatsen van de minifilters dienen de slangetjes geslingerd langs de buitenkant van de stijgbuis te worden bevestigd met tape, om kortsluitstroming te voorkomen. Aan het oppervlak moet voldoende slang (minimaal 1 à 1,5 m) overblijven om deze aan te kunnen sluiten op de bemonsteringsapparatuur.

Bij de pulsboormethode wordt de boorbuis uit het boorgat getrokken na het plaatsen van de filters. Afhankelijk van de gebruikte boordiameter zal de ruimte vanzelf worden opgevuld met de aangrenzende grondsoort, of opgevuld moeten worden met filtergrind. Doorboorde slecht doorlatende lagen, zoals kleilagen, moeten met een kleiaanvulling worden afgedicht om ongewenste verticale grondwaterstroming via het boorgat (kortsluitstroming) te voorkomen. Verder kan worden aanbevolen zo'n kleiaanvulling boven en onder elk peilfilter aan te brengen, om te bevorderen dat bij de bemonstering water uit horizontale richting wordt aangetrokken. Het bevordert tevens de verwijdering van de boorspoeling bij het schoonpompen. Tenslotte wordt doorgaans van 1 tot 2 m onder maaiveld een kleiafdichting aangebracht om directe indringing van water van boven tegen te gaan.

Als een put is ingericht wordt over de stijgbuizen, die boven maaiveld uitsteken, een afsluitbare beschermbus van voldoende diameter geplaatst. Zowel het deksel als de koker van deze beschermbus worden voorzien van het nummer van de betreffende waarnemingsput. Als in de put tevens stijghoogten moeten worden gemeten, dient via waterpassing de hoogte ten opzichte van NAP te worden bepaald.

In figuur 5.2 wordt een voorbeeld gegeven van de afwerking van een gepulst boorgat met peil- en minifilters.



Figuur 5.2: Voorbeeld van de afwerking van een gepulst boorgat met peil- en minifilters (uit Stuyfzand, 1983a).

### 5.3.5 Schoonpompen diepe waarnemingsput

Als een boring tot waarnemingsput is afgewerkt, dienen de filters direct een aantal uren te worden schoongepompt, zo mogelijk tot het opgepompte water slib- en zandvrij is. Dit moet na ongeveer één maand herhaald worden. Daarnaast dient er nog tijd te worden ingeruimd voor verwijdering van het werkwater, door afpompings en/of afvoer met de (natuurlijke) grondwaterstroming. Voor een onverbuiscde boring (luchtlift, zuig- of spoelmethode) kan dit, bij een afpompings van 1 m<sup>3</sup> per filter per maand, meer dan een halfjaar vergen. Voor een gepulste boring kan veelal worden volstaan met het 1 - 3 maanden wachten, of met afpompings van een peilfilter gedurende 10 - 60 minuten en met afpompings van een minifilter gedurende één tot enkele uren.

Er wordt geadviseerd om na het opleveren van de waarnemingsput te wachten met uitgebreide analyses, totdat er door regelmatige afpompings en controle op het verloop in Cl, EGV en eventueel SO<sub>4</sub> of HCO<sub>3</sub> (duidend op effecten van werkwater) en Na, Ca, Mg en pH (duidend op een verstoord adsorptiecomplex) een stabiele situatie wordt geconstateerd (Stuyfzand, 1983a). Als tijdens het boren een monster is genomen van het werkwater, kunnen de monsters genomen tijdens de afpompings daarmee direct vergeleken worden om na te gaan in hoeverre de invloed van het werkwater is afgenomen.

Het schoonpompen biedt ook de mogelijkheid om te controleren op kortsluitstromingen, door tijdens het afpompen van één filter na te gaan of de stijghoogten in de andere filters van die waarnemingsput beïnvloed worden.

### 5.3.6 Onderhoud diepe waarnemingsput

Bij elke bemonstering dient te worden gelet op technische onvolkomenheden van de waarnemingsput, eventueel gevolgd door herstelwerkzaamheden. Het zal in de meeste gevallen gaan om het extra schoonpompen van filters of reparatie van het sluitwerk van de beschermkokers.

Als putten onherstelbaar zijn beschadigd of onbereikbaar zijn geworden door een wijziging in de lokale omstandigheden, moeten ze worden vervangen op zo kort mogelijke afstand van de oorspronkelijke lokatie, rekening houdende met de plaatselijke geohydrologische situatie.

#### 5.3.7 Vastleggen zakelijk recht

Omdat diepe waarnemingsputten doorgaans voor langere tijd worden geïnstalleerd, wordt aanbevolen een juridische overeenkomst met de landeigenaar / pachter af te sluiten. In geval van problemen kan aankoop van de grond worden overwogen.

## 6 ONTWERP / INSTALLATIE ONDIEP MEETNET

### 6.1 Uitvoering van het ondiepe meetnet

Voor de bepaling van de kwaliteit van het bovenste grondwater of het bodemvocht kan gebruik worden gemaakt van: a) een vast meetnet, met permanente waarnemingsputten, poreuze cups of lysimeters, of b) een mobiel meetnet, met boorgaten die na bemonstering worden dichtgemaakt.

Indien mogelijk dient de voorkeur te worden gegeven aan een mobiel meetnet met bemonstering van het bovenste grondwater. Een mobiel meetnet heeft namelijk als grote voordelen ten opzichte van een vast meetnet, dat in principe overal bemonsterd kan worden, dat de monsterdiepte kan worden aangepast aan de grondwaterstand en dat rekening kan worden gehouden met wijzigingen van het landgebruik. Verder heeft bemonstering van het bovenste grondwater als duidelijk voordeel ten opzichte van bemonstering van het bodemvocht dat er geen beperkingen zijn aan het analysepakket. Bij bemonstering van het bodemvocht zijn uitgebreide chemische analyses niet mogelijk vanwege het geringe volume van het monster. Als bovendien de methode van extractie van het bodemvocht (menging van het grondmonster met gedestilleerd water) wordt gebruikt, komt de onderste analysegrens veel hoger te liggen.

De hier aanbevolen bemonstering van het bovenste grondwater met een mobiel meetnet wordt de laatste jaren al steeds meer toegepast. Het komt er op neer dat via een boorgat in de grond direct een grondwatermonster naar boven wordt gehaald, waarna het gat weer wordt dichtgemaakt. Het gat wordt tot even onder de grondwaterspiegel geboord, bijvoorbeeld met een Edelmanboor, waarna tijdelijk een stijgbuis met filter, bij voorkeur voorzien van een nylon filterkous, in het gat wordt geplaatst, om vervolgens de bemonstering volgens de gebruikelijke methode uit te voeren. Soms wordt wel een filter met aangelijmde omstorting gebruikt, maar daarbij kan enige nalevering optreden. Een nadeel van bemonstering via boorgaten is dat soms een troebel grondwatermonster wordt verkregen, hetgeen het filtreren sterk kan bemoeilijken.

Als de grondwaterstand diep is (> 3 m -mv) wordt het bemonsteren van het bovenste grondwater echter zeer arbeidsintensief. Het bemonsteren van het bodemvocht kan dan uitkomst bieden. Hiertoe moet met de Edelmanboor op de gewenste diepte een grondmonster worden genomen, bij voorkeur in ieder geval onder de wortelzone (circa 1,5 m onder maaiveld), omdat mag worden aangenomen dat daar een voldoende representatief beeld kan worden verkregen van de toevoer van stoffen naar het grondwater (Kleijn, 1988, Vogelaar et al., 1990). In het laboratorium wordt vervolgens een bodemvochtmonster verkregen door extractie, centrifugering, of uitpersing.

Waar geen wijzigingen in het landgebruik te verwachten zijn, zoals in een natuurgebied, kunnen permanente waarnemingsputten worden geplaatst. Om te bewerkstelligen dat altijd het bovenste grondwater bemonsterd kan worden, dient het filter zodanig te worden geplaatst dat daarin de grondwaterspiegel vrij kan fluctueren. Als deze fluctuatie groot is moet een lang filter worden gebruikt, hetgeen als consequentie heeft dat een monster soms meerdere jaargangen natuurlijke grondwateraanvulling kan vertegenwoordigen. Hier moet bij de interpretatie van de resultaten rekening mee worden gehouden. Verder kunnen waarnemingsputten doorgaans niet in een perceel, maar slechts op de rand worden geplaatst, hetgeen de representativiteit van het monster voor het betreffende type landgebruik discutabel maakt.

## 6.2 Te bemonsteren gebied

Het is niet altijd zinvol om een ondiep meetnet in het gehele intrekgebied in te richten. Dit kan namelijk een zeer grote meetinspanning vergen, terwijl metingen in de verder van de winplaats gelegen gebieden veel minder rendement zullen opleveren voor de uiteindelijke voorspelling van de ruwwaterkwaliteit, dan metingen in de dichter bij de winplaats gelegen gebieden. Uit praktische overwegingen wordt dan ook aanbevolen slechts een goed gekozen deelgebied te bemonsteren. Een belangrijke factor bij de keuze van dit deelgebied vormt de periode waarover voorspellingen gewenst zijn.

Een mogelijkheid om het relevante deelgebied te identificeren, is de criteria te hanteren:

- 1) het gebied dient zich minimaal tot een bepaalde isochroon uit te strekken;
- 2) het gebied moet een bepaald minimaal percentage van de volumestroom leveren;
- 3) het gebied dat een steil deel van de responscurve vertegenwoordigt moet worden meegenomen (voorzover het ook voldoet aan 1 en 2), omdat een belasting in dit gebied een grote invloed zal hebben op de ruwwaterkwaliteit.

Deze criteria kunnen worden getoetst aan de hand van de responscurve, met als afgeleiden de ruimtelijke en temporele herkomst van de volumestroom.

Een andere mogelijkheid om het relevante deelgebied te identificeren, is het uitvoeren van oriënterende voorspellingsberekeningen met verschillende scenario's voor de ruimtelijke verdeling van de belasting aan het oppervlak.

Er moet overigens rekening mee worden gehouden dat niet elke landeigenaar / pachter toestemming zal verlenen voor bemonstering van het bovenste grondwater / bodemvocht. Er moet dan ook worden nagegaan in hoeverre een eenmaal ontworpen ondiep meetnet haalbaar is, door toestemming te vragen aan de betrokken landeigenaren / pachters.

## 6.3 Dichtheid van bemonstering

### 6.3.1 Strategie

Statistisch gezien komt het bemonsteren van het bovenste grondwater (of bodemvocht) neer op het nemen van een steekproef. Uit alle mogelijke monsters van het bovenste grondwater (of het bodemvocht) worden er enkele geselecteerd, teneinde de kwaliteit van het bovenste grondwater (of het bodemvocht) te kunnen karakteriseren.

Over het algemeen wordt de kwaliteit van het bovenste grondwater / bodemvocht gekenmerkt door een zeer grote ruimtelijke variabiliteit. Het schetsen van een ruimtelijk beeld van deze kwaliteit aan de hand van bemonstering zal dan een flinke inspanning vergen. Maar deze meetinspanning kan in bepaalde gevallen door een geschikte strategie beperkt worden gehouden. Vaak is van tevoren namelijk al bekend dat een ruimtelijke variabele, zoals landgebruik, bodemtype, vegetatie of grondwatertrap, invloed kan uitoefenen op de ruimtelijke verdeling van te bemonsteren parameter(s). In zo'n geval dient de bemonstering en de aansluitende verwerking per onderscheiden eenheid van die ruimtelijke variabele te worden uitgevoerd (de gestratificeerde steekproef). Omdat bijvoorbeeld de concentratie nitraat in het bovenste grondwater gerelateerd zal zijn aan het soort landgebruik, kan de ruimtelijke verdeling van die concentratie beter worden geschat, door per soort landgebruik (zoals grasland, bos, akkerbouw of mais) een aparte steekproef te nemen.

Bemonstering kan aselekt of systematisch worden uitgevoerd. Beide mogelijkheden zullen in het nu volgende worden behandeld. De verwerking van de gegevens is voor beide gevallen gelijk en wordt beschreven in 13.6.2.

### 6.3.2 Aselecte bemonstering

Bij aselechte bemonstering (Engels: "random sampling") heeft elk punt in het te karakteriseren gebied dezelfde kans om geselecteerd te worden voor bemonstering. De monsterlokatie zijn dan volledig willekeurig verdeeld over het onderzoeksgebied. Een manier om tot deze willekeurige verdeling te komen, is gebruik te maken van een random generator die de coördinaten van elke lokatie genereert als de waarden uit twee verschillende uniforme kansverdelingen. Bij een uniforme kansverdeling heeft elke uitkomst binnen de verzameling mogelijke uitkomsten eenzelfde kans. De eerste kansverdeling bevat dan alle mogelijke x-coördinaten, met als ondergrens die van het meest westelijk gelegen punt en als bovengrens die van het meest oostelijk gelegen punt van het onderzoeksgebied. De tweede kansverdeling bevat alle mogelijke y-coördinaten, met als ondergrens die



van het meest zuidelijk gelegen punt en als bovengrens die van het meest noordelijk gelegen punt van het onderzoeksgebied. Omdat de verdelingen uniform zijn, heeft elk punt in de zo gedefinieerde rechthoek dezelfde kans geselecteerd te worden als monsterlokatie. Het oppervlak van de rechthoek zal minstens gelijk, maar meestal groter zijn dan het oppervlak van het onderzoeksgebied, zodat volgens de boven beschreven procedure ook punten buiten het onderzoeksgebied kunnen worden gegenereerd. Zo'n punt dient dan uiteraard te vervallen. Eenmaal in het veld moet verder worden vermeden te dicht bij perceelsgrenzen te bemonsteren, omdat daar randeffecten op kunnen treden.

### 6.3.3 Systematische bemonstering

Een steekproefmethode die sterk aanspreekt vanwege z'n eenvoud is systematische bemonstering volgens een regelmatig netwerk. Dit geeft een evenredige bemonstering over het hele onderzoeksgebied. Het grote voordeel is dat de resultaten eenvoudig grafisch kunnen worden weergegeven met één of andere plotroutine. Daarnaast maakt deze aanpak ruimtelijke interpolatietechnieken zoals kriging veel effectiever. Het startpunt van het regelmatige netwerk moet aselekt worden gekozen (gegenereerd uit twee uniforme kansverdelingen), evenals de richting van de lijnen.

### 6.3.4 Benodigd aantal monsters

Als er al een globale indruk bestaat van de spreiding in waarden van een relevant geachte parameter, kan worden bepaald hoeveel monsters nodig zullen zijn om het gemiddelde van die parameter met een bepaalde gewenste precisie te kunnen schatten. Er wordt daarbij onderscheid gemaakt tussen: a) gewenste absolute precisie en b) gewenste relatieve precisie.

ad a) Het aantal monsters om een schatting van het gemiddelde te verkrijgen die met 95% betrouwbaarheid niet meer dan a eenheden zal

afwijken van het werkelijke gemiddelde, kan worden benaderd volgens:

$$n = \frac{t^2_{(5\%;n-1)} \cdot s^2}{a^2} \quad [6.1]$$

met  $n$  het benodigd aantal monsters,  $t_{(5\%;n-1)}$  de Student- $t$  waarde met 5% tweezijdige overschrijdingskans bij  $n-1$  vrijheidsgraden en  $s$  een vóóraf beschikbare raming van de standaardafwijking van de parameter. Het aantal benodigde monsters  $n$  moet iteratief worden bepaald volgens deze formule, omdat de Student- $t$  waarde afhangt van  $n$ .

ad b) Het aantal monsters om een schatting van het gemiddelde te verkrijgen die met 95% betrouwbaarheid niet meer dan een fractie  $p$  afwijkt van het werkelijke gemiddelde, kan worden benaderd volgens:

$$n = \frac{t^2_{(5\%;n-1)} \cdot \hat{V}^2}{p^2} \quad [6.2]$$

met  $\hat{V}$  een vóóraf beschikbare raming van de variatiecoëfficiënt van de parameter, zijnde de verhouding tussen de standaardafwijking ( $\sigma$ ) en het gemiddelde ( $\mu$ ) van de parameter, oftewel  $V = \sigma/\mu$ .

Als toevallig twee lokaties op korte afstand van elkaar worden geselecteerd, zullen de waarnemingen op deze lokaties vermoedelijk een bepaalde relatie vertonen. De formules [6.1] en [6.2] gaan weliswaar in principe uit van onafhankelijke waarnemingen, maar als de lokaties aselekt zijn geselecteerd, zullen eventuele afhankelijkheden ze niet meer ongeldig maken (de Gruijter, 1991). Verder gaan de relaties uit van normaal verdeelde gemiddelden. De meeste variabelen van de waterkwaliteit zijn weliswaar niet-normaal verdeeld, maar ongeacht het soort achterliggende verdeling mag ervan worden uitgegaan dat het gemiddelde van een steekproef een normale kansverdeling zal volgen ("Centrale Limiet Stelling").

De strekking van de formules [6.1] en [6.2] is, dat de benodigde meetinspanning voor een bepaalde gewenste precisie toeneemt met de spreiding in waarden van de betreffende parameter. De indruk van

deze spreiding moet worden ontleend aan gegevens van vergelijkbare situaties. Als daarvoor echter gegevens van het Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit of een provinciaal meetnet worden gebruikt, moet rekening worden gehouden met een schaalprobleem. Aan de hand van landelijke of provinciale gegevens zal de lokale spreiding doorgaans worden overschat. Verder past hierbij de kanttekening dat zulke gegevens niet zondermeer representatief kunnen worden geacht voor alle delen van een intrekgebied, ondermeer omdat in grondwaterbeschermingsgebieden een afwijkend regiem van bemesting zal heersen.

#### 6.3.5 Samenstellen mengmonsters

Een mengmonster ontstaat door een aantal enkelvoudige monsters uit één of andere ruimtelijke eenheid, zoals een perceel, bij elkaar te voegen. Vanwege de zorgvuldigheid die daarbij moet worden betracht, wordt aanbevolen deze menging in het laboratorium uit te voeren.

Omdat het ondiepe meetnet gericht is op het bepalen van gemiddelden voor bepaalde ruimtelijke eenheden (zoals vormen van landgebruik), geeft het mengen van monsters geen verlies van relevante informatie. De kennis van de ruimtelijke spreiding in waarnemingen is namelijk slechts éénmaal relevant en wel om een indicatie te krijgen van het aantal benodigde monsters om het gemiddelde met een bepaalde gewenste precisie te kunnen schatten (6.3.4).

Een verlies aan informatie kan optreden als het gehalte van het mengmonster net onder de analysegrens ligt, terwijl dit niet voor alle afzonderlijke monsters het geval is. Er bestaan namelijk methoden om, als in een steekproef een aantal waarnemingen onder de analysegrens ligt, toch nog een redelijke schatting van het gemiddelde en zelfs van de standaardafwijking te verkrijgen (Gilliom and Helsel, 1986; Helsel, 1986; Helsel and Cohn, 1988; Helsel and Gilliom, 1986). Enkele van deze methoden zullen worden gegeven in 13.6.3.

In sommige (extreme) situaties kunnen er bij het mengen van monsters chemische veranderingen optreden, die het mengmonster minder representatief maken. Hiermee moet terdege rekening worden gehouden als er in een gebied (sub)oxisch en anoxisch grondwater naast elkaar kunnen voorkomen. In zo'n geval moet veiligheidshalve worden aanbevolen hooguit monsters uit hetzelfde perceel te mengen. Tevens wordt afgeraden te mengen als geanalyseerd moet worden op vluchtige componenten. Deze kunnen bij het mengen namelijk (deels) vervluchtigen.

Het mengen van grondmonsters ter bepaling van het bodemvocht wordt doorgaans afgeraden, omdat volledige menging niet voldoende haalbaar wordt geacht. In een enkel geval heeft het nemen van mengmonsters echter geen nadelige gevolgen gehad (Slingerland et al., 1987).

In theorie veroorzaakt het mengen van monsters een afname van de precisie van het geschatte gemiddelde, omdat de analytische meetfout niet meer wordt uitgemiddeld. Voor de standaardafwijking van een gemiddelde bepaald uit een aantal enkelvoudige waarnemingen geldt namelijk:

$$\sigma_{\bar{x}} = \sqrt{\left(\frac{\sigma_x^2}{n}\right)} = \sqrt{\left(\frac{\sigma_w^2}{n} + \frac{\sigma_a^2}{n}\right)}$$

met  $\sigma_{\bar{x}}$  de standaardafwijking van het gemiddelde,  $\sigma_x$ ,  $\sigma_w$  en  $\sigma_a$  de standaardafwijkingen van respectievelijk de enkelvoudige waarnemingen, de enkelvoudige (werkelijke) waarden en de analytische meetfout en  $n$  het aantal waarnemingen. Voor de standaardafwijking van een gemiddelde bepaald uit een mengmonster geldt daarentegen:

$$\sigma_{\bar{x}_m} = \sqrt{\left(\frac{\sigma_w^2}{n} + \sigma_a^2\right)}$$

met  $\sigma_{\bar{x}_m}$  de standaardafwijking van het gemiddelde bepaald uit een mengmonster. Uit bovenstaande formules volgt dat  $\sigma_{\bar{x}_m} > \sigma_{\bar{x}}$ . Maar omdat in veel gevallen (zoals voor nitraat) mag worden verondersteld dat  $\sigma_a \ll \sigma_w$ , kan dit verschil in de praktijk vaak worden verwaarloosd.

## 7 BEWAKING PUNT- EN/OF LIJNBronNEN

### 7.1 Algemeen

De bewaking van mogelijke punt- en/of lijnbronnen op korte reistijd (< 50 jaar) van de pompputten, moet worden gezien als een lokale aanvulling op het meetsysteem, al kunnen de bemonsteringsfrequentie en het analysepakket afwijken van de rest van het meetsysteem.

Dit hoofdstuk bevat slechts enkele zeer beknopte aanwijzingen voor de bewaking van punt- en/of lijnbronnen. Voor meer details wordt verwezen naar EPA (1977), Gilbert (1987), de Leidraad Bodembescherming (1990) en van der Gaast (1989).

### 7.2 Relevante voorinformatie

Alvorens een bewakingssysteem van punt- en/of lijnbronnen in te richten, dient bekend te zijn met welke verontreinigingen rekening moet worden gehouden en waar deze naar toe stromen. Hiertoe kan gebruik worden gemaakt van:

- bedrijfsinformatie
- hinderwetgegevens en bouwtekeningen
- kaarten en luchtfoto's
- informatie omwonenden en (oud-)werknemers
- algemene stof- en procesinformatie
- eerder verricht onderzoek
- inzicht in geohydrologische situatie

Bij onderzoek naar historische verontreinigingen wordt vaak over het hoofd gezien dat omwonenden en oud-werknemers een belangrijke bron van niet-gepubliceerde gegevens kunnen vormen. Zij zijn namelijk bekend met het soort werkzaamheden dat verricht werd en soms ook met de gebruikte chemicaliën.

Evenzo moet worden nagegaan of en zo ja, in welke mate, het van de punt- en/of lijnbron afstromende grondwater uiteindelijk bijdraagt

aan het onttrokken grondwater. Als het bijvoorbeeld via een oppervlakkig grondwaterstromingsstelsel direct naar een afwaterings-eenheid stroomt, dan is bewaking in het kader van het beoogde meetsysteem weinig zinvol. En als het afstromende grondwater van het betreffende deelgebied slechts in zeer geringe mate bijdraagt aan de hoeveelheid onttrokken grondwater, dan heeft bewaking relatief minder prioriteit.

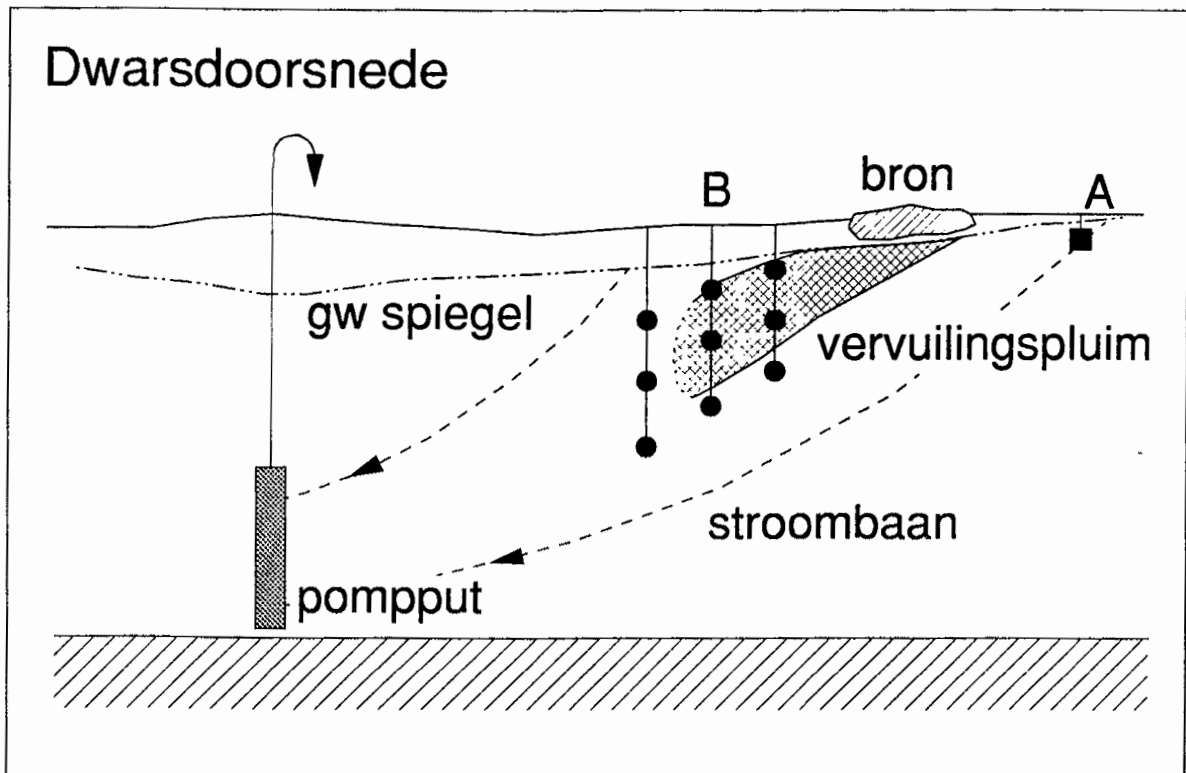
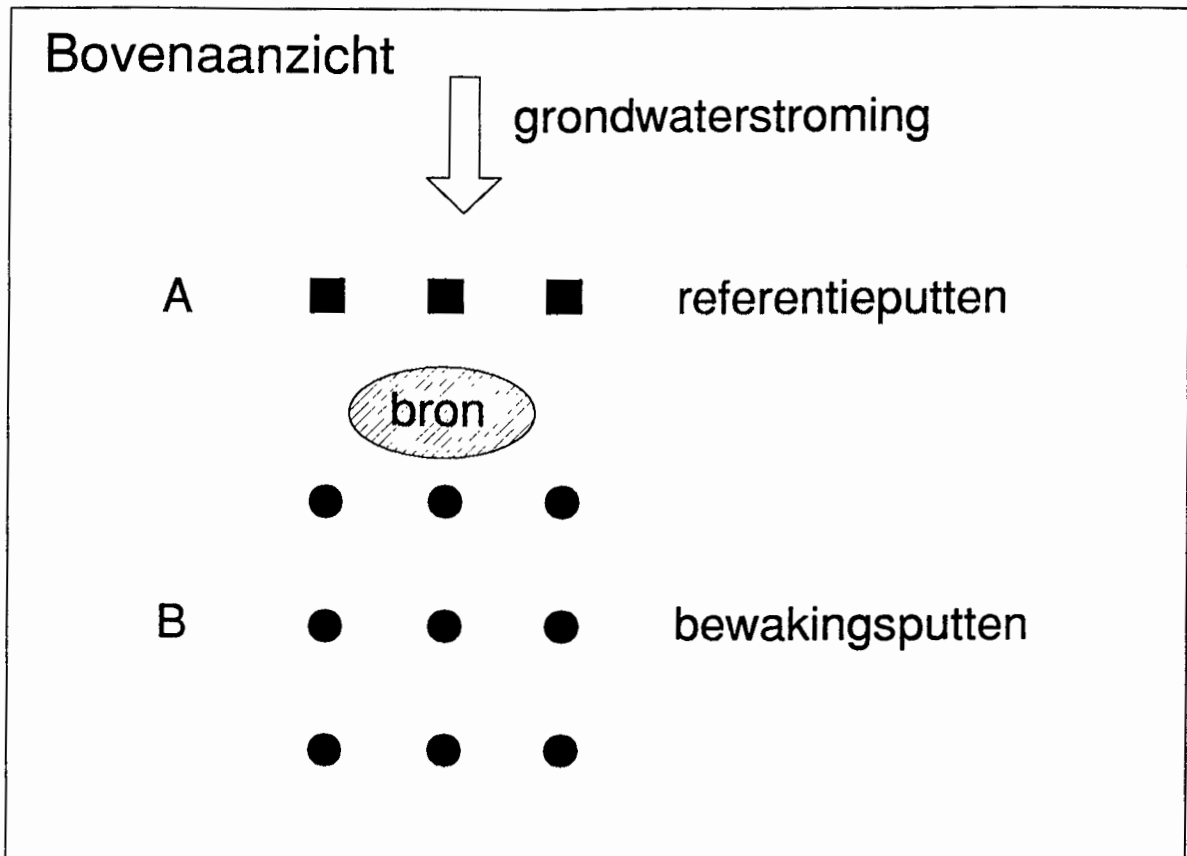
### 7.3 Bemonsteringsstrategie

#### 7.3.1 Bemonsteringslokaties

Om een eerste indruk van de verspreiding van een verontreiniging te verkrijgen, kan gebruik worden gemaakt van geofysische technieken als de electromagnetische methode, de geoelectrische methode en de grondradar. Belangrijke randvoorwaarde is echter een duidelijk contrast tussen het EGV van het verontreinigde water en het overige grondwater.

Om een verontreinigingsbron te kunnen bewaken dient een aantal waarnemingsputten benedenstrooms te worden geplaatst, de zogenaamde bewakingsputten. Tevens dienen echter waarnemingsputten bovenstrooms te worden geplaatst (fig. 7.1). Deze zogenaamde referentieputten moeten een indruk van het plaatselijke natuurlijke niveau geven, zodat kan worden nagegaan of het niveau in de bewakingsputten daar van afwijkt.

Voor het aan te bevelen boorsysteem en de afwerking van de waarnemingsputten wordt verwezen naar 5.3.



Figuur 7.1: Strategie van bemonstering ter bewaking van een lokale bron van verontreiniging.

### 7.3.2 Bemonsteringsfrequentie

De frequentie van bemonstering dient met name af te hangen van de snelheid waarmee relevante veranderingen in de kwaliteit van het grondwater verwacht kunnen worden en het risico dat een verontreiniging oplevert voor de grondwaterkwaliteit. Zo kan bijvoorbeeld worden overwogen te starten met een frequentie van twee- of drie-maal per jaar en deze te verhogen tot vier- of zesmaal per jaar als er een verontreiniging is geconstateerd.

### 7.3.3 Steekproefschema

Als de ruimtelijke begrenzingen van een vervuilingspluim en de verdeling van de concentratie binnen deze pluim nauwkeurig moeten worden vastgesteld, wordt systematische bemonstering aanbevolen. Het startpunt van het regelmatige netwerk dient daarbij aselekt te worden gekozen (gegenereerd uit twee uniforme kansverdelingen). Bij het opsporen van een vervuilingspluim moet één van de richtingen parallel lopen aan de veronderstelde vorm van de pluim.

### 7.4 Analysepakket

Bij de keuze van het analysepakket dient te worden uitgegaan van de karakteristieken van de betreffende verontreinigingsbron en het risico van de verschillende stoffen voor de kwaliteit van het grondwater. In veel gevallen zal het vooronderzoek al een indruk geven welke stoffen gepaard kunnen gaan met de verontreinigingsbron. Kenmerkend voor veel verontreinigingen zijn bijvoorbeeld stoffen als EOX (extraheerbare organohalogeën-verbindingen), CN (cyanide), olie, Cl, zware metalen en PAK's (polyaromatische koolwaterstoffen). Met name de mobiele stoffen zullen een bedreiging opleveren voor de grondwaterkwaliteit en uiteindelijk zelfs voor de ruwwaterkwaliteit. Niet-mobiele stoffen, zoals PAK's, zullen eerder een bedreiging opleveren voor de kwaliteit van de bodem, dan voor de kwaliteit van het grond- en ruwwater.



## 8 KEUZE ANALYSEPAKKET

### 8.1 Inleiding

Voor de keuze van een analysepakket zijn meerdere aspecten van belang, waaronder aard en relevantie van geïdentificeerde verontreinigingsbronnen, gedrag van stoffen in de bodem, milieu en gezondheidsaspecten (toxiciteit), analysemogelijkheden en de kosten.

Het gedrag van stoffen in de bodem bepaalt in hoeverre mogelijke bedreigingen werkelijk een bedreiging gaan opleveren voor de ruwwaterkwaliteit. Daarbij zijn vooral processen als adsorptie/desorptie, precipitatie/oplossing, oxydatie/reductie, biologische afbraak en omzetting van belang. Verder zijn bodemkenmerken als het gehalte aan slib, organische stof en ijzer- en aluminiumverbindingen van invloed op de uitspoeling van stoffen als zware metalen, nitraat, fosfaat en organische micro's.

Er kan momenteel al op een groot aantal bestanddelen van water geanalyseerd worden (en op een groot aantal nog niet), maar vanwege de hoge analysekosten zullen er bijna altijd beperkingen moeten worden opgelegd aan het analysepakket. Men moet dan ook leren leven met de gedachte dat het meetsysteem nooit volledige zekerheid zal kunnen verschaffen, louter omdat niet alle bestanddelen kunnen worden gemeten ! Het is uiteraard wél mogelijk een bepaalde risicodekking na te streven. De strategie die daarvoor gevolgd moet worden, zal in 8.3 worden uitgewerkt. Eerst zal echter kort worden ingegaan op de mogelijke relevantie van bepaalde parameters.

Als toepassing van bestrijdingsmiddelen een bedreiging oplevert voor de grond- en wellicht ook ruwwaterkwaliteit doet zich een speciaal geval voor, enerzijds vanwege de onzekerheid over de parameters die daarbij relevant zijn en anderzijds vanwege de hoge analysekosten. Dit geval zal dan ook afzonderlijk worden behandeld aan het eind van dit hoofdstuk (8.5).

Vanwege de vele aspecten die van belang zijn voor de keuze van een analysepakket en die per situatie kunnen verschillen, kan hier

uiteraard geen sluitend standaardpakket worden gepresenteerd. Wel worden aanwijzingen gegeven hoe tot een zinvol en vooral doelgericht pakket kan worden gekomen. Gezien het belang van een zinvol analysepakket en het grote aandeel van analysekosten in de exploitatiekosten van een meetsysteem (deel A, hfdst. 5), wordt aanbevolen bij het uitwerken van de aanwijzingen een geohydrochemicus te betrekken.

## 8.2 Mogelijk bedreigende parameters

De belangrijkste bronnen van diffuse verontreiniging zijn in Nederland: a) bemesting; b) atmosferische depositie, leidend tot verzuring en c) toepassing van bestrijdingsmiddelen (zie hiervoor 8.5).

ad a) De invloed van bemesting op de samenstelling van het grondwater zal met name tot uiting kunnen komen in parameters als  $\text{NO}_3$ ,  $\text{NH}_4$ ,  $\text{HCO}_3$ , K, Ca+Mg (of totale hardheid),  $\text{SO}_4$ , Cl, pH en EGV.

ad b) De invloed van verzuring op de samenstelling van het grondwater zal met name tot uiting kunnen komen in sporenelementen en parameters als pH,  $\text{NO}_3$ ,  $\text{HCO}_3$  en  $\text{SO}_4$ . Het routinematig analyseren op sporenelementen wordt afgeraden, ondermeer vanwege de hoge kosten en het feit dat vele bijna nooit zijn aan te tonen. Voor bepaalde omstandigheden kan echter wél een zinvol analysepakket worden samengesteld (Stuyfzand, 1991). Daartoe is ondermeer kennis vereist van pH, redoxtoestand, diepte van bemonstering, landgebruik en de geohydrologische situatie. Zo kunnen in zure grondwateren met  $\text{pH} < 5,5$  de volgende sporenelementen van belang zijn: Al, Au, Be, Ce, Eu, La, Lu, Nd, Sc, Sm, Ta, Tb, Ti en Yb. Gelet op concentratieniveau en gezondheidsaspecten zijn daarbij Al, Be, Ce, La, Nd en Sm het meest interessant. In alle antropogeen beïnvloede grondwateren, dus inclusief alle grondwateren met  $\text{pH} < 5$  kunnen van belang zijn: Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Sb en Zn. Analyse op Hg en Sb kan beter achterwege blijven, tenzij er gegronde redenen zijn om aan te nemen dat ze sterk aanwezig zijn. Deze parameters hebben namelijk een relatief hoge onderste analysegrens. Meer in het algemeen kunnen in zure grondwateren, die beïnvloed zijn door landbouw, stedelijke

bebouwing of infiltrerend oppervlaktewater (zoals oevergrondwater), van belang zijn: As, B, Ba, Br, F, I, Li, Mo, Rb, Sr, U en V. Uit het oogpunt van drinkwatervoorziening verdienen daarbij vooral As, Ba, Br, F en I aandacht. Voor een uitgebreide verhandeling over sporenelementen in grondwater wordt verder verwezen naar Van Beek en Stuyfzand (1991) en Stuyfzand (1991).

Een eerste indruk van het niveau van organische verontreiniging (in het bijzonder van gechloreerde koolwaterstoffen), kan worden ontleend aan somparameters als EOX, VOX en AOX, respectievelijk de extraheerbare, de vluchtige en de adsorbeerbare organohalogeenvbindingen. De relevantie van deze somparameters wordt ingegeven door het feit dat de gechloreerde koolwaterstoffen een omvangrijk aantal antropogene verbindingen omvat, waarvan enkele zeer mobiel zijn en sommige bovendien nog grote persistentie vertonen. Omdat AOX de mobieleren stoffen vertegenwoordigt, zal deze eerder een indruk van verontreiniging kunnen geven dan EOX.

### 8.3 Risicodekking door combinatie van analysepakketten

#### 8.3.1 Inleiding

Vanwege de hoge analysekosten moet het analysepakket zeer doelgericht worden samengesteld. Uit het hoofddoel van het meetsysteem kan worden afgeleid dat het pakket in ieder geval die parameters moet bevatten, die mogelijk een bedreiging voor de ruwwaterkwaliteit opleveren. Vooraf kan al enigszins worden ingeschat welke parameters dat zijn, aan de hand van een analyse van de (rein- en) ruwwaterkwaliteit, de inventarisatie van het landgebruik, het inzicht in de geohydrologische en geohydrochemische situatie en de kennis van het gedrag van stoffen in de bodem. Daarnaast kan relevante informatie worden verkregen door in de eerste bemonsteringsronde een uitgebreid analysepakket te hanteren. Dankzij dit zogenaamde exploratiepakket kan tevens het basisinzicht in de geohydrochemische situatie worden vergroot. De mate van bedreiging van de geïdentificeerde parameters dient vervolgens regelmatig geëvalueerd te worden aan de hand van het zogenaamde toetspakket. Indien de

behoefte bestaat om bemonstering met het exploratiepakket te herhalen, kan daarvoor uiteraard een veel lagere frequentie worden gekozen dan voor het toetspakket, bijvoorbeeld 5 tot zelfs 10 maal lager (zie hfdst. 9). Enkele globale aanwijzingen over de samenstelling van deze pakketten zullen in het nu volgende worden gegeven. Gezien de vele mogelijke nuances die aangebracht kunnen worden, wordt aanbevolen bij de uiteindelijke pakketkeuze een geochemicus te betrekken.

De analysepakketten voor het ruwwater vormen uiteraard een geval apart, omdat al een groot aantal parameters is voorgeschreven in het Waterleidingbesluit (1984), te weten: EGV, temperatuur, pH, opgelost  $O_2$ ,  $KMnO_4$ -verbruik,  $NH_4$ ,  $NO_2$ ,  $NO_3$ ,  $HCO_3$ ,  $SO_4$ , Cl, Na, K, Ca, Mg, Mn, Fe (alle elke 3 maanden te bepalen), bacteriën van de coligroep en thermotolerante bacteriën van de coligroep (beide elke 4 weken te bepalen). Afhankelijk van de situatie zal dit pakket dan ook geen of slechts geringe aanvulling behoeven.

### 8.3.2 Exploratiepakket

Om mogelijk bedreigende parameters te ontdekken en het basisinzicht in de geohydrochemische situatie te vergroten kan bijvoorbeeld de volgende groep parameters goede diensten bewijzen: EGV, pH, DOC,  $NH_4$ ,  $NO_3$ ,  $HCO_3$ ,  $SO_4$ , Cl, Na, K, Ca, Mg, Mn, Fe, AOX, VOX, Ni, As en afhankelijk van de pH nog enkele andere sporenelementen. Uit kostenoverwegingen moet dit pakket voor het ondiepe meetnet, met z'n vele meetpunten, uiteraard sterk worden gereduceerd.

Als inzicht gewenst is in de ouderdom van grondwater op verschillende diepten en het voorkomen van kwel en/of infiltratie in het gebied, wordt aanbevolen in ieder geval bij de eerste exploratieronde tevens tritiumbepalingen uit te voeren. Ook temperatuurmetingen kunnen van belang zijn om verticale componenten in de grondwaterstroming vast te stellen.

Het zal doorgaans niet mogelijk zijn om het bodemvocht op een uitgebreid aantal parameters te analyseren, vanwege de geringe

monstervolumes. Als bovendien het bodemvocht is geëxtraheerd uit het grondmonster, komen hooguit analyses op  $\text{NO}_3$  en Cl in aanmerking.

### 8.3.3 Toetspakket

Het toetspakket dient uiteraard de parameters te bevatten die mogelijk een bedreiging vormen voor de kwaliteit van het ruwwater. Daarnaast kan het pakket worden aangevuld met enkele parameters die kunnen duiden op relevante veranderingen in de waterkwaliteit, zoals EGV, pH,  $\text{HCO}_3$ , Cl,  $\text{NO}_3$ ,  $\text{SO}_4$ , AOX en VOX. Vanwege de hoge analysekosten zijn de laatste twee minder geschikt voor het ondiepe meetnet.

Als verzuring een bedreiging oplevert voor de grondwaterkwaliteit, dient het ruwwater op relevante sporenelementen te worden geanalyseerd, ongeacht de pH. Het betreft namelijk mengwater, zodat het voorkomen van sporenelementen niet meer gepaard hoeft te gaan met een lage pH. Hetzelfde geldt voor de afzonderlijke pompputten, omdat ook die mengwater kunnen onttrekken.

### 8.4 Eenmalige aanvullingen op een analysepakket

Afhankelijk van de resultaten kan een analysepakket eenmalig worden aangevuld (Hettinga en Stuyfzand, 1989). Zo wordt aanbevolen filters met een pH < 5,5 direct te onderzoeken op sporenelementen (zie 8.2). En verhoogde niveau's van de somparameters rechtvaardigen direct onderzoek naar relevant te achten individuele organische verontreinigingen.

## 8.5 Speciale aandacht voor bestrijdingsmiddelen

### 8.5.1 Inleiding

Bestrijdingsmiddelen worden bij sommige teelten op grote schaal toegepast. Door activiteiten van micro-organismen of door fysisch-chemische processen kunnen daarbij metaboliëten (afbraakproducten) worden gevormd. De middelen en/of hun metaboliëten kunnen uiteindelijk uitspoelen naar het grondwater of verdampen. Geen van beide mag echter in aantoonbare hoeveelheden in drinkwater aanwezig zijn. De norm voor individuele stoffen bedraagt 0,1  $\mu\text{g}/\text{l}$ , terwijl de norm voor het totaal van deze stoffen 0,5  $\mu\text{g}/\text{l}$  bedraagt.

Van de vele honderden bestrijdingsmiddelen die gebruikt worden, dragen slechts enkele tientallen belangrijk bij aan het totale verbruik in de landbouwsector, dat in Nederland 20 à 25 miljoen kg per jaar bedraagt (berekend als actieve stof). Sommige stoffen worden één of meerdere malen per jaar toegediend, andere om de paar jaar. De hoeveelheden variëren van meer dan 100  $\text{g}/\text{m}^2/\text{j}$  voor grondontsmettingsmiddelen, tot slechts 0,01  $\text{g}/\text{m}^2/\text{j}$  voor moderne insecticiden. Fungiciden en herbiciden worden toegepast in hoeveelheden in de orde van 0,1 tot 1  $\text{g}/\text{m}^2/\text{j}$ , oftewel 1 tot 10  $\text{kg}/\text{ha}/\text{j}$  (Peters, 1985).

Een groot aantal factoren bepaalt in hoeverre bestrijdingsmiddelen in ruwwater kunnen worden aangetroffen. 1) Om te beginnen de factoren die bepalen in welke mate ze in de bodem komen en worden getransporteerd, zoals de meteorologische omstandigheden (verwaaiing, verdamping), de fotochemische omzetting aan maaiveld, de opname door planten en de natuurlijke grondwateraanvulling. 2) Vervolgens de factoren die bepalen in welke mate er omzetting plaatsvindt in de onverzadigde zone, zoals de persistentie van de stof, de verblijftijd (ondermeer afhankelijk van de diepte van de grondwaterstand), de samenstelling van de bodem (organisch stofgehalte, lutumgehalte, kationuitwisselcapaciteit, Eh en pH), de microbiologische activiteit en de temperatuur. 3) Tenslotte wordt de mobili-

teit in de verzadigde zone bepaald door de fysisch-chemische eigenschappen van de stof (oplosbaarheid, dampdruk, coëfficiënt van verdeling tussen water en grond) en de samenstelling van de bodem.

In het nu volgende zal worden aangegeven hoe kan worden uitgemaakt welke parameters relevant zijn, als toepassing van bestrijdingsmiddelen een bedreiging oplevert voor de grond- en wellicht ook ruwwaterkwaliteit (8.5.2). Daarna zal worden ingegaan op mogelijkheden om kosten te besparen bij onderzoek naar bestrijdingsmiddelen (8.5.3).

#### 8.5.2 Relevante parameters bestrijdingsmiddelen

Om een eerste indruk te krijgen van bestrijdingsmiddelen die in het intrekgebied gebruikt zijn, wordt aanbevolen een enquête onder de boeren te houden en navraag te doen bij de plaatselijke verkoopcoöperaties en de Dienst Landbouwvoorlichting. Omdat dit nog zeker geen waterdichte resultaten zal opleveren, wordt aanbevolen het beeld aan te vullen met algemene kennis over de relatie tussen soort landgebruik en gebruik van bestrijdingsmiddelen. Zo maakt het RIVM bij onderzoek naar de verspreiding van bestrijdingsmiddelen in het grondwater onderscheid naar het betreffende landgebruik, aan de hand van zogenaamde stoffenpakketten. Deze bevatten de voor het betreffende landgebruik relevante bestrijdingsmiddelen. Zulke stoffenpakketten zijn er voor maïsland, grasland, fruitteelt, akkerbouw, kassen en bloembollen (tabel 8.1). De analysekosten per pakket zijn echter hoog (van fl. 1300 tot fl. 4500 excl. BTW).

GRONDWATER FRUITTEELT			GRONDWATER KASSEN			GRONDWATER MAISLAND		
<b>STOFFENPAKKET:</b>			<b>STOFFENPAKKET:</b>			<b>STOFFENPAKKET:</b>		
<b>STOFGROEP</b>	<b>STOFFEN</b>		<b>STOFGROEP</b>	<b>STOFFEN</b>		<b>STOFGROEP</b>	<b>STOFFEN</b>	
Triazines	Atrazin Desethylatrazin Desisopropylatrazin Simazin	. . . .	N-methylcarbamaten	Aldicarb Aldicarbsulfon Aldicarbsulfoxide	. . .	Aniliden	Furalaxyl Metalaxyl Metazachloor Metolachloor	. . . .
Ureumverbindingen	Diuron Linuron Monuron	. . .	Vluchtige chloorkoolwaterstoffen	1,2-Dichloorpropaan 1,3-Dichloorpropaan 1,3-Dichloorpropeen 1,2,3-Trichloorpropaan	. . . .	Triazines	Atrazin Desethylatrazin Desisopropylatrazin Simazin	. . . .
Overige stoffen	Amitrol Carbendazim BAM (2,6-dichloorbenzamide)	. . .*	Ureumverbindingen	Diuron Linuron Monuron	. . .	Overige stoffen	Bentazon	.
** lagere prioriteit			Overige stoffen	Chloorallylalcohol Ethyleenthioureum Methylisothiocyanaat	. . .			
	GRONDWATER AKKERBOUW		** lagere prioriteit				GRONDWATER GRASLAND	
<b>STOFFENPAKKET:</b>			<b>STOFFENPAKKET:</b>			<b>STOFFENPAKKET:</b>		
<b>STOFGROEP</b>	<b>STOFFEN</b>		<b>STOFGROEP</b>	<b>STOFFEN</b>		<b>STOFGROEP</b>	<b>STOFFEN</b>	
N-methylcarbamaten	Aldicarb Aldicarbsulfon Aldicarbsulfoxide	. . .	Aniliden	Furalaxyl Metalaxyl Metazachloor Metolachloor	. . . .	Chloorfenoxyaalkaancarbozuren	2,4-D Dicamba MCPA Mecoprop	. . . .
Chloorfenoxyaalkaancarbozuren	2,4-D Dicamba MCPA Mecoprop	. . . .	N-methylcarbamaten	Aldicarb Aldicarbsulfon Aldicarbsulfoxide	. . .	Overige stoffen	Bentazon BAM (2,6-dichloorbenzamide)	. .*
Dinitrofenolen	Dinoseb Dinoterb DNOC	. . .	Vluchtige chloorkoolwaterstoffen	1,2-Dichloorpropaan 1,3-Dichloorpropaan 1,3-Dichloorpropeen 1,2,3-Trichloorpropaan	. . . .	** lagere prioriteit		
Vluchtige chloorkoolwaterstoffen	1,2-Dichloorpropaan 1,3-Dichloorpropaan 1,3-Dichloorpropeen 1,2,3-Trichloorpropaan	. . . .	Triazinonen	Metamitron Metribuzin	. .			
Triazinonen	Metamitron Metribuzin	. .	Ureumverbindingen	Diuron Linuron Monuron	. . .			
Ureumverbindingen	Diuron Linuron Monuron	. . .	Overige stoffen	Chloorallylalcohol Ethyleenthioureum Methylisothiocyanaat	. . .			
Overige stoffen	Chloorallylalcohol Ethyleenthioureum Methylisothiocyanaat	. . .	** lagere prioriteit					
** lagere prioriteit								

Tabel 8.1: Stoffenpakketten van het RIVM.



Verder kan gebruik worden gemaakt van tabel 8.2, waarin meer gedetailleerd onderscheid is gemaakt naar de belangrijkste teelten op zandgronden.

actieve stof	teelt MSWCFZEPGUVWSAPA
aldicarb	-S-CF--P-U-----
anizalin	--W-----
atrazin	M-----
bentazon	M-W--ZE-G-VW----
bifenox	--W--Z----W----
bromoxynil	M-----
chlofentezin	-----A
chloorpyrifos	---C-----S---
chloorthalonil	-----U---P-
cyanazin	-----E--V--P-
cymoxanil	----F-----
deltamethrin	-----E----A--
desmetryn	-----S---
dichloorpropeen	---CF--P-----A
difenoxuron	-----U-----
dimethoaat	-SW-----A--
dinoseb	---FZ-PG-V----
dinoterb	--WC-Z----W----
diquat	---C---P-U-----
diuron	-----A--
ethofumesaat	-S-----G-----
ethoprofos	---CF--P-----
fenarimol	-----A
fenbutatinoxide	-----A
fenmedifam	-S-----A
fenpropimorf	--W-----
fentin-acetaat	---CF--P-----
fluzazifop-P	
butyl	-S-C---G-----
fluroxyppyr	--W--Z----W----

actieve stof	teelt MSWCFZEPGUVWSAPA
pirimicarb	-SWC--EP--V-S-PA
prochloraz	--W-----
profam	-S-----
prometryn	-----E--V--P-
propachloor	-----U-----
propamocarb	-----S---
propazin	-----E--V----
propiconazol	--W--Z----W----
pyrazofos	-----S--A
pyridaat	M-----
sethoxydim	-S-----
simazin	-----E--V--APA
terbutryn	---C---P-----
tolclofos-methyl	-----P-----
tolyfluanide	-----A
triadimenol	--W-----
triforine	-----S---
validamycine	-----P-----
vinchlozolin	-----E--UV--A~A
zineb	-----V--A--

actieve stof	teelt MSWCFZEPGUVWSAPA
fonofos	-----S---
furathiocarb	-S-----
glyfosaat	-SW--ZE--VW----
hexythiazox	-----A
iprodion	-----E-----SA-A
isofenfos	-----S---
isoproturon	--W--Z----W----
lenacil	-----A
lindaan	MS-----
maleine hydrazide	-----U-----
mancozeb	----F-----
maneb	--WCF--P-U--A--
mangaansulfaat	-----P-
MCPA	--WC-Z----W----
mecoprop	--W--Z--G--W----
mecoprop-p	--W--Z----W----
metalaxyl	---C-----A
metamitron	-S-----A
metam-natrium	---CF--G-----A
metazachloor	-----S-P-
methabenzthiazuron	--W--E-G--W--P-
metobromuron	---C---P-----
metolachloor	M-----
metribuzin	---CF--P----A--
mevinfos	-----A
monolinuron	---F-----
oxamyl	---CF--P-----
paraquat	---F-----A--
parathion	-S-C--EP-UV--P-
penconazool	-----P-
pendimethalin	-----U-----
permethrin	-----S---

teelt: M = mais, S = suikerbiet, W = wintertarwe, C = consumptie-aardappel, F = fabrieksaardappel, Z = zomergerst, E = erwten, P = pootaardappel, G = graszaad, U = ui, V = veldboon, W = wintergerst, S = spruitkool, A = asperge, P = prei en A = aardbei.

Tabel 8.2: Overzicht van bestrijdingsmiddelen die worden gebruikt bij akkerbouw en groenteteelt op zandgronden (uit Hopman et al., 1990).

Ook op onbeteelde grond, gazons en sportvelden kan gebruik zijn gemaakt van bestrijdingsmiddelen. Tabel 8.3 bevat een overzicht van de mogelijke middelen. Op plaatsen met een laag organisch stofgehalte of lutumgehalte, bestaat een verhoogde kans op uitspoeling van bestrijdingsmiddelen.

Middel	Soort locatie	Dosering (kg/ha)
2,4-D/mecoprop	gazons/sportvelden	5
chloorthal-methyl	gazons/sportvelden	5
dalapon	plantsoen	4
dichlobenil	plantsoen	2,7
amitrol/bromacil*	spoorbanen	2
amitrol	spoorbanen	6-8
diuron	spoorbanen	1-2
dalapon/dichlobenil	spoorbanen	100-200
bromacil*/dichlobenil	spoorbanen	50-100
bromacil/dichlobenil	onbeteeld terrein	75-175
atrazin	onbeteeld terrein	5-30
simazin	onbeteeld terrein	5-10
chloorthiamide		
/dalapon	onbeteeld terrein	100-160
TCA	gazon **	100
glyfosaat	gazon **	3
chloorthiamide	gazon	5

\* Bromacil wordt vanaf 1988 niet meer bij spoorbanen toegepast.

\*\* Deze middelen worden voor beplanting toegepast.

Tabel 8.3: Overzicht van bestrijdingsmiddelen die kunnen zijn gebruikt op onbeteelde grond, gazons en sportvelden (uit Hopman et al., 1990).

Andere relevante informatie is, dat binnen een grondwaterbeschermingsgebied geen middelen mogen worden gebruikt die op de zogenaamde zwarte lijst voorkomen, zoalsalachloor, aldicarb, bromacil, dicamba en dichloorpropeen. Wél mogen, zij het in sommige gevallen met enige beperking, middelen worden gebruikt die op de witte lijst staan. Deze lijsten worden uitgegeven door de Plantenziektenkundige Dienst van het Consulentenschap voor de Gewasbescherming te Wageningen. Middelen die op geen van beide lijsten voorkomen moeten nog worden beoordeeld. Er zijn ook middelen die inmiddels volledig zijn verboden, zoals DDT.

Over de vorming van metabolieten en het vóórkomen daarvan in grondwater is nog maar weinig bekend. Metabolieten van een dertigtal bestrijdingsmiddelen zijn vermeld in tabel 8.4. Een meer volledige inventarisatie van metabolieten die de kwaliteit van het grondwater kunnen bedreigen zal nog plaatsvinden in het kader van het door de VEWIN aan KIWA opgedragen onderzoek.

Bestrijdingsmiddel	Afbraakproduct(-en)
alachloor (*)	2,6-diethylaniline
aldicarb	aldicarbulfon, aldicarbsulfoxide
anilazin	2-chlooraniline, dichloor-s-triazine
atrazin	desethylatrazin, desisopropylatrazin
bentazon	anthranilzuur-isopropyl-amide
chloortoluron (*)	4-amino,2-chloortolueen
2,4-D	2,4-dichloorfenol
dibroomchloorpropaan	2-broomacroleïne, epichloorhydrine
dichlobenil	2,6-dichloorbenzamide (BAM)
1,3-dichloorpropeen	chloorallylalcohol, chlooracrylzuur
dithiocarbamaten (maneb)	ethyleenthioureum (ETU)
DNOC (*)	diamino-o-cresol
lindaan	cyclohexeen
linuron (*)	3,4-dichlooraniline
MCPA (*)	2-methyl,4-chloorfenol
metam-natrium	methylisothiocyanaat (MITC)
metazachloor (*)	2,6-dimethylaniline
metobromuron (*)	p-broomaniline
metoxuron (*)	3-chloor-methoxyaniline
monuron (*)	p-chlooraniline
pendimethalin (*)	nitroaminoaromaten
propazin	desethylatrazin
pyridaat	3-fenyl-4-hydroxy-6-chloorpyridazin
simazin	desisopropylatrazin
terbutylazin	desethylterbutylazin
trifluralin (*)	nitroaromaten, aminoaromaten

\* : niet aangetoonde, maar op grond van theoretische overwegingen te verwachten afbraakproducten.

Tabel 8.4: Metabolieten van een aantal bestrijdingsmiddelen (uit Hopman et al, 1990).

Momenteel kan zo'n honderdtal verbindingen routinematig geanalyseerd worden met circa 10 multimethoden. Dit zijn methoden waarbij meerdere middelen, zoals triazines of organochloor-bestrijdingsmiddelen, simultaan kunnen worden bepaald. De prijs van zo'n analyse ligt tussen fl. 300 en fl. 600. Van de toegelaten bestrijdingsmiddelen kan echter nog maar 30% in water bepaald worden op het normniveau van 0,1  $\mu\text{g}/\text{l}$ .

Voor meer gedetailleerde beschouwingen over het risico van bestrijdingsmiddelen voor de waterwinning wordt verwezen naar Peters (1985) en Hopman et al. (1990).

### 8.5.3 Kostenbesparende strategie bestrijdingsmiddelen

Als bij freatische winningen bepaalde bestrijdingsmiddelen een bedreiging voor de grond- en wellicht ook ruwwaterkwaliteit vormen, kan regelmatige bemonstering op deze middelen in het bovenste grondwater / bodemvocht, diepe grondwater en ruwwater al gauw tot excessieve kosten leiden. Een mogelijkheid om kosten te besparen is slechts in de eerste exploratieronde via mengmonsters na te gaan of de betreffende bestrijdingsmiddelen voorkomen in het intrekgebied. Als zulke middelen in een mengmonster worden aangetoond, moeten de lokaties van dit mengmonster direct opnieuw worden bemonsterd en nu afzonderlijk geanalyseerd. In volgende toetsronden kan dan worden volstaan met bemonstering van het diepe grondwater op de aangetoonde bestrijdingsmiddelen, eventueel aangevuld met het ruwwater. Omdat de meeste afbraak al achter de rug zal zijn als het grondwater ter plaatse van de diepe waarnemingsputten aankomt, is er een grote kans dat bestrijdingsmiddelen, die zijn aangetoond in het diepe grondwater, later ook in het ruwwater tevoorschijn zullen komen. De resultaten van de eerste exploratieronde kunnen ook dienen om, aan de hand van verschillende scenario's van afbraak, een indruk te krijgen van de mate van bedreiging van de ruwwaterkwaliteit.

## 9 KEUZE BEMONSTERINGSFREQUENTIE

### 9.1 Algemeen

De bemonsteringsfrequentie moet zodanig zijn, dat er enerzijds geen relevante informatie wordt gemist en anderzijds geen overlap in informatie ontstaat. Bij de keuze van de frequentie moet dan ook rekening worden gehouden met aspecten als het lozingspatroon van verontreinigingsbronnen, de plaatselijke stroomsnelheid van het grondwater en de lengte van het waarnemingsfilter in relatie tot de plaatselijke verticale stromingscomponent. Behalve bovengenoemde aspecten zullen in de praktijk met name ook kostenoverwegingen een rol spelen.

In dit hoofdstuk zal worden ingegaan op de frequentie van bemonstering met het toetspakket (zie ook 8.3). De bemonstering met het breder samengestelde exploratiepakket is in eerste instantie bedoeld voor de eerste bemonsteringsronde. Afhankelijk van de behoefte om bemonstering met het exploratiepakket te herhalen, kan worden gekozen voor een exploratiefrequentie die 5 tot zelfs 10 maal lager ligt dan de toetsfrequentie.

Ondanks de grote verscheidenheid aan situaties kunnen er enkele algemene richtlijnen gegeven worden, waarbij onderscheid zal worden gemaakt tussen bemonstering van: 1) ruwwater; 2) diepe grondwater en 3) bovenste grondwater / bodemvocht.

### 9.2 Toetsfrequentie ruwwater

De minimale bemonsteringsfrequentie van het ruwwater is voor een aantal bestanddelen al wettelijk voorgeschreven in het Waterleidingbesluit (1984). Voor parameters waarvoor geen wettelijke verplichting bestaat, kan worden volstaan met een frequentie van eens per jaar. Als een bedreiging zich sterker manifesteert, wordt aanbevolen de frequentie voor de betreffende en verwante parameters te verhogen tot 4 à 6 keer per jaar.

Er is geen wettelijke verplichting voor bemonstering van de afzonderlijke pompputten. Toch kan dit in sommige gevallen meer gedetailleerde informatie opleveren, vooral als de intrekgebieden van afzonderlijke pompputten of strengen pompputten duidelijk verschillen vertonen. De volgende monsterschema's kunnen dan zinvol zijn:

- jaarlijkse bemonstering van strengen pompputten;
- jaarlijkse bemonstering van alle afzonderlijke pompputten;
- bemonstering van 1/x deel van de pompputten om de x jaar (x=3 of 5);
- jaarlijkse bemonstering van de afzonderlijke pompputten die onttrekken uit gebieden met meer risico's.

### 9.3 Toetsfrequentie diepe grondwater

Als bekend is met welke snelheid het grondwater stroomt ter plaatse van een diep waarnemingsfilter, kan de bemonsteringsfrequentie daar op worden afgestemd. Gezien de doorgaans lage stroomsnelheden, zal voor de bemonstering van het diepe grondwater kunnen worden volstaan met een jaarlijkse of tweejaarlijkse bemonstering. Als bedreigingen sterker worden moet de frequentie echter worden verhoogd. In een later stadium kan een evaluatie van een gebruikte frequentie worden uitgevoerd (zie hfdst. 16).

Als er een verticale component aanwezig is in de grondwaterstroming, zal een monster grondwater bevatten van verschillende leeftijden. Er moet dan rekening worden gehouden met de bovengrens van de bemonsteringsfrequentie, die wordt bepaald door de lengte van het filter en de grootte van de verticale stromingscomponent. Bij het overschrijden van deze frequentie zal er overlap in informatie optreden.

### 9.4 Toetsfrequentie bovenste grondwater / bodemvocht

Als het bovenste grondwater wordt bemonsterd met een vaste waarnemingsput, moet vanwege de doorgaans verticale stroming rekening

worden gehouden met een bovengrens van de bemonsteringsfrequentie, teneinde overlap in informatie te voorkomen (zie 9.3).

Bij bemonstering van het bovenste grondwater via boorgaten kan worden volstaan met een jaarlijkse of tweejaarlijkse bemonstering, afhankelijk van de verwachte snelheid van verandering in de belasting van het grondwater. Getracht moet worden het monster over een zodanige diepte te nemen, dat het ongeveer een jaargang natuurlijke grondwateraanvulling vertegenwoordigt. Dit vergemakkelijkt de interpretatie en de daaropvolgende extrapolatie.

Bij bemonstering van het bodemvocht via boorgaten, moet worden vermeden dat het monster slechts representatief is voor een korte periode van het jaar. Daarom wordt aanbevolen eerst na te gaan op welke diepte de variaties in de kwaliteit zijn uitgevlakt. Dit kan worden bewerkstelligd door op een aantal lokaties de kwaliteit van het bodemvocht op meerdere dieptes te meten en deze vervolgens tegen de diepte uit te zetten. Vervolgens dient minimaal op de diepte waar de kwaliteitsvariaties zijn uitgevlakt (in ieder geval onder de wortelzone) het bodemvocht bemonsterd te worden, jaarlijks of tweejaarlijks.

## 10 PROCEDURE VOOR BEMONSTERING

### 10.1 Algemeen

In dit hoofdstuk wordt ingegaan op de bemonstering en de daarbij te volgen procedure, waarbij onderscheid zal worden gemaakt tussen bemonstering van:

- ruwwater (10.3);
- grondwater uit waarnemingsputten (10.4);
- bovenste grondwater uit boorgaten (10.5);
- bodemvocht via boorgaten (10.6).

Eerst wordt echter het belang van een procedure voor de bemonstering aangegeven.

### 10.2 Het belang van een procedure voor de bemonstering

De variatie in de gegevens van een parameter is opgebouwd uit de natuurlijke variatie en de door het meetstelsel zelf veroorzaakte variatie, bijvoorbeeld door fouten en inconsistenties bij bemonstering, chemische analyse en invoer in een database. Het is gebleken dat vooral bij bemonstering een aanzienlijke niet-natuurlijke variatie in de gegevens kan worden geïntroduceerd, die de invloed van de analysefouten verre overtreft. Hiervoor is dan met name een niet consistente of zelfs verkeerde aanpak verantwoordelijk. Dit kan worden vermeden door vooraf een duidelijke procedure voor de bemonstering op te stellen.

Het RIVM volgt bij bemonstering van de waarnemingsputten van het Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit bepaalde standaardprocedures, de zogenaamde "Standard Operating Procedures" (RIVM, 1989). Mede om ten opzichte van dat meetnet / meetstelsel tot vergelijkbare en uitwisselbare gegevens te komen, wordt aanbevolen waar mogelijk van die procedures uit te gaan. Maar omdat de RIVM procedures nog niet alle mogelijkheden beschrijven, wordt aanbevolen ter aanvulling uit te gaan van de Aangepaste Voorlopige Praktijkrichtlijnen (VPR) voor



bemonstering en analyse bij bodemverontreiniging (OKB, 1988). Deze bevat richtlijnen voor de bemonstering van grondwater op veel groepen van verontreinigende stoffen, alsmede de voorbehandeling, conservering, opwerking en analyse van deze stoffen. Het betreft zware metalen, anorganisch ammonium, fluoride, cyanide, bromide, fosfaat, nitriet, nitraat en een groot aantal organische verbindingen.

Een ander advies dat kan worden gegeven om een consistente bemonstering te waarborgen, is degenen die de gegevens verzamelen het nut en het belang van hun handelen te doen inzien. Zo verdient het aanbeveling deze medewerkers inzicht te geven in het effect van afwijkingen op de procedure. Dit zal de betrokkenheid vergroten en een grotere motivatie geven, hetgeen uiteindelijk zal leiden tot betrouwbaardere resultaten.

Bij de hieronder beschreven procedure voor bemonstering zullen steeds verschillende fasen worden onderscheiden, namelijk: a) handelingen vóór bemonstering; b) bemonstering; c) handelingen ná bemonstering en d) monstertransport en monsteropslag. De beschrijvingen zijn uiteraard niet uitputtend. Met name voor speciale gevallen, zoals bemonstering met een diepe grondwaterstand en bemonstering op bepaalde specifieke verontreinigingen, wordt verwezen naar de VPR (OKB, 1988).

### 10.3 Bemonstering ruwwater

#### a) Handelingen vóór bemonstering

Als uitvloeisel van het Waterleidingbesluit (1984) wordt het verzamelde ruwwater van elk puttenveld al regelmatig bemonsterd. Er is echter niet eenduidig voorgeschreven bij welk onttrekkingsregiem zo'n monster genomen moet worden, terwijl dat wel degelijk invloed kan hebben. Als het monster wordt genomen in een periode van een gemiddeld onttrekkingsregiem, kan het in principe een goede totaalindruk geven van de (historische) kwaliteit van het grondwater in het gehele intrekgebied. Maar als het wordt genomen terwijl slechts

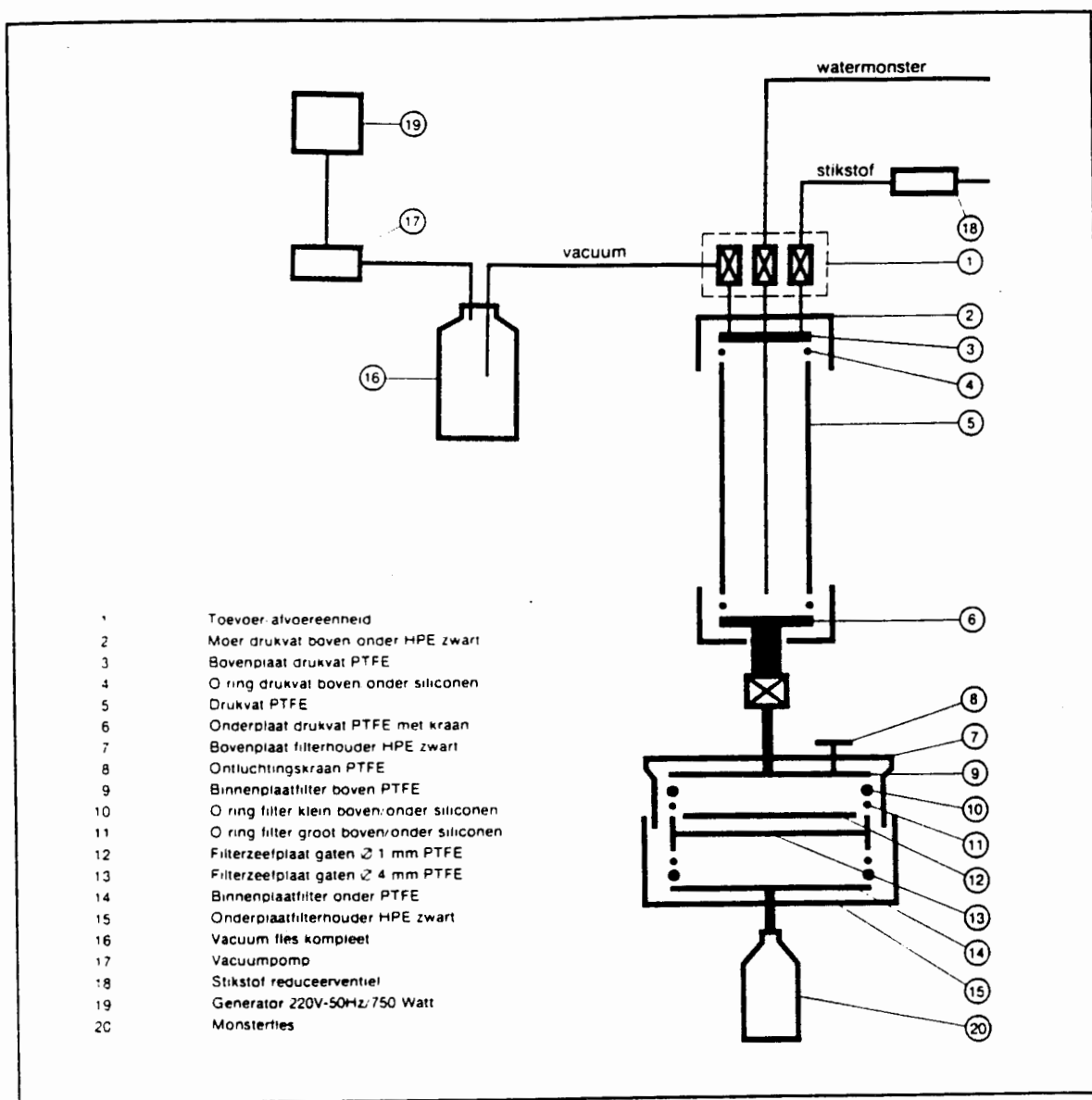
een deel van het puttenveld in bedrijf is, zal het accent meer liggen op de (historische) kwaliteit van het grondwater in een deelgebied van het intrekgebied en wordt de vergelijking met eerder genomen monsters bemoeilijkt. Omdat wij geïnteresseerd zijn in de toekomstige kwaliteit van het ruwwater, zoals geleverd door het hele intrekgebied, wordt dan ook aanbevolen de monsters van het verzamelde ruwwater steeds bij gemiddeld onttrekkingsregiem te nemen en zo mogelijk ook steeds in dezelfde periode van het jaar. Bij sommige winplaatsen is het gemiddeld onttrekkingsregiem weliswaar aan veranderingen onderhevig, vanwege uitbreiding of vergroting van de winning, maar als dit soort veranderingen duidelijk wordt genoteerd en bewaard bij de gegevens over de kwaliteit van het ruwwater, kunnen ze bij de verwerking in acht worden genomen.

De bemonstering van afzonderlijke pompputten is weliswaar niet voorgeschreven, maar wordt in veel gevallen toch geregeld uitgevoerd. Mits correct uitgevoerd en geïnterpreteerd, kunnen zulke bemonsteringen relevante informatie opleveren over de (historische) grondwaterkwaliteit in deelgebieden van het intrekgebied. Pompputten die bij een gemiddeld onttrekkingsregiem onttrekken uit risicovolle deelgebieden kunnen zelfs de eerste signalen van een verslechterende kwaliteit geven. Zoals hierboven uiteengezet is het echter van belang dat bemonstering van afzonderlijke pompputten zoveel mogelijk bij een gemiddeld onttrekkingsregiem plaatsvindt. Hier dienen met name gegevens over het schakelschema en de grootte van de onttrekking te worden genoteerd en bewaard bij de gegevens over de kwaliteit van het ruwwater, opdat daar bij de verwerking rekening mee kan worden gehouden.

Een waarschuwing is op z'n plaats voor de bemonstering van pompputten na een lange periode van stilstand. Omdat deze putten overwegend lange filters hebben, kan bij stilstand het grondwater uit het deel van het watervoerend pakket waar de grootste stijghoogte optreedt, via kortsluitstroming een bel rond de pompput gaan vormen (zie fig. 10.2). In zo'n geval moet vóór de bemonstering voldoende lang worden afgepompt. Voor de problematiek rond het bemonsteren van pompputten kan ondermeer worden verwezen naar Blaszyk and Gorski, (1981), Nightingale and Bianchi (1980) en Schmidt (1977).

b) Bemonstering

De standaardprocedure van het RIVM (RIVM, 1989), die is ontwikkeld voor bemonstering uit waarnemingsputten, kan in grote lijnen ook worden gevolgd voor bemonstering van ruwwater. Voor de procedure is door het RIVM een teflon filtreer-eenheid ontwikkeld, om monsters in het veld onder anaerobe condities te kunnen filtreren (fig. 10.1).



Figuur 10.1: Schema van de filtreer-eenheid voor bemonstering volgens de Standard Operating Procedures van het RIVM (uit Snelting, 1990).

De eenheid heeft een buffervat waaronder zich een filterhouder bevindt. Bij bemonstering van ruwwater kan direct ("on-line") gefiltreerd worden, dus zonder tussenkomst van het buffervat. De filtreer-eenheid wordt tweemaal met het te bemonsteren water gespoeld. Hierna wordt in de filterhouder een cellulose-nitraat membraanfilter van 0,45  $\mu\text{m}$  aangebracht. Met het eerste gefiltreerde water worden de monsterflessen voorgespoeld. Het materiaal, het volume en de voorbehandeling van de flessen komen, afhankelijk van de te analyseren parameters, overeen met het voorschrift van het analyserende laboratorium. Na het spoelen van de flessen worden ze gevuld. De fles voor anorganische microparameters (de sporenelementen) wordt als laatste gevuld om, vanwege het aanzuren tot pH 2, contaminatie van de andere monsters te voorkomen. Na het vullen van de monsterflessen en het verwijderen van het membraanfilter wordt de apparatuur met demiwater gespoeld en ter bewaring gevuld met demiwater met pH 2.

Bij bemonstering voor analyse op bestrijdingsmiddelen moet onderscheid worden gemaakt tussen de meer vluchtige middelen, zoals vluchtige aromaten of vluchtige organohalogeën-verbindingen, en de niet-vluchtige middelen, zoals minerale olie. Voor beide gevallen wordt verwezen naar de VPR (OKB, 1988).

#### c) Handelingen ná bemonstering

Na het nemen van een monster dienen temperatuur, pH, EGV en (zonedig) het gehalte aan opgeloste  $\text{O}_2$  in het water bij voorkeur in het veld te worden bepaald en vervolgens te worden genoteerd op een speciaal bemonsteringsformulier.

#### d) Monstertransport en monsteropslag

Van grondwatermonsters kunnen diverse bestanddelen bovengronds instabiel zijn, omdat daar onder andere de druk, de samenstelling van de lucht en de temperatuur anders zijn dan op filterdiepte. Is

er in zo'n geval geen aandacht besteed aan een gedegen monsterconservering, dan kan er een op zich perfecte analyse worden gemaakt van een totaal niet representatief monster.

Na de monsterneming dienen de monsters koel te worden opgeslagen en vervoerd in een donkere koelbox, die voorzien is van koelelementen. Vervolgens worden de monsters tot de analyse in een koelkast bij 4° C opgeslagen. Hierdoor worden grote veranderingen ten gevolge van biologische omzettingsprocessen zoveel mogelijk tegengegaan. Om representatieve analyseresultaten te verkrijgen dienen vooral de stikstofhoudende componenten, de pH en het waterstofcarbonaatgehalte zo snel mogelijk na bemonstering te worden bepaald, de laatste twee nog binnen 24 uur.

Bij bemonstering voor analyse op bestrijdingsmiddelen moeten de monsters zo kort mogelijk worden opgeslagen, in verband met mogelijke omzettingen.

#### 10.4 Bemonstering grondwater uit waarnemingsputten

##### a) Handelingen vóór bemonstering

Het diepe grondwater wordt bemonsterd uit waarnemingsputten met peil- en/of minifilters. Als het een peilfilter betreft dient eerst de stijghoogte te worden gemeten met een meetlint ten opzichte van de bovenzijde van de betreffende stijgbuis. Ook wordt aanbevolen de onderlinge verschillen tussen de bovenzijden van de stijgbuizen en de hoogte ten opzichte van maaiveld te meten, voor het beheer en onderhoud van de meetpunten.

In geval van een peilfilter dient vervolgens te worden afgepompt tot de inhoud van de stijgbuis plus filter drie maal ververs is, en bij diep grondwater tot een constant EGV wordt gemeten. Hiervoor kunnen een viertal redenen worden aangevoerd (Stuyfzand, 1983a):

- 1) Er kunnen chemische interacties optreden tussen het materiaal van de stijgbuis of het filter en het erin verblijvende water,

waarbij bacteriën vaak een rol spelen. Een voorbeeld is de corrosie van stalen stijgbuizen, leidend tot een verhoging van de pH en de concentratie van sporenelementen en een verlaging van de Eh en de concentratie van totaal opgeloste stof.

- 2) Bij kwaliteitsveranderingen op filterdiepte in het watervoerende pakket kan er een verschil ontstaan tussen het water boven in de stijgbuis en dat op filterdiepte.
- 3) Tijdens afpompings kan er aan de stijgbuis en het filter gehecht materiaal en op de bodem van het filter geaccumuleerd slib meegenomen worden. Dit zal vooral gebeuren bij lange tijd niet-afgepompte waarnemingsputten, voor de eerste 2 opgepompte volumina van stijgbuis plus filter.
- 4) Door in het veld geregeld het elektrisch geleidingsvermogen (EGV), de pH en temperatuur te meten van het ter verversing opgepompte water, kan aan de hand van het verloop hiervan geconcludeerd worden of er sprake is van storende invloeden, als lekkage van de stijgbuis, of een veranderende menging tijdens afpompings.

Ook bij minifilters wordt aanbevolen enige tijd vóór te pompen, opdat de inhoud van het slangetje plus filter enige malen verversst wordt. Als ter plaatse echter een fijne stratificatie van grondwatertypen te verwachten is, dient het voorpompen beperkt te worden, omdat anders menging van watertypen kan optreden.

#### b) Bemonstering

De door het RIVM gebruikte standaard procedure voor bemonstering met waarnemingsputten (10.3), kan worden toegepast bij stijghoogten tot ongeveer 6 - 8 m onder maaiveld. Het grondwater wordt via een slang van PE (polyetheen) in het buffervat van de filtreer-eenheid gezogen. De filtreer-eenheid wordt tweemaal met het betreffende grondwater gespoeld. Hierna wordt in de filterhouder een cellulose-nitraat membraanfilter van 0,45  $\mu\text{m}$  aangebracht. Het filtreren heeft

plaats onder een overdruk van stikstofgas, zodat geen zuurstof uit de lucht toe kan treden. Voor de verdere handelingen wordt verwezen naar 10.3.

Als de stijghoogte dieper ligt dan 6 - 8 m onder maaiveld moet een andere methode gevolgd worden. Een overzicht en een globale beoordeling van de hiervoor meest gehanteerde methoden wordt gegeven in de VPR (OKB, 1988). Bij de meeste methoden is het debiet echter gering, zodat het voorpompen en bemonsteren veel tijd kost. Wél snel is de methode van bemonstering door luchtlift, waarbij door een compressor gas (lucht, stikstof of argon) via een slang op tenminste 5 en bij voorkeur circa 20 m onder de grondwaterspiegel in de stijgbuis wordt geperst. Door de geringe dichtheid van het gas-water mengsel en de snelle opwaartse belienstroom wordt het water uit de stijgbuis meegesleurd. Een nadeel van de methode is dat gas in het monster kan komen. Bij dieper liggende stijghoogte wordt dan ook aanbevolen om met deze methode vóór te pompen en vervolgens met een andere methode het grondwater te bemonsteren.

In geval van bemonstering voor analyse op bestrijdingsmiddelen wordt weer verwezen naar de VPR (OKB, 1988).

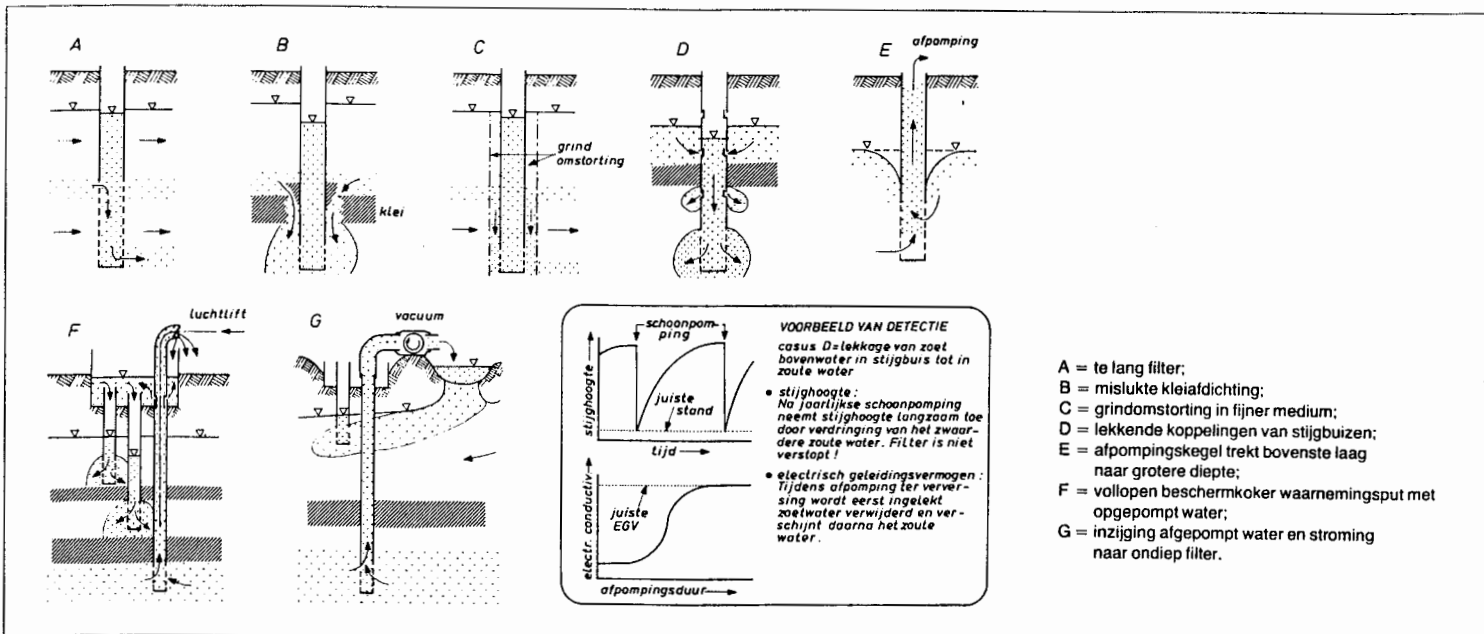
Als een gedetailleerde bemonstering in de verticaal gewenst is, moeten bij een stijghoogte die dieper ligt dan 6 - 8 m onder maaiveld speciale minifilters worden gebruikt, die met gas worden leeggeperst (zie ook 5.3.4). Er is hierbij wel een klein gevaar dat gas in het monster komt.

Een overzicht van de oorzaken van fouten die kunnen optreden bij bemonstering van waarnemingsputten met peil- en/of minifilters, en van maatregelen die daartegen kunnen worden genomen, wordt gegeven in tabel 10.1. Verder worden in figuur 10.2 voorbeelden gepresenteerd van verschillende vormen van lekkage in waarnemingsputten, met een voorbeeld van detectie.

Probleem		Preventie		
aard	detectie	gevolgen	probleem	gevolgen
invasie boorwerkwater in nieuwe putten	analyse boorwerkwater en kwal.-verloop opgepompt grondwater	<ul style="list-style-type: none"> <li>analyse boorwerkwater i.p.v. grondwater</li> <li>kationuitwisseling</li> <li>redox-reacties</li> </ul>	geen boorwerkwater bij boren (droogpulsen of drukken)	wachten en periodiek schoonpompen
lekkage stijgleiding	A	analyse ingelekt water	watertichte fitting	langdurig verversen met hoog debiet
interactie met filter + stijgleiding en pompsysteem extractie uit eigen milieu	lab-proeven	te hoge of te lage concentraties	keuze van inert materiaal m.b.t. problematiek	schoonpompen en korte contact-tijd door hoog debiet
	bellen-nivel, anders kwal.-verloop meten in open vat in veld	<ul style="list-style-type: none"> <li>ontgassing (CO<sub>2</sub>, THM)</li> <li>O<sub>2</sub>-toetreding</li> <li>temperatuursverandering</li> <li>toetreding atm. stof</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>onder druk houden</li> <li>atm. contact uitsluiten</li> <li>isolatie</li> <li>atm. contact uitsluiten</li> </ul>	juiste monsterconservering, veldmeting en vermijden van vacuum
aanwezigheid niet-opgeloste stoffen	watertroebeling, anders filtreren en filter onderzoeken	<ul style="list-style-type: none"> <li>storing bij analyse</li> <li>oplossen bij aanzuren ter conservering</li> <li>hogere conc. van overgangselementen (colloïden)</li> </ul>	goede filterconstructie van put	langdurig schoonpompen en filtratie in veld over 0.45 µm
menging van watersoorten ondergronds	-	<ul style="list-style-type: none"> <li>inconsistente analyses (O<sub>2</sub>-Fe, NO<sub>3</sub>-CH<sub>4</sub>, <sup>3</sup>H-<sup>14</sup>C)</li> <li>neerslag Fe(OH)<sub>3</sub>, CaCO<sub>3</sub></li> </ul>	korte filterlengte en geringe verversing	<ul style="list-style-type: none"> <li>onmogelijk</li> <li>juiste monsterconservering</li> </ul>

A = vergelijk relaties diepte-kwaliteit en diepte-stijghoogte met kwaliteits- en stijghoogteverloop tijdens afpomping

Tabel 10.1: Overzicht van oorzaken van fouten die kunnen optreden bij bemonstering van waarnemingsputten met peil- en/of minifilters en de mogelijke maatregelen daartegen (uit Stuyfzand, 1989b).



Figuur 10.2: Voorbeelden van verschillende vormen van lekkage in waarnemingsputten (uit Stuyfzand, 1989b).



c) Handelingen ná bemonstering

In geval van een peilfilter dienen na het nemen van het monster temperatuur, pH, EGV en (zodanig) het gehalte aan opgeloste O<sub>2</sub> in het grondwater te worden bepaald, bij voorkeur in het veld, en vervolgens te worden genoteerd op een speciaal bemonsteringsformulier.

Tevens moeten eventuele technische onvolkomenheden van de waarnemingsputten te worden genoteerd, opdat deze hersteld kunnen worden.

d) Monstertransport en opslag

Zie hiervoor 10.3.

10.5 Bemonstering bovenste grondwater uit boorgaten

a) Handelingen vóór bemonstering

Om het bovenste grondwater via een boorgat te kunnen bemonsteren dient een gat juist onder de grondwaterspiegel te worden geboord, bijvoorbeeld met een Edelmanboor. Daarin wordt vervolgens tijdelijk een stijgbuis geplaatst, met het filter onder de grondwaterspiegel. Om vertroebeling van het monster met fijn materiaal te voorkomen, dient het filter bij voorkeur omwikkeld te zijn met een nylon filterkous.

Als op bestrijdingsmiddelen of nitraat moet worden geanalyseerd, wordt aanbevolen de eerste 50 cm af te graven alvorens het gat te boren. Dit verkleint het risico van contaminatie van het monster, omdat deze laag de grootste kans op aanwezigheid van zulke stoffen heeft.

b) Bemonstering

De bemonstering wordt vervolgens uitgevoerd als bij vaste waarnemingsputten (10.4).

c) Handelingen ná bemonstering

Het boorgat moet ná het nemen van het monster uiteraard weer zorgvuldig worden dichtgemaakt, om ongelukken te voorkomen. Zie verder 10.3.

d) Monstertransport en opslag

Zie hiervoor 10.3.

10.6 Bemonstering bodemvocht via boorgaten

a) Handelingen vóór bemonstering

Om het bodemvocht via een boorgat te kunnen bemonsteren dient eerst met de Edelmanboor een gat te worden geboord tot de diepte waar de fluctuaties in de kwaliteit van het bodemvocht grotendeels zijn uitgevlakt, in ieder geval onder de wortelzone (zo'n 1,5 m onder maaiveld). Het verdient echter aanbeveling deze diepte vóóraf met een klein detailonderzoek nader vast te stellen (zie ook 9.4).

b) Bemonstering

De bemonstering vindt plaats door op de betreffende diepte met de Edelmanboor een grondmonster te nemen. Het monster wordt vervolgens in een glazen pot van 300 ml gedaan en goed afgesloten.

c) Handelingen ná bemonstering

Zie hiervoor 10.3.

d) Monstertransport en opslag

Vanwege het geringe volume bodemvocht in grondmonsters kunnen kleine verstoringen grote invloeden hebben. Zo moeten de monsterpotten zeer goed worden afgesloten om vochtverlies te voorkomen. Daarnaast moeten de monsters steeds goed gekoeld blijven en bij voorkeur zo snel mogelijk geanalyseerd worden. Als namelijk gedurende de opslag mineralisatie van organische stof optreedt, kan er ondermeer nitraat worden gevormd.

10.7 Benodigd volume van het monster

Het monstervolume moet uiteraard zijn afgestemd op de behoefte van de toe te passen chemische analysemethoden. Afhankelijk van de te analyseren bestanddelen kunnen de volgende grove indicaties worden gegeven:

- macroparameters: 0,1 - 2 liter
- sporenelementen: 0,1 - 0,5 liter
- bestrijdingsmiddelen: 0,1 - 1 liter

Over het preciese volume dient vóóraf overleg te worden gepleegd met het analyserende laboratorium.

## 11 PROCEDURE VOOR CHEMISCHE ANALYSE

### 11.1 Inleiding

Om tot consistente resultaten te komen wordt aanbevolen bij de chemische analyse vaste procedures te volgen. Om dezelfde reden moet worden afgeraden tussentijds van laboratorium te wisselen. De ervaring heeft namelijk uitgewezen dat de variatie in uitkomsten tussen laboratoria vaak veel groter is dan de variatie binnen laboratoria (Van Veen, 1988).

### 11.2 Chemische analyse van ruwwater en grondwater

De analysemethoden voor het regelmatig onderzoek van het ruwwater zijn al voorgeschreven in het Waterleidingbesluit (1984). Voor de analyse van grondwater kan worden verwezen naar de standaardprocedures van het RIVM en de Aangepaste Voorlopige Praktijkrichtlijnen (VPR) voor bemonstering en analyse bij bodemverontreiniging (OKB, 1988).

Voor diverse bestanddelen zijn de analysemethoden primair geënt op drinkwaterkwaliteit. De veelal anaërobe toestand en bijzondere samenstelling (matrix) van grondwater, vereisen voor die bestanddelen echter aanvullende maatregelen tijdens of vlak vóór analyse (Van Beek en Stuyfzand, 1991).

### 11.3 Chemische analyse van bodemvocht, een geval apart

Als grondmonsters zijn genomen ter analyse van het bodemvocht, moet een scheiding van de grond en het bodemvocht plaatsvinden. Hiertoe kan worden gecentrifugeerd, geperst of geëxtraheerd. De laatstgenoemde methode zal hieronder kort worden toegelicht.

Voor de extractie van bodemvocht moet het grondmonster eerst goed worden gehomogeniseerd. Vervolgens wordt daarvan 20,0 gram afgewogen in een afsluitbare erlenmeyer kolf van 250 ml, waaraan 20,0

gram gedestilleerd water wordt toegevoegd. De kolf wordt vervolgens minstens 1 uur geschud. Na het schudden wordt het materiaal gedurende één nacht weggezet om de grove delen te laten bezinken. Nadien vindt filtratie plaats over een 0,45  $\mu\text{m}$  membraanfilter, waarna het filtraat wordt afgezonderd voor de chemische analyses.

De in de grondsuspensie gemeten gehalten worden uiteindelijk uitgedrukt in mg/l poriewater, door het oorspronkelijke vochtgehalte van het grondmonster te verdisconteren. Het vochtgehalte wordt berekend als 100% minus het gehalte droge stof dat wordt gemeten volgens NEN 6415 (gewichtsafname van een afgewogen hoeveelheid natte grond na droging bij 105° C gedurende één nacht).

## 12 PROCEDURE VOOR CONTROLE EN OPSLAG VAN GEGEVENS

### 12.1 Controle van analysegegevens

Hier zullen vijf mogelijke onderdelen van de kwaliteitscontrole van analysegegevens worden besproken, namelijk controle via: 1) de ionenbalans; 2) het elektrisch geleidingsvermogen; 3) de indamprest; 4) controle op uitschieters en 5) controle bij de invoer.

De eerste drie controles moeten bij voorkeur al op het betreffende laboratorium worden uitgevoerd, opdat eventueel verdachte analyses dan direct overgedaan kunnen worden.

#### 12.1.1 Controle via de ionenbalans

Als de analyse volledig is voor wat betreft de macroparameters, kan een ionenbalans worden opgesteld ter controle van de analyses. Maatgevend hierbij is het procentuele verschil tussen de som van de kationen en de som van de anionen ( $\Delta\%$ ), gedefinieerd als:

$$\Delta\% = 100\% \cdot \frac{(\Sigma k - \Sigma a)}{(\Sigma k + \Sigma a)}$$

met  $\Sigma k$  de som der kationen (meq/l) en  $\Sigma a$  de som der anionen (meq/l). De balans kan kloppend worden geacht indien (naar Stuyfzand, 1989b):

$$|\Delta\%| \leq 2\% \text{ bij } (\Sigma k + \Sigma a) > 8 \text{ meq/l}$$

$$|\Delta\%| \leq 3\% \text{ bij } (\Sigma k + \Sigma a) \text{ tussen } 2 \text{ en } 8 \text{ meq/l}$$

$$|\Delta\%| \leq 5\% \text{ bij } (\Sigma k + \Sigma a) \leq 2 \text{ meq/l}$$

De algoritmen voor de berekening van  $\Sigma k$  en  $\Sigma a$  zijn weergegeven in tabel 12.1.

1. *Conversies (mg/l → meq/l; pH → H)*  
*Invoerspecificatie: HCO<sub>3</sub> = totale Alkaliteit als HCO<sub>3</sub>, bij pH < 8.3 of onbekende*  
*CO<sub>3</sub>; CO<sub>3</sub> = fenolftaleïne Alkaliteit (tot pH = 8.3)*  
*N.B.: PO<sub>4</sub>-conversie naar mmol/l*

Cl = Cl/35.453	Na = Na/22.9898
SO <sub>4</sub> = SO <sub>4</sub> /48.0288	K = K/39.0983
HCO <sub>3</sub> = HCO <sub>3</sub> /61.02	Ca = Ca/20.04
CO <sub>3</sub> = CO <sub>3</sub> /30.01	Mg = Mg/12.1525
NO <sub>3</sub> = NO <sub>3</sub> /62	NH <sub>4</sub> = NH <sub>4</sub> /18.04
NO <sub>2</sub> = NO <sub>2</sub> /46.006	Fe = Fe/27.93
F = F/19	Mn = Mn/27.45
PO <sub>4</sub> = PO <sub>4</sub> /94.971	Al = Al/8.993
	H = 1000 * 10 <sup>**</sup> (-pH)
  
2. *Berekening alkaliteitsloos PO<sub>4</sub> (H<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>), ionsterkte (MU) en activiteitscoëfficiënt 1-waardige ionen (GAM<sub>1</sub>)*  
*H<sub>2</sub>PO<sub>4</sub> = PO<sub>4</sub> (1. + 10.0<sup>\*\*</sup>(PH-7.21))*  
*MU = 0.0005 \* (CL + HCO<sub>3</sub> + NO<sub>3</sub> + NO<sub>2</sub> + F + H + Na + K + H<sub>2</sub>PO<sub>4</sub> + 2 \* [SO<sub>4</sub> + CO<sub>3</sub> + Ca + Mg + Fe + Mn] + 3 \* AL)*  
*GAM<sub>1</sub> = 10. <sup>\*\*</sup>(-0.5 \* (SQRT(MU)/(SQRT(MU) + 1.) - 3 \* MU))*
  
3. *Berekening som der kat- en anionen (resp. SKAT en SAN)*  
*SAN = Cl + HCO<sub>3</sub> + SO<sub>4</sub> + NO<sub>3</sub> + NO<sub>2</sub> + CO<sub>3</sub> + F + H<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>*  
*SKAT = H/GAM<sub>1</sub> + Na + K + Ca + Mg + NH<sub>4</sub> + Fe + Mn + AL*
  
4. *Berekening incl. org. anionen (= AORG) indien pH ≤ 5, waarbij DOC cq. TOC = Dissolved/Total Organic Carbon (in mg/l)*  

```

IF (PH · LE · 5.) THEN
  IF ((DOC · EQ · 0.) · AND · (TOC · GT · 0)) DOC = TOC
  EXPN = 0.039 · PH**2 - 0.9 · PH - 0.96
  KORG = 10. **EXPN
  AORG = (0.01 · KORG · DOC) / (KORG + H/1000.)
  IF ((AORG · GT · HCO3) SAN = SAN + AORG - HCO3
ENDIF

```

Tabel 12.1: Algorithme voor het berekenen van de som kationen en de som anionen (uit Stuyfzand, 1989b).

### 12.1.2 Controle via het elektrisch geleidingsvermogen

Uitgaande van de analysegegevens voor de macroparameters, kan worden geschat welk elektrisch geleidingsvermogen daarmee overeenstemt (Stuyfzand, 1983b en 1987). Voor de beoordeling van het geconstateerde verschil is de volgende grootheid maatgevend:

$$\% \Delta \text{EGV}_{20} = 100\% \cdot \frac{(\text{EGV}_{20}^{\text{gemeten}} - \text{EGV}_{20}^{\text{berekend}})}{\text{EGV}_{20}^{\text{gemeten}}}$$

De overeenkomst tussen het gemeten en het berekende geleidingsvermogen is bevredigend als voldaan wordt aan (Stuyfzand, 1989b):

$$|\% \Delta \text{EGV}_{20}| < 10\% \text{ bij } (\Sigma k + \Sigma a) < 8 \text{ meq/l}$$

$$|\% \Delta \text{EGV}_{20}| < 5\% \text{ bij } 8 \leq (\Sigma k + \Sigma a) < 1.200 \text{ meq/l}$$

$$|\% \Delta \text{EGV}_{20}| < 9\% \text{ bij } (\Sigma k + \Sigma a) > 1.200 \text{ meq/l}$$

Een slechte overeenkomst tussen het gemeten en het berekende geleidingsvermogen duidt op analysefouten en/of op een slechte meting van het geleidingsvermogen.

### 12.1.3 Controle via de indamprest

Eveneens kan, uitgaande van de analysegegevens voor de macroparameters, worden geschat welk residu na indamping bij 180° C (na filtratie van het water) dit hoort op te leveren, namelijk:

$$IR_{180} = Na + K + Ca + Mg + NH_4 + Fe + Mn + Al + Cl + SO_4 + NO_3 + \\ + 1/2(Alk \text{ als } HCO_3) + PO_4 + SiO_2 + DOC$$

met alle concentraties in mg/l. Voor de beoordeling van het geconstateerde verschil is de volgende grootheid maatgevend:

$$\% \Delta IR_{180} = 100\% \cdot \frac{(IR_{180} \text{ gemeten} - IR_{180} \text{ berekend})}{IR_{180} \text{ gemeten}}$$

De overeenkomst tussen de gemeten en de berekende indamprest is bevredigend als voldaan wordt aan (Stuyfzand, 1989b):

$$|\% \Delta IR_{180}| \leq 10\%$$

### 12.1.4 Controle op uitschieters

Uitschieters zijn waarnemingen die vrijwel zeker niet afkomstig zijn uit de populatie waar soortgelijke waarnemingen uit afkomstig zijn. Er dient echter vóóraf te worden beslist welke waarnemingen uit dezelfde populatie afkomstig horen te zijn. Zo kan bijvoorbeeld vaak vóóraf worden aangenomen dat alle waarnemingen van een bepaalde kwaliteitsparameter van het bovenste grondwater, die behoren bij hetzelfde soort landgebruik, uit dezelfde populatie afkomstig zijn.

Het detecteren en verwijderen van uitschieters is al sinds tijden een controversieel onderwerp, dat moeilijk kan worden losgemaakt



van subjectieve overwegingen. De meest gangbare toetsen op uitschieters, zoals de Dixon-toets of de Grubbs-toets, gaan er van uit dat de betreffende populatie een normale kansverdeling heeft. Dit maakt deze toetsen minder geschikt voor waarnemingen van de waterkwaliteit, omdat deze zelden een normale kansverdeling zullen volgen. Geschikter is de Veglia-toets, een verdelingsvrije (ook wel niet-parametrische) toets, die niet uitgaat van één of andere specifieke kansverdeling (Veglia, 1981).

Het principe van de Veglia-toets is gebaseerd op Chebyshev's ongelijkheid, die stelt dat voor elke kansverdeling de fractie uitkomsten verder dan  $h$  standaardafwijkingen van het gemiddelde minder zal zijn dan  $h^{-2}$ . Uitgeschreven:

$$P[|x_i - \mu| > h \cdot \sigma_x] < h^{-2}$$

met  $P[ ]$  de kans op de gebeurtenis binnen de haken,  $x_i$  de uitkomst van een trekking uit de kansverdeling en  $\sigma_x$  de standaardafwijking van de kansverdeling.

Voor een bepaalde waarneming wordt de toetsingsgrootte  $h$  van de Veglia toets dan berekend volgens:

$$h_i = |x_i - \bar{x}_{(-x_i)}| \cdot \sqrt{[n/(n-1)]} / s_{(-x_i)}$$

met  $x_i$  waarneming  $i$ ,  $\bar{x}_{(-x_i)}$  het geschatte gemiddelde zonder waarneming  $i$ ,  $s_{(-x_i)}$  de geschatte standaardafwijking zonder waarneming  $i$  en  $n$  het totaal aantal waarnemingen. Een waarneming is een uitschieter als  $h_i$  een bepaalde critische waarde overtreft. Gebruikelijke significantieniveaus voor toetsen op uitschieters zijn 5% of 1%, waarbij meestal het 1% niveau wordt gehanteerd. Voor de Veglia-toets kan worden aanbevolen het 5% tweezijdig niveau te hanteren, omdat deze toets minder onderscheidend vermogen heeft dan toetsen die wél zijn gebaseerd op één of andere onderliggende kansverdeling, zoals de Dixon-toets. Bij een significantieniveau van 5% tweezijdig bedraagt de critische waarde voor de toetsingsgrootte  $h$  4,47. Een waarneming is dan een uitschieter als geldt:  $h_i > 4,47$ .

Bij weinig waarden ( $< 10$ ) wordt de toets minder effectief, omdat nabijliggende uitschieters elkaar dan kunnen maskeren, waardoor ze moeilijk gedetecteerd kunnen worden. Deze tekortkoming kan echter worden opgeheven door een kleine empirische aanpassing (Pszonicki, 1985). De aanpak is dan als volgt:

1. rangschik de waarnemingen van klein naar groot ( $x_1 \dots x_n$ );
2. verwijder een waarneming die een uitschieter is en toets de naastliggende waarneming;
3. verwijder een waarneming voorlopig als het geen uitschieter is en toets de naastliggende waarneming;
4. er zijn nu twee mogelijkheden:
  - a. het is een uitschieter: verwijder deze en de voorgaande waarneming en ga verder met toetsen;
  - b. het is geen uitschieter: deze en de voorgaande waarneming worden geaccepteerd en het toetsen kan worden beëindigd.

In het algemeen kan worden geadviseerd na detectie van een uitschieter alle stappen na te lopen die tot deze waarneming hebben geleid, vanaf de bemonstering tot en met de rapportage van de analyse. De waarneming mag dan pas verwijderd worden als uit deze controle voldoende twijfel omtrent z'n geldigheid is gerezen. Dit geeft het belang aan om van alle betreffende stappen in het meet-systeem goed gedocumenteerde logboeken bij te houden.

#### 12.1.5 Controle bij de invoer

De ervaring heeft geleerd dat zeer veel fouten worden gemaakt bij de invoer in de database, zoals het verkeerd plaatsen van de decimaalpunt of het plaatsen van een resultaat in het verkeerde veld. Een mogelijkheid om dit voor een groot deel tegen te gaan is een controle op de invoer in te bouwen. Zo dient het invoerprogramma te protesteren als er een voor dat betreffende invoerveld onwaarschijnlijke waarde wordt ingevoerd, zodat eventueel nog direct gecorrigeerd kan worden. Bij de betere database-programma's kan hiertoe vooraf voor elk invoerveld een boven- en ondergrens van waarschijnlijke waarden worden opgegeven.

## 12.2 Wijze van opslag van gegevens

Bij de keuze voor een wijze van opslag van de gegevens moeten de volgende aspecten in het oog worden gehouden (naar Snelting, 1990 en naar Ward et al, 1990):

- de gegevens moeten regelmatig aangevuld en zonodig gemuteerd kunnen worden;
- bij elk gegeven moeten geassocieerde gegevens zoals plaats, tijd, methoden van bemonstering / analyse opgeslagen kunnen worden;
- aspecten zoals ontbrekende waarnemingen, "kleiner dan" of "groter dan" waarnemingen moeten opgeslagen kunnen worden;
- individuele analyses moeten eenvoudig toegankelijk zijn;
- de gegevens moeten statistisch verwerkt kunnen worden;
- de gegevens moeten grafisch gepresenteerd kunnen worden;
- er moet een koppeling zijn tussen de verschillende programma's en een koppeling moet mogelijk zijn met standaardsoftware;
- bewerkingen, die weinig tijd vergen, moeten direct interactief uitgevoerd kunnen worden;
- de software moet eenvoudig te gebruiken zijn;
- er moet een bescherming zijn tegen beschadiging.

Voor de opslag kan bijvoorbeeld gebruik worden gemaakt van algemene standaardsoftware, zoals een spreadsheet (Quattro Pro of Lotus 1-2-3 voor PC's) of een database (dBase III of IV voor PC's), al dient te worden opgemerkt dat spreadsheets moeilijkheden kunnen geven bij de behandeling van waarnemingen onder een analysegrens. Een andere mogelijkheid is de gegevens in een LIMS (Lab Informatie Management Systeem) op te slaan, hetgeen als voordeel heeft dat er één invoer-stap kan worden overgeslagen. Het meest geschikt is uiteraard de meer op maat gesneden software. Zo is bijvoorbeeld het programma DAWACO door IWACO speciaal ontwikkeld voor de opslag van meerdere soorten geohydrologische gegevens in een PC. Het betreft gegevens van waarnemingsputten, stijghoogten, onttrekkingen, chemische analyses, neerslag, verdamping en onderhoud. De programma's OLGA-chemie van TNO (voor een op het TNO-systeem aangesloten PC) en CHEMCAL van KIWA (voor een VAX-minicomputer) zijn vooral geschikt voor de opslag van chemische gegevens.

Het RIVM slaat de gegevens van al zijn meetnetten op in RDBMS (Relational Database Management System) INGRES. De resultaten kunnen worden gekoppeld aan het geografisch informatie systeem ARC-INFO. Het geheel is geïmplementeerd op een Hewlett Packard 9000. Ook gegevens uit provinciale meetnetten worden in de database opgeslagen. Voor een beschrijving van de database wordt verwezen naar Snelting en Prins (1991).

## 13 PROCEDURE VOOR VERWERKING GEGEVENS

### 13.1 Inleiding

In dit hoofdstuk zal worden aangegeven hoe tot een relevante en doelgerichte verwerking van de gegevens van het meetsysteem kan worden gekomen.

Een belangrijk advies dat al direct kan worden gegeven, is het simpelweg presenteren van de basisgegevens in tabellen, zonder interpretatie, samenvatting of verwerking - helaas nog steeds in zwang - bij de presentatie te voorkomen. Zulke tabellen horen hooguit in bijlagen thuis. Het grafisch presenteren van de resultaten van het meetsysteem vormt wellicht de meest bruikbare methode om informatie over te dragen aan zowel technische als niet-technische doelgroepen. Een grafische presentatie is eenvoudig te verwezenlijken, is interessant en geeft over het algemeen weinig aanleiding tot misverstanden. In kleurendruk kan zoiets bovendien zeer overtuigend overkomen.

### 13.2 Karakteristieken van de gegevens

De te gebruiken methoden van verwerking moeten uiteraard zijn afgestemd op de gewenste informatie en op het soort gegevens. Wat het laatste betreft, hebben gegevens van de waterkwaliteit over het algemeen beperkingen, waarbij onderscheid kan worden gemaakt tussen:

- a) vermijdbare beperkingen, zoals ontbrekende waarnemingen, tussentijdse veranderingen in meetfrequentie, meervoudige waarnemingen bij één bemonstering, fouten (bemonstering, analyse, opslag), waarnemingen onder de analysegrens en uitschieters;
- b) onvermijdbare beperkingen, zoals niet-normale kansverdeling, periodiciteit (het gemiddelde hangt af van de tijd van het jaar) en seriële correlatie (opeenvolgende waarden zijn niet onafhankelijk van elkaar).

De te gebruiken methoden van verwerking dienen dan ook zoveel rekening te kunnen houden met, of bestand zijn tegen zulke beperkingen.

### 13.3 Procedure voor verwerking van gegevens

De procedure voor verwerking van de gegevens die door het meetstelsel worden geleverd, dient aandacht te besteden aan de volgende aspecten:

- 1) bij verwerking te produceren informatie;
- 2) handelingen om een ruw bestand gereed te maken voor grafische en statistische analyse;
- 3) te gebruiken grafische en statistische methoden.

ad 1) Om tot het hoofd- en nevensdoel van het meetstelsel (deel A, 2.3) te kunnen komen, moeten bij de verwerking verschillende aspecten worden beschouwd. Het belangrijkste doel van de verwerking is te komen tot materiaal voor de invoer en ijking van het voorspellingsmodel (hfdst. 14), zoals het verloop van de kwaliteit van het ruwwater, het diepe grondwater en de ruimtelijke verdeling van de kwaliteit van het bovenste grondwater / bodemvocht. In het kader van de maatschappelijke signaleringsfunctie is het daarnaast van belang de waterkwaliteit (ruwwater, diepe grondwater en bovenste grondwater / bodemvocht) te relateren aan de geldende kwaliteitsnormen en tevens na te gaan of er kwaliteitstrends te bespeuren zijn. Indien van toepassing moet verder een evaluatie van de punt- en/of lijnbronnen worden uitgevoerd. Daarnaast moet worden nagegaan of de gegevens aanleiding geven tot nieuw inzicht in geohydrochemische processen.

ad 2) Het gereed maken van een ruw bestand voor grafische en statistische analyse vergt meestal een groot aantal handelingen. Deze moeten consistent worden uitgevoerd om de vergelijking tussen resultaten van het meetstelsel niet te bemoeilijken. Zo dient ondermeer te worden aangegeven hoe ontbrekende waarnemingen en waarnemingen onder de analysegrens behandeld moeten worden.

ad 3) Bij de verwerking zal gebruik worden gemaakt van grafische en statistische methoden, zoals het plotten van tijdreeksen of het toetsen op trend. Verder kan een goede indruk van geohydrochemische processen worden verkregen door een geschikte weergave van de resultaten in kaarten en dwarsprofielen. Als deze grafische en statistische methoden vooraf zijn vastgelegd, kan tot een consistente aanpak worden gekomen. Tevens wordt daarmee bevooroordeelde toetsing voorkomen.

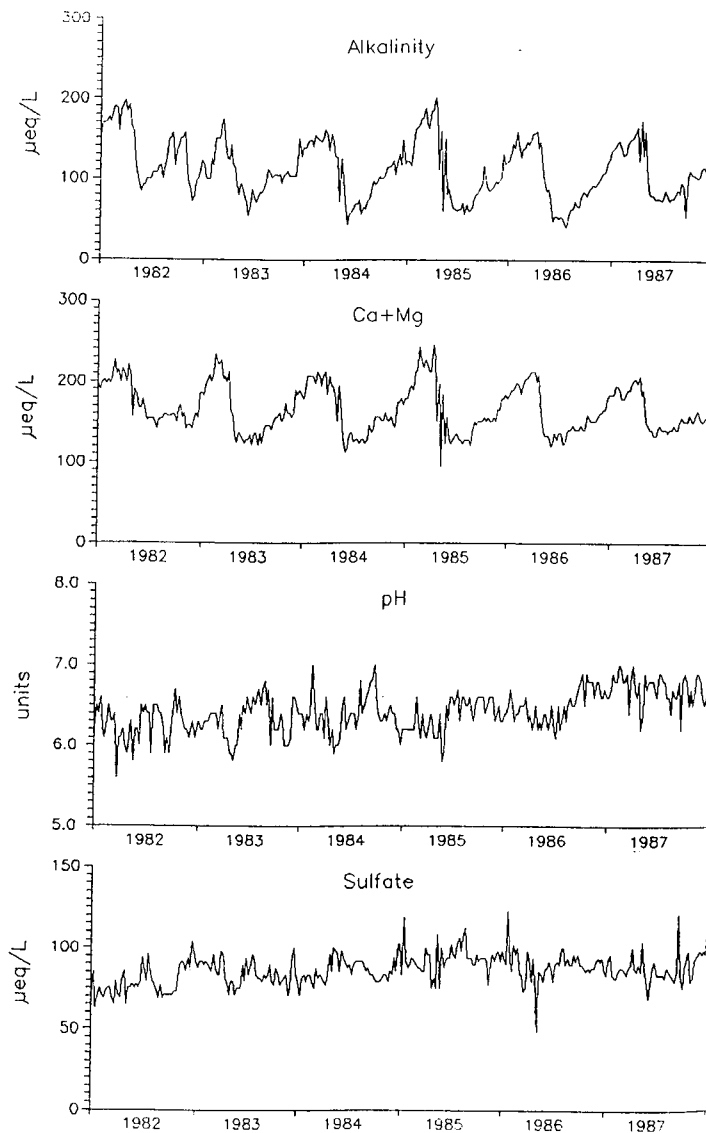
Naast al deze vooraf vastgestelde aandachtspunten dient de procedure uiteraard ook enige speelruimte te laten voor een vrije verkenning van de gegevens.

#### 13.4 Grafische methoden

##### 13.4.1 Plots van de tijdreeksen

Onschatbare hulpmiddelen bij de analyse van het verloop van de kwaliteit vormen de plots van de tijdreeksen van de afzonderlijke parameters. Deze geven direct een beeld van eventuele veranderingen in de kwaliteit, plus een indruk van de grootte van deze veranderingen. Om dit beeld zo goed mogelijk tot z'n recht te kunnen laten komen moet er wél enige zorg worden besteed aan de x- en y-assen. De schaal van de y-as dient bijvoorbeeld zodanig te zijn, dat de band waarbinnen de waarden variëren niet meer dan de helft à driekwart van het totale schaalbereik inneemt. Het plaatsen van meerdere parameters in dezelfde plot wordt afgeraden, omdat dit zonder speciale zorg slechts verwarring schept. Om een directe evaluatie van de kwaliteit te vergemakkelijken wordt aanbevolen bij elke parameter de geldende norm in de plot weer te geven of, indien dat niet mogelijk is vanwege de schaal, deze te vermelden. Verder zal een compacte weergave van plots de leesbaarheid van een rapport vergroten en tevens de vergelijking van plots vergemakkelijken. Zo kunnen er makkelijk meerdere (4 tot zelfs 8) plots op één pagina A4-formaat worden geplaatst (fig. 13.1). Omdat een rapport meerdere plots zal bevatten, die direct moeten kunnen worden vergeleken, wordt ook aangeraden bij alle plots dezelfde x-as te gebruiken,

zowel wat betreft lengte als wat betreft schaling. Dit kan alleen wel tot gevolg hebben dat enkele plots maar ten dele zijn opgevuld.



Figuur 13.1: Voorbeeld van het gegroepeerd plotten van tijdreeksen.



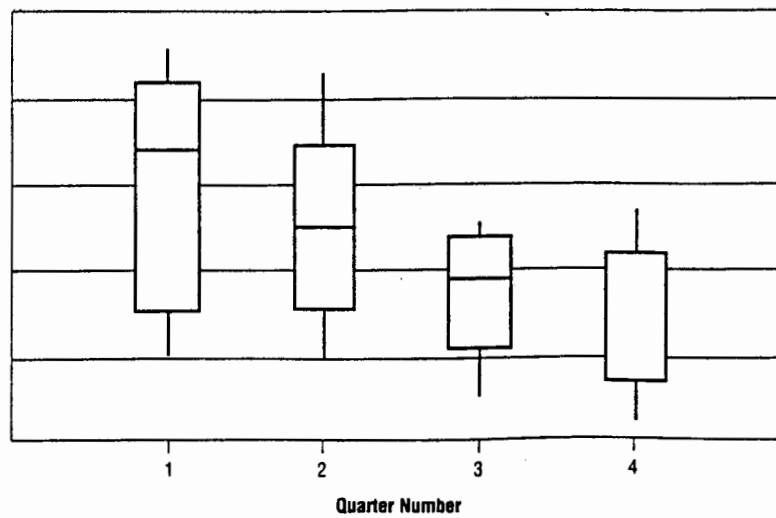
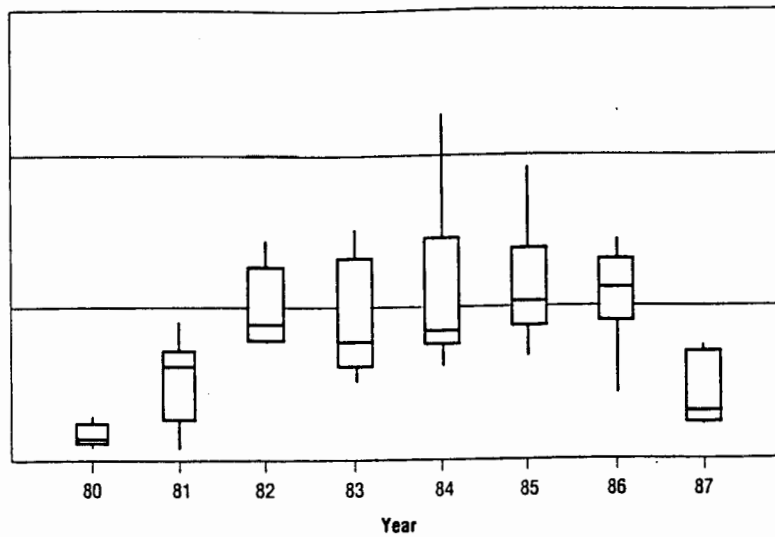
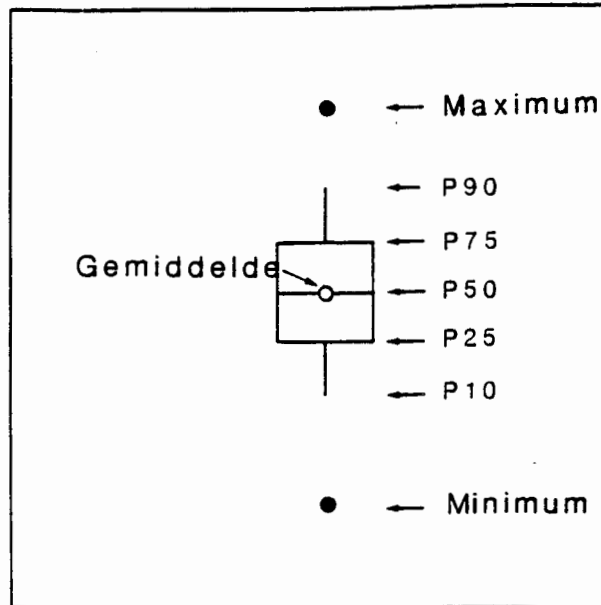
#### 13.4.2 Box-whisker plots

Als er voldoende (meer dan 10) waarnemingen van een bepaalde parameter beschikbaar zijn, kunnen de kenmerken van de groep waarnemingen worden gevisualiseerd met een zogenaamde box-whisker ("doos met snorharen") plot. Daarin worden de relevante kengetallen van een verzameling gegevens direct visueel gepresenteerd, zoals de extremen, het 10-, 25-, 50- (de mediaan), 75- en 90-percentiel en soms ook het (rekenkundig) gemiddelde (fig. 13.2, boven). In het (zeldzame) geval dat er per jaar voldoende waarnemingen beschikbaar zijn, kan, door de box-whisker plots per jaar naast elkaar weer te geven, een duidelijker beeld van één of andere verandering worden verkregen, dat minder vertroebeld is door de natuurlijke variatie in de waarnemingen (fig 13.2 midden). Een duidelijke visualisatie van eventueel aanwezige periodiciteit kan worden verkregen door per seizoen een box-whisker plot te vervaardigen en deze plots vervolgens naast elkaar te plaatsen (fig. 13.2, onder). Het begrip "seizoen" moet hier overigens ruimer worden opgevat dan het jaargetijde en kan slaan op een jaardeel zoals een kwartaal, een maand of een week.

### 13.5 Trendanalyse

#### 13.5.1 Inleiding

Met name in het kader van de maatschappelijke signaleringsfunctie is het van belang te weten of bij bepaalde parameters een trend, oftewel (semi-)permanente verandering in het gemiddelde, is opgetreden. Uit visuele beoordeling van een plot van een tijdreeks kan daarover slechts een subjectieve uitspraak worden gedaan. Als belang wordt gehecht aan een objectieve uitspraak, moet een statistische toets op trend worden gebruikt. Vanwege het overwegend geleidelijke verloop van de grondwaterkwaliteit, onder invloed van fysische processen (dispersie) en chemische processen (buffering), zal een verandering voor één of andere parameter eerder optreden in de vorm van een monotone trend dan in de vorm van een staptrend.



Figuur 13.2: Principe van een box-whisker (boven), jaarlijkse box-whiskers (midden) en seizoen box-whiskers (onder).

Hier zal verder dan ook alleen aandacht worden besteed aan methoden om op monotone trend te toetsen.

De keuze van de te gebruiken toets op monotone trend dient te worden gebaseerd op de statistische karakteristieken van de betreffende tijdreeks. Enerzijds omdat anders het gevaar bestaat dat een toets buiten z'n geldigheidsgebied wordt gebruikt, hetgeen tot onverantwoorde resultaten kan leiden, anderzijds omdat de keuze van een op maat gesneden toets tot meer onderscheidend vermogen kan leiden (Baggelaar en Baggelaar, 1991). Relevante statistische karakteristieken voor de keuze van een toets zijn met name de kansverdeling, het al dan niet optreden van periodiciteit en het al dan niet optreden van seriële correlatie. Afhankelijk van de karakteristieken worden de volgende toetsen aanbevolen:

- Lineaire regressie: normale kansverdeling, geen periodiciteit, geen seriële correlatie
- Mann-Kendall : niet-normale kansverdeling, geen periodiciteit, geen seriële correlatie
- Hirsch I : elke kansverdeling, periodiciteit, geen seriële correlatie
- Hirsch II : elke kansverdeling, periodiciteit, seriële correlatie

Kwaliteitsparameters van grond- en ruwwater zijn in veel gevallen niet-normaal verdeeld, maar als een aantal (meer dan 5) waarnemingen is gemiddeld mag worden aangenomen dat de gemiddelden een normale kansverdeling volgen. Periodiciteit kan slechts optreden als de tijdreeks meerdere waarnemingen per jaar bevat en kan dan met name worden verwacht bij kwaliteitsparameters van het bovenste grondwater of bodemvocht. Periodiciteit bij kwaliteitsparameters van diep grondwater of ruwwater is minder aannemelijk, vanwege de sterke uitvlakking. In het algemeen kan seriële correlatie worden verwacht bij hoogfrequente waarneming, zoals meer dan 4 maal per jaar.

Uit het voorgaande kunnen enkele adviezen worden afgeleid over het gebruik van een toets op monotone trend in een tijdreeks van een

kwaliteitsparameter van grond- of ruwwater. Voor een tijdreeks bestaande uit jaarlijkse gemiddelden kan lineaire regressie worden toegepast. En als het een tijdreeks van jaarlijkse of meerjaarlijkse waarnemingen betreft, zal de Mann-Kendall methode in aanmerking komen, vanwege de niet-normaliteit. Voor een tijdreeks met meerdere waarnemingen per jaar zal doorgaans één van de methoden van Hirsch in aanmerking komen. In geval van twijfel kan gebruik worden gemaakt van statistische technieken om de tijdreeks te karakteriseren, voor wat betreft kansverdeling, het al dan niet optreden van periodiciteit en het al dan niet optreden van seriële correlatie. Omdat het gebruik van deze technieken tot meerdere valkuilen kan leiden, wordt aanbevolen daarbij statistische expertise in te roepen.

Hieronder wordt van elke toets op monotone trend een korte omschrijving gegeven. Voor formelere omschrijvingen wordt verwezen naar de vermelde literatuur.

### 13.5.2 Lineaire regressie

Literatuur : Kendall and Stuart (1969)

Kenmerk : parametrisch

Vooronderstellingen: • normale verdeling  
• geen afhankelijkheid  
• geen periodiciteit

Korte omschrijving : Uitgaande van de tijdreeks met waarnemingen  $Z_t$  wordt de correlatiecoëfficiënt ( $r$ ) van  $Z_t$  en  $t$  geschat, waaruit vervolgens de toetsingsgrootte  $T$  wordt berekend, volgens:

$$T = r \cdot \sqrt{[(n-2) / (1-r^2)]}$$

met  $n$  het aantal waarnemingen. Onder de nulhypothese dat de waarnemingen een steekproef vormen uit onafhankelijke en identiek normaal verdeelde variabelen, volgt  $T$  een Student- $t$  verdeling met  $(n-2)$  vrijheidsgraden.

### 13.5.3 Mann-Kendall

Literatuur : Mann (1945), Kendall (1938 en 1975)

Kenmerk : verdelingsvrij

Vooronderstellingen: • geen afhankelijkheid  
• geen periodiciteit

Korte omschrijving : De toetsingsgrootte  $S$  wordt berekend als:

$$S = \sum_{t=1}^{n-1} \sum_{k=t+1}^n \text{sgn}[Z_k - Z_t]$$

met  $n$  het aantal waarnemingen en  $\text{sgn}[\ ]$  de signum-functie, volgens:

$$\text{sgn}[\theta] = 1 \text{ als } \theta > 0$$

$$\text{sgn}[\theta] = 0 \text{ als } \theta = 0$$

$$\text{sgn}[\theta] = -1 \text{ als } \theta < 0$$

De nulhypothese luidt dat de waarnemingen  $Z_1 \dots Z_n$  een steekproef vormen uit  $n$  onafhankelijke en identiek verdeelde stochastische variabelen en dat er dus geen trend bestaat. Onder deze hypothese geldt voor het gemiddelde ( $E$ ) en de variantie ( $\text{Var}$ ) van  $S$ :

$$E[S]=0 \text{ en } \text{Var}[S]=n(n-1)(2n+5)/18$$

Critische waarden voor  $S$  onder de nulhypothese zijn getabelleerd voor  $n \leq 20$ , terwijl  $S$  voor  $n > 20$  een asymptotisch normale verdeling volgt.

### 13.5.4 Hirsch I

Literatuur : Hirsch et al. (1982)

Kenmerk : verdelingsvrij

Vooronderstellingen: • geen afhankelijkheid  
• periodiciteit

Korte omschrijving : Dit is een uitbreiding van de methode Mann-Kendall voor het geval dat een tijdreeks periodiciteit vertoont. De nulhypothese van de methode Mann-Kendall, dat de waarnemingen

$Z_1 \dots Z_n$  een steekproef vormen uit  $n$  onafhankelijke en identiek verdeelde stochastische variabelen, is dan te beperkt. Periodiciteit houdt namelijk in dat de verdelingen van de stochastische variabelen afhangen van de tijd van het jaar. De uitbreiding houdt in dat nu voor elk afzonderlijk seizoen  $S$  wordt berekend, volgens:

$$S_g = \sum_{i=1}^{n_g-1} \sum_{k=i+1}^{n_g} \text{sgn}[Z_{kg} - Z_{ig}]$$

met  $g$  de index voor het seizoen en  $n_g$  het aantal jaren met een waarneming in seizoen  $g$ . Vervolgens wordt door sommatie van al de  $S$ -waarden de toetsingsgrootte  $S'$  verkregen:

$$S' = \sum_{g=1}^s S_g$$

met  $s$  het aantal seizoenen in een jaar. De nulhypothese luidt nu dat de waarnemingen  $Z_{ij}$  van de tijdreeks een steekproef vormen uit onafhankelijke stochastische variabelen en dat deze variabelen voor een bepaald seizoen tevens identiek verdeeld zijn. De alternatieve hypothese luidt dat voor één of meer seizoenen de stochastische variabelen niet identiek verdeeld zijn. Onder de nulhypothese geldt voor de verwachting en de variantie van  $S'$ :

$$E[S'] = \sum_{g=1}^s E[S_g] = 0$$

$$\text{Var}[S'] = \sum_{g=1}^s \text{Var}[S_g] + \sum_{g=1}^s \sum_{\substack{h=1 \\ g \neq h}}^s \text{Cov}[S_g, S_h]$$

Vanwege de onafhankelijkheid geldt  $\text{Cov}[S_g, S_h] = 0$ , zodat bovenstaande formule reduceert tot:

$$\text{Var}[S'] = \sum_{g=1}^s \text{Var}[S_g] = \sum_{g=1}^s n_g(n_g-1)(2n_g+5)/18$$

Onder de nulhypothese volgt de gestandaardiseerde waarde van  $S'$  een

asymptotisch standaardnormale verdeling, waarbij voor kleine steekproeven bij de standaardisatie een continuïteitscorrectie dient te worden uitgevoerd.

### 13.5.5 Hirsch II

Literatuur : Hirsch and Slack (1984), Dietz and Killeen (1981)

Kenmerk : verdelingsvrij

Vooronderstellingen: • afhankelijkheid  
• periodiciteit

Korte omschrijving : Dit is een uitbreiding van de methode Hirsch I voor het geval de waarnemingen afhankelijkheid vertonen. Vanwege de afhankelijkheid geldt nu niet dat  $Cov[S_g, S_h]=0$ , zodat deze bij het schatten van de variantie van  $S'$  wel degelijk een rol speelt, volgens:

$$\text{Var}[S'] = \sum_{g=1}^S \text{Var}[S_g] + \sum_{g=1}^S \sum_{\substack{h=1 \\ g \neq h}}^S \text{Cov}[S_g, S_h]$$

De schatter voor  $Cov[S_g, S_h]$  wordt beschreven in Dietz and Killeen (1981). Onder de nulhypothese volgt de gestandaardiseerde waarde van  $S'$  weer een asymptotisch standaardnormale verdeling, waarbij voor kleine steekproeven bij de standaardisatie een continuïteitscorrectie dient te worden uitgevoerd.

### 13.5.6 Grootte van een trend

Naast bovengenoemde methoden om een monotone trend te detecteren zijn er ook methoden beschikbaar om de grootte van een trend te schatten. Bij variabelen van de waterkwaliteit komen hiervoor met name de volgende twee methoden in aanmerking:

- lineaire regressie
- Kendalls seizoens-hellingschatter

De eerste methode mag hier bekend worden verondersteld. De tweede is voorgesteld door Hirsch et al. (1982) en betreft de uitbreiding van een methode voorgesteld door Sen (1968). De Kendall seizoens-hellingschatter wordt bepaald met het volgende algoritme:

We geven een waarneming in jaar  $i$  en seizoen  $j$  hier weer met  $Z_{ij}$ . Bereken  $d_{ijk} = (Z_{ij} - Z_{kj}) / (i - k)$  voor alle  $(Z_{ij}, Z_{kj})$  paren met  $j = 1, 2, \dots, s$  en  $1 \leq k < i \leq n_j$  ( $s$  is het aantal seizoenen en  $n_j$  het aantal jaren met een waarneming in seizoen  $j$ ). De hellingschatter  $B$  is dan de mediaan van al de berekende  $d_{ijk}$  waarden.

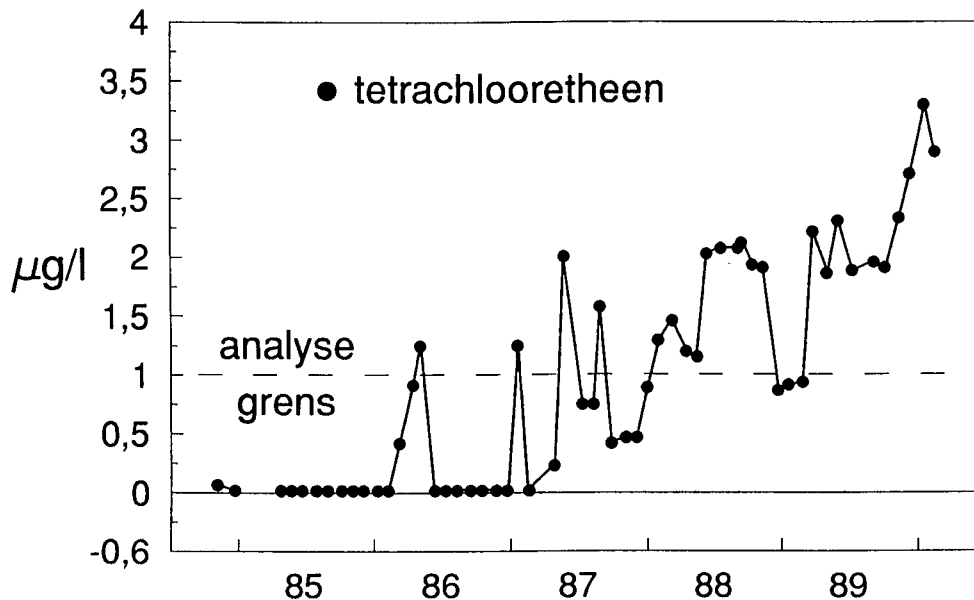
Deze schatter is vrij robuust tegen de invloed van extremen in de waarnemingen, omdat de mediaan van alle individuele hellingen wordt gebruikt. Daarnaast wordt de schatter niet beïnvloed door periodi- citeit, omdat de hellingen slechts worden bepaald voor waarnemingen uit hetzelfde seizoen, die één of meer jaren uit elkaar liggen. Verder is het een zuivere schatter van de grootte van een lineaire trend, die nauwkeuriger is dan lineaire regressie in geval van een scheef verdeelde variabele. In geval van een normaal verdeelde variabele daarentegen is lineaire regressie iets nauwkeuriger. Daarom wordt aanbevolen lineaire regressie te gebruiken voor een tijdreeks met jaarlijkse gemiddelden. Voor alle andere gevallen komt Kendalls seizoens-hellingschatter in aanmerking. Als een tijdreeks bestaat uit jaarlijkse waarnemingen is er uiteraard maar één seizoen. In dat geval vervalt de index  $j$  in bovenstaand algo- rithme en wordt de seizoens-hellingschatter een hellingschatter.

#### 13.5.7 Trendanalyse bij gecensureerde waarnemingen

Een speciale opmerking kan worden gemaakt over trendanalyse (trend- detectie en/of trendkwantificering) als er waarnemingen onder de analysegrens voorkomen. Deze worden doorgaans door laboratoria gecensureerd doorgegeven als "kleiner dan analysegrens". Maar trendanalyse kan veel baat hebben bij de werkelijke, dus niet- gecensureerde waarnemingen, omdat een trend dan soms eerder kan worden onderkend (fig. 13.3). Aanbevolen wordt de werkelijke waar- nemingen echter alleen voor dit soort statistische berekeningen te



gebruiken en bij de uiteindelijke rapportage slechts de gecensu-  
reerde waarnemingen te vermelden.



Figuur 13.3: Illustratie van het voordeel van het gebruik van ongecensureerde waarnemingen bij trendanalyse (naar Ward et al., 1990).

## 13.6 Verwerking gegevens ondiepe meetnet

### 13.6.1 Inleiding

Als het meetsysteem ook een ondiepe component heeft, kan bij de voorspelling van de kwaliteit van het ruwwater mede worden uitgegaan van kennis van de ruimtelijke verdeling van de kwaliteit van het bovenste grondwater / bodemvocht. Deze vormt dan belangrijke invoer voor het voorspellingsmodel. Als een bepaalde parameter totaal geen relatie vertoont met ruimtelijke variabelen, zoals soort landgebruik, bodemtype, vegetatie of grondwatertrap, kan zijn ruimtelijke verdeling slechts worden geschat door interpolatie van de beschikbare waarnemingen. In veel gevallen zal een parameter echter wél gerelateerd zijn aan één of andere ruimtelijke variabele en zal daar bij het steekproefschema rekening mee zijn gehouden, door per ruimtelijke variabele (bijvoorbeeld soort landgebruik), een steekproef te nemen (zie ook 6.3). De ruimtelijke verdeling van

de parameter over het onderzoeksgebied kan dan worden geschetst aan de hand van kennis van de verspreiding van die ruimtelijke variabele, aangevuld met het geschatte gemiddelde van de parameter per onderscheiden eenheid van de ruimtelijke variabele. In bepaalde gevallen kan een vastgestelde relatie tussen landgebruik en grondwaterkwaliteit tevens onderbouwing geven aan maatregelen of plannen op het gebied van bescherming.

De methode om het gemiddelde van een parameter te schatten per onderscheiden eenheid van een ruimtelijke variabele is gelijk voor een aselechte steekproef en voor een systematische steekproef en zal in het nu volgende behandeld worden. Vervolgens zal worden aangegeven hoe bij het schatten van kengetallen waarnemingen onder de analysegrens verdisconteerd kunnen worden.

### 13.6.2 Schatten gemiddelde

We zullen een enkelvoudige waarneming hier aangeven als  $x_{hi}$ , zijnde de waarde van de betreffende parameter van het bovenste grondwater of bodemvocht op lokatie  $i$  ( $i = 1 \dots n_h$ ) voor de onderscheiden eenheid  $h$  van de ruimtelijke variabele ( $h = 1 \dots p$ ). Het gemiddelde voor eenheid  $h$  kan worden geschat volgens:

$$\hat{\bar{X}}_h = \frac{1}{n_h} \sum_{i=1}^{n_h} x_{hi}$$

en de standaardafwijking van dit gemiddelde volgens:

$$\text{st.afw. } \hat{\bar{X}}_h = \sqrt{\left[ \frac{1}{n_h(n_h-1)} \sum_{i=1}^{n_h} (x_{hi} - \hat{\bar{X}}_h)^2 \right]}$$

Als bij dit steekproefschema mengmonsters worden samengesteld kan het gemiddelde voor eenheid  $h$  worden geschat volgens:

$$\hat{\bar{X}}_h = \frac{1}{m_h} \sum_{q=1}^{m_h} \bar{x}_{hq}$$

met  $\bar{x}_{hq}$  de waarde van mengmonster  $q$  ( $q = 1 \dots m_h$ ) voor eenheid  $h$ . De standaardafwijking van dit gemiddelde kan slechts worden geschat als de monsters volledig aselekt zijn gemengd, hetgeen is afgeraden, omdat het tot ongewenste reacties kan leiden (zie ook 6.3.5).

### 13.6.3 Waarnemingen onder de analysegrens

#### 13.6.3.1 Inleiding

Een speciaal geval doet zich voor als er waarnemingen onder de analysegrens voorkomen (gecensureerde waarnemingen). In sommige gevallen kan men daarbij zelfs geconfronteerd worden met meerdere analysegrenzen (meervoudig gecensureerde waarnemingen). Voor beide situaties zijn er methoden beschikbaar om tóch schattingen te kunnen verkrijgen van kengetallen (zoals gemiddelde of standaardafwijking) van de populatie waaruit de steekproef afkomstig is (Gilliom and Helsel, 1986; Helsel, 1986; Helsel and Cohn, 1988; Helsel and Gilliom, 1986). Hier zullen enkele aanbevelingen worden gedaan wat betreft keuze van deze methoden. Omdat doorgaans betere benaderingen worden geboden door vrij gecompliceerde methoden, zullen tevens meer eenvoudige, maar uiteraard grovere methoden ("quick and dirty methods") gepresenteerd worden. Er kan worden volstaan met deze laatste methoden als het aantal waarnemingen onder de analysegrens slechts een gering percentage (minder dan 10%) van het totaal aantal waarnemingen in de betreffende steekproef uitmaakt.

Bij de hier gepresenteerde methoden worden de waarnemingen onder de analysegrens ingevuld, zodat de kengetallen zoals gemiddelde of standaardafwijking verder met de gewone standaardformules (zie boven) kunnen worden geschat.

#### 13.6.3.2 Één analysegrens

Als er kengetallen moeten worden geschat terwijl een deel van de waarnemingen onder dezelfde analysegrens ligt, biedt de Uniforme (UN) methode een snelle en grove benadering. De methode gaat er van

uit dat de waarnemingen onder de analysegrens uniform verdeeld zijn, hetgeen inhoudt dat alle waarden onder de analysegrens precies dezelfde kans hebben. Ze worden dan als volgt geschat:

$$\hat{x}_r = \frac{ag \cdot (r-1)}{(nc-1)}, \text{ voor } r = 1, \dots, nc$$

met  $\hat{x}_r$  de geschatte waarneming met rangnummer  $r$ ,  $nc$  het aantal waarnemingen onder de analysegrens en  $ag$  de waarde van de analysegrens. Het voordeel van de methode is dat deze hetzelfde gemiddelde oplevert als de (klassieke) methode waarbij alle waarden onder de analysegrens gelijk worden gesteld aan de helft daarvan. Dit geldt uiteraard niet voor de schattingen van de andere kengetallen; zo zal de standaardafwijking volgens de UN methode uiteraard hoger (en in feite realistischer) geschat worden.

Een over het algemeen betere benadering levert de Log-waarschijnlijkheid Regressie (LR) methode. Deze gaat er van uit dat de waarnemingen onder de analysegrens deel uitmaken van een lognormale verdeling en in het bereik van nul tot de analysegrens liggen. De logaritmen van de waarnemingen onder de analysegrens worden geschat middels een lineair regressiemodel dat is afgeleid uit de logaritmen van de waarnemingen boven de analysegrens en hun normalscores. Hieronder wordt de procedure stapsgewijs beschreven.

- 1) Rangschik alle waarnemingen van laag naar hoog, met eerst de gecensureerde waarnemingen en geef ze rangnummer  $1, \dots, n$ .
- 2) Bereken de plotpositie (in feite een schatting van de onderschrijdingskans) van elke waarneming volgens:

$$p_i = r_i / (n + 1)$$

met  $p_i$  de plotpositie en  $r_i$  het rangnummer van waarneming  $i$  en  $n$  het totaal aantal waarnemingen.

- 3) Bereken de normalscore van elke waarneming volgens:

$$z_i = \Phi^{-1} (p_i)$$

met  $z_i$  de normaal score van waarneming  $i$  en  $\Phi^{-1}$  de inverse cumulatieve normaal verdelingsfunctie. Deze laatste functie is beschikbaar op een aantal zakrekenmachines en tevens te vinden in tabelvorm.

- 4) Leid het lineair regressiemodel af tussen de logaritmen van de waarnemingen boven de analysegrens en hun normaal scores:

$$\log(x_r) = a + b \cdot z_r + e_r, \text{ voor } r = nc+1, \dots, n.$$

met  $x_r$  de waarneming met rangnummer  $r$ ,  $a$  het geschatte intercept,  $b$  de geschatte helling,  $e_r$  de modelafwijking en  $nc$  het aantal gecensureerde waarnemingen.

- 5) Schat de logaritmen van de gecensureerde waarnemingen met dit model, volgens:

$$\log(\hat{x}_r) = a + b \cdot z_r, \text{ voor } r = 1, \dots, nc$$

met  $\log(\hat{x}_r)$  de geschatte logaritme van de gecensureerde waarneming met rangnummer  $r$ .

### 13.6.3.3 Meerdere analysegrenzen

In geval er kengetallen moeten worden geschat, met een deel van de waarnemingen onder meerdere analysegrenzen, wordt een snelle en grove benadering geboden door de Halve Analysegrens (HA) methode. Hierbij worden alle waarnemingen onder een bepaalde analysegrens op de helft van die grens geschat.

Een over het algemeen nauwkeuriger benadering levert de Multipiele Log-waarschijnlijkheid Regressie (MR) methode, een uitbreiding van de eerder beschreven LR methode. De logaritmen van de waarnemingen onder de analysegrens worden weer geschat middels een lineair regressiemodel dat is afgeleid met de logaritmen van de waarnemingen boven de analysegrenzen en hun normaal scores. Hiertoe dienen eerst de plotposities van alle waarnemingen (zowel onder als boven analysegrenzen) te worden bepaald. Hieronder zullen aan de hand van het bijgevoegde voorbeeld (zie tabel 13.1) de verschillende stappen

worden beschreven om tot deze plotposities te komen. Uitgaande van deze plotposities zijn de verdere stappen als de boven beschreven stappen 3, 4 en 5 van de LR methode.

Recorded Value	Plotting Position	Recorded Value	Plotting Position
<1	0.063	3	0.500
<1	0.127	7	0.556
<1	0.190	9	0.611
<1	0.254		
<1	0.317	12	0.714
<1	0.381	15	0.762
		20	0.810
<10	0.167	27	0.857
<10	0.333	33	0.905
<10	0.500	50	0.952

Tabel 13.1: Voorbeeld van het bepalen van plotposities voor de MR-methode.

- 1) Rangschik alle waarnemingen van laag naar hoog met eerst de gecensureerde waarnemingen, zoals in de tabel.
- 2) Tel het aantal analysegrenzen  $m$  (hier  $m=2$ ) en nummer ze van laag naar hoog ( $j = 1, \dots, m$ ).
- 3) Bepaal  $A_j$  voor  $j = 1, \dots, m$ , als het aantal ongecensureerde waarnemingen boven de  $j$ -de analysegrens en onder de daarboven liggende analysegrens (hier  $A_1=3$  en  $A_2=6$ ).
- 4) Bepaal  $B_j$  voor  $j = 1, \dots, m$ , als het totaal aantal waarnemingen (gecensureerd én ongecensureerd) onder de  $j$ -de analysegrens (hier  $B_1=6$  en  $B_2=12$ ).
- 5) Bepaal achtereenvolgens voor  $j = m, \dots, 1$  de overschrijdingskans van een analysegrens ( $p_{e,j}$ ) volgens:

$$p_{e,j} = p_{e,j+1} + (A_j / [A_j + B_j]) \cdot (1 - p_{e,j+1})$$

waarbij volgens afspraak  $p_{e,m+1}=0$ . Voor ons voorbeeld geldt dan  $p_{e,2}=0,33$  en  $p_{e,1}=0,556$ .

- 6) De plotposities voor alle ongecensureerde waarnemingen volgen uit:

$$p_i = (1 - p_{e,j}) + (p_{e,j} - p_{e,j+1}) \cdot r / (A_j + 1)$$

met  $r$  het rangnummer van waarneming  $i$  in de  $A_j$  waarnemingen boven de  $j$ -de analysegrens. Voorbeelden van aldus berekende plotposities worden gegeven in het rechter deel van de tabel.

7) En de plotposities voor alle gecensureerde waarnemingen volgen uit:

$$p_i = (1 - p_{e,j}) \cdot r / (C_j + 1)$$

met  $C_j$  het aantal waarnemingen dat gecensureerd is ten opzichte van de  $j$ -de analysegrens en  $r$  het rangnummer van waarneming  $i$  in die  $C_j$  waarnemingen. Voorbeelden van aldus berekende plotposities worden gegeven in het linker deel van tabel 13.1.

### 13.7 Evaluatie van punt- en/of lijnbronnen

Aan de hand van de gegevens van het verdichte meetnet bij punt- en/of lijnbronnen kan worden nagegaan of en zo ja, in welke mate deze het grondwater verontreinigen. Daartoe kunnen de volgende methoden gebruikt worden: a) vervaardigen van kaarten en profielen; b) beoordelen van normoverschrijdingen en c) toetsen van het verschil tussen bewakings- en referentieputten.

ad a) Aanbevolen wordt na elke afzonderlijke bemonsteringsronde per parameter een kaart van de ruimtelijke verdeling te vervaardigen, zo mogelijk aangevuld met dwarsprofielen. Dit kan een indruk opleveren van de uitbreiding en migratie van een vervuilingspluim.

ad b) Normoverschrijdingen kunnen eenvoudig visueel beoordeeld worden door per waarnemingsput en per parameter de tijdreeks te plotten, waarbij in deze plot tevens de norm is weergegeven als een horizontale lijn.

ad c) Een eventuele verontreiniging zal ook tot uiting dienen te komen in een verschil tussen het gemiddelde van de waarnemingen in de bewakingsputten en het gemiddelde van de waarnemingen in de referentieputten. Om na te gaan of zo'n verschil statistisch signi-

ficant is kan de t-toets worden gebruikt, met een éézijdig significantieniveau (bijvoorbeeld 5%). Als er slechts weinig waarnemingen beschikbaar zijn en het vermoeden bestaat dat ze een niet-normale kansverdeling volgen, wordt de Mann-Whitney toets aanbevolen. Indien er waarnemingen onder de analysegrens liggen, wordt geadviseerd bij de toetsing uit te gaan van de ongecensureerde waarnemingen.

### 13.8 Software voor de verwerking

Voor enkele van de hierboven genoemde methoden van verwerking zal kunnen worden volstaan met grafische en/of statistische standaardsoftware. Dit kan echter problemen opleveren in geval van ontbrekende, "kleiner dan" of "groter dan" waarnemingen. Het zal daarom doorgaans nodig zijn om gebruik te maken van meer op maat gesneden software.

Zo is het programma WQStatII (A Water Quality Statistics Program), van de Colorado State University, speciaal ontworpen voor de verwerking van gegevens van de waterkwaliteit (op PC). Het houdt dan ook rekening met de verschillende beperkingen van deze gegevens. Daarnaast is het sterk gericht op grafische en niet-parametrische methoden. Het biedt ondermeer de mogelijkheid tijdreeksen en box-whiskers te plotten, te analyseren op trend en op normoverschrijdingen. Als invoer kan dienen een ASCII file of een Lotus 1-2-3 file, maar interactieve invoer is ook mogelijk.

Daarnaast zal het nodig zijn bepaalde methoden zelf te programmeren. De broncodes van alle in dit hoofdstuk genoemde methoden voor trendanalyse zijn beschikbaar bij KIWA in FORTRAN '77.

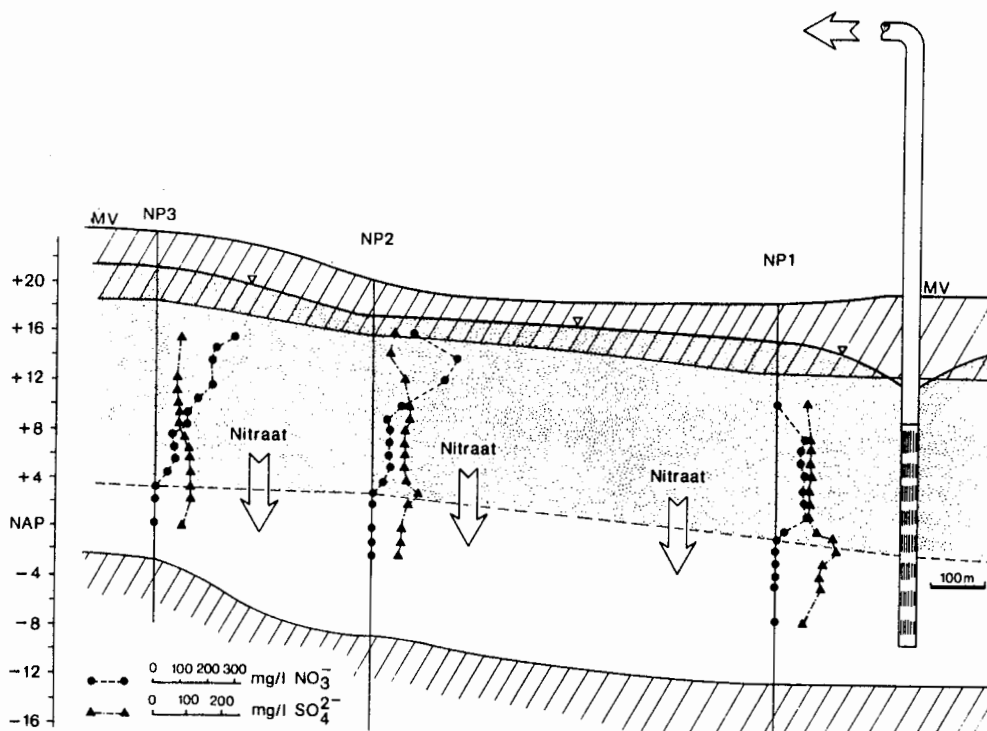
### 13.9 Toetsen / vergroten bestaande inzichten

De bestaande inzichten in de geohydrologische en geohydrochemische situatie kunnen dankzij het meetsysteem op verschillende manieren worden getoetst of vergroot.



Zo zullen de boorbeschrijvingen van de boringen voor diepe waarnemingsputten een scherper beeld over de bodemopbouw opleveren. Verder kan er meer inzicht in de grondwaterstroming worden verkregen als in de waarnemingsputten ook de stijghoogte is gemeten.

Belangrijke geohydrochemische informatie kan worden geleverd als enkele waarnemingsputten langs stroombanen zijn geplaatst. De informatie zal het meest tot z'n recht komen bij een passende weergave van de metingen van de grondwaterkwaliteit. In figuur 13.4 wordt een voorbeeld gepresenteerd van een profiel langs een stroomveld, waarbij dankzij de passende weergave duidelijk de zone kan worden onderkend waar het nitraat verdwijnt en het sulfaat toeneemt, duidend op lokale nitraatreductie onder invloed van ijzersulfiden, zoals pyriet.



Figuur 13.4: Hydrochemisch profiel langs een stroomveld in het intrekgebied van de winplaats Vierlingsbeek.

Zo mogelijk dient bij de verwerking ook onderscheid te worden gemaakt naar de verschillende pompputten. In een stationaire situatie zal elke pompput een eigen intrekgebied en ook een eigen responscurve hebben. Pompputten die voornamelijk water onttrekken uit de directe omgeving van de winplaats, zullen snel reageren op veranderingen aan maaiveld en daarmee een signaalfunctie hebben.

Als een pompput radiaal geplaatste waarnemingsfilters bevat, kan daarmee onder bepaalde randvoorwaarden een indruk worden verkregen van het segment van het intrekgebied waar een verontreiniging vandaan komt.

## 14 PROCEDURE VOOR VOORSPELLING RUWWATERKWALITEIT

### 14.1 Inleiding

Het hoofddoel van het meetsysteem is de ruwwaterkwaliteit te voorspellen. In dit hoofdstuk zullen enkele methoden om tot voorspellingen te komen worden aangegeven. Daarbij wordt onderscheid gemaakt tussen twee verschillende uitgangssituaties, te weten:

- a) er zijn slechts gegevens over de ruwwaterkwaliteit;
- b) naast gegevens over de ruwwaterkwaliteit zijn er ook gegevens over de kwaliteit van het diepe grondwater en/of bovenste grondwater / bodemvocht en/of emissie aan maaiveld.

### 14.2 Voorspellen uit ruwwaterkwaliteit

Als er slechts gegevens over de ruwwaterkwaliteit beschikbaar zijn, blijft het voorspellen beperkt tot een extrapolatie van de waargenomen ontwikkeling. Hierbij kunnen twee benaderingen worden onderscheiden, namelijk: a) de statistische en b) de intuïtieve.

ad a) De statistische benadering komt neer op het louter wiskundig extrapoleren van het verloop, waarbij nauwelijks voordeel kan worden gedaan met inzicht in de geohydrologische en geohydrochemische situatie van het gebied. De extrapolatie kan bijvoorbeeld worden uitgevoerd aan de hand van de geschatte trendgrootte, of met een tijdreeksmodel, zoals een univariaat Box-Jenkins model (Box and Jenkins, 1976). Voor een tijdreeksmodel zijn echter minimaal 20 equidistante waarnemingen nodig, en als er periodiciteit in de tijdreeks aanwezig is zelfs minimaal  $(20 + 2s)$  waarnemingen, waarbij  $s$  het aantal waarnemingen per jaar is (McLeod, 1983).

ad b) De intuïtieve voorspelling komt neer op een min of meer gevoelsmatige extrapolatie van het verloop van de ruwwaterkwaliteit, waarbij ook het inzicht in de geohydrologische en geohydrochemische situatie van het gebied kan worden betrokken, echter

zonder gebruikmaking van een wiskundig model. Alhoewel dit uiteraard een globale en sterk subjectieve voorspelling zal geven, zal deze toch vaak meer zeggingskracht hebben dan een puur statistische voorspelling.

### 14.3 Voorspellen met een stoftransportmodel

#### 14.3.1 Theoretische achtergronden

Als er naast gegevens over de ruwwaterkwaliteit ook gegevens over de kwaliteit van het diepe grondwater en/of bovenste grondwater / bodemvocht en/of emissie aan maaiveld worden gebruikt om tot een voorspelling te komen, zal deze uiteraard meer zeggingskracht krijgen dan een puur statistische of intuïtieve voorspelling. Er kan dan namelijk op kwantitatieve wijze rekening worden gehouden met relevante aspecten van het intrekgebied. Daarbij zijn met name van belang: a) emissie aan maaiveld; b) uitspoeling naar het grondwater; c) grondwaterstroming en d) bodemprocessen (omzetting, adsorptie).

Vooraf van de emissie en de uitspoeling zijn de historische, huidige en toekomstige waarden van belang. De totale periode waarover deze moeten worden geschat, hangt af van de periode waarover een voorspelling is gewenst en de temporele herkomst van de volumestroom (af te leiden uit de responscurve). Omdat het model ook geijkt moet kunnen worden met bestaande gegevens, dient de betreffende periode ver genoeg terug te gaan.

ad a) Emissie aan maaiveld kan plaatsvinden door ondermeer bemesting (organische mest of kunstmest), toepassing van bestrijdingsmiddelen, mineralisatie van organisch materiaal, atmosferische depositie, storting van vuil en lozing van verontreinigingen. In geval van diffuse verontreiniging door bemesting, kan de historische emissie van organische mest aan maaiveld worden geschat aan de hand van CBS-gegevens over mestproductie en landgebruik. Door uit te gaan van landbouwkundige restricties kan de verdeling van het jaarlijkse totaal aan organische meststoffen over de soorten

landgebruik worden geschat (De Jong, 1986). Bij de mestproductie wordt onderscheid gemaakt tussen vaste mest (van pluimvee) en dunne mest (van varkens, rundvee, mestkalveren en meststieren). Daarbij wordt aangegeven hoeveel N,  $K_2O$ , Cl, MgO, CaO en  $SO_4$  is geproduceerd. De parameters MgO, CaO, Cl en  $SO_4$  worden berekend uit de gemiddelde samenstelling van mest.

Het kunstmestgebruik is naast het gebruik van organische mest in Nederland over het algemeen toegenomen. Gegevens over kunstmestgebruik zijn echter alleen landelijk bekend. Wel is door het Landbouw Economisch Instituut voor het boekjaar 1979/1980 onderzoek gedaan naar het kunstmestgebruik per gemeente, onderscheiden naar enkele soorten landgebruik (LEI, 1983), op basis van het boekhoudnet landbouwbedrijven en een enquête onder landbouwers. Uitgaande van die gegevens en het verloop in het landelijk gebruik van kunstmest kunnen schattingen voor het historisch gebruik worden gemaakt.

De huidige emissie kan worden geëxtrapoleerd uit de emissie in voorgaande jaren, rekening houdende met eventuele veranderingen in landgebruik. Voor de toekomstige emissie en/of uitspoeling moet worden uitgegaan van één of meer scenario's, waarbij rekening kan worden gehouden met beleidsmaatregelen (zie ook 14.4).

Wat betreft droge en natte depositie kan worden verwezen naar het Landelijk Luchtmeetnet en het Landelijk Meetnet Regenwater. Depositie kan met name een grote invloed hebben op de kwaliteit van het grondwater onder bos, ondermeer voor wat betreft  $NO_3$ ,  $SO_4$  en zware metalen.

ad b) De uitspoeling naar het grondwater wordt naast de emissie aan het maaiveld bepaald door processen als de opname door het gewas, chemische reacties, vervluchtiging en adsorptie. De uitspoeling kan geschat worden met een model van de onverzadigde zone dat rekening houdt met al deze aspecten. Met name het Staringcentrum heeft hiervoor meerdere modellen ontwikkeld. Enkele globalere methoden om de uitspoeling te schatten worden gegeven in De Jong (1986). Als gebruik wordt gemaakt van een mestbalans, zal soms ook rekening

moeten worden gehouden met afvoer via een mestbank. In alle gevallen kan de berekende uitspoeling worden geïjkt aan de hand van de resultaten van het ondiepe meetnet.

ad c) De grondwaterstroming kan zowel analytisch als numeriek benaderd worden. De numerieke benadering vergt een grotere inspanning, maar geeft een grotere flexibiliteit. De meeste numerieke modellen berekenen slechts de stijghoogte en de stroomsnelheden. Daarnaast zijn er enkele specifieke programma's die, uitgaande van de ruimtelijke verdeling van deze twee variabelen, stroombanen kunnen traceren en reistijden kunnen berekenen, zoals MODPATH van de U.S. Geological Survey.

ad d) De moeilijkste factor om te kwalificeren en te kwantificeren, wordt gevormd door de bodemprocessen die de kwaliteit van het water onderweg beïnvloeden. Om deze goed te kunnen modelleren dienen de ruimtelijke verdeling en de chemische werking van relevante reactieve bestanddelen bekend te zijn, evenals de fysisch-chemische eigenschappen van de te modelleren parameters. Maar met name het beeld van de ruimtelijke verdeling van de relevante reactieve bestanddelen zal in de meeste gevallen gebrekkig blijven. In sommige gevallen kan dit beeld lokaal enigszins aangescherpt worden, door de interpretatie van het verloop van de waterkwaliteit in waarnemingsputten die langs één of meer stroombanen zijn geplaatst. Dit geeft echter geen directe informatie over de totale buffercapaciteit van de ondergrond, zodat het tijdstip van een eventuele doorbraak onzeker blijft. Voor het simuleren van chemische evenwichtsreacties is bijvoorbeeld het programma PHREEQE (PH REDox EQUilibrium Equations) van de U.S. Geological Survey aan te bevelen (tegen verzendkosten te verkrijgen).

De vier bovengenoemde aspecten kunnen in een stoftransportmodel van het intrekgebied worden samengevoegd, om vervolgens tot voorspellingen van de ruwwaterkwaliteit te komen. De informatie uit het meetsysteem kan daarbij enerzijds dienen als invoer voor het model en anderzijds als dataset om het model te ijken.

## 14.3.2 Soorten stoftransportmodellen

### 14.3.2.1 Inleiding

In het nu volgende zullen verschillende soorten stoftransportmodellen globaal worden omschreven, waarbij voor elke soort kort wordt aangegeven onder welke randvoorwaarden deze kan worden gebruikt. Het voert te ver om hier uitvoerig op alle mogelijke modellen in te gaan en aan te geven welk model in welke situatie de voorkeur verdient. Daarvoor wordt verwezen naar het project Voorspellingsmethodieken, dat door KIWA wordt uitgevoerd in opdracht van de VEWIN. Momenteel wordt binnen dat project een gedetailleerde inventarisatie en evaluatie van stoftransportmodellen uitgevoerd. Aan de hand daarvan zal voor elke situatie tot een gefundeerde keuze van een model kunnen worden gekomen.

Gezien het brede scala aan beschikbare software, is het zinvol te wijzen op een tweetal databestanden in Nederland, met specificaties van meerdere modellen. Deze bestanden worden beheerd door het IGWMC en door STOWA (v/h SAMWAT), waar ook informatie kan worden ingewonnen.

Hier zullen vijf soorten stoftransportmodellen worden onderscheiden, te weten het: 1) analytisch model; 2) eenvoudig numeriek model vanaf de grondwaterspiegel; 3) eenvoudig numeriek model vanaf de pomputten; 4) geïntegreerd numeriek model en 5) modulair numeriek model. Al deze modellen kunnen worden geïjkt met gegevens over de ruwwaterkwaliteit.

### 14.3.2.2 Analytisch model

Een analytisch model voor stoftransport geeft de concentratie van een bepaalde stof in het ruwwater als functie van de concentratie van die stof in het bovenste grondwater. Een voorbeeld wordt beschreven door Van der Eem (1991) voor een eenvoudig geval, namelijk een freatische winning uit een homogeen watervoerend pakket, met slechts natuurlijke grondwateraanvulling. Verder wordt er van

uitgegaan dat de uitspoeling van de betreffende parameter naar het grondwater uniform is en dat er slechts eerste orde afbraak optreedt. Peters (1985) heeft ook andere uitgangspunten voor het stofgedrag onderzocht, zoals een in de tijd toenemende niet-uniforme uitspoeling. Door de vergaande schematisatie is een analytisch model eigenlijk alleen geschikt om voor winningen met een zeer eenvoudige geohydrologische situatie een snelle en globale indruk te krijgen van de ruwwaterkwaliteit onder bepaalde scenario's van diffuse verontreiniging.

#### 14.3.2.3 Eenvoudig numeriek model vanaf de grondwaterspiegel

In geval van diffuse verontreiniging met een goed oplosbare stof, kan de concentratie in het ruwwater vrij eenvoudig worden voorspeld, met een numeriek model dat rekent vanaf de grondwaterspiegel. Daarvoor zijn de volgende gegevens benodigd: a) intrekgebied van de winning; b) ruimtelijke en temporele herkomst van de volumestroom; c) uitspoeling (in ruimte en tijd) van de te voorspellen parameter naar het grondwater en d) concentratie van de te voorspellen parameter in het bovenste grondwater. Er kan daarbij ook rekening worden gehouden met eerste orde afbraakprocessen of lineaire evenwichtsadsorptie. Een voorspelling wordt met dit model als volgt berekend:

$$C_k = \sum_{i=1}^n (f_i \cdot C_{k-t_i})$$

met  $C_k$  de concentratie van de parameter in het ruwwater in het jaar  $k$ ,  $n$  het aantal deelgebieden,  $f_i$  de fractie van de volumestroom die wordt geleverd door het deelgebied waar de gemiddelde reistijd  $t_i$  jaar bedraagt, bepaald volgens:

$$f_i = [A_i \cdot P(\text{eff})_i] / Q$$

met  $A_i$  de oppervlakte van het deelgebied ( $m^2$ ),  $P(\text{eff})_i$  gemiddelde hoeveelheid neerslag die, rekening houdende met de afvoer via waterlopen, in dit deelgebied naar het grondwater infiltreert ( $m/j$ )



en  $Q$  de volumestroom ( $m^3/j$ ). Tenslotte is  $C_{k-t_i}$  de gemiddelde uitspoeling naar het grondwater in dat deelgebied, in het jaar  $k-t_i$  ( $mg/l$ ), bepaald volgens:

$$C_{k-t_i} = \sum_{j=1}^m [f_j \cdot C_{j,k-t_i}]$$

met  $m$  het aantal soorten landgebruik,  $f_j$  de fractie die landgebruik  $j$  bijdraagt aan de volumestroom die wordt geleverd door het deelgebied waar de gemiddelde reistijd  $t_i$  jaar bedraagt en  $C_{j,k-t_i}$  de gemiddelde uitspoeling naar het grondwater onder landgebruik  $j$  in het jaar  $k-t_i$  ( $mg/l$ ).

Bij deze aanpak kan zo nodig ook de reistijd in de onverzadigde zone verwerkt worden, door de uitspoeling naar het grondwater te vertragen. De vertraging zal sterk afhangen van de dikte van de onverzadigde zone en het al dan niet voorkomen van preferente stroombanen in deze zone. Eventuele processen in de onverzadigde zone, zoals denitrificatie, kunnen ook verwerkt worden in de uiteindelijke uitspoeling naar het grondwater. De correctie kan bijvoorbeeld worden gerelateerd aan de grondwatertrap. Een voorbeeld van software gebaseerd op dit model is VOORSP, ontwikkeld door KIWA. Enkele voorbeelden van toepassing en de FORTRAN-code van dit programma worden gegeven in TCB (1991).

Hoewel de werkelijkheid vaak gecompliceerder is, kunnen dergelijke berekeningen toch waardevol zijn, omdat ze betrekking hebben op stoffen die het eerst in het ruwwater aangetroffen zullen worden (TCB, 1991). Te denken valt bijvoorbeeld aan nitraat in een aerobe omgeving, of aan mobiele bestrijdingsmiddelen zoals DCP of bromacil.

#### 14.3.2.4 Eenvoudig numeriek model vanaf de pomputten

Een ander soort eenvoudig numeriek stoftransportmodel voorspelt de concentratie van een parameter in het ruwwater, door stroombanen te

traceren vanaf de filters van de pompputten tot punten of zones, waar de concentratie van de parameter bekend is. Het snelheidsveld wordt bepaald met een Eindig Differentie of Eindig Elementen model, waarna de stroombanen numeriek uit de grondwatersnelheden worden berekend. Als door tracering aan elke stroombaan een concentratie is toegewezen, kan de concentratie in het ruwwater worden berekend door per pompput de concentraties van de stroombanen te middelen. Er wordt dus geen rekening gehouden met geohydrochemische processen. Toepassingen worden ondermeer beschreven door Boukes (1989b) en Méeuwissen en Vogelaar (1990). Om het snelheidsveld te berekenen kan bijvoorbeeld het programma MODFLOW worden gebruikt, waarna de stroombanen kunnen worden getraceerd met MODPATH (beide van de U.S. Geological Survey). Deze aanpak is geschikt om aan de hand van de gegevens van een diep meetnet tot voorspellingen van de ruwwaterkwaliteit te komen. Voorwaarde is, dat de betreffende parameter in het traject tussen de waarnemingsputten en de pomputten niet meer betrokken is bij significante geohydrochemische processen.

#### 14.3.2.5 Geïntegreerd numeriek model

Door een geïntegreerd numeriek stoftransportmodel worden de stromings- en transportvergelijkingen tegelijk opgelost. Voor het oplossen van de stromingsvergelijkingen wordt bijvoorbeeld uitgegaan van de Eindige Differentie of de Eindige Elementen methode. Om het stoftransport te modelleren wordt gebruik gemaakt van de zogenaamde particle-tracking techniek. Een voorbeeld is het programma van Konikow-Bredehoeft (Konikow-Bredehoeft, 1978), waarvoor ook enkele relevante hulpprogramma's zijn gemaakt (Kovar en Beets, 1983). Het kan rekening houden met twee-dimensionale grondwaterstroming en eenvoudige reacties, zoals eerste orde afbraak of lineaire evenwichtsadsorptie. Deze aanpak is met name geschikt om de invloed van puntbronnen van verontreiniging op de ruwwaterkwaliteit te berekenen, omdat rekening wordt gehouden met dispersie. De rekentijden kunnen echter lang worden, vooral bij complexe situaties.

#### 14.3.2.6 Modulair numeriek model

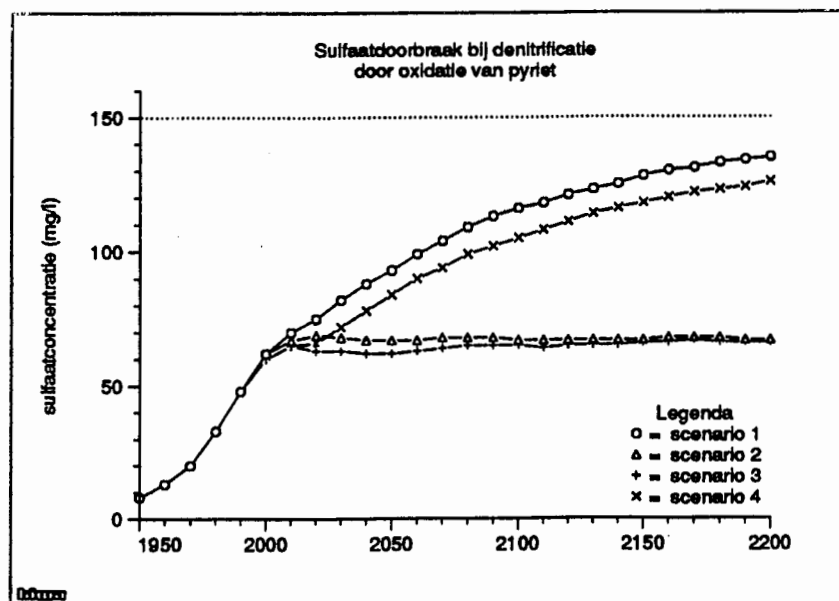
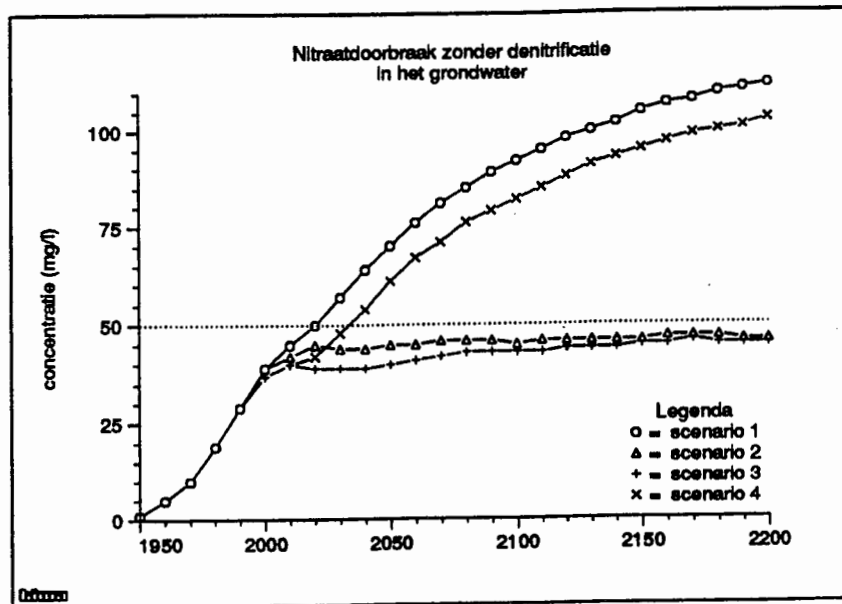
Het is in theorie mogelijk om rekening te houden met drie-dimensionale grondwaterstroming en chemische evenwichtsreacties. Omdat de transport- en reactievergelijkingen nà elkaar worden opgelost, wordt het hier als modulair numeriek stoftransportmodel aangeduid. Bij de eerste stap wordt het transport berekend volgens een eenvoudig advectie-dispersie proces, bijvoorbeeld uitgaande van de Eindige Differentie of Eindige Elementen Methode. De dispersie wordt benaderd door de inhoud van een cel te mengen met die van omringende cellen. In de tweede stap wordt een stelsel chemische reactievergelijkingen iteratief opgelost. Voordelen van de separatie van transport en chemische reacties zijn een kleinere rekentijd en grotere flexibiliteit (processen kunnen eenvoudig worden toegevoegd of weggelaten). De aanpak vergt sterk gedetailleerde informatie over het intrekgebied. Zulke modellen zijn echter nog maar nauwelijks operationeel, met name voor wat betreft de driedimensionale versies. Het al wel beschikbare programma PHREEQM, bestaande uit een koppeling van het geochemische model PHREEQE aan een zogenaamd Mixing-Cell model, is slechts te gebruiken voor één-dimensionale stroming. Daarmee kunnen bijvoorbeeld processen in de eerste meters onder de grondwaterspiegel worden nagebootst.

#### 14.4 Evaluatie van verschillende scenario's

Een stoftransportmodel is natuurlijk een uitstekend instrument om de effecten van verschillende scenario's met betrekking tot het landgebruik, of met betrekking tot beleidsmaatregelen of -voornemens, op de kwaliteit van het ruwwater te evalueren. Zo zijn in het Besluit Gebruik Dierlijke Meststoffen op basis van fosfaat landelijk beperkingen gesteld aan de hoeveelheid dierlijke mest die mag worden uitgereden. Deze beperkingen zullen gefaseerd worden ingevoerd, waarbij in het jaar 2000 de eindnorm zal worden bereikt. De aanvoer van fosfaat moet dan gelijk zijn aan de afvoer door het gewas. In meerdere provinciale verordeningen is deze landelijke eindnorm in de grondwaterbeschermingsgebieden versneld ingevoerd. Tevens worden in dit Besluit regels gesteld aan de uitrijperiode en

aan het onderwerpen van de dierlijke mest. Verder wordt in het Nationaal Milieubeleidsplan als doelstelling geformuleerd dat vanaf het jaar 2000 de norm van 50 mg nitraat per liter in het grondwater op 2 m onder de grondwaterspiegel niet mag worden overschreden. Op langere termijn wordt gestreefd naar 25 mg per liter.

Zo'n evaluatie is bijvoorbeeld uitgevoerd voor de winplaats Vessem (Noord-Brabant), een freatische winning. Daar zijn voor een viertal scenario's, onder twee verschillende geohydrochemische condities, de toekomstige concentraties van nitraat en sulfaat in het ruwwater voorspeld (Van Brussel, 1990). De scenario's betreffen grondwaterbelasting volgens: 1) het Besluit Gebruik Dierlijke Meststoffen; 2) het Nationaal Milieubeleidsplan; 3) als scenario 2, maar ingevoerd vanaf 1990 en 4) als scenario 3, maar alleen in het huidige grondwaterbeschermingsgebied. Bij elk van de scenario's wordt er verder van uitgegaan dat de uitspoeling van nitraat onder bos vanaf het jaar 2000 afneemt. Dit sluit aan op de landelijke beleidsdoelstelling om de uitstoot van ammoniak met 50% tot 70% terug te brengen. De scenario's zijn berekend voor twee gevallen, te weten: a) er is geen afbraak van nitraat en b) alle nitraat reduceert door oxydatie van pyriet, waarbij sulfaat wordt gevormd. Voor het eerste geval is de concentratie nitraat voorspeld (fig. 14.1 boven) en voor het tweede geval de concentratie sulfaat (fig. 14.1 onder). De voorspellingen zijn berekend met het eenvoudig numeriek stoftransportmodel vanaf de grondwaterspiegel (14.3.2.2).



Figuur 14.1: Resultaten van voorspellingsberekeningen voor de winplaats Vessem (uit Van Brussel, 1990). Boven: de concentratie nitraat in het ruwwater als er geen denitrificatie optreedt. Onder: de concentratie sulfaat in het ruwwater als er wel denitrificatie optreedt. Voor de scenario's wordt verwezen naar de tekst.

## 15 PROCEDURE VOOR RAPPORTAGE

### 15.1 Doelgroepen

Doelgroepen voor de rapportage van de resultaten van het meet-systeem zijn met name: a) het beleids- en b) het uitvoerend kader van het waterleidingbedrijf; c) de overheid en d) het publiek. De frequentie van rapportage hangt uiteraard af van de frequentie waarmee het meetsysteem nieuwe informatie genereert. Hierna zal worden aangegeven welke informatie van belang is voor de verschillende doelgroepen

#### 15.1.1 Beleidskader waterleidingbedrijf

Het beleidskader van het waterleidingbedrijf zal met name geïnteresseerd zijn in voorspellingen van de ruwwaterkwaliteit. Daarnaast kunnen ook trends in de waterkwaliteit, de invloed van het landgebruik op de kwaliteit van het bovenste grondwater / bodemvocht en eventuele verontreinigingen van punt- en/of lijnbronnen van belang zijn. Om de rapportage snel inzichtelijk te maken, wordt aanbevolen de informatie zoveel mogelijk grafisch te presenteren, met een korte en bondige evaluatie.

#### 15.1.2 Uitvoerend kader waterleidingbedrijf

Voor het uitvoerend kader zal álle bij verwerking en voorspelling geproduceerde informatie van belang zijn. Naast alle aan het beleidskader gerapporteerde informatie, zijn ook details van belang, zoals plots van het concentratieverloop voor elke afzonderlijke waarnemingsput / pompput.

#### 15.1.3 Overheid

In het kader van de maatschappelijke signalering wordt de drinkwaterbedrijven gevraagd "jaarlijks te rapporteren over de kwaliteit

van het drinkwater en van de gebruikte grondstof" (NMP, 1989, blz. 224). Naar de letter geïnterpreteerd zou hiervoor kunnen worden volstaan met één jaarlijkse rapportage over het landelijk beeld van het rein- en ruwwater, met speciale aandacht voor trends in de waterkwaliteit, uit te voeren door bijvoorbeeld de VEWIN. Zo'n landelijke rapportage zal echter geen gedetailleerd lokaal beeld kunnen schetsen. Voor rapportage aan de provincie, als beheerder van het grondwater en verantwoordelijke voor de beschermingsplannen, kan dan ook een aparte rapportage per waterleidingbedrijf of per groep waterleidingbedrijven worden aanbevolen. Deze rapportage kan hetzelfde niveau hebben als die aan het beleidskader van het waterleidingbedrijf, echter met speciale nadruk op eventuele alarmsignalen (trends) en indien van toepassing (ondiep meetnet) de invloed van het landgebruik op de kwaliteit van het bovenste grondwater / bodemvocht.

#### 15.1.4 Publiek

De rapportage aan het publiek kan bijvoorbeeld plaatsvinden via het jaarverslag, al kan dat, afhankelijk van de bemonsteringsfrequentie van het meetsysteem, inhouden dat de informatie niet elk jaar nieuw is. Ook hier moet de nadruk liggen op grafische presentatie, met een korte evaluatie.

## 16 OPTIMALISATIE MEETSISTEEM

### 16.1 Inleiding

Als enkele bemonsteringsronden zijn verstreken, kan worden nagegaan of optimalisatie mogelijk is. Dit kan overigens steeds herhaald worden na het verstrijken van een aantal bemonsteringsronden (bijvoorbeeld 5).

Voor optimalisatie staan de volgende mogelijkheden ter beschikking:

- optimalisatie meetinspanning (16.2);
- reductie ondiepe meetnetten (16.3);
- aanpassing diep meetnet (16.4).

### 16.2 Optimalisatie meetinspanning

#### 16.2.1 Inleiding

Er kan van een optimale meetinspanning worden gesproken, als de informatie het gewenste niveau bereikt tegen een zo gering mogelijke meetinspanning. De optimalisatie van de meetinspanning kan worden geobjectiveerd door het geheel in een mathematisch kader te plaatsen. Hiertoe dient ondermeer uit de geformuleerde doelstelling van het meetsysteem een geschikte (kwantitatieve) maat voor z'n effectiviteit te worden afgeleid (Schilperoort, 1986). Het hoofddoel van het meetsysteem kan nader worden omschreven als het verkleinen van de onzekerheid omtrent de toekomstige ruwwaterkwaliteit. Een geschikte maat voor de effectiviteit is dan de precisie van de voorspelde gemiddelde concentratie van de meest relevante parameter in het ruwwater over een bepaalde periode. Het probleem bij optimalisatie ten aanzien van deze maat is echter dat de effectiviteit dan niet meer alleen een functie is van de meetinspanning, maar tevens van de doeltreffendheid van het gebruikte voorspellingsmodel. Als dit bijvoorbeeld een numeriek stoftransportmodel betreft, zal de onzekerheid van de uitvoer afhangen van onzekerheden in verband met: a) de grondwaterkwaliteit (functie van de



meetinspanning); b) de schematisatie door het model en c) de modelparameters.

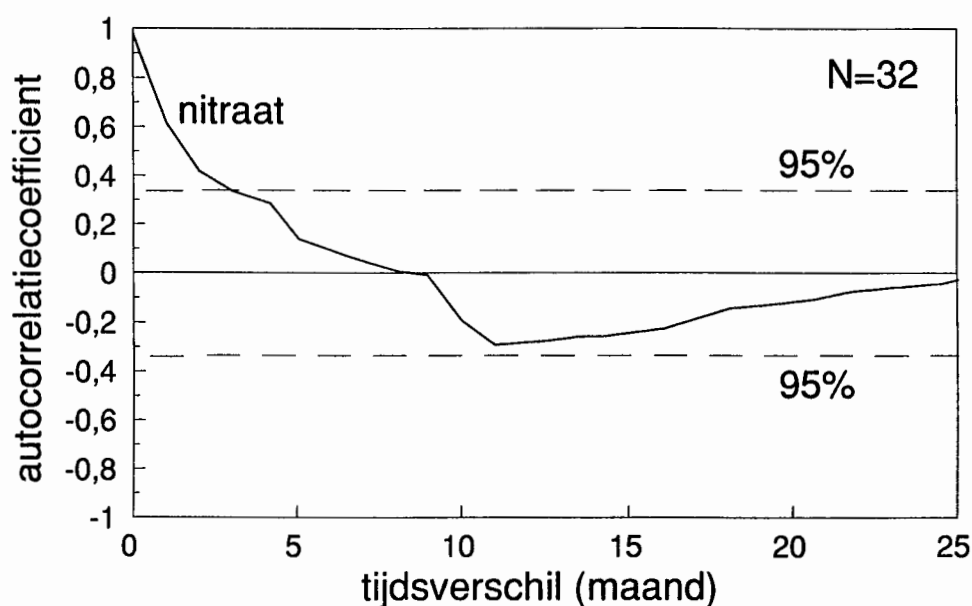
De effectiviteit van een bepaalde, theoretisch gepostuleerde meetinspanning kan hierdoor niet meer direct analytisch worden vastgesteld, maar slechts numeriek, aan de hand van Monte Carlo analyse met het voorspellingsmodel, waarbij rekening wordt gehouden met alle genoemde onzekerheden. Afgezien van het feit dat de bovengenoemde onzekerheden moeilijk tot niet te kwantificeren zijn, zal deze aanpak uitermate rekenintensief zijn. Er moeten namelijk per gepostuleerde meetinspanning zeer veel simulaties worden doorberekend (in de orde van honderden, zo niet duizenden) om de effectiviteit vast te kunnen stellen. De optimale meetinspanning moet daarbij volgens de 'trial and error' methode gevonden worden. Zulke grote praktische problemen maken optimalisatie ten opzichte van deze maat voor de effectiviteit niet uitvoerbaar.

Om de meetinspanning toch globaal te kunnen optimaliseren, zal het probleem hier worden opgedeeld in twee stukken. Eerst zullen aanwijzingen worden gegeven voor optimalisatie van de meetfrequentie en vervolgens voor optimalisatie van de meetdichtheid. De resulterende meetinspanning wordt daarbij echter niet geoptimaliseerd ten opzichte van het hoofddoel van het meetsysteem, maar ten opzichte van een afgeleid doel. In deze zin kan worden gesproken van sub-optimalisatie.

#### 16.2.2 Optimalisatie meetfrequentie

Uitgangspunt bij optimalisatie van de meetfrequentie is, dat het interval tussen tijdstippen van waarneming zo groot moet zijn dat er geen overlap in informatie is, maar ook weer niet zo groot dat er veel informatie gemist wordt. Om na te gaan of een gebruikte meetfrequentie tot overlap in informatie leidt, moet, voor een aantal relevante parameters afzonderlijk, het autocorrelogram worden beoordeeld. Het autocorrelogram is een weergave van de relatie tussen de autocorrelatiecoëfficiënt van de waarnemingen in een reeks (y-as) en het tijdsinterval (x-as). Het voorbeeld in

figuur 16.1 is berekend uit een tijdreeks van 32 maandelijkse waarnemingen van nitraat, afkomstig uit een ondiepe waarnemingsput met een filter van 2 m lengte. Bij tijdsinterval 0 is de autocorrelatiecoëfficiënt uiteraard 1. Het blijkt dat de autocorrelatie bij geringe tijdsintervallen (hoge meetfrequenties) nog hoog is, hetgeen veroorzaakt wordt door de grote lengte van het filter en de overwegend verticale stroomrichting. De grote autocorrelatie bij het gebruikte tijdsinterval (1 maand) rechtvaardigt een lagere meetfrequentie.



Figuur 16.1: Autocorrelogram voor maandelijks waargenomen nitraat in een ondiepe waarnemingsput met een filter van 2 m lengte (naar Baggelaar et al., 1989).

Er wordt op gewezen dat uit beschouwing van een autocorrelogram hooguit tot een lagere meetfrequentie dan de huidige kan worden besloten. Er kunnen namelijk geen autocorrelatiecoëfficiënten worden berekend voor hogere meetfrequenties. Verder zijn er voor de berekening van een autocorrelogram veel waarnemingen nodig, in ieder geval meer dan 10. Optimalisatie van de meetfrequentie aan de hand van het autocorrelogram zal dan ook pas na een groot aantal bemonsteringsronden zinvol worden.

Als een tijdreeks periodiciteit vertoont, dient het autocorrelogram berekend te worden met de voor periodiciteit gecorrigeerde

tijdreeks, omdat anders het beeld wordt vertroebeld. Evenzo kan een trend in de tijdreeks een vertroebeling van het autocorrelogram geven. Er wordt dan ook aanbevolen bij het vervaardigen en beoordelen van een autocorrelogram een statisticus te betrekken.

Vaak kan ook fysisch worden afgeleid of er al dan niet overlap in informatie is. Van belang daarbij zijn de meetfrequentie, de lengte van het filter, de stroomsnelheid en de stroomrichting. Als bijvoorbeeld in een ondiepe waarnemingsput eens per jaar wordt bemonsterd uit een filter van 1 m lengte, terwijl de verticale stroomsnelheid 1 m/jaar bedraagt, zal er geen overlap in informatie optreden.

### 16.2.3 Optimalisatie meetdichtheid

Voor optimalisatie van de meetdichtheid komt in feite alleen het ondiepe meetnet in aanmerking, omdat het diepe meetnet vanwege de hoge kosten slechts een gering aantal waarnemingsputten zal bevatten. Uitgangspunt bij optimalisatie van de meetdichtheid van het ondiepe meetnet is dan, het aantal meetpunten zodanig te kiezen, dat het beeld van de kwaliteit van het bovenste grondwater of bodemvocht voldoet aan een bepaalde gewenste precisie. In dit opzicht vormt de precisie (relatief of absoluut) van het geschatte gemiddelde van de meest relevante parameter een geschikte maat voor de effectiviteit van de meetdichtheid. Aan de hand van formule [6.1] of [6.2] (hfdst. 6) kan dan het aantal benodigde meetpunten worden bepaald. Bij stratificatie naar bijvoorbeeld landgebruik, dient het aantal benodigde meetpunten voor elke soort landgebruik afzonderlijk te worden bepaald.

### 16.3 Reductie/opheffing ondiep meetnet

Als na verloop van tijd blijkt dat de resultaten van een ondiep meetnet vergelijkbaar zijn met die van een ander meetnet, kan worden overwogen het ondiepe meetnet te reduceren (wat betreft het aantal meetpunten en/of de meetfrequentie) of zelfs op te heffen.

Ter vergelijking komen in aanmerking het Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit, het provinciaal meetnet en ondiepe meetnetten bij andere grondwaterwinningen.

#### 16.4 Aanpassing diep meetnet

Als de diepe waarnemingsputten zich op bijvoorbeeld 10 jaar reistijd van de pompputten bevinden, kan na 10 jaar worden nagegaan in hoeverre de ruwwaterkwaliteit voorspeld kan worden uit het beeld van de diepe grondwaterkwaliteit, zoals geleverd door het diepe meetnet. In geval van discrepantie kunnen er echter meerdere oorzaken zijn, zoals te grote mazen in het diepe meetnet, slecht functionerende diepe waarnemingsputten of verkeerde vooronderstellingen bij het voorspellen. Het is dan ook zaak de juiste oorzaak te vinden, alvorens maatregelen te treffen om de discrepantie op te heffen.

LITERATUUR

- Aller, L., Bennett, T.W., Hackett, G., Petty, R.J., Lehr, J.H., Sedoris, H., Nielsen, D.M. and Denne, J.E. (1989): "Handbook of Suggested Practices for the Design and Installation of Groundwater Monitoring Wells". National Water Well Association, Ohio.
- Aquisoft (1988): "AQ-AS, computer program package for groundwater pathlines and isochrones (analytical solutions). RIVM, Bilthoven.
- Baggelaar, P.K., Hettinga, F.A.M. en Beek, C.G.E.M. van (1989): "Optimalisatie meetnet ondiepe grondwaterkwaliteit Vierlingsbeek". KIWA N.V., rapport SWE 88.020, Nieuwegein.
- Baggelaar, P.K. en Baggelaar, D.H. (1991): "Project Trendbepaling. Rapportage 2e fase". KIWA N.V., rapport SWO 90.284, Nieuwegein.
- Beek, C.G.E.M. van en Stuyfzand, P.J. (1991): "Sporenelementen in grondwater". KIWA N.V., Mededeling nr. 118, Nieuwegein.
- Berix, C.P.M. (1991a): "Waterkwaliteit Meetnetten - Een beleidsanalyse van drie mogelijke uitvoeringsvormen". Afdeling Onderzoek, Waterleiding Maatschappij Overijssel N.V., Zwolle.
- Berix, C.P.M. (1991b): "Verzameling van geologische informatie bij de inrichting van een diep meetsysteem". Afdeling Onderzoek, Waterleiding Maatschappij Overijssel N.V., Zwolle.
- Beugelink, G.P. (1987): "Toekomstige concentraties dichloorpropan in het ruwe water van het pompstation Noordbargeres (Drenthe)" RIVM rapport 728618001.
- Blaszyk, T. and Gorski, J. (1981): "Groundwater quality changes during exploitation". Ground Water 19 (1), blz. 28 -33.

- Boukes, H. (1989a): "De voorspelling van nitraat- en sulfaatconcentraties voor pompstation Vierlingsbeek". KIWA N.V., rapport SWE 89.021, Nieuwegein.
- Boukes, H. (1989b): "Ontwikkeling van de chloride concentratie in het onttrokken grondwater van pompstation Hoogeveen". KIWA N.V., rapport SWO 89.255, Nieuwegein.
- Box, G.E.P. and Jenkins, G.M. (1976): "Time Series Analysis, Forecasting and Control". Holden-Day, San Francisco.
- Broers, H.P. (1990): "Ontwerp van een meetnet voor de grondwaterkwaliteit voor de Provincie Noord-Brabant". DGV-TNO, Rapportnr. OS 90-15-A, maart 1990, Delft.
- Brussel, J.F.M. van (1990): "Nitraat- en sulfaatvoorspellingen voor de pompstations Vessem, Gilze en Nuland. KIWA N.V., rapport SWO 90.293.
- Dietz, E.J. and Killeen, T.J. (1981): "A Nonparametric Multivariate Test for Monotone Trend with Pharmaceutical Applications". Journ. of the Amer. Stat. Assoc., 76 (373), pp. 169 - 174.
- Eem, J.P. van der (1986): "Het ontwerpen van een lokaal waarnemingsstelsel voor grondwaterstanden en grondwaterkwaliteit". KIWA N.V., rapport SWE 86.017, Nieuwegein.
- Eem, J.P. van der (1991): "Gewasbeschermingsmiddelen en freatische grondwaterwinningen". KIWA N.V., rapport SWO 90.312, Nieuwegein.
- Engelen, G.B. (1981): "A systems approach to groundwater quality - methodological aspects". Sci. Tot. Envir., 21, blz. 1 - 15.
- Engelen, G.B. (1984): "Hydrological systems analysis - a regional case study". Rapport DGV-TNO, nr. OS 84-20.

- Engelen, G.B. and Jones, G.P. (1986): "Developments in the analysis of groundwater flow systems". IAHS-Publ. 163.
- EPA (1977): "Procedures Manual for Ground Water Monitoring at Solid Waste Disposal Facilities". U.S. Environmental Protection Agency, SW-611, 1977.
- Gaast, N. van der (1989): "Onderzoeksopzet, monsternamestrategie en statistische verwerking resultaten bij bodemverontreiniging". Chemielinco, Utrecht.
- Gilbert, R.O. (1987): "Statistical Methods for Environmental Pollution Monitoring". Van Nostrand Reinhold Compnay, New York.
- Gilliom, R.J. and Helsel, D.R. (1986): "Estimation of Distributional Parameters for Censored Trace Level Water Quality Data. 1. Estimation Techniques". Water Resources Research, Vol. 22, No. 2, pp. 135 - 146, February 1986.
- Gruijter, J.J. de (1991): "Klassieke steekproeftheorie in de ruimtelijke statistiek". In: Ruimtelijke statistiek van bodem en water. Rapporten en Nota's No. 24 van de CHO-TNO.
- Heij, G.J. (1988): "Onderzoek ten behoeve van bescherming van waterwingebieden: hoe ver zijn we eigenlijk?". H<sub>2</sub>O, 21, 1988, nr. 23, blz. 676 - 681.
- Helsel, D.R. (1986): "Estimation of Distributional Parameters for Censored Water Quality Data". In: Statistical Aspects of Water Quality Monitoring, Proceedings of the Workshop held at the Canada Centre for Inland Waters, October 7 - 10, 1985. Editors: El-Shaarawi, A.H. and Kwiatkowski, R.E.. Elsevier, Amsterdam, 1986.
- Helsel, D.R. and Cohn, T.A. (1988): "Estimation of Descriptive Statistics for Multiply Censored Water Quality Data". Water Resources Research, Vol. 24, No. 12, pp. 1997 -2004.

- Helsel, D.R. and Gilliom, R.J. (1986): "Estimation of Distributional Parameters for Censored Trace Level Water Quality Data. 2. Verification and Applications". Water Resources Research, Vol. 22, No. 2, pp. 147 - 155, February 1986.
- Hettinga, F.A.M. en Stuyfzand, P.J. (1989): "Hydrochemie en hydrologie van het waterwingebied Edese Bos en omgeving". KIWA N.V., rapport SWO 89.273, Nieuwegein.
- Hirsch, R.M., Slack, J.R. and Smith, R.A. (1982): "Techniques of trend analysis for monthly water quality data". Water Resources Research, vol. 18, no. 1, pp. 107 - 121.
- Hirsch, R.M. and Slack, J.R. (1984): "A nonparametric trend test for seasonal data with serial dependence". Water Resources Research, vol. 20, no. 6, pp. 727 - 732.
- Hopman, R., van Beek, C.G.E.M., Janssen, H.M.J. en Puijker, L.M. (1990): "Bestrijdingsmiddelen en drinkwatervoorziening in Nederland". KIWA N.V., Mededeling nr. 113, Nieuwegein.
- Jong, C. de (1986): "Grondwaterbelasting 25-jaarszone Vierlingsbeek". KIWA N.V., rapport SWE 86.112, Nieuwegein.
- Kendall, M.G. (1938): "A new measure of rank correlation". Biometrika, 30, 1938, pp. 81 - 93.
- Kendall, M.G. (1975): "Rank Correlation Methods". Charles Griffin, London, 1975.
- Kendall, M.G. and Stuart, A. (1969): "The Advanced Theory of Statistics". Vol. 1, Hafner, New York, 1969.
- Kleijn, C.E. (1988): "Nitraatuitspoeling in het mergelland". Inst. voor Ruimt. Onderz., Rijksuniversiteit Utrecht.



- Konikow, L.F. and Bredehoeft, J.D. (1978). "Computer model of two-dimensional solute transport and dispersion in groundwater". U.S. Geological Survey, book 7, Chapter C2.
- Kovar, K. en Beets, J.M. (1983): "Handleiding voor het gebruik van het computerprogramma Konikow-Bredehoeft en de hulpprogramma's Konlis, Konpam en Konpct". RID, Leidschendam.
- Lanen, H.A.J. van (1984): "Verblijftijden van water in de onverzadigde zone van zandgronden in gebieden met diepe grondwaterspiegels". *H<sub>2</sub>O* (17), nr. 1, 1984, blz. 9 - 15.
- Lehmann, E.L. (1975): "Nonparametrics: Statistical Methods Based on Ranks". Holden-Day, Inc., San Francisco.
- LEI (1983): "Het kunstmestgebruik per gemeente in het boekjaar 1979 / 1980". Landbouw Economisch Instituut.
- Leidraad Bodembescherming (1990). Ministerie van VROM.
- Mann, H.B. (1945): "Non-parametric tests against trend". *Econometrica* 13, pp. 245 - 259, 1945.
- McLeod, G. (1983): "Box Jenkins in Practice - Volume I: Univariate Stochastic and Transfer Function / Intervention Analysis". Time Series Library, Gwilym Jenkins and Partners, Ltd., Lancaster.
- Meeuwissen, B.A.J. en Vogelaar, A.J. (1990): "Geohydrologisch en geohydrochemisch onderzoek in de omgeving van de winplaats Immerloopark". KIWA N.V., rapport SWO 90.259, Nieuwegein.
- Nightingale, H.I. and Bianchi, W.C. (1980): "Wellwater quality changes correlated with well pumping time and aquifer parameters, Fresno, California". *Ground Water*, 18 (3), blz. 274 - 280.

- NMP (1989): "Nationaal Milieubeleidsplan: Kiezen of verliezen". Tweede Kamer, 1988 - 1989, 21137, nrs. 1 en 2.
- OKB (1988): "Aangepaste Voorlopige Praktijkrichtlijnen (VPR) voor bemonstering en analyse bij bodemverontreiniging". Overleggroep Kwaliteitsstandaard Bodemonderzoek, Amersfoort.
- Ommen, J.H.G. van, Bergen, P.M.A. van, Vergroesen, A.J.J. en Dijckmeester, P.N.M. (1991): "Intrekgebieden en de verdeling van voeding en verblijftijden bij grondwaterwinningen". *H<sub>2</sub>O*, 24, 1991, nr. 15, blz. 423 - 425 en 413.
- Peters, J.H. (1985): "Pesticiden in Waterwingebieden". KIWA N.V., Mededeling nr. 95, Nieuwegein.
- Pszonicki, L. (1985): "Evaluation of analytical interlaboratory comparisons and certification of reference materials". *Analytica Chimica Acta*, 176 (1985), pp. 213 - 227.
- RIVM (1989): "Monstername procedure voor de bemonstering van filters voor het meetnet grondwaterkwaliteit". SOP nr. LBG/001, 890328.
- Sanders, Th.G., Ward, R.C., Loftis, J.C., Steele, T.D., Adrian, D.D., and Yevjevich, V. (1979): "Design of Networks for Monitoring Water Quality". Water Resources Publications, Littleton, Colorado, USA, 1983.
- Schilperoort, T. (1986): "Enkele algemene aspecten van meetnetten". In: *Metten, meetnetten en optimale meetnetontwerpen ten dienste van het waterbeheer*. CHO-TNO, Rapporten en Nota's, No. 14.
- Schmidt, K.D. (1977): "Water quality variations for pumping wells". *Ground Water*, 15 (2), blz. 130 - 137.

- Sen, P.K. (1968): "Estimates of the regression coefficient based on Kendall's tau". Journ. Am. Statist. Assoc., 63, pp. 1379 - 1389, 1968.
- Slingerland, P., Wegman, R.C.C and Liem, A.K.D. (1987): "Influence of sample homogenisation on accuracy of analytical results". Water Pollution Research Reports, Report EUR 11355, pp. 29 - 35.
- Snelting, H. (1990): "Inrichting en exploitatie van het Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit". Auteurs: Boer, J.L.M. de, Gast, L.F.L., Kusse, A.A.M., Snelting, H. en Willemsen, W.H. Rapport nr. 728517061, RIVM, ed. H. Snelting, augustus 1990, Bilthoven.
- Snelting, H. en Prins, H. (1991): "De databank van het Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit". Rapport nr. 728517061, RIVM, november 1991, Bilthoven.
- Stuurman, R.J. (1990): "De betekenis van de hydrologische systeemanalyse voor het bepalen van de kwetsbaarheid van het grondwater met het oog op de veiligstelling van het toekomstige waterverbruik". DGV-TNO, rapport HY-90/245, maart 1990.
- Stuyfzand, P.J. (1983a): "Belangrijke foutenbronnen bij bemonstering van grondwater via peil- en minifilters". H<sub>2</sub>O, 16, nr. 4, februari 1983, blz. 87 - 95.
- Stuyfzand, P.J. (1983b): "Een zeer nauwkeurige berekening van het elektrisch geleidingsvermogen ter controle en aanvulling van wateranalyses". H<sub>2</sub>O, 16, nr. 16, blz. 358 - 363.
- Stuyfzand, P.J. (1986): "Een nieuwe hydrochemische classificatie van watertypen, met Nederlandse voorbeelden van toepassing". H<sub>2</sub>O, 19, nr. 23, blz. 562 - 568.
- Stuyfzand, P.J. (1987): "Een zeer nauwkeurige berekening van het elektrisch geleidingsvermogen ter controle en aanvulling van

wateranalyses: 2e versie". KIWA N.V., rapport SWE 87.006, Nieuwegein.

- Stuyfzand, P.J. (1988): "De alkaliteit, het redoxniveau en de verontreinigingsindex als parameters en keuzemogelijkheden in een hydrochemische classificatie van watertypen". *H<sub>2</sub>O*, 21, nr. 22, blz. 640 - 643.
- Stuyfzand, P.J. (1989a): "Hydrochemie en hydrologie van duinen en aangrenzende polders tussen Egmond aan Zee en Petten". KIWA N.V., rapport SWE 87.001, Nieuwegein.
- Stuyfzand, P.J. (1989b): "Hydrochemische onderzoeksmethoden ter analyse van grondwaterstroming". Deel 1 in *H<sub>2</sub>O*, 22, nr. 5, blz. 141 - 146 en deel 2 in nr. 6, blz. 166 - 169.
- Stuyfzand, P.J. (1990a): "Hydrochemical facies analysis of coastal dunes and adjacent low lands: the Netherlands as an example". In: "Dunes, European Coasts", Th.W.M. Bakker, P.D. Jungerius en J.A. Klijn (eds), *Catena Supplement*, 18, blz. 121 - 132.
- Stuyfzand, P.J. (1990b): "Een hydrochemische facies analyse voor hydro-ecologisch onderzoek: theorie en toepassing op Hollands kustduinen en aangrenzende polders". In: "Natuurwaarden en waterwinning in de duinen", W. Koerselman, M.A. den Hoed, A.J.M. Jansen en W.H.O. Ernst (eds), KIWA N.V., Mededeling nr. 114, Nieuwegein.
- Stuyfzand, P.J. (1991): "Sporenelementen in grondwater in Nederland" Deel 1 in *H<sub>2</sub>O*, 24, nr. 26 (1991), blz. 756 - 761 en deel 2 in *H<sub>2</sub>O*, 25, nr. 1 (1992), blz. 20 - 25.
- TCB (1989): "Rapport Grondwaterbescherming". Technische Commissie Bodembescherming, Leidschendam.

- TCB (1991): "Advies Aanvullende Grondwaterbescherming tegen Diffuse Bronnen van Bodemverontreiniging". Technische Commissie Bodembescherming, Leidschendam.
- Toth, J. (1963): "A theoretical analysis of groundwater flow in small drainage basins". Journ. of Geophys. Res., 68 (16), blz. 4795 - 4812.
- Veen, R. van (1988): "Relativiteit van analyseresultaten in het wateronderzoek en -beheer". DBW/RZA notitie, nr. 88.023 X, maart 1988, Lelystad.
- Veglia, A. (1981): "A nonparametric statistical method for the determination of a confidence interval for the mean of a set of results obtained in a laboratory intercomparison". International Atomic energy Agency, Report No. IAEA/RL/84, Laboratory Seibersdorff, August 1981.
- Veling, E.J.M. (1988): "Computer program FLOPZN - Pathlines in quasi three-dimensional groundwater flow in a system of layered homogeneous aquifers". RIVM rapport 728520005, Bilthoven.
- Veling, E.J.M. (1991): "FLOP3N - Pathlines in three-dimensional groundwater flow in a system of homogeneous and isotropic layers". RIVM rapport 719106001, Bilthoven.
- Vogelaar, A.J, Baggelaar, P.K. en Beek, C.G.E.M. van (1990): "Het effect van mestbeperkende maatregelen in beschermingsgebied IJzeren Kuilen - Vaststelling van de uitgangssituatie". KIWA N.V., rapport SWO 90.246, Nieuwegein.
- Vries, J.J. de (1977): "The stream network in the Netherlands as a groundwater discharge phenomenon". Geol. en Mijnbouw, 56 (2), blz. 103 - 122.
- Ward, R.C, Loftis, J.C., DeLong, H.P. and Bell, H.F. (1988): "Groundwater quality: a data analysis protocol". Journal Wat. Pollution Control Fed., Vol. 60, Number 11, November 1988.

- Ward, R.C., Loftis, J.C. and McBride, G.B. (1990): "Design of Water Quality Monitoring Systems". Van Nostrand Reinhold, New York.
  
- WMO (1990): "Prognose nitraatontwikkeling pompstation Archemerberg". Waterleiding Maatschappij Overijssel NV, Afdeling Onderzoek.

## ENKELE BEGRIPPEN

**Grondwaterbeschermingsgebied:** het gebied waarbinnen speciale maatregelen gelden ter bescherming van de kwaliteit van het grondwater.

**Intrekgebied:** het gebied waarvan de natuurlijke grondwateraanvulling ten goede komt aan de grondwaterwinning (bepaald door de omtrek van de beginpunten van alle stroombanen die uitkomen in de pompputten). De grootte van dit gebied hangt af van de geohydrologische en meteorologische situatie en de grootte van de onttrekking en kan dan ook veranderen in de tijd. Het intrekgebied hoeft niet volledig aaneengesloten te zijn, bijvoorbeeld als er kwelgebieden of afwateringseenheden binnen z'n buitenste begrenzingen liggen.

**Isochroon:** lijn die punten met gelijke reistijd aangeeft.

**Meetnet:** een ruimtelijk stelsel meetpunten met een gemeenschappelijk meetdoel. Hier zullen worden onderscheiden:

- diep meetnet: een ruimtelijk stelsel waarnemingsputten, dat dient om de kwaliteit van het grondwater op enige reistijd van de pompputten te bepalen, zodat er nog tijdig kan worden gereageerd als deze kwaliteit verslechtert;
- ondiep meetnet: een ruimtelijk stelsel waarnemingsputten, boorgaten of poreuze cups, dat dient om de kwaliteit van het bovenste grondwater / bodemvocht te bepalen.

**Meetsysteem:** een procedure om, op basis van regelmatige metingen, gewenste informatie te genereren en vervolgens te rapporteren aan de doelgroep.

**Reistijd:** de tijd die een waterdeeltje vanaf de grondwaterspiegel tot de pompput doorbrengt in de ondergrond.

**Reistijdzone:** een gebied waarbinnen de reistijden in een bepaalde klasse vallen.

**Responscurve:** weergave van het cumulatieve percentage van de volumestroom als functie van de reistijd.

**Ruwwater:** het door één of meerdere pompputten opgepompte grondwater.

**Volumestroom:** de hoeveelheid grondwater die op een winplaats wordt onttrokken.

**Winplaats:** een min of meer aaneengesloten terrein waarbinnen zich de pompputten bevinden.