Suggesties voor optimalisatie van grootschalige meetnetten grondwaterkwaliteit

(met aansluitende discussie)

kiwa

KOA 95.107

1252C18 22/7/95

Suggesties voor optimalisatie van grootschalige meetnetten grondwaterkwaliteit

(met aansluitende discussie)

OPDRACHTGEVER
platform grondwaterkwaliteitsmeetnetten

OPDRACHTNUMMER
300085.016

AUTEURS
drs. P.K. Baggelaar[1)] en ir. C.G.E.M. van Beek[2)]

AFDELINGEN
1) Wiskunde & Informatica en 2) Waterwinning & -Beheer

Nieuwegein, december 1995

Bibliotheek Nieuwlanden
Nieuwe Kanaal 11
6709 PA Wageningen
0317-482781

© 1995 Kiwa N.V.
Niets uit dit drukwerk mag worden verveelvoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of welke andere wijze dan ook, zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van Kiwa N.V., noch mag het zonder dergelijke toestemming worden gebruikt voor enig ander werk dan waarvoor het is vervaardigd.

Onderzoek en Advies
Groningenhaven 7
Postbus 1072
3430 BB Nieuwegein
Telefoon (030) 606 95 11
Telefax (030) 606 11 65

kiwa

KOA 95.107

ISN 90 6651

BIBLIOTHEEK
LANDBOUWUNIVERSITEIT
WAGENINGEN

INHOUDSOPGAVE

VOORWOORD 3

SAMENVATTING 5

1 INLEIDING 9
1.1 Achtergronden 9
1.2 Resultaten van het eerste deel 9
1.3 Wat verstaan we onder "gebiedstype" en wat onder "gebied"? 10
1.4 Leeswijzer 11

2 DOELSTELLING, OPZET, BASISMATERIAAL EN VOORBEELDEN 13
2.1 Doelstelling van dit project 13
2.2 Projectopzet 13
2.3 Basismateriaal 13
2.4 Over de voorbeelden 15

3 EEN PROCEDURE VOOR OPTIMALISATIE VAN MEETNETTEN GRONDWATERKWALITEIT 17
3.1 Basisstappen voor optimalisatie 17
3.2 Differentiatie van de informatie naar gebieden 18
3.2.1 Randvoorwaarde voor differentiatie naar gebieden 18
3.2.2 Gewenste mate van differentiatie naar gebieden 19
3.3 Eventuele differentiatie van de informatie bínnen gebieden 21
3.4 Samenvatting van de procedure voor meetnetoptimalisatie 22

4 OPTIMALISATIE DOOR LOCALE SCHERPSTELLING 25
4.1 Geohydrochemische redenen voor locale scherpstelling 25
4.1.1 Gidsparameters voor vermesting 25
4.1.2 Gidsparameters voor verspreiding 27
4.1.3 Gidsparameters voor verzuring 28
4.1.4 Gidsparameter voor algemene verontreiniging 31
4.1.5 Samenvattend overzicht 31
4.2 Andere redenen voor locale scherpstelling 32

5 OPTIMALISATIE DOOR GEBIEDSCLUSTERING 33
5.1 Theoretische onderbouwing 33
5.2 Empirische controle 34

6 EFFECTIVITEIT VAN EEN MEETNET 37
6.1 Welk soort informatie moeten de meetnetten leveren? 37
6.2 Vertaling informatiebehoefte naar effectiviteitsmaten 37
6.3 Gebruik van de relatie meetinspanning- meetneteffectiviteit 39

7 INLEIDING TOT DE VOORBEELDEN 41
7.1 Effectiviteitsmaten 41
7.2 Provincies, gebieden, parameters en filterdiepten 42

7.3 Kanttekening bij de voorbeelden 43

8 DETECTEREN EN SCHATTEN VAN NORMOVERSCHRIJDING 45
8.1 Niveaus van meetneteffectiviteit 45
8.2 Voorbeeld: provincie Gelderland 47
8.3 Voorbeeld: provincie Noord-Brabant 50

9 SCHATTEN VAN MEDIAAN 55
9.1 Niveaus van meetneteffectiviteit 55
9.2 Voorbeeld: provincie Zuid-Holland 57
9.3 Voorbeeld: intrekgebieden grondwaterwinningen in Gelderland 59

10 DETECTEREN VAN TRENDS IN MEETPUNTEN 63
10.1 Voorbeeld normale benadering: klei-/veengebieden in Zuid-Holland ... 64
10.2 Voorbeeld lognormale benadering: zandgebieden in Gelderland 69

11 AANBEVELINGEN 73

LITERATUUR 77

BIJLAGE 1
Verklaring gehanteerde statistische termen

BIJLAGE 2
Relatie meetinspanning en meetneteffectiviteit
2.1 Parametrische of niet-parametrische methoden? 1
2.2 Percentage normoverschrijding waarbij detectie optreedt 4
2.2.1 Niet-parametrische methode 4
2.3 Precisie van geschat percentage normoverschrijding 7
2.3.1 Niet-parametrische methode 7
2.4 Precisie van geschat 95-percentiel 10
2.4.1 Niet-parametrische methode 10
2.4.2 Parametrische methode 11
2.5 Precisie van geschatte mediaan 12
2.5.1 Niet-parametrische methode 12
2.5.2 Parametrische methode 13
2.6 Detectiekans van trend 15
2.6.1 Niet-parametrische trenddetectie 16
2.6.2 Parametrische trenddetectie 17

BIJLAGE 3
Klassieke statistiek en geostatistiek in het kort

BIJLAGE 4
Discussie over 1e concept van dit rapport

VOORWOORD

De totstandkoming van dit rapport is begeleid door de werkgroep "Optimalisatie Meetnetten Grondwaterkwaliteit", waarin - in wisselende samenstelling - de volgende personen zitting hebben gehad: de heer W. van Duijvenbooden (RIVM-LBG), de heer S.C.M. Hoogveld (Provincie Gelderland), mevrouw E. van Mourik (Provincie Zuid-Holland), de heer F. Padt (Provincie Flevoland), de heer R. Ruytenberg (Provincie Noord-Brabant), mevrouw J. Schellingerhout (provincie Zuid-Holland), de heer W.J. Willems (RIVM-LBG) en de heer J.A.J. Zegwaard (Provincie Utrecht).

Voor het uitwerken van enkele voorbeelden hebben wij bij dit project gebruik gemaakt van datasets van het RIVM, waarvoor dank is verschuldigd aan de heren H. Prins, E.J. Pebesma en F. Kragt.
Verder danken wij twee collega's van Kiwa, de heren P.J. Stuyfzand en J.Th. Groennou, voor enkele zeer bruikbare suggesties.

Discussie bij het 1e concept
Tenslotte is dank verschuldigd aan de heer J.W. de Kwaadsteniet (RIVM-LBG) voor zijn kritische, maar zeer opbouwende beschouwing van het 1e concept van dit rapport. Enkele van zijn kritiekpunten hebben wij ter harte genomen en het rapport daarop ook aangepast. Zijn notitie is integraal weergegeven in bijlage 4, evenals onze reactie daarop.

Het optimale meetnet ontstaat stapsgewijs
Tijdens dit project werd duidelijk dat er bij de optimalisatie van grootschalige meetnetten grondwaterkwaliteit meerdere ingrijpende keuzen moeten worden gedaan. Belangrijke keuzen zijn bijvoorbeeld welke chemische parameters en welke gebieden als meest relevant voor de informatievoorziening moeten worden gezien, welke maat het meest geschikt is om de effectiviteit van het meetnet in uit te drukken en welk niveau van effectiviteit het meetnet moet leveren. Dergelijke keuzen behoren in eerste instantie tot de verantwoording van een meetnetbeheerder. Om ze te kunnen onderbouwen dienen de gebruikers van de meetnetinformatie hun wensen echter zeer gedetailleerd kenbaar te kunnen maken, wat tenminste enige ervaring met de huidige mogelijkheden en beperkingen van het meetnet vergt. Dit laatste is ons inziens momenteel nog onvoldoende het geval voor de provinciale meetnetten grondwaterkwaliteit.
Omdat verschillende keuzemomenten nog openliggen, kan dit rapport geen optimale meetnetten aanbieden op een presenteerblaadje. Wél geeft het duidelijk aan hoe het pad naar optimalisatie ingeslagen en gevolgd kan worden, met handvaten voor de verschillende keuzemomenten onderweg. De aanwijzingen zijn neergelegd in een handzame procedure voor meetnetoptimalisatie (zie § 3.4), die kan bewerkstelligen dat een grootschalig meetnet grondwaterkwaliteit uiteindelijk de gewenste informatie tegen minimale meetinspanning gaat leveren. Belangrijk kenmerk van de procedure is het herhaald doorlopen van de laatste stappen, tot de meetneteffectiviteit in de praktijk heeft bewezen te voldoen aan de verwachtingen van de gebruikers.

SAMENVATTING

Dit rapport geeft enkele suggesties voor optimalisatie van grootschalige meetnetten grondwaterkwaliteit, in casu het landelijk meetnet en de provinciale meetnetten grondwaterkwaliteit.

Informatiebehoefte
Uit een voorafgaande informatie-analyse[1] is gebleken dat de meetnetten met name dienen om informatie te leveren over 1) knelpunten met betrekking tot de grondwaterkwaliteit en 2) ontwikkelingen in de grondwaterkwaliteit. In het licht van deze meetdoelstellingen is een aantal maten voorgesteld waarin de effectiviteit van een meetnet kan worden uitgedrukt. Voor elk van deze maten kan de relatie met de meetinspanning worden afgeleid. Aan de hand van een dergelijke relatie kan vervolgens worden berekend welke meetinspanning is vereist om tot een bepaald gewenst niveau van meetneteffectiviteit te komen. Bij meetnetten die zich richten op een grootheid met een zekere ruimtelijke homogeniteit is de optimalisatie dan in feite nog maar een kwestie van invulling. Maar omdat de grondwaterkwaliteit over het algemeen een grote ruimtelijke heterogeniteit vertoont, moet er in het geval van een meetnet grondwaterkwaliteit eerst nog worden vastgesteld welke mate van ruimtelijke differentiatie van de informatie nodig is. Uitspraken over de grondwaterkwaliteit zullen namelijk aan scherpte winnen naarmate ze betrekking hebben op gebieden met een homogenere grondwaterkwaliteit. De opsplitsing van het onderzoeksgebied op basis van gebiedskenmerken zoals bodemtype en landgebruik is daarbij het meest geschikt (de gebieden zijn dan namelijk vóóraf te localiseren en tevens is ruimtelijke extrapolatie van resultaten mogelijk). Indien de verdeling van grondwatersystemen over het onderzoeksgebied bekend is, dan verdient het aanbeveling om te differentiëren naar soort grondwatersysteem én naar gebiedkenmerken, omdat dit zal leiden tot gebieden met homogenere grondwatersamenstelling.

Om tot efficiënte ruimtelijke differentiatie van de informatie te komen, kunnen de principes van *locale scherpstelling* en *gebiedsclustering* uitkomst bieden.

Locale scherpstelling: wélke parameters wáár beschouwen?
De locale scherpstelling houdt in dat de meetinspanning vooral wordt gericht op díe gebieden die de belangrijkst geachte informatie kunnen leveren. Om een voorbeeld te geven: als het meeste belang wordt gehecht aan informatie over de verzuring, zal het relevanter zijn om een parameter als aluminium te beschouwen in kalkloze zandgronden dan in andere gebieden. In dit rapport wordt hier een voorzet voor gegeven, door voor enkele relevante chemische parameters te vermelden binnen welke gebieden deze de meest zinvolle

[1] "Richtpunten voor optimalisatie van het landelijk meetnet en de provinciale meetnetten grondwaterkwaliteit". Kiwa-rapport SWO 94.237, P.K. Baggelaar en C.G.E.M. van Beek, Nieuwegein, april 1994.

informatie kunnen geven over één of meer van de grote milieuthema's die verband houden met diffuse verontreiniging.

Gebiedsclustering
De gebiedsclustering houdt in dat het meetnet díe gebieden waarin een relevant geachte parameter vergelijkbare waarden aanneemt, als één gebied beschouwt. Het clusteren van gebieden dient echter theoretisch voldoende te kunnen worden onderbouwd op basis van kennis van geohydrochemische processen. De onderbouwing kan empirisch worden gecontroleerd door te toetsen of de waarnemingen van de parameter in de betrokken gebieden vergelijkbaar zijn.

Voorgestelde procedure voor meetnetoptimalisatie
Om te bewerkstelligen dat een grootschalig meetnet grondwaterkwaliteit uiteindelijk de gewenste informatie tegen minimale meetinspanning gaat leveren, wordt aanbevolen de in dit rapport beschreven procedure voor meetnetoptimalisatie toe te passen. Zijn kern bestaat uit een elders opgestelde, algemene optimalisatieprocedure, die door ons is aangepast, ondermeer door hem toe te spitsen op de ruimtelijke problematiek die zo kenmerkend is voor grootschalige meetnetten. De procedure kent de volgende negen stappen:

1) ga na wat de belangrijkste informatie is die het meetnet grondwaterkwaliteit moet leveren (zie [Baggelaar en Van Beek, 1994]);
2) beredeneer wélke chemische parameters in wélke gebieden deze informatiebehoefte het best kunnen dienen ("locale scherpstelling", zie hoofdstuk 4);
3) ga na of het clusteren van gebieden mogelijk is, zonder zinvolle informatie te verliezen ("gebiedsclustering", zie hoofdstuk 5);
4) kies een maat voor de meetneteffectiviteit die aansluit op de primaire informatiebehoefte (zie § 6.2);
5) leid de relatie af tussen de meetinspanning en de meetneteffectiviteit (zie § 6.3 en bijlage 2);
6) toets de huidige meetneteffectiviteit aan de wensen van de gebruikers van de meetnetinformatie;
7) formuleer op basis van de resultaten van stap 6 en in overleg met de gebruikers van de meetnetinformatie het gewenste niveau van meetneteffectiviteit;
8) stel met de in stap 5 afgeleide relatie de meetinspanning vast die is vereist om het gewenste niveau van meetneteffectiviteit te halen en pas het meetnet daarop aan (als daar budget voor beschikbaar is);
9) herhaal de stappen 6, 7 en 8 tot de informatie die het meetnet levert voldoet aan de wensen van de gebruikers (of tot er geen budget meer beschikbaar is voor het vergroten van de meetinspanning).

De laatste stappen van de procedure moeten dus herhaald worden doorlopen, tot de meetneteffectiviteit in de praktijk heeft bewezen te voldoen aan de verwachtingen van de gebruikers.

Uitgewerkte voorbeelden
Ter illustratie van de werkwijze bij meetnetoptimalisatie is een zestal meetnetten geëvalueerd ten aanzien van enkele maten voor de meetneteffectiviteit en is aangegeven welke meetinspanning is vereist om een bepaald effectiviteitsniveau te kunnen halen. Louter uit praktische overwegingen

betreffen alle voorbeelden optimalisatie langs klassiek statistische weg. Er was namelijk binnen dit project helaas geen ruimte om voorbeelden uit te werken van optimalisatie langs geostatistische weg.

Onze visie op een synthese van de statistische benaderingen
Gezien de sterke punten van zowel de klassiek statistische als de geostatistische benadering bij het verwerken van meetnetgegevens en het optimaliseren van een meetnet, is het aan te bevelen om een synthese na te streven, zodanig dat ze elkaar goed aanvullen. Om tegemoet te komen aan de doelstelling "het onderkennen van knelpunten in de grondwaterkwaliteit", verdient het aanbeveling het meetnet langs klassiek statistische weg te optimaliseren naar: a) het detecteren en schatten van normoverschrijdingen in gebiedstypen en b) het schatten van de 95-percentielen in gebiedstypen. De klassiek statistische benadering is daarvoor namelijk bij uitstek geschikt. En om tegemoet te komen aan de doelstelling "het signaleren van ontwikkelingen in de grondwaterkwaliteit", verdient het aanbeveling het meetnet geostatistisch te optimaliseren naar het leveren van een ruimtelijk gedifferentieerd beeld van mediane trends voor blokken van 4 bij 4 km. Verder is het zinvol het meetnet geostatistisch te optimaliseren naar het leveren van een ruimtelijk gedifferentieerd beeld van mediane waarden voor blokken van 4 bij 4 km. Dit laatste geeft dan niet alleen ruimtelijk sterk gedifferentieerde informatie ten bate van de primaire doelstelling "het onderkennen van knelpunten in de grondwaterkwaliteit", maar komt tevens tegemoet aan secundaire doelstellingen van de meetnetten, zoals het leveren van achtergrondwaarden voor saneringen of het leveren van gedetailleerd invoer- en toetsingsmateriaal voor modellen ten dienste van beleidsonderbouwing. Op bovenstaande wijze worden de sterke punten van de geostatistische benadering goed benut en wordt de klassiek statistische benadering goed aangevuld.

Als we, voor wat betreft de gegevensverwerking, naast de informatiebehoefte nog andere randvoorwaarden mee laten wegen, lijkt de klassiek statistische benadering vanwege het geringe aantal technische randvoorwaarden meer geschikt voor de frequente (bijvoorbeeld jaarlijkse) rapportage over de grondwaterkwaliteit. De bewerkelijkere geostatistische benadering lijkt meer geschikt voor de minder frequente (bijvoorbeeld vierjaarlijkse) rapportage over de grondwaterkwaliteit.

Aansluitende discussie
Het 1e concept van dit rapport heeft aanleiding gegeven tot een diepgaande schriftelijke discussie met de heer Dr. ir. J.W. de Kwaadsteniet van het Laboratorium voor Bodem- en Grondwateronderzoek van het RIVM. Deze discussie is integraal weergegeven in bijlage 4.

1 INLEIDING

Dit rapport beschrijft de tweede helft van het project "Optimalisatie meetnetten grondwaterkwaliteit", dat door Kiwa wordt uitgevoerd in opdracht van het platform grondwaterkwaliteitsmeetnetten. Het platform bestaat uit de beheerders van het landelijk meetnet grondwaterkwaliteit en de provinciale meetnetten grondwaterkwaliteit.

1.1 Achtergronden

Het platform grondwaterkwaliteitsmeetnetten heeft Kiwa N.V. Onderzoek & Advies opdracht verleend aan te geven hoe het landelijk meetnet grondwaterkwaliteit (in dit rapport verder aangeduid als LMG) en de provinciale meetnetten grondwaterkwaliteit (in dit rapport verder aangeduid als PMG's) kunnen worden geoptimaliseerd. Het project is in twee delen uitgevoerd. In het eerste deel is de informatiebehoefte geïdentificeerd, om nadere invulling te kunnen geven aan onderdelen van het tweede deel, zoals het vertalen van de informatiebehoefte naar maten waarin de meetneteffectiviteit kan worden uitgedrukt en het uitwerken van de voorbeelden.

1.2 Resultaten van het eerste deel

In het rapport van het eerste deel[2] worden de richtpunten voor optimalisatie gepresenteerd, gebaseerd op de rapporten over het ontwerp en de inrichting van de meetnetten en op opvattingen van de meetnetbeheerders.

Belangrijkste gewenste informatie uit de meetnetten
Genoemd rapport concludeert dat de meetnetten vooral informatie moeten leveren over:

- knelpunten met betrekking tot de grondwaterkwaliteit;
- ontwikkelingen in de grondwaterkwaliteit (gewenste en ongewenste).

Gewenste specificatie van de informatie naar gebieden binnen provincies
Verder bleek dat de provincies de te leveren informatie bij voorkeur ook gespecificeerd zien naar bepaalde gebieden. Daarbij zijn de volgende categorieën gebieden onderscheiden:

- bestuurlijke gebieden, zoals grondwater- en bodembeschermingsgebieden en de Ecologische Hoofdstructuur;
- fysisch geografische gebieden, zoals zandgebieden, klei-/veengebieden, kreekruggen en duinen;
- hydrologische gebieden, zoals grondwatersystemen en kwelgebieden;
- kwetsbare gebieden;

---

[2] "Richtpunten voor optimalisatie van het landelijk meetnet en de provinciale meetnetten grondwaterkwaliteit". Kiwa-rapport SWO 94.237, P.K. Baggelaar en C.G.E.M. van Beek, Nieuwegein, april 1994.

- provincie-specifieke gebieden, zoals het Mergelland (Limburg) of het Oostelijk zandgebied (Overijssel).

Gewenste presentatievormen van de informatie
Tenslotte hebben de meetnetbeheerders gespecificeerd in welke vorm de informatie gewenst is. Voor wat betreft de knelpunten met betrekking tot de grondwaterkwaliteit zijn bijvoorbeeld genoemd kaarten met concentratieklassen en normoverschrijdingen, tabellen met gemiddelde concentraties, spreidingen en percentages normoverschrijdingen en tenslotte statistisch verantwoorde uitspraken over verschillen. En voor wat betreft de ontwikkelingen in de grondwaterkwaliteit zijn bijvoorbeeld genoemd grafieken met het tijdsverloop van gemiddelde concentraties, statistisch verantwoorde uitspraken over trends, kaarten met grootte en significantie van trends en tenslotte kaarten waarop is aangegeven waar normen op termijn overschreden gaan worden.

Verder...
De resultaten van het eerste deel zijn 14 maart 1994 besproken met de begeleidingsgroep van het project. Bij deze gelegenheid is Kiwa gevraagd een plan op te stellen voor de tweede helft van het project, waarin het vervolg van de optimalisatieprocedure moest worden beschreven en vervolgens uitgewerkt voor een aantal voorbeelden. Dit plan is ingediend in juni 1994.[3] Het hanteert de resultaten van het eerste deel als uitgangspunt en is verder gebaseerd op een gesprek met de heer Dr. ir. J.W. de Kwaadsteniet van het Laboratorium voor Bodem- en Grondwateronderzoek van het RIVM (31 maart 1994) en op een bijeenkomst met de werkgroep grondwaterkwaliteitsmeetnetten (12 april 1994). Het platform grondwaterkwaliteitsmeetnetten heeft Kiwa vervolgens 16 juni 1994 opdracht verleend voor het uitvoeren van deze tweede helft van het project.

1.3 Wat verstaan we onder "gebiedstype" en wat onder "gebied"?

Gebiedstype
In dit rapport verstaan we onder een "*gebiedstype*" een gebied dat wordt gekenmerkt door een bepaald bodemtype, of door een bepaald landgebruik, of door één of meer combinaties van bodemtypen en/of landgebruiken.
Bij de opzet van het LMG en de PMG's was de verdeling van de meetpunten over het onderzoeksgebied vooral gebaseerd op het uitgangspunt dat de grondwaterkwaliteit in een gebiedstype relatief homogeen van samenstelling

[3] Kiwa-projectplan fasen 2 t/m 5 van "Optimalisatie meetnetten grondwaterkwaliteit", P.K. Baggelaar en C.G.E.M. van Beek, Kiwa, Nieuwegein, juni 1994.

is, omdat zowel bodemtype als landgebruik grote invloed op de grondwaterkwaliteit kunnen uitoefenen[4].
Bij de huidige opzet van de meetnetten grondwaterkwaliteit kunnen er in principe talrijke gebiedstypen worden onderscheiden. Zo zijn er 10 bodemtypen, 8 soorten landgebruik en alleen al 73 mogelijke basiscombinaties van beide (zie tabel 1.1).

Tabel 1.1: De gebiedstypen die kunnen worden onderscheiden als basiscombinaties van de 10 bodemtypen (kolommen) en 8 soorten landgebruik (rijen).

	La	Ho	Kv	Le	Ha	Ri	Ze	Za	Zo	Zr
Beb										
Boo										
Bos										
Dui	nvt	nvt	nvt	nvt	nvt	nvt	nvt			
Bou										
Gra										
Ivh										
Tui										

VERKLARING
De kolommen bevatten de volgende bodemtypen:
La: Laagveen
Ho: Hoogveen
Kv: Klei/veen
Le: Leem
Ha: Havenslib
Ri: Rivierklei
Ze: Zeeklei
Za: Zand (humusarm)
Zo: Zand (onbekend)
Zr: Zand (humusrijk)
De rijen bevatten de volgende typen landgebruik:
Beb: Bebouwing
Boo: Boomgaarden
Bos: Natuurgebied, bos, heide
Dui: Duinen
Bou: Bouwland
Gra: Grasland
Ivh: Intensieve veehouderij
Tui: Tuinbouw

Gebied
In dit rapport gebruiken we verder de term "*gebied*" in zeer brede zin voor elke ruimtelijke - al dan niet aaneengesloten - eenheid, zodat deze ook één of meer gebiedstypen kan omvatten.

1.4 Leeswijzer

Hoofdstuk 2 geeft de doelstelling van dit project en beschrijft de opzet, alsmede het gebruikte gegevensmateriaal en de selectie van de voorbeelden. In hoofdstuk 3 wordt een procedure voor optimalisatie van meetnetten grondwaterkwaliteit gepresenteerd, die rekening houdt met het belang van ruimtelijke differentiatie van de meetnetinformatie. In de hoofdstukken 4 en 5 wordt beschreven hoe deze (kostbare) ruimtelijke differentiatie nog zoveel

[4] In een recente studie is overigens geconcludeerd dat de herkomst van het water en geochemische processen doorgaans meer invloed hebben op de samenstelling van het grondwater [Frapporti, 1994].

mogelijk ingetoomd kan worden, namelijk door locale scherpstelling (hfdst. 4) en door gebiedsclustering (hfdst. 5). Hoofdstuk 6 gaat in op de onontbeerlijke kwantificering van de optimalisatie, met enkele voorstellen voor maten waarin de effectiviteit van een meetnet kan worden uitgedrukt.
De volgende vier hoofdstukken betreffen het illustreren van het voorgaande met enkele voorbeelden, die worden ingeleid in hoofdstuk 7. Behandeld worden de optimalisatie naar[5]:

- het detecteren en schatten van normoverschrijding (hfdst. 8), met als voorbeelden de meetnetten in de provincies Gelderland en Noord-Brabant;
- het schatten van de mediaan (hfdst. 9), met als voorbeelden het meetnet in de provincie Zuid-Holland en dat in de intrekgebieden van grondwaterwinningen in Gelderland;
- het detecteren van trends in meetpunten (hfdst. 10), met als voorbeelden het meetnet in de klei-/veengebieden in Zuid-Holland en het meetnet in de zandgebieden in Gelderland.

Dan volgen de belangrijkste aanbevelingen die op basis van dit project konden worden geformuleerd (hfdst. 11). Het rapport sluit af met de alfabetische lijst van literatuur waarnaar is verwezen.

Bijlagen
Om geen onnodige drempel op te werpen voor de niet in de statistische achtergronden geïnteresseerde lezer, zijn deze zoveel mogelijk naar de bijlage verwezen. Bijlage 1 geeft verklaringen van gehanteerde statistische termen[6]. In bijlage 2 wordt nader ingegaan op de voor meetnetoptimalisatie zo belangrijke relatie tussen meetinspanning en meetneteffectiviteit[7] (dit is aanbevolen leesvoer voor degenen die meer willen weten over de verwerking van meetnetgegevens). In bijlage 3 worden zowel de klassiek statistische benadering als de geostatistische benadering kort gekarakteriseerd. Bijlage 4 geeft de integrale weergave van een schriftelijke discussie met de heer Dr. ir. J.W. de Kwaadsteniet (RIVM-LBG) over het 1e concept van dit rapport.

---

5 Louter uit praktische overwegingen betreffen alle voorbeelden optimalisatie langs klassiek statistische weg. Er was namelijk binnen dit project helaas geen ruimte om voorbeelden uit te werken van optimalisatie langs geostatistische weg.

6 Verder worden statistische termen zoveel mogelijk in voetnoten verklaard.

7 Hier worden slechts klassiek statistische maten voor de meetneteffectiviteit beschouwd. Geostatistische maten voor de meetneffectiviteit lenen zich namelijk niet voor een dergelijke presentatie.

2 DOELSTELLING, OPZET, BASISMATERIAAL EN VOORBEELDEN

2.1 Doelstelling van dit project

Het project "Optimalisatie meetnetten grondwaterkwaliteit" heeft ten doel aan te geven hoe grootschalige meetnetten grondwaterkwaliteit geoptimaliseerd kunnen worden en dit ook te illustreren met enkele voorbeelden.

2.2 Projectopzet

De in het eerste deel van dit project geconcretiseerde informatiebehoefte en de vastgestelde prioriteit in de onderdelen daarvan hebben globaal duidelijk gemaakt wat er van de meetnetten wordt verlangd. In dit tweede deel is op basis van een reeds bestaande - min of meer algemene - optimalisatieprocedure, een procedure ontwikkeld die zeer specifiek is toegesneden op de optimalisatie van meetnetten grondwaterkwaliteit, door rekening te houden met de ruimtelijke aspecten die daarbij een rol spelen. Voor de verschillende belangrijke keuzemomenten in deze procedure worden enkele handvaten gegeven. Het doorhakken van knopen leek hier minder geschikt, omdat de discussie over dergelijke keuzen nog op gang moet komen of nog bezig is (zie bijvoorbeeld bijlage 4). Ter illustratie van het hoe en waarom van de kwantificering bij meetnetoptimalisatie zijn tenslotte enkele voorbeelden uitgewerkt. Deze geven ook een indicatie van de kosten van verschillende soorten informatiebehoefte, in termen van de meetinspanning die is vereist om aan die behoefte te voldoen.

2.3 Basismateriaal

Bij de optimalisatie van een meetnet wordt gebruik gemaakt van kennis over de statistische karakteristieken van het te bestuderen proces. Belangrijk daarbij zijn de ruimtelijke en temporele variabiliteit van het proces. Dit komt er op neer dat de optimalisatie voortbouwt op de resultaten van een reeds bestaand meetnet (vandaar de uitdrukking: "een goed meetnet ontstaat uit een meetnet").
Voor het uitwerken van de voorbeelden is bij onderhavig project uitgegaan van de gegevens van het LMG en de PMG's, zoals beschikbaar in de database van het RIVM. We hebben ons beperkt tot het ondiepe grondwater, omdat dit de belangrijkste beleidsinformatie kan leveren.

Gegevensmateriaal ruimtelijke variabiliteit
Waar het ging om het afleiden van ruimtelijke variabiliteit hebben we ons beperkt tot de verzameling bovenste filters (filter 1), echter voorzover niet dieper dan 17 m onder maaiveld gelegen. Deze deelverzameling omvat 542 meetpunten. De verdeling daarvan over de provincies is vermeld in tabel 2.1,

terwijl de verdeling van de meetpunten over de gebiedstypen is vermeld in tabel 2.2.
Gecensureerde waarnemingen[8] zijn door ons op de helft van de analysegrens gezet, teneinde statistische kengetallen te kunnen schatten van de populaties waaruit de gegevens afkomstig zijn. Uit simulatiestudies is gebleken dat deze "quick and dirty" methode weinig invloed heeft op de zuiverheid[9] van schattingen van locatiematen, zoals gemiddelde of mediaan, maar wél een geringe onderschatting van spreidingsmaten, zoals standaardafwijking of interkwartiel-bereik, tot gevolg kan hebben. Er zijn geavanceerdere verdisconteringen van gecensureerde waarnemingen mogelijk [Helsel, 1986; Gilliom and Helsel, 1986; Helsel and Gilliom, 1986, Helsel and Cohn, 1988], maar hun toepassing was binnen de budgettaire begrenzingen van het huidige onderzoek niet haalbaar. Evenmin was het mogelijk een verdere opschoning van het gegevensbestand uit te voeren, zoals het detecteren en aansluitend verwijderen van uitschieters.

Tabel 2.1: Verdeling over de provincies van de in de database beschikbare 542 meetpunten van het LMG en de PMG's, met filter 1 niet dieper dan 17 m onder maaiveld.

Provincie	meetpunten met filter 1
Drenthe	28
Flevoland	11
Friesland	29
Gelderland	109
Groningen	51
Limburg	26
Noord-Brabant	116
Noord-Holland	64
Overijssel	36
Utrecht	25
Zeeland	13
Zuid-Holland	34

[8] Gecensureerde waarnemingen zijn waarnemingen gerapporteerd als "kleiner dan" een bepaalde analysegrens.

[9] Een schatter is zuiver als deze geen systematische fout heeft.

Tabel 2.2: Verdeling over de gebiedstypen van de in de database beschikbare meetpunten van het LMG en de PMG's, met filter 1 niet dieper dan 17 m onder maaiveld.

	La	Ho	Kv	Le	Ha	Ri	Ze	Za	Zo	Zr	?	Tot
Beb	1			4		8	3	4	9	20	4	53
Boo				1		7	1		1			10
Bos	3	1			1	3	1	36	25	11	1	82
Dui	nvt	nvt	nvt	nvt	nvt	nvt	nvt	6		1		7
Bou	2	5		4		3	24	5	29	38	2	112
Gra	18	4	3	1		16	14	8	30	64	2	160
Ivh						1			25			26
Tui						1	4	2	3			10
?	2			4		14	5	6		8	43	82
Tot	26	10	3	14	1	53	52	67	122	142	52	542

VERKLARING
De kolommen bevatten de volgende bodemtypen:
La: Laagveen
Ho: Hoogveen
Kv: Klei/veen
Le: Leem
Ha: Havenslib
Ri: Rivierklei
Ze: Zeeklei
Za: Zand (humusarm)
Zo: Zand (onbekend)
Zr: Zand (humusrijk)
De rijen bevatten de volgende typen landgebruik:
Beb: Bebouwing
Boo: Boomgaarden
Bos: Natuurgebied, bos, heide
Dui: Duinen
Bou: Bouwland
Gra: Grasland
Ivh: Intensieve veehouderij
Tui: Tuinbouw

Gegevensmateriaal temporele variabiliteit

Voor het vaststellen van de temporele variabiliteit zijn we uitgegaan van een deelverzameling van de database, die gegevens van 1987 t/m 1992 omvat van de filters tussen 5 en 17 meter onder maaiveld. Voor een meetpunt met meer filters in dit interval zijn de waarden gemiddeld. Deze gegevens hebben de basis gevormd van een studie van het RIVM naar de geostatistische verwerking van trends in de grondwaterkwaliteit [Pebesma en de Kwaadsteniet, 1995]. Het RIVM heeft deze deelverzameling opgeschoond door uitschieters te verwijderen en gecensureerde waarden gelijk te stellen aan de analysegrens.

2.4 Over de voorbeelden

Zoals vermeld worden enkele mogelijkheden voor optimalisatie in dit rapport geïllustreerd met voorbeelden. Deze zijn tijdens een bijeenkomst met de werkgroep grondwaterkwaliteitsmeetnetten (12 april 1994) in onderling overleg geselecteerd. Het betrof keuzen van provincies, specifieke gebieden binnen provincies, chemische parameters en filterdiepten. Deze keuzen worden toegelicht in het inleidende hoofdstuk tot de voorbeelden (hoofdstuk 7).

3 EEN PROCEDURE VOOR OPTIMALISATIE VAN MEETNETTEN GRONDWATERKWALITEIT

3.1 Basisstappen voor optimalisatie

De belangrijkste stappen in een optimalisatieprocedure zijn beschreven door [Schilperoort en Groot, 1983 en Schilperoort, 1986]:

a) identificeren van de informatiebehoefte (welke informatie over de waterkwaliteit is er nodig?);
b) vertalen van de informatiebehoefte naar een geschikte maat voor de effectiviteit van het meetnet (bijvoorbeeld: de kans op detectie van een bepaalde trend in de concentratie van een bepaalde chemische parameter in een meetpunt over een bepaalde periode);
c) afleiden van de relatie tussen de meetinspanning en de effectiviteit van het meetnet (voor bovengenoemd voorbeeld: de relatie tussen de meetfrequentie en de kans op detectie van de trend);
d) specificeren van het gewenste minimale effectiviteitsniveau van het meetnet (zo kan er verlangd worden dat het meetnet een trend van 20% verandering in de concentratie van de chemische parameter over 5 jaar met een kans van 95% moet kunnen detecteren);
e) met de in stap c afgeleide relatie de meetinspanning berekenen die is vereist om het in stap d gespecificeerde gewenste minimale effectiviteitsniveau van het meetnet te halen.

Deze logisch opeenvolgende stappen leiden tot een sterke doelgerichtheid en bieden een uitstekende leidraad om tot kwantitatieve optimalisatie van een meetnet te komen. Maar omdat de procedure is ontwikkeld in een omgeving van meetnetten oppervlaktewaterkwaliteit, gaat deze niet in op de ruimtelijke problematiek die een grote rol speelt bij de optimalisatie van meetnetten grondwaterkwaliteit. Daarom wordt bovenstaande procedure in dit hoofdstuk nader uitgewerkt voor toepassing op meetnetten grondwaterkwaliteit.

Ruimtelijke problematiek

Bij het optimaliseren van meetnetten grondwaterkwaliteit moeten enkele belangrijke vragen worden beantwoord over de mate waarin de door het meetnet te leveren informatie ruimtelijk gedifferentieerd moet worden. Deze vragen zijn:

- over welke gebieden is informatie het meest gewenst?
- moet de informatie ook nog bínnen te onderscheiden gebieden worden gedifferentieerd?

Op deze vragen wordt ingegaan in de volgende paragrafen (respectievelijk § 3.2 en § 3.3). Het antwoord op de tweede vraag is onverbrekelijk verbonden met een keuze voor de effectiviteitsmaten, die bij de optimalisatie van het meetnet centraal gaan staan. Deze keuze, die in feite neerkomt op een vertaling van de primaire informatiebehoefte naar een meetlat waarin kan worden uitgedrukt in hoeverre het meetnet tegemoet komt aan deze behoefte, wordt apart toegelicht in § 6.2.

3.2 Differentiatie van de informatie naar gebieden

Uitspraken over de grondwaterkwaliteit zullen aan scherpte winnen naarmate ze betrekking hebben op gebieden met een homogenere grondwaterkwaliteit. Ruimtelijk gezien kan de grondwaterkwaliteit namelijk sterk heterogeen zijn, wat het kenschetsen van deze kwaliteit bemoeilijkt. Om een voorbeeld te noemen: de gemiddelde concentratie nitraat van een bepaalde provincie hoeft geen enkel verband te houden met de mate van vermesting, omdat nitraat in bepaalde gebieden wordt omgezet. Het beeld van de mate van vermesting zal derhalve duidelijker worden, naarmate de uitspraken over vermestende parameters worden gedifferentieerd naar homogenere gebieden.

3.2.1 Randvoorwaarde voor differentiatie naar gebieden

Er zullen velerlei manieren zijn om een onderzoeksgebied op te splitsen in gebieden waarbinnen de grondwaterkwaliteit homogener zal zijn dan binnen het totale gebied. Maar in het kader van het opzetten of het optimaliseren van een meetnet grondwaterkwaliteit mag als randvoorwaarde voor een dergelijke wijze van opsplitsing worden gesteld *dat deze uitgaat van gebiedskenmerken*. De redenen hiervoor zijn:

- zowel bij het ontwerp, als bij de optimalisatie van het meetnet moet bekend zijn waar de gebieden met (veronderstelde) homogene grondwaterkwaliteit zich bevinden;
- de ruimtelijke extrapolatie van de resultaten van het meetnet kan geschieden op basis van het verkregen inzicht in de koppeling van grondwaterkwaliteit met gebiedskenmerken. Dit is bijvoorbeeld van belang om gebiedsgerichte beleidsmaatregelen voor bescherming van de grondwaterkwaliteit te kunnen nemen.

Hieronder evalueren we drie manieren om een onderzoeksgebied op te splitsen in het licht van de boven gestelde randvoorwaarde.

Opsplitsing op basis van gebiedstype
Bij het ontwerp van het LMG en de PMG's is het onderzoeksgebied opgesplitst naar gebiedstypen, de unieke combinaties van bodemtype en landgebruik (zie § 1.3). Deze manier van opsplitsing gaat uit van gebiedskenmerken en voldoet daarmee aan de eerder gestelde randvoorwaarde.

Opsplitsing op basis van grondwatersystemen
Een andere manier om een onderzoeksgebied op te splitsen, is die op basis van grondwatersystemen. Omdat het grondwater binnen een dergelijk systeem dezelfde herkomst en dezelfde stromingsrichting heeft, zal de opslitsing redelijk homogene groepen opleveren. Omdat het bodemtype en het landgebruik echter nog voor kwaliteitsverschillen binnen grondwatersystemen kunnen zorgen, zal een opsplitsing op basis van grondwatersystemen én gebiedstypen een nóg grotere homogeniteit opleveren. Maar momenteel is er nog geen gedetailleerd ruimtelijk beeld beschikbaar van de grondwater-

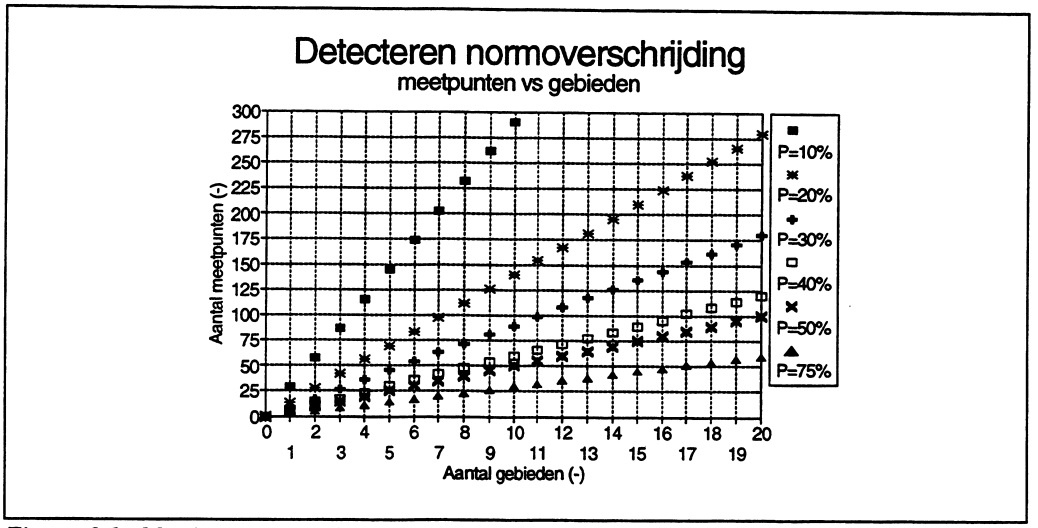
systemen in Nederland, zodat deze benadering nu nog niet geschikt is om te gebruiken bij de opzet en optimalisatie van een meetnet.

Opsplitsing op basis van de resultaten
De opsplitsing op basis van het statistisch groeperen van meetpunten met vergelijkbare grondwatersamenstelling, zoals voorgesteld door Frapporti [1994], levert uiteraard groepen op met de grootste homogeniteit. Bij toepassing op de resultaten van het LMG konden zo zeven watertypen worden onderscheiden, die te verklaren zijn uit de herkomst van het water en de hydrogeochemische processen die het onderweg heeft ondergaan, zoals verzoeting, verzilting, oxydatie/reductie, mineralisatie, etc. Maar omdat de onderscheiden watertypes slechts een globale relatie vertonen met gebiedskenmerken, voldoet deze benadering onvoldoende aan de eerder gestelde randvoorwaarde en achten wij hem daarom minder geschikt voor de opzet of optimalisatie van een meetnet. Wél kan de benadering worden aanbevolen voor de verwerking van de resultaten van het meetnet, omdat daarbij aanvullende informatie kan worden verkregen.

Evaluatie
Het bovenstaande in overweging nemende stellen wij voor om bij de optimalisatie te differentiëren naar gebieden op basis van de gebiedskenmerken bodemtype en landgebruik. Indien echter de verdeling van grondwatersystemen over het onderzoeksgebied bekend is, dan verdient het aanbeveling om te differentiëren naar soort grondwatersysteem én naar gebiedstype, omdat dit zal leiden tot gebieden met homogenere grondwatersamenstelling. De in dit rapport beschreven werkwijze voor optimalisatie van een meetnet grondwaterkwaliteit blijft ook dan onverminderd toepasbaar, zij het dat er dan met anderssoortige gebieden rekening moet worden gehouden.

3.2.2 Gewenste mate van differentiatie naar gebieden

De mate waarin differentiatie van de informatie naar gebieden wenselijk wordt geacht, heeft directe consequenties voor de benodigde meetinspanning. De meetinspanning neemt namelijk toe naarmate er uitspraken over meer gebieden zijn gewenst. Als bijvoorbeeld wensen met betrekking tot detectie van normoverschrijding worden geformuleerd voor afzonderlijke gebieden dan wordt de totaal benodigde meetinspanning een functie van het aantal relevant geachte gebieden, hetgeen is weergegeven in figuur 3.1.



Figuur 3.1: Meetinspanning (Y-as) om met 95% kans normoverschrijding te kunnen detecteren in elk gebied, als functie van het aantal gebieden (X-as) en het percentage normoverschrijding waarbij detectie is gewenst (P).

We zien in deze figuur dat het totaal aantal benodigde meetpunten recht evenredig is aan het aantal gebieden waarin we normoverschrijding willen detecteren. Verder zien we dat de benodigde meetinspanning zelfs bij een klein aantal gebieden al excessief kan worden, zeker als we ook bij geringe percentages normoverschrijding nog de normoverschrijding willen detecteren. Zo maakt het dus nogal uit voor onze meetinspanning of we kunnen volstaan met een uitspraak over normoverschrijding van cadmium in het gebiedstype zand, of dat we afzonderlijke uitspraken willen met dezelfde betrouwbaarheid over normoverschrijding in de gebiedstypen bouwland op zand, gras op zand, natuurgebied op zand, etc.

Gezien de grote meetinspanning die gedifferentieerde informatie vergt is het zaak deze differentiatie zoveel mogelijk te beperken, maar wél zodanig dat daarbij geen relevante informatie verloren gaat. In deze zin vormt een dergelijke beperking een belangrijke stap in de optimalisatie van een meetnet grondwaterkwaliteit.
Om tot een verantwoorde beperking te komen, kunnen verschillende principes (waaronder geohydrochemische) worden gehanteerd, bij voorkeur onderbouwd met statistisch bewijsmateriaal. De volgende uitgangspunten kunnen daarbij worden gehanteerd:

1) niet alle gebieden leveren zinvolle informatie over de belasting met bepaalde chemische parameters, omdat in sommige gebieden de concentraties van die stoffen sterk beïnvloed worden door geohydrochemische interacties;
2) niet alle gebieden zijn even relevant te achten, bijvoorbeeld omdat sommige veel kleiner zijn;
3) niet alle gebieden hoeven afzonderlijk te worden beschouwd, omdat bepaalde chemische parameters in verschillende gebieden hetzelfde gedrag zullen vertonen. Er kan dan worden volstaan met een uitspraak over de combinatie van deze gebieden.

Het uitwerken van de uitgangspunten 1) en 2) leidt tot *optimalisatie door locale scherpstelling*, terwijl het uitwerken van uitgangspunt 3 leidt tot *optimalisatie door gebiedsclustering*. We zullen beide mogelijkheden afzonderlijk toelichten, respectievelijk in de hoofdstukken 4 en 5.

3.3 Eventuele differentiatie van de informatie bínnen gebieden

In het beginstadium van de optimalisatieprocedure moet ook nog worden besloten welk sóórt presentatie van de informatie het meest gewenst is en dan met name of:

- voor elk relevant geacht gebied kan worden volstaan met een samenvattend beeld, of dat
- de informatie ook bínnen te onderscheiden gebieden nog gedifferentieerd moet zijn.

Als kan worden volstaan met een samenvattend beeld van elk relevant geacht gebied, of louter meetpunt-informatie, dan past de klassiek statistische verwerking van de meetnetgegevens. Als daarentegen belang wordt gehecht aan een verdere differentiatie van de informatie bínnen te onderscheiden gebieden, bijvoorbeeld naar blokken van 4 bij 4 km, dan dienen de gegevens van het meetnet geostatistisch verwerkt te worden (zie de korte toelichting hieronder). Wij wijzen er op dat een geselecteerde statistische benadering zowel een rol gaat spelen bij de routinematige verwerking van de gegevens tot informatie, als bij de meetnetoptimalisatie.

Korte toelichting geostatistische benadering
Omdat de geostatistische benadering minder bekend is dan de klassiek statistische benadering, is een korte toelichting op zijn plaats. Geostatistiek vormt in feite een soort uitbreiding op de klassieke statistiek door ook gebruik te maken van de ruimtelijke samenhang tussen meetwaarden. Deze samenhang wordt beschreven door het variogram, een functie die het "verschil" tussen twee meetwaarden relateert aan de topografische afstand tussen deze meetwaarden.
In recente studies van het RIVM zijn met deze benadering uit de gegevens van het LMG en de PMG's vlakdekkende kaarten vervaardigd met een sterke ruimtelijke differentiatie [Pebesma en De Kwaadsteniet, 1994 en 1995]. In de eerste studie zijn voor een achttal gebiedstypen (onderscheiden op basis van bodemtype en landgebruik), voor verschillende chemische parameters variogrammen van de (logaritmes van) meetwaarden in 1991 geschat. Aan de hand van de variogrammen konden vervolgens waarden op onbemeten punten worden voorspeld, hetgeen resulteerde in landsdekkende kaarten waarin de ruimte is gedifferentieerd naar ruiten van 4 bij 4 km[10].
Op elk van de kaarten wordt aan de hand van kleuren aangegeven of het 95%-betrouwbaarheidsinterval van de geschatte mediaan voor een ruit lager, hoger dan wel niet onderscheidbaar is van een bepaalde grenswaarde voor

[10] Daarvoor is "block-kriging" gehanteerd.

die chemische parameter. Uit deze studies blijkt dat de geostatistische benadering goede mogelijkheden biedt voor presentatie van vlakdekkende kaarten met een hoge ruimtelijke differentiatie.
N.B.: Het RIVM hecht er - op basis van het gehanteerde onderscheid naar gebiedstype - overigens aan deze benadering te kenschetsen als een combinatie van klassieke statistiek en geostatistiek. Waarvan akte. Louter uit redactionele overwegingen wordt hun benadering in dit rapport aangeduid als de "geostatistische benadering".

3.4 Samenvatting van de procedure voor meetnetoptimalisatie

Op basis van het gestelde in de voorgaande paragrafen kunnen we een procedure voor optimalisatie van meetnetten grondwaterkwaliteit opstellen. De kern van de aanpak wordt gevormd door de stappen van Schilperoort en Groot [1983] en Schilperoort [1986], zoals genoemd in § 3.1. Belangrijke aanvullingen daarop zijn echter het optimaliseren door locale scherpstelling en gebiedsclustering en het iteratief doorlopen van de laatste stappen van de procedure, met behulp van praktijk-toetsing van de meetneteffectiviteit aan de verwachtingen van de gebruikers.

Stappen in de procedure

1) Ga na wat de belangrijkste informatie is die het meetnet grondwaterkwaliteit moet leveren (zie [Baggelaar en Van Beek, 1994]).

2) Beredeneer wélke chemische parameters in wélke gebieden deze informatiebehoefte het best kunnen dienen ("locale scherpstelling", zie hoofdstuk 4).

3) Ga na of het clusteren van gebieden mogelijk is, zonder zinvolle informatie te verliezen ("gebiedsclustering", zie hoofdstuk 5).

4) Kies een maat voor de meetneteffectiviteit die aansluit op de primaire informatiebehoefte (zie § 6.2). Deze keuze impliceert automatisch een keuze voor een bepaalde statistische benadering bij de meetnetoptimalisatie en de routinematige verwerking van de meetnetgegevens.

5) Leid de relatie af tussen de meetinspanning en de meetneteffectiviteit (zie § 6.3 en bijlage 2).

6) Toets de huidige meetneteffectiviteit aan de wensen van de gebruikers van de meetnetinformatie.

7) Formuleer op basis van de resultaten van stap 6 en in overleg met de gebruikers van de meetnetinformatie het gewenste niveau van meetneteffectiviteit.

8) Stel met de in stap 5 afgeleide relatie de meetinspanning vast die is vereist om het gewenste niveau van meetneteffectiviteit te halen en pas het meetnet daarop aan (als daar budget voor beschikbaar is).

9) Herhaal de stappen 6, 7 en 8 tot de informatie die het meetnet levert voldoet aan de wensen van de gebruikers (of tot er geen budget meer beschikbaar is voor het vergroten van de meetinspanning).

Deze procedure impliceert al een soort initieel meetnet, omdat stap 6 een praktische toetsing inhoudt. Verder kan voor enkele effectiviteitsmaten de relatie tussen de meetinspanning en de meetneteffectiviteit slechts worden afgeleid (stap 5) als er reeds gegevens beschikbaar zijn.

Wij hechten er overigens aan te benadrukken dat de hier voorgestelde procedure voor meetnetoptimalisatie onverminderd toepasbaar blijft bij een geostatistische benadering.

In de volgende hoofdstukken worden verschillende stappen van deze procedure toegelicht. De hoofdstukken 4 en 5 behandelen de mogelijkheden tot optimalisatie die worden geboden door respectievelijk "locale scherpstelling" en "gebiedsclustering". In hoofdstuk 6 wordt nader ingegaan op het kwantitatieve houvast bij optimalisatie, dat wordt verkregen door de informatiebehoefte te vertalen naar een maat waarin de effectiviteit van het meetnet kan worden uitgedrukt (§ 6.2) en vervolgens de relatie tussen de meetinspanning en deze effectiviteit af te leiden (§ 6.3).

4 OPTIMALISATIE DOOR LOCALE SCHERPSTELLING

In dit hoofdstuk gaan we in op de mogelijkheid om een meetnet grondwaterkwaliteit te optimaliseren door locale scherpstelling. Dit houdt in dat er onderscheid wordt gemaakt tussen gebieden, voor wat betreft de gewenste hardheid van uitspraken over de grondwaterkwaliteit.
Zoals geformuleerd in het vorige hoofdstuk kunnen daarbij de volgende uitgangspunten worden gehanteerd:

1) niet alle gebieden leveren zinvolle informatie over de belasting met bepaalde chemische parameters, omdat in sommige gebieden de concentraties van die stoffen sterk beïnvloed worden door geohydrochemische interacties;
2) niet alle gebieden zijn even relevant te achten, bijvoorbeeld omdat sommige veel kleiner zijn.

Deze uitgangspunten worden uitgewerkt in respectievelijk § 4.1 en § 4.2.

4.1 Geohydrochemische redenen voor locale scherpstelling

In deze paragraaf wordt voor enkele belangrijk geachte chemische parameters op geohydrochemische gronden afgeleid welke locale scherpstelling kan worden verantwoord. We gaan hierbij uit van de in overleg met het platform grondwaterkwaliteitsmeetnetten geselecteerde voorbeeldparameters (zie daarvoor § 7.1).

De voorbeeldparameters moeten informatie leveren over verschillende milieuthema's en zijn daarmee bedoeld als *gidsparameters* voor deze thema's. Een parameter mag een geschikte gidsparameter voor een thema worden genoemd, als zijn concentratie veel sterker wordt beïnvloed door de mate van verontreiniging die kenmerkend is voor dat milieuthema, dan door de interactie met de bodem. Omdat de interactie met de bodem sterk kan variëren met het gebiedstype, hoeft een parameter dus niet in alle gebiedstypen een geschikte gidsparameter voor een thema te zijn. Hieronder wordt per milieuthema voor elk van de geselecteerde parameters afgeleid binnen welke gebiedstypen - of combinaties daarvan - de parameter als geschikte gidsparameter voor dat thema kan dienen.

4.1.1 Gidsparameters voor vermesting

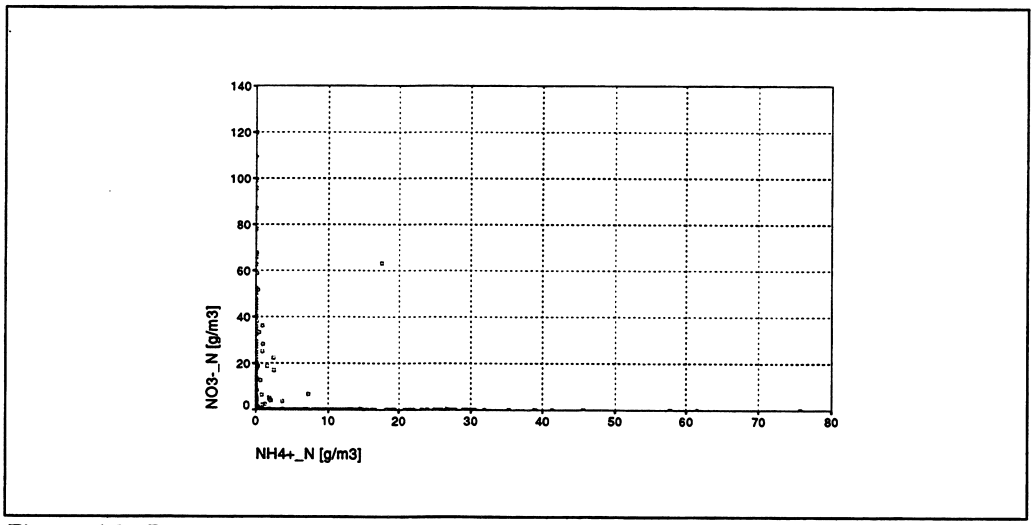
Afhankelijk van de omstandigheden kunnen de parameters nitraat, ammonium, fosfaat en kalium als gidsparameter voor vermesting fungeren.

Nitraat
Omdat nitraat onder anaerobe omstandigheden denitrificeert (omzetting tot stikstofgas en water), hoeven we het niet te verwachten in klei-/veengebieden met een ondiepe grondwaterspiegel, of in zandgebieden met een ondiepe

grondwaterspiegel, waar ook organisch materiaal voorkomt, zoals wortelresten. In klei-/veengebieden met een diepere grondwaterspiegel kan de concentratie nitraat daarentegen zeer hoog oplopen door oxydatie van het veen. Nitraat zal derhalve slechts een geschikte gidsparameter voor vermesting zijn in zandgebieden waar de grondwaterspiegel onder de wortelzone ligt. Enkele voorbehouden moeten worden gemaakt voor natuurgebieden en duingebieden. Voor wat betreft natuurgebieden moet er namelijk rekening mee worden gehouden dat een hoge concentratie nitraat ook kan zijn veroorzaakt door afsterving van bos. En in duingebieden kan een hoge concentratie nitraat zijn ontstaan door fixatie van atmosferisch stikstofgas door duindoorn en stikstof-fixerende bacteriën [Stuijfzand, 1993].

Ammonium

Omdat ammonium kan voorkomen onder omstandigheden waaronder nitraat niet kan voorkomen (zie figuur 4.1), kan het soms als vervangende gidsparameter voor vermesting dienen. Dit is het geval in klei-/veengebieden, vooropgesteld dat er infiltratie optreedt. Maar omdat ammonium ook van nature kan optreden in dergelijke gebieden, is het geen optimale gidsparameter voor vermesting te noemen.



Figuur 4.1: De concentratie nitraat-N uitgezet tegen de concentratie ammonium-N, zoals in 1992 gemeten in het LMG en de PMG's (filter 1).

Kalium

Kalium kan door fixatie worden geadsorbeerd aan kleimineralen, onder desorptie van een ander kation. In kleiarme zandgronden zal kalium dus als geschikte gidsparameter voor vermesting kunnen dienen. Een voorbehoud moet echter worden gemaakt voor díe gebieden waar kalium vrijkomt door desorptie ten gevolge van zeewaterverdringing.

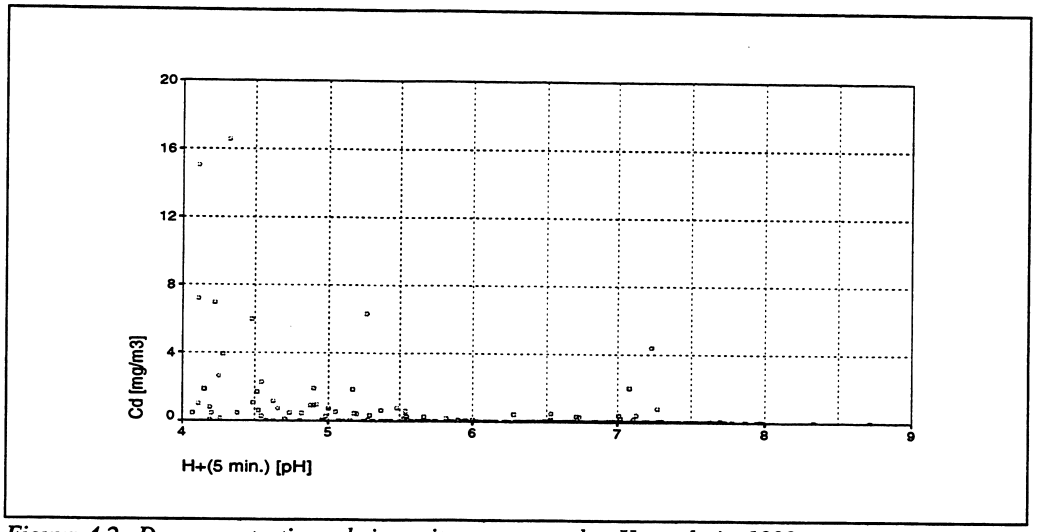
Fosfaat
Fosfaten worden vooral vastgelegd door ijzer- en aluminiumhydroxyden, die in hoge gehalten aanwezig kunnen zijn in de onverzadigde zone van gronden met een diepe grondwaterstand. Verder kunnen kleimineralen fosfaten vastleggen. Omdat kleigronden ook ijzer- en aluminiumhydroxiden bevatten, zal het fosfaat daar slechts langzaam doorspoelen naar het grondwater. In hoogveengronden komen geen kleimineralen voor en komen ook geen ijzer- en aluminiumhydroxyden voor, zodat het fosfaat daar vrij kan doorspoelen naar het grondwater en als gidsparameter voor vermesting kan fungeren. Men moet er echter op bedacht zijn dat het veen zelf ook grote hoeveelheden fosfaat kan leveren, door mineralisatie onder anaerobe omstandigheden. Fosfaat wordt verder nog vastgelegd door kalk, via adsorptie en door precipitatie als apatiet. Zo blijkt er in kalkhoudende zandgronden een flinke retentie op te treden van fosfaat [Stuijfzand, 1994]. Fosfaat kan daarom ook als gidsparameter voor vermesting dienen in kalkloze en kleiarme zandgronden, mits de grondwaterspiegel ondiep is, zodat er slechts geringe hoeveelheden ijzer- en aluminiumhydroxiden voor kunnen komen.

4.1.2 Gidsparameters voor verspreiding

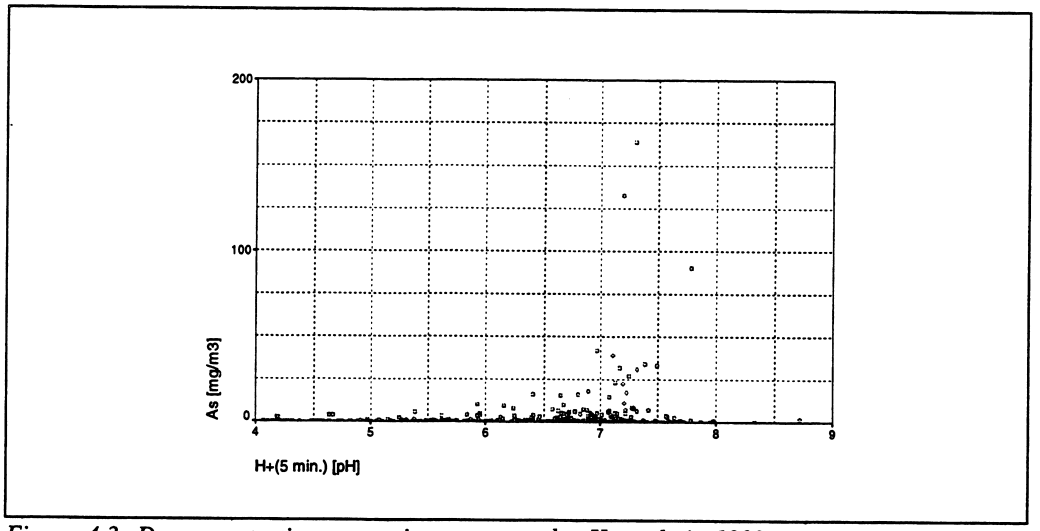
Als gidsparameter voor verspreiding komen meerdere anorganische en organische microparameters in aanmerking. We zullen ons hier echter beperken tot cadmium, arseen en DCP (dichloorpropaan).

Cadmium
Cadmium wordt zowel op kleigronden als op gronden met veel organische stof gebonden aan de bodem. Verantwoordelijk daarvoor zijn in het ene geval het omwisselcomplex en in het andere geval de organische stof. Voor wat betreft laatstgenoemde wordt cadmium sterker aan de bodem geadsorbeerd naarmate het gehalte organische stof van de bodem hoger is en naarmate de pH hoger is. Cadmium zal dus geen geschikte gidsparameter vormen voor verspreiding in klei-/veengebieden, maar daarentegen wel in humusarme en kalkloze zandgebieden, waar de pH laag is (< 5,5). In figuur 4.2 hebben we voor het LMG en de PMG's (filter 1) de concentratie cadmium uitgezet tegen de pH. Uit de figuur blijkt dat de concentratie cadmium met name bij lagere pH's (< 5,5) relevante waarden kan gaan aannemen.

Arseen
Arseen bereikt binnen het neutrale pH-bereik doorgaans hogere concentraties in het grondwater. Bij lage pH (< 6) wordt het sterk gebonden aan de bodem, terwijl het bij hoge pH's (> 8) neer zal slaan. Opgelost arseen is daarom slechts in hogere concentraties te verwachten als de pH tussen 6 en 8 ligt. Dit blijkt ook uit figuur 4.3, waar we voor het LMG en de PMG's (filter 1) de concentratie arseen hebben uitgezet tegen de pH.
Omdat arseen mobiel is in het neutrale pH-bereik, kan het in kalkrijke zandgronden als gidsparameter voor verspreiding dienen. Men moet er echter op bedacht zijn dat het voorkomen van arseen niet altijd hoeft te duiden op



Figuur 4.2: De concentratie cadmium uitgezet tegen de pH, zoals in 1992 gemeten in het LMG en de PMG's (filter 1).



Figuur 4.3: De concentratie arseen uitgezet tegen de pH, zoals in 1992 gemeten in het LMG en de PMG's (filter 1).

atmosferische depositie, omdat het ook al van nature aanwezig kan zijn.

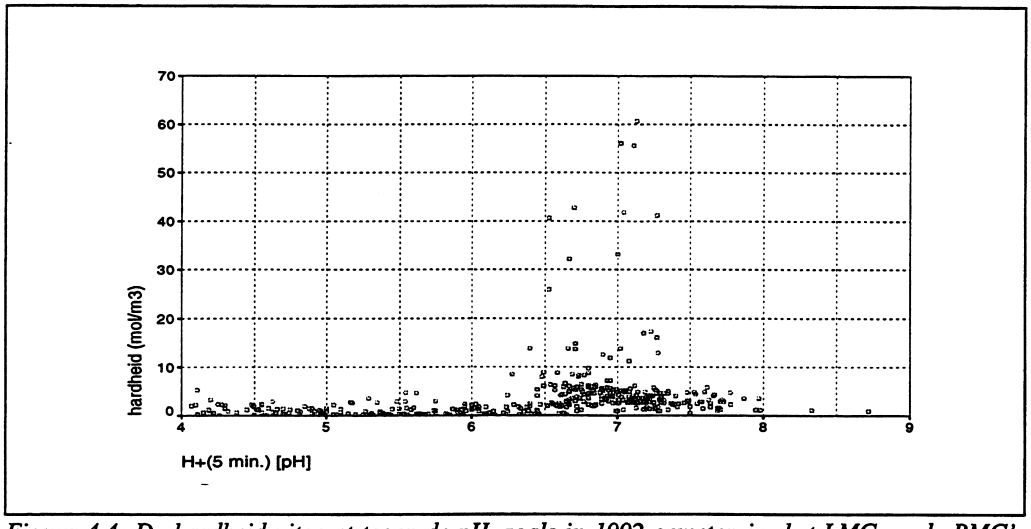
DCP (dichloorpropaan)
In de meeste gevallen is er vermoedelijk geen interactie tussen DCP en het bodemmateriaal en is het ook niet onderhevig aan biotransformatie. Een voorbehoud moet wellicht worden gemaakt voor sterk anoxische milieus, waar zelfs PCB's worden omgezet. In principe gaan we er echter van uit dat DCP bijna overal kan fungeren als gidsparameter voor verspreiding.

4.1.3 Gidsparameters voor verzuring

De effecten van verzuring worden in de bodem tegengegaan door een reeks van bufferingen. Dit gaat in de volgorde [Stuijfzand, 1993]:
1) 6,2 < pH < 8,0: buffering door kalk;

2) 4,2 < pH < 6,2: buffering door adsorptie aan het omwisselcomplex;
3) pH < 5: buffering door oplossing van aluminiumhydroxide.
Op kalkhoudende zandgronden zal dus vooral de kalkbuffer worden aangesproken, op kleigronden de omwisselbuffer en op kalkloze zandgronden de aluminiumbuffer. De pH is daardoor slechts stapsgewijs gerelateerd aan de mate van verzuring, wat deze een onvolledige gidsparameter voor verzuring maakt. Afhankelijk van de omstandigheden zullen de hardheid, de concentratie aluminium of de concentratie sulfaat aanvullende informatie over verzuring kunnen leveren.

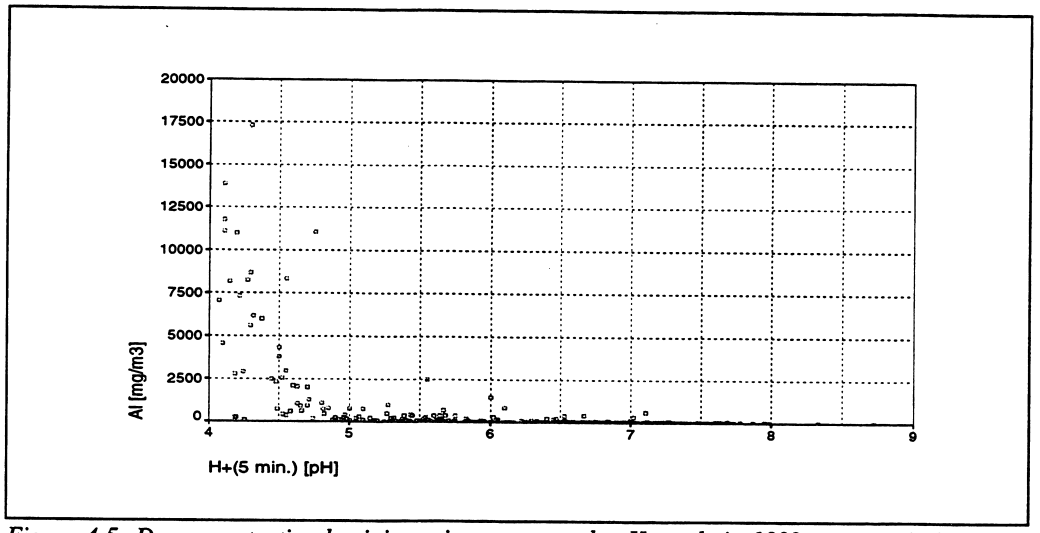
Hardheid
Als de pH tussen 6,2 en 8,0 ligt, wordt verzuring gebufferd door het oplossen van kalk, wat zal leiden tot grotere hardheid (een maat voor de hoeveelheid calcium en magnesium). De waarnemingen van het LMG en de PMG's (filter 1) tonen ons dan ook dat de hardheid pas relevant wordt als de pH binnen genoemd bereik ligt (zie figuur 4.4).



Figuur 4.4: De hardheid uitgezet tegen de pH, zoals in 1992 gemeten in het LMG en de PMG's (filter 1).

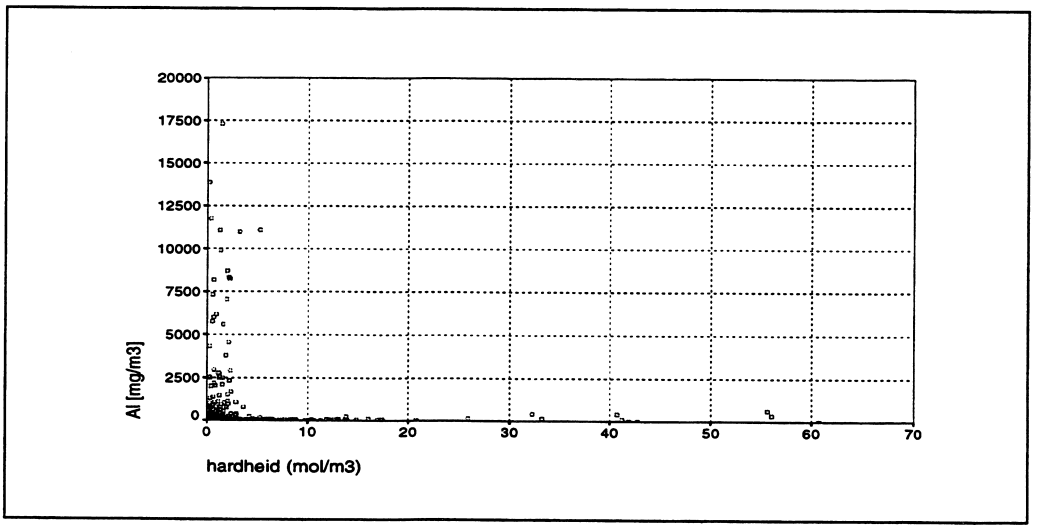
Bij een pH onder 6,2 zal de bodem geen kalk (meer) bevatten en geeft de hardheid geen zinvolle informatie meer over verzuring. We mogen daarom stellen dat de hardheid slechts in kalkrijke zandgronden als gidsparameter voor verzuring kan dienen.

Aluminium
Als de pH meer dan 5 bedraagt, zal aluminium in principe slechts in geringe concentraties in opgeloste vorm aanwezig zijn. Bij lagere pH's kan aluminium daarentegen mobiel worden door het oplossen van aluminiumhydroxide. Ter illustratie zijn voor het LMG en de PMG's (filter 1) de concentratie aluminium en de pH tegen elkaar uitgezet (figuur 4.5).
We zien dat de aluminiumconcentratie pas bij lage pH-waarden relevant kan worden. Dergelijke lage pH-waarden zijn echter slechts realiseerbaar op kalkloze zandgronden, waar een verzurende belasting door het ontbreken van de kalkbuffer en de omwisselbuffer de pH direct doet afnemen. Aluminium zal dus op kalkloze zandgronden een maat voor verzuring kunnen vormen.



Figuur 4.5: De concentratie aluminium uitgezet tegen de pH, zoals in 1992 gemeten in het LMG en de PMG's (filter 1).

Het duidelijke verschil in omstandigheden waaronder de hardheid en de aluminiumconcentratie relevante waarden aan kunnen nemen, komt tot uiting in figuur 4.6. Daarin hebben we voor het LMG en de PMG's (filter 1) de concentratie aluminium en de hardheid tegen elkaar uitgezet. We zien in deze figuur dat de aluminiumconcentratie min of meer complementair is aan de hardheid.



Figuur 4.6: De concentratie aluminium uitgezet tegen de hardheid, zoals in 1992 gemeten in het LMG en de PMG's (filter 1).

Sulfaat

In de meeste gevallen zal sulfaat geen interactie vertonen met het bodemmateriaal. Voorbehouden moeten echter worden gemaakt voor sterk anoxische milieus, waar het kan reduceren tot ijzersulfide en voor zure milieus (pH 4,0 -5,5), waar het kan reageren met aluminiumhydroxide. Normaal gesproken kan sulfaat daarmee toch nog in veel gebiedstypen een gidsparameter zijn voor verzuring. Een waarschuwing is verder nog op zijn plaats voor bodems die ijzersulfiden, zoals pyriet, kunnen bevatten. Onder bepaalde omstandig-

heden (verlaging van de grondwaterspiegel, oxydatie door nitraat) kunnen dergelijke sulfiden namelijk omgezet worden naar sulfaat. Verder kan sulfaat in verhoogde mate aanwezig zijn in gebieden waar mariene invloeden zijn opgetreden.

4.1.4 Gidsparameter voor algemene verontreiniging

Chloride
Omdat chloride geen interactie vertoont met bodemmateriaal of andere parameters, kan het in principe in alle gebiedstypen als gidsparameter dienen voor algemene verontreiniging. Uiteraard geldt dit niet voor díe gebieden waar brak of zout grondwater van mariene oorsprong voorkomt.

4.1.5 Samenvattend overzicht

Het gestelde in § 4.1.1 t/m 4.1.4 is samengevat in een overzicht van de gebieden waarin de geselecteerde chemische parameters als geschikte gidsparameter voor een milieuthema kunnen dienen (tabel 4.1).

Tabel 4.1: De gebieden waarin de geselecteerde chemische parameters als gidsparameter voor een milieuthema kunnen dienen.

Chemische parameter	Gebiedstype voor thema-indicatie	Specificatie
VERMESTING		
Nitraat	zand	diepe grondwaterspiegel
Ammonium	klei-/veen	infiltratie[1)]
Fosfaat	hoogveen	geen mineralisatie
	zand	kalkloos, kleiarm, ondiepe grondwaterspiegel
Kalium	zand	kleiarm, geen verzoeting
VERSPREIDING		
Cadmium	humusarm zand	kalkloos
Arseen	zand	kalkrijk
DCP (dichloorpropaan)	elk gebiedstype	geen sterk anoxisch milieu
VERZURING		
Hardheid	zand	kalkrijk
Aluminium	zand	kalkloos
Sulfaat	elk gebiedstype	geen ijzersulfiden in bodem, geen sterk anox. of zuur milieu, geen mariene invloed
ALG. VERONTREINIGING		
Chloride	elk gebiedstype	geen mariene invloed

Noot: 1) Verder moet ammonium al niet van nature aanwezig zijn.

Uit de specificaties in tabel 4.1 (laatste kolom) blijkt dat in veel gevallen de gebruikelijke gebiedskenmerken bodemtype en landgebruik nog onvoldoende zijn om de gebieden af te bakenen waarin bepaalde parameters geschikte gidsparameters voor milieuthema's zijn. Een meetnet kan slechts worden geoptimaliseerd voor een gidsparameter als zijn indicatie-gebied kan worden afgebakend aan de hand van vóóraf beschikbare gebiedskenmerken. Enkele van de benodigde aanvullende gebiedskenmerken zijn echter reeds beschikbaar op bodemkaarten, zoals de grondwatertrap en het kalkrijk of kalkloos zijn van de bodem.

4.2 Andere redenen voor locale scherpstelling

Er zijn ook andere dan louter geohydrochemische redenen om een meetnet locaal scherp te stellen. Een belangrijke reden is bijvoorbeeld het feit dat gebieden verschillen in oppervlak, wat doorgaans al bij het ontwerp van het meetnet de aanleiding is geweest om een verdeelsleutel toe te passen voor de verdeling van meetpunten over de gebieden. We gaan er daarom van uit dat de huidige verdeling van de meetpunten de relatieve importantie van de verschillende gebieden weerspiegelt. Deze relatieve importantie dient dan ook mee te wegen bij de optimalisatie door locale scherpstelling.

5 OPTIMALISATIE DOOR GEBIEDSCLUSTERING

Een volgende mogelijkheid om de meetinspanning te beperken is het combineren van díe gebieden waarin een parameter vergelijkbare waarden aanneemt. Voor wat betreft die parameter kan dan worden volstaan met een uitspraak over de combinatie van gebieden. Het kan daarbij gaan om hetzelfde gebiedstype uit verschillende provincies, of om verschillende gebiedstypen.

Hardere uitspraken
Als het clusteren verantwoord wordt uitgevoerd, volgens de in dit hoofdstuk vermelde aanwijzingen, zal het geen belemmering betekenen voor het door de provincies nagestreefde gebiedsgerichte beleid. Integendeel zelfs, want door het bijeenvoegen van vergelijkbare informatie kunnen hardere uitspraken over bepaalde milieuthema's worden gedaan, gebaseerd op het geconstateerde gedrag van de betreffende gidsparameter in volledig vergelijkbare gebieden. Voor wat betreft dat milieuthema hoeft het beleid geen onderscheid te maken naar de deelgebieden, maar kan het zich richten op de beschouwde cluster van gebieden.

Hoe het clusteren te onderbouwen?
Het clusteren van gebieden dient theoretisch voldoende te kunnen worden onderbouwd op basis van kennis van geohydrochemische processen (zie § 5.1). De onderbouwing kan vervolgens empirisch worden gecontroleerd door te toetsen of de waarnemingen van de parameter in de betrokken gebieden vergelijkbaar zijn (zie § 5.2).
Bij voorkeur moet slechts geclusterd worden als dit volgens beide benaderingen onderbouwd kan worden! De empirische benadering moet slechts als een toets op de theoretische onderbouwing worden gezien en mag derhalve nooit een eigen leven gaan leiden. Er zijn namelijk situaties denkbaar, waar het clusteren van gebieden op louter empirische gronden tot groot verlies van meetneteffectiviteit kan leiden. Dit blijkt duidelijk uit het voorbeeld van de optimalisatie van het PMG van Gelderland naar het detecteren van normoverschrijding van arseen, als gidsparameter voor verspreiding (zie § 8.2).

5.1 Theoretische onderbouwing

Bij de theoretische onderbouwing wordt op basis van - voornamelijk geohydrochemisch - inzicht beredeneerd welke gebieden mogen worden geclusterd. Dit zijn namelijk díe gebieden die overeen zullen stemmen voor wat betreft gedrag en meetwaarden van de bestudeerde chemische parameter. Voor wat betreft de gidsparameters kan met de informatie in hoofdstuk 4 al worden afgeleid welke gebieden voor clustering in aanmerking komen.
Vaak zullen er onvoldoende gegevens voorhanden zijn om ook nog langs statistische weg het clusteren van gebieden te kunnen onderbouwen. In dergelijke gevallen kan de theoretische benadering niet worden getoetst.

5.2 Empirische controle

Bij de empirische controle op de theoretische onderbouwing van het clusteren van gebieden worden argumenten vóór of tegen clustering verzameld op basis van statistische vergelijking van de gemeten waarden in de gebieden. We hebben dit voor elk van de geselecteerde voorbeeldparameters gedaan voor een vijftiental combinaties van gebiedstypen. Het betreft zowel combinaties van twee verschillende gebiedstypen, als combinaties van hetzelfde gebiedstype uit twee verschillende provincies. De combinaties zijn zó gekozen dat er à priori al enige vergelijkbaarheid van gemeten waarden mag worden verwacht. Verder is bij de selectie van combinaties rekening gehouden met de uit te werken voorbeelden.

Het uitgangsmateriaal werd gevormd door de resultaten van het LMG en de PMG's over 1992, afkomstig van de filters met nummer 1, die niet dieper liggen dan 17 m onder maaiveld.
We hebben getoetst met de Mann-Whitney-toets[11] (zie bijvoorbeeld [Lehmann, 1975]), met als nulhypothese dat de waarden gemeten in de twee gebieden afkomstig zijn uit dezelfde verdeling (wat ondermeer betekent dat de mediane waarden voor de twee gebieden gelijk zijn). De resultaten van de toetsen zijn vermeld in tabel 5.1.

[11] De Mann-Whitney toets is gehanteerd omdat deze geen voorwaarden oplegt aan het soort kansverdeling. Ruimtelijke meetwaarden van het LMG en de PMG's zijn doorgaans namelijk niet afkomstig uit één of andere standaardverdeling (zie ook bijlage 2, § 2.1).

Tabel 5.1: Resultaten van de statistische toetsing op vergelijkbaarheid van waarden van een chemische parameter, gemeten in twee verschillende gebieden. Een "" geeft aan dat op statistische gronden mag worden aangenomen dat de waarden gemeten in beide gebieden uit dezelfde populatie afkomstig zijn (Mann-Whitney-toets, 95% betrouwbaarheid).*

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
Al		*	*										*	*	
As		*		*	*	*	*		*	*	*	*	*	*	
Cd		*		*	*	*	*	*	*	*	*		*		
Cl	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*		*	*	*
hh	*	*	*							*	*	*	*	*	*
K				*		*	*	*	*	*		*	*	*	
NH_4		*	*			*	*		*	*	*	*	*	*	*
NO_3		*			*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
P_{tot}	*	?	?	*	*	?	?	?	?	?	?	*	?	?	?
SO_4	*	*	*				*		*	*		*	*	*	*

VERKLARING

1 zand, bouwland versus grasland (resp. 70 en 101 waarden)
2 humusarm zand, bouwland versus grasland (resp. 5 en 8 waarden)
3 humusrijk zand, bouwland versus grasland (resp. 37 en 63 waarden)
4 zand, Gelderland versus Drenthe (resp. 78 en 21 waarden)
5 zand, Gelderland versus Noord-Brabant (resp. 78 en 91 waarden)
6 humusrijk zand, Gelderland versus Drenthe (resp. 24 en 20 waarden)
7 humusrijk zand, Gelderland versus Noord-Brabant (resp. 24 en 26 waarden)
8 gras op humusrijk zand, Gelderland versus Drenthe (resp. 11 en 15 waarden)
9 gras op humusrijk zand, Gelderland versus Noord-Brabant (resp. 11 en 12 waarden)
10 bouwland op humusrijk zand, Gelderland versus Noord-Brabant (resp. 7 en 8 waarden)
11 bos op humusarm zand, Gelderland versus Noord-Brabant (resp. 11 en 10 waarden)
12 klei-/veen, bouwland versus grasland (resp. 34 en 55 waarden)
13 zeeklei, bouwland versus grasland (resp. 24 en 14 waarden)
14 rivierklei, Zuid-Holland versus Utrecht (resp. 4 en 10 waarden)
15 zeeklei, Zuid-Holland versus Noord-Holland (resp. 10 en 9 waarden)

Een "*" in bovenstaande tabel geeft aan dat er op statistische gronden geen bezwaar is om de twee gebieden te combineren tot één. Uit de tabel blijkt dat in veel gevallen het combineren van gebieden al statistisch kan worden gerechtvaardigd (er dient echter in eerste instantie een theoretische onderbouwing te bestaan om clustering te kunnen rechtvaardigen, zie § 5.1).

Voor wat betreft de chemische parameters worden de extremen in tabel 5.1 gevormd door chloride en aluminium. Voor chloride blijkt in vrijwel alle beschouwde gevallen het combineren van gebieden statistisch te rechtvaardigen, wat strookt met het feit dat deze parameter geen interactie met de bodem vertoont. Voor aluminium daarentegen blijkt het combineren van gebieden slechts in een gering deel van de beschouwde gevallen statistisch te rechtvaardigen. De verschillen voor aluminium treden vooral op tussen enerzijds de Gelderse zandgronden en anderzijds de Brabantse of Drentse zandgronden. Een nadere beschouwing van de gebruikte waarden leert dat de concentratie aluminium in Gelderse zandgronden steeds veel lager is dan in Brabantse of Drentse zandgronden. Omdat met de hardheid doorgaans het omgekeerde het geval blijkt te zijn, kunnen we afleiden dat de zandgronden

in Gelderland kalkrijk zijn ten opzichte van de zandgronden in Noord-Brabant en Gelderland.
Voor wat betreft gebiedsvergelijkingen worden de extremen in tabel 5.1 gevormd door bouwland versus grasland op zeeklei en bouwland versus grasland op zand. Voor vrijwel alle chemische parameters blijken de waarden in bouwland op zeeklei en grasland op zeeklei vergelijkbaar. Blijkbaar heeft het bodemtype zeeklei een zodanige invloed op de samenstelling van het grondwater dat daarmee het verschil in invloed tussen bouwland en grasland minder relevant wordt. De waarden in bouwland op zand en grasland op zand blijken daarentegen voor veel chemische parameters onvergelijkbaar.

6 EFFECTIVITEIT VAN EEN MEETNET

Het kwantitatieve houvast bij optimalisatie wordt geboden door één of meerdere maten waarin de effectiviteit van het meetnet kan worden uitgedrukt. Het vaststellen welke maten daarvoor geschikt zijn vormt dan ook een belangrijke stap aan het begin van de optimalisatieprocedure. Uitgangspunt daarbij vormt de - doorgaans vrij abstract geformuleerde - informatiebehoefte, die als het ware wordt vertaald naar zeer concrete en kwantificeerbare maten. In dit hoofdstuk worden op basis van de behoefte van de verschillende overheden aan informatie over de grondwaterkwaliteit (§ 6.1), enkele maten voorgesteld om de effectiviteit van een meetnet in uit te drukken (§ 6.2). Tenslotte wordt ingegaan op het gebruik van de relatie tussen de meetinspanning en de meetneteffectiviteit bij optimalisatie (§ 6.3).

6.1 Welk soort informatie moeten de meetnetten leveren?

Het eerste deel van dit project omvatte het identificeren van de informatiebehoefte van het Rijk en de Provincies met betrekking tot de kwaliteit van het grondwater. Op basis van de rapporten over het ontwerp en de inrichting van de meetnetten en opvattingen van de meetnetbeheerders concludeerden we dat de meetnetten met name dienen om informatie te leveren over:

a knelpunten met betrekking tot de grondwaterkwaliteit;
b ontwikkelingen in de grondwaterkwaliteit.

Deze twee behoeften verschillen daarin, dat de eerste informatie betreft over de *huidige* toestand van de grondwaterkwaliteit in het licht van normen, terwijl de tweede informatie betreft over *veranderingen* van deze toestand. Wij merken op dat de eerste behoefte veel specifieker is dan de zogenaamde "toestandsbeschrijving" en daarmee dan ook niet moet worden verward. Het leveren van informatie over knelpunten vormt namelijk slechts één van de onderdelen van toestandsbeschrijving. De laatste richt zich verder ook nog op informatie over achtergrondniveaus (bijvoorbeeld ten bate van saneringen) en op het leveren van invoer voor beleids- en beheersmodellen. Bij de informatie-analyse (het eerste deel van dit project) kwam echter naar voren dat dit secundaire informatiebehoeften waren.

6.2 Vertaling informatiebehoefte naar effectiviteitsmaten

In deze paragraaf worden, op basis van de geformuleerde behoefte aan informatie, effectiviteitsmaten voor de meetnetten voorgesteld. Dit betreffen zowel effectiviteitsmaten die passen bij een differentiatie van de meetnetinformatie tot op gebiedsniveau, als effectiviteitsmaten die passen bij een verdergaande ruimtelijke differentiatie van de meetnetinformatie bínnen gebieden, tot op blokniveau (aan de hand van de geostatistische benadering).

Onderkenning knelpunten grondwaterkwaliteit
Als een meetnet knelpunten met betrekking tot de grondwaterkwaliteit moet kunnen onderkennen, kunnen de volgende maten dienen om de effectiviteit van het meetnet te kwantificeren:

a1 het percentage normoverschrijding[12] waarbij het meetnet normoverschrijding detecteert;
a2 de precisie waarmee het percentage normoverschrijding kan worden geschat;
a3 de precisie waarmee een bepaald hoog percentiel kan worden geschat (zoals het 95-percentiel[13]);
a4 de precisie waarmee de mediaan[14] kan worden geschat.

De eerste drie maten (a1, a2 en a3) hebben betrekking op de staart van de kansverdeling, waar zich de hogere meetwaarden bevinden. Omdat van de twee soorten statistische benadering, de klassiek statistische benadering zich beter leent voor het doen van uitspraken over staarten van kansverdelingen binnen bepaalde ruimtelijke eenheden (zie bijvoorbeeld [Brus en De Gruijter, 1992]), komen deze effectiviteitsmaten het best tot hun recht bij deze benadering.
Voor wat betreft effectiviteitsmaat a4 kan echter zowel de klassiek statistische als de geostatistische benadering uitkomst bieden, afhankelijk van de vraag of er behoefte is aan informatie over de mediane waarden voor gebieden, of aan een grotere ruimtelijke differentiatie, met bijvoorbeeld presentatie van de mediane waarden voor blokken van 4 bij 4 km.

Signalering ontwikkelingen grondwaterkwaliteit
Als een meetnet ontwikkelingen in de grondwaterkwaliteit moet kunnen signaleren, kan de effectiviteit van het meetnet worden uitgedrukt in de volgende maten:

b1 de detectiekans van een trend van een bepaalde grootte over een bepaalde periode;
b2 de precisie waarmee de mediane trend voor een blok van 4 bij 4 km kan worden geschat.

Effectiviteitsmaat b1 past bij de klassiek statistische benadering, terwijl b2 een geostatistische benadering vergt.

---

[12] Het percentage normoverschrijding definiëren we als 100% maal de verhouding tussen het oppervlak waar normoverschrijding optreedt en het totale oppervlak.

[13] Het 95-percentiel van een kansverdeling is de waarde die door slechts 5% van de waarden wordt overschreden.

[14] De mediaan van een kansverdeling is de waarde die door 50% van de waarden wordt overschreden (en door 50% van de waarden wordt onderschreden).

6.3 Gebruik van de relatie meetinspanning- meetneteffectiviteit

Met de in de voorgaande paragraaf gepresenteerde maten kan de effectiviteit van een meetnet worden gekwantificeerd. Om de effectiviteit van verschillende meetnetconfiguraties - gedefinieerd door de meetdichtheid en de meetfrequentie - met elkaar te kunnen vergelijken, moet de relatie tussen de meetinspanning en de effectiviteit bekend zijn. In bijlage 2 wordt deze relatie voor elk van de voorgestelde *klassiek statistische* maten in formulevorm gegeven. Voor wat betreft de gepresenteerde *geostatistische* maten is dit echter niet mogelijk in formulevorm, omdat de meetneteffectiviteit dan wordt bepaald door enerzijds de coördinaten van de meetpunten en anderzijds het geostatistische model voor de ruimtelijke samenhang tussen de meetwaarden (het variogram). De effectiviteit van verschillende meetnetconfiguraties moet dan aan de hand van numerieke simulaties worden vergeleken.

7 INLEIDING TOT DE VOORBEELDEN

Ter verduidelijking van het voorgaande worden in de volgende 3 hoofdstukken enkele (theoretische) voorbeelden van meetnetoptimalisatie gepresenteerd. *Louter uit praktische overwegingen* betreffen alle voorbeelden optimalisatie langs *klassiek statistische* weg. Er was namelijk binnen dit project helaas geen ruimte om voorbeelden uit te werken van optimalisatie langs geostatistische weg. De mogelijkheid bestaat echter dat een dergelijk voorbeeld binnen afzienbare tijd zal worden uitgewerkt door het Laboratorium voor Bodem- en Grondwateronderzoek van het RIVM.

Structuur van de voorbeelden
De voorbeelden hebben alle[15] ongeveer dezelfde structuur, die grofweg kan worden gezien als een uitwerking van de in § 3.4 voorgestelde procedure voor meetnetoptimalisatie. Hoofdelementen zijn een uitwerking van optimalisatie door locale scherpstelling (wélke parameters geven in wélke gebieden de meest relevante informatie?), een presentatie van de *huidige* effectiviteit van het meetnet, uitgedrukt in de betreffende effectiviteitsmaat, gevolgd door een beoordeling van deze effectiviteit ten opzichte van enkele - bij gebrek aan "hardere" maatstaven - voorlopig nog gevoelsmatig geformuleerde effectiviteitsniveaus en tenslotte een berekening van de meetinspanning die is vereist om tot een (eveneens gevoelsmatig) gewenst niveau van meetneteffectiviteit te komen. Wat uit praktische redenen helaas ontbreekt in deze voorbeelden, is de voor meetnetoptimalisatie zo belangrijke iteratieve terugkoppeling met de eindgebruikers van de meetnetinformatie (de stappen 6, 7, 8 en 9 in de in § 3.4 voorgestelde procedure voor meetnetoptimalisatie).

Wij hechten er belang aan te benadrukken dat de gehanteerde structuur ook zondermeer kan worden toegepast bij het uitwerken van voorbeelden van optimalisatie langs geostatistische weg.

7.1 Effectiviteitsmaten

Als voorbeelden zijn theoretische meetnetoptimalisaties uitgewerkt - langs klassiek statistische weg - voor de volgende effectiviteitsmaten:

- het percentage normoverschrijding waarbij detectie optreedt en - daaraan gekoppeld - de precisie van het geschatte percentage normoverschrijding (hoofdstuk 8);
- de precisie van de geschatte mediaan (hoofdstuk 9);
- de detectiekans van een trend in een meetpunt over een bepaalde periode (hoofdstuk 10).

[15] Een uitzondering vormt het hoofdstuk over het detecteren van trends (hfdst. 10), waar niet verder kon worden gegaan dan een presentatie en beoordeling van de huidige meetneteffectiviteit.

In bijlage 2 zijn, voor elk van deze maten, de theoretische achtergronden beschreven van de bij meetnetoptimalisatie te hanteren relatie tussen de meetinspanning en de meetneteffectiviteit.

7.2 Provincies, gebieden, parameters en filterdiepten

Provincies
De optimalisatie wordt op provinciale schaal uitgewerkt voor de provincies Gelderland, Noord-Brabant en Zuid-Holland. Deze zijn met name gekozen omdat hun PMG's al enige tijd operationeel zijn.

Specifieke gebieden
De optimalisatie wordt op de schaal van specifieke gebieden uitgewerkt voor de intrekgebieden van grondwaterwinningen in Gelderland*, voor het zandgebied in Gelderland en voor het klei-/veengebied in Zuid-Holland. Daarbij zullen wij voor wat betreft het zandgebied en het klei-/veengebied ook nagaan in hoeverre voordeel kan worden gedaan met meetpunten in soortgelijke gebieden in andere provincies.

* De aanvankelijke keuze om een voorbeeld uit te werken voor de grondwaterbeschermingsgebieden in Gelderland bleek onpraktisch, omdat er volgens het GIS van het RIVM slechts 15 Gelderse meetpunten binnen grondwaterbeschermingsgebieden vallen. Daarom is in overleg met de Provincie Gelderland besloten het voorbeeld uit te werken voor de intrekgebieden van Gelderse waterwinningen. Volgens opgave van de Provincie Gelderland vallen er 74 Gelderse meetpunten, met filter 1 niet dieper dan 17 m onder maaiveld, binnen dergelijke intrekgebieden.

Chemische parameters
De voorbeelden worden geoptimaliseerd voor enkele chemische parameters, die als gidsparameters voor bepaalde milieuthema's kunnen dienen (zie tabel 7.1). De genoemde milieuthema's hangen samen met diffuse verontreiniging, hetgeen strookt met het feit dat de meetnetten zich uitsluitend richten op diffuse verontreinigingen.

Tabel 7.1: Geselecteerde gidsparameters voor de verschillende milieuthema's.

Milieuthema	Gidsparameter
Vermesting	N, K, NH_4, P
Verspreiding	Cd, As, DCP
Verzuring	Al, S, hardh.
Algemeen	Cl

Filterdiepten
De voorbeelden worden uitgewerkt voor ondiepe filters, omdat deze de informatie kunnen leveren die het meest relevant is voor het beleid (zie § 2.3).

7.3 Kanttekening bij de voorbeelden

Omdat de voorbeelden louter dienen om de werkwijze te illustreren, hebben wij elk meetnet slechts voor één maat en voor hooguit enkele gidsparameters geoptimaliseerd. In deze zin gaan de voorbeelden dus niet verder dan deeloptimalisaties. Een volledige optimalisatie is echter eenvoudig uit te voeren door de meetnetconfiguraties van deeloptimalisaties over elkaar te leggen.

Verder hebben wij bij het uitwerken van de voorbeelden meerdere keuzen moeten doen, waarover niet is overlegd met de betreffende meetnetbeheerders, zodat zij volledig voor onze rekening komen. Het betreft hier vooral keuzen met betrekking tot de mate waarin de informatie gedifferentieerd moet worden naar delen van het onderzoeksgebied en keuzen met betrekking tot gewenste effectiviteitsniveaus. Het is van belang er op te wijzen dat dit soort keuzen eigenlijk pas verantwoord gedaan kunnen worden na voldoende praktische ervaring met de mogelijkheden en beperkingen van de informatie die het meetnet levert. Voor wat betreft de PMG's is een dergelijke ervaring echter nog onvoldoende opgebouwd.

8 DETECTEREN EN SCHATTEN VAN NORMOVERSCHRIJDING

In dit hoofdstuk worden enkele voorbeelden uitgewerkt van optimalisatie van een meetnet grondwaterkwaliteit naar het detecteren en schatten van normoverschrijding. N.B.: Het percentage normoverschrijding definiëren we hier als 100% maal de verhouding tussen het oppervlak waar normoverschrijding optreedt en het totale oppervlak. Omdat een optimalisatie zich dient te richten op kwantitatieve richtpunten, zullen we eerst enkele niveaus van meetneteffectiviteit definiëren (§ 8.1).

8.1 Niveaus van meetneteffectiviteit

Voor het detecteren en schatten van normoverschrijding zijn de volgende maten genoemd om de effectiviteit van het meetnet te kwantificeren (§ 6.2):

- het percentage normoverschrijding waarbij het meetnet vrijwel zeker normoverschrijding detecteert;
- de precisie van het geschatte percentage normoverschrijding.

Verzamelingen ruimtelijke meetwaarden van het LMG en de PMG's blijken zelden te voldoen aan één of andere standaard-kansverdeling, zoals de normale of de lognormale kansverdeling (zie bijlage 2, § 2.1). In dit licht is het raadzaam de meetwaarden langs *niet-parametrische* weg te verwerken tot informatie, dat wil zeggen met statistische methoden die geen voorwaarden opleggen aan het soort kansverdeling waar de meetwaarden uit afkomstig zijn[16]. Voor wat betreft het detecteren en schatten van normoverschrijding kan er langs deze weg ook een analytische relatie worden afgeleid tussen de meetinspanning en de meetneteffectiviteit (zie hiervoor bijlage 2, § 2.2 en § 2.3), waar we hier dankbaar gebruik van zullen maken. Voor beide genoemde maten neemt de effectiviteit toe met het aantal meetpunten. Omdat het niet noodzakelijk lijkt om naar beide afzonderlijk te optimaliseren, hebben wij niveaus van meetneteffectiviteit gedefinieerd, die voor beide maten gekoppeld zijn aan dezelfde meetinspanning (tabel 8.1).

N.B. De in dit rapport vermelde niveaus voor meetneteffectiviteit zijn gevoelsmatig geformuleerd en dienen slechts om de voorbeelden realistischer te kunnen uitwerken. Zoals aangegeven in de procedure voor meetnetoptimalisatie (§ 3.4) zullen de gewenste niveaus uiteindelijk door de eindgebruikers moeten worden geformuleerd op basis van hun ervaringen en verwachtingen.

[16] Veel bekende statistische methoden, zoals lineaire regressie en de t-toets, behoren tot de verzameling parametrische methoden. Deze hanteren de vooronderstelling dat de meetwaarden afkomstig zijn uit een normale kansverdeling.

Tabel 8.1: Niveaus van meetneteffectiviteit (kolom 1), voor het detecteren van normoverschrijding bij een bepaald percentage normoverschrijding (kolom 2) en voor het schatten van normoverschrijding met een bepaalde precisie (kolom 3 t/m 5).

Effectiviteitsniveau 95%	Perc. normoverschr. (P) waarbij 95% kans op detectie	Precisie van geschatte normoverschrijding (95%-betr.), uitgedrukt in maximale schattingsfout, als het percentage normoverschrijding in werkelijkheid P bedraagt			benodigd aantal meetpunten ((zie bijlage 2, § 2.2 en § 2.3
		bij P=10% (of P=90%)[1)]	bij P=30% (of P=70%)[1)]	bij P=50%	
1_{95}	10%	11%	18%	19%	29
2_{95}	20%	19%	30%	29%	14
3_{95}	30%	23%	37%	28%	9
Effectiviteitsniveau 80%	**Perc. normoverschr. (P) waarbij 80% kans op detectie**	**Precisie van geschatte normoverschrijding (80%-betr.), uitgedrukt in maximale schattingsfout, als het percentage normoverschrijding in werkelijkheid P bedraagt**			**benodigd aantal meetpunten (zie bijlage 2, § 2.2 en § 2.3)**
		bij P=10% (of P=90%)[1)]	bij P=30% (of P=70%)[1)]	bij P=50%	
1_{80}	10%	10%	14%	19%	16
2_{80}	20%	15%	30%	25%	8
3_{80}	30%	10%	30%	50%	5

Noot 1): Uit analytische symmetrie volgt, dat de precisie van het geschatte percentage normoverschrijding als dit percentage normoverschrijding in werkelijkheid P bedraagt, gelijk is aan die van het geschatte percentage normoverschrijding als dit in werkelijkheid (100-P) bedraagt, zodat de precisie bij P=10% gelijk is aan die bij P=90% en de precisie bij P=30% gelijk is aan die bij P=70% (zie hiervoor bijlage 2, § 2.3).

8.2 Voorbeeld: provincie Gelderland

In de database zijn 109 meetpunten uit Gelderland beschikbaar met het 1e filter niet dieper dan 17 m onder maaiveld. De verdeling van deze meetpunten over de gebiedstypen is vermeld in tabel 8.2.

Tabel 8.2: Verdeling meetpunten over gebiedstypen in Gelderland (met filter 1 niet dieper dan 17 m onder maaiveld).

	La	On	Ri	Ze	Za	Zo	Zr	Tot
Beb			6			6	3	15
Boo			4					4
Bos					11	12	1	24
Bou			2			13	7	22
Gra	1		7	1	1	11	11	32
Irr			4					4
Nsp							2	2
Onb		3	2					5
Tui			1					1
Tot	1	3	26	1	12	42	24	109

VERKLARING
De kolommen bevatten de volgende bodemtypen:
La: Laagveen
On: Onbekend
Ri: Rivierklei
Ze: Zeeklei
Za: Zand (humusarm)
Zo: Zand (onbekend)
Zr: Zand (humusrijk)
De rijen bevatten de volgende typen landgebruik:
Beb: Bebouwing
Boo: Boomgaarden
Bos: Natuurgebied, bos, heide
Bou: Bouwland
Gra: Grasland
Irr: Niet relevant
Nsp: Niet gespecificeerd
Onb: Onbekend
Tui: Tuinbouw

De verdeling van de meetpunten zoals vermeld in tabel 8.2, weerspiegelt het relatief grote oppervlak dat de zandgronden innemen in Gelderland. De belangrijkste vormen van landgebruik op deze zandgronden zijn grasland, natuurgebied en bouwland. Voor wat betreft bodemtype wordt de tweede plaats ingenomen door rivierkleigronden.

Huidige effectiviteit meetinspanning per gebiedstype
Uitgaande van de verdeling van meetpunten over de gebiedstypen kunnen we de huidige effectiviteit van het meetnet ten aanzien van het detecteren van normoverschrijding berekenen (zie bijlage 2, § 2.2.1). De resultaten zijn vermeld per gebiedstype in tabel 8.3.

Tabel 8.3: Het minimale percentage normoverschrijding waarbij met de huidige meetinspanning met 95% kans normoverschrijding kan worden gedetecteerd (in filter 1).

	La	Ou	Ri	Ze	Za	Zo	Zr	Tot
Beb			40%			40%	64%	19%
Boo			53%					53%
Bos					24%	23%	96%	12%
Bou			78%			21%	35%	13%
Gra	96%		35%	96%	96%	24%	24%	9%
Irr			53%					53%
Nsp							78%	78%
Onb		64%	78%					46%
Tui			96%					96%
Tot	96%	64%	11%	96%	23%	7%	12%	3%

Deze tabel geeft de effectiviteit van de meetinspanning voor élk gebiedstype dat door het meetnet wordt beschouwd. Zo is bijvoorbeeld de huidige meetinspanning in grasland (Gra) op humusrijk zand (Zr) zodanig (11 meetpunten), dat er vrijwel zéker normoverschrijding kan worden gedetecteerd bij een percentage normoverschrijding van 24% of meer (dat wil zeggen als er in minstens 24% van het oppervlak van dit gebiedstype normoverschrijding optreedt).

Voor wat betreft de cel rechtsonder: Als de in totaal 109 meetpunten aselect zijn geplaatst over de provincie, zal er bij een percentage normoverschrijding van 3% of meer vrijwel zeker érgens normoverschrijding worden gedetecteerd. Maar de aselectheid van meetpunten zal doorgaans slechts opgaan voor de afzonderlijke gebieden die bij het ontwerp van het meetnet zijn onderscheiden en *niet* voor de provincie als geheel.

Als we daarentegen de effectiviteit ten opzichte van één of andere themaindicatie beschouwen, dan ontstaat er dankzij locale scherpstelling en het combineren van gebiedstypen een ander beeld. Dit laatste wordt hieronder toegelicht voor het thema verspreiding, waarvoor de parameters cadmium, arseen en DCP in bepaalde gebieden als gidsparameters kunnen dienen (zie tabel 7.1).

Cadmium

Cadmium kan dienen als gidsparameter voor verspreiding in kalkloze, humusarme zanden. De zandgronden in Gelderland zijn echter overwegend kalkrijk, hetgeen ook blijkt uit de lage concentraties aluminium en de hoge hardheden (zie § 5.1). Cadmium zal daarom in Gelderland nauwelijks als gidsparameter voor verspreiding kunnen dienen.

Arseen

Arseen kan daarentegen in kalkrijke zandgronden wél een geschikte gidsparameter vormen voor verspreiding. In tabel 8.4 is de huidige meetneteffectiviteit ten aanzien van het detecteren van normoverschrijding in de Gelderse zandgronden vermeld, met onderscheid naar het landgebruik.

Tabel 8.4: Het minimale percentage normoverschrijding waarbij met de huidige meetinspanning met 95% kans normoverschrijding kan worden gedetecteerd (in filter 1), in de gebieden waarin arseen als gidsparameter voor verspreiding kan dienen.

	Za	Zo	Zr
Beb	29%		
Boo			
Bos	12%		
Bou	14%		
Gra	13%		
Irr			
Nsp	78%		
Onb			
Tui			
Tot	4%		

Uit tabel 8.4 blijkt dat voor elk van de drie belangrijkste vormen van landgebruik op zandgronden (natuurgebied/bos, bouwland en grasland) al een redelijke effectiviteit bestaat ten aanzien van het detecteren van normoverschrijdingen. Om voor elk van deze vormen van landgebruik tot effectiviteitsniveau 1_{95} te komen (zie tabel 8.1), moeten echter nog enkele meetpunten worden bijgeplaatst, namelijk 5 in natuurgebied/bos, 9 in bouwland en 6 in grasland. Onder het voorbehoud dat alle door het meetnet beschouwde zandgronden kalkrijk zijn, kan worden geconcludeerd dat de huidige effectiviteit van het Gelderse meetnet ten aanzien van verspreidings-indicatie door arseen al redelijk kan worden geacht. Uitsluitsel over het kalkgehalte kunnen bodemkaarten geven. Zonodig kan het aantal meetpunten in kalkrijke zandgronden op peil worden gebracht door aselect meetpunten bij te plaatsen in kalkrijke zandgronden.
Naast het hier toegepaste principe van optimalisatie door locale scherpstelling (zie hfdst. 4), kunnen we nog nagaan of gebieden kunnen worden gecombineerd (zie hfdst. 5). Uit tabel 5.1 blijkt weliswaar dat arseen in de zandgronden van Drenthe en Noord-Brabant waarden aanneemt die vergelijkbaar zijn met die in de zandgronden van Gelderland, maar toch moet het combineren van waarden uit deze drie provincies worden afgeraden als het er om gaat arseen te gebruiken als gidsparameter voor verspreiding. De zandgronden in Drenthe en Noord-Brabant bevatten namelijk veel minder kalk dan de zandgronden in Gelderland en zullen daardoor het arseen meer vastleggen. Dit voorbeeld illustreert dat de empirische onderbouwing van het combineren van gebieden nooit los mag worden gekoppeld van de theoretische onderbouwing.

DCP (dichloorpropaan)
DCP kan in álle gebiedtsypen een gidsparameter vormen voor verspreiding, mits de toestand niet zeer sterk anoxisch is. In principe zou daarom kunnen worden volstaan met een uitspraak over normoverschrijding in de gehele provincie. Maar omdat de verspreiding van DCP gerelateerd kan zijn aan het

soort landgebruik, kan er een scherper beeld ontstaan door onderscheid te maken naar het soort landgebruik. In tabel 8.5 is de huidige meetneteffectiviteit ten aanzien van het detecteren van normoverschrijding in Gelderland vermeld, met onderscheid naar het landgebruik.

Tabel 8.5: Het minimale percentage normoverschrijding waarbij met de huidige meetinspanning met 95% kans normoverschrijding kan worden gedetecteerd (in filter 1) in de gebieden waarin DCP als gidsparameter voor verspreiding kan dienen.

Beb	19%
Boo	53%
Bos	12%
Bou	13%
Gra	9%
Irr	53%
Nsp	78%
Onb	46%
Tui	96%
Tot	3%

Uit tabel 8.5 blijkt dat de huidige meetinspanning voor de drie belangrijkste vormen van landgebruik (natuurgebied/bos, bouwland en gras) al hoge effectiviteiten oplevert ten aanzien van de detectie van normoverschrijding van DCP. Maar voor wat betreft boomgaarden en tuinbouw moet de huidige effectiviteit van het meetnet onvoldoende worden geacht. DCP vindt namelijk vooral toepassing binnen deze vormen van landgebruik, zodat normoverschrijdingen daar het eerst op zullen treden. Als beide gebiedstypen samen worden gevoegd, moeten er nog 24 (=29-5) meetpunten worden bijgeplaatst om tot effectiviteitsniveau 1_{95} te komen, of 9 (=14-5) om tot effectiviteitsniveau 2_{95} te komen. Door gebieden met boomgaarden en tuinbouw uit Gelderland en naburige provincies te clusteren, kan de benodigde aanvullende meetinspanning uiteraard sterk worden gereduceerd. Zo zijn er in Zuid-Holland 4 meetpunten in tuinbouwgebieden en in Noord-Brabant 3, terwijl er in Noord-Brabant ook een meetpunt in de gebieden met boomgaarden is. Gebiedsclustering leidt daarmee al praktisch tot effectiviteitsniveau 2_{95}, terwijl de benodigde aanvullende meetinspanning voor effectiviteitsniveau 1_{95} wordt gereduceerd van 24 tot 16 meetpunten. Er lijken op theoretische gronden geen bezwaren tegen een dergelijke clustering, tenzij er aanleiding is om te veronderstellen dat het DCP-gebruik ongelijk is voor deze provincies. Bij gebrek aan gegevens is het niet mogelijk een dergelijke gebiedsclustering empirisch te onderbouwen.

8.3 Voorbeeld: provincie Noord-Brabant

In de database zijn 116 meetpunten uit Noord-Brabant beschikbaar, met een 1e filter dat niet dieper ligt dan 17 m onder maaiveld. De verdeling van deze meetpunten over de gebiedstypen is vermeld in tabel 8.6.

Tabel 8.6: Verdeling meetpunten over gebiedstypen in Noord-Brabant (met filter 1 niet dieper dan 17 m onder maaiveld).

	Kv	Le	On	Ov	Ri	Ze	Za	Zo	Zr	Tot
Beb		1	2	1			1		3	8
Boo								1		1
Bos							11	13	2	26
Bou		1				3	1	5	9	19
Gra	1	1			3		1	10	13	29
Irr					1	1				2
Ivh					1			25		26
Nsp							1		1	2
Tui								3		3
Tot	1	3	2	1	5	4	15	57	28	116

VERKLARING
De kolommen bevatten de volgende bodemtypen:
Kv: Klei/veen
Le: Leem
On: Onbekend
Ov: Overig/onbekend
Ri: Rivierklei
Ze: Zeeklei
Za: Zand (humusarm)
Zo: Zand (onbekend)
Zr: Zand (humusrijk)
De rijen bevatten de volgende typen landgebruik:
Beb: Bebouwing
Boo: Boomgaarden
Bos: Natuurgebied, bos, heide
Bou: Bouwland
Gra: Grasland
Irr: Niet relevant
Ivh: Intensieve veehouderij
Nsp: Niet gespecificeerd
Tui: Tuinbouw

De verdeling van meetpunten weerspiegelt het relatief grote oppervlak van de zandgronden in Noord-Brabant en het feit dat het land met name wordt benut als grasland, natuurgebied/bos, intensieve veehouderij en bouwland.

Huidige effectiviteit meetinspanning per gebiedstype
De huidige effectiviteit van het meetnet ten aanzien van het detecteren van normoverschrijding is per gebiedstype vermeld in tabel 8.7.

Tabel 8.7: Het minimale percentage normoverschrijding waarbij met de huidige meetinspanning met 95% kans normoverschrijding kan worden gedetecteerd (in filter 1).

	Kv	Le	On	Ov	Ri	Ze	Za	Zo	Zr	Tot
Beb		96%	78%	96%			96%		64%	32%
Boo								96%		96%
Bos							24%	21%	78%	11%
Bou		96%				64%	96%	46%	29%	15%
Gra	96%	96%			64%		96%	26%	21%	10%
Irr					96%	96%				78%
Ivh					96%			12%		11%
Nsp							96%		96%	78%
Tui								64%		64%
Tot	96%	64%	78%	96%	46%	53%	19%	6%	11%	3%

Mogelijkheden meetnet voor vermestings-indicatie

Afhankelijk van het soort gebied kunnen nitraat, ammonium, kalium en fosfaat als gidsparameter voor vermesting dienen.

Nitraat

Nitraat kan in zandgebieden als gidsparameter voor vermesting dienen, vooral als de grondwaterstand niet ondiep is. In tabel 8.8 is de huidige meetneteffectiviteit ten aanzien van het detecteren van normoverschrijding in de Noord-Brabantse zandgronden vermeld, met onderscheid naar het landgebruik. In deze tabel is tevens de meetneteffectiviteit vermeld als alleen díe meetpunten worden beschouwd waar de grondwaterstand dieper is dan 2 m onder maaiveld.

Tabel 8.8: Het minimale percentage normoverschrijding waarbij met de huidige meetinspanning met 95% kans normoverschrijding kan worden gedetecteerd (in filter 1) in de gebieden waarin nitraat als gidsparameter voor vermesting kan dienen. (De getallen tussen haakjes gelden als alleen díe meetpunten worden beschouwd waar de grondwaterstand dieper is dan 2m onder maaiveld.)

	Za	Zo	Zr
Beb	53% (96%)		
Boo	96% (-)		
Bos	11% (32%)		
Bou	19% (35%)		
Gra	12% (78%)		
Ivh	12% (-)		
Nsp	78% (96%)		
Tui	64% (-)		
Tot	3% (15%)		

We zien in tabel 8.8 dat voor drie van de belangrijke landgebruiken (natuurgebied/bos, grasland en intensieve veehouderij) al vrijwel effectiviteitsniveau 1_{95} wordt gehaald. Voor het gebiedstype bouwland op zand wordt effectiviteitsniveau 2_{95} gehaald; om tot effectiviteitsniveau 1_{95} te komen zijn er nog 14 (=29-15) extra meetpunten nodig. Daarvan komen er al 7 beschikbaar door clustering met het gebiedstype bouwland op humusrijk zand in Gelderland. Deze clustering kan empirisch worden onderbouwd (zie tabel 5.1). Als alleen de meetpunten worden beschouwd waar de grondwaterstand dieper is dan 2 m onder maaiveld, blijkt de meetneteffectiviteit dramatisch lager en zelfs voor het totaal effectiviteitsniveau 1_{95} niet te halen.

9 SCHATTEN VAN MEDIAAN

Zoals eerder vermeld, voldoen verzamelingen ruimtelijke meetwaarden van het LMG en de PMG's zelden aan één of andere standaard-kansverdeling, zodat het raadzaam is de meetwaarden langs *niet-parametrische* weg te verwerken tot informatie. In het vorige hoofdstuk hebben we nog dankbaar gebruik kunnen maken van het feit, dat er voor wat betreft het detecteren en schatten van normoverschrijding langs niet-parametrische weg, ook een analytische relatie bestaat tussen de meetinspanning en de meetneteffectiviteit. Maar voor wat betreft het niet-parametrisch schatten van de mediaan, is het niet mogelijk een analytische relatie tussen de meetinspanning en de precisie van de geschatte mediaan af te leiden. Om dan toch tenminste énige indruk van de effectiviteit van verschillende meetinspanningen te krijgen, zullen wij onze toevlucht moeten nemen tot de *parametrische* weg, dat wil zeggen tot statistische methoden die er wél van uitgaan dat de meetwaarden afkomstig zijn uit één of andere standaard-kansverdeling. Voor wat betreft de ruimtelijke meetwaarden van het LMG en de PMG komt de lognormale kansverdeling dan nog het meest in aanmerking.

Gezien het bovenstaande wordt de mediaan in de volgende voorbeelden niet-parametrisch geschat, evenals de bijbehorende precisie. De effectiviteit van verschillende meetinspanningen wordt daarentegen noodgedwongen parametrisch benaderd, waarbij wordt uitgegaan van een lognormale kansverdeling van de meetwaarden. Als de meetwaarden daaraan niet voldoen, moge het duidelijk zijn dat de aldus verkregen uitkomsten slechts grove benaderingen vormen.

9.1 Niveaus van meetneteffectiviteit

De meetneteffectiviteit ten aanzien van het schatten van de mediaan kan worden uitgedrukt in de precisie van de geschatte mediaan (§ 6.2). Daarvoor hebben wij (weer gevoelsmatig) verschillende niveaus van meetneteffectiviteit gedefinieerd (tabel 9.1).[17]

Tabel 9.1: Enkele niveaus van meetneteffectiviteit ten aanzien van het schatten van de mediaan. De niveaus zijn uitgedrukt in de relatieve fout van de geschatte mediaan (d, zie ook bijlage 2, § 2.5).

effectiviteitsniveau 95%-betrouwbaarheid	relatieve fout (d)	effectiviteitsniveau 80% betrouwbaarheid
1_{95}	0,10	1_{80}
2_{95}	0,25	2_{80}
3_{95}	0,50	3_{80}
4_{95}	1,00	4_{80}

[17] Hier is - enigszins arbitrair - gekozen voor de *relatieve* fout als maat voor de precisie. Een andere geschikte maat voor de precisie is bijvoorbeeld de *absolute* fout.

Het is natuurlijk mogelijk de keuze voor één van deze niveaus mede af te laten hangen van de ernst van de situatie, bijvoorbeeld door rekening te houden met de ligging van meetwaarden ten opzichte van de norm. Zo kan worden volstaan met een geringere precisie bij het schatten van de mediaan als alle meetwaarden ruim voldoen aan de norm, dan wanneer er veel normoverschrijdingen zijn.

9.2 Voorbeeld: provincie Zuid-Holland

Als eerste voorbeeld wordt het meetnet van de provincie Zuid-Holland geoptimaliseerd naar het onderkennen van algemene verontreiniging. Chloride kan in principe in elk gebiedstype als gidsparameter voor dit milieuthema fungeren, mits er geen mariene invloeden spelen (§ 4.1.4). In de database van het RIVM zijn er 22 meetpunten beschikbaar in zoet grondwater in Zuid-Holland, met filter 1 niet dieper dan 17 m onder maaiveld. De verdeling van deze meetpunten over de gebiedstypen is vermeld in tabel 9.2.

Tabel 9.2: Verdeling meetpunten over gebiedstypen in Zuid-Holland (in zoet grondwater en met filter 1 niet dieper dan 17 m onder maaiveld).

	Ha	La	Ri	Ze	Za	Zr	Tot
Beb			1			1	2
Bos	1		1				2
Bou				2	1	1	4
Dui					2		2
Gra		3		3			6
Irr			2	1	1		4
Tui				1	1		2
Tot	1	3	4	7	5	2	22

VERKLARING
De kolommen bevatten de volgende bodemtypen:
Ha: Havenslib — Ze: Zeeklei
La: Laagveen — Za: Zand (humusarm)
Ri: Rivierklei — Zr: Zand (humusrijk)
De rijen bevatten de volgende typen landgebruik:
Beb: Bebouwing — Gra: Grasland
Bos: Natuurgebied, bos, heide — Irr: Niet relevant
Bou: Bouwland — Tui: Tuinbouw
Dui: Duinen

De 22 waarnemingen van chloride in 1992 variëren tussen 11,6 en 170,4 g/m^3. Tabel 9.3 geeft enkele kengetallen van de populatie chloride, die zijn geschat aan de hand van deze steekproef (zie bijlage 2, § 2.5 voor de statistische achtergronden).

Tabel 9.3: Enkele geschatte kengetallen (1992) van de concentratie chloride (g/m^3) in zoet grondwater in Zuid-Holland (filter 1, niet dieper dan 17 m onder maaiveld).

$\bar{x}$	niet-parametrisch geschat		parametrisch geschat				n
	m	95%-int.	$\bar{y}$	s_y	m	95%-int.	
86,3	72,1	[44,2 ; 129,0]	4,23	0,77	68,7	[48,7 ; 97,1]	22

VERKLARING
$\bar{x}$: geschatte gemiddelde van chloride (g/m^3)
m : geschatte mediaan van chloride (g/m^3)
$\bar{y}$: geschatte gemiddelde van log-chloride
s_y : geschatte standaardafwijking van log-chloride
n : aantal waarnemingen in steekproef

Met de kengetallen in tabel 9.3 kunnen we de huidige meetneteffectiviteit ten aanzien van het schatten van de mediaan van chloride parametrisch benaderen (zie bijlage 2, § 2.5). De mediaan kan parametrisch met 95%-betrouwbaarheid worden geschat binnen een relatieve fout van 0,38 (niveau 3_{95}) en met 80%-betrouwbaarheid binnen een relatieve fout van 0,23 (niveau 2_{80}). Om tot bijvoorbeeld niveau 2_{95} te kunnen komen, zijn er 46 meetpunten nodig. Het verdient uiteraard aanbeveling na te gaan of daarbij clustering mogelijk is met vergelijkbare (delen van) provincies, zoals Noord-Holland en Utrecht.

Uit statistische toetsing bleek overigens, dat de nulhypothese dat de gebruikte meetwaarden van chloride afkomstig zijn uit een lognormale kansverdeling, niet verworpen hoeft te worden (Shapiro-Wilk toets, 95% betrouwbaarheid). Maar bij een dergelijk gering aantal meetwaarden (22) kunnen slechts grote afwijkingen van de lognormale kansverdeling gedetecteerd worden. Het blijft derhalve raadzaam de uitkomsten van de parametrische benadering slechts als indrukken van de orde van grootte te beschouwen.

9.3 Voorbeeld: intrekgebieden grondwaterwinningen in Gelderland

Het tweede voorbeeld betreft het optimaliseren van het meetnet in de intrekgebieden van de grondwaterwinningen in Gelderland naar het onderkennen van vermesting. We beperken ons daarbij tot kalium, dat in (kleiarme) zanden als gidsparameter voor dit milieuthema kan fungeren (zie § 4.1.1).
De database van het RIVM bevat 74 meetpunten in intrekgebieden van grondwaterwinningen. De verdeling van deze meetpunten over de gebiedstypen is vermeld in tabel 9.4.

Tabel 9.4: Verdeling meetpunten over gebiedstypen in intrekgebieden van Gelderse waterwinningen (met filter 1 niet dieper dan 17 m onder maaiveld).

	La	Ri	Ze	Za	Zo	Zr	Tot
Beb		6			5	1	12
Boo		2					2
Bos				8	8	1	17
Bou		2			11	5	18
Gra	1	3	1	1	9	2	17
Irr		4					4
Nsp						2	2
Onb		1					1
Tui		1					1
Tot	1	19	1	9	33	11	74

VERKLARING
De kolommen bevatten de volgende bodemtypen:
La: Laagveen
Ri: Rivierklei
Ze: Zeeklei
Za: Zand (humusarm)
Zo: Zand (onbekend)
Zr: Zand (humusrijk)
De rijen bevatten de volgende typen landgebruik:
Beb: Bebouwing
Boo: Boomgaarden
Bos: Natuurgebied, bos, heide
Bou: Bouwland
Gra: Grasland
Irr: Niet relevant
Nsp: Niet gespecificeerd
Onb: Onbekend
Tui: Tuinbouw

Uit tabel 9.4 blijkt dat natuurgebied/bos, bouwland en grasland de belangrijkste soorten landgebruik zijn in de zandgebieden binnen de intrekgebieden. Omdat de mate van vermesting doorgaans afhangt van het soort landgebruik, kan het zinvol zijn de informatie te differentiëren naar landgebruik. Bij gebrek aan kennis over het kleigehalte in deze zandgronden, gaan we er vooralsnog van uit dat dit laag is en dat daarmee elk meetpunt zinvolle informatie over vermesting kan leveren, door middel van de meetwaarde van kalium.
Tabel 9.5 geeft voor deze drie soorten landgebruik enkele geschatte kengetallen van de populatie kalium (zie bijlage 2, § 2.5 voor de statistische achtergronden).

Tabel 9.5: Enkele geschatte kengetallen (1992) van de concentratie kalium (g/m³) in de zandgebieden binnen de Gelderse intrekgebieden (filter 1, niet dieper dan 17 m onder maaiveld).

Land-gebruik	$\bar{x}$	niet-parametrisch geschat		parametrisch geschat				n
		m	95%-int.	$\bar{y}$	s_y	m	95%-int.	
Bos	2,2	0,8	[0,7 ; 1,5]	0,23	0,93	1,3	[0,8 ; 2,0]	17
Bou	16,9	12,9	[4,1 ; 20,0]	2,20	1,34	9,0	[4,4 ; 18,4]	16
Gras	11,9	2,9	[0,9 ; 14,1]	1,35	1,66	3,9	[1,3 ; 11,1]	12

VERKLARING
$\bar{x}$: geschatte gemiddelde van kalium (g/m³)
m : geschatte mediaan van kalium (g/m³)
$\bar{y}$: geschatte gemiddelde van log-kalium
s_y : geschatte standaardafwijking van log-kalium
n : aantal waarnemingen in steekproef

Met de kengetallen in tabel 9.5 kunnen we de huidige meetneteffectiviteit ten aanzien van het schatten van de mediaan van kalium parametrisch benaderen (zie bijlage 2, § 2.5). Deze is vermeld in tabel 9.6 voor de drie vormen van landgebruik afzonderlijk.

Tabel 9.6: Huidige effectiviteit van het meetnet in de intrekgebieden van Gelderland, uitgedrukt in de relatieve precisie (d) van de geschatte mediaan van kalium en het effectiviteitsniveau (filter 1, niet dieper dan 17 m onder maaiveld).

	95%-betrouwbaarheid		80%-betrouwbaarheid	
Landgebruik	d	niveau	d	niveau
Bos	0,56	4_{95}	0,34	3_{80}
Bou	0,93	4_{95}	0,54	4_{80}
Gras	1,56	$> 4_{95}$	0,85	4_{80}

Uit tabel 9.6 blijkt dat de huidige meetneteffectiviteit laag is voor de drie soorten landgebruik. In tabel 9.7 is vermeld welke meetinspanning vereist is om de meetneteffectiviteit in deze soorten landgebruik op te schroeven tot niveau 2.

Tabel 9.7: Benodigd aantal meetpunten (n) om voor elk van de soorten landgebruik tot meetneteffectiviteit 2 te komen ten aanzien van het schatten van de mediaan van kalium.

Landgebruik	niveau	n	niveau	n
Bos	2_{95}	45	2_{80}	28
Bouwland	2_{95}	139	2_{80}	59
Grasland	2_{95}	213	2_{80}	91

Uit tabel 9.7 blijkt dat met name voor bouwland en grasland grote meetinspanningen zijn vereist om de mediaan van kalium met redelijke precisie te kunnen schatten.
Optimalisatie door gebiedsclustering lijkt hier af te raden, gezien het grote belang dat de Provincie Gelderland zal hechten aan uitspraken die louter betrekking hebben op de grondwaterkwaliteit in de intrekgebieden van grondwaterwinningen binnen zijn provincie.

Uit statistische toetsing bleek overigens, dat zowel voor bouwland als grasland, de nulhypothese dat de gehanteerde meetwaarden van kalium afkomstig zijn uit een lognormale kansverdeling, niet verworpen hoeft te worden, terwijl dit voor bos wél het geval is (Shapiro-Wilk toets, 95% betrouwbaarheid). Gezien de geringe steekproefgroottes (< 20 meetwaarden), waarbij slechts grote afwijkingen van de lognormale kansverdeling gedetecteerd kunnen worden, is het echter niet alleen voor bos, maar ook voor bouwland en grasland raadzaam de uitkomsten van de parametrische benadering slechts als indrukken van de orde van grootte te beschouwen.

10 DETECTEREN VAN TRENDS IN MEETPUNTEN

Dit hoofdstuk beschouwt de mogelijkheden van meetnetoptimalisatie ten aanzien van het langs klassiek statistische weg detecteren van trends *in afzonderlijke meetpunten*. Voor wat betreft de relatie tussen de meetinspanning en de meetneteffectiviteit is dan slechts de meetfrequentie van belang.
N.B. 1): Als bezwaar tegen het presenteren van informatie over afzonderlijke meetpunten kan worden aangevoerd, dat het beleid minder belang hecht aan puntinformatie. Dit zou kunnen worden ondervangen door de *gebiedstrend* te beschouwen. De kans op detectie van een gebiedstrend is hoger dan die op detectie van trend in de afzonderlijke meetpunten, mits er binnen een bepaald gebied dezelfde trend optreedt. Voor wat betreft detectie (of schatting) van een gebiedstrend zijn bij optimalisatie van de meetinspanning zowel de meetfrequentie als het aantal meetpunten binnen dat gebied van belang. De mogelijkheden van een klassiek statistische methode voor meetnetoptimalisatie naar het detecteren (of schatten) van een gebiedstrend moeten echter nog nader onderzocht worden (zie hiervoor bijlage 2, § 2.6).
N.B. 2): Als er binnen een bepaald gebied tegengestelde trends optreden, zal er bij het beschouwen van de gebiedstrend informatie verloren gaan. Een goed compromis tussen de puntinformatie en de gebiedsinformatie wordt daarom geboden door de geostatistische benadering zoals gehanteerd door het RIVM, die de mogelijkheid biedt mediane trends voor blokken van 4 bij 4 km te presenteren. Met deze benadering kan een meetnet worden geoptimaliseerd naar de *precisie* waarmee de mediane trend voor een blok van 4 bij 4 km kan worden geschat. Zowel de meetfrequentie als het aantal meetpunten spelen daarbij een rol.

De voorbeelden evalueren de mogelijkheden tot het detecteren van verzuringstrends in afzonderlijke meetpunten van het meetnet in de klei-/veengebieden van Zuid-Holland (§ 10.1) en in afzonderlijke meetpunten van het meetnet in de zandgebieden van Gelderland (§ 10.2). We zijn uitgegaan van een deelverzameling van de database van het RIVM, met per meetpunt meetreeksen van jaarlijkse waarnemingen in het diepte-interval 5 tot 17 m onder maaiveld in de periode 1987 t/m 1992 (zie § 2.3).

Niet-parametrische en parametrische benadering
Er is nog onvoldoende bekend uit wat voor soort kansverdelingen tijdreeksen van meetwaarden[18] van het LMG en de PMG's afkomstig zijn, zodat het aanbeveling verdient trends niet-parametrisch te detecteren en te schatten. De zogenaamde "robuuste lijnschatter" biedt hiertoe uitstekende mogelijkheden (zie bijlage 2, § 2.6.1). Een nadeel van deze niet-parametrische weg is echter dat er geen analytische relatie tussen de meetinspanning (hier: de meetfrequentie) en de meetneteffectiviteit (hier: de detectiekans van een trend) kan worden afgeleid. Dit is slechts mogelijk langs parametrische weg, zij het dat de uitkomsten dan slechts als grove benaderingen gezien kunnen worden, omdat het achterliggend soort kansverdeling van de tijdreeksen van meetwaarden immers niet bekend is. Dit hoofdstuk presenteert hiervan twee voorbeelden, de eerste waarbij wordt verondersteld dat de kansverdeling van meetwaarden in de tijdreeks benaderd kan worden met een *normale* kansverdeling (§ 10.1) en de tweede waarbij wordt verondersteld dat deze benaderd kan worden met een *lognormale* kansverdeling (§ 10.2).

---

[18] Een tijdreeks van meetwaarden wordt gevormd door de chronologisch gerangschikte waarden van een bepaalde chemische parameter, zoals gemeten op verschillende tijdstippen in hetzelfde meetpunt.

10.1 Voorbeeld normale benadering: klei-/veengebieden in Zuid-Holland

Niveaus van meetneteffectiviteit bij normale benadering
Voor een meetnet dat zich richt op het signaleren van ontwikkelingen, vormt de detectiekans van een bepaalde trend in een meetpunt een relevant te achten effectiviteitsmaat (zie § 6.2). In deze paragraaf wordt als voorbeeld ingegaan op de detectiekans van trends in de concentratie sulfaat in afzonderlijke meetpunten in de klei-/veengebieden in Zuid-Holland, waarbij we er van uitgaan dat de kansverdeling van meetwaarden in de tijdreeks benaderd kan worden met een normale kansverdeling.

Omdat vier variabelen een rol spelen bij het definiëren van de niveaus van deze effectiviteitsmaat, namelijk: 1) detectiekans; 2) te detecteren verandering; 3) periode waarover en 4) de gehanteerde betrouwbaarheid bij de toets op trend, zijn er in principe talloze niveaus uit combinaties van deze variabelen te definiëren. Voor dit voorbeeld hebben we er van afgezien de huidige meetneteffectiviteit te evalueren ten opzichte van *algemene niveaus* van meetneteffectiviteit. Dergelijke algemene niveaus zijn namelijk moeilijk te definiëren bij de normale benadering, omdat de te detecteren verandering dan niet relatief, maar absoluut wordt uitgedrukt, zoals hier in de concentratie sulfaat. Voor elke parameter afzonderlijk zouden dan specifieke niveaus van meetneteffectiviteit moeten worden gedefinieerd.

Bij het detecteren van trends in afzonderlijke meetpunten wordt de detectiekans van een bepaalde trend over een bepaalde periode groter naarmate er meer seriëel onafhankelijke[19] waarnemingen beschikbaar komen. Het is echter te verwachten dat er bij het verhogen van de huidige meetfrequentie van één bemonstering per jaar, seriële afhankelijkheid tussen de waarnemingen ontstaat, waardoor er nog maar nauwelijks informatiewinst kan optreden. Bovendien zijn er ook nog praktische (financiële) bezwaren tegen het nemen van meer dan één monster per jaar, wat betekent dat er over r jaar hooguit q waarnemingen beschikbaar kunnen komen ($q \leq r$). Er zijn dan ook eigenlijk geen vrijheidsgraden meer om het reeds geëffectueerde niveau van meetneteffectiviteit op te schroeven, maar wél om het niveau te verlagen (door bijvoorbeeld over te gaan naar tweejaarlijkse waarnemingen). Dit zal financieel uiteraard aantrekkelijk zijn, maar gezien de grote temporele spreidingen die processen van de ondiepe grondwaterkwaliteit doorgaans kenmerken en de snelheid waarmee het beleid informatie over veranderingen wil, is de behoefte aan een dergelijke verlaging van de meetfrequentie nauwelijks voor te stellen.
Het gebrek aan vrijheidsgraden om een hogere meetneteffectiviteit te kunnen bewerkstelligen - althans voor wat betreft trenddetectie in afzonderlijke meetpunten - houdt overigens in dat we in dit hoofdstuk niet verder kunnen komen dan een evaluatie van de huidige meetneteffectiviteit.

---

[19] Waarnemingen zijn onafhankelijk als de kans op een bepaalde waarde in de tijdreeks niet wordt bepaald door de waarde van één van de voorliggende waarnemingen.

Verdeling meetpunten
In de database zijn 21 meetpunten beschikbaar uit de klei- en/of veengebieden in Zuid-Holland, met het 1e filter niet dieper dan 17 m onder maaiveld. De verdeling van deze meetpunten over de gebiedstypen is vermeld in tabel 10.1.

Tabel 10.1: Verdeling meetpunten over klei-/veengebieden in Zuid-Holland (met filter 1 niet dieper dan 17 m onder maaiveld).

	La	Ri	Ze	Tot
Beb	1	1		2
Bos		1		1
Bou			3	3
Gra	5		4	9
Irr		2	1	3
Nsp	1			1
Tui			2	2
Tot	7	4	10	21

VERKLARING
De kolommen bevatten de volgende bodemtypen:
La: Laagveen
Ri: Rivierklei
Ze: Zeeklei
De rijen bevatten de volgende typen landgebruik:
Beb: Bebouwing
Bos: Natuurgebied, bos, heide
Bou: Bouwland
Gra: Grasland
Irr: Niet relevant
Nsp: Niet gespecificeerd
Tui: Tuinbouw

Uit de verdeling van de meetpunten blijkt dat grasland de belangrijkste vorm van landgebruik is in deze gebieden.

Mogelijkheden meetnet voor detectie verzuringstrend
Zoals hiervoor vermeld kunnen - afhankelijk van het soort gebied - de hardheid, aluminium en sulfaat als gidsparameter voor verzuring dienen. Voor aluminium geldt dit met name in kalkloze zandgronden en voor de hardheid met name in kalkrijke zandgronden, zodat sulfaat overblijft als mogelijke gidsparameter voor verzuring in de klei-/veengebieden (weliswaar met enkele voorbehouden, zie § 4.1.3).

Sulfaat
De detectiekans van een trend hangt af van de gehanteerde statistische trendtoets, de gehanteerde betrouwbaarheid, de grootte van de trend, de achterliggende kansverdeling van het bestudeerde proces (hier de concentratie sulfaat), de periode waarover de trend moet worden gedetecteerd en het aantal onafhankelijke waarnemingen in deze periode (zie bijlage 2, § 2.6.2). Als we er (voor de uitwerking van dit voorbeeld) van uitgaan dat de concentratie sulfaat in een meetpunt in de tijd een normale kansverdeling volgt, dan vormt lineaire regressie een geschikte trendtoets. De benodigde meetfrequentie om een bepaalde trend te kunnen detecteren hangt dan nog slechts af van

de standaardafwijking van het *trendloze* proces[20] (σ_ε). Om een indruk te krijgen van de huidige meetneteffectiviteit ten aanzien van de detectie van trends in de concentratie sulfaat, hebben we σ_ε geschat voor een aantal meetpunten in de Zuid-Hollandse klei-/veengebieden. Voor elke meetreeks is deze standaardafwijking geschat aan de hand van een lineair regressiemodel, om zo te corrigeren voor een eventuele trend:

$$x_j = \beta_0 + \beta_1 \cdot t_j + \varepsilon_j \qquad (1)$$

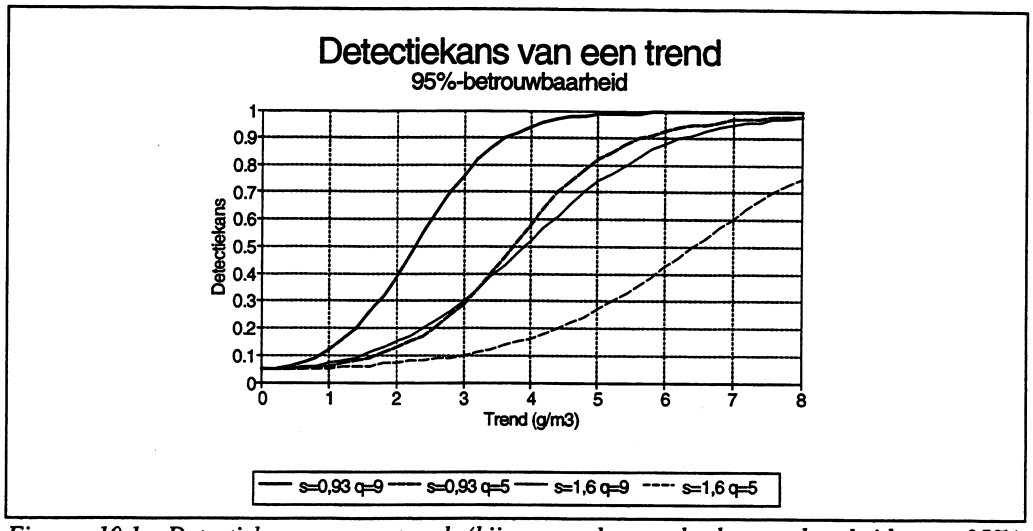
met x_j de concentratie sulfaat (x) in het meetpunt op tijdstip t_j, β_0 het intercept, β_1 de lineaire verandering van het gemiddelde van de concentratie per tijdstap en ε_j de modelafwijking. De resultaten zijn vermeld in tabel 10.2.

Tabel 10.2: Geschatte temporele standaardafwijking (s_ε, in g/m³) en gemiddelde ($\bar{x}$, in g/m³) van de concentratie sulfaat in meetpunten in drie soorten landgebruik van de klei-/veengebieden in Zuid-Holland (1987 t/m 1992).

	Grasland		Bouwland		Overige	
	s_ε	$\bar{x}$	s_ε	$\bar{x}$	s_ε	$\bar{x}$
	0,62	6,60	0,43	0,76	0,75	0,83
	0,65	0,84	1,44	4,98	0,93	0,95
	0,69	0,56	1,61	37,0	3,74	8,88
	0,76	0,68				
	1,14	0,70				
	1,19	1,08				
	1,59	1,29				
Minimum	0,62	0,56	0,43	0,76	0,75	0,83
Mediaan	0,76	0,84	1,44	4,98	0,93	0,95
Maximum	1,59	6,60	1,61	37,0	3,74	8,88

De temporele standaardafwijking van de concentratie sulfaat verschilt per landgebruik en neemt toe in de volgorde grasland, overige, bouwland. Als we geen onderscheid naar landgebruik maken en de 13 schattingen samenvoegen, dan bedraagt de mediaan 0,93 g/m³ en het 90-percentiel 1,60 g/m³. Deze kunnen worden gezien als karakteristieke waarden van de temporele standaardafwijking van de concentratie sulfaat in de Zuid-Hollandse klei-/veengebieden. Aan de hand van deze karakteristieke waarden kunnen we een beeld schetsen van de huidige meetneteffectiviteit ten aanzien van de detectie van sulfaattrends in afzonderlijke meetpunten (zie bijlage 2, § 2.6.2). In figuur 10.1 is de detectiekans bij een gehanteerde betrouwbaarheid van 95% weergegeven (Y-as), als functie van de verandering in het procesgemiddelde (op de X-as), de twee karakteristieke waarden van de standaardafwijking van de concentratie sulfaat (σ_ε=0,93 of 1,60) en het aantal onafhankelijke waarnemingen (q=5 of 9).
De keuze van deze aantallen waarnemingen sluit aan op het feit dat er vierjaarlijks een provinciaal beleidsplan wordt opgesteld. Bij jaarlijks bemonsteren komen er over een dergelijke periode dan 5 en over twee perioden 9

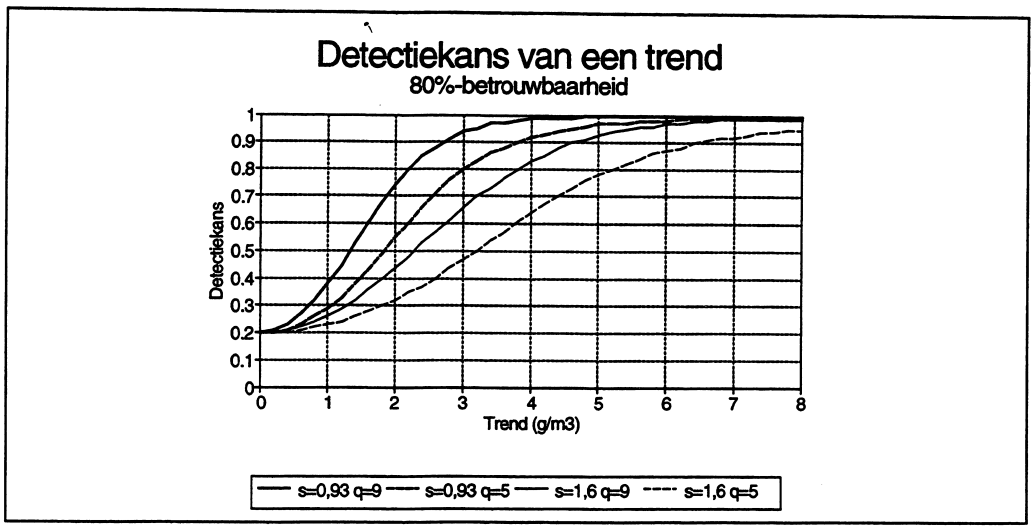
[20] Het proces is het verschijnsel waarvan de tijdreeks in feite een steekproef vormt.



Figuur 10.1: Detectiekansen van trend (bij een gehanteerde betrouwbaarheid van 95%), karakteristiek voor sulfaat in de Zuid-Hollandse klei-\veengebieden.

waarnemingen beschikbaar, terwijl er bij tweejaarlijks bemonsteren over twee van dergelijke perioden 5 waarnemingen beschikbaar komen.
Uit figuur 10.1 blijkt dat een verandering in een proces moeilijker te detecteren valt naarmate de natuurlijke variatie van dat proces groter is en naarmate er minder waarnemingen beschikbaar zijn. Het verhogen van de meetfrequentie biedt verder nauwelijks uitkomst, omdat er bij meer dan één waarneming per jaar seriële afhankelijkheid tussen de waarnemingen wordt geïntroduceerd, zodat er nauwelijks informatiewinst kan worden geboekt. Uit deze figuur kunnen we tevens afleiden wat voor de geschetste processen de prijs is van het verlagen van een jaarlijkse meetfrequentie naar een tweejaarlijkse meetfrequentie. Stel dat we binnen 8 jaar een trend van 3 g/m^3 willen kunnen detecteren in een proces met standaardafwijking 0,93 g/m^3. Bij jaarlijks meten (q=9) bedraagt de detectiekans dan 75%, maar bij tweejaarlijks meten (q=5) slechts 30%.

We kunnen de detectiekans van een trend natuurlijk ook opschroeven door genoegen te nemen met minder betrouwbaarheid, bijvoorbeeld 80% (zie figuur 10.2). De prijs daarvoor is echter dat de kans op onterechte trenddetectie (de detectiekans als er helemaal geen trend is) vrij hoog wordt, namelijk 20%.



Figuur 10.2: Detectiekansen van trend (bij een gehanteerde betrouwbaarheid van 80%), karakteristiek voor sulfaat in de Zuid-Hollandse klei-\veengebieden.

10.2 Voorbeeld lognormale benadering: zandgebieden in Gelderland

Niveaus van meetneteffectiviteit bij lognormale benadering
In tegenswtelling tot bij de nromale benadering (vorige paragraaf) kunnen er bij de lognormale benadering van trenddetectie in afzonderlijke meetpunten wél algemene niveaus van meetneteffectiviteit worden gedefinieerd, omdat de te detecteren verandering dan wél relatief kan worden uitgedrukt. We hoeven nu niet voor elke parameter afzonderlijk specifieke niveaus van meetneteffectiviteit te definiëren, maar kunnen volstaan met algemene niveaus die voor alle parameters gelden.
In tabel 10.3 zijn enkele niveaus vermeld, gedefinieerd door verschillende combinaties van een viertal variabelen, namelijk de te detecteren relatieve verandering van de procesmediaan (δ%), periode waarover (r), detectiekans (K[det]) en de gehanteerde betrouwbaarheid. Omdat sommige niveaus overlap vertonen, kan de effectiviteit van een meetnet ook door meerdere van deze niveaus worden gekenmerkt.

Tabel 10.3: Enkele niveaus van meetneteffectiviteit ten aanzien van trenddetectie. De niveaus zijn uitgedrukt in de detectiekans (K[det]) van een relatieve verandering van de procesmediaan ter grootte δ% over r jaar, bij een bepaalde gehanteerde betrouwbaarheid.

95%-betrouwbaarheid				80%-betrouwbaarheid			
niveau	δ%	r	K[det]	niveau	δ%	r	K[det]
$1_{4,95}$	10%	4	0,95	$1_{4,80}$	10%	4	0,80
$1_{8,95}$	10%	8	0,95	$1_{8,80}$	10%	8	0,80
$2_{4,95}$	25%	4	0,95	$2_{4,80}$	25%	4	0,80
$2_{8,95}$	25%	8	0,95	$2_{8,80}$	25%	8	0,80
$3_{4,95}$	50%	4	0,95	$3_{4,80}$	50%	4	0,80
$3_{8,95}$	50%	8	0,95	$3_{8,80}$	50%	8	0,80
$4_{4,95}$	75%	4	0,95	$4_{4,80}$	75%	4	0,80
$4_{8,95}$	75%	8	0,95	$4_{8,80}$	75%	8	0,80
$5_{4,95}$	100%	4	0,95	$5_{4,80}$	100%	4	0,80
$5_{8,95}$	100%	8	0,95	$5_{8,80}$	100%	8	0,80

Verdeling meetpunten
De database van het RIVM omvat 78 meetpunten uit de zandgebieden in Gelderland, met een 1e filter niet dieper dan 17 m onder maaiveld. De verdeling van deze meetpunten over de gebiedstypen is vermeld in tabel 10.4.

Tabel 10.4: Verdeling meetpunten over zandgebieden in Gelderland (met filter 1 niet dieper dan 17 m onder maaiveld).

	Za	Zo	Zr	Tot
Beb		6	3	9
Bos	11	12	1	24
Bou		13	7	20
Gra	1	11	11	23
Nsp			2	2
Tot	12	42	24	78

VERKLARING
De kolommen bevatten de volgende bodemtypen:
Za: Zand (humusarm) Zr: Zand (humusrijk)
Zo: Zand (onbekend)
De rijen bevatten de volgende typen landgebruik:
Beb: Bebouwing Gra: Grasland
Bos: Natuurgebied, bos, heide Nsp: Niet gespecificeerd
Bou: Bouwland

Uit de verdeling van de meetpunten blijkt dat natuurgebied/bos, bouwland en grasland de belangrijkste soorten landgebruik zijn in de Gelderse zandgebieden.

Mogelijkheden meetnet voor detectie verzuringstrend
Afhankelijk van het soort gebied kunnen de hardheid, aluminium en sulfaat als gidsparameter voor verzuring dienen. Voor aluminium geldt dit met name in kalkloze zandgronden, terwijl dit voor de hardheid geldt in kalkrijke zandgronden (zie § 4.1.3). Omdat de Gelderse zandgronden relatief kalkrijk zijn (zie § 5.1), zullen we ons in dit voorbeeld beperken tot de hardheid als gidsparameter voor verzuring.

Hardheid
In de database van het RIVM zijn geen gegevens over de hardheid opgeslagen, maar de parameter is eenvoudig te berekenen aan de hand van de waarden voor calcium en magnesium, volgens:

$$hh = \frac{Ca}{40,08} + \frac{Mg}{24,305} \qquad (2)$$

met hh de hardheid (mol/m^3), Ca de concentratie calcium (g/m^3) en Mg de concentratie magnesium (g/m^3).
Als we er (voor de uitwerking van dit voorbeeld) van uitgaan dat de hardheid in een meetpunt in de tijd een lognormale kansverdeling volgt, dan kan lineaire regressie van de logaritme van de hardheid een geschikte trendtoets vormen. De benodigde meetfrequentie om een bepaalde trend te kunnen detecteren hangt dan nog slechts af van de standaardafwijking van het *trendloze* log-proces (σ_ε). Om een indruk te krijgen van de huidige meetneteffectiviteit ten aanzien van trenddetectie van de hardheid, hebben we σ_ε geschat voor een aantal meetpunten in de Gelderse zandgebieden. Voor elke meetreeks is deze standaardafwijking geschat aan de hand van een lineair

regressiemodel van de log-waarden, om zo te corrigeren voor een eventuele trend:

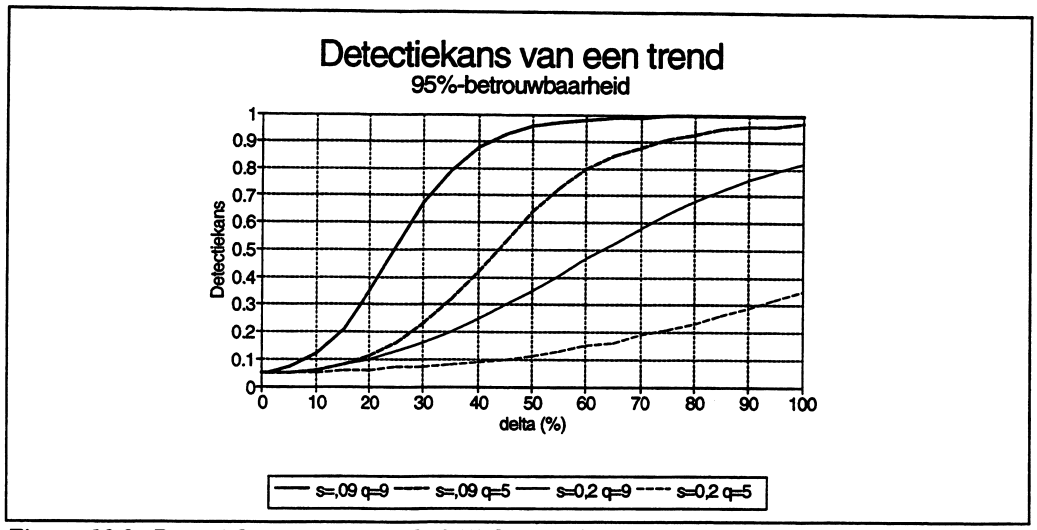
$$Ln(x_j) = \beta_0 + \beta_1 \cdot t_j + \epsilon_j \qquad (3)$$

met $Ln(x_j)$ de natuurlijke logaritme van de hardheid (x) in het meetpunt op tijdstip t_j, β_0 het intercept, β_1 de lineaire verandering van het gemiddelde van de log-hardheid per tijdstap en ε_j de modelafwijking. De resultaten zijn vermeld in tabel 10.5.

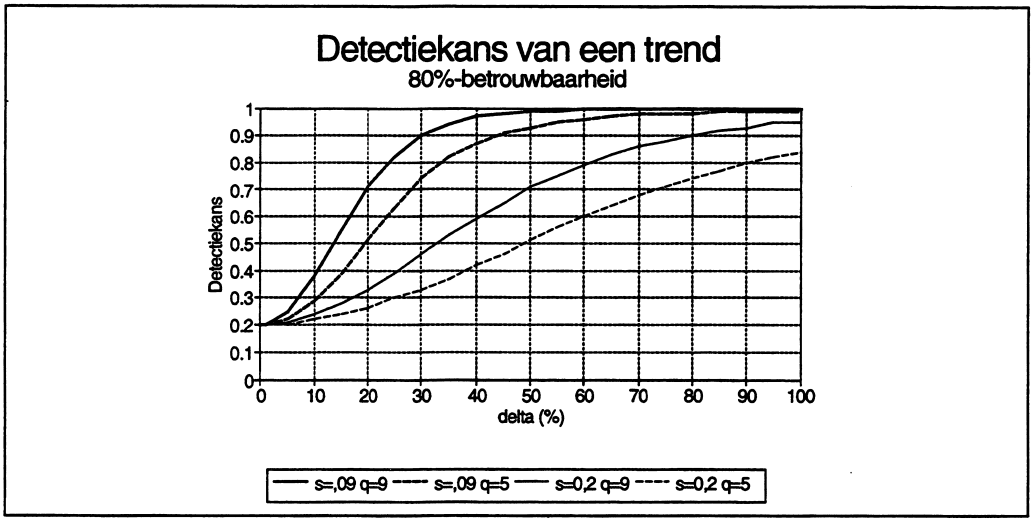
Tabel 10.5: Geschatte temporele standaardafwijking (s_ε) van de log-hardheid in meetpunten in drie soorten landgebruik in de Gelderse zandgronden (1987 t/m 1992).

	Natuur/Bos	Bouwland	Grasland
s_ε	0,03 0,03 0,05 0,07 0,10 0,10 0,11 0,13 0,13 0,18 0,21 0,37	0,03 0,05 0,06 0,07 0,14 0,20 0,24	0,02 0,04 0,04 0,05 0,07 0,08 0,08 0,08 0,10 0,10 0,12 0,25
Min.	0,03	0,03	0,02
Max.	0,37	0,24	0,25
Mediaan	0,11	0,07	0,08

De temporele standaardafwijking van de log-hardheid in bouwland en grasland is vergelijkbaar, terwijl die in natuurgebied/bos hogere waarden aan kan nemen. Als we geen onderscheid naar landgebruik maken en de 31 schattingen samenvoegen, dan bedraagt de mediaan ongeveer 0,09 en het 90-percentiel ongeveer 0,20. We zullen deze opvatten als karakteristieke waarden van de temporele standaardafwijking van de log-hardheid in de Gelderse zandgebieden. Aan de hand van deze karakteristieke waarden kunnen we een beeld schetsen van de huidige meetneteffectiviteit ten aanzien van detectie van trends in de hardheid in afzonderlijke meetpunten (zie bijlage 2, § 2.6.2). In de figuren 10.3 en 10.4 is deze detectiekans weergegeven (Y-as) als functie van de procentuele verandering van de procesmediaan (δ, op de X-as), de twee karakteristieke waarden van de standaardafwijking van de log-hardheid (σ_ε=0,09 of 0,2) en het aantal onafhankelijke waarnemingen (q=5 of 9). Figuur 10.3 geeft de detectiekans bij 95%-betrouwbaarheid en figuur 10.4 bij 80%-betrouwbaarheid.



Figuur 10.3: Detectiekansen van trend (95%-betrouwbaarheid), karakteristiek voor de hardheid in de Gelderse zandgebieden.



Figuur 10.4: Detectiekansen van trend (80%-betrouwbaarheid), karakteristiek voor de hardheid in de Gelderse zandgebieden.

Uit de figuren 10.3 en 10.4 blijkt dat, bij één bemonstering per jaar, de meetneteffectiviteit van 50% van de meetpunten ($\sigma_\varepsilon < 0{,}09$) ten aanzien van de detectie van trend in de hardheid minstens zo goed is als de niveaus $3_{8,95}$, $5_{4,95}$, $2_{8,80}$ en $3_{4,80}$. En voor 90% van de meetpunten ($\sigma_\varepsilon < 0{,}20$) is de meetneteffectiviteit minder dan niveau $5_{8,95}$ en minstens zo goed als de niveaus $4_{8,80}$ en $5_{4,80}$. In het merendeel van de meetputten zal dus een relatieve verandering van 75% in het kaliumgehalte over 8 jaar gedetecteerd kunnen worden met een kans van 80% en een betrouwbaarheid van 80%, terwijl een relatieve verandering van 100% over 4 jaar gedetecteerd zal kunnen worden, eveneens met een kans van 80% en een betrouwbaarheid van 80%.

11 AANBEVELINGEN

- *Procedure voor meetnetoptimalisatie*
  Om te bewerkstelligen dat een grootschalig meetnet grondwaterkwaliteit uiteindelijk de gewenste informatie tegen minimale meetinspanning gaat leveren, wordt aanbevolen de in dit rapport beschreven procedure voor meetnetoptimalisatie (§ 3.4) toe te passen. Zijn kern bestaat uit een elders opgestelde, algemene optimalisatieprocedure, die door ons is aangepast, ondermeer door hem toe te spitsen op de ruimtelijke problematiek die zo kenmerkend is voor grootschalige meetnetten. De laatste stappen van de procedure moeten herhaald worden doorlopen, tot de meetneteffectiviteit in de praktijk heeft bewezen te voldoen aan de verwachtingen van de gebruikers.

- *Opsplitsing van het onderzoeksgebied*
  Uitspraken over de grondwaterkwaliteit zullen aan scherpte winnen naarmate ze betrekking hebben op gebieden met een homogenere grondwaterkwaliteit. Voor het opzetten en optimaliseren van een grootschalig meetnet grondwaterkwaliteit heeft opsplitsing van het onderzoeksgebied op basis van gebiedskenmerken, zoals bodemtype en landgebruik, als voordeel dat de gebieden met (min of meer) homogene grondwaterkwaliteit dan vóóraf zijn te localiseren en dat resultaten ruimtelijk kunnen worden geëxtrapoleerd. Indien de verdeling van grondwatersystemen over het onderzoeksgebied bekend is, dan verdient het aanbeveling om te differentiëren naar soort grondwatersysteem én naar gebiedkenmerken, omdat dit zal leiden tot gebieden met homogenere grondwatersamenstelling.

- *Locale scherpstelling en gebiedsclustering*
  Om tot efficiënte ruimtelijke differentiatie van de informatie te komen, kunnen de principes van locale scherpstelling en gebiedsclustering uitkomst bieden. Locale scherpstelling houdt in dat de meetinspanning vooral wordt gericht op díe gebieden die de belangrijkst geachte informatie kunnen leveren. Dit rapport bevat al een voorzet hiertoe, omdat voor enkele relevante chemische parameters is vermeld binnen welke gebieden deze de meest zinvolle informatie kunnen geven over één of meer van de grote milieuthema's die verband houden met diffuse verontreiniging. Gebiedsclustering houdt in dat het meetnet díe gebieden waarin een relevant geachte parameter vergelijkbare waarden aanneemt, als één gebied beschouwt. Het clusteren van gebieden dient echter theoretisch voldoende te kunnen worden onderbouwd op basis van kennis van geohydrochemische processen. De onderbouwing kan empirisch worden gecontroleerd door te toetsen of de waarnemingen van de parameter in de betrokken gebieden vergelijkbaar zijn.

- *Onze visie op een synthese van de statistische benaderingen*
  Gezien de sterke punten van zowel de klassiek statistische als de geostatistische benadering bij het verwerken van meetnetgegevens en het optimaliseren van een meetnet, is het aan te bevelen om een synthese na te streven, zodanig dat ze elkaar goed aanvullen. Om tegemoet te komen aan de doelstelling "het onderkennen van knelpunten in de grondwaterkwaliteit", verdient het aanbeveling het meetnet langs klassiek statistische weg te optimaliseren naar: a) het detecteren en schatten van normoverschrijdingen in gebiedstypen en b) het schatten van de 95-percentielen in gebiedstypen. De klassiek statistische benadering is daarvoor namelijk bij uitstek geschikt. En om tegemoet te komen aan de doelstelling "het signaleren van ontwikkelingen in de grondwaterkwaliteit", verdient het aanbeveling het meetnet geostatistisch te optimaliseren naar het leveren van een ruimtelijk gedifferentieerd beeld van mediane trends voor blokken van 4 bij 4 km. Verder is het zinvol het meetnet geostatistisch te optimaliseren naar het leveren van een ruimtelijk gedifferentieerd beeld van mediane waarden voor blokken van 4 bij 4 km. Dit laatste geeft dan niet alleen ruimtelijk sterk gedifferentieerde informatie ten bate van de primaire doelstelling "het onderkennen van knelpunten in de grondwaterkwaliteit", maar komt tevens tegemoet aan secundaire doelstellingen van de meetnetten, zoals het leveren van achtergrondwaarden voor saneringen of het leveren van gedetailleerd invoer- en toetsingsmateriaal voor modellen ten dienste van beleidsonderbouwing. Op bovenstaande wijze worden de sterke punten van de geostatistische benadering goed benut en wordt de klassiek statistische benadering goed aangevuld.
  Als we, voor wat betreft de gegevensverwerking, naast de informatiebehoefte nog andere randvoorwaarden mee laten wegen, lijkt de klassiek statistische benadering vanwege het geringe aantal technische randvoorwaarden meer geschikt voor de frequente (bijvoorbeeld jaarlijkse) rapportage over de grondwaterkwaliteit. De bewerkelijkere geostatistische benadering lijkt meer geschikt voor de minder frequente (bijvoorbeeld vierjaarlijkse) rapportage over de grondwaterkwaliteit.

- *Noodzaak van samenwerking*
  Voor beide statistische benaderingen is samenwerking tussen de beheerders van het LMG en de PMG's van het grootste belang. Voor de klassiek statistische benadering om de mogelijkheden van gebiedsclustering optimaal te kunnen benutten. En voor de geostatistische benadering om tot de landsdekkende ruimtelijk gedifferentieerde kaartbeelden te kunnen komen. Beide statistische benaderingen zijn gebaat bij het parallel lopen van het LMG en de PMG's, zodanig dat gegevens uit verschillende meetnetten vergelijkbaar blijven. Dit is mogelijk als de meetnetten overeenstemmen in fysieke opzet, met name putconstructie, filterdiepten en indeling naar gebiedstypen, en in procedurele opzet, waarbij een gelijkluidende aanpak bij bemonstering en analyse cruciaal is.

- *Niet-parametrisch verwerken ruimtelijke meetwaarden*
  Aanbevolen wordt om ruimtelijke meetwaarden van het LMG en de PMG's met niet-parametrische methoden te verwerken, dat wil zeggen met methoden die geen voorwaarde opleggen aan het sóórt kansverdeling waar de meetwaarden uit afkomstig zijn. Verzamelingen ruimtelijke meetwaarden van het LMG en de PMG's blijken namelijk zelden te voldoen aan een standaard kansverdeling zoals de normale of de lognormale kansverdeling.

- *Niet-parametrisch detecteren en schatten van trend*
  Door de onzekerheid over het soort kansverdelingen waaruit tijdreeksen van meetwaarden van het LMG en de PMG's afkomstig zijn, is het vooralsnog aan te bevelen om bij het detecteren en schatten van trends niet-parametrische methoden te hanteren.

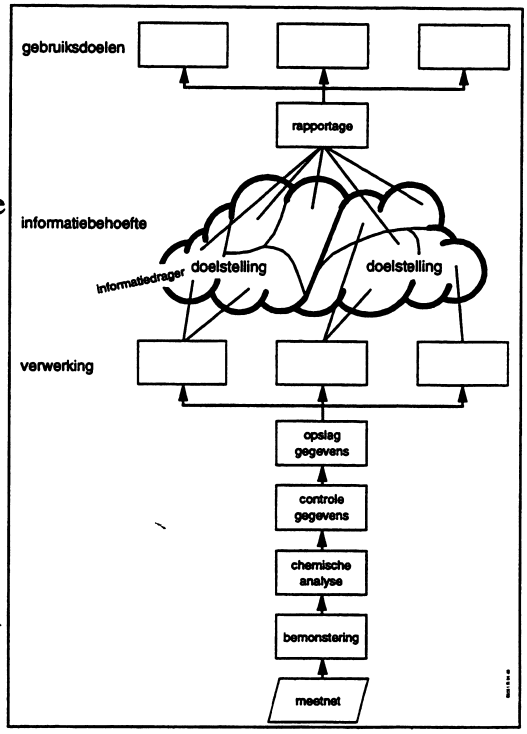
- *Procedure voor invoer van gegevens in de database*
  Bij het verwerken van de gegevens van het LMG en de PMG's gaat nog veel tijd verloren aan het opschonen van de gegevens, zoals het bruikbaar maken van waarnemingen gerapporteerd als "kleiner dan" een bepaalde analysegrens (bijvoorbeeld door ze op de helft van de analysegrens te zetten) en het verwijderen van uitschieters. Om te voorkomen dat deze inspanning bij elke verwerking opnieuw moet worden geleverd, verdient het aanbeveling deze handelingen op te nemen in een procedure voor de invoer van de gegevens in de database. Een bijkomend voordeel van een dergelijke procedure is dat uitschieters direct nagetrokken kunnen worden, waardoor wellicht nog correctie mogelijk is.

- *Representativiteit van de meetpunten*
  Bij de (klassiek statistische) verwerking van de gegevens van het LMG en de PMG's wordt er doorgaans stilzwijgend van uitgegaan dat de meetpunten aselect zijn geplaatst in de gebieden waarover uitspraken worden gedaan. Het vermoeden bestaat echter dat dit laatste niet altijd het geval is. Als meetpunten niet aselect zijn geplaatst binnen een gebied, kan dit leiden tot onzuivere schatters[21] van de kengetallen van het gebied. Daarom verdient het aanbeveling te onderzoeken in hoeverre er sprake is van selectheid en welke consequenties dat kan hebben voor uitspraken. In voorkomende gevallen zullen aangepaste schatters voor kengetallen gehanteerd moeten worden, die uitgaan van stratificatie binnen dergelijke gebieden.

[21] Een onzuivere schatter levert gemiddeld niet de gezochte waarde en heeft dus een systematische afwijking.

- *Ook de "kwalitatieve" optimalisatie is van belang*

In feite verdient de hele informatiestroom van het meetnet, die loopt van bemonstering, chemische analyse, controle en opslag van gegevens, gegevensverwerking, tot en met rapportage aan de doelgroep, te worden vastgelegd in een allesomvattende procedure, ook wel het "meetsysteem grondwaterkwaliteit" genoemd (zie figuur hiernaast). Deze procedure garandeert dan een geregelde en consistente informatiestroom, die de gewenste informatiedragers presenteert (kaarten, grafieken, kengetallen, tabellen, toetsresultaten, uitspraken, etc.) en die zoveel mogelijk rekening houdt met de potenties van het meetnet. Dit zal zeker bijdragen aan een "kwalitatieve" optimalisatie van de meetnetten.



Schema van het meetsysteem grondwaterkwaliteit.

LITERATUUR

- Aitchison, J. and Brown, J.A.C. (1969): "The Lognormal Distribution". Cambridge University Press, Cambridge.
- Baggelaar, P.K. (1992): "Naar een meetsysteem waterkwaliteit bij grondwaterwinning". Kiwa N.V. Onderzoek en Advies, Mededeling nr. 117, februari 1992, Nieuwegein.
- Baggelaar, P.K. en Baggelaar, D.H. (1991): "Project Trendbepaling. Rapportage 2e fase". Kiwa N.V. Onderzoek en Advies, rapport SWO 90.284, februari 1991, Nieuwegein.
- Baggelaar, P.K. en Van Beek, C.G.E.M. (1994): "Richtpunten voor optimalisatie van het landelijk meetnet en de provinciale meetnetten grondwaterkwaliteit". Kiwa N.V. Onderzoek & Advies, rapport SWO 94.237, april 1994, Nieuwegein.
- Beek, C.G.E.M. van, Duijvenbooden, W. van en Hoogveld, S.C.M. (1988): "Een meetnet grondwaterkwaliteit in de provincie Gelderland". H_2O (22), nr. 2, 1989.
- Brus, D.J. en De Gruijter, J.J. (1992): "Uitvoering bodembemonstering verdient meer aandacht. Een herwaardering van klassieke steekproeven". Bodem, nummer 4, november 1992, blz. 160 t/m 164.
- Cochran, W.G. (1953): "Sampling Techniques". John Wiley & Sons, New York, 330 blz.
- Conover, W.J. (1971): "Practical Nonparametric Statistics". John Wiley, New York, 449 blz.
- Draper, N.R. and Smith, H. (1966): "Applied Regression Analysis". John Wiley and Sons, Inc., New York, 407 blz.
- Frapporti, G. (1994): "Geochemical and statistical interpretation of the Dutch national ground water quality monitoring network". Proefschrift. Geologica Ultraiectina, Mededelingen van de Faculteit Aardwetenschappen, Universiteit Utrecht, nr. 115.
- Gilbert, R.O. (1987): "Statistical Methods for Environmental Pollution Monitoring". Van Nostrand Reinhold, New York, 320 blz.
- 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, blz. 135 - 146, February 1986.
- Hale, W.E. (1972): "Sample size determination for the log-normal distribution". Atmospheric Environment, 6, blz. 419 - 422.
- 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: A.H. El-Shaarawi and R.E. Kwiatkowski. Elsevier, Amsterdam, 502 blz.
- 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, blz. 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, blz. 147 - 155, February 1986.
- Helsel, D.R. and Hirsch, R.M. (1988): Discussion of paper by R.H. Montgomery and J.C. Loftis: "Applicability of the t-test for detecting trends in water quality variables". Water Resources Bulletin, vol. 24, blz. 201 -204.
- Helsel, D.R. and Hirsch, R.M. (1992): "Statistical Methods in Water Resources". Studies in Environmental Science 49. Elsevier, Amsterdam.
- Hirsch R.M., Alexander, R.B. and Smith, R.A. (1991): "Selection of methods for the detection and estimation of trends in water quality". Water Resources Research, vol. 27, no. 5, blz. 803 - 813, May 1991.
- Kendall, M.G. (1938): "A new measure of rank correlation". Biometrika, 30, 1938, blz. 81 - 93.
- Kendall, M.G. (1975): "Rank Correlation Methods". Charles Griffin, London, 1975.
- Lehmann, E.L. (1975): "Nonparametrics: Statistical Methods Based on Ranks". Holden-Day Inc., San Francisco, 457 blz.
- Lettenmaier, D.P. (1976): "Detection of trends in water quality data from records with dependent observations". Water Resources Research, vol. 12, no. 5, blz. 1037 - 1046, October 1976.
- Mann, H.B. (1945): "Non-parametric tests against trend". Econometrica 13, blz. 245 - 259, 1945.
- Pebesma, E.J. en De Kwaadsteniet, J.W. (1994): "Een landsdekkend beeld van de Nederlandse grondwaterkwaliteit op 5 tot 17 meter diepte in 1991". RIVM, rapportnr. 714810014, Bilthoven.
- Pebesma, E.J. en De Kwaadsteniet, J.W. (1995): "Een landsdekkend beeld van veranderingen in de Nederlandse grondwaterkwaliteit op 5 tot 17 meter diepte: een vooruitblik". RIVM, rapportnr. ***, Bilthoven.
- Schilperoort, T. (1986): "Enkele algemene aspekten van meetnetten". In: Meten, Meetnetten en Optimale Meetnetontwerpen ten dienste van het Waterbeheer. CHO-TNO, Rapporten en Nota's, Nr. 14.
- Schilperoort, T. en Groot, S. (1983): "Design and optimization of water-quality monitoring networks". In: Proc. Int. Symp. on Methods and Instrumentation for the Investigation of Groundwater Systems (MIIGS), Noordwijkerhout, Nederland.
- Snedecor and Cochran (1967): "Statistical Methods". Iowa State University Press, Ames, Iowa.
- Stedinger, J.R. (1983): "Confidence intervals for design events". Journ. of Hydraulic Eng., ASCE 109, blz. 13 - 27.
- Stuijfzand, P.J. (1993): "Hydrochemistry and hydrology of coastal dunes of the Western Netherlands". Proefschrift, Vrije Universiteit, Amsterdam.
- Stuijfzand, P.J. (1994): "Behavior of phosphate in entrophic surface water upon artificial recharge in the Western Netherlands". In: "Artificial Recharge of Groundwater". Proc. Int. Symp., Orlando (USA), 17 - 22 July 1994. Editors: Johnson, A.I. and Finlayson, D.J. Am. Soc. Civ. Eng., New York (in press).
- Ward, R.C., Loftis, J.C. and McBride, G.B. (1990): "Design of Water Quality Monitoring Systems". Van Nostrand Reinhold, New York.

BIJLAGE 1
Verklaring gehanteerde statistische termen

Aselecte bemonstering Bemonstering op volledig willekeurig gekozen locaties. Aselectheid wordt bewerkstelligd door bijvoorbeeld een aantal coördinaten zonder teruglegging te genereren uit twee uniforme kansverdelingen.

Gestratificeerd aselect bemonsteren De te bemonsteren populatie is vóóraf ingedeeld in intern homogene subgroepen (de "strata") en binnen elk stratum worden vervolgens aselect monsters genomen. De strata zijn bijvoorbeeld gebiedstypen of gebieden.

Mediaan Een maat voor het centrum van een kansverdeling, zijnde de waarde die door 50% van de waarden wordt onderschreden (en door 50% van de waarden wordt overschreden).

Niet-parametrische methode Een statistische methode die geen voorwaarden stelt aan het soort kansverdeling waaruit de gegevens afkomstig zijn.

Parametrische methode Een statistische methode die er van uitgaat dat de gegevens afkomstig zijn uit één of andere standaard kansverdeling, zoals de normale of de lognormale kansverdeling.

Percentiel Een kengetal van een kansverdeling. Zo is het 95-percentiel van een kansverdeling de waarde die door slechts 5% van de waarden wordt overschreden.

Standaardafwijking Een maat voor de spreiding van waarden in een kansverdeling.

Statistisch significante afwijking Een afwijking die groter is dan verwacht zou mogen worden als er louter toevallige fouten zouden optreden. Het duidt op een systematische afwijking.

Seriële afhankelijkheid Het verschijnsel dat de waarde van een proces op een bepaald tijdstip afhangt van de voorgaande waarde(n).

Verwachtingswaarde Het (werkelijke) gemiddelde van een kansverdeling.

Zuiverheid Een schatter is zuiver als deze geen systematische fout vertoont.

BIJLAGE 2
Relatie meetinspanning en meetneteffectiviteit

In deze bijlage presenteren we voor enkele klassiek statistische maten voor de meetneffectiviteit de relatie met de meetinspanning. N.B.: Voor wat betreft geostatistische maten voor de meetneffectiviteit leent de relatie met de meetinspanning zich niet voor een dergelijke presentatie. Dit belemmert overigens niet het gebruik van deze relatie bij meetnetoptimalisatie, zij het dat daarvoor dan numerieke simulaties nodig zijn.

De statistische achtergronden en verwerkingsmogelijkheden worden hier diepgaand uitgewerkt, opdat degenen die verantwoordelijk zijn voor de verwerking van meetnetgegevens er hun voordeel mee kunnen doen.

Leeswijzer
In § 2.1 wordt eerst beredeneerd welk sóórt klassiek statistische methoden het meest geschikt is voor de klassiek statistische benadering in het geval van het LMG en de PMG's. Vervolgens wordt voor een vijftal klassiek statistische maten voor de meetneteffectiviteit de relatie met de meetinspanning gepresenteerd. Dit zijn achtereenvolgens het percentage normoverschrijding waarbij detectie optreedt (§ 2.2), de precisie waarmee het percentage normoverschrijding wordt geschat (§ 2.3), de precisie waarmee het 95-percentiel wordt geschat (§ 2.4), de precisie waarmee de mediaan wordt geschat (§ 2.5) en de detectiekans van een trend (§ 2.6).

2.1 Parametrische of niet-parametrische methoden?

Binnen de klassiek statistische benadering kan er nog onderscheid worden gemaakt tussen twee soorten methoden, namelijk de parametrische en de niet-parametrische methoden. De parametrische methoden gaan er van uit dat het *soort* kansverdeling waar de meetwaarden uit afkomstig zijn bekend is, zoals een normale kansverdeling of een log-normale kansverdeling. De niet-parametrische methoden, ook wel verdelingsvrije methoden genoemd, stellen geen voorwaarden aan het soort kansverdeling waaruit de gegevens afkomstig zijn.
Als de meetwaarden dan ook niet afkomstig zijn uit het soort kansverdeling dat bij de parametrische benadering verondersteld is, functioneren de niet-parametrische methoden beter, omdat de parametrische methoden dan een verkeerd uitgangspunt hanteren. Als de meetwaarden daarentegen wél afkomstig zijn uit het veronderstelde soort kansverdeling, functioneren de parametrische beter dan de niet-parametrische methoden, louter omdat het gebruik van de achterliggende kansverdeling de parametrische methoden dan meerwaarde oplevert.

Welk soort ruimtelijke kansverdelingen volgen de meetwaarden?
Uit statistische toetsing is ons gebleken dat verzamelingen ruimtelijke meetwaarden van het LMG en de PMG's zelden geacht mogen worden uit normale of lognormale verdelingen afkomstig te zijn (zie tabel B2.1),

meestal omdat één van de staarten van de kansverdeling te zwaar is (doorgaans is dit de rechterstaart).

Tabel B2.1: Resultaten van de statistische toetsing op de ruimtelijke kansverdeling van de geselecteerde chemische parameters in enkele gebiedstypen. (Kolmogorow-Smirnov toets bij n > 50, Shapiro-Wilk toets bij n ≤ 50, in beide gevallen met 95% betrouwbaarheid).

	1	2	3	4	5
Al	-	-	-	-	-
As	-	-	-	ln	-
Cd	-	-	-	-	-
Cl	-	-	-	ln	-
hh	-	-	ln	-	ln
K	-	ln	-	ln	-
NH_4	-	-	-	ln	-
NO_3	-	-	-	-	-
P_{ox}	-	-	*	*	*
SO_4	-	-	ln	-	-

VERKLARING

ln	lognormaal verdeeld
-	nóch normaal, nóch lognormaal verdeeld
*	té weinig waarden voor toetsing
1	grasland op zand (101 waarden)
2	bouwland op zand (70 waarden)
3	bos op zand (68 waarden)
4	gras op veen en/of klei (55 waarden)
5	bouwland op veen en/of klei (34 waarden)

Omdat verzamelingen ruimtelijke meetwaarden van het LMG en de PMG's zelden voldoen aan (log)normaliteit, moeten resultaten van parametrische methoden toegepast op deze gegevens slechts worden opgevat als benaderingen. Het is dan ook aan te bevelen om bij de verwerking van ruimtelijke meetwaarden van het LMG en de PMG's niet-parametrische methoden te hanteren. Bij enkele van de in deze bijlage behandelde effectiviteitsmaten biedt de parametrische benadering echter uitkomst om tenminste enige indruk van de relatie tussen de meetinspanning en de meetneteffectiviteit te kunnen krijgen.

N.B.: Een belangrijke randvoorwaarde voor de geldigheid van de in deze bijlage beschreven *ruimtelijke* schatters en de vermelde relaties tussen de ruimtelijke meetinspanning en de meetneteffectiviteit en de is dat de meetpunten *aselect* gekozen zijn in het gebied waarover een uitspraak moet worden gedaan. Dit houdt in dat élk punt in een dergelijk gebied dezelfde kans moet hebben gehad om geselecteerd te worden als meetpunt. Als dit niet het geval was zullen geschatte kengetallen onzuiver zijn, met andere woorden ze zullen een vertekend beeld geven van de werkelijkheid. Een mogelijkheid om de aselectheid te verifiëren is om de aanpak bij de inrichting van het meetnet te reconstrueren. Als blijkt dat niet wordt voldaan aan de aselectheid van meetpunten, zullen gewogen schatters voor de kengetallen (zoals percentage normoverschrijding, 95-percentiel en mediaan) moeten worden ontwikkeld en toegepast. Er zullen dan ook andere relaties gelden tussen de ruimtelijke meetinspanning en de meetneteffectiviteit.

Welk soort temporele kansverdelingen volgen de meetwaarden?
Er zijn nog onvoldoende waarnemingen beschikbaar om statistisch te kunnen toetsen uit welk soort kansverdelingen tijdreeksen van meetwaarden in de ondiepe filters van het LMG en de PMG's afkomstig zijn. Het is volstrekt niet uitgesloten dat daaronder ook normale kansverdelingen zijn. De grote heterogeniteit in ruimtelijke kenmerken, die er toe leidt dat kansverdelingen van ruimtelijke meetwaarden sterk scheef kunnen zijn, speelt totaal geen rol bij een tijdreeks van waarden, die zijn gemeten in hetzelfde meetpunt. Door de onzekerheid over het soort temporele kansverdelingen is het vooralsnog echter aan te bevelen om bij het detecteren en schatten van trends niet-parametrische methoden te hanteren. In deze bijlage worden daarnaast echter ook parametrische methoden gepresenteerd, omdat deze ons in staat stellen althans énige indruk van de relatie tussen de meetinspanning en de meetnet-effectiviteit te krijgen.

2.2 Percentage normoverschrijding waarbij detectie optreedt

Het optreden van normoverschrijdingen van een bepaalde chemische parameter in een bepaald gebied moet als een duidelijk "knelpunt" in de grondwaterkwaliteit worden beschouwd, dat zwaarder zal wegen naarmate het percentage normoverschrijding hoger is. Als er een bepaald percentage normoverschrijding optreedt, zal de kans op detectie hiervan groter zijn naarmate er meer meetpunten zijn.

2.2.1 Niet-parametrische methode

Stel dat het percentage normoverschrijding in een bepaald gebied P bedraagt, op te vatten als de ratio van het oppervlak met normoverschrijding en het totale oppervlak. Als we beschikken over n aselect geplaatste meetpunten in dit gebied, dan vormt de fractie normoverschrijdingen in deze steekproef (p) een zuivere schatter[22] van P, ongeacht de kansverdeling van de waarden [Cochran, 1953]:

$$p = \frac{c}{n} \qquad (4)$$

met c het aantal meetpunten waarin normoverschrijding is aangetroffen.

De kans om c normoverschrijdingen aan te treffen in een steekproef van n meetpunten, gegeven het percentage normoverschrijding P (aan te duiden als K[c|(n,P)]), wordt gegeven door:

$$K[c|(n,P)] = \frac{n!}{c!\,(n-c)!} P^c (1-P)^{n-c} \qquad (5)$$

Op basis van deze kans - te vinden in tabellen van de binomiale kansverdeling - kan voor elk percentage normoverschrijding worden berekend hoeveel meetpunten er nodig zijn om met een bepaalde gewenste kans één of meer normoverschrijdingen aan te treffen (zie tabel B2.2). De berekening is gebaseerd op een minimalisatie van de kans om geen énkele normoverschrijding aan te treffen in een steekproef van n meetpunten, gegeven het percentage normoverschrijding P, oftewel K[0|(n,P)]. Het aantal meetpunten dat nodig is om minimaal met kans 1-α normoverschrijding te detecteren, is dan het kleinste gehele getal n (n>0) waarvoor geldt:

[22] Een zuivere schatter geeft gemiddeld de gezochte waarde en heeft dus geen systematische afwijking.

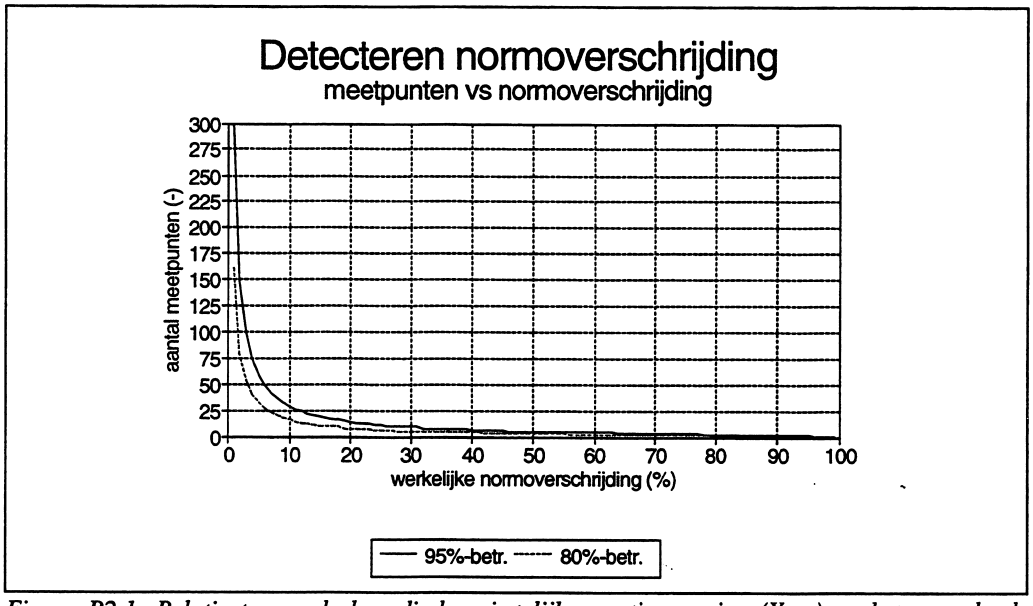
$$K[0|(n,P)] \leq \alpha \qquad (6)$$

De relatie tussen de meetinspanning en het percentage normoverschrijding waarbij detectie optreedt is in figuur B2.1 ook grafisch weergegeven voor detectiekansen van 95% ("vrijwel zekere detectie") en 80%.

Tabel B2.2: Het aantal benodigde meetpunten (n) om bij een bepaald percentage normoverschrijding (P) de normoverschrijding te kunnen detecteren met een detectiekans van 95%, respectievelijk 80%.

P	n voor detectiekans 95%	n voor detectiekans 80%
1%	299	161
5%	59	32
10%	29	16
15%	19	10
20%	14	8
25%	11	6
30%	9	5
40%	6	4
50%	5	3
60%	4	2
70%	3	2
80%	2	1
90%	2	1

Toelichting op de tabel: Stel dat 20% normoverschrijding een ernstige situatie wordt geacht. De gebruikers van de informatie uit het meetnet wensen daarom dat het meetnet in een dergelijk geval vrijwel zeker normoverschrijding detecteert. Volgens de tabel zijn daar 14 meetpunten voor nodig.



Figuur B2.1: Relatie tussen de benodigde ruimtelijke meetinspanning (Y-as) en het optredende percentage normoverschrijding (X-as), om normoverschrijding met 95% respectievelijk 80% kans te kunnen detecteren.

Uit tabel B2.1 en figuur B2.1 blijkt dat bij hoge percentages normoverschrijding al met weinig meetpunten vrijwel zeker normoverschrijding wordt gedetecteerd. Terwijl bij 50% normoverschrijding nog kan worden volstaan met 5 meetpunten, wordt de benodigde meetinspanning bij geringe percentages normoverschrijding (10% of minder) echter dramatisch hoog. Let op: de meetneteffectiviteit *neemt toe* als het percentage normoverschrijding waarbij het meetnet vrijwel zeker normoverschrijding detecteert *afneemt*.

2.3 Precisie van geschat percentage normoverschrijding

Van een meetnet dat informatie over knelpunten moet leveren, kan de meetneteffectiviteit ook worden uitgedrukt in de precisie waarmee het percentage normoverschrijding (P) wordt geschat.

2.3.1 Niet-parametrische methode

Betrouwbaarheidsinterval
Er zijn twee mogelijkheden om tot een betrouwbaarheidsinterval van het geschatte percentage normoverschrijding (p) te komen, dat geldt ongeacht de kansverdeling van de meetuitkomsten.
De eerste mogelijkheid is om tabellen te gebruiken. Voor $n \leq 30$ wordt het 95%- of 99%-betrouwbaarheidsinterval van p bijvoorbeeld gegeven in Gilbert [1987][23].
De tweede mogelijkheid is om het interval zelf te berekenen. Een rekenmethode om voor alle n het 100(1-α)%-betrouwbaarheidsinterval af te leiden is de volgende[24]. Als er in een steekproef van n meetpunten, in c meetpunten normoverschrijdingen zijn aangetroffen, dan wordt het percentage normoverschrijdingen geschat als p=c/n. De ondergrens van het 100(1-α)%-betrouwbaarheidsinterval van p (p_{onder}) is dan het hoogste getal Q (0<Q<1), waarvoor geldt:

$$\left(\sum_{i=c+1}^{n} K[i|(n,Q)]\right) \leq \alpha/2 \qquad (7)$$

terwijl de bovengrens van p (p_{boven}) dan het laagste getal Q is (0<Q<1), waarvoor geldt:

$$\left(\sum_{i=0}^{c-1} K[i|(n,Q)]\right) \leq \alpha/2 \qquad (8)$$

Relatie met meetinspanning
Het aantal meetpunten dat benodigd is om een bepaald percentage normoverschrijding met een bepaalde precisie te kunnen schatten kan worden berekend uit de kans om c normoverschrijdingen aan te treffen in een steekproef van n meetpunten, gegeven het percentage normoverschrijding P, oftewel K[c|(n,P)]. De ondergrens van het interval waarbinnen c zal liggen in minstens 100(1-α)% van de gevallen (c_{onder}) is dan het grootste gehele getal u ($u \geq 0$), waarvoor geldt:

---

[23] Tabel A4. Deze geeft een *open* betrouwbaarheidsinterval (ondergrens < P < bovengrens).

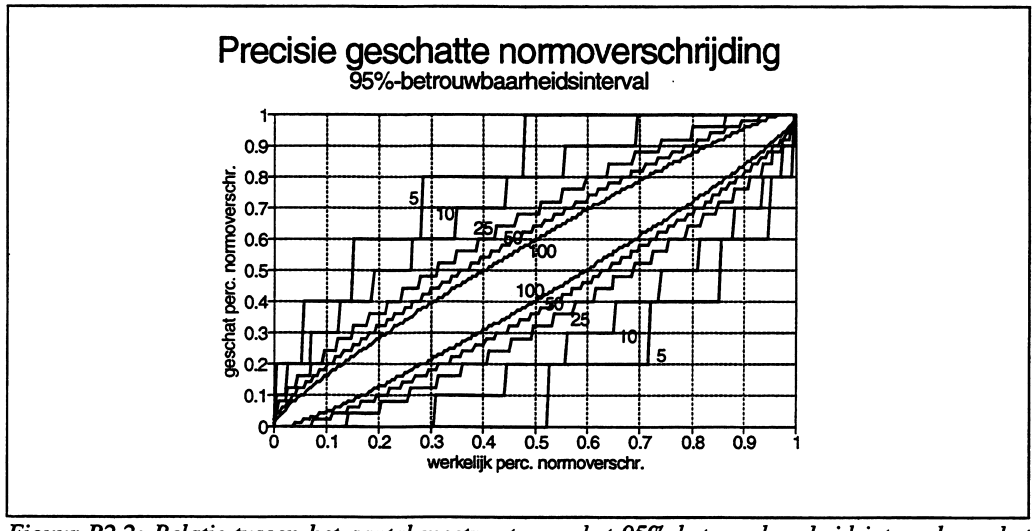
[24] Hier wordt de berekening van het *gesloten* betrouwbaarheidsinterval gepresenteerd (ondergrens ≤ P ≤ bovengrens).

$$\left(\sum_{i=0}^{u-1} K[i|(n,P)]\right) \leq \alpha/2 \qquad (9)$$

terwijl de bovengrens (c_{boven}) het kleinste gehele getal u is ($u \leq n$), waarvoor geldt:

$$\left(\sum_{i=u+1}^{n} K[i|(n,P)]\right) \leq \alpha/2 \qquad (10)$$

In figuur B2.2 is de relatie weergegeven tussen het aantal meetpunten en het 95%-betrouwbaarheidsinterval van een geschat percentage normoverschrijding.



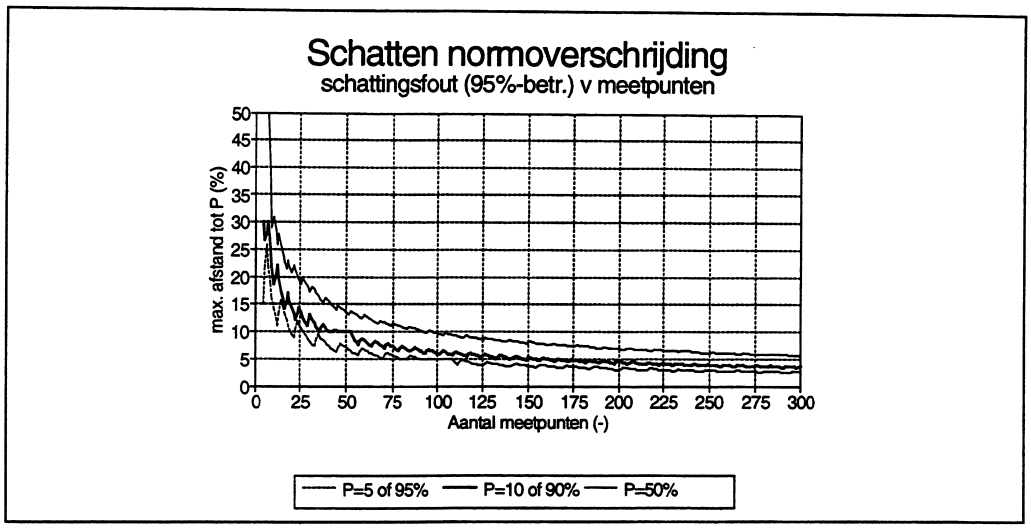
Figuur B2.2: Relatie tussen het aantal meetpunten en het 95%-betrouwbaarheidsinterval van het geschatte percentage normoverschrijding.

Toelichting op de figuur: Het aantal meetpunten benodigd om een bepaald percentage normoverschrijding met een bepaalde precisie te kunnen schatten wordt gegeven door dát lijnenpaar, behorend bij een aantal meetpunten, dat de verticale lijn die begint in het betreffende percentage normoverschrijding, afsnijdt tot een interval van de gewenste lengte.
Het 95%-betrouwbaarheidsinterval van een geschat percentage normoverschrijding wordt gevonden door de snijpunten te bepalen van de horizontale lijn die begint in de geschatte waarde (op Y-as) met de twee lijnen die behoren bij het aantal meetpunten.

De precisie van een geschat percentage normoverschrijdingen kan ook worden uitgedrukt in de maximale helft van het 100(1-α)%-interval, hier gedefinieerd als de schattingsfout (schft), te berekenen als:

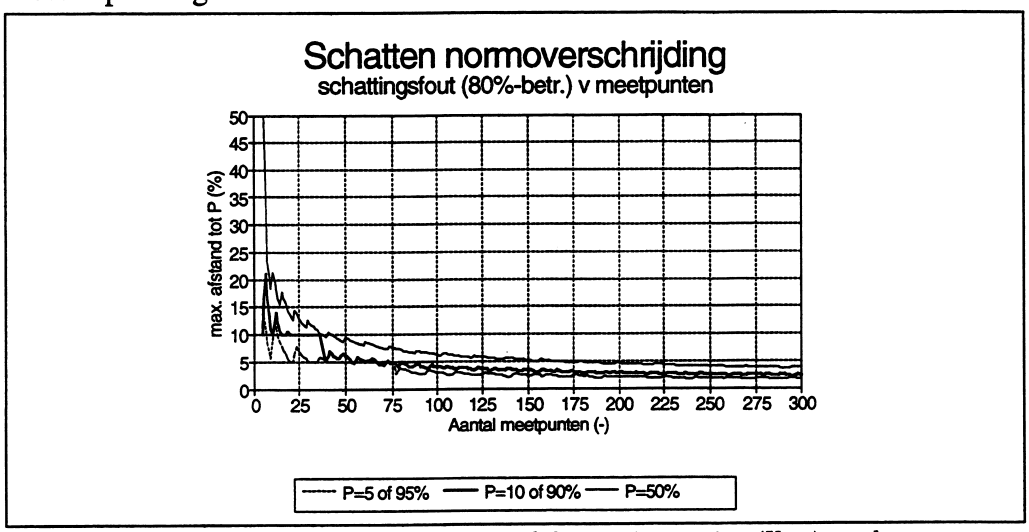
$$schft = 100\% \cdot \max\left[\left(P - \frac{c_{onder}}{n}\right); \left(\frac{c_{boven}}{n} - P\right)\right] \qquad (11)$$

Figuur B2.3 toont het aantal meetpunten dat nodig is om een bepaalde normoverschrijding (P) met een bepaalde schattingsfout te kunnen schatten bij een gehanteerde betrouwbaarheid van 95%.



Figuur B2.3: Relatie tussen de benodigde ruimtelijke meetinspanning (X-as) om het percentage normoverschrijding (P) met een bepaalde schattingsfout (Y-as) te kunnen schatten (95% betrouwbaarheid).

Als we genoegen kunnen nemen met een lagere betrouwbaarheid, namelijk 80%, dan geldt de relatie zoals weergegeven in figuur B2.4. We zien in deze figuur dat een mildere eis ten aanzien van de schattingsfout van het geschatte percentage normoverschrijding resulteert in een geringere benodigde meetinspanning.



Figuur B2.4: Relatie tussen de benodigde ruimtelijke meetinspanning (X-as) om het percentage normoverschrijding (P) met een bepaalde schattingsfout (Y-as) te kunnen schatten (80% betrouwbaarheid).

2.4 Precisie van geschat 95-percentiel

2.4.1 Niet-parametrische methode

Schatten van het 95-percentiel
Het 95-percentiel van een bepaalde populatie - aan te duiden als P_{95} -, is de waarde die door (slechts) 5% van de populatie wordt overschreden. Dit kengetal geeft daarmee een soort bovengrens aan het grootste deel van de betreffende populatie. Als we beschikken over een steekproef van n (aselecte) waarnemingen uit de populatie, kunnen we het 95-percentiel van de populatie als volgt schatten [Snedecor and Cochran, 1967]. Rangschik de waarnemingen van klein naar groot en ken elk een rangnummer toe: $x_1 < x_2 < ... < x_n$. Bereken dan $k = 0{,}95 \cdot (n+1)$. Als k een geheel getal is, wordt het 95-percentiel geschat als x_k, oftewel het k-de getal van de geordende steekproef. Als k geen geheel getal is, wordt het 95-percentiel geschat aan de hand van lineaire interpolatie tussen de twee aan weerskanten van k liggende getallen van de geordende steekproef. Het laatste kan worden toegelicht met een voorbeeld. Stel dat we het 95-percentiel van een populatie willen schatten en over een steekproef van 75 waarnemingen beschikken, dan geldt $k = 0{,}95 \cdot (76) = 72{,}2$. Als $x_{72} = 150$ en $x_{73} = 155$, dan wordt het 95-percentiel geschat als: $p_{95} = 150 + 0{,}2 \cdot (155-150) = 151{,}0$.

Precisie van geschat 95-percentiel
Het 100(1-α)%-betrouwbaarheidsinterval van een geschat 95-percentiel volgt uit de kans om in een steekproef van n meetwaarden i meetwaarden kleiner of gelijk aan het werkelijke 95-percentiel aan te treffen (K[il(n;0,95)], zie ook formule (5)). Daartoe wordt eerst het grootste gehele getal l bepaald ($l \geq 0$), waarvoor geldt:

$$\left(\sum_{i=0}^{l-1} K[i|(n;0,95)]\right) \leq \alpha/2 \qquad (12)$$

evenals het kleinste gehele getal u ($u \leq n$), waarvoor geldt:

$$\left(\sum_{i=u+1}^{n} K[i|(n;0,95)]\right) \leq \alpha/2 \qquad (13)$$

De getallen l en u bepalen de rangnummers van de ondergrens respectievelijk bovengrens van het 100(1-α)%-betrouwbaarheidsinterval van het geschatte 95-percentiel. De ondergrens is dan het l-de getal en de bovengrens het u-de getal van de geordende steekproef $x_1..x_n$.

Relatie met meetinspanning
Bij bovenstaande niet-parametrische benadering is het niet mogelijk om af te leiden hoe groot een steekproef moet zijn om het 95-percentiel binnen een bepaalde precisie te kunnen schatten. Dit is wél mogelijk met de parametrische benadering, maar deze gaat uit van een (log)normale kansverdeling, terwijl ruimtelijke kansverdelingen van meetwaarden van het LMG en de

PMG's daar doorgaans niet aan voldoen (zie deze bijlage, § 2.1). Desondanks presenteren wij in het nu volgende de parametrische benadering, omdat deze ons in ieder geval kan helpen om een beeld van de orde van grootte van de benodigde meetinspanning te krijgen.

2.4.2 Parametrische methode

Schatten van het 95-percentiel
Als de meetwaarden afkomstig zijn uit een lognormale kansverdeling, kan het 95-percentiel worden geschat volgens:

$$p_{95} = e^{(\bar{y}+1,65 \cdot s_y)} \qquad (14)$$

met $\bar{y}$ het gemiddelde van $y_1..y_n$, waarbij $y_i=Ln(x_i)$, de natuurlijke logaritme van de meetwaarde x_i en s_y de geschatte standaardafwijking van de populatie waaruit de waarden $y_1..y_n$ afkomstig zijn.

Precisie van geschat 95-percentiel
Het 100(1-α)%-betrouwbaarheidsinterval van een volgens bovenstaande methode geschat 95-percentiel volgt uit [Stedinger, 1983]:

$$e^{(\bar{y}+\zeta_{\alpha/2,n} \cdot s_y)} \leq P_{95} \leq e^{(\bar{y}+\zeta_{1-\alpha/2,n} \cdot s_y)} \qquad (15)$$

met $\varsigma_{\alpha/2,n}$ en $\varsigma_{1-\alpha/2,n}$ de waarde van de niet-centrale t-verdeling voor het 95-percentiel, met onderschrijdingskans α/2, respectievelijk 1-α/2, beide bij n meetwaarden (de waarden van deze verdeling zijn ook te vinden in [Stedinger, 1983]).

Relatie met meetinspanning
Aan de hand van formule (15) en de daarbij behorende tabel, kan via "trial and error" worden bepaald hoeveel meetwaarden er nodig zijn om de precisie van een geschat 95-percentiel binnen bepaalde grenzen te krijgen.

2.5 Precisie van geschatte mediaan

Bij het soort kansverdeling dat kenmerkend mag worden geacht voor waterkwaliteits-parameters (scheef verdeeld, uitschieters), vormt de mediaan een geschiktere centrummaat dan het gemiddelde, omdat deze minder wordt beïnvloed door extreme waarden en/of uitschieters. De mediaan (M) van een populatie is díe waarde waarboven respectievelijk waaronder 50% van de waarden van de kansverdeling ligt.

2.5.1 Niet-parametrische methode

Schatten van de mediaan
Ongeacht de kansverdeling kan de mediaan worden geschat met de steekproefmediaan (m). Daarvoor worden de steekproefwaarden eerst gerangschikt van klein naar groot ($x_1..x_n$). De steekproefmediaan is dan:

$$m = x_{[(n+1)/2]} \quad als\ n\ oneven\ is$$
$$m = \frac{1}{2}(x_{[n/2]} + x_{[(n/2)+1]}) \quad als\ n\ even\ is \qquad (16)$$

Precisie van de geschatte mediaan
Het 100(1-α)%-betrouwbaarheidsinterval van een met bovenstaande niet-parametrische methode geschatte mediaan wordt berekend als eerder beschreven voor het 95-percentiel. Eerst wordt het grootste gehele getal l bepaald (l≥0), waarvoor geldt:

$$(\sum_{i=0}^{l-1} K[i|(n;0,5)]) \leq \alpha/2 \qquad (17)$$

evenals het kleinste gehele getal u (u≤n), waarvoor geldt:

$$(\sum_{i=u+1}^{n} K[i|(n;0,5)]) \leq \alpha/2 \qquad (18)$$

De getallen l en u bepalen de rangnummers van de ondergrens respectievelijk bovengrens van het 100(1-α)%-betrouwbaarheidsinterval van de geschatte mediaan.

Relatie met de meetinspanning
Bij deze niet-parametrische benadering is het niet mogelijk om af te leiden hoe groot een steekproef moet zijn om de mediaan binnen een bepaalde precisie te kunnen schatten. Dit is wél mogelijk met de parametrische benadering, die wij in het nu volgende presenteren. Deze benadering veronderstelt weliswaar een lognormale kansverdeling - wat doorgaans niet opgaat -, maar wij passen hem slechts toe om een indruk te kunnen krijgen van de orde van grootte van de benodigde meetinspanning.

2.5.2 Parametrische methode

Schatten van de mediaan
De mediaan van een lognormale kansverdeling kan worden geschat volgens:

$$m = e^{\bar{y}} \qquad (19)$$

met $\bar{y}$ het gemiddelde van $y_1..y_n$, waarbij $y_i=Ln(x_i)$, de natuurlijke logaritme van de meetwaarde x_i. Als de betreffende populatie inderdaad lognormaal is verdeeld, dan heeft deze schatter een grotere precisie dan de niet-parametrische schatter gepresenteerd in formule (16).

Precisie van de geschatte mediaan
Een benadering voor het 100(1-α)%-betrouwbaarheidsinterval van een langs bovenstaande weg geschatte mediaan wordt gegeven door Gilbert [1987]:

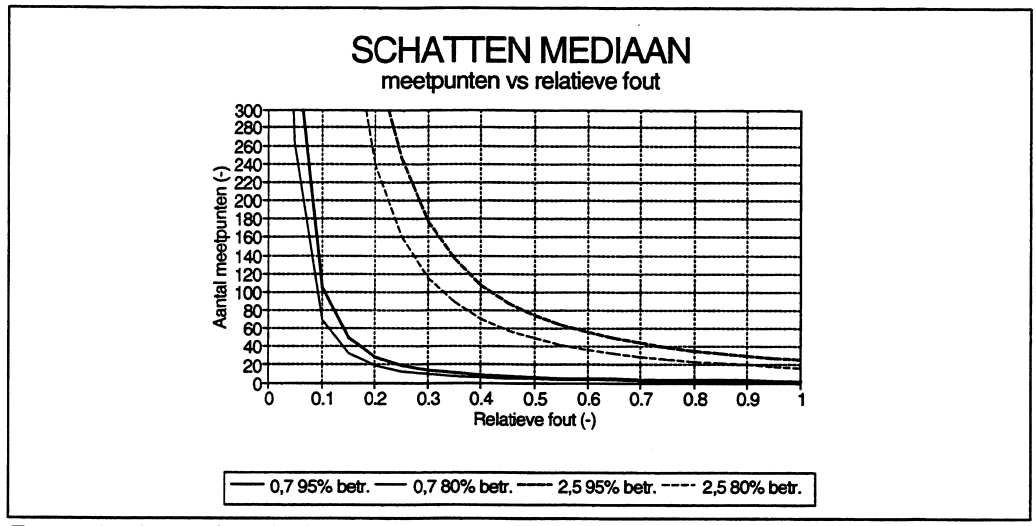
$$e^{\bar{y}} \cdot e^{\left(-t_{1-\alpha/2,n-1}\cdot\frac{s_y}{\sqrt{n}}\right)} \le M \le e^{\bar{y}} \cdot e^{\left(t_{1-\alpha/2,n-1}\cdot\frac{s_y}{\sqrt{n}}\right)} \qquad (20)$$

met $t_{1-\alpha/2,n-1}$ de waarde van de Student-t kansverdeling met onderschrijdingskans 1-α/2 bij n-1 vrijheidsgraden (te vinden in statistische tabellen) en s_y de geschatte standaardafwijking van de populatie waaruit de meetwaarden $y_1..y_n$ afkomstig zijn.

Relatie met de meetinspanning
De benodigde steekproefgrootte (n) om de mediaan van een lognormale kansverdeling met betrouwbaarheid 100(1-α)% te schatten binnen een bepaalde relatieve fout wordt benaderd met de volgende formule [Hale, 1972]:

$$n \approx \frac{Z^2_{1-\alpha/2}\cdot s_y^2}{[Ln(d+1)]^2} \qquad (21)$$

met d de relatieve fout, $Z_{1-\alpha/2}$ de standaardnormale waarde met onderschrijdingskans 1-α/2 (te vinden in statistische tabellen) en s_y de geschatte standaardafwijking van de log-waarden. Deze relatie tussen de meetneteffectiviteit ten aanzien van het schatten van de mediaan en de meetinspanning is weergegeven in figuur B2.5 voor een tweetal standaardafwijkingen van log-waarden (σ_ε=0,7 en 2,5) en een tweetal betrouwbaarheden (95% en 80%).



Figuur B2.5: De benodigde ruimtelijke meetinspanning (Y-as), om de mediaan binnen een bepaalde relatieve fout (X-as) te kunnen schatten, als functie van de standaardafwijking van de log-waarden en de betrouwbaarheid.

We zien in figuur B2.5 de grote invloed van de standaardafwijking van log-waarden op de benodigde meetinspanning.

De huidige meetneteffectiviteit ten aanzien van het schatten van de gebiedsmediaan volgt verder nog uit omzetting van formule (21):

$$d \approx e^{\frac{z_{1-\alpha/2} \cdot s_Y}{\sqrt{n}}} - 1 \qquad (22)$$

2.6 Detectiekans van trend

Een trend zullen we definiëren als een (semi-)permanente verandering van het gemiddelde van een proces, zoals het gemiddelde van de concentratie nitraat. De belangrijkste trendvormen zijn de monotone trend (een continue toe- dan wel afname vanaf een bepaald tijdstip) en de staptrend (een eenmalige en blijvende verandering vanaf een bepaald tijdstip). Gezien de grote traagheden die geohydrochemische processen doorgaans kenmerken, gaan we er in het nu volgende van uit dat veranderingen optreden in de vorm van monotone trends.

Als een meetnet zich richt op trenddetectie dan vormt de kans op detectie van een bepaalde trend een geschikte maat voor de meetneteffectiviteit. De detectiekans van een trend hangt af van een groot aantal factoren, namelijk de gehanteerde statistische trendtoets, de grootte van de trend, de gehanteerde betrouwbaarheid, de achterliggende kansverdeling van het bestudeerde proces, de periode waarover de trend moet worden gedetecteerd en het aantal onafhankelijke waarnemingen in deze periode.

Welke trendtoets?
Er zijn meerdere trendtoetsen beschikbaar, elk met hun eigen toepassingsgebieden en capaciteiten. Om tot de krachtigste nog verantwoorde uitspraken over het optreden van trends te kunnen komen, moet de keuze van een trendtoets worden gebaseerd op de statistische karakteristieken van het bestudeerde proces, zoals het soort kansverdeling, het al dan niet optreden van seriële afhankelijkheid[25] en het al dan niet optreden van seizoenseffecten [Baggelaar en Baggelaar, 1991]. In het geval van jaarlijkse of meerjaarlijkse waarnemingen zijn er echter geen seizoenseffecten en mag doorgaans worden aangenomen dat er ook geen seriële afhankelijkheid optreedt, zodat dan slechts het soort kansverdeling van belang is.
Als het bestudeerde proces een normale of lognormale kansverdeling volgt en de waarnemingen onafhankelijk van elkaar zijn, dan zal een parametrische toets op trend, zoals de lineaire regressiemethode, de hoogste detectiekans geven. In het geval van andere kansverdelingen zullen niet-parametrische trendtoetsen echter een hogere detectiekans opleveren [Conover, 1971, Helsel and Hirsch, 1988]. Uit simulaties is gebleken dat dit zelfs al het geval is als de betreffende kansverdeling slechts in geringe mate afwijkt van een normale kansverdeling [Hirsch et al., 1991].
Geschikte verdelingsvrije toetsen op monotone trend zijn bijvoorbeeld de Mann-Kendall toets [Mann, 1945, Kendall, 1938 en 1975] en de Spearman rangcorrelatietoets [Lehmann, 1975]. Een probleem bij niet-parametrische toetsen is echter dat er geen analytische functie meer kan worden afgeleid, die de detectiekans (als maat voor de meetneteffectiviteit) relateert aan het

[25] Een proces vertoont seriële afhankelijkheid als de kans op een bepaalde waarde afhangt van de voorliggende waarde(n). Bijvoorbeeld: als de kans op een waarde boven het gemiddelde groter is dan de kans op een waarde onder het gemiddelde als de voorliggende waarde boven het gemiddelde ligt.

aantal waarnemingen (als maat voor de meetinspanning). Om dan tenminste nog een indruk van de orde van grootte van de benodigde meetinspanning te krijgen kan de parametrische benadering enige uitkomst bieden.
In het nu volgende presenteren wij zowel de niet-parametrische benadering (§ 2.6.1) als de parametrische benadering (§ 2.6.2). De niet-parametrische benadering wordt daarbij het sterkst aanbevolen voor het detecteren en schatten van trends, omdat nog niet bekend is uit wat voor soort kansverdelingen tijdreeksen van meetwaarden van het LMG en de PMG's afkomstig zijn. De parametrische benadering daarentegen kan met name van pas komen om ons een indruk van de relatie tussen de meetinspanning en de meetneteffectiviteit te geven.

2.6.1 Niet-parametrische trenddetectie

Als niet wordt voldaan aan de voorwaarden voor de parametrische benadering, of als er onvoldoende meetwaarden beschikbaar zijn om dat vast te kunnen stelllen, dan kan niet-parametrische trenddetectie uitkomst bieden. Geschikte toetsen daarvoor zijn de Mann-Kendall toets en de Spearman rangcorrelatietoets. Hier wordt de Mann-Kendall toets beschreven. Uitgangspunt vormt een meetreeks van q chronologisch gerangschikte meetwaarden in een bepaald meetpunt ($x_1..x_q$). De toetsingsgrootheid S van de Mann-Kendall toets wordt berekend als:

$$S = \sum_{t=1}^{q-1} \sum_{k=t+1}^{q} sgn[x_k - x_t]$$

met q het aantal waarnemingen en sgn[] de signum-functie, volgens:

$$\begin{aligned} sgn[\theta] &= 1 \quad als \quad \theta > 0 \\ sgn[\theta] &= 0 \quad als \quad \theta = 0 \\ sgn[\theta] &= -1 \quad als \quad \theta < 0 \end{aligned}$$

De nulhypothese luidt dat de meetwaarden $x_1..x_q$ afkomstig zijn uit q onderling onafhankelijke en identieke kansverdelingen en dat er dus geen trend bestaat. Onder deze hypothese geldt voor de verwachtingswaarde en de variantie van S respectievelijk:

$$E[S] = 0 \quad en \quad Var[S] = \frac{q(q-1)(2q+5)}{18}$$

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

Een niet-parametrische methode om een trend te schatten is de zogenaamde "robuuste lijnschatter" [Helsel and Hirsch, 1992]. Uitgangspunt is het volgende model voor de tijdreeks met q meetwaarden:

$$x_j = \beta_0 + \beta_1 \cdot t_j + \varepsilon_j \qquad (26)$$

met β_0 het intercept, β_1 de lineaire verandering van de mediaan van het proces per tijdstap, t het meet-tijdstip, ε de modelafwijking en j de tijdsindex (j=1..q). Er worden geen voorwaarden gesteld aan de kansverdeling van de modelafwijkingen, dit in tegenstelling tot bij lineaire regressie. De robuuste lijnschatter levert de volgende beschrijving van de meetreeks:

$$\hat{x}_j = b_0 + b_1 \cdot t_j \qquad (27)$$

met $\hat{x}_j$ de geschatte waarde van x_j, b_0 het geschatte intercept en b_1 de geschatte helling. Deze laatste wordt geschat als mediaan van de q(q-1)/2 hellingen die er tussen de q waarnemingen in de meetreeks kunnen worden getrokken. Het intercept wordt geschat als:

$$a = m[x] - b_1 \cdot m[t] \qquad (28)$$

met m[x] de mediaan van de waarnemingen en m[t] de mediaan van de meet-tijdstippen. Voor de geschatte helling kan eenvoudig het 100(1-α)%-betrouwbaarheidsinterval worden berekend, aan de hand waarvan vervolgens ook zijn statistische significantie kan worden bepaald [Helsel and Hirsch, 1992]. De significantie van deze helling is overigens identiek aan die van de toetsingsgrootheid van de Mann-Kendall toets.

Omdat niet-parametrische methoden in het geval van (log)normale kansverdelingen nauwelijks onderdoen voor parametrische methoden voor wat betreft de kans op trenddetectie en in het geval van niet-(log)normale kansverdelingen zelfs een hogere detectiekans geven, mag het gebruik van bovenstaande methode sterk worden aanbevolen.

Niet-parametrische multivariate trenddetectie
Als er een gebiedsgewijze trend optreedt in een gebied met een homogene grondwaterkwaliteit, dan kan de detectiekans worden opgeschroefd door alle meetpunten gezamenlijk te beschouwen in een statistische analyse. Door Frapporti [1994] is hiervoor een niet-parametrische methode beschreven, die uitgaat van de verzameling berekende Spearman rangcorrelatie-coëfficiënten (één voor elk meetpunt). De methode leent zich echter niet voor het afleiden van een analytische relatie tussen de meetinspanning (in tijd én ruimte) en de meetneteffectiviteit.

2.6.2 Parametrische trenddetectie

Bij parametrische trenddetectie worden er wél voorwaarden gesteld aan de kansverdeling waaruit de modelafwijkingen afkomstig zijn, namelijk dat het een normale kansverdeling is. In het nu volgende onderscheiden we twee methoden voor parametrische trenddetectie, namelijk a) lineaire regressie van de meetwaarden en b) lineaire regressie van de log-meetwaarden. Beide

methoden hebben betrekking op detectie van trends in afzonderlijke meetpunten. Deze subparagraaf sluit af met een korte bespreking van parametrische multivariate trenddetectie, gericht op de detectie van een gebiedstrend.

Lineaire regressie van de meetwaarden
We gaan uit van het volgende model voor een meetreeks van q chronologisch gerangschikte waarnemingen in een bepaald meetpunt ($x_1..x_q$):

$$x_j = \beta_0 + \beta_1 \cdot t_j + \varepsilon_j \qquad (29)$$

met β_0 het intercept, β_1 de lineaire verandering van het procesgemiddelde, t het meet-tijdstip, ε de modelafwijking en j de tijdsindex (j=1..q). De parameters van dit model kunnen worden geschat met de kleinste-kwadraten methode (zie bijvoorbeeld [Draper and Smith, 1966]). Als de modelafwijkingen afkomstig zijn uit dezelfde normale kansverdeling en ook onafhankelijk zijn van elkaar, dan kan worden getoetst op trend met de volgende toetsingsgrootheid:

$$T = \frac{|b_1|}{s_e / \sqrt{\sum_{j=1}^{q} (t_j - \bar{t})^2}} \qquad (30)$$

met b_1 de geschatte helling, s_ε de geschatte standaardafwijking van de modelafwijking en q het aantal waarnemingen. De trend is statistisch significant met betrouwbaarheid 100(1-α)%, als $T > t_{(1-\alpha/2,q-1)}$, waarbij de laatste staat voor de Student-t waarde met onderschrijdingskans 1-α/2 bij q-1 vrijheidsgraden (deze is te vinden in statistische tabellen).

Relatie detectiekans met meetinspanning
De relatie tussen de kans op detectie van een bepaalde trend en de meetinspanning is beschreven door Lettenmaier [1976]. Deze geeft het aantal (onafhankelijke) waarnemingen (q) dat nodig is om aan de hand van lineaire regressie met een bepaalde kans een bepaalde lineaire trend ter grootte van $|\beta_1|$ (het teken van de trend is voor ons niet van belang) in een proces te kunnen detecteren bij een gehanteerde betrouwbaarheid van 100(1-α)%:

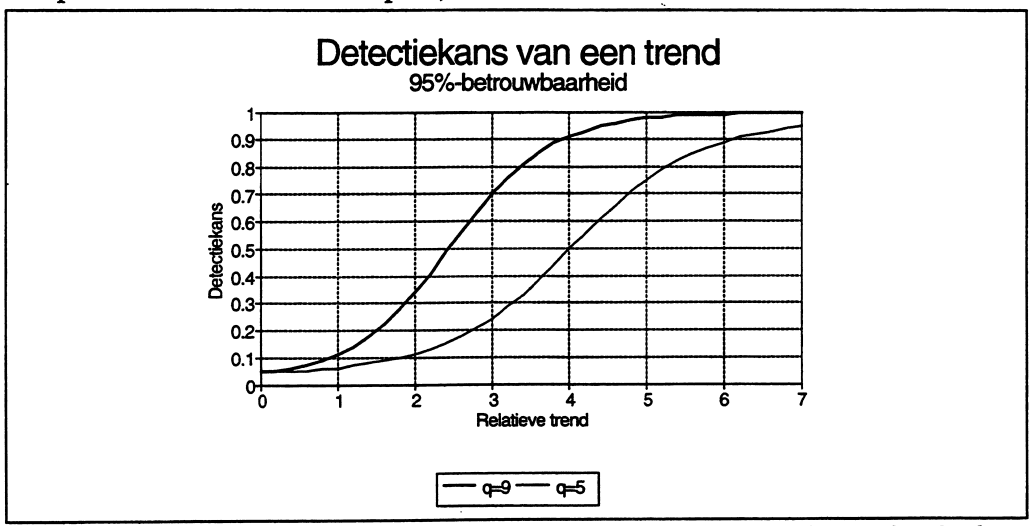
$$K[detectie] = F_{t,v}\left(\frac{|\beta_1|\sqrt{q(q+1)(q-1)}}{\sigma_e\sqrt{12}} - t_{(1-\alpha/2,v)}\right) \qquad (31)$$

met $F_{t,\upsilon}(.)$ de cumulatieve verdelingsfunctie van de Student-t verdeling bij υ vrijheidsgraden (υ=q-2), σ_ε de standaardafwijking van het (trendloze) proces en $t_{(1-\alpha/2,\upsilon)}$ de Student-t waarde met onderschrijdingskans 1-α/2 bij υ vrijheidsgraden. Uitwerking levert:

$$K[detectie] = F_{t,\upsilon}\left(\frac{\beta_1\sqrt{q(q+1)(q-1)}}{\sigma_\varepsilon\sqrt{12}} - t_{(1-\alpha/2,\upsilon)}\right) + F_{t,\upsilon}\left(t_{(\alpha/2,\upsilon)} - \frac{\beta_1\sqrt{q(q+1)(q-1)}}{\sigma_\varepsilon\sqrt{12}}\right) \quad (32)$$

met $t_{(\alpha/2,\upsilon)}$ de Student-t waarde met onderschrijdingskans $\alpha/2$ bij υ vrijheidsgraden.

Uitgaande van formule (32) hebben we in figuur B2.6 de detectiekans van een trend bij een gehanteerde betrouwbaarheid van 95% (Y-as) weergegeven als functie van de relatieve trend (de X-as) en het aantal onafhankelijke waarnemingen (q=9 of 5, om aan te sluiten bij het vierjaarlijks opstellen van het provinciaal milieubeleidsplan).



Figuur B2.6: De detectiekans van een relatieve trend (bij een gehanteerde betrouwbaarheid van 95%), als functie van het aantal onafhankelijke waarnemingen (q).

De relatieve trend (rel-tr) is gedefinieerd als de absolute verandering in het procesgemiddelde ($E[x_j]$) over de beschouwde periode waarin q waarnemingen zijn beschikbaar gekomen, gedeeld door de standaardafwijking van het proces (σ_ε), oftewel:

$$rel\text{-}tr = \frac{|E[x_q] - E[x_1]|}{\sigma_\varepsilon} \quad (33)$$

Uit formule (29) volgt:

$$E[x_j] = \beta_0 + \beta_1 \cdot t_j \quad (34)$$

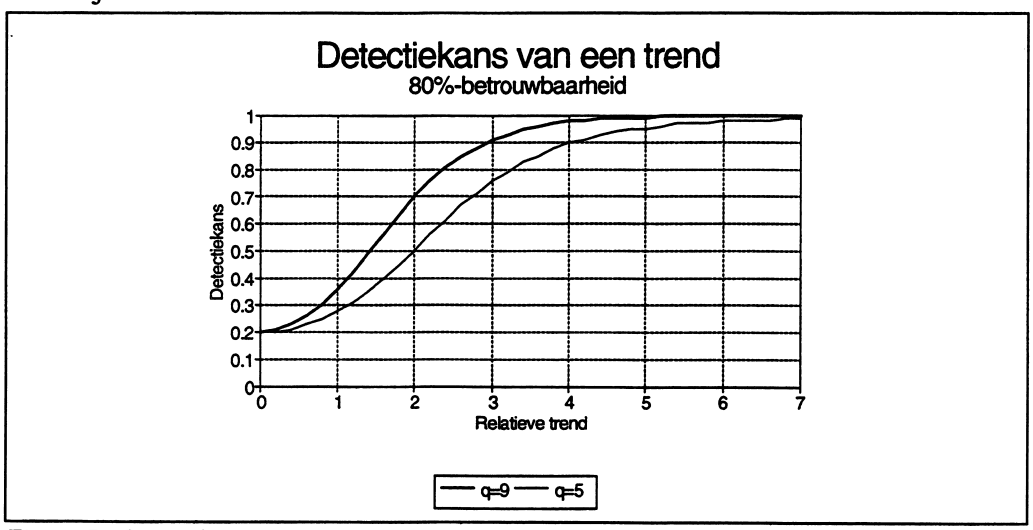
Substitutie hiervan in formule (33) levert:

$$rel\text{-}tr = \frac{|\beta_1|(t_q - t_1)}{\sigma_\varepsilon} = \frac{|\beta_1|(q-1)\Delta t}{\sigma_\varepsilon} \quad (35)$$

met Δt het aantal tijdseenheden in een tijdstap.

Uit figuur B2.6 blijkt dat een verandering in een proces moeilijker te detecteren valt naarmate de natuurlijke variatie van dat proces groter is en naarmate er minder waarnemingen beschikbaar zijn. Het verhogen van de meetfrequentie biedt verder nauwelijks uitkomst, omdat er bij meer dan één waarneming per jaar seriële afhankelijkheid tussen de waarnemingen wordt geïntroduceerd, zodat er nauwelijks informatiewinst kan worden geboekt. Uit figuur B2.6 kunnen we tevens afleiden wat voor de geschetste processen de prijs is van het verlagen van een jaarlijkse meetfrequentie naar een tweejaarlijkse meetfrequentie. Stel dat we binnen 8 jaar een trend van drie maal de standaardafwijking van het proces willen kunnen meten. Bij jaarlijks meten (q=9) bedraagt de detectiekans dan 70%, maar bij tweejaarlijks meten (q=5) slechts 24% (beide als een betrouwbaarheid van 95% wordt gehanteerd).

We kunnen de detectiekans van een trend natuurlijk ook opschroeven door genoegen te nemen met minder betrouwbaarheid, bijvoorbeeld 80% (zie figuur B2.7). De consequentie is dan echter dat de kans op onterechte trenddetectie (de detectiekans als er helemaal geen trend is) vrij hoog wordt, namelijk 20%.



Figuur B2.7: De detectiekans van een relatieve trend (bij een gehanteerde betrouwbaarheid van 80%), als functie van het aantal onafhankelijke waarnemingen (q).

Lineaire regressie van de log-meetwaarden

Als de meetwaarden afkomstig zijn uit een lognormale kansverdeling, kan lineaire regressie van de logaritmes van de meetwaarden uitkomst bieden. Het komt er op neer dat we nagaan of er een lineaire trend is opgetreden in het logaritmisch getransformeerde proces (verder "log-proces" te noemen), volgens:

$$Ln(x_j) = \beta_0 + \beta_1 \cdot t_j + \epsilon_j \qquad (36)$$

met $Ln(x_j)$ de natuurlijke logaritme van de waarneming van het proces x in een bepaald meetpunt op tijdstip j (j=1..q), β_0 het intercept, β_1 de lineaire

verandering in het gemiddelde van het log-proces, t het meet-tijdstip, ε_j de modelafwijking en j de tijdsindex (j=1..q).

N.B.: Een waarschuwing is hier wel op zijn plaats: het lineair modelleren in de log-schaal impliceert dat we uitgaan van een exponentiële trend in de meetschaal, hetgeen grote consequenties kan hebben bij extrapolatie van trends.

De parameters van dit model worden geschat met de kleinste-kwadraten methode. De toets op trend geschiedt met de volgende toetsingsgrootheid:

$$T = \frac{|b_1|}{s_e / \sqrt{\sum_{j=1}^{q} (t_j - \bar{t})^2}} \qquad (37)$$

met b_1 de geschatte helling, s_ε de geschatte standaardafwijking van de modelafwijking en q het aantal waarnemingen. De trend is statistisch significant met betrouwbaarheid 100(1-α)%, als $T > t_{(1-\alpha/2,q-1)}$, waarbij de laatste staat voor de Student-t waarde met onderschrijdingskans 1-α/2 bij q-1 vrijheidsgraden.

Uit de *lineaire* verandering van het log-proces - β_1 - kan de *relatieve* verandering van het (ongetransformeerde) proces worden berekend. De verwachtingswaarde (het gemiddelde) van het log-proces op tijdstip j (E[Ln(x_j)]) wordt namelijk gegeven door:

$$E[Ln(x_j)] = \beta_0 + \beta_1 \cdot t_j \qquad (38)$$

aangezien $E[\varepsilon_j]=0$. En bij terugtransformatie ontstaat de mediaan van het proces op tijdstip j (m[x_j]), volgens:

$$m[x_j] = e^{E[Ln(x_j)]} \qquad (39)$$

(zie bijvoorbeeld [Aitchison and Brown, 1969]). Substitutie van (35) in (36) levert:

$$m[x_j] = e^{\beta_0 + \beta_1 \cdot t_j} \qquad (40)$$

De relatieve verandering van de procesmediaan over een tijdstap wordt dan gegeven door:

$$\frac{m[x_{j+1}]}{m[x_j]} = \frac{e^{\beta_0 + \beta_1 \cdot (t_{j+1})}}{e^{\beta_0 + \beta_1 \cdot t_j}} = e^{\beta_1 \Delta t} \qquad (41)$$

met Δt het aantal tijdseenheden in een tijdstap. De procentuele verandering van de procesmediaan over deze tijdstap is dan (het teken is hier voor ons niet van belang):

$$\left|100\%\frac{m[x_{j+1}]}{m[x_j]}-100\%\right| = 100\%\left(e^{|\beta_1|\Delta t}-1\right) \qquad (42)$$

Stel nu dat we een procentuele verandering van de procesmediaan van $\delta\%$ (ongeacht het teken) over een bepaalde periode willen kunnen detecteren en dat we daarvoor lineaire regressie van de log-waarden hanteren. Binnen deze periode komen q waarnemingen van het proces beschikbaar. Als we uitgaan van een lineaire verandering van het gemiddelde van het log-proces, komt dit neer op de volgende relatieve verandering van de procesmediaan over deze periode:

$$\frac{m[x_q]}{m[x_1]} = \frac{e^{\beta_0+\beta_1\cdot t_q}}{e^{\beta_0+\beta_1\cdot t_1}} = e^{\beta_1(q-1)\Delta t} \qquad (43)$$

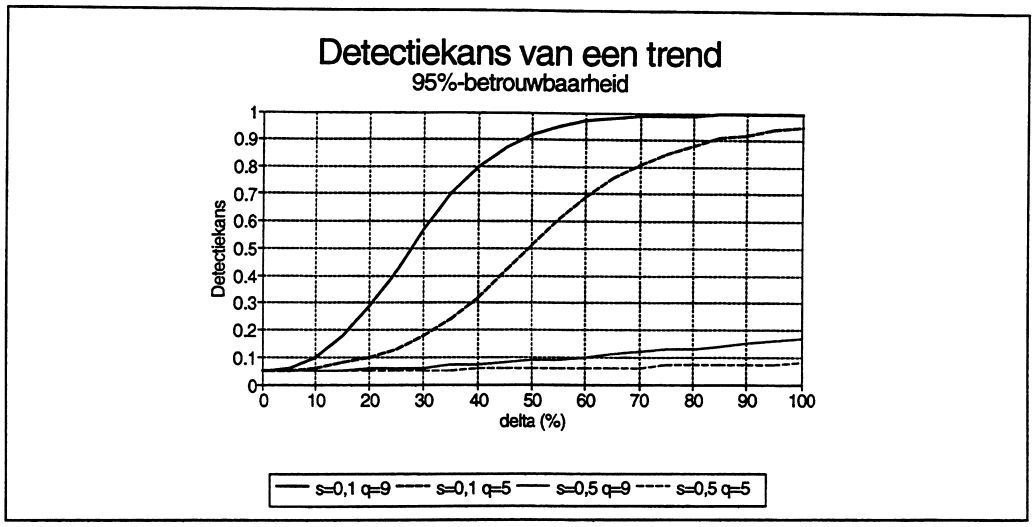
De procentuele verandering van de procesmediaan ($\delta\%$) over deze periode bedraagt dan (het teken is voor ons niet van belang):

$$\delta\% = \left|100\%\frac{m[x_q]}{m[x_1]}-100\%\right| = 100\%\left(e^{|\beta_1|(q-1)\Delta t}-1\right) \qquad (44)$$

Hieruit volgt:

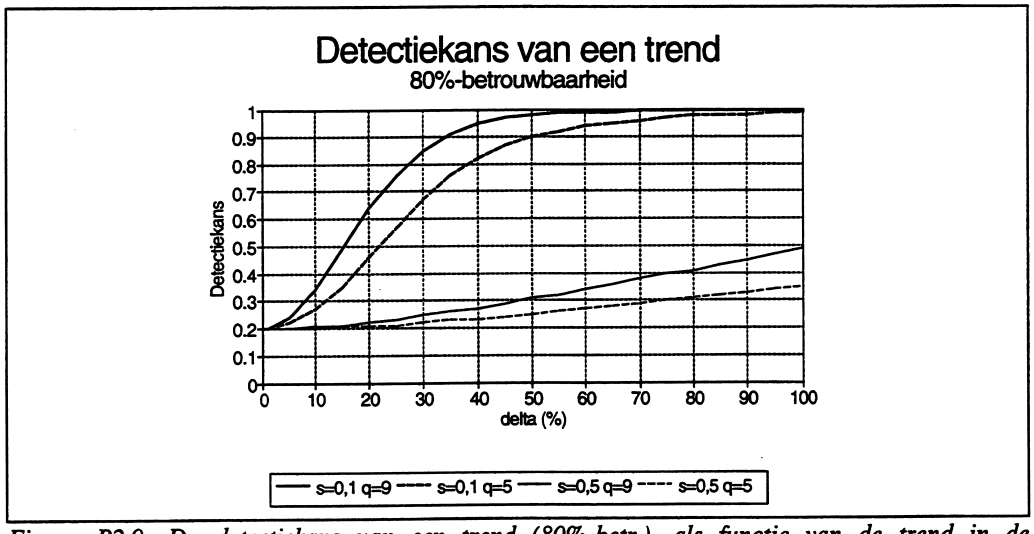
$$|\beta_1| = \frac{Ln\left(\frac{\delta\%}{100\%}+1\right)}{(q-1)\Delta t} \qquad (45)$$

Door de formules (32) en (45) te combineren kan de detectiekans van een procentuele verandering van de procesmediaan worden berekend. Deze is weergegeven in figuur B2.8 (Y-as) voor een gehanteerde betrouwbaarheid van 95%, als functie van de procentuele verandering van de procesmediaan ($\delta\%$, op de X-as), de standaardafwijking van het log-proces (σ_ε=0,1 of 0,5) en het aantal onafhankelijke waarnemingen (q=5 of 9).
Uit figuur B2.8 blijkt dat een trend in een proces met een grote natuurlijke spreiding moeilijk te detecteren valt met slechts 5 of 9 waarnemingen. Het verhogen van de meetfrequentie biedt hier echter nauwelijks uitkomst, omdat er bij meer dan één waarneming per jaar afhankelijkheid tussen de waarnemingen wordt geïntroduceerd, zodat er nauwelijks informatiewinst kan worden geboekt.
Uit figuur B2.8 kunnen we tevens afleiden wat voor de geschetste processen de prijs is van het verlagen van een jaarlijkse meetfrequentie naar een tweejaarlijkse meetfrequentie. Stel dat we binnen 8 jaar een relatieve verandering van de procesmediaan van 40% willen kunnen detecteren in een proces met σ_ε=0,1. Bij jaarlijks meten (q=9) bedraagt de detectiekans 80%, maar bij tweejaarlijks meten (q=5) slechts 31%, beide bij een gehanteerde betrouwbaarheid van 95%.



Figuur B2.8: De detectiekans van een trend (95%-betr.), als functie van de trend in de procesmediaan (delta%), de standaardafwijking van het log-proces (s) en het aantal onafhankelijke waarnemingen (q).

We kunnen de detectiekans van een trend natuurlijk ook opschroeven door genoegen te nemen met minder betrouwbaarheid, bijvoorbeeld 80% (zie figuur B2.9). De consequentie is dan echter dat de kans op onterechte trenddetectie (de detectiekans bij δ=0%) vrij hoog wordt, namelijk 20%.



Figuur B2.9: De detectiekans van een trend (80%-betr.), als functie van de trend in de procesmediaan (delta%), de standaardafwijking van het log-proces (s) en het aantal onafhankelijke waarnemingen (q).

Parametrische multivariate trenddetectie

De hiervoor beschreven normale en lognormale benadering richten zich op de detectie van een trend in een afzonderlijk meetpunt. Als er over een geheel gebied echter dezelfde trend optreedt, dan zal de kans op trenddetectie worden opgeschroefd door te toetsen op een gebiedstrend. Daarvoor dienen de toetsingsgrootheden van de afzonderlijke meetpunten samen te worden gevoegd tot één toetsingsgrootheid voor het gehele gebied. Er zitten echter nog verschillende haken en ogen aan een dergelijke multivariate trenddetectie, die nader onderzoek vergen. Zo zal steeds eerst moeten worden getoetst of de trends in de afzonderlijke meetpunten wel uit dezelfde

kansverdeling afkomstig zijn. Verder zal rekening gehouden moeten worden met het feit dat de geschatte trends in de afzonderlijke meetpunten niet onafhankelijk van elkaar zijn en tenslotte zal nog moeten worden nagegaan hoe het aantal vrijheidsgraden van de multivariate toetsingsgrootheid is gedefinieerd. Een nader onderzoek naar de mogelijkheden van parametrische multivariate trenddetectie is derhalve geboden, temeer daar dit meer inzicht kan verschaffen in de optimale verdeling van de meetinspanning over ruimte en tijd, als het gaat om trenddetectie.

BIJLAGE 3
Klassieke statistiek en geostatistiek in het kort

Deze bijlage geeft beknopt enkele karakteristieken van zowel de klassiek statistische als de geostatistische benadering bij de optimalisatie van een meetnet en/of de verwerking van de resultaten van het meetnet.

De keuze voor één van beide benaderingen dient met name te worden bepaald door het feit of er al dan niet behoefte is aan ruimtelijke differentiatie van de informatie, die verder gaat dan gebieden. Wij wijzen er op dat een keuze voor een bepaalde statistische benadering bij de optimalisatie van een meetnet automatisch de keuze impliceert om deze statistische benadering centraal te stellen bij de verwerking van de resultaten van het meetnet. Het zou immers zinloos zijn om eerst een meetnet te optimaliseren en vervolgens de gecreëerde potenties niet ten volle te benutten.

Randvoorwaarden en mogelijkheden

In het nu volgende geven we van beide benaderingen de randvoorwaarden en (enkele) mogelijkheden. De klassiek statistische benadering is daarbij afgekort tot "**ks**" en de geostatistische benadering tot "**gs**".

Statistische randvoorwaarden

ks: In elk gebied waarvan kengetallen zijn gewenst (zoals duinen, bouwland op zand, grasland op rivierklei, etc.), zijn de meetpunten aselect geplaatst. Als dit niet het geval is, moeten de kengetallen worden berekend door een gewogen combinatie van kengetallen van deelgebieden waar wél aselect meetpunten zijn geplaatst.

gs: In elk gebied waarvoor een afzonderlijk variogram[26] wordt opgesteld (zoals duinen, bouwland op zand, grasland op rivierklei, etc.) zijn voldoende meetpunten aanwezig (minstens 20 à 25). Dit impliceert dat bij het opstellen van variogrammen voor een provinciale rapportage, ter aanvulling de gegevens over meerdere provincies, of zelfs heel Nederland, beschikbaar moeten zijn. Als dit niet mogelijk is kan echter nog gebruik worden gemaakt van eerder opgestelde variogrammen.

Technische randvoorwaarden

ks: Statistische software en expertise.

gs: Een GIS, geostatistische software en expertise op beide gebieden.

Mogelijkheden ruimtelijke differentiatie

ks: Differentiatie gaat niet verder dan gebieden (zoals duinen, bouwland op zand, grasland op rivierklei, etc.).

gs: Differentiatie bínnen gebieden, tot op blokniveau. De praktijk heeft uitgewezen dat voor wat betreft de combinatie van het LMG en de

---

[26] Een variogram is een functie die het "verschil" tussen twee meetwaarden relateert aan de topografische afstand tussen deze meetwaarden. Het beschrijft als het ware de ruimtelijke structuur van de meetwaarden.

PMG's (vrijwel) landsdekkende differentiatie tot op het niveau van ruiten van 4 bij 4 km haalbaar is [Pebesma en de Kwaadsteniet, 1994 en 1995]. Bij hun benadering wordt een blok ingedeeld bij het gebiedstype dat binnen dat blok dominant is, maar andere blokdefinities zijn ook mogelijk.

Mogelijkheden bij verwerken van gegevens

ks: ☐ Schatten van kengetallen (gemiddelde, mediaan, spreiding, percentielen, fractie normoverschrijdingen) van gebieden die voldoende bemonsterd zijn. Als dit niet het geval is kunnen díe gebieden worden geclusterd die - vooral uit theoretische overwegingen - vergelijkbaar kunnen worden geacht voor wat betreft het gedrag van de bestudeerde chemische parameter. De clustering kan verschillende gebieden binnen één provincie betreffen, of hetzelfde gebied in verschillende provincies. De kengetallen krijgen door clustering uiteraard minder locale betekenis.

☐ De geldigheid van berekende betrouwbaarheidsintervallen is gewaarborgd als de meetpunten aselect zijn geplaatst en rekening is gehouden met het soort kansverdeling van de bestudeerde chemische parameter.

gs: ☐ Schatten van kengetallen voor gebieden of voor blokken bínnen gebieden, ook als deze niet of nauwelijks bemonsterd zijn. Dit is mogelijk omdat wordt uitgegaan van een bepaalde ruimtelijke samenhang in meetwaarden - weergegeven door het variogram -, die is geschat op basis van relevante meetwaarden in een grotere regio. De kengetallen behouden daarbij locale betekenis.

☐ Voorspellen van meetwaarden op onbemeten punten.

☐ De geldigheid van berekende betrouwbaarheidsintervallen hangt af van de geldigheid van het gehanteerde variogram.

Mogelijkheden bij optimaliseren van een meetnet

ks: ☐ Voor enkele effectiviteitsmaten is het optimale meetnet analytisch te berekenen. In sommige van deze gevallen is daarbij kennis nodig van de ruimtelijke en/of temporele variatie in meetwaarden.

☐ Optimalisatie van de meetnetdichtheid levert als uitkomst het aantal meetpunten per gebied, maar níet hun locaties (ze moeten immers aselect worden geplaatst).

☐ Simultane optimalisatie van meetnetdichtheid en meetfrequentie naar het detecteren van een gebiedstrend is (nog) niet mogelijk.

gs: ☐ Het optimale meetnet ontstaat door via "trial and error" met de GIS en de daaraan gekoppelde geostatistische software verschillende meetnetconfiguraties te simuleren.

☐ Optimalisatie van de meetnetdichtheid levert als uitkomst niet alleen het aantal van de meetpunten, maar tevens hun locaties. Om een voorbeeld te geven: daar waar een gewenste precisie niet wordt gehaald, moeten meetpunten worden toegevoegd, terwijl daar waar de precisie ruim voldoet, meetpunten kunnen worden opgeheven.

- Simultane optimalisatie van meetnetdichtheid en meetfrequentie naar de precisie waarmee een mediane trend binnen een blok van 4 bij 4 km kan worden geschat is mogelijk.

Mogelijke synthese van de twee benaderingen
Gezien de sterke punten van beide statistische benaderingen, is het aan te bevelen om een synthese na te streven, zodanig dat de benaderingen elkaar aanvullen. Onze visie hierop wordt nader uiteengezet in de aanbevelingen (hfdst. 11).

BIJLAGE 4
Discussie over 1e concept van dit rapport

In deze bijlage volgt de integrale weergave van een schriftelijke discussie over het 1e concept van dit rapport[27]. De discussie omvatte een aantal kritische kanttekeningen van de heer Dr. ir. J.W. de Kwaadsteniet (RIVM-LBG) en een reactie daarop onzerzijds.

[27] Het 1e concept, verschenen in oktober 1994, had nog als titel: "Een werkwijze voor optimalisatie van het landelijk meetnet en de provinciale meetnetten grondwaterkwaliteit".

21/11/94

Van: De Kwaadsteniet
Aan: de leden van de werkgroep "Optimalisatie Meetnetten Grondwaterkwaliteit"

betreft: Enkele beschouwingen aangaande meetneteffectiviteit, meetnetgebruik en meetnetoptimalisatie n.a.v. het concept KIWA-rapport SWO 94.304 d.d. oktober 1994

1. Bij statistische interpretatie van de informatie uit een omvangrijk meetnetputtenbestand (zoals bijv. gedefinieerd door het Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit (LMG) en de Provinciale Meetnetten Grondwaterkwaliteit (PMG's) gezamenlijk) doen zich verschillende benaderingsrichtingen voor. Enerzijds kan de informatie worden benut voor het verwezenlijken van een grote mate van ruimtelijke differentiatie in uitspraken, anderzijds voor het doen van nauwkeurigere uitspraken over eigenschappen behorende bij grotere ruimtelijke eenheden. Een keerzijde van het laatste is echter, dat in het geval zich binnen de gedefinieerde grotere ruimtelijke eenheden grote ruimtelijke verschillen in toestand en/of tijdsgedrag van een variabele voordoen, dit niet meer uit de statistische analyse naar voren zal komen. Indien zich bijv. binnen een grotere ruimtelijke eenheid geclusterd naar deelgebied een sterk gedifferentieerd beeld van de toestand van een variabele of de tijdsverandering daarin voordoet (bijv. deelgebieden met een sterk positieve trend afgewisseld worden door deelgebieden met een sterk negatieve trend), dan kan voor de ruimtelijke eenheid als geheel gemakkelijk "het ontbreken van trend" het eindresultaat van de statistische analyse zijn. Een en ander impliceert, dat men bij statistische analyse voorzichtig moet zijn met uitspraken waarbij wordt ingeleverd op ruimtelijke resolutie.

2. Het in de Pebesma-studies [4,5] gerealiseerde ruimtelijke resolutieniveau kan worden gezien als het maximaal haalbare aan ruimtelijke resolutie, gegeven de huidige meetnetdichtheid van het LMG en de PMG's tezamen. Daarbij blijkt o.a. dat zich op de 4 km × 4 km-schaal (ook binnen een zelfde categorie bodemgebruik/bodemtype) een grote ruimtelijke differentiatie in trends kan voordoen (voorpublicatie trendresultaten uitgereikt). De door Pebesma geconstateerde rijkdom aan trends contrasteert met de resultaten uit eerdere trendstudies [2,3] waaruit geen trendindicaties naar voren komen. Aangezien de betreffende eerdere trendstudies echter grotere ruimtelijke eenheden betreffen, illustreert het gesignaleerde contrast slechts de bovengenoemde waarschuwing voorzichtig te zijn met het inleveren van ruimtelijke resolutie bij statistische analyse. Primair kan uit de Pebesma-studies de conclusie worden getrokken dat, gegeven de beschikbare meetnetdichtheid, ruimtelijke resolutie in uitspraken (aangaande de toestand van grondwaterkwaliteitsvariabelen en de tijdsveranderingen daarin) op een 4 km × 4 km-schaal (a) haalbaar en (b) zinvol is.

3. In het verlengde van het bovenstaande lijkt het aan te bevelen om statistische analyses aangaande grotere ruimtelijke eenheden te beperken tot aspecten die in een sterk ruimtelijk gedifferentieerde aanpak niet haalbaar zijn. Met name wordt in de Pebesma-aanpak de meetnetputteninformatie gebruikt voor maximale ruimtelijke resolutie (4 km × 4 km-ruiten) en blijven de uitspraken voor een 4 km × 4 km-ruit vervolgens min of meer noodgedwongen (de beschikbare meetnetinfo is uitgegeven aan ruimtelijke differentiatie tot op ruitniveau) beperkt tot de *ruitmediane* (of *ruitgemiddelde*) toestand of verandering in toestand. Daar waar men op basis van de meetnetinformatie (aanvullende) statistische uitspraken wil over *individuele* toestands- of trendwaarden op onbemeten locaties (de kans op normoverschrijding van individuele waarden, hoge percentielwaarden van de verzameling zich voordoende toestandswaarden en trendwaarden op onbemeten locaties (i.e. de staarten van de optredende frequentieverdelingen)) zal men de meetnetputteninformatie niet uitputtend voor ruimtelijke differentiatie moeten aanwenden. D.w.z. men zal dan uitspraken moeten doen voor grotere ruimtelijke eenheden (indachtig echter de onder 1. gegeven kanttekening). Enkele uitwerkingen worden in een aantal RIVM-studies gegeven [3,6,7].

4. De onder de punten 2. en 3. aangeduide, binnen het RIVM operationele methodiek sluit *rechtstreeks en primair* aan op de primaire informatie-behoefte van het meetnet: de beschrijving van de toestand op een tijdstip en de verandering van de toestand in de tijd, met als onderdeel daarvan het signaleren van knelpunten. Secundair wordt (als een bijprodukt) een regionaal gedifferentieerd beeld van achtergrondwaarden en calibratie- en toetsingsmateriaal voor regionale modellering verkregen.

5. De onder 2. aangeduide aanpak kan worden gekenschetst als een combinatie van klassieke statistiek en geostatistiek. [(a) Er vindt een op basis van klassieke statistiek ingegeven categorieïndeling naar bodemgebruik en bodemtype plaats. (b) Er wordt vervolgens binnen een categorie nagegaan of kan worden volstaan met de basale aanname van een uniforme variatiemaat of dat er duidelijk aanwijzingen zijn voor van de over-all variatiemaat afwijkende geringere verschillen tussen waarden voor dicht bij elkaar gelegen locaties. (c) Er vindt een (boven klassieke statistiek uitgaande) ruimtelijke differentiatie in uitspraken plaats die rekening houdt met de ruimtelijke differentiatie in waarden die zich binnen de categorie in de steekproef heeft voorgedaan.]

   De onder 3. aangeduide aanpak kan worden gekenschetst als een klassiek statistische benadering.

6. Effectiviteitsmaten voor het meetnet worden gegeven door de breedtes en ligging van de gerealiseerde betrouwbaarheidsintervallen voor de bestudeerde aspecten van

toestand en toestandsverandering in relatie tot de niveau-waarden waarop de aandacht zich richt. Daarbij kan in de bovengeschetste aanpak de effectiviteitsbeoordeling ruimtelijk gedifferentieerd plaatsvinden. In het verlengde kan vervolgens een effectieve en efficiënte ruimtelijke differentiatie in meetnetoptimalisatie worden gerealiseerd. (Daar waar de betrouwbaarheidsintervallen in meer dan de gewenste informatie resulteren, kan het meetnet worden uitgedund (of de meetfrequentie worden verkleind); daar waar te weinig informatie beschikbaar is, is uitbreiding van meetinformatie aangewezen.)

7. Een centraal algemeen punt aangaande meetneteffectiviteit is gewaarborgd, indien uniformiteitsaspecten bij opzet en uitwerking van de verschillende meetnetten (LMG en PMG's) in belangrijke mate worden gekoppeld aan statistische analyses waarbij informatieaspecten over de grenzen van de samenstellende meetnetten heen worden verzameld.

8. In de KIWA-studie [1] worden slechts binnen de (voor de optimalisatie van de Meetnetten Grondwaterkwaliteit te) beperkte context van een klassiek statistische invalshoek een aantal eerste maten voor meetneteffectiviteit beschreven en uitgewerkt (p. 17 en verder):

Voor het onderkennen van knelpunten aangaande de toestand van de grondwaterkwaliteit:

(a) het percentage normoverschrijding waarbij het meetnet vrijwel zeker normoverschrijding detecteert;
(b) de precisie van het geschatte percentage normoverschrijding;
(c) de precisie van de geschatte mediaan.

Voor het onderkennen van (gewenste en) ongewenste ontwikkelingen in de grondwaterkwaliteit:

(aa) de detectiekans van een trend van een bepaalde grootte over een bepaalde periode.

Allereerst zal binnen de begrenzingen van een klassiek statistische invalshoek enige aandacht aan de voorgestelde (en andere) maten voor meetneteffectiviteit worden besteed (I). Aansluitend zullen vervolgens de betreffende klassiek statistische maten binnen de in het voorafgaande geschetste ruimere/algemenere context van meetnetgebruik en meetnetoptimalisatie op hun merites worden beoordeeld (II).

Ad I:

De onder (a) beschreven maat (betreffende het onderscheidend vermogen waarmee voor een niet te kleine ruimtelijke eenheid op basis van een steekproef antwoord kan worden gegeven op de vraag of er binnen de betreffende niet te kleine ruimtelijke eenheid locaties boven de norm voorkomen) kan worden gezien als een voor meetneteffectiviteit en meetnetoptimalisatie weinig relevant voorstadium van maat (b), die de nauwkeurigheid betreft waarmee het percentage locaties boven de norm in een niet te kleine ruimtelijke eenheid kan worden geschat op basis van de via het meetnet gegeven steekproef. De breedte van een betrouwbaarheidsinterval (de precisie) waarmee het percentage normoverschrijdingenslocaties in een niet te kleine ruimtelijke eenheid kan worden vastgelegd (maat (b)) kan een zinvolle maat voor meetneteffectiviteit zijn. De precisie van de geschatte mediane waarde van een niet te kleine ruimtelijke eenheid (maat (c)) lijkt echter wederom op voorhand (net als maat (a)) een weinig geschikte keuze voor meetneteffectiviteit: de mediane waarde van een dergelijke niet te kleine ruimtelijke eenheid lijkt een weinig effectieve keuze om knelpunten te signaleren. Een meer voor de hand liggende en relevantere effectiviteitsmaat dan maat (c) (binnen de klassiek statistische context en eventueel toe te voegen als maat (d) in het lijstje) zou de precisie van de schattingen van hoge percentielwaarden van de frequentieverdeling (de staarten van de frequentieverdeling) van de in een beschouwde niet te kleine ruimtelijke eenheid voorkomende waarden betreffen.

Voor de onder (aa) beschreven effectiviteitsmaat kan (net zoals eerder met betrekking tot maat (a)) worden gesteld, dat hierbij sprake is van een voor meetneteffectiviteit en meetnetoptimalisatie weinig relevant voorstadium van een (binnen de klassiek statistische context) relevanter criterium aangaande de breedte van een betrouwbaarheidsinterval waarmee een trend van een bepaalde grootte kan worden vastgesteld (binnen de klassiek statistische context toe te voegen als punt (bb)) of de nauwkeurigheid waarmee toestandsvoorspellingen kunnen worden gegeven (toe te voegen als punt (cc)). Daarbij echter uitdrukkelijk de kanttekening dat de punten (bb) en (cc) (binnen de klassiek statistische context), anders dan de in [1] p. 25 e.v. gegeven uitwerking, de gemiddelde situatie over niet te kleine ruimtelijke eenheden en niet de situatie per meetpunt dienen te betreffen.

Ad II:

Binnen de in deze notitie beschouwde algemenere context van meetneteffectiviteit, meetnetgebruik en meetnetoptimalisatie (zie in het bijzonder de punten 1, 2 en 3) lijken echter, op basis van de overwegingen die tot nog toe de aandacht hebben gekregen, de klassiek statistische maat (b) uit de KIWA-notitie en de hier toegevoegde

klassiek statistische maat (d) de enige twee klassiek statistische maten die nog een primaire bijdrage zouden kunnen leveren bij het vaststellen van meetneteffectiviteit. Met andere woorden: ook de hierboven toegevoegde klassiek statistische maten (bb) en (cc) (en ook de klassiek statistische maat (c) indien deze niet, zoals boven beschreven, voor knelpunt-onderzoek, maar meer in het algemeen voor toestandsbeschrijving in overweging zou worden genomen) verliezen binnen de geschetste algemenere context hun primaire betekenis.

9. De kern van de in de KIWA-studie voorgestane werkwijze bij meetnetoptimalisatie is ontleend aan de Schilperoort-studies [8,9] en staat in een vijftal punten samengevat op p. 7:

1.) Identificeer de informatiebehoefte
2.) Vertaal de informatiebehoefte naar een geschikte maat voor meetneteffectiviteit.
3.) Leid de relatie tussen meetneteffectiviteit en meetinspanning af.
4.) Specificeer het gewenste minimale effectiviteitsniveau van het meetnet.
5.) Bereken (op basis van 3 en 4) de vereiste meetinspanning.

De weergegeven lijn spreekt aan in zijn eenvoud. De praktische relevantie van Schilperoort's lijstje staat of valt echter met de praktische relevantie van zijn achterliggende premissen. In casu wordt er impliciet van uitgegaan dat voor de meest relevante meetneteffectiviteitsmaten de relatie tussen meetinspanning en meetneteffectiviteit in gesloten wiskundige-formule-vorm kan worden gespecificeerd. Daar waar meest relevante meetneteffectiviteitsmaten worden gedefinieerd door de breedtes van de betrouwbaarheidsintervallen van de aspecten van toestand en verandering in toestand van grondwaterkwaliteitsvariabelen die de primaire belangstelling hebben, in relatie tot niveau-waarden waarop de belangstelling zich richt, staan deze effectiviteitsmaten echter in eerste instantie los van de vraag of daarbij een gesloten wiskundige relatie tussen meetneteffectiviteit en meetinspanning kan worden gegeven. In de regel zal dat voor de meest relevante meetneteffectiviteitsmaten (bijv. indien deze een verdelingsvrije of enigszins complexe meer-stappen achtergrond hebben) niet het geval zijn. In die gevallen verliezen de hogere nummers uit Schilperoort's lijstje hun praktische relevantie en zal meetnetoptimalisatie via een minder triviaal proces tot stand moeten komen. (Voor de goede orde zij erop gewezen dat het in die gevallen geen oplossing biedt om uit te wijken naar minder relevante effectiviteitsmaten waarbij wel een relatie tussen meetneteffectiviteit en meetinspanning in een gesloten wiskundige-formule-vorm kan worden gegeven. Optimalisatie via minder relevante effectiviteitsmaten resulteert per definitie in een niet-optimaal meetnet.)

Het niet-relevant zijn van de hogere nummers uit Schilperoort's lijstje in vele praktische omstandigheden behoeft echter niet als een ernstige handicap te worden ervaren. Er is namelijk veel voor te zeggen om in concrete situaties te kiezen voor een proces waarbij (a) de bereikte mate van meetneteffectiviteit pas vanuit het gaandeweg vertrouwd raken met de resultaten (de verkregen betrouwbaarheidsintervallen) wordt beoordeeld, (b) vanuit deze vertrouwdheid wensen met betrekking tot effectiviteitsverbetering worden geformuleerd, (c) aansluitend een deelinspanning met betrekking tot meetnetoptimalisatie wordt ondernomen en vervolgens de stappen (a), (b) en (c) in de tijd enige malen worden herhaald.

10. Ideeën omtrent het vergroten van meetneteffectiviteit via het clusteren van gebieden vanuit de overweging dat de betreffende gebieden op basis van statistische data-analyse van het beschikbare waarnemingsmateriaal als niet-onderscheidbaar moeten worden aangemerkt (en daaruit voortvloeiende ideeën omtrent meetnetoptimalisatie), moeten worden afgewezen zolang in de betreffende statistische benadering niet expliciet en bevredigend aandacht is besteed aan vragen aangaande het onderscheidend vermogen (het vermogen om eventueel optredende verschillen van een bepaalde grootte ook werkelijk te detecteren met de statistische aanpak in kwestie). Besluiten tot clustering van gebieden, op basis van een statistische benadering waarin onvoldoende aandacht is besteed aan de eisen (bijv. met betrekking tot steekproefomvang) die vanuit randvoorwaarden aangaande onderscheidend vermogen moeten worden gesteld, zijn ongegrond en kunnen gemakkelijk tot geheel verkeerde conclusies leiden. (Eenvoudig gezegd: clustering van onvoldoende bemeten gebieden heeft geen statistische rechtvaardiging.)

11. Bij ideeën-vorming aangaande meetnetoptimalisatie via (a) het reduceren van de in een meetnet vertegenwoordigde categorieën (in omvang en/of aantal) en (b) specificatie van de parameterkeuze per categorie verdient het aanbeveling concrete voorstellen aangaande een dergelijke inperking in reikwijdte niet alleen op theorie, maar ook op waarnemingsmateriaal te baseren (denken en waarnemen leiden niet altijd tot hetzelfde resultaat).

12. Elke statistische benadering kent zijn vooronderstellingen: afhankelijk van de gekozen invalshoek zijn meer of minder complexe vooronderstellingen te onderscheiden die mede bepalend zijn voor de relevantie en algemene reikwijdte van de gekozen benadering. Ruwweg kunnen methoden worden onderscheiden die worden gekenmerkt door eenvoudige, algemeen toepasbare vooronderstellingen (robuuste methoden) en methoden die worden gekenmerkt door meer specifieke, complexere aannames. In een concrete situatie de voorkeur geven aan een methode uit de laatstgenoemde categorie boven een robuuste methode kan de efficiëntie (het onderscheidend vermogen) van de inspanningen in belangrijke mate ten goede komen, onder de nadrukkelijke

veronderstelling echter dat in de betreffende concrete situatie aan de gemaakte vooronderstellingen van de methode wordt voldaan. Indien dit laatste niet het geval is, geeft toepassing van de betreffende methode vaak sterk misleidende resultaten. Voor een meer algemeen gebruik is het gebruik van enigszins robuuste methoden daarom aan te bevelen.

Bij het ontwikkelen van de binnen het RIVM operationele statistische methodologie voor meetnetinterpretatie [3,4,5] stond robuustheid centraal, waarbij robuustheid overigens genuanceerder werd gehanteerd, in die zin dat werd nagestreefd om niet meer aan analyse-efficiëntie in te leveren dan voor een deelaspect onder studie met robuustheid verenigbaar is. Zo speelt in de Pebesma-studies (die strak aansluiten bij een klassiek statistische aanpak, maar daar in efficiëntie op een aantal punten in belangrijke mate bovenuit gaan (zie o.a. punt 5)) het geheel van de analyses zich af binnen de context van de per categorie gedefinieerde 2^e orde eigenschappen (varianties en correlaties) en ruimtelijke gedifferentieerde 1^e orde eigenschappen (gemiddelden en lokale waarden) en wordt een vorm van een kansverdeling pas in het eindstadium van de analyses geïntroduceerd (wanneer een betrouwbaarheidsinterval moet worden gepresenteerd). De in het eindstadium geïntroduceerde kansverdeling (die overigens geen essentiële rol in de analyses vervult en gemakkelijk voor iets anders inwisselbaar is) heeft bovendien slechts betrekking op blokgemiddelde waarden op log-schaal (op de werkschaal: normaliteit van blokgemiddelde waarden) en kan als robuust worden aangemerkt.

13. Samenvattend kan uit het voorafgaande het volgende worden geconcludeerd:

1.) De karavaan inzake meetnetgebruik, meetneteffectiviteit en meetnetoptimalisatie is, in statistisch opzicht, inmiddels een aantal bruggen verder dan het standpunt dat in het concept KIWA-rapport wordt ingenomen.

2.) Meetneteffectiviteit, meetnetgebruik en meetnetoptimalisatie moeten, in statistisch opzicht, op een combinatie van klassieke statistiek en geostatistiek zijn gebaseerd, in een uitwerking zoals deze in grote lijnen reeds binnen het RIVM (in belangrijke mate reeds geautomatiseerd) operationeel is.

Referenties

[1] Baggelaar, P.K. en C.G.E.M. van Beek, 1994. Een werkwijze voor optimalisatie van het landelijk meetnet en de provinciale meetnetten grondwaterkwaliteit. KIWA, Nieuwegein, rapportnr. SWO 94.304 (concept)

[2] Dongen, G.B.W. van en J. Praagman, 1993. Overdracht tussenresultaten analyse grondwatermeenet. CQM, Eindhoven, rapportnr. E1100-01

[3] Drecht, G. van, L.J.M. Boumans en H.F.R. Reijnders, 1994. Landelijk beeld van de grondwaterkwaliteit, methode en resultaten voor nitraat. RIVM, Bilthoven, rapportnr. 714801001

[4] Pebesma, E.J. en J.W. de Kwaadsteniet, 1994. Een landsdekkend beeld van de Nederlandse grondwaterkwaliteit op 5 tot 17 meter diepte in 1991. RIVM, Bilthoven, rapportnr. 714810014

[5] Pebesma, E.J. en J.W. de Kwaadsteniet, 1995. Een landsdekkend beeld van veranderingen in de Nederlandse grondwaterkwaliteit op 5 tot 17 meter diepte: een vooruitblik. RIVM, Bilthoven (in voorbereiding)

[6] RIVM, 1992. Milieudiagnose 1991, deel I: Integrale rapportage Lucht-, Bodem- en Grondwaterkwaliteit, 'Pilot' studie. RIVM, Bilthoven, rapportnr. 724801004

[7] RIVM, 1992. Milieudiagnose 1991, deel III: Bodem- en Grondwaterkwaliteit. RIVM, Bilthoven, rapportnr. 724801003

[8] Schilperoort, T., 1986. Enkele algemene aspecten van meetnetten. In: Meten, Meetnetten en Optimale Meetnetontwerpen ten dienste van het Waterbeheer. CHO-TNO, Den Haag, Rapporten en nota's no. 14

[9] Schilperoort, T. en S. Groot, 1983. Design and optimization of waterquality monitoring networks. In: Proc. Int. Symp. on Methods and Instrumentation for the Investigation of Groundwater Systems (MIIGS), Noordwijkerhout. Delft Hydraulics Laboratory, Delft, publication 286

kiwa

Onderzoek en Advies

Kiwa N.V.
Groningenhaven 7
Postbus 1072
3430 BB Nieuwegein
Telefoon 03402 - 695 11
Telefax 03402 - 611 65

Aan geadresseerde (lid van de Werkgroep "Optimalisatie Meetnetten Grondwaterkwaliteit")

ons kenmerk	bijlagen	datum
/PKB/AW		5 december 1994

onderwerp
Reactie op notitie De Kwaadsteniet

voor informatie
P.K. Baggelaar
03402 - 69631

Geachte mevrouw, heer,

Hierbij ontvangt u onze reactie op de beschouwingen van de heer Dr. ir. H. De Kwaadsteniet (HdKW) van het RIVM, van 21 november jl.[1]. Wij verwelkomen zijn prikkelende opmerkingen, omdat dit ons de gelegenheid geeft de strekking van ons concept-rapport nog duidelijker te maken. In deze zin geloven wij dat een dergelijke discussie het eindprodukt ten goede kan komen.
Onze reactie is onderstaand samengevat in enkele hoofdpunten.

Er is geen algemeen "beste" benadering
Blijkens zijn notitie meent HdKw dat de geostatistische benadering meer geschikt is dan de klassieke statistische benadering, waar het meetnetontwerp, -gebruik en -optimalisatie betreft. Zijn mening delen wij niet. Het is ons inziens niet mogelijk een benadering boven de andere te stellen, zonder daarbij de informatiebehoefte (en technische mogelijkheden) van de eindgebruiker te betrekken. Doen we dat wel, dan valt in eerste instantie op dat de provincies veel specifiekere informatiewensen hebben dan het RIVM. De provincies zijn vooral geïnteresseerd in uitspraken omtrent de grondwaterkwaliteit - en dan met name de knelpunten daarin - in hun bijzondere gebieden (zoals bepaalde fysisch geografische regio's, beschermingsgebieden, ecologisch waardevolle gebieden, etc.)[2]. Er zijn verschillende redenen waarom wij de klassieke statistische benadering meer geschikt achten dan de geostatistische benadering om tegemoet te komen aan dergelijke provinciale wensen.
a) De klassieke statistische benadering schept een beeld van de

---

1 Enkele beschouwingen aangaande meetneteffectiviteit, meetnetgebruik en meetnetoptimalisatie n.a.v. het concept Kiwa-rapport SWO 94.304 d.d. oktober 1994.

2 Zie hiervoor de resultaten van de informatie-analyse, zoals neergelegd in ons eerdere rapport "Richtpunten voor optimalisatie van het landelijk meetnet en de provinciale meetnetten grondwaterkwaliteit" (Kiwa-rapport SWO 94.237).

QUALIFIED BY STERLAB
Ingeschreven in het STERLAB-register voor laboratoria onder nr 15 voor gebieden zoals omschreven in de erkenning

Handelsregister 's-Gravenhage, nummer 39108

kiwa

grondwaterkwaliteit in een bijzonder gebied dat niet is beïnvloed door waarnemingen van de grondwaterkwaliteit buiten dat gebied. Bij de geostatistische benadering kan een dergelijke beïnvloeding wél optreden. Dit is een uitvloeisel van de interpolatietechniek, waarbij de concentratie van een chemische parameter op een onbemeten punt wordt geschat als gewogen gemiddelde van de concentraties in omliggende meetpunten. De methode "ziet" daarbij echter niet of een omliggend meetpunt al dan niet tot het bijzondere gebied behoort. Er treedt dus een "vervlakking" op van scherpe kwaliteitsgrenzen. Vooral waar het gaat om bijzondere gebieden waar een afwijkende grondwaterkwaliteit kan worden verwacht, zoals in gebieden waar beschermende maatregelen zijn genomen, is een dergelijke vervlakking van het beeld ongewenst.
b) De klassieke statistische benadering leent zich beter voor het doen van uitspraken over statistische eigenschappen - zoals gemiddelde, percentage normoverschrijding of percentielen - van de grondwaterkwaliteit binnen bepaalde ruimtelijke eenheden.[3]
c) De klassieke statistische benadering biedt, door zijn eenvoud en geringe technische eisen, de provincies grotere flexibiliteit en autonomie ten aanzien van hun meetnetten en de informatie die zij daaruit wensen.

Hoe te clusteren?
HdKw uit kritiek op onze voorgestelde aanpak bij gebiedsclustering, omdat daarbij geen hard criterium aan de statistische onderbouwing wordt gesteld. Deze kritiek bevreemdt ons uitermate en wel om twee redenen.
Ten eerste gaat HdKw voorbij aan het feit dat wij ter controle en ter aanvulling van de statistische onderbouwing van het clusteren van gebieden, met klem ook de theoretische onderbouwing van het clusteren propageren (zie daarvoor het hoofdstuk "Gebiedsclustering" van ons concept-rapport). Wij gaan er van uit dat gebiedsclustering door de grote toegevoegde waarde van de expertise van een geohydrochemicus voldoende verantwoord zal geschieden. Het heeft dan nog maar weinig zin om een criterium te stellen aan de statistische onderbouwing. Met het oog op het gevaar van "vervlakking" van informatie propageren wij in ons concept-rapport juist herhaaldelijk grote omzichtigheid bij het clusteren van gebieden. En waar het gebieden betreft waar specifieke provinciale maatregelen zijn genomen, zoals bepaalde beschermingsgebieden, wordt het clusteren zelfs volledig afgeraden.
Ten tweede hanteert het RIVM bij haar geostatistische exercitie zelf wél de botte bijl, door - gedwongen door het grote aantal meetpunten die hun benadering per cluster eist - de rijke schakering aan verschillen in gebiedstypen binnen Nederland te vereenvoudigen tot maar acht grote clusters. Deze clustering - waarvoor geen onderbouwing wordt gegeven - wordt verder rücksichtlos voor elke chemische

---

[3] Zie bijvoorbeeld Brus, D.J. en De Gruijter, J.J. (1992): "Uitvoering bodembemonstering verdient meer aandacht. Een herwaardering van klassieke steekproeven". Bodem, nummer 4, november 1992, blz. 160 t/m 164.

kiwa

parameter gehanteerd. Dit zal bij meerdere relevante chemische parameters tot verlies aan informatie en vertroebeling van het beeld hebben geleid. Bij de veel genuanceerdere werkwijze zoals wij die voorstaan, wordt juist toegewerkt naar maximale informatie omtrent milieuthema's, door voor elke relevante chemische parameter een geschikte keuze van gebiedstypen af te leiden en vervolgens te hanteren (het principe van "locale scherpstelling").

Signaleren van ongewenste ontwikkelingen
Volgens HdKw kan het optreden van trends bij de klassieke statistische benadering onontdekt blijven als er wordt gedetecteerd op gebiedstrends. Dit is juist. Wij hebben dan ook in ons conceptrapport geadviseerd om trends in individuele meetpunten te bepalen. Verder stelt HdKw dat de precisie van een geschatte trend een betere effectiviteitsmaat vormt dan de detectiekans van een trend van een bepaalde grootte. Net als bij de discussie over welke statistische benadering "beter" is, kan er geen oordeel worden gevormd zonder daarbij de informatiebehoefte te betrekken. Als er primair behoefte is aan het signaleren van trends, dan vormt de detectiekans van een trend van een bepaalde grootte een uitstekende effectiviteitsmaat. Als er daarentegen meer behoefte is aan het doen van voorspellingen omtrent de toekomstige grondwaterkwaliteit, dan vormt de precisie van een geschatte trend een nóg betere effectiviteitsmaat. Maar uit onze informatieanalyse is gebleken dat het signaleren van trends prioriteit heeft, zodat de detectiekans van een trend van een bepaalde grootte afdoende kan worden geacht als effectiviteitsmaat. De precisie van de schatting van deze trend is dan slechts van secundair belang. Zo heeft bijvoorbeeld het RIZA zijn meetnet oppervlaktewaterkwaliteit geoptimaliseerd naar de detectiekans van een trend van een bepaalde grootte.[4]

De werkwijze voor optimalisatie is algemeen toepasbaar
De in ons rapport beschreven werkwijze voor optimalisatie is ook bij een keuze voor de geostatistische benadering onverminderd toepasbaar. Het is namelijk voor de beschreven werkwijze geen voorwaarde dat de relatie tussen de meetinspanning en de meetneteffectiviteit in gesloten wiskundige formulevorm kan worden gegoten. Verder kan de geostatistische benadering grote baat hebben bij het principe van locale scherpstelling.

Synthese van de twee benaderingen
Wij blijven bij onze mening dat de twee benaderingen elkaar goed kunnen aanvullen. De klassieke statistische benadering achten wij daarbij het meest geschikt voor uitspraken over de grondwaterkwaliteit in grotere ruimtelijke eenheden (zoals gebiedstypen of bijzondere gebieden binnen provincies). De geostatistische benadering leent zich daarentegen meer voor de presentatie van grofschalige vlakdekkende kaarten.

---

[4] Adriaanse, M. (1993): "Optimalisatie routinematig onderzoek kwaliteit rijksbinnenwateren" RIZA nota nr.: 92.055, januari 1993.

kiwa

De karavaan...
In zijn conclusie stelt Hdkw dat de (RIVM?-)karavaan inzake meetnet-ontwerp, -gebruik en -optimalisatie reeds een paar bruggen verder is dan het Kiwa-rapport. Dit hoeft echter niet noodzakelijkerwijs in te houden dat deze karavaan zich ook op de voor de provincies meest geschikte route bevindt. In ons concept-rapport hebben wij - met de specifieke provinciale informatiebehoeften in gedachten - getracht een passend alternatief uit te stippelen. De uiteindelijke keuze voor een benadering (of beter nog: een synthese van beide!) ligt bij de meetnetbeheerder.

Hoogachtend,
Kiwa N.V.

Drs. P.K. Baggelaar
Stafafdeling Wiskunde & Informatica

Ir. C.G.E.M. van Beek
Afdeling Winning & Bodem