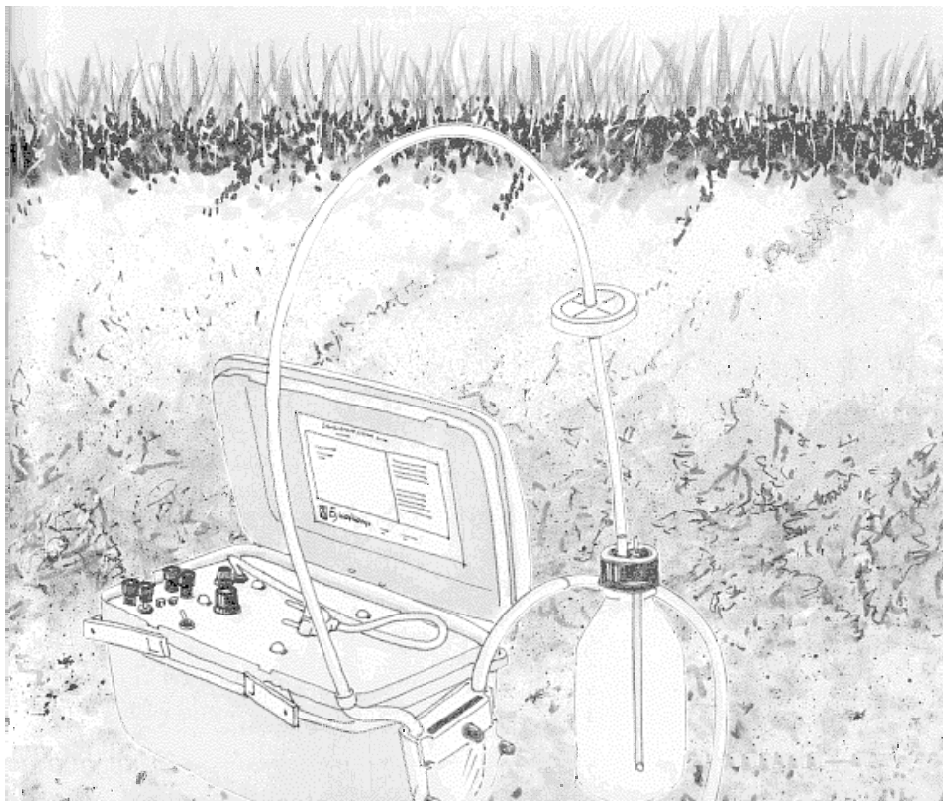


MONSTERNAME

HALO 3 - Milieu-analyse

Code MONA



Arthur Rep
Velp, januari 1999

424200

MONSTERNAME

LT 3 - Milieu-analyse

Code Mon-I

Arthur Rep
januari 1999

L

Inhoud

Begrippenlijst	7
1 Inleiding	9
1.1 Doelstellingen van het vak Monstername	11
1.2 Beoordeling	11
1.3 Programma	12
2 Variabiliteit in bodem en vegetatie	13
2.1 Foutenbronnen	13
2.2 Grond	13
2.2.1 Variatie in de samenstelling in horizontale richting	14
2.2.2 Variatie in de samenstelling in verticale richting	14
2.2.3 Variatie in de dichtheid van de bodem	15
2.2.4 Verandering in de samenstelling met de tijd	17
2.2.5 Verandering in de samenstelling onder invloed van drogen	18
2.3 Bodemvocht	18
2.4 Grondwater	18
2.5 Bodemlucht	19
2.6 Vegetatie	19
2.6.1 Verschil in samenstelling per plantendeel	19
2.6.2 Variatie onder invloed van fysiologische ouderdom	20
2.6.3 Variatie onder invloed van variëteit of ras	20
2.6.4 Variatie onder invloed van groeiomstandigheden	21
2.7 Opdrachten	21
2.8 Literatuur	22
3 Bemonsteringsstrategieën	23
3.1 Locatiekeuze	23
3.2 Gerichte bemonstering	24
3.3 Aselecte bemonstering	24
3.3.1 Enkelvoudige aselechte steekproef	24
3.3.2 Getrapte aselechte steekproef	27
3.3.3 Systematische bemonstering	29
3.3.4 'Unaligned random' bemonstering	29
3.3.5 Vergelijking van de aselechte methodes	30
4 Verspreidingspatronen	37
4.1 Inleiding	37
4.2 Statistische toetsing van het verspreidingspatroon	38
4.3 De monstername	39
4.3.1 Schatting van het benodigde aantal monsters	40
4.3.2 Berekening van de steekproefgrootte bij random verdeelde populaties	41
4.3.3 Computerpracticum verspreidingspatronen	44
4.4 Geostatistiek	45
4.5 Computerpraktikum bij geostatistiek	55
4.6 Literatuurlijst	59

5	De apparatuur	61
5.1	Inleiding	61
5.2	Grond	61
5.2.1	Bemonsteringsapparatuur	61
5.2.2	Het plaatsen van peilbuizen	66
5.2.3	Verpakken, transporteren en conserveren	67
5.3	Bodemvocht	70
5.3.1	Bemonsteringsapparatuur	70
5.3.2	Verpakken, transporteren en conserveren	71
5.4	Grondwater	72
5.4.1	Bemonsteringsapparatuur	72
5.4.2	Foutenbronnen	76
5.4.3	Verpakken, transporteren en conserveren	76
5.5	Bodemlucht	77
5.5.1	Bemonsteringsapparatuur	77
5.6	Slib en waterbodems	78
5.6.1	Bemonsteringsapparatuur	78
5.6.2	Verpakken, transporteren, conserveren	82
5.7	Oppervlaktewater	82
5.8	Vegetatie	83
5.9	Voedingsmiddelen	84
5.10	Monsterverdelers	85
5.11	Literatuur	86
5.8.1	Bemonsteringsapparatuur	83
5.8.2	Voorbehandeling en conservering	83
6	Biologische bemonstering	87
6.1	Het vaststellen van de grootte van een dierpopulatie	87
6.1.1	Inleiding	87
6.1.2	Problemen bij monstername	87
6.1.3	Monstermethodes	87
6.1.4	Literatuur	89
6.2	Methode voor routinebemonstering van macrofauna	89
6.1.4	Literatuur	89
6.2	Methode voor routinebemonstering van macrofauna	89
6.2.1	Inleiding	89
6.2.2	Tijdstip en frequentie van bemonstering	90
6.2.3	Voor het nemen van het monster	91
6.2.5	Uitzoeken in het veld	93
6.2.6	Vervoeren en bewaren	94
6.2.7	Uitzoeken in het laboratorium	95
6.2.8	Conserveren	96
6.2.9	Literatuur	96
6.3	Bemonstering van gewas en vegetatie	97
6.3.1	Inleiding	97
6.3.2	Methoden voor analyse van een vegetatie	97
6.3.3	Monstername ten behoeve van biomassa-bepaling en chemische analyse van plantenmateriaal	99
6.3.4	Literatuur	100

6.4 Opdrachten

101

7 Waterbodemonderzoek	103
7.1 Inleiding	103
7.2 Doelstellingen en fasering van het onderzoek	103
7.3 Oriënterend onderzoek naar reeds beschikbare gegevens	104
7.3.1 Doel van het vooronderzoek	104
7.3.2 Checklist voor de inventarisatie van gegevens	104
7.4 Nader onderzoek	106
7.4.1 Doel	106
7.4.2 Strategie by het onderzoek naar de aard, concentratie en omvang van de verontreiniging	107
7.4.3 Evaluatie van de onderzoeksresultaten	111
7.4.4 Beoordeling van de noodzaak van de sanering	111
7.5 Literatuur	112
Lijst van parameters die in een volledig onderzoekspakket thuishoren	113
Index	115

Begrippenlijst

Aan de volgende begrippen wordt in deze handleiding de aangegeven betekenis toegekend.

AAS	Atomaire Absorptie Spectrofotometrie
ADI	Acceptable Daily Intake
A-of streefwaarde	Achtergrondniveau van een bepaalde stof
B-of signaleringswaarde	Boven achtergrondniveau, maar geen saneringsnoodzaak
BCR	Bureau Communauté de Références
bioassay	Laboratoriumtest waarbij een organisme onder standaardomstandigheden blootgesteld wordt aan een vervuild milieucompartiment.
BOB	Overlegorgaan Bodemsanering Bedrijfsterreinen
CEC	Cation Exchange Capacity
C- of interventiewaarde	Saneringsnoodzaak
deellocatie	Een als afzonderlijk deel te beschouwen gebied binnen een locatie dat bij de uitvoering van het Nader onderzoek als homogeen dan wel als heterogeen verontreinigd beschouwd wordt. Per locatie worden maximaal 10 deellocaties onderscheiden.
DEV	Deutsche Einheits Verfahren
EOX	Extraheerbare Organische Halogeen(X)-verbindingen
EPA	Environmental Protection Agency (VS)
GLP	Good Laboratory Practice
heterogeen	Een heterogeen verdeelde verontreiniging heeft wel één of meerdere kernen van verontreiniging, waarbij de concentraties in de kernen zich met een orde van grootte van 1 kwaliteitsklasse van de omgeving onderscheiden. De ligging van de kernen is al dan niet bekend.
homogeen	Een verontreiniging wordt als homogeen verdeeld beschouwd als de verontreinigde toplaag (50 cm) binnen de gehele (deel)locatie in 1 kwaliteitsklasse valt.
IBC	Isoleren en/of Beheersen en Controleren
IBO	Indikatief bodemonderzoek
IBS	Interimwet Bodemsanering
IMP	Indikatief Meerjaren Plan
locatie	De locatie is het gebied waarbinnen het 'geval van bodemverontreiniging' zich bevindt. De grenzen van de locatie worden bepaald door de grenzen van de verontreiniging en niet door terrein- en/of eigendomsgrenzen (De afbakening vindt plaats ten opzichte van de A-waarden of de lokale achtergrondwaarden. Voor grote gebieden kan een vaststelling op basis van geografische grenzen zinvol zijn).
MAC	Maximaal Aanvaarde Concentratie
NAEL	No-Adverse-Effect-Level
NEL	No-Effect-Level
NEN	Nederlandse Eenheids Norm
NNI	Nederlandse Normalisatie Instituut
NVN	Nederlandse Voornorm
OECD	Organization for Economic en Kultural Development (EG)
OKB	Overleggroep Kwaliteitsstandaard bodemonderzoek
PAK	Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen
QA	Quality Assurance
RIVM	Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne
RIZA	Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling.

ruimtelijke eenheid (RE)	Een deellocatie wordt in een beperkt aantal (globaal 5-10) ruimtelijke eenheden verdeeld. Hierbij wordt aangenomen dat met enkele monsters een representatief beeld voor de ruimtelijke eenheid kan worden verkregen.
saneringsnoodzaak	Van een saneringsnoodzaak is sprake als er ernstig gevaar voor de volksgezondheid of het milieu bestaat.
sleutelorganisme	Een organisme dat in de referentiesituatie indicatief is voor het functioneren van een ecosysteem. Aan deze organismen is dus te zien hoe het gaat met de 'natuur'.
verspreiding	Alle fysisch-chemische processen die tot autonome uitbreiding van de verontreiniging leiden.
VNG	Vereniging van Nederlandse Gemeenten
VPR	Voorlopige Praktijk Richtlijnen
VROM	Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer
WCA	Wet Chemische Afvalstoffen
WMS	Wet Milieugevaarlijke Stoffen

1 Inleiding

Deze module monstername is gericht op het verkrijgen van inzicht in

- de heterogeniteit in het milieu (bodem, water en vegetatie) en food
- de bemonsteringsstrategieën die je kunt gebruiken om daar mee om te gaan
- de analyse van verspreidingspatronen.

Er is gekozen voor een aanpak, waarin je zelf in het veld een dataset verzamelt en die vervolgens met behulp van computerprogramma's gaat analyseren. De verkregen dataset kan model staan voor elke situatie waarin spake is van een heterogene verspreiding.

In de hoofdstuk 2, 3 en 4 wordt ingegaan op verspreidingspatronen en de statistische achtergronden voor het opstellen van een bemonsteringsplan. Dan volgt in hoofdstuk 5 een beschrijving van de bestaande bemonsteringsapparatuur voor milieu en food. In hoofdstuk 6 worden een aantal veel gebruikte methoden beschreven voor biologische monstername. In hoofdstuk 7 wordt ingegaan op het wettelijke kader en de normen voor het uitvoeren van water-bodemonderzoek.

De risico-analyse en besluitvorming, die vervolgens op grond van deze resultaten wordt gemaakt, en de saneringsmaatregelen worden in deze module niet behandeld.

Uit het bovenstaande blijkt, dat men, als men zich op verantwoorde wijze wil bezighouden met milieuonderzoek, op de hoogte moet zijn van een groot aantal vakdisciplines, zoals :

- chemie
- toxicologie
- bodemkunde
- geohydrologie
- statistiek
- monsternamestrategie
- monsternametechnieken
- wetgeving
- veiligheidsaspecten
- verpakking, conservering, opslag, transport en verzegeling van de genomen monsters
- evaluatie- en rapportagetechnieken
- computergebruik enz.

Aangezien het onmogelijk is specialist te zijn in al deze vakgebieden, komt het er in de praktijk op neer dat dergelijk onderzoek gedaan wordt door een aantal specialisten, waarbij de ene specialist werkt met de resultaten van de andere specialist. Een paar van deze specialisten zijn (met tussen haakjes enkele probleemgebieden/vragen) :

- de monsternemer (waar worden monsters genomen en hoeveel, hoe diep, welke apparatuur, hoe verpakken, hoe conserveren, hoe transporteren?)
- de analist op het laboratorium (isoleren van de te analyseren component, welke analysemethode, nauwkeurigheid en betrouwbaarheid, detectiegrens,

mengmonsters of niet, rapportage)

- de besluitvormer (interpretatie van de analysegegevens in relatie tot bodemgesteldheid, welke risico's voor volksgezondheid, welke maatregelen, welk budget)

A Bij ieder onderdeel van het onderzoek schuilt gevaar voor grote fouten. Zo kan de monsternemer gemakkelijk rond de vaak zeer plaatselijke bodemverontreinigingen monsters nemen, zodat de monsters geen duidelijke verontreinigingen bevatten, terwijl het terrein wel verontreinigd is.

Een voorbeeld van een fout in het laboratorium is de hoge concentratie cadmium die werd aangetoond in het bloed van de bewoners van de Kempen. Bij nader onderzoek bleek dit hoge cadmiumgehalte veroorzaakt te zijn door de cadmiumhoudende rode dopjes van de gebruikte monsterflesjes. Een fout bij de besluitvorming kwam aan het licht na een miljoenen kostend sanerings-project van een vermeend met cadmiumverontreinigd terrein. Na afloop van de sanering werd een vrijwel gelijk cadmiumgehalte gevonden als voor de sanering. Nader onderzoek toonde aan dat de hoge concentratie veroorzaakt werd door een hoge achtergrondconcentratie cadmium, welke weliswaar boven de saneringsnorm (C-norm) uitkwam, maar absoluut onschadelijk is, omdat deze cadmium niet mobiel is (bestanddeel van het mineraal).

Het is duidelijk dat, hoe meer specialisten bij een bepaald project achtereenvolgens hun specialisme uitvoeren, des te groter de kans op fouten door communicatie-storingen. Fouten kunnen grote gevolgen hebben, zowel op financieel gebied (als ten onrechte gesaneerd wordt) als met betrekking tot de volksgezondheid (als ten onrechte niet gesaneerd wordt).

Om de kans op fouten zo klein mogelijk te maken is het noodzakelijk volgens bepaalde regels en normen te werk te gaan. Met betrekking tot bemonstering en analyse van bodemverontreinigingsonderzoek is daartoe, in opdracht van het ministerie van VROM, in 1998 een set praktijkrichtlijnen opgesteld op basis van een brede landelijke inventarisatie van ervaring en expertise bij bedrijven, laboratoria en onderzoeksinstituten. Deze Leidraad Bodembescherming heeft tot doel om in Nederland een zo groot mogelijke uniformiteit te verkrijgen in het uitvoeren van bodemverontreinigingsonderzoek en -sanering. Zo wordt de eenduidigheid en reproduceerbaarheid van onderzoeksresultaten bevorderd.

Uitgangspunten bij het opstellen van de richtlijnen waren :

- het aangeven van methoden en technieken die hanteerbaar zijn in de dagelijkse praktijk van bodemverontreinigingsonderzoek
- waar mogelijk het maken van keuzes m.b.t. toe te passen methoden en technieken (zo mogelijk onderbouwd en indien dat niet mogelijk is dan een arbitraire beslissing).

De bemonstering en analyse van bodem, afvalwater en oppervlaktewater is genormaliseerd en kan gevonden worden in diverse NEN-voorschriften en nederlandse praktijkrichtlijnen (NPR). In dit diktaat zal regelmatig verwezen worden naar de bestaande (voorlopige) richtlijnen en normen.

1.1 Doelstellingen van het vak Monstername

- Inzicht in de heterogeniteit van te onderzoeken materiaal en de statistische technieken om hiermee op verantwoorde wijze om te gaan.
- Het kunnen gebruiken van monsterapparatuur en het op juiste wijze verzamelen, etiketteren, conserveren, transporteren en opslaan van monstermateriaal.
- Het opstellen van een bemonsteringsplan ten behoeve van de analyse van bodem, water, vegetatie of partijen, rekening houdend met de wettelijke voorschriften en de specifieke eigenschappen van het te onderzoeken materiaal.
- Het op aanschouwelijke wijze presenteren van monsterplaatsgegevens en analyseresultaten.

1.2 Beoordeling

- Indien de praktijkopdrachten naar behoren worden uitgevoerd, dan wordt de student vrijgesteld van het afleggen van een schriftelijk tentamen. Het eindcijfer is dan het gemiddelde voor de opdrachten behaalde cijfer.
- Indien de praktijkopdrachten niet naar behoren zijn uitgevoerd, dan volgt een schriftelijk tentamen.

1.3 Programma

datum	plaats	te bestu- deren hoofdstuk	opdracht	onderwerp
		1		Inleiding. Doelstelling.
		3		Variabiliteit in bodem en vegetatie.
		6.3	6.1	Kennismaking met het proefterrein: bepaling van het minimumareaal, monsternamestrategie.
	gazon		6.1	Indeling van het proefterrein in 256 vierkanten en bemonstering t.b.v. pH, EGV en K-gehalte. Monsters analyseren. Vegetatieopnamen. Datafiles aanmaken. Opdrachten 4.1 - 4.4 thuis maken en volgende week inleveren.
			2.7	
		4.1- 4.3		Opdrachten 4.1 - 4.4 inleveren. Inleiding verspreidingspatronen.
			4.5 - 4.6	Analyse van het verspreidingspatroon in het gazon. Opdrachten 4.7 - 4.12 thuis maken en volgende week inleveren.
		4.4		Opdrachten 4.7 - 4.12 inleveren. Bespreking opdrachten 4.1 - 4.6. Geostatistiek.
		3		Vergelijking aselekte en systematische bemonstering.
			4.13	Opdracht geostatistiek met eigen gegevens uitvoeren. Presentatie resultaten verspreidingspatroon en geostatistiek.
		6.2		Excursie De Veenkampen. Bemonstering macrofauna van enkele zoetwatertypen. Monsterplaatsbeschrijving. (Onderdeel Module Milieubiologie.)
		6.2		Determinatie macrofauna en bepaling typologie watertype (Zie P-handleiding milieuchemie). Monsterplaatsbeschrijving inleveren. Determinaties laten controleren.
		5,7		Excursie Staringcentrum. Inleiding Oriënterend en Nader onderzoek. Case: Problemen bij de bemonstering van grondwater.
		5		Excursie Eykelkamp, Giesbeek, van 14.30-16.00 uur.



2 Variabiliteit in bodem en vegetatie

2.1 Foutenbronnen

Variatie in analyseresultaten betrekking hebbend op monsters uit dezelfde populatie, wordt veroorzaakt door een aantal mogelijke foutenbronnen:

- 1 *Steekproeffout* ten gevolge van het feit dat de steekproef alleen de gekozen monsters bevat en niet de gehele populatie. Zij wordt veroorzaakt door de variatie die aanwezig is binnen de populatie en kan niet voorkomen worden, tenzij de steekproef de gehele populatie omvat.
- 2 *Monsternamefout* ten gevolge van het feit dat de keuze van de monsters niet volledig met de gewenste waarschijnlijkheid gebeurt door bijzondere omstandigheden in het veld. Hierdoor worden systematische fouten geïntroduceerd waardoor geen zuivere schatting van de gemiddelde waarde en variantie wordt verkregen. In het spraakgebruik worden 1 en 2 vaak samen de monsternamefout genoemd.
- 3 *Meetfout* ten gevolge van het feit dat de toegepaste bemonsteringstechniek, voorbehandeling, conservering en analysemethode niet het juiste resultaat voor het betreffende monster oplevert. Hierin kunnen zowel toevallige als systematische fouten zitten. De gevolgde procedure van bemonstering tot analyse zal steeds zorgvuldig onderzocht moeten worden op het voorkomen van systematische fouten om deze zoveel mogelijk te beperken.

In het navolgende zal aandacht geschonken worden aan het optreden van steekproeffouten en meetfouten, aan de hand van enkele voorbeelden. Deze voorbeelden geven een goed inzicht in de variatie die kan optreden in de betreffende systemen.

2.2 Grond

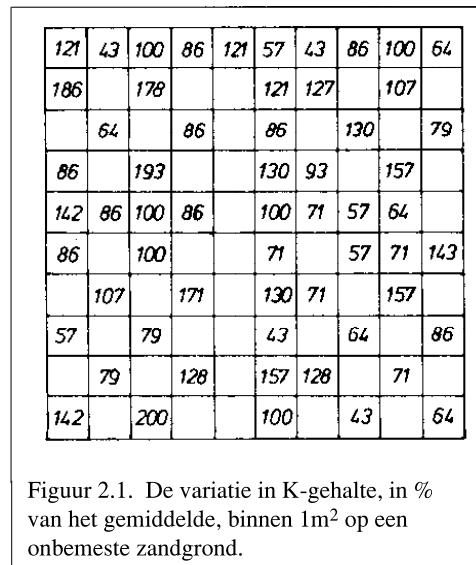
De variatie in eigenschappen van een bepaald volume grond waaruit de steekproef wordt genomen kan door een groot aantal factoren bepaald worden. Dit geldt zowel voor variatie in horizontale als in verticale richting. Gedacht kan worden aan:

- 1 Heterogeniteit ontstaan door de afzetting van het moedermateriaal waarin de bodem is gevormd.
- 2 Heterogeniteit als gevolg van bodemvormende processen zoals omzetting en afbraak van organische stof, uitspoeling van organische stof, klei, Al en Fe, ontkalking, vastlegging (adsorptie, complexering, precipitatie), verdamping of vervluchtiging, opname door planten en overige biologische activiteit in de bodem.
- 3 Beïnvloeding door de mens, bijvoorbeeld grondbewerking, bemesting, verontreiniging.

Een deel van de variatie kan soms verklaard worden door meetfouten ontstaan ten gevolge van de voorbehandeling van de monsters, met name wanneer bepaalde grondfracties verdwijnen (fijn verdeelde organische stof of klei) of buiten beschouwing blijven (fractie > 2 mm).

2.2.1 Variatie in de samenstelling in horizontale richting

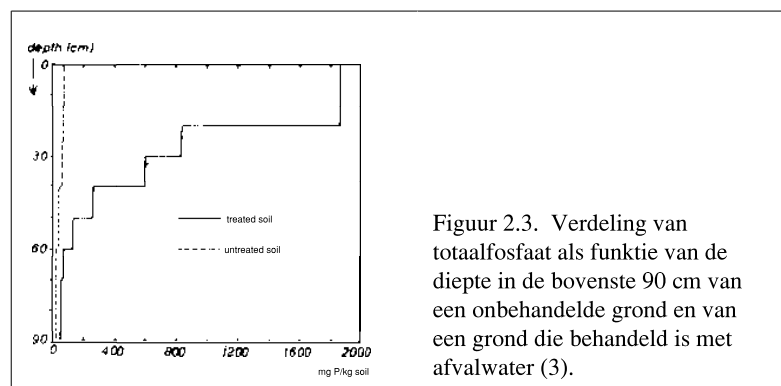
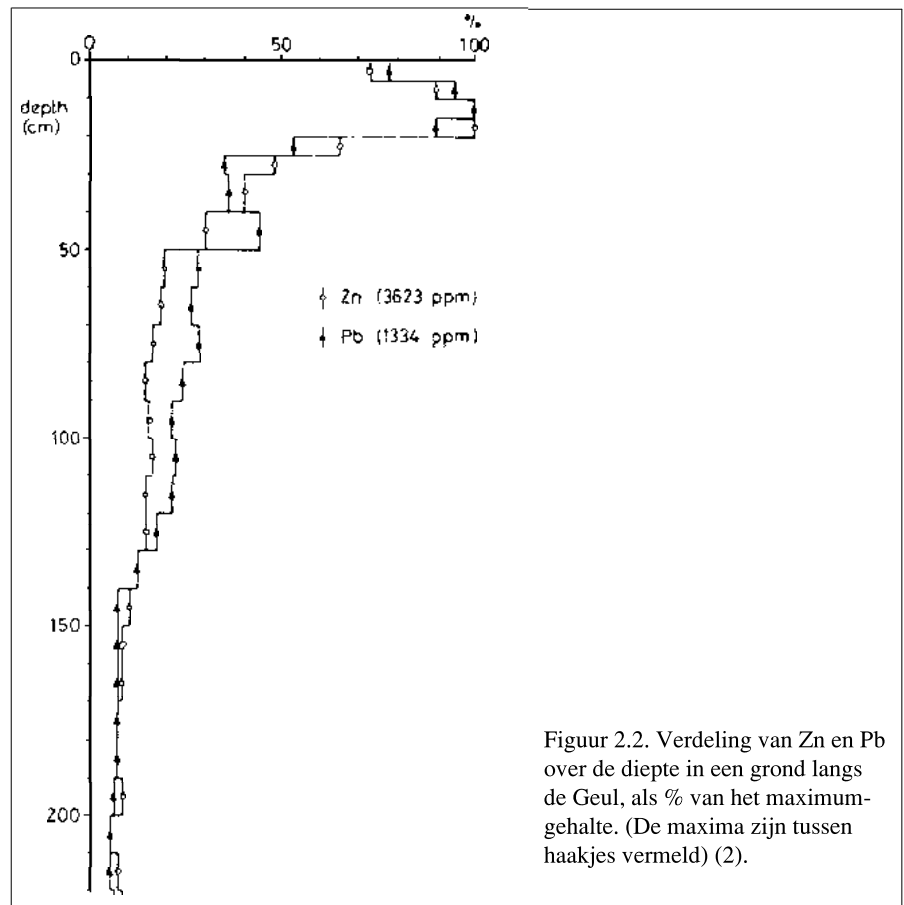
In de literatuur zijn vele voorbeelden over de heterogeniteit in chemische samenstelling van gronden te vinden. Een sprekend voorbeeld is het onderzoek van Schuffelen et al. (1). In dit onderzoek werden op een aantal plaatsen rondom Wageningen van één m² grond om de 10 cm monsters genomen tot een diepte van 10 cm met behulp van een kurkboor met een diameter van 2.5 cm. De grondmonsters werden gedroogd en na extractie met een waterige oplossing van ammoniumacetaat en azijnzuur geanalyseerd op K, P, Mg en Ca. Als voorbeeld zijn de resultaten voor K weergegeven in figuur 2.1.



Uit deze figuur blijkt duidelijk hoe groot de variatie is die zelfs op korte afstand in grond op kan treden. De gevonden waarden variëren tussen 200 en 43% van de gemiddelde waarde (11 mg K/kg droge grond).

2.2.2 Variatie in de samenstelling in verticale richting

De heterogeniteit in verticale richting wordt vooral bepaald door het optreden van transportprocessen en door verschillen in omzettings- en afbraakreacties op verschillende diepten, gecombineerd met verschillen in afzetting van het oorspronkelijke bodemmateriaal. Als voorbeeld zijn in figuur 2.2 de gehalten van zink en lood in een bodemprofiel langs de Geul weergegeven. Naast een aanrijking van de bovengrond, blijkt ook in de laag 50-100 cm relatief veel zink en lood voor te komen. Iets dergelijks blijkt ook uit de fosfaatgehalten gevonden in een grond die regelmatig met afvalwater werd bevoeid. Figuur 2.3 toont het verschil in fosfaatgehalten in een grond die wel of niet bevoeid is met stedelijk rioolwater. Of voor sommige elementen of eigenschappen van grond in de bovengrond hogere waarden worden gevonden vergeleken met diepere lagen hangt samen met de eigenschappen van de grond zelf en de



transportmogelijkheden voor het betreffende element in deze grond. In dit verband is bemesting, verontreiniging en opname van groot belang naast de verschillende vastleggingsprocessen die in de bodem kunnen voorkomen, alsmede de hydrologische omstandigheden. Voor de bemonstering ten behoeve van grondonderzoek is de bemonsteringsdiepte dan ook van grote betekenis.

2.2.3 Variatie in de dichtheid van de bodem

De ruimtelijke opbouw van een grond kan gemeten worden door de massa van een volume-eenheid in zijn natuurlijke ligging, na drogen bij 105°C, te bepalen. Werd dit tot voor kort nog 'volumegewicht van een grond' genoemd, tegenwoordig wordt de term 'dichtheid van de grond' gebruikt. Bodemkundig

is de dichtheid van een grond een belangrijk gegeven. Met behulp van de dichtheid van de vaste fase (vroeger het soortelijk gewicht van de grond genoemd) kan de verhouding tussen de vaste bodembestanddelen en de poriën worden berekend. De dichtheid van een grond is een noodzakelijk gegeven voor de omrekening van gewichtsprocenten naar volumeprocenten, bijvoorbeeld bij de advisering van de stikstofgift en van de kalkbehoefte. Van de Nederlandse gronden zijn nog maar weinig gegevens bekend over de dichtheid van de grond. Tot nu toe veel gebruikt is het verband tussen het organische stofgehalte en de dichtheid van de bovengrond respectievelijk voor zand- en veengronden (tabel 2.1) en voor kleigronden.

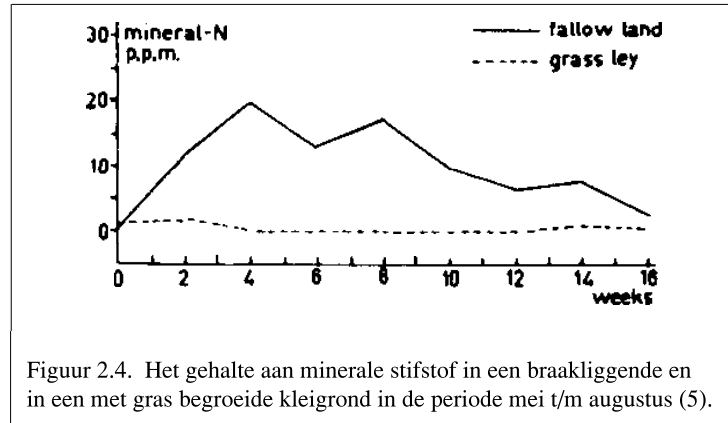
Tabel 2.1. Het verband tussen humusgehalte (%) en volumegewicht (g/cm^3) voor zand- en veengronden (4).

humus	vol.gew	humus	vol.gew	humus	vol.gew
1	1,60	17½	0,96	34	0,74
1½	1,56	18	0,95	34½	0,73
2	1,52	18½	0,93	35	0,73
2½	1,49	19	0,92	35½	0,72
3	1,45	19½	0,91	36	0,71
3½	1,42	20	0,91	36½	0,71
4	1,39	20½	0,90	37	0,70
4½	1,36	21	0,89	37½	0,69
5	1,34	21½	0,88	38	0,69
5½	1,32	22	0,88	38½	0,68
6	1,30	22½	0,87	39	0,68
6½	1,28	23	0,86	39½	0,67
7	1,26	23½	0,86	40	0,66
7½	1,24	24	0,85	40½	0,65
8	1,22	24½	0,84	41	0,65
8½	1,21	25	0,84	41½	0,64
9	1,19	25½	0,84	42	0,64
9½	1,18	26	0,83	42½	0,63
10	1,16	26½	0,83	43	0,63
10½	1,14	27	0,83	44½	0,63
11	1,13	27½	0,82	44	0,62
11½	1,12	28	0,82	44½	0,62
12	1,10	28½	0,81	45	0,62
12½	1,09	29	0,81	45½	0,62
13	1,08	29½	0,80	46	0,61
13½	1,06	30	0,79	46½	0,61
14	1,04	30½	0,79	47	0,61
14½	1,03	31	0,78	47½	0,61
15	1,02	31½	0,77	48	0,61
15½	1,01	32	0,76	4½	0,60
16	1,00	32½	0,76	49	0,60
16½	0,96	33	0,75	49½	0,59
17	0,97	33½	0,74	50	0,59

Uit tabel 2.1 blijkt dat de vaak gehanteerde 'gemiddelde' dichtheid van de grond ter waarde van 1500 kg/m^3 slechts in een zeer beperkt aantal gevallen voldoet. Het zal duidelijk zijn dat een gelijkmatige dosering van een stof op een perceel waar grote verschillen in dichtheid van de grond voorkomen, zal leiden tot variabele stijging van het gehalte aan die stof in de grond. De dichtheid van de grond varieert ten gevolge van verschillen in porienvolume, maar ook door verschillen in de dichtheid van de vaste fase (organische stof: 1.47 g/cm^3 , zand: 2.66 g/cm^3 , lutum: $2.88\text{-}2.77 \text{ g/cm}^3$ voor rivierklei resp. zeeklei), zodat de samenstelling van de grond hierop grote invloed heeft.

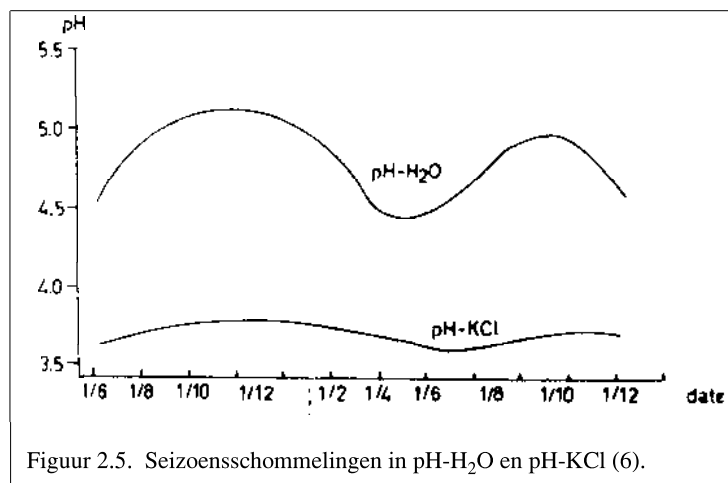
2.2.4 Verandering in de samenstelling met de tijd

De bodemsamenstelling kan veranderen onder invloed van tijdafhankelijke processen, waardoor er een bepaald verloop met de tijd ontstaat (afbraak, omzetting, vastlegging, uitspoeling). Een voorbeeld van variatie van het gehalte aan N-mineraal ($\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$) in grond wordt gegeven in figuur 2.4.



Figuur 2.4. Het gehalte aan minerale stikstof in een braakliggende en in een met gras begroeide kleigrond in de periode mei t/m augustus (5).

Het gehalte aan minerale stikstof varieert sterk op de onbegroeide grond onder invloed van vooral weersomstandigheden en mineralisatie (omzetting van organisch gebonden N in anorganisch N). Ook de pH van de grond is onderhevig aan variatie gedurende het jaar (figuur 2.5).



Figuur 2.5. Seizoensschommelingen in pH-H₂O en pH-KCl (6).

Deze variaties worden vooral veroorzaakt door veranderingen in de zoutconcentratie van de bodemoplossing (bemesting, waterverdamping, regenval). Niet alleen gedurende het jaar maar over een aantal jaren kunnen eveneens veranderingen optreden.

In een onderzoek van Boawn et al (7) is de hoeveelheid extraheerbaar zink (0.1 mol HCl/l) bepaald gedurende een 6-tal jaren na een bemesting (verschillende doseringen) met ZnSO_4 . De verlaging van extraheerbaar zink was slechts ten dele verklaarbaar uit de opname door het gewas. De verdere verlaging is veroorzaakt door vorming van zinkverbindingen die niet meer extraheerbaar zijn met 0.1 mol HCl/l en/of door uitspoeling van zink naar diepere bodemlagen.

2.2.5 Verandering in de samenstelling onder invloed van drogen

Na de monstername worden grondmonsters meestal gedroogd omdat deze gedroogde monsters langer bewaard kunnen worden en omdat deelbemonstering van droge grond eenvoudiger en betrouwbaarder kan geschieden dan van vochtige monsters. Het drogen van grondmonsters kan echter consequenties hebben voor de te analyseren gehalten. Voor sommige eigenschappen is drogen niet geoorloofd en zullen veldvochtige monsters moeten worden geanalyseerd (bijvoorbeeld Mn^{2+} , Fe^{2+} , redoxpotentiaal).

Tabel 2.2 geeft een indruk van de invloed van de droogtemperatuur en droogtijd op het gehalte aan extraheerbaar NO_3 , NH_4 en fosfaat.

Tabel 2.2. Het effect van drogen van grondmonsters op extraheerbaar stikstof en fosfaat (8).

Droogtemperatuur	Droogtijd	Extraheerbaar N en P in mg/kg		
		NO_3 -N	NH_4 -N	P
luchtdroog	-	0	0	4.7
60°C	24 uur	24	0	5.4
60°C	7 dagen	29	0	5.7
100°C	24 uur	61	6	16.2
100°C	7 dagen	62	26	20.9

Des te hoger de droogtemperatuur is, des te meer extraheerbaar stikstof en fosfaat wordt gevonden. Dit is waarschijnlijk een gevolg van mineralisatie van organische stof. Niet alleen de droogtemperatuur zal van invloed zijn, maar ook de manier waarop wordt gedroogd, zoals: afvoer van vochtige lucht, dikte van de grondlaag, etc.

2.3 Bodemvocht

De variatie in samenstelling die verwacht kan worden in bodemvochtmonsters genomen uit dezelfde populatie wordt sterk bepaald door de variatie in de samenstelling van de betreffende grond. Het gehalte in het bodemvocht is namelijk een weerspiegeling van het gehalte in de grond. Dit geldt echter alleen voor evenwichtssituaties zodat ernstig reining gehouden moet worden met tijdsafhankelijke processen. Bemonstering van bodemvocht wordt in verband met de uitvoeringstechnische aspecten bijna nooit op grote schaal uitgevoerd zodat ook weinig gegevens bekend zijn over voorkomende variatie. Meestal wordt op één bepaalde plaats op verschillende diepten bemonsterd en wordt het verloop met de tijd gevolgd. De meetresultaten blijken vaak sterk beïnvloed te worden door de gebruikte bemonsteringsapparatuur (grote meetfout).

2.4 Grondwater

Voor de variatie in grondwatermonsters geldt in principe hetzelfde als wat is opgemerkt voor bodemvochtmonsters. Van zeer groot belang is hier de grondwaterstroming, zowel in horizontale als in verticale richting. In het geval van vermoedelijke grondwaterverontreiniging is het vinden van de stroombaan van het verontreinigde grondwater een belangrijke doelstelling, waarbij het erop

aankomt om op de juiste plaats en diepte de monstername te verrichten. Bij de bemonstering dient men goed te letten op mogelijke meetfouten in afhankelijkheid van de toegepaste bemonsteringstechniek.

2.5 Bodemlucht

Voor de variatie in bodemluchtmonsters geldt in principe hetzelfde als wat is opgemerkt voor bodemvochtmonsters. Belangrijke processen die invloed hebben op de samenstelling van de bodemgasfase zijn: verdamping uit de vaste fase of uit de vloeibare fase, diffusie en massastroming. Bij de bemonstering treden gemakkelijk meetfouten op vooral met betrekking tot de plaats waar de bemonsterde hoeveelheid 'lucht' vandaan komt en optredende verliezen vanaf het moment van monstername tot aan de analyse.

2.6 Vegetatie

De variatie in eigenschappen van een bepaalde natuurlijke vegetatie, van een bepaald kultuurgewas of van afzonderlijke planten wordt door een groot aantal verschillende factoren bepaald. Bij een natuurlijke vegetatie moet men bijvoorbeeld letten op de verschillende plantensoorten waaruit de vegetatie is opgebouwd. Bij een kultuurgewas moet men goed letten op de groeiomstandigheden van de verschillende planten. Bij afzonderlijke planten zal men rekening moeten houden met de verschillende plantendelen van de plant. Ook de fysiologische ouderdom van de plant (groei stadium) en de verschillende variëteiten of rassen spelen een belangrijke rol.

2.6.1 Verschil in samenstelling per plantendeel

Het gehalte aan minerale bestanddelen varieert sterk tussen de verschillende delen van planten. Een voorbeeld daarvan is weergegeven in tabel 2.3.

Tabel 2.3. Chemische samenstelling van onderdelen van suikerbietplanten geoogst op 15 augustus (mmol/kg droge stof) (9).

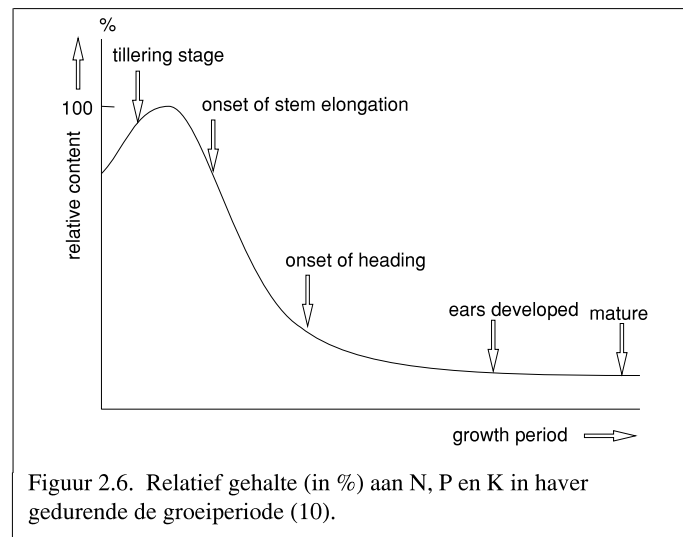
Plantendeel	Na ⁺	K ⁺	Ca ⁺⁺	Mg ⁺⁺	H ₂ PO ₄ ⁻	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ⁻	N _{org}
Bladmoes dood	1484	345	3024	3606	36	437	154	248	1305
Bladmoes oud	1070	468	2644	3116	87	451	110	326	2620
Bladmoes middel	705	527	1842	1902	98	337	92	292	3362
Bladmoes jong	599	649	1328	1466	131	238	71	474	3628
Bladsteel dood	1383	1500	1444	1660	31	1733	558	58	1312
Bladsteel oud	635	1078	1136	1220	43	1318	485	42	1223
Bladsteel middel	417	907	932	1008	60	987	290	36	1117
Bladsteel jong	333	1040	690	754	92	777	320	52	1361
Biet	143	339	146	232	52	62	125	60	935
Bovengronds	693	755	1232	1322	81	592	165	136	2063

Van suikerbietplanten werden op een bepaald moment de dode bladeren, de oudste 5 groene (oud), de volgende 5 groene (middel) en de rest van de bladeren (jong) apart geoogst en geanalyseerd (bladmoes en bladstelen apart). Van andere planten werd een mengmonster van de bovengrondse delen en van de bieten genomen en geanalyseerd. Uit tabel 2.3 blijkt duidelijk dat niet alleen grote verschillen in gehalten voorkomen tussen biet, bladsteel en bladmoes,

maar dat binnen bladmoes en bladsteel de ouderdom van deze plantendelen van grote invloed is op het gevonden gehalte. Over het algemeen is bij suikerbiet het gehalte aan Na, Ca, Mg, Cl en NO_3 hoger bij oudere plantendelen, terwijl de gehalten aan K, H_2PO_4 en organisch N het tegenovergestelde beeld vertonen. Over het algemeen variëren de gehalten aan minerale bestanddelen in blad, stengel en wortel sterker dan in vrucht, zaad en knol. De plant voorziet de vruchten, zaden en knollen van minerale en organische bestanddelen ten koste van andere plantendelen en dit resulteert meestal in relatief geringe variaties in de chemische samenstelling van deze plantendelen.

2.6.2 Variatie onder invloed van fysiologische ouderdom

Het gehalte aan minerale bestanddelen in een plant hangt sterk af van de leeftijd van de plant. Jonge planten, evenals jonge plantendelen hebben hoge gehalten aan N, P en K (zie tabel 2.3), terwijl in oudere planten en oudere plantendelen vaak hogere gehalten aan Ca, Mn, Fe en B zijn waargenomen. Een voorbeeld van de variatie van N, P en K in haver gedurende het groeiseizoen is weergegeven in figuur 2.6.



In de eerste weken van het groeiseizoen neemt het gehalte toe omdat de opname van voedingsstoffen groter is dan de drogestofproductie. Daarna zorgt de snelle drogestoftoename voor een sterke daling van de gehalten.

2.6.3 Variatie onder invloed van variëteit of ras

Ook de variëteit van een gewas heeft invloed op het gehalte. Het is niet altijd eenvoudig om deze onderling te vergelijken omdat ook bij gelijke fysiologische ouderdom verschillende groeiomstandigheden de gehalten kunnen hebben beïnvloed. Vaststelling van gelijke fysiologische ouderdom is bovendien ook erg moeilijk omdat het niet overeen hoeft te komen met oogsten op hetzelfde moment.

2.6.4. Variatie onder invloed van groeiomstandigheden

Groefactoren zoals licht, temperatuur, vochtvoorziening, CO₂- gehalte in de lucht hebben grote invloed op de samenstelling van de plant. Tabel 2.4 geeft een voorbeeld van de invloed van licht op het gehalte aan diverse elementen in bladeren van een beuk. De schaduwbladeren hebben voor alle elementen met uitzondering van Ca, hogere gehalten dan de bladeren aan de zonzijde. De vele factoren die het gehalte aan elementen kunnen beïnvloeden maken het onderling vergelijken van analysegegevens erg moeilijk. Dit is dan ook alleen mogelijk indien het materiaal goed is omschreven (plantendeel, fysiologische ouderdom, etc.).

Tabel 2.4. Gehalte van een aantal elementen in bladeren aan de zon- en schaduwzijde van *Fagus sylvatica* (c.v. Atro panicea).

Element	mg/100g droge stof	
	Zonbladeren	Schaduwbladeren
Si	750	786
B	32.2	38.7
Fe	21.5	23.6
Zn	4.92	6.19
Cu	3.93	4.32
Mn	3.05	3.34
Mo	0.015	0.024
Ca	888	726
Mg	190	252
K	502	980
N	2338	2769
P	110	117
S	82.2	96.2

2.7 Opdrachten

De analyses van pH en EGV geschieden volgens de eenvoudigst mogelijke procedure:

- doe een steek van de graslandzodeboor in een plastic bekertje
- voeg 30 ml demi-water toe en roer het mengsel door elkaar
- laat de bekertjes op de monsterplaatsen staan en ga zo door tot het laatste monster
- begin de metingen bij het eerste bekertje: steek beide elektrodes in de bovenstaande vloeistof en lees na 10 seconden af en noteer de waarden
- schud de elektrodes af en vervolg de metingen bij de volgende bekertjes.

Vraag: waarom meten we pH-H₂O en niet pH-KCl?

2.8 Literatuur

Dit hoofdstuk is samengesteld uit delen van:

Keizer, M.G., Houba, V.J.G. en Lexmond, Th.M., 1987. Bemonstering van bodem en vegetatie ten behoeve van chemische analyse: 4 Variabiliteit in bodem en vegetatie. Vakgroep Bodemkunde en Plantenvoeding, LUW.

Geciteerde bronnen:

- 1 Schuffelen, A.C., Hudig, J. en Wittewaal, B.W.G., 1945. Scheikundige verschillen in de bouwvoor in horizontale richting en op korte afstand. Landb. Tijdschrift, 56-57, 457-465.
- 2 Harmsen, K., 1977. Behaviour of heavy metals in soils. Agric. Res. Reports 866, 171 pp.
- 3 Beek, J., 1979. Phosphate retention by soil in relation to waste disposal. Thesis, Agric. Univ. Wageningen, 162 pp.
- 4 Hoekstra, C. en Poelman, J.N.B., 1982. Dichtheid van gronden gemeten aan de meest voorkomende bodemeenheden in Nederland. Rapport nr. 1582, Stiboka, Wageningen.
- 5 Harmsen, G.N. and Schreven, D.A. van, 1955. Mineralization of organic nitrogen in soil. Adv. Agron. 7, 300-398.
- 6 Boksmas, K. en Sluysmans, C.M.J., 1953. Verslag van een onderzoek naar de variaties in pH, welke kunnen optreden bij maandelijks bemonstering van de grond. Rapport LPS en BI-TNO, Groningen.
- 7 Boawn, L.C., Viets Jr., F.G., Crawford, C.L. and Nelson, J.L., 1960. Effect of nitrogen carrier, nitrogen rate, zinc rate and soil pH on zinc uptake by sorghum, potatoes and sugarbeets. Soil Sci. 90, 329-337.
- 8 Enwezor, W.O., 1967. Soil drying and organic matter decomposition. Plant and Soil 26, 269-276.
- 9 Houba, V.J.G., 1973. Effect of nitrogen dressings on growth and development of sugar beet. Agric. Res. Rep. no. 791, 65 pp.
- 10 Smith, P.F., 1962. Mineral analysis of plant tissues. Ann. Rev. Plant Physiol. 13, 81-108.

3 Bemonsteringsstrategieën

Voordat er daadwerkelijk overgegaan kan worden tot het bemonsteren van een locatie moet er eerst een monsternemingsplan opgesteld worden, dat wil zeggen dat bepaald moet worden hoeveel boringen uitgevoerd moeten worden en op welke plaatsen hoeveel monsters genomen moeten worden en op welke diepte enz. In de statistische terminologie spreekt men dan van het nemen van een steekproef uit een populatie. Met de populatie wordt hier dan de bodem, (grond)water, vegetatie van de te onderzoeken locatie bedoeld. Enkele voorbeelden:

- een gebied bestaande uit een bepaald bodemtype,
- de bouwvoor van een perceel akkerland,
- proefveldjes of potten in een potproef,
- een stortterrein van afvalstoffen,
- een verontreinigd gebied rond een verontreinigingsbron,
- de sliblaag van een beek,
- de makrofauna van een wetering,
- een treinwagon met graan.

Tot de elementen van de populatie worden alle potentiële bemonsteringsplaatsen gerekend ter grootte van de te nemen monsters. Met de omvang van de steekproef bedoelt men het aantal monsters dat uit de populatie wordt gekozen. Het aantal benodigde monsters is afhankelijk van de gebruikte steekproefmethode, de variatie in de te meten eigenschap en de gewenste nauwkeurigheid. Nadat de steekproef uit de populatie is genomen zullen de meetresultaten op statistische wijze verwerkt moeten worden. Deze verwerking kan o.a. bestaan uit:

- statistische analyse: berekening gemiddelde en spreiding in afhankelijkheid van de toegepaste steekproefmethode;
- correlatieberekeningen (regressie-analyse): bijvoorbeeld verband tussen concentraties van verschillende stoffen of bijvoorbeeld het verband tussen concentratie en afstand tot de bron;
- toetsing: is het gevonden gehalte nu wel of niet afwijkend van normaal? Komt de verdeling overeen met de verwachtingen volgens een gekozen model? Hierbij is voldoende kennis van achtergrondconcentraties (gemiddelde en spreiding) in het milieu van belang.

In dit hoofdstuk zal aandacht besteed worden aan steekproefmethoden met hun bijbehorende statistische analyse.

3.1 Locatiekeuze

Voor de keuze van de bemonsteringsplaatsen kunnen de volgende methoden worden toegepast:

- 1 Gerichte bemonstering: op grond van voorkennis omtrent de samenstelling van de populatie wordt een gerichte keuze gedaan, bijvoorbeeld als de ligging van een verontreinigingsbron bekend is zal men gericht in de buurt van de verontreiniging bemonsteren.
- 2 Aselecte bemonstering: de keuze van bemonsteringspunten vindt door loting

- plaats met behulp van een lotingstabel.
- 3 Systematische bemonstering: de monsters worden in dit geval volgens een regelmatig patroon verzameld.
 - 4 Combinaties van de verschillende steekproefmethoden en varianten daarop (deelbemonstering, mengmonsters).

3.2 Gerichte bemonstering

Het voordeel van deze methode is dat men met een in verhouding klein aantal monsters een indruk kan krijgen van de omvang van de verontreiniging. Dat is van belang in verband met de hoge kosten van de analyse van de monsters op het laboratorium. Daar staat tegenover dat de nauwkeurigheid van de schatting niet bekend is en alleen via extra onderzoek te kwantificeren is, met andere woorden er wordt geen duidelijk beeld verkregen van de totale verontreinigingstoestand van de locatie.

Bij de bemonstering van partijen op verontreiniging door knaagdieren of de aanwezigheid van voorraadinsecten is gerichte bemonstering de aangewezen methode omdat de onderzochte eigenschap direct zichtbaar is (te maken).

3.3 Aselecte bemonstering

Bij een aselecte bemonstering (random sampling) wordt de keuze van de bemonsteringsplaatsen volledig door het lot bepaald. Het voordeel van deze methode is, dat ze objectief is en dat de nauwkeurigheid exakt is aan te geven. De eenvoudigste vorm van een aselecte methode is de enkelvoudige aselecte steekproef (simple random sample), waarbij alle elementen van de populatie even grote kans hebben in het monster terecht te komen. Daarnaast kent men steekproeven waarbij op verschillende wijze eerst groepen van elementen worden gedefinieerd (deelpopulaties), waaruit vervolgens al (getrapte aselecte steekproef of stratified random sample) of niet (systematische of regelmatige steekproef) wordt geloot. Tenslotte is er de 'unaligned random' steekproef, waarmee de spreiding van het gemiddelde zo klein mogelijk wordt gehouden. Voor grondbemonstering zijn de laatste twee methoden interessant, omdat dan bij de indeling van de groepen rekening kan worden gehouden met bijvoorbeeld de bodemgesteldheid of de verbreiding van de bodemverontreiniging (homogeen of heterogeen).

3.3.1 Enkelvoudige aselecte steekproef

Aselecte plaatsbepaling voor de bemonstering van een locatie vindt plaats door gebruik te maken van een coördinatenstelsel (x,y), waarbij voor elk monster aselect de afstand in de x- en in de y-richting wordt bepaald door middel van loting. Een goede schatting kan worden verkregen door veel monsters te nemen. Uit de waarnemingen kan dan de (geschatte) gemiddelde waarde worden berekend en de standaardafwijking.

$$\bar{x} = \left(\sum_{i=1}^n x_i \right) / n$$

$$s_x^2 = \sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2 / (n - 1)$$

$$s_x = \sqrt{\text{var}_x}$$

waarin:

x_i = waarneming i

n = aantal waarnemingen

\bar{x} = schatting van de gemiddelde waarde μ

s_x = schatting van de standaardafwijking van de enkelvoudige waarneming σ

var_x = geschatte variantie van de enkelvoudige waarneming

variatiecoëfficiënt

Voor onderlinge vergelijking van standaardafwijkingen afkomstig van verschillende steekproeven wordt de variatiecoëfficiënt berekend:

$$VC_x = s_x / \bar{x} \times 100\%$$

$$s_{\bar{x}} = s_x / \sqrt{n}$$

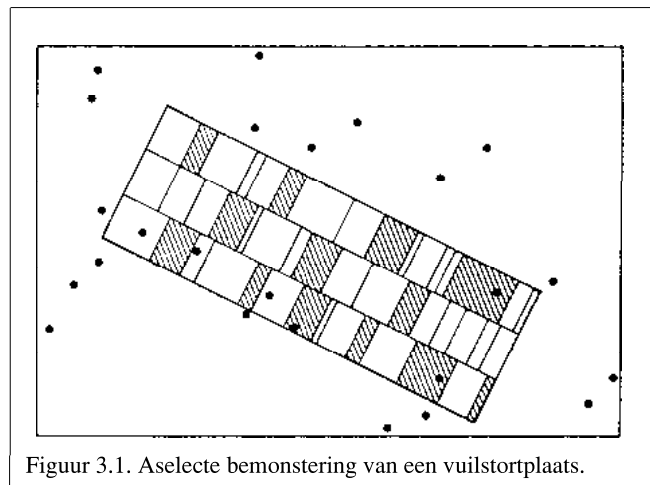
$$VC_{\bar{x}} = s_{\bar{x}} / \bar{x} \times 100\%$$

waarin:

VC_x = geschatte variatiecoëfficiënt van de enkelvoudige waarneming

$s_{\bar{x}}$ = schatting van de standaardafwijking van het gemiddelde

$VC_{\bar{x}}$ = geschatte variatiecoëfficiënt van het gemiddelde.



Figuur 3.1. Aselecte bemonstering van een vuilstortplaats.

De gemiddelde waarde komt uit een verzameling welke voor grote n meestal een normaalverdeling heeft. Niet-normale verdelingen kunnen meestal genormaliseerd worden d.m.v. transformatie (bijvoorbeeld door de logaritme te nemen). Het bekend zijn van het type verdeling maakt het mogelijk een betrouwbaarheids-interval op te stellen voor de gemiddelde waarde μ .

Bijvoorbeeld: 95% betrouwbaarheidsinterval voor de normale verdeling.

$$\bar{x} - 1,96 \cdot \sigma / \sqrt{n} \leq \mu \leq \bar{x} + 1,96 \cdot \sigma / \sqrt{n}$$

Vaak zal σ niet bekend zijn, maar s_x wel. In dat geval kan gebruik gemaakt worden van Student's t -verdeling:

$$t = (\bar{x} - \mu) / (s_x / \sqrt{n})$$

Bijvoorbeeld: 95% betrouwbaarheidsinterval voor Student's t-verdeling:

$$\bar{x} - t_{0,05} \cdot s_x / \sqrt{n} \leq \mu \leq \bar{x} + t_{0,05} \cdot s_x / \sqrt{n}$$

Met andere woorden: De kans dat de werkelijke gemiddelde waarde μ niet in het aangegeven interval ligt is 5%. De waarde van $t_{0,05}$ kan worden afgelezen uit de t-tabel met waarschijnlijkheidskans 0,05 en n-1 vrijheidsgraden.

Als men de waarde van σ of s_x weet - bijvoorbeeld uit vooronderzoek - en men ook kan aangeven binnen welk interval voor μ de schatting van de gemiddelde waarde juist moet zijn met een bepaalde waarschijnlijkheidskans (bijvoorbeeld 95% of 99%), dan is het mogelijk het aantal monsters n te berekenen waaruit de steekproef moet worden samengesteld.

Stel dat de schatting van het gemiddelde juist moet zijn binnen de grenzen $\pm D$ met een waarschijnlijkheid van 95%. Voor een normale verdeling met bekende σ geldt dan:

$$\mu - 1,96 \cdot \sigma / \sqrt{n} \leq \bar{x} \leq \mu + 1,96 \cdot \sigma / \sqrt{n}$$

dus:

$$D = 1,96 \cdot \sigma / \sqrt{n} \text{ (betrouwbaarheidsmarge)}$$

$$n = (1,96 \cdot \sigma / D)^2 \text{ of } n \approx 4 \sigma^2 / D^2$$

Voor een normale verdeling met σ onbekend (s_x bekend) kan Student's t-verdeling toegepast worden. Er geldt dan:

$$D = t_{0,05} \cdot s_x / \sqrt{n}$$

$$n = (t_{0,05} \cdot s_x / D)^2$$

De berekening met Student's t-verdeling is echter een grove schatting omdat we aannemen dat s_x en t_{α} niet veranderen met het aantal genomen monsters. Baseert men echter de steekproefomvang op basis van een vooronderzoek met minimaal 30 monsters, dan is deze variatie te verwaarlozen.

Voorbeeld Food

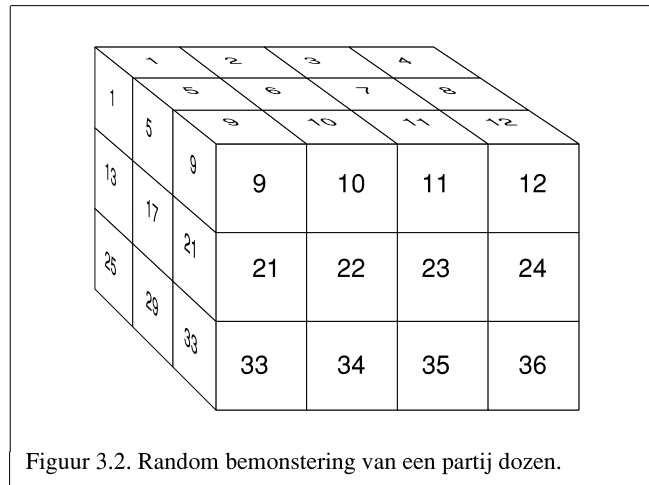
Aselecte bemonstering van partijen.

Wanneer er geen instructies zijn omstrent de steekproefgrootte kan als vuistregel worden gehanteerd dat het aantal monsters gelijk is aan de wortel uit het aantal eenheden waaruit de partij bestaat.

Stel: de partij bestaat uit 36 dozen met elk 36 pakken à 500 g van een bepaald produkt. Zie figuur 3.2. We nemen dan $\sqrt{36} = 6$ monsters. Hoe?

We zouden hiervoor 36 nummertjes kunnen maken, die door elkaar schudden en willekeurig trekken. De loting is alleen dan random als elk getrokken nummertje weer terug gaat in de doos (waarom?). We kunnen dus beter een lotingstabel gebruiken. Overigens zijn met behulp van een rekenmachine op eenvoudige wijze 'random getallen' te genereren.

Soms is het niet praktisch om zo te werk te gaan, bijvoorbeeld als je in een vriescel zit of in de hoek van een slecht verlicht pakhuis. Het is dan wellicht eenvoudiger zodanig te monsterezen dat elke laag en elke ruimtelijke positie zijn vertegenwoordigd.



Laten we ervan uitgaan dat de dozen 8, 16, 18, 24, 28 en 29 voor bemonstering zijn geselecteerd.

Omdat de eigenaar niet wil blijven zitten met 6 dozen waaruit telkens een aantal pakken ontbreekt, kan de inspecteur het beste te werk gaan volgens de 'backfilling'-methode:

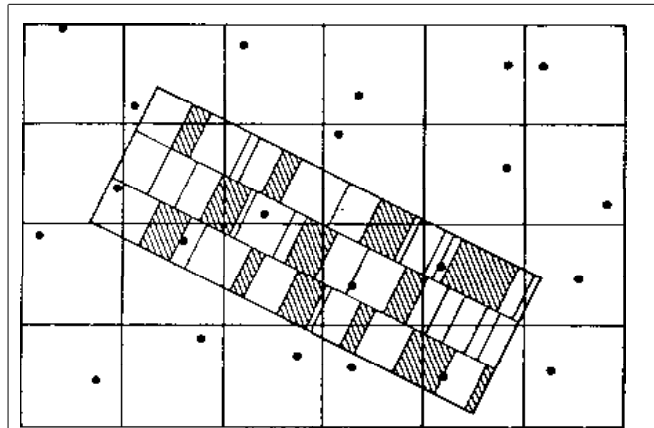
De 6 dozen genummerd 8, 16, 18, 24, 28 en 29 worden uit de stapel verwijderd en op een rij gezet. Aangezien elke doos 36 pakken bevat, dienen uit elke doos weer $\sqrt{36} = 6$ pakken te worden genomen. De eerste doos wordt op 6 pakken na geheel geleegd. De doos wordt vervolgens opnieuw gevuld door uit de 5 andere dozen telkens 6 pakken te nemen. De 6 pakken die uit elke doos zijn genomen worden vervangen door pakken afkomstig uit de eerste doos. De eerste doos gaat nu voor analyse de deur uit, de andere worden weer dichtgeplakt en teruggeplaatst op de stapel.

Aangezien de dozen aselekt zijn gekozen, hoeven de pakken niet aselekt uit de dozen te worden gehaald, tenzij daar gegronde rededen voor bestaan.

3.3.2 Getrapte aselekte steekproef

Bij een getrapte aselekte of 'stratified random' steekproef wordt de locatie eerst in deellocaties (deelpopulaties) onderverdeeld. Uit iedere deelpopulatie wordt vervolgens een enkelvoudige aselekte steekproef genomen. Zie figuur 3.3. Hierdoor wordt informatie verkregen over elke deelpopulatie apart en kan de nauwkeurigheid van de schatting voor de gehele populatie toenemen. De indeling in deelpopulaties (stratificering) zal moeten gebeuren op basis van voorkennis omtrent de eigenschappen van de populatie, met als doel zo homogeen mogelijke deelpopulaties te verkrijgen. Hoe meer deelpopulaties, hoe nauwkeuriger de schatting van de gehele populatie. De statistische analyse wordt echter steeds gecompliceerder.

Het aantal monsters per deelpopulatie kan het beste proportioneel worden genomen met de grootte van de deelpopulatie, hoewel dit niet optimaal hoeft te zijn met betrekking tot de minimalisering van de variantie. Wanneer de



Figuur 3.3. Getrapt aselechte bemonstering.

proportionele verhouding voor elke deelpopulatie bekend is, kan de schatting van de gemiddelde waarde berekend worden:

$$\bar{x}(st) = \sum_{h=1}^L f(h) \cdot \bar{x}(h)$$

waarin:

$\bar{x}(st)$ = geschatte gemiddelde waarde van de gehele gestratificeerde populatie

$\bar{x}(h)$ = geschatte gemiddelde waarde van deelpopulatie h

L = totaal aantal deelpopulaties

f(h) = bemonsteringsfractie per deelpopulatie $f(h) = n(h)/n$

n(h) = steekproefgrootte van deelpopulatie h

n = totaal aantal te nemen monsters uit de gehele populatie.

Berekening van de variantie:

$$\text{var}(\bar{x}(st)) = \sum_{h=1}^L f(h)^2 \cdot \text{var}(\bar{x}(h))$$

$$\text{var}(\bar{x}(h)) = s(h)^2 / n(h)$$

waarin:

s(h) = geschatte standaardafwijking van de enkelvoudige waarneming voor deelpopulatie h.

Voor de situatie dat alle deelpopulaties even groot zijn en dat proportionele toewijzing van het aantal monsters per deelpopulatie heeft plaatsgevonden geldt:

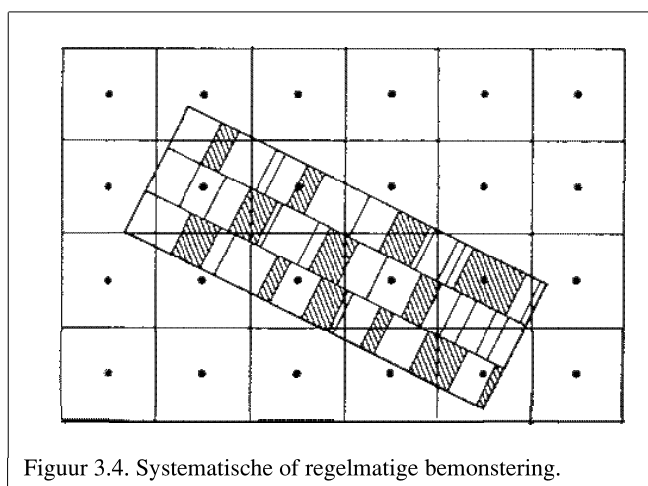
$$s(\bar{x}(st)) = \sqrt{\sum_{h=1}^L f(h)^2 \cdot s(h)^2 / n(h)}$$

$f(h) = 1/L$ en $n(h) = n/L$, zodat

$$s(\bar{x}(st)) = \sqrt{\sum_{h=1}^L s(h)^2 / n \cdot L}$$

3.3.3 Systematische bemonstering

Systematische of regelmatige bemonstering (*systematic sampling*, figuur 3.4) is nog meer dan de gestratificeerde bemonstering een methode om een betere spreiding te krijgen van de meetpunten over de gehele populatie. Bovendien is een dergelijke steekproef in de praktijk eenvoudiger uit te voeren. De systematische steekproef bestaat uit monsters die op regelmatige afstanden van elkaar genomen zijn. Bij 2-dimensionele populaties wordt de populatie verdeeld in deelpopulaties van gelijke vorm en grootte. In één deelpopulatie wordt dan aselect een monsterplaats gekozen. Alle monsterplaatsen op vergelijkbare posities in alle overige deelpopulaties worden dan in de steekproef opgenomen. De eenvoudigste uitvoering bestaat uit het leggen van een vierkant of rechthoekig rooster over de populatie. Elke andere systematische indeling is echter ook mogelijk. Voor deze methode geldt dat uitzonderlijke bemonsteringsplaatsen, met vermoedelijk duidelijk afwijkende samenstelling, vermeden moeten worden.



Figuur 3.4. Systematische of regelmatige bemonstering.

Nadelen van de systematische monsternamen zijn:

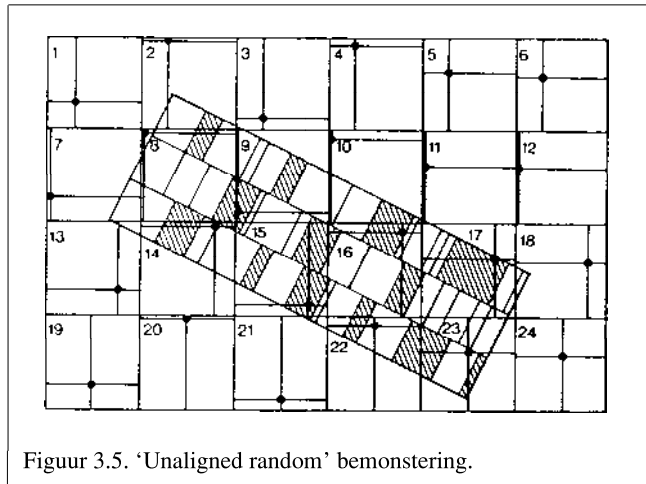
- 1 Het is niet goed mogelijk een schatting te maken van de standaardafwijking van het steekproefgemiddelde. De formules voor de gestratificeerde aselecte steekproef kunnen niet gebruikt worden omdat geen aselecte trekking plaatsvindt en slechts 1 monster per deelpopulatie wordt genomen.
- 2 Er kan een grote systematische fout ontstaan wanneer periodiek optredende variatie in de populatie voorkomt waarvan de golflengte samenvalt met de afstand tussen de monsterpunten.

3.3.4 'Unaligned random' bemonstering

Deze methode lijkt op de getrapte aselecte methode. Binnen de RE's van het rooster zijn echter niet alle coördinaten van de monsterpunten lukraak gekozen. Aan de hand van figuur 3.5 is de methode als volgt te beschrijven:

- 1 Kies voor het linkerbovenelement (in ons geval RE 1) een x- en y-coördinaat op random wijze.
- 2 Kies voor de RE's 2,3,4,5 en 6 een y-coördinaat op random wijze;

- 3 Kies voor de RE's 7,13 en 19 een x-coördinaat op random wijze;
- 4 Alle posities van de monsterpunten liggen nu vast door voor de punten in de kolommen de y-coördinaat van de RE's 1 tot en met 6 te laten gelden en in de rijen de x-coördinaten van de velden 1, 7, 13 en 19 te laten gelden.



3.3.5 Vergelijking van de aselechte methodes

Van de vier methoden is de systematisch het eenvoudigst maar deze kan indien de verontreiniging een bepaalde periodiciteit heeft te kort schieten.

Bij de aselechte methode is het nadeel van de systematische ondervangen maar deze methode is in beginsel ingewikkelder en er kunnen door toeval te weinig monsterpunten in de vervuilde zône terecht komen.

De getrapte aselechte methode is vergelijkbaar met de 'unaligned random' methode maar het kan statistisch aangetoond worden dat de laatste methode de kleinste schattingsvariantie van het gemiddelde oplevert. Dit wil zeggen dat het met deze methode berekende gemiddelde beter bepaald kan worden (en zeker beter dan met de eerste twee methodes). Beide methodes bieden de mogelijkheid rekening te houden met de gesteldheid van het terrein, maar zijn bewerkelijk.

3.4 Deelbemonstering

Toepassing van deelbemonstering (subsampling) of van bemonstering in meer dan één stap (*multistage sampling*) kan veel voordelen hebben, vooral ten aanzien van de kosten van bemonstering en analyse. Met deze techniek wordt het monster dat volgens een van de voorgaande steekproefmethoden is gekozen, verdeeld in een aantal kleinere eenheden. Hieruit wordt dan aselekt een deelsteekproef genomen. Het voordeel is dan dat niet het hele monster geanalyseerd hoeft te worden, waardoor de kosten sterk worden beperkt. Door deelbemonstering neemt de nauwkeurigheid van de schatting van de te meten waarde in het algemeen sterk af. Dit wordt veroorzaakt door de heterogeniteit van het monster. Het deelmonster moet namelijk een representatief deel vormen van het gehele monster, wat bij materiaal dat bestaat uit deeltjes van

verschillende samenstelling en grootte, zoals bijvoorbeeld bij grond, uiterst moeilijk te bereiken valt. De mate van representativiteit hangt af van de hoeveelheid van het deelmonster (monstergewicht) en van de korrelgrootte van het materiaal. Een klein deelmonster moet dus veel korrels bevatten. Omgekeerd zal men zijn toevlucht moeten nemen tot een groter deelmonster wanneer de korrelgrootte vast staat en men toch een lagere standaardafwijking wil bereiken.

Stel dat een monster bestaat uit een zeer groot aantal korrels van dezelfde grootte. Indien hiervan een fractie p de te bepalen stof X bevat, dan zal een representatief deelmonster van h korrels uit het zeer grote aantal in het ideale geval $h \times p$ korrels met stof X en $h(1-p)$ korrels zonder stof X bevatten. In de praktijk zal men echter meestal een wat ander aantal vinden. Als een groot aantal keren h korrels genomen is, dan is het gemiddelde aantal korrels met stof X gelijk aan $h \times p$, met een standaardafwijking gelijk aan $\sqrt{p(1-p)h}$.

De berekening van het aantal korrels is nu afhankelijk van:

- de maximale toegestane standaardafwijking
- de fractieverdeling van stof X (de waarde van p) volgens de formule:

$$h = p(1 - p) / (s \cdot p)^2$$

waarin:

h = aantal korrels

p = fractie met stof X

S = standaardafwijking als fractie van het gemiddelde aantal korrels met stof X .

$$(afleiding: S \cdot p \cdot h = \sqrt{p(1 - p)h})$$

Bij gegeven korrelgrootte is omrekening van het aantal benodigde korrels naar monstergewicht m.b.v. de soortelijke dichtheid van de korrels mogelijk. Andersom kan nu ook bij gegeven monstergewicht de vereiste korrelgrootte worden berekend.

Voor praktische toepassing op grondmonsters is deze berekening niet zonder meer geschikt omdat:

- de gronddeeltjes een verschillende korrelgrootte hebben,
- de verdeling van stof X over de deeltjes niet bekend is.

In voorkomende gevallen zal dan daarom op empirische wijze vastgesteld moeten worden wat de optimale korrelgrootte of het optimale monstergewicht is.

Van een deelbemonstering in 2 stappen zal nu de statistische analyse verkort worden weergegeven (Voor een uitgebreide behandeling zie 2). Van statistische analyse wordt in het geval van deelbemonstering vooral gebruik gemaakt om de optimale steekproefgrootte vast te stellen. De vraag is dan hoeveel monsters en hoeveel deelmonsters genomen moeten worden bij gegeven te bereiken nauwkeurigheid en opgegeven maximale kosten. Ten behoeve van chemische analyse van grondmonsters en vegetatie wordt bijna altijd gebruik gemaakt van deelbemonstering omdat voor de analyse slechts een beperkte hoeveelheid materiaal genomen kan worden. Het aantal deelmonsters is minimaal 2, teneinde een schatting te kunnen maken van de variatie binnen het monster, inclusief de variatie t.g.v. de analyse zelf (analysefout).

Stel dat een enkelvoudige aselecte steekproef bestaat uit n monsters en dat van elk monster m deelmonsters aselect worden gekozen. Het gemiddelde van de steekproef kan dan geschat worden met:

$$\bar{x}(s) = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^m x_{i,j}$$

waarin:

- $\bar{x}(s)$ = geschatte steekproefgemiddelde
 $x_{i,j}$ = waarneming aan deelmonster j van monster i
 n = aantal monsters (steekproefomvang)
 m = aantal deelmonsters per monster

De variantie van het gemiddelde wordt gegeven door:

$$\text{var}(\bar{x}) = \sigma_1^2/n + \sigma_2^2/m.n$$

- σ_1^2 = variantie tussen monsters
 σ_2^2 = variantie tussen deelmonsters tussen de monsters

Een schatting van de variantie wordt gegeven door:

$$\text{var}(\bar{x}(s)) = \frac{1-f_1}{n} s_1^2 + \frac{f_1(1-f_2)}{m.n} s_2^2$$

waarin:

- f_1 = n/N
 f_2 = m/N
 N = totaal aantal elementen in de populatie
 M = totaal aantal elementen in de deelpopulaties.

$$s_1^2 = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x}(s))^2 / (n-1)$$

$$s_2^2 = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^m (x_{i,j} - x_i)^2 / (m-1)$$

Wanneer f_1 verwaarloosbaar klein is, wordt de variantie van het gemiddelde:

$$\text{var}(\bar{x}(s)) = s_1^2/n$$

en kan dus geschat worden uit de waarden voor de monstergemiddelden (komt dan overeen met de variantie van het gemiddelde in de aselecte steekproef!).

3.5 Mengmonsters

Ter beperking van de analysekosten wordt vaak gewerkt met mengmonsters (*composite samples*). Hiertoe worden de monsters uit een steekproef samengevoegd en goed met elkaar gemengd, zodanig dat een zo homogeen mogelijk mengmonster ontstaat. Via deelmustering wordt dan in een aantal deelmonsters de betreffende analyse verricht.

De veronderstelling die aan deze procedure ten grondslag ligt is dat op deze wijze een juiste schatting van de gemiddelde waarde voor de betreffende eigenschap kan worden verkregen. Dit gaat alleen op wanneer alle monsters die het mengmonster gaan vormen uit dezelfde populatie afkomstig zijn en wanneer elk monster een even grote bijdrag

62e levert aan het mengmonster.

In de praktijk dient men dus te letten op het nemen van even grote monsters uit dezelfde populatie.

De vorming van mengmonsters heeft tot voordeel dat de variantie kleiner wordt, omdat de variantie van een mengmonster in feite de variantie van de gemiddelde waarde van de steekproef is. Uit vooronderzoek dient dan wel eerst de standaardafwijking van de enkelvoudige waarneming te zijn vastgesteld! Het is dan ook mogelijk om te berekenen uit hoeveel monsters de steekproeven (= mengmonsters) dienen te bestaan om een bepaalde nauwkeurigheid te verkrijgen (zie § 3.3.1).

3.6 Opdrachten

Opdracht 3.1

Van een perceel grond $8 \times 20 \text{ m}^2$ in de uiterwaarden van Wageningen werden op getrapte aselekte wijze 40 grondmonsters genomen van de laag 0-20 cm. In deze monsters is het loodgehalte in mg Pb/kg droge grond bepaald. Zie onderstaande tabel 3.1.

Tabel 3.1. Loodgehalte (mg/kg ds) van 40 grondmonsters afkomstig uit de laag 0-20 cm van een perceel uiterwaardgrond in Wageningen.

	Nr	Meetwaarden (duplo's)		Gem.	St.afw.	Var.coëff.
Deelpopulatie I	1	276.3	273.8	275.1	1.77	0.64
	2	277.5	276.3	276.9	0.85	0.31
	3	261.2	258.7	260.0	1.77	0.68
	4	244.2	241.7	243.0	1.77	0.73
	5	278.2	285.8	282.0	5.37	1.91
	6	265.6	265.6	265.6	0.00	0.00
	7	240.5	240.5	240.5	0.00	0.00
	8	287.4	298.7	293.1	7.99	2.73
	9	273.5	282.3	277.9	6.22	2.24
	10	273.6	280.1	276.85	4.60	1.66
Deelpopulatie II	11	266.2	273.8	270.0	5.37	1.99
	12	272.5	258.7	265.6	9.76	3.67
	13	295.1	298.9	297.0	2.69	0.90
	14	280.8	277.0	278.9	2.69	0.96
	15	293.3	289.6	291.5	2.62	0.90
	16	273.2	297.1	285.2	16.90	5.93
	17	305.9	297.1	301.5	6.22	2.06
	18	292.4	283.6	288.0	6.22	2.16
	19	280.1	274.9	277.5	3.68	1.33
	20	271.1	272.4	271.8	0.92	0.34
Deelpopulatie III	21	308.9	308.9	308.9	0.00	0.00
	22	327.8	329.0	328.4	0.85	0.26
	23	278.2	275.7	277.0	1.77	0.64
	24	309.7	314.7	312.2	3.54	1.13
	25	288.6	284.8	286.7	2.69	0.94
	26	301.2	284.8	293.0	11.60	3.96
	27	313.6	295.5	304.6	12.80	4.20
	28	308.4	323.9	316.2	10.96	3.47
	29	277.5	272.4	275.0	3.61	1.31
	30	316.1	308.4	312.3	5.44	1.74
Deelpopulatie IV	31	334.1	331.5	332.8	1.84	0.55
	32	340.3	327.8	334.1	8.84	2.65
	33	305.9	305.9	305.9	0.00	0.00

34	307.2	305.9	306.6	0.92	0.30
35	303.4	318.5	311.0	10.68	3.43
36	302.5	308.8	305.7	4.45	1.46
37	318.9	311.3	315.1	5.37	1.71
38	281.1	282.3	281.7	0.85	0.30
39	303.7	301.2	302.5	1.77	0.58
40	297.4	298.7	298.1	0.92	0.31

a Bereken over de gemiddelden van de gehele steekproef de volgende parameters:

$$n =$$

$$\bar{x} =$$

$$s_x =$$

$$s_{\bar{x}} =$$

$$VC_x =$$

$$VC_{\bar{x}} =$$

b Wat zou het aantal monsters moeten zijn teneinde het gemiddelde te kunnen schatten ± 15 mg/kg van de werkelijke waarde μ , met een waarschijnlijkheidskans van 95%? Stel $S(Y)$ en $t_{0.05}$ veranderen niet met n .

$$D =$$

$$t_{0.05} =$$

$n =$, er moeten dus minimaal monsters worden genomen.

c In werkelijkheid zijn de monsters proportioneel verdeeld over vier even grote deelpopulaties. Zie tabel 3.1.

Bereken over de gemiddelden van de vier deelpopulaties de volgende statistische parameters:

Deelpopulatie: 1 2 3 4

$$\bar{x}(h) =$$

$$s(h) =$$

$$s^2(h) =$$

$$n(h) =$$

$$f(h) =$$

$$\bar{x}(st) =$$

$$s(\bar{x}(st)) =$$

Het 95%-betrouwbaarheidsinterval voor het gemiddelde ($v=36!$) =

- d Van elk monster zijn de Pb-gehalten in duplo bepaald. Veronderstel dat de elementen van de populatie ongeordend voorkomen, zodat de bemonstering opgevat kan worden als een enkelvoudige aselekte steekproef met $n=40$ en $m=2$.

Bereken opnieuw de statistische parameters:

$$\bar{x}(s) =$$

$f1=n/N$ is verwaarloosbaar ($<10\%$)

$$\text{var}(\bar{x}(s)) =$$

$$s(\bar{x}(s)) =$$

- e Bereken uit hoeveel submonsters een mengmonster minimaal moet worden samengesteld teneinde het monstergemiddelde te kunnen schatten ± 15 mg/kg van de werkelijke waarde μ , met een waarschijnlijkheidskans van 95%.
- f Vergelijk de uitkomsten van de verschillende methoden en noteer de overeenkomsten en verschillen.

Opdracht 3.2

In een partij tarwe zijn graanklanders gesignaleerd. In een monster van 100 korrels werden 2 aangetaste korrels aangetroffen. Hoe groot moet een deelmonster zijn om het gemiddelde met een standaardfout van 10% te vinden?

3.7 Literatuur

- 1 Keizer, M.G., Houba, V.J.G. en Lexmond, Th.M., 1987. Bemonstering van bodem en vegetatie ten behoeve van chemische analyse: 4 Variabiliteit in bodem en vegetatie. Vakgroep Bodemkunde en Plantenvoeding, LUW.
- 2 Cochran, W.G.; 1977; Sampling techniques. Wiley, New York, USA
- 3 Bodem - Onderzoeksstrategie bij verkennend bodemonderzoek; Nederlandse

Praktijkrichtlijn; Ontwerp NPR 5740; okt. 1989.

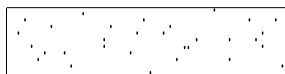
- 4 Obdam, A., 1984. Enige beschouwingen over het bemonsteringsprobleem van een bodemverontreinigsonderzoek; *H₂O* 17 : 175-179.
- 5 FAO food and nutrition paper, 1988. Manuals of food quality control: 9. Introduction to food sampling. FAO, Rome.

4 Verspreidingspatronen

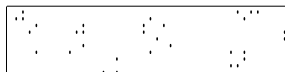
4.1 Inleiding



Uniform



Random



Groepsgewijs

In een bepaald habitat kunnen de individuen van een populatie regelmatig (uniform) verdeeld zijn, toevallig (random) of groepsgewijs (in clusters).

Uniforme verdelingen zijn niet algemeen; ze komen alleen voor waar het milieu weinig variatie vertoont en waar een sterke competitie of antagonisme heerst. Zo treft men creosoot-struiken in de woestijn aan op zeer regelmatige afstanden van elkaar, doordat de wortels van elke struik toxische stoffen uitscheiden die voorkomen dat zaden kiemen. Men spreekt ook wel van onderdispersie.

Random verdelingen zijn ook tamelijk zeldzaam. Men treft ze aan op plaatsen waar de milieuomstandigheden uniform zijn, waar geen sterke competitie of antagonisme heerst en waar de individuen geen tendens vertonen om te aggregeren. Omdat de kans klein is dat aan alle drie voorwaarden wordt voldaan, heeft de ecoloog meestal te maken met non-random verdelingen, met alle mogelijke complicaties bij de monstername en statistische verwerking.

Groepsgewijze of clusterverdelingen komen verreweg het meest voor, zowel bij planten als bij dieren, en wel om een aantal redenen:

- a De milieuomstandigheden zijn zelden uniform, ook al is het onderzochte gebied klein. Variatie in bodemgesteldheid, in topografie, in de verdeling van andere soorten en in microklimaat is de oorzaak van belangrijke verschillen binnen een habitat. De organismen zullen vooral voorkomen op die plekken waar de condities optimaal zijn.
- b Voortplantingspatronen leiden vaak tot clustering. Dit is vooral het geval bij zich vegetatief vermeerderende planten en bij dieren waarvan de jongen bij de ouders blijven.
- c Dieren hebben vaak gedragspatronen die leiden tot de vorming van losse groepen tot meer georganiseerde kolonies, scholen of kudden. Sexuele aantrekkingskracht leidt principieel tot afwijkingen van een random verdeling.

Een groepsgewijze verdeling leidt op het eerste gezicht tot nadelige gevolgen als gebrek aan voedsel, licht of ruimte. Deze nadelige effecten worden echter gecompenseerd door voordelige effecten. Zo zullen bomen die in een haag groeien elkaar meer beconcurreren om nutriënten en licht dan wanneer ze alleen zouden staan, maar ze zijn in een haag beter bestand tegen stormen. Bovendien is een groep dicht opeen staande bomen beter in staat vocht vast te houden en een gunstig microklimaat te handhaven. Een groep dieren heeft ondanks onderlinge voedselconcurrentie betere kansen voedsel op te sporen en aanvallen van predatoren af te slaan.

Het is mogelijk om te bepalen of de clustering wordt veroorzaakt door externe of gedragsfactoren door herhaald eenzelfde monsterplaats te bemonsteren. Bij a zal het aantal individuen op een bepaalde monsterplaats systematisch hoger of lager zijn dan het gemiddelde. Bij b of c zullen wisselende monsterplaatsen meer individuen dan het gemiddelde bevatten.

Bij deze verdeling spreekt men ook wel over overdispersie.

4.2 Statistische toetsing van het verspreidingspatroon

Uitgaande van de drie bovengenoemde verdelingen van een insectenpopulatie in de ruimte, zou men bij een bepaalde monstergrootte de volgende aantallen dieren kunnen vinden:

		aantal dieren x per monster							Totaal	
		0	1	2	3	4	5	6	≥7	
A	Regelmatig (uniform)	aantal monsters	0	2	4	8	4	2	0	20
		totaal aantal dieren	0	2	8	24	16	10	0	60
B	Toevallig (random)	aantal monsters	2	3	3	3	5	2	2	20
		totaal aantal dieren	0	3	6	9	20	10	12	60
C	Groepsgewijs (clusters)	aantal monsters	5	3	1	1	2	4	4	20
		totaal aantal dieren	0	3	2	3	8	20	24	60

Indien het aantal dieren per monster uitsluitend door het toeval wordt bepaald, dan is het aantal monsters (waarin deze aantallen voorkomen) verdeeld volgens Poisson. Om aan een Poissonverdeling te voldoen, moet de variabele (het aantal individuen per monster) aan twee voorwaarden voldoen:

- 1 Het gemiddeld aantal individuen per monsteroppervlakte moet klein zijn in verhouding tot het maximaal aantal mogelijke individuen op dat monsteroppervlakte. Omdat het gemiddelde klein is ten opzichte van het maximum aantal individuen, kan men stellen dat het voorkomen van een individu op een bepaalde plaats een zeldzame gebeurtenis is. Er blijven nog veel plaatsen open waar geen individu staat, maar waar er wel hadden kunnen staan. Dus in het algemeen geformuleerd moet het gemiddeld aantal gebeurtenissen betrekkelijk klein zijn ten opzichte van het maximaal aantal mogelijkheden per ruimte-eenheid of tijdeenheid.
- 2 Het voorkomen van een individu mag niet beïnvloed worden door andere individuen in het monsteroppervlakte, dus het voorkomen van een gebeurtenis moet onafhankelijk zijn van de overige gebeurtenissen. Deze tweede voorwaarde willen we bij het onderzoek naar het patroon van een soort onderzoeken. Als een soort een random verspreidingspatroon heeft, wordt aan deze tweede voorwaarde voldaan. Dus random patronen kunnen -indien correct bemonsterd - met de Poisson verdeling beschreven worden.

Onder D staan de aantallen die op grond van de Poisson-verdeling worden verwacht:

		aantal dieren x per monster							Totaal		
		0	1	2	3	4	5	6	≥7		
D	Volgens Poisson	aantal monsters	1.0	3.0	4.5	4.5	3.4	2.0	1.0	0.6	20
		totaal aantal dieren	0.0	3.0	9.0	13.5	13.6	10.0	6.0	4.9	60

De berekening is als volgt:

$$P(x=0, 1, 2, 3, 4, \text{ enz.}) = e^{-m} \cdot (1, m, m^2/2!, m^3/3!, m^4/4!, \text{ enz.}).$$

$$\text{De kans om drie dieren per monster aan te treffen, } P(x=3) = e^{-m} \cdot m^3/3! = 0.0498 \cdot 27/6 = 0.224.$$

$$\text{Het aantal monsters met 3 dieren bedraagt dus } P(x=3) \cdot 20 = 0.224 \cdot 20 = 4.5.$$

We zien in alle gevallen dat het gemiddeld aantal dieren per monster 3.0 bedraagt. De standaardafwijking S_p van dit gemiddelde m is volgens Poisson gelijk aan \sqrt{m} (variantie = m). Wanneer we nu de op gebruikelijke wijze berekende standaardafwijking S_{n-1} vergelijken met de S_p , kunnen we zien of de



waarnemingen regelmatig, random of in clusters zijn verdeeld.

Rekenvoorbeeld 1

We gaan na of de onder A gevonden waarnemingsuitkomsten regelmatig of toevallig verdeeld zijn. We berekenen:

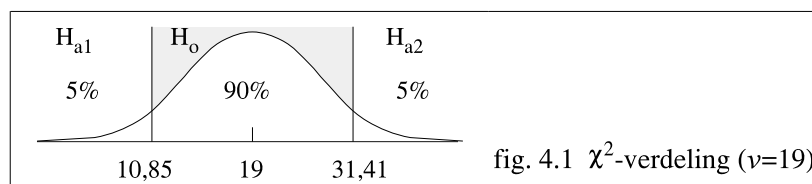
- de standaardafwijking s_{n-1} uit de reeks 1,1,2,2,2,2,3,3,3,3,3,3,3,3,4,4,4,4, enz. en vinden $s_{n-1} = 1.12$ (variantie $s_{n-1}^2 = 1.26$).
- de standaardafwijking s_p volgens Poisson uit \sqrt{m} en vinden $s_p = 1.73$ (variantie $S_p^2 = 3.00$).

We zien dan dat de $s_{n-1} < s_p$ en zouden kunnen concluderen dat de dieren regelmatig over de monsters zijn verdeeld. We dienen echter deze uitspraak te toetsen. Hiervoor berekenen we de verhouding s_{n-1}^2/s_p^2 ($\equiv s_{n-1}^2/m$), met de volgende hypothesen:

- H_0 : $s_{n-1}^2/s_p^2 = 1$, de dieren zijn volgens het toeval verdeeld,
- H_{a1} : $s_{n-1}^2/s_p^2 < 1$, de dieren zijn regelmatig verdeeld,
- H_{a2} : $s_{n-1}^2/s_p^2 > 1$, de dieren zijn groepsgewijs verdeeld.

Om deze hypothese te toetsen kunnen we gebruik maken van de χ^2 -verdeling. s_{n-1}^2 moet worden vergeleken met s_p^2 , die we de σ^2 noemen.

$\frac{(n-1) \cdot s_{n-1}^2}{\sigma^2}$ volgt een $\chi^2_{[n-1]}$ -verdeling (zie Buijs, p. 256).



De afzonderlijke hypothesen zijn te toetsen, elk éézijdig met 5% overschrijdingskans. De grenswaarden voor $\chi^2_{[19]}$ zijn resp. 10,85 voor H_{a1} en 31,41 voor H_{a2} .

De uitkomst $\frac{(n-1) \cdot s_{n-1}^2}{\sigma^2} = \frac{19 \cdot 1,26}{3,0} = 7,98$.

Deze uitkomst geeft aan dat H_{a1} aangenomen moet worden: de dieren zijn regelmatig over de monsters verdeeld.

Opdracht 4.1

Ga zelf na voor de verdelingen B en C wat de ratio s_{n-1}^2/s_p^2 en toets of deze significant van 1.0 afwijkt.

4.3 De monstername

Elke keer, als er in het veld een steekproef van een populatie genomen wordt, is het de vraag hoe representatief de steekproef voor de veldsituatie is. Als er een steekproef genomen wordt, komen we twee variabelen tegen:

- het aantal monsters in een steekproef: de monstergrootte
- het monsteroppervlakte.

Indien we de het monsteroppervlakte erg groot kiezen en ook veel monsters nemen voor één steekproef, dan zal de representativiteit wel goed zitten, maar ook de hoeveelheid werk om zo'n steekproef te verwerken. Er zal dus gezocht

moeten worden naar een steekproefmethode, waarbij je met een minimale hoeveelheid werk toch een redelijk betrouwbare schatting van de populatie kan maken.

Als de steekproefmethode gebruikt wordt voor de bepaling van de dichtheid, zal in het algemeen de procedure als volgt zijn: er wordt een steekproef genomen, bestaande uit een aantal monsters. In elk monster wordt bepaald hoeveel individuen er voorkomen. Het gemiddelde van de monsters is dan het steekproefgemiddelde. Tevens wordt de monsteroppervlakte bepaald en vervolgens wordt het aantal per oppervlakteëenheid uitgerekend.

4.3.1 Schatting van het benodigde aantal monsters

steekproefgemiddelde

Het steekproefgemiddelde is een schatting van het populatiegemiddelde. Als we een aantal steekproeven van dezelfde populatie nemen, zullen de steekproefgemiddelden rond het populatiegemiddelde schommelen. Het is gemakkelijk om voor te stellen dat de mate waarin deze steekproefgemiddelden onderling verschillen, als maat kan dienen voor de betrouwbaarheid van de steekproefname. Tevens zal het steekproefgemiddelde een betere schatting van het populatiegemiddelde zijn naarmate de steekproefomvang groter is. We

standaardfout

berekenen de standaarddeviatie van de steekproefgemiddelden = de standaardfout $s_{\bar{x}}$:

$$s_{\bar{x}} = s / \sqrt{n}$$

waarin:

n = aantal monsters in de steekproef

variatioëfficiënt

Om de standaardfouten van gemiddelden, die sterk in waarde verschillen, onderling te vergelijken, wordt de *relatieve standaardfout* of de variatioëfficiënt van het gemiddelde VC berekend:

$$VC = 100 \cdot s_{\bar{x}} / \bar{x}$$

voorbeeld

er zijn steeds n=100 monsters in de steekproef genomen.

\bar{x}	s	$s_{\bar{x}}$	VC
5	1	0.1	2%
50	1	0.1	0.2%

Dus hoe kleiner de relatieve standaardfout, des te betrouwbaarder is de steekproef.

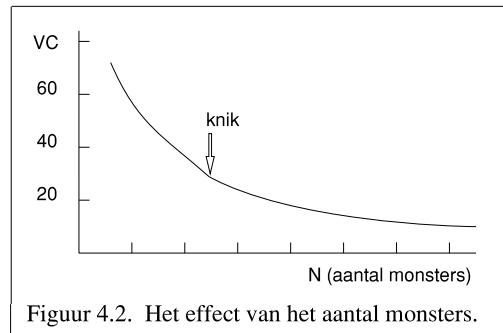
Wat zegt nu de waarde van VC =1% of VC = 10%? Op zich niet zoveel, het zijn relatieve waarden. Toch kan je er prima mee werken door een grenswaarde voor VC te nemen. Als de relatieve standaardfout boven deze grenswaarde ligt, is de steekproef onvoldoende betrouwbaar en moet je wat meer monsters nemen. Zo'n grenswaarde is bijvoorbeeld 20%, maar de waarde hangt natuurlijk samen met aard en doelstelling van het onderzoek.

Hoe bepaal je nu het aantal monsters in de steekproef waarbij VC < 20% is of waarbij VC bijna niet meer afneemt.

- neem een steekproef van 5 monsters dus n=5; bepaal \bar{x} en VC;
- neem een nieuwe steekproef met n=6 monsters; bepaal \bar{x} en VC;
- vervolgens n=7, enz.
- maak een grafiek met op de x-as n en op de y-as VC (zie figuur 4.2);



- zet in deze grafiek de 20%-lijn uit of bepaal de 'knik' in de grafiek.



4.3.2 Berekening van de steekproefgrootte bij random verdeelde populaties

Wanneer men gaat monsteren uit een random verdeelde populatie kan men het benodigde aantal monsters zelf berekenen.

Indien het aantal getelde individuen groot is (≥ 50) kunnen betrouwbaarheidsintervallen worden berekend gebruik makend van d , de standaardafwijking van de normale verdeling, dus: 95%-betrouwbaarheidsgrenzen voor het gemiddelde μ zijn $\bar{x} \pm 1.96 \cdot \sqrt{\bar{x}}$.

voorbeeld

Wanneer in een radioactief preparaat het aantal emissies in één minuut 150 bedraagt, dan mogen we μ schatten op $\bar{x} = 150$, met een standaardafwijking $\sqrt{\bar{x}} = \sqrt{150} = 12.25$ en het 95%-betrouwbaarheidsinterval op $150 \pm 1.96 \cdot 12.25$, dus 150 ± 24 of 126 tot 174 counts per minuut.

Opgacht 4.3

Onderzoek naar de horizontale en vertikale verdeling van nematoden met het oog op hun bemonstering.

Het doel van het onderzoek is het bepalen van de relatie tussen het aantal submonsters waaruit een samengesteld monster uit een heterogeen object bestaat en de betrouwbaarheid van de schatting van het aantal nematoden om zodoende te komen tot een bepaling van een minimum aantal submonsters. Bij een volkomen homogeen object heeft men voldoende aan enkele grammen grond om een indruk te krijgen van de nematodensamenstelling van dat perceel. In de praktijk komen dergelijke percelen echter niet voor en omdat er in de nematologische literatuur, in tegenstelling tot het bemonsteren van grasland en regelmatig geploegde akkers, weinig gegevens bekend zijn over bemonsteringsmethodieken voor natuurlijke systemen is een nader onderzoek noodzakelijk.

Factoren die een rol spelen bij de keuze van het uiteindelijke aantal submonsters zijn:

- de tijd die voor bemonstering nodig is;
- de hoeveelheid grond die aan de vaak unieke percelen onttrokken wordt en
- de gewenste nauwkeurigheid van de populatieschatting.

Voor (a) en (b) is een monster bestaande uit enkele grammen grond optimaal. De nauwkeurigheid (c) neemt echter toe met een groot aantal submonsters en is pas optimaal bij afgraving van het gehele perceel, opspelen van de grond en analyse van de gehele nematodenfauna. Het doel van het onderzoek is het bepalen van de tussenweg.

Voor de monstername werd een perceel van 10 bij 10 m² uitgezet en verdeeld

in honderd gelijke vakjes van elk 1 m². In elk vakje werd een monster genomen, elk monster werd apart opgespoeld.
 Het totaal aantal nematoden per monster is bepaald door 10% van een monster te tellen. Alle gevonden waarden zijn omgerekend naar oppervlakteëenheid.
 Zie tabel 4.1.

Tabel 4.1: Aantal nematoden per steek van *Wilsonema otophorum* in een perceel van 10 bij 10 m².

steek nr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
	0,0	235,4	0,0	34,1	41,8	21,9	55,4	10,1	107,0	28,3
	78,9	0,0	0,0	61,2	13,3	16,5	14,8	71,5	169,1	52,6
	0,0	0,0	0,0	107,5	8,1	22,1	0,0	158,7	101,4	34,9
	21,8	43,2	75,7	11,0	5,3	12,6	0,0	7,5	52,6	31,7
	2,4	74,3	37,0	202,7	47,7	4,2	57,3	36,4	159,8	12,9
	29,1	25,5	16,0	43,1	137,6	33,4	22,2	0,0	87,5	45,0
	68,7	30,8	0,0	101,6	0,0	0,0	36,6	46,5	0,0	0,0
	65,0	22,7	48,7	68,1	82,8	0,0	35,2	34,4	44,5	17,8
	125,9	190,0	165,5	31,4	4,8	51,0	4,5	152,5	45,5	36,0
	57,7	60,8	95,4	52,1	26,3	23,0	21,8	80,0	49,1	54,5
nr.	91	92	93	94	95	96	97	98	99	100

Gemiddelde m : 48,4 per oppervlakteëenheid
 Standaard afwijking s: 50,9
 Standaard error \hat{s} : 5,1

- a Selecteer mbv. een random tabel 10,20,30,40,50,60,70,80,90 en 100 steken.
- b Als de variatiecoëfficiënt (CV) ca. 10% is wordt gesproken van een goed experiment.
 $VC = \hat{s}/m$, $\hat{s} = s/\sqrt{n}$ (schatting van de standaardafwijking)
 Bereken per selectie de VC en zet dit in een grafiek uit tegen het aantal steken.
- c Hoeveel monsters geven een aanvaardbaar beeld van de aantallen nematoden in de grond?
- d Zijn de dieren random over de monsters verdeeld?

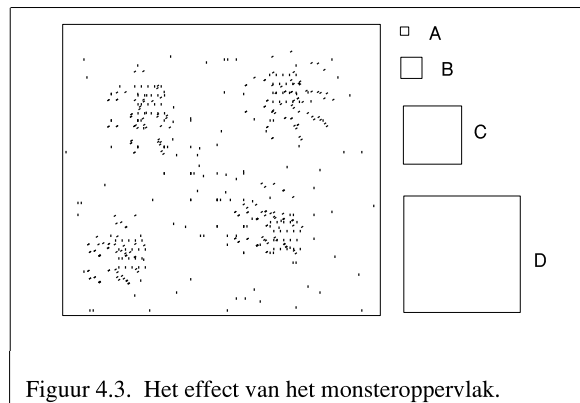
Opdracht 4.4

Bij het opzetten van een onderzoek naar de seizoensfluctuaties in de dichtheid van enkele belangrijke planktonsoorten in een meer, vindt de onderzoeker het gewenst dat de dichtheid van elk organisme met een betrouwbaarheid van 95% wordt geschat op $\pm 5\%$ van het gemiddelde. De onderzoeker veronderstelt dat de individuen random verdeeld zijn.
 Hoeveel organismen moeten per soort worden geteld?



4.3.3 Bepaling van het monsteroppervlak

Bij onderzoek aan verspreidingspatronen moet het monsteroppervlakte net even kleiner zijn of gelijk aan de grootte van de clusters. Dit is een vuistregel en kan geïllustreerd worden aan de hand van figuur 4.3.



Figuur 4.3. Het effect van het monsteroppervlak.

Wanneer dit kwadraat bemonsterd wordt met behulp van:

- monsteroppervlak A, zal het patroon random lijken;
- monsteroppervlak C, zal het patroon geclusterd zijn;
- monsteroppervlak D, zal het patroon zelfs regelmatig lijken.

Wanneer de clustering sterk is, dus zo op het oog waarneembaar, levert deze vuistregel geen moeilijkheden op. Bij minder duidelijke clustering kan de volgende methode gebruikt worden om de schaal van de clustering te ontdekken:

- neem een flink aantal kleine, aaneengesloten monsters met een zodanige oppervlakte dat de monsters gemiddeld 2-3 individuen bevatten; bepaal vervolgens het gemiddelde en de variantie;
- vergroot (verdubbel) het monsteroppervlak en neem weer een groot aantal monsters; bepaal weer het gemiddelde en variantie - enz.
- maak een grafiek met op de x-as de monstergrootte en op de y-as de variantie; een piek in de grafiek duidt op een cluster met de omvang van dat monsteroppervlak.

Nu is het helaas zo dat de variantie sterk toeneemt met het gemiddelde. De hierboven genoemde methode geeft alleen pieken in de grafiek te zien bij extreme clustering. Er zijn daarom verschillende indices om over- en onderdispersie te meten voorgesteld. De ideale index moet aan de volgende eigenschappen voldoen:

- 1 de index moet werken van extreem regelmatig (alle monsters met een gelijk aantal individuen) tot extreem geclusterd (alle individuen in één monster);
- 2 de index moet niet beïnvloed worden door het monsteroppervlak, het aantal monsters (n), het gemiddelde en het totaal aantal bemonsterde individuen;
- 3 verschillen in de waarde van de index van verschillende monsteroppervlaktes moeten getoetst kunnen worden.

Er bestaat geen ideale index, die aan al deze eisen voldoet. Enkele indices die regelmatig gebruikt worden:

- a de dispersiecoëfficiënt $CD = s_x^2 / \bar{x}$

b de clusterindex $c = \frac{s_x^2 - \bar{x}}{\bar{x}^2}$

Bij alle indices moet steeds nagegaan worden wat de waarde van een index is bij extreme onderdispersie, random patroon en extreme overdispersie:

	onderdispersie	random	overdispersie
CD	0	1	>1
c	<0	0	>0

ga dit na!

Als CD of c afwijkt van de verwachtig bij random verdeling, moet vervolgens getoetst worden of het hier om een significante afwijking gaat. Hiervoor wordt de χ^2 -toets gebruikt.

4.3.4 Computerpracticum verspreidingspatronen

Met behulp van het rekenprogramma PATROON kunnen van een aantal random gekozen monsters gemiddelde, standaardafwijking, variatiecoëfficiënt en dispersiecoëfficiënt CD worden bepaald.

Met behulp van PATROON wordt uitgaande van de zelf verzamelde gegevens een tabel gegenereerd met \bar{x} , s, VC en CD.

Bij deze opdrachten is het 16x16 patroon bijgevoegd van de weegbreeplanten in een gazon bij Larenstein dat (bijlage 1). Het bijbehorende patroon is grafisch weergegeven. Met behulp van het programma PATROON is de dataset geanalyseerd, waarbij de monstergroote is gevarieerd van 2 tot 64 monsters en het oppervlak van 2 tot 12 eenheden. Van elke tabel is een CSV-file beschikbaar.

Opdracht 4.5

- a Bekijk de waarden voor de dispersiecoëfficiënt CD. Met welk soort verdeling heb je te maken?
- b Zijn er eventueel aanwijzingen voor een bepaalde clustergrootte?

Opdracht 4.6

Het effect van de monsteroppervlakte en monstergroote op de relatieve standaardfout. Er zijn een *toenemend aantal monsters* uit een populatie genomen met een *toenemend monsteroppervlakte*. Steeds wordt de rel. standaardfout bepaald. Zet in een 3-D grafiek het monsteroppervlakte op de x-as, de monstergroote op de z-as en de rel. standaardfout uit op de y-as. Geef zelf je conclusie omtrent monsteroppervlak en monstergroote om een aanvaardbaar beeld te verkrijgen van de gemiddelde abundantie/bedekking van de onderzochte soorten op het proefterrein.



4.4 Geostatistiek

Auteur: Michel van Wietmarschen, ingekort

4.4.1 Inleiding

Als het vermoeden bestaat dat een bepaald terrein ernstig vervuild is met een giftige stof, dan zal er onderzoek gedaan moeten worden naar de mate van vervuiling. Hierbij zijn twee aspecten te onderscheiden:

- De concentratie (g) van de verontreiniging = gehalte = graad van vervuiling. De eenheid is %, of ppm of ppb enz..
- De verspreiding van de verontreinigingen over het terrein. Zelden zal de graad g over het hele terrein constant zijn.

Dit hoofdstuk zal voornamelijk over het tweede aspect gaan: de ruimtelijke spreiding in de variabele g. De methode die we gaan bespreken is oorspronkelijk door de Zuid-Afrikaanse mijnningenieur D.G. Krige ontwikkeld en toegepast voor het interpoleren van goudgehalten in ertslagen. Behalve in de mijnbouw wordt deze methode echter ook met succes toegepast voor het in kaart brengen van (water-)boderverontreinigingen, grondwater-stijghoogtes, verspreiding van fall-out, diktes van bodemlagen, neerslaggegevens, enz..

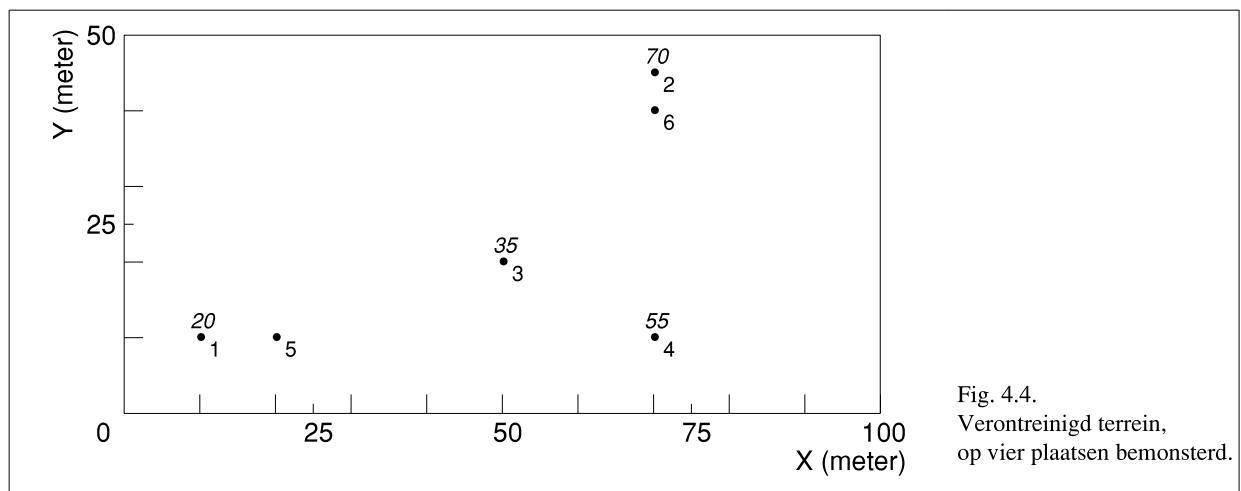


Fig. 4.4.
Verontreinigd terrein,
op vier plaatsen bemonsterd.

isolijnen

Bekijk als voorbeeld het gebied in figuur 4.4, waar op 4 plaatsen concentraties van een verontreiniging gemeten zijn.

Stel dat de streef- en interventiewaarden resp. 1 en 40 ppm zijn. Van de milieuo onderzoeker wordt gevraagd om tenminste de iso-concentratielijnen van de interventiewaarde in te tekenen. Het zal duidelijk zijn dat een betrouwbare isolijnenkaart alleen dan getekend kan worden als er op meer plaatsen monsters ('samples') genomen worden en geanalyseerd. Vaak kan men de kosten drukken en het aantal monsters beperken door schattingen te maken van waarden op plaatsen tussen de meetpunten. Zo zou je verwachten dat in figuur 4.4 de waarde op plaats 5 eerder 25 dan 65 ppm zal zijn en op plaats 6 juist andersom. De aanname die je hier maakt, is dat de g-waarden continu en gladjes op het terrein veranderen, en niet plaatselijk met enorme sprongen variëren. Het is nog maar de vraag of die aanname juist is.

4.4.2 Schatten op onbekende plaatsen

wanorde

Als de concentratiewaarden g volkomen willekeurig ('at random') over het terrein verspreid liggen, dan kun je geen enkele schatting op een onbekende plaats maken! Gevolg is dat je geen isolijnenkaart kunt maken ook al wil de opdrachtgever dit nog zo graag. Het vervelende is dat er vele prachtige computerprogramma's bestaan die zonder protest toch een isolijnenkaart produceren. Helaas(?) moet de gebruiker (jij dus) zoveel inzicht hebben dat zij/hij weet of die kaart zin of onzin is.

continuïteit

Als er wèl plaatsafhankelijkheid is, dan verschillen g -waarden van plaatsen dicht bij elkaar minder dan g -waarden van plaatsen die ver uit elkaar liggen. In zo'n geval kun je (de computer laten) schatten hoe hoog de concentraties op veel andere meetplaatsen zijn. Om de waarde op plaats 5 in figuur 4.4 te schatten, moet je dus allereerst weten of er plaatsafhankelijkheid is. Daarna ligt het voor de hand om een gewogen gemiddelde te berekenen van de g -waarden op plaatsen 1 t/m 4, met gewichten $w(i)$ die afhangen van de afstand tussen elk punt en punt 5:

$$\hat{g}_5 = w_1 \cdot g_1 + w_2 \cdot g_2 + w_3 \cdot g_3 + w_4 \cdot g_4$$

Omdat de g -waarden niet in het kwadraat of erger hierin voorkomen, noemt men dit een lineaire schatting van het gehalte op plaats 5. De som van de gewichten moet 1 zijn:

$$w_1 + w_2 + w_3 + w_4 = 1,00$$

De verdeling van de grootte van de gewichten is nu nog vrij. De simpelste keuze is om het dichtstbijzijnde punt gewicht $w = 1,00$ te geven en alle andere 0,00. Wel erg grof. Het oppervlak wordt hiervoor verdeeld in zogenaamde *Voronoi- of Thiessenpolygonen*; binnen elke polygoon telt één waarde. Zie figuur 4.5.

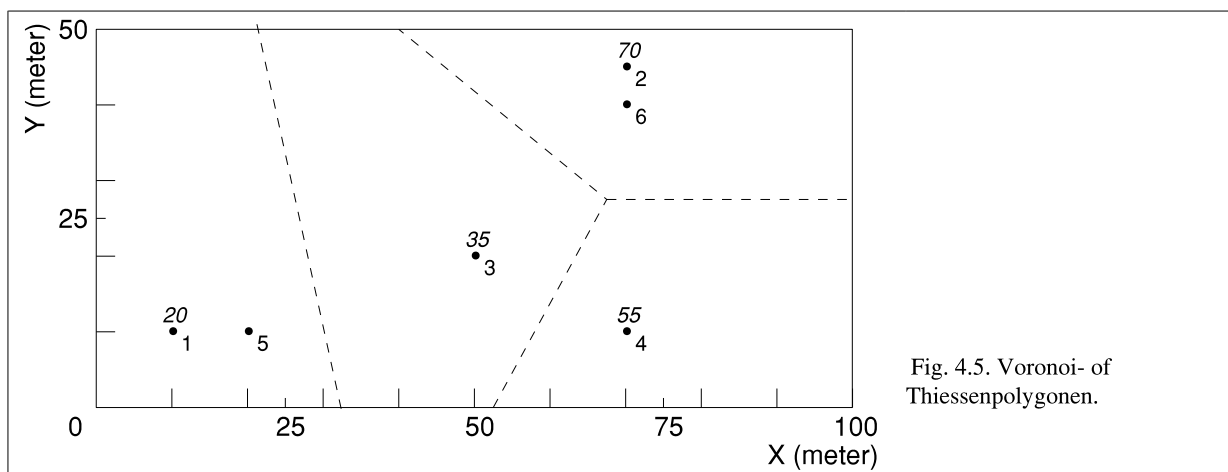


Fig. 4.5. Voronoi- of Thiessenpolygonen.

Opdracht 4.7

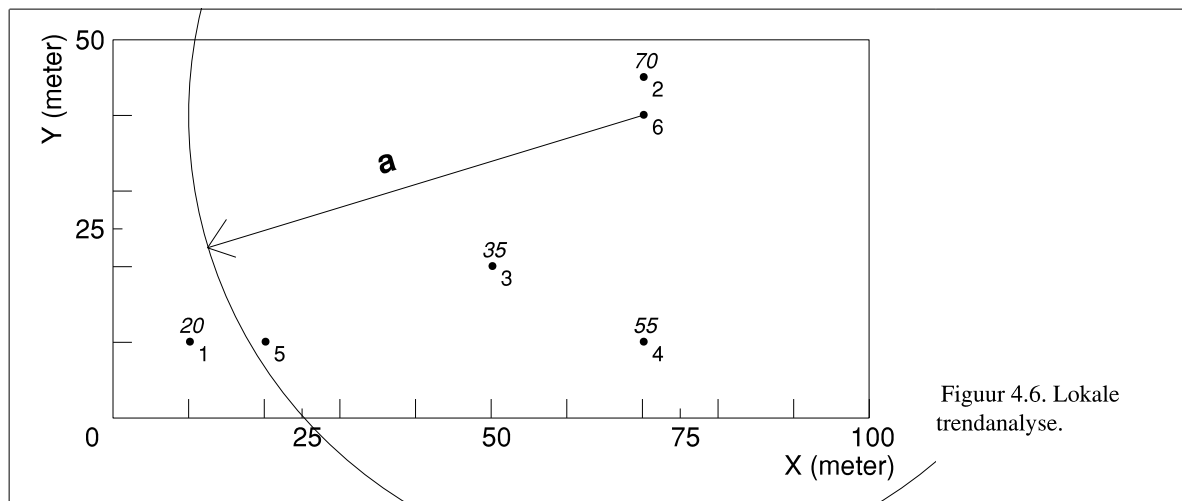
Ga na wat de schattingen voor \hat{g}_5 en \hat{g}_6 dan worden.

range

Iets beter is om binnen een bepaalde zoekstraal ('range' = a) alle meetpunten te vinden en die een gelijk gewicht te geven. Alle meetpunten binnen de zoekcirkel (ook wel domein genoemd) tellen even zwaar mee voor het schatten



van de g-waarde in het middelpunt. Ook nog grof. Dit is de zgn. lokale trendanalyse. (Zie figuur 4.6).



Opdracht 4.8

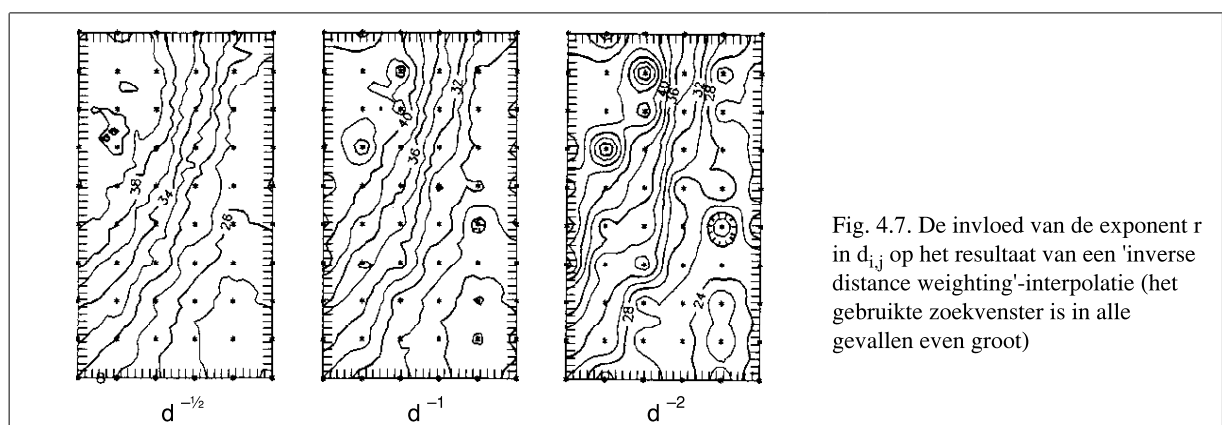
Schat \hat{g}_6 bij een keuze van $a=60$ m.

Nog beter is om alle afstanden van plaatsen 1 t/m 4 tot de gevraagde plaats 6 ($d_{1,6}$ t/m $d_{4,6}$) te berekenen en de gewichten omgekeerd evenredig te maken met d ('inverse distance weighting') of met d^2 ('inverse square distance weighting') of nog een andere macht van d .

Opdracht 4.9

Schat \hat{g}_6 op deze twee manieren. Vergelijk de uitkomsten van de vragen .4.1 t/m 3.

In figuur 4.7 zie je het resultaat van g-waardeschattingen op een rechthoekig terrein in een rasterkaart. Een computerprogramma heeft op elk rasterpunt een schatting gedaan. Hoe donkerder gearceerd, hoe hoger de g-waarde.



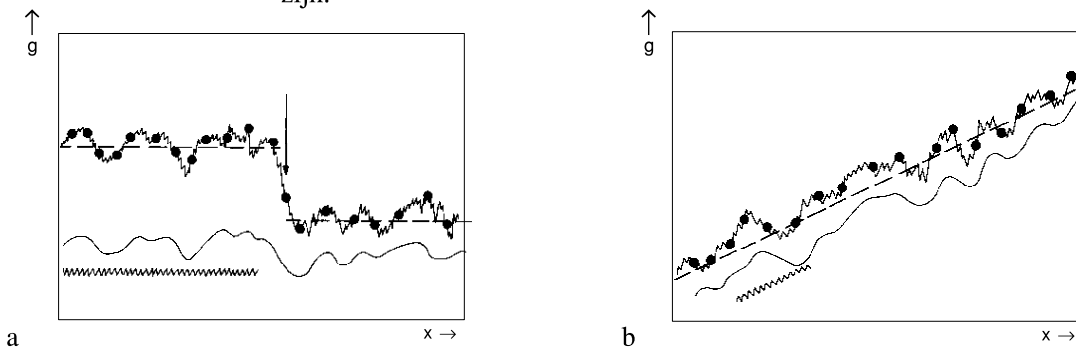
Hoe goed schattingen met deze 'weighted moving averaged' methoden zijn, is onbekend omdat je niet weet:

- hoe sterk de afhankelijkheid van de onderlinge afstand is. (om de macht van d te bepalen)
- tot hoe ver die afhankelijkheid reikt (om de grootte van de zoekstraal te bepalen)

4.4.3 Semivariogram : lokale plaatsafhankelijkheid van een variabele

raai

Als men langs een rechte lijn in een terrein (een raai of een transect, variabele x) metingen naar concentraties van een bepaalde stof uitvoert, dan kan men in veel gevallen resultaten vinden zoals boven in de figuren 4.8a of 4.8b te zien zijn.



Figuur 4.8.

----- De structurele component van z in punt x . Deze kan abrupt veranderen op een grens (a), of variëren met een constante trend (b).

~~~~~ De stochastische en ruimtelijk afhankelijke variatie  $\epsilon'(x)$ .

~~~~~ De ruimtelijk onafhankelijke, normaal verdeelde ruis- of restterm  $\epsilon''$  met gemiddelde 0 en variantie  $\sigma^2$ .

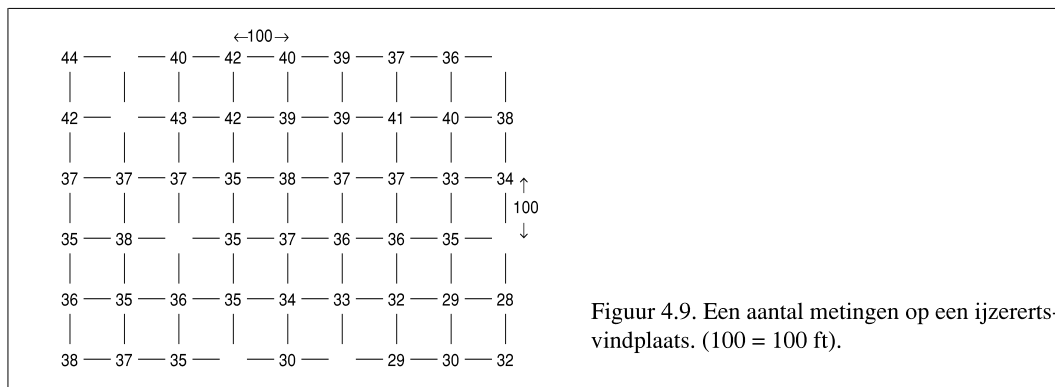
- Meetpunten.

trend

Van plaats tot plaats kan de g -waarde dus sterk variëren. Toch is het meestal mogelijk om zo'n grafiek te splitsen in 3 delen, die bij elkaar opgeteld weer de oorspronkelijke grafiek geven. Te onderscheiden zijn dan:

- een gemiddelde waarde \bar{x} die constant is in een groot deel van het terrein, soms verspringt bij herkenbare terreingrenzen (a), of die met een gestage trend toe of afneemt (b). Vaak is het met fysische of bodemkundige kennis mogelijk om een model voor zo'n trend op te zetten. Het gaat hier om een plaatsafhankelijkheid die over grote afstanden een rol speelt.
- een variabele $\epsilon'(x)$, die gemiddeld nul is, maar een lokale plaatsafhankelijkheid laat zien. Het is deze component ('regionalized variable') die met kriging ('kriging') geschat zal gaan worden.
- een variabele ϵ'' die gemiddeld nul is, en geen ruimtelijke afhankelijkheid vertoont; de ruis, die normaal verdeeld is.

voorbeeld: In een ijzererts-vindplaats zijn op roosterpunten (100 feet = 30,4 m) een aantal metingen gedaan. De waarden voor de ijzergraad van de monsters zijn op de vindplaatsen aangegeven: zie figuur 4.9.



Figuur 4.9. Een aantal metingen op een ijzererts-vindplaats. (100 = 100 ft).



We zien dat de bepalingen op sommige roosterpunten mislukt zijn. Als we verschillen tussen buurpunten berekenen, dan zijn die soms negatief, soms positief, en zeker niet constant. Het gemiddelde verschil is $m(h)$

$$m(h) = \frac{1}{n} \cdot \sum_{i=1}^n (g(x_i) - g(x_i + h))$$

lag

h is de onderlinge afstand, de 'lag'; x_i is de plaats, g is de graad en n is het aantal paren met deze lag h . Kiezen we $h = 100$ ft en zoeken we in oost-west richting, dan zijn de verschillen (te beginnen in de oorsprong links onder).....

38 - 37, 37 - 35, 4 keer niets, 29 - 30, 30 - 32, 36 - 35, 35 - 36, enz...

Als we dit tenslotte delen door het aantal paren met deze lag (36), dan komen we vast zeer dicht bij nul uit. Dus is de variabele ijzergehalte, $g(x)$, stationair. Er is geen drift of trend in de g -waarden in deze richting. Die blijkt er ook in noordwaartse richting niet te zijn.

Wordt het gemiddelde (bijna) nul, dan hoeven de meetwaarden nog niet at random in het gebied verdeeld te zijn. Om dit in te zien kijken we naar de **variantie** van de verschillen **als functie van de lag h** :

$$s_x^2 = 2 \cdot \gamma(h) = \frac{1}{n} \cdot \sum_{i=1}^n \{g(x_i) - g(x_i + h)\}^2$$

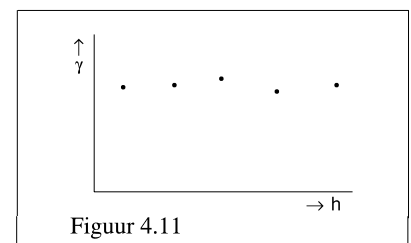
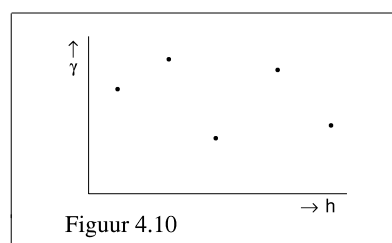
= (gemiddelde) variantie van de concentratieverschillen van n puntenparen met lag h .

semivariantie

$\gamma(h)$ noemt men de semivariantie, en is dus gelijk aan de helft van de de variantie (de faktor $\frac{1}{2}$ heeft te maken met het feit dat de variantie over paren gaat en de semivariantie per punt geteld wordt). In het algemeen komt hier geen nul uit, tenzij we op een scheepsdek staan en het ijzergehalte meten. De eenheid van de semivariantie is $(\%)^2$, of $(\text{ppm})^2$, enz.

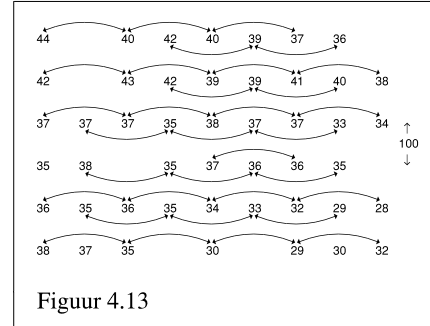
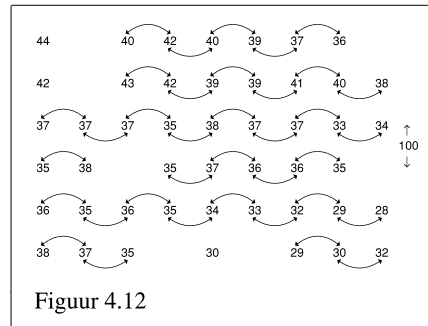
Een verschil tussen de semivariantie en de variantie van een aantal meetwaarden is dat bij de gewone variantie steeds de verschillen tussen elke meetwaarde en hun gemiddelde genomen wordt.

De semivariantie $\gamma(h)$ hangt niet in alle gevallen van h af. Als het diagram van $\gamma(h)$ tegen h er uit ziet als figuur 4.10 of figuur 4.11, dan moet de conclusie zijn dat de g -waarden zo willekeurig ('at random') in het rond liggen, dat er geen plaatsafhankelijkheid is. Zoals eerder opgemerkt is: er kunnen dan geen schattingen van waarden op onbezochte plaatsen gedaan worden; we kunnen



alleen één gemiddelde graad bepalen, \bar{g} , en de spreiding daarin, de standaarddeviatie $s_g (= \sqrt{\text{variantie}})$. Ook kunnen we een histogram van de g -waarden maken om de verdeling te kenschetsen. Overigens komt dit in de praktijk niet vaak voor.

Laten we het experimentele variogram van de situatie in figuur 4.9 bepalen. Zoek eerst alle puntenparen die oostwaarts ('easting' = evenwijdig aan de X-as) 100 ft uit elkaar liggen: figuur 4.12.



$$\gamma^*(100 \text{ ft}) = \frac{1}{2n} \cdot \sum_{i=1}^n \{g(x_i) - g(x_i + 100)\}^2$$

$$= \frac{1}{2 \times 36} \times \{(38-37)^2 + (37-35)^2 + (29-30)^2 + (30-32)^2 + (36-35)^2 + \dots\} = ??$$

Opdracht 4.10

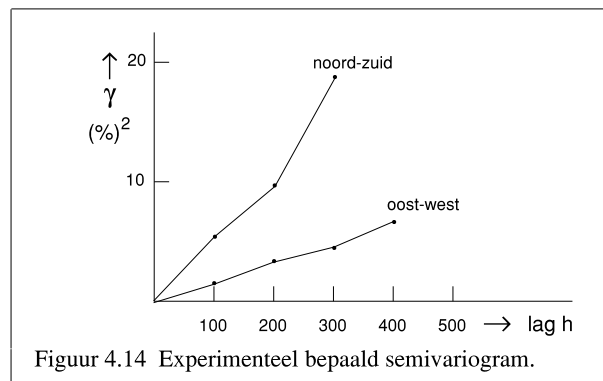
Bereken de semivariantie $\gamma^*(100)$ voor een lag van $h = 100$ feet . (De ster staat voor: bepaald uit experiment.)

Opdracht 4.11

Bereken voor punten die oostwaarts 200 ft uit elkaar liggen de semivariantie $\gamma^*(200)$. (Er zijn 33 paren, zie figuur 4.13)

Op dezelfde manier blijken $\gamma^*(300) = 4,31(\%)^2$ en $\gamma^*(400) = 6,7(\%)^2$.

Zie figuur 4.14 voor de resultaten van deze berekeningen.



Opmerkingen:

- 1 Verder dan de helft van west-oost-afstand kijken we niet, want het aantal puntenparen neemt dan sterk af, en daarmee ook de betrouwbaarheid van $\gamma^*(h)$. Punten in het diagram gaan dan flink strooien ten opzichte van de ideale lijn. Een betrouwbaar punt in het experimentele semivariogram is gebaseerd op tenminste 30 paren.
- 2 Dit voorbeeld moet niet de indruk wekken dat meetpunten op een vast rooster moeten liggen. Liggen de meetwaarden slordiger over het oppervlak verspreid, dan verdelen we (in de subroutine VARIO) de halve X-as in ± 10 gelijke stukken. Elke h-waarde wordt het midden van een klasse, net zoals bij een histogram. De computer deelt de puntenparen in in klassen. Zo is $\gamma^*(200)$ in het diagram van figuur 4.14 bepaald uit de verschillen in g-waarden van alle



puntenparen met onderlinge afstanden tussen 150 en 250 ft.

3 Er is niet voor niets alleen oostwaarts gekeken. Doe je dezelfde moeite ook noordwaarts ('northing', evenwijdig aan de Y-as), dan blijken de semivariantiewaarden anders te zijn. Alle resultaten staan in figuur 4.14. Dit verschijnsel heet anisotropie. De semivariantie is dan niet alleen afhankelijk van de onderlinge afstand, maar ook van de richting van de vector h . Door in veel richtingen (met bredere klassen) het variogram te maken, moet je de steilste en de platste vinden. Deze richtingen worden de hoofdassen van een zoek-ellips tijdens het krigen.

anisotropie

Is het logisch dat kleine h -waarden kleine γ -waarden opleveren?

Nou en of, want puntenparen dicht bij elkaar behoren bij een plaatsafhankelijke variabele meestal minder te verschillen dan puntenparen met grotere lag h .

het ideale semivariogram

Hoe zou een ideaal semivariogram er uit moeten zien?

De lijn moet in de oorsprong beginnen (waarom?), vervolgens oplopen (zie de verklaring hierboven) en tenslotte horizontaal gaan lopen bij een maximale waarde voor γ .

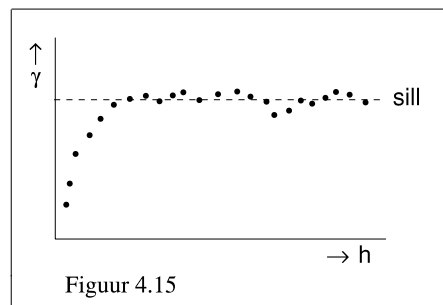
Blijft de γ -waarde oplopen met h ?

Nee, want voor grotere onderlinge afstanden zijn de waarden onafhankelijk van elkaar, en het gemiddelde van de kwadraten van de verschillen wordt dan constant (en gelijk aan de variantie s^2 van onafhankelijke waarden). De plaatsafhankelijkheid van de meetwaarden bestaat alleen binnen een cirkel met deze zoekstraal (of 'range' = a) rondom elk te schatten punt. Bij het schatten van g -waarden hoeven we dus nooit verder dan deze afstand te kijken naar andere meetpunten. Dus geeft het experimentele semivariogram hier het antwoord op één van de vragen die we al eerder stelden.

range

sill

Vorbij de range blijft de semivariantie (min of meer) gelijk aan wat men de 'sill' noemt (C = 'sill', letterlijk = drempel, in dit geval een drempel waar je niet echt overheen komt). Zie figuur 4.15.



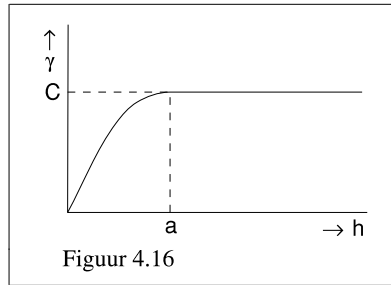
Opdracht 4.12

Je kunt nu inzien dat er in de situatie behorend bij figuur 4.11 mogelijk toch lokale plaatsafhankelijkheid is. In welk geval en wat kun je dan van de range zeggen?

4.4.4 Semivariogrammodellen

sferisch model

Een mooi voorbeeld van een semivariogram waaruit lokale afhankelijkheid van g -waarden blijkt is figuur 4.16, het sferische model: een bijna lineaire start in de oorsprong, een kromming die tenslotte overgaat in een horizontale lijn.



Als het experimentele variogram hierop lijkt, dan ga je a en C zo kiezen, dat dit model op het oog zo goed mogelijk op de punten past. (Het vinden van de range a is wat moeilijk, de theorie zegt dat een rechte lijn door de de punten met de kleinste lags op $(2/3) \times a$ de sill C bereikt. Maar met wat proberen en gokken lukt het je ook wel).

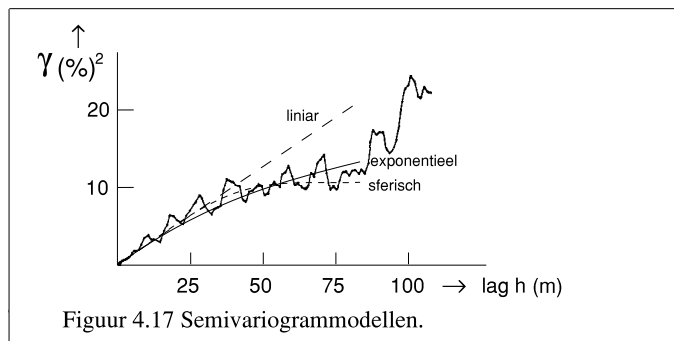
exponentieel model
Gaussisch model
lineair model

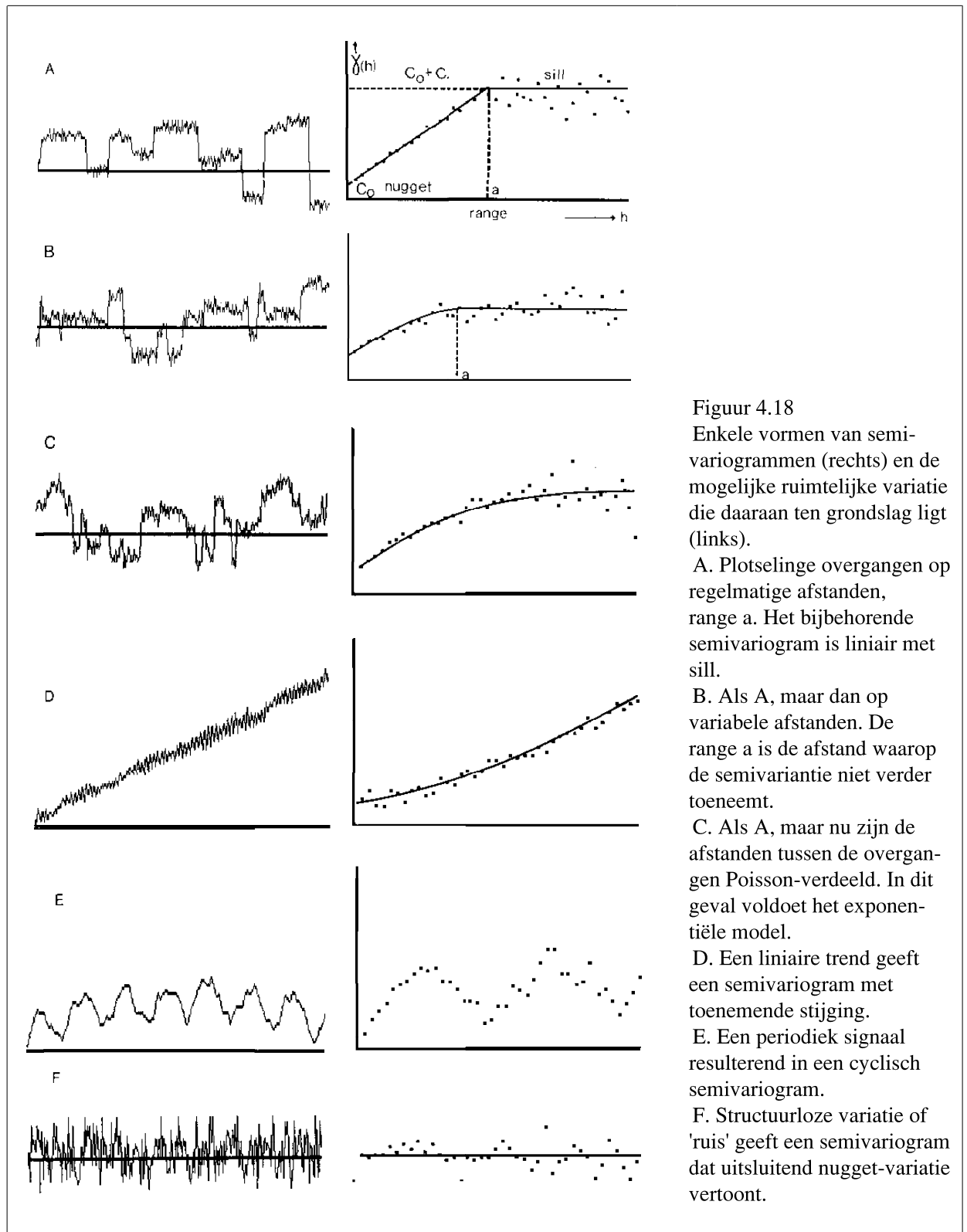
Andere wiskundige modellen passen soms beter op de punten van het experimentele variogram en verdienen dan de voorkeur:

- het exponentiële model, dat veel geleidelijker de sill bereikt
- het Gaussische model, dat horizontaal start
- het lineaire model, waarvan er 2 bestaan :
 - zonder sill, als die niet bereikt wordt binnen het onderzochte gebied
 - met sill, en tot de sill loopt de lijn lineair op (de range is tot de knik)
- Het exponentiële en het Gaussische model bereiken de sill slechts asymptotisch, hetgeen niet impliceert dat de range oneindig groot is. Kies de range daar waar 0,95·C bereikt is.
- Het lineaire model heeft geen sill, wat volgens de theorie niet kan. Misschien is de lag waarvoor de sill bereikt wordt verder weg dan er metingen gedaan zijn. Ook mogelijk is dat er een trend in de meetwaarden aanwezig is - die kan dan maar beter eerst bepaald worden en verwijderd. Een van beide is dus het geval in het anisotrope voorbeeld van figuur 4.14, waarschijnlijk het eerste.

nugget

Een aparte verklaring verdient het feit dat de modelkromme als ze op een experimenteel variogram gepast wordt heel vaak niet door de oorsprong wil gaan, maar door een semivariantie-waarde die men de nugget-variantie (= C_0) noemt. Natuurlijk behoren 2 meetwaarden afkomstig van dezelfde plaats gelijk te zijn. In de praktijk is er vaak al een kleine variantie tussen 2 punten die zeer weinig uit elkaar liggen, door de mogelijkheid dat de ene onderzoeker net een goudklompje (= 'nugget') steekt, en de andere op dezelfde plaats niet. Bedenk ook dat een monster een bepaald volume moet hebben en niet een echte puntmeting is.



**voorbeeld**

Praktijkvoorbeeld van een experimenteel bepaald semivariogram (figuur 4.17): Langs 400 m van een zilverader is per meter de dikte en het gehalte bepaald en van het product van die twee (eenheid $m \times \%$) is het semivariogram opgemaakt. Er is geen nugget-effect, wel een plaatselijke afhankelijkheid, en de sill lijkt

$C = 11 (m \times \%)^2$ te worden binnen 75 m. Echter voor grotere afstanden worden de verschillen fors groter: hier is een globale trend aanwezig. Als we echter binnen de 75 m werken, kunnen we die trend verwaarlozen. In figuur 4.17 is te zien dat een sferisch model met een range van $a = 50 \text{ m}$ ($(2/3) \cdot a = 33 \text{ m}$) en sill $C = 11 (m \times \%)^2$ goed past.

validatie

Probeert men een exponentieel model dan blijken $a = 50 \text{ m}$ en $C = 16 (m \times \%)^2$ het beste resultaat te geven. Kiezen tussen deze 2 modellen is zelfs erg moeilijk op het oog. Het GEOEAS-programma biedt de mogelijkheid om met de subroutine XVALID te beoordelen hoeveel een gekozen model waard is. XVALID schat (met de kriging-methode) elke meetwaarde uit alle omliggende meetwaarden. Vervolgens wordt het verschil tussen de geschatte (Z^*) en de gemeten (Z) waarde bekeken.

4.4.5 Kriging: het optimaal schatten van een lokaal plaatsafhankelijke variabele

Hoe kan een semivariogram, berekend uit meetwaardes van concentraties en de x en y-coördinaten van de meetplaatsen, nu gebruikt worden om meetwaarden te schatten op onbezochte plaatsen?

Om te beginnen levert het semivariogram ons de range a die aangeeft tot hoe ver meetwaarden nog correlatie hebben met de onbekende waarde op de gevraagde plaats. Bij isotropie leidt dat tot een zoekcirkel, bij anisotropie vind je 2 onderling loodrechte assen met maximale en minimale ranges a_1 en a_2 , hetgeen een zoekellips oplevert.

Op elke gevraagde plaats wordt vervolgens de bekende formule berekend:

$$\hat{g}(6) = w_1 \cdot g_1 + w_2 \cdot g_2 + w_3 \cdot g_3 + w_4 \cdot g_4 + w_5 \cdot g_5$$

voor het geval er slechts 5 punten binnen de range vallen. Kriging is dus net als de methoden genoemd in de inleiding een lineaire schattingsmethode. Ook geldt nog steeds dat de som van de gewichten precies 1,000 moet zijn.

point kriging

De hierboven besproken methode heet 'point kriging' omdat je hiermee waarden schat op plaatsen ter grootte van een punt. In de praktijk doet men vaak metingen die representatief zijn voor een bepaald minimumoppervlak of volume, of men wil juist een schatting doen van een gemiddelde waarde voor een minimumoppervlak of volume, bijvoorbeeld omdat dit de eenheid is die men efficiënt kan saneren.

block kriging

Het is dan beter om te kiezen voor 'block kriging' (in mijnbouw is de kleinste eenheid geen oppervlak, maar een blok).

Opdracht 4.13

- Geef bij het weegbreevariogram in bijlage 1 de waarden voor nugget, sill en range.
- Leg in je eigen woorden uit wat het nut is van het kennen van deze waarden.
- Welke ecologische factoren zouden verantwoordelijk zijn voor de plaatsafhankelijkheid van weegbreeplanten?

4.5 Computerpraktikum bij geostatistiek

4.5.1 Onderzoek naar de verdeling van de zelf gemeten variabele

Doel van de opdracht is de ruimtelijke verdeling van de zelf gemeten variabele in beeld te brengen. In principe kan de gebruikte methodiek ook gebruikt worden om verontreinigingen in kaart te brengen. De waarden van de zelf gemeten variabele zou je dan kunnen lezen als verontreinigingsklassen.

Onderzoeksvragen

- 1 Zijn er fouten in de dataset te vinden?
- 2 Is er samenhang te vinden tussen de grootte van de meetwaarden en de plaatsen waar ze gemeten zijn? (Waarom zou deze er zijn?)
- 3 Zou je hetzelfde beeld kunnen verkrijgen met minder monsters en met welke monsterstrategie (hoofdstuk 3) kun je deze het beste nemen?

Beschrijving van de opdracht

Opdracht 4.14

- a Het invoeren van de data.

Maak voor elke gemeten parameter een ASCII- of textbestand. Dit moet als volgt: 3 regels voor de kop, daarna alle waarnemingen onder elkaar. Bij 25×25 waarnemingen wordt dit dus:

```
25
25
Abundantie soort/milieuvariabele zelf in te vullen
A1
:
:
A25
B1
:
:
Y25
```

Geef dit bestand een naam met de extensie .BBC. Deze file is geschikt om verwerkt te worden door het programma PATROON. Zet hem op je Monstername-flop.

- b Kiezen van het werkgebied.

Start de computer op in Windows95. Ga naar F:\klad en kopieer het directory Monstername naar C: . Kopieer ook alle bestanden van je Monstername-flop hier naartoe.

- c Het genereren van datasets voor het programma SURFER.

Het programma SURFER kan pas iets doen als er een datafile is binnengehaald (in ASCII) die bestaat uit een header en records :

De header (of kop) bestaat uit:

1^{ste} regel tekst

2^{de} regel: een getal dat gelijk is aan het aantal variabelen, tenminste 3 regels met op elke regel de naam van een variabele en de eenheid waarin de getallen gelezen moeten worden; te beginnen met oostwaarts (X) in meter, noordwaarts (Y) en in onze case de abundanties of gemeten waarden van milieuvariabelen.

De records:

op elke regel één, dat zijn de X- en Y-positie en de waarde van de onderzochte variabele op die plek.

Het programma PATROON kan deze datafiles genereren. Run het programma BBCBASIC.EXE. Deze interpreter is nodig om het programma PATROON te laten lopen.

Er verschijnt een prompt:

>

Tik in -hoofdletters!- :

CH."PATROON" [enter].

Het programma PATROON vraagt nu om een filenaam. Tik de gewenste filenaam in (een .BBC bestand).

Vervolgens kun je kiezen voor een aantal opties:

- 1 Een file met gem, sd, VC en CD van een oplopende aantal monsters en een oplopend monsteroppervlak. (Dus je eigen gegevens bewerken voor opdracht 4.5 en 4.6.)
- 2 Een subset voor GeoEAS met zelf te kiezen monstergrootte en monsterstrategie.
- 3 Een plaatje (werkt niet onder DOS)
- 4 Stoppen.

Kies optie 2.

Welke monstermethode kiest u?

- 1 Regelmatig (systematisch)
- 2 Enkelvoudig aselekt
- 3 Getrapt aselekt
- 4 Unaligned random
- 5 Stoppen

Allereerst maken we een complete dataset om een plaatje van het veld te maken met SURFER. Kies hiervoor optie 1 - regelmatig, aantal monsters = het totale aantal monsters (N). Het programma suggereert als uitvoer een filenaam bestaande uit de eerste 3 letters van de invoerfile gevolgd door N, dan REG, met als extensie .DAT. Met [enter] kun je deze bevestigen of anders kies je een eigen filenaam.

- d Genereer vervolgens van de zelf gemeten variabele met het programma 'PATROON' subsets van kleinere aantallen waarnemingen m.b.v. de verschillende monsternamestrategieën (regelmatig, aselekt, getrapt aselekt, unaligned random). Doe dit door telkens $\frac{1}{2}$, $\frac{1}{4}$, $\frac{1}{8}$ en $\frac{1}{16}$ × het oorspronkelijke totale aantal monsters te nemen.

Ga uit BBCBASIC en terug naar DOS:

*bye [enter]

- e Bekijk de gegenereerde datafiles in een editor naar keuze en ga na of de structuur is zoals hierboven omschreven. Dit kun je doen door het bestand te verbinden met NOTEPAD en er vervolgens twee keer op te klikken.

Op de eerste regel van elke DAT-bestand staan telkens gemiddelde en standaardafwijking. Noteer deze.

Volgens de theorie zou de unaligned random-methode de kleinste schattingsvariantie van het gemiddelde opleveren. Dit wil zeggen dat het met deze methode berekende gemiddelde beter bepaald kan worden. Controleer of dit voor jouw variabele waar is.

Opdracht 4.15

Lever de tabel met gemiddeldes en standaardafwijkingen in en geef je conclusie over welke monsterstrategie de beste resultaten geeft.

Opdracht 4.16

Ga na hoe jouw variabele verdeeld is (regelmatig, onder- of overdispers). Waar kijk je dan naar?

Werken met SURFER.

- a Start vervolgens het geostatistische programma SURFER.
Om een beetje bekend te raken met het programma is het verstandig om een half uur Help>Contents>Tutorial>Using the Online Tutorial>Lesson 2...5 door te nemen. Hier staan ook de details over de volgende onderdelen.

POST MAP:

Kies Map>Post Map>New Classed Post Map

Hiermee maak je een plaatje van de ligging van de monsterpunten, ingedeeld in grootteklassen. Met twee muisklikken op het plaatje verschijnt een window waarin je de eigenschappen van het plaatje kunt instellen, zoals het toevoegen van een legenda.

Bekijk hoe de monsters over het terrein verspreid liggen. Is er sprake van een aaneengesloten gebied? Waar liggen de hoogste waarden? Zijn er clusters?

Bekijk vervolgens enkele subsets en bekijk hoe de monsters liggen.

- b Nu gaan we kijken of er plaatsafhankelijkheid is. Maak daartoe een experimenteel semivariogram voor alle richtingen tesamen. Dit doe je in SURFER door te kiezen Grid>Variogram>New Variogram. Kies hier weer de volledige dataset. (De modelparameters die we hieruit halen gaan we straks toepassen op de subsets.)
Verander niets aan de opties en klik op OK. Er verschijnt nu een semivariogram waar een lineair model doorheen is gefit. Dit klopt waarschijnlijk niet. Je kunt het zelf veranderen met twee muisklikken op het plaatje. Bij de properties kun je het model wijzigen door Linear te verwijderen en te kiezen voor spherical. Met autofit kan het programma iets berekenen, maar als je er niet tevreden over bent, doe het dan met de hand.
Noteer de modelparameters (Nugget, Scale en Length) - (Zie voor de betekenis hiervan bij Help>Variogram Model).
De parameters van het op het scherm zichtbare semivariogram kunnen automatisch worden toegepast op de subsets.

Opdracht 4.17

Lever het variogram met de modelparameters in.

- c Nu worden Grid-bestanden aangemaakt. Het programma voert de

interpolatiemethode Kriging uit voor schattingen van abundantie op plaatsen waar niet gemeten is.

Kies Grid>Data en selecteer de gewenste (sub)set (eerst weer de volledige dataset). Er wordt een venster geopend Scattered Data Interpolation. Ga bij de Gridding Method (die standaard op Kriging is ingesteld) naar Options en klik op Get Variogram. Je ziet nu de parameters verschijnen van het door jou gecomponeerde model. Klik nu twee maal OK en het programma gaat rekenen. Er verschijnt nu een report dat je even kunt bekijken (hier staan ook gemiddelde en standaardafwijking in) en weggooien.

Het resultaat van een krigingschatting wordt opgeslagen in een gridfile (in ASCII met de extensie '.grd').

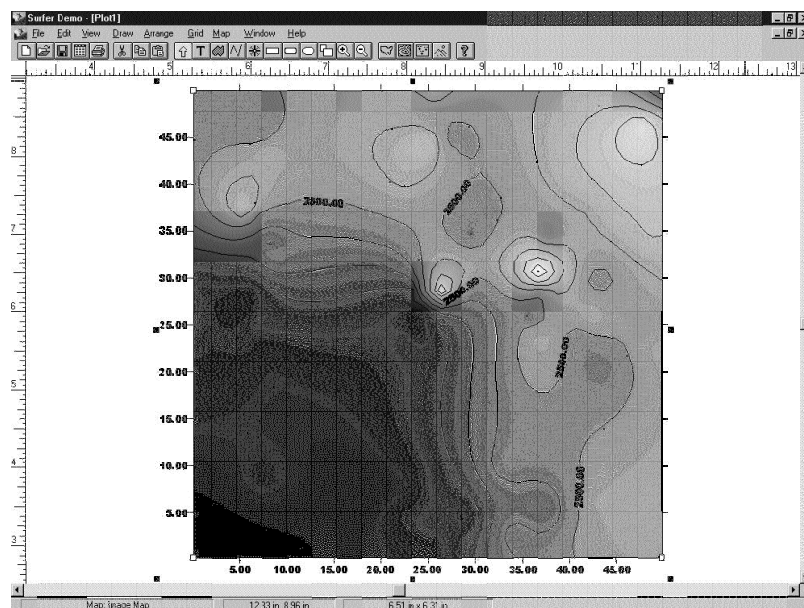
- d Ga nu naar Map en maak Contour Maps, Shaded Relief Maps of Wireframes van de totale set en van de subsets. Ga na welke van deze de oorspronkelijke dataset het best representeren.

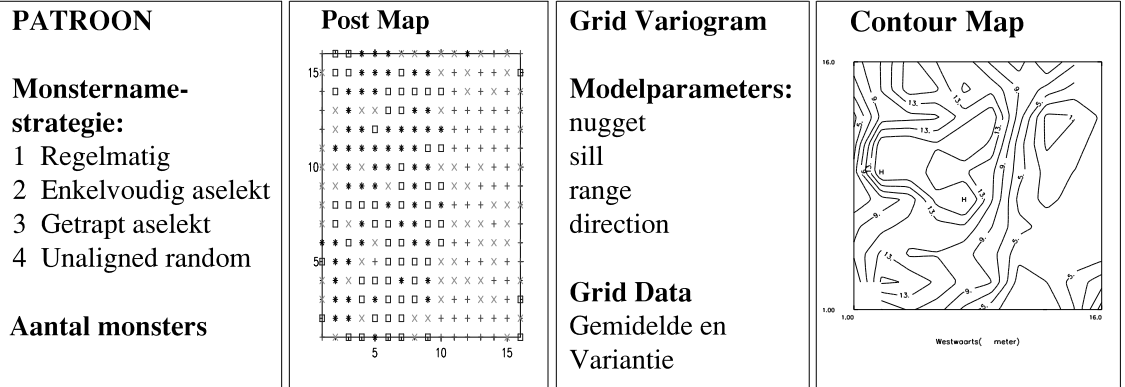
Zolang we met een demo van SURFER werken kun je de plaatjes niet knippen en plakken. Wat je wel kunt doen is met ALT+PrtSc het hele scherm naar het klembord kopiëren, en dit plaatje verder verwerken in een bitmapprogramma (PAINT, PAINTSHOP PRO, PHOTOSHOP ofzo) en/of WORD.

Pas op! Je kunt eindeloos de meest fraaie plaatjes genereren... Probeer een evenwicht te vinden tussen duidelijkheid en tijdrovende gelijkheid.

Opgacht 4.18
Presentatie van de eigen bevindingen

- a Welke monstergrootte geeft nog een aanvaardbare schatting van gemiddelde en standaardafwijking?
- b Welke monsterstrategie geeft de werkelijke situatie het best weer? (Opgacht 4.15)
- c Welke monstergrootte geeft nog een aanvaardbaar beeld van het verspreidingspatroon in het veld?
- d Hoe is jouw variabele verdeeld (regelmatig, onder- of overdispers). Waar kijk je dan naar? (Opgacht 4.16)



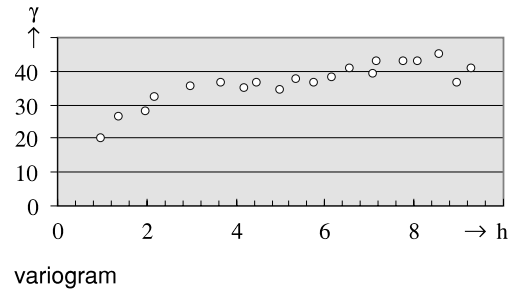
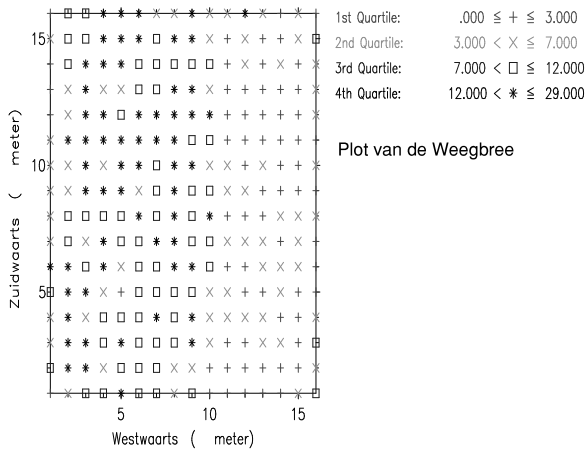


4.6 Literatuurlijst

Voor de samenstelling van dit hoofdstuk is gebruik gemaakt van:

- 1 Keeton, W.T., 1980. Biological Science, 3rd ed. Norton, New York.
- 2 Muilwijk, J., 1991. Biometrie. Cursus H4Bm. HVA, Amsterdam.
- 3 Parker, R.E., 1979. Introductory statistics for biology. Studies in biology no.43. Edward Arnold, London.
- 4 Wietmarschen, Michel van, 1993. Geostatistiek. Onderdeel van Milieubeheer cluster 2 : Verstoring (modulenummer 2330) & Onderdeel van Research Techniques, GIS, Geostatistics & Hydrological Models of the Masters of Science Course of Land & Water Management. IAHLarenstein, Velp.
- 5 EPA, 1991. GEO-EAS 1.2.1. User's guide. Environmental Monitoring Systems Laboratory, Las Vegas, VS.
- 6 Jongman, R.H.G, C.J. ter Braak, en O.F.R. van Tongeren, 1987. Data analyses and landscape ecology. Pudoc, Wageningen.
- 7 Pannatier, Y., 1996. Variowin - Software for Spatial Data Analysis in 2D. Springer, New York.

Bijlage 1 Enkele gegevens over de verspreiding van weegbree in het grote gazon bij Larenstein, 1996.



weegbree

Gemiddelde

| Oppervlak | Aantal monsters | | | | | |
|-----------|-----------------|--------|--------|--------|--------|--------|
| | 2 | 4 | 8 | 16 | 32 | 64 |
| 1 x 1 | 3.5 | 9.0 | 7.1 | 8.1 | 7.9 | 7.3 |
| 2 x 2 | 47.5 | 33.7 | 37.3 | 43.0 | 32.6 | 38.3 |
| 3 x 3 | 136.5 | 104.5 | 78.7 | 80.4 | 86.1 | 85.6 |
| 5 x 5 | 310.5 | 176.7 | 236.8 | 274.9 | 276.6 | 231.3 |
| 7 x 7 | 642.5 | 631.7 | 505.7 | 531.6 | 513.0 | 525.5 |
| 9 x 9 | 926.0 | 800.5 | 871.5 | 908.7 | 871.2 | 871.9 |
| 12 x 12 | 1335.0 | 1427.7 | 1312.6 | 1355.5 | 1390.6 | 1392.2 |

Variatiecoëfficiënt

| Oppervlak | Aantal monsters | | | | | |
|-----------|-----------------|------|------|------|------|-----|
| | 2 | 4 | 8 | 16 | 32 | 64 |
| 1 x 1 | 14.2 | 45.1 | 22.1 | 20.5 | 15.1 | 9.3 |
| 2 x 2 | 5.2 | 32.7 | 10.4 | 13.0 | 10.6 | 6.2 |
| 3 x 3 | 1.0 | 10.6 | 22.5 | 12.6 | 7.8 | 6.9 |
| 5 x 5 | 13.3 | 34.1 | 13.1 | 7.4 | 5.6 | 5.5 |
| 7 x 7 | 15.7 | 8.7 | 11.1 | 7.5 | 4.7 | 3.0 |
| 9 x 9 | 9.7 | 12.9 | 5.6 | 3.4 | 3.1 | 2.2 |
| 12 x 12 | 6.6 | 3.6 | 2.7 | 2.3 | 1.5 | 1.0 |

Standaardafwijking

| Oppervlak | Aantal monsters | | | | | |
|-----------|-----------------|-------|-------|-------|-------|-------|
| | 2 | 4 | 8 | 16 | 32 | 64 |
| 1 x 1 | 0.7 | 8.1 | 4.4 | 6.6 | 6.8 | 5.4 |
| 2 x 2 | 3.5 | 22.1 | 11.0 | 22.3 | 19.6 | 19.3 |
| 3 x 3 | 2.1 | 22.2 | 50.2 | 40.5 | 38.4 | 47.8 |
| 5 x 5 | 58.6 | 120.6 | 87.9 | 82.2 | 88.3 | 102.7 |
| 7 x 7 | 143.5 | 110.1 | 159.4 | 160.2 | 139.1 | 128.4 |
| 9 x 9 | 127.2 | 207.4 | 140.0 | 125.0 | 153.8 | 155.4 |
| 12 x 12 | 125.8 | 104.1 | 101.1 | 126.3 | 121.0 | 115.3 |

Dispersiecoëfficiënt

| Oppervlak | Aantal monsters | | | | | |
|-----------|-----------------|------|------|------|------|------|
| | 2 | 4 | 8 | 16 | 32 | 64 |
| 1 x 1 | 0.1 | 7.3 | 2.7 | 5.4 | 5.8 | 4.0 |
| 2 x 2 | 0.2 | 14.4 | 3.2 | 11.6 | 11.7 | 9.7 |
| 3 x 3 | 0.0 | 4.7 | 32.0 | 20.4 | 17.1 | 26.6 |
| 5 x 5 | 11.0 | 82.3 | 32.6 | 24.5 | 28.2 | 45.6 |
| 7 x 7 | 32.0 | 19.1 | 50.2 | 48.3 | 37.7 | 31.4 |
| 9 x 9 | 17.4 | 53.7 | 22.5 | 17.1 | 27.1 | 27.7 |
| 12 x 12 | 11.8 | 7.5 | 7.7 | 11.7 | 10.5 | 9.5 |



GEOEAS

Een bruikbaar middel is het publicdomain programma 'GEOEAS', (spreek uit als "dzjieooiez"), dat statistische technieken toepast op een dataset die gegevens over plaatsen en meetwaarden bevat.

Korte beschrijving van 'GEOEAS'.

Dit programma bestaat uit 14 subroutines, die als executable files in de directory staan. Het hoofdmenu is de file 'geoeas.exe'.

GEOEAS

levert je dus het hoofdmenu van de 13 andere subroutines.

DATAPREP en TRANS

zijn beide in staat om een datafile te wijzigen

STATI

berekent en tekent allerlei (univariate) statistiek voor één variabele.

PREVAR en VARIO

maken samen een experimenteel en een modelsemivariogram.

KRIGE

voert de interpolatieschattingen uit voor een variabele waar een modelsemi-variogram van bekend is en schrijft de resultaten naar een gridfile.

CONREC

maakt een eenvoudige isolijnenkaart van je variabele uit de gridfile.

SCATTER en XYGRAPH

kunnen grafieken maken waarin twee variabelen tegen elkaar uitgezet kunnen worden (bivariate statistiek). Je kunt zo de correlatie tussen 2 variabelen in je dataset zien, maar ook schattingen vergelijken in een gridfile.

XVALID

bekijkt hoe valide je krigingschattingen zijn door ze te vergelijken met je data.

POSTPLOT

geeft een bovenaanzicht van plaatsen waar je variabele is bepaald en van het kwartiel waarin de waarde is.

VIEW

laat een plaatje op het scherm zien van een metacodefile.

HPPLOT

verandert een metacodefile in een HPGL-plotfile met de extensie '.plt', zodat het plaatje in Word(Perfect) binnengehaald kan worden.

Uit de bespreking van de verschillende filetypeen wordt meer duidelijk over de structuur van GEOEAS. Het programma kan pas iets doen als er een datafile is binnengehaald (in ASCII) die bestaat uit een header en records :

De header (of kop) bestaat uit:

1^{ste} regel tekst

2^{de} regel: een getal dat gelijk is aan het aantal variabelen,

tenminste 3 regels met op elke regel de naam van een variabele en de eenheid waarin de getallen gelezen moeten worden; te beginnen met oostwaarts (X) in meter, noordwaarts (Y) en in onze case de abundanties of gemeten waarden van milieuvariabelen.

De records:

op elke regel één, dat zijn de X- en Y-positie en de waarde van de onderzochte variabele op die plek.

Het programma PATROON kan deze datafiles genereren.

5 De apparatuur

5.1 Inleiding

Een milieukundig (bodem)onderzoeker moet in staat zijn de verschillende componenten van het grond/water/bodemplucht systeem te bemonsteren. Zijn activiteiten bestaan uit :

- grondmonsters nemen
- gaten boren, zowel in harde en grindhoudende, als in slappe en natte gronden
- grondwaterstroomrichting en snelheid bepalen
- filterbuizen (= peilbuizen) plaatsen
- waterstanden meten
- drijfslagen detecteren
- filterbuizen schoonpompen
- zuurgraad, elektrisch geleidingsvermogen en temperatuur van het grondwater bepalen
- grond- en oppervlaktewatermonsters nemen
- watermonsters in-line filtreren
- onder water ongestoorde monsters van grond of slib nemen
- zichzelf beschermen tegen de gevaren van de stoffen waarmee hij in contact komt of kan komen.

Afhankelijk van het doel van de bemonstering zal men een keuze moeten maken uit bovenstaande activiteiten. Meestal zal de keuze direct af te leiden zijn uit de onderzoeksomschrijving. Wanneer onderzocht moet worden of een bepaalde stof in het bodemsysteem aanwezig is zal de keuze van het monster-type afhangen van de fysische eigenschappen van de te analyseren stof. In dit verband is de verdeling van de stof over vaste-, vloeibare- en gasfase van belang. Dit speelt vooral wanneer concentraties in een bepaalde fase te laag zijn voor een nauwkeurige analyse, terwijl de stof in een andere fase hiervoor wel in voldoende mate aanwezig is. Met behulp van speciatieberekeningen (species = verschijningsvorm = ionsoort) kan dan vaak informatie over de concentraties van de stof in de andere fasen verkregen worden. Op deze vaak zeer complexe chemische berekeningen zal hier niet worden ingegaan.

Iedere bemonstering stelt zijn eigen eisen t.a.v de bemonsteringsapparatuur, voorbehandeling en conservering. In dit hoofdstuk zal worden ingegaan op de meest voorkomende bemonsteringsapparatuur.

5.2 Grond

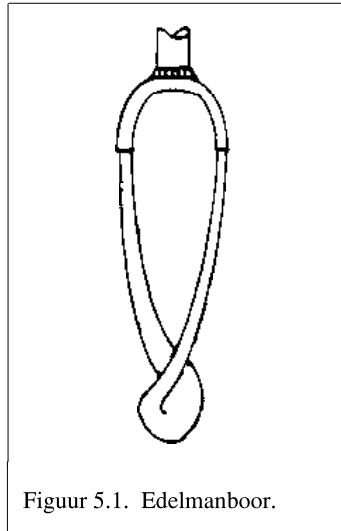
5.2.1 Bemonsteringsapparatuur

Voor het nemen van grondmonsters wordt meestal gebruik gemaakt van eenvoudige handboorapparaten. Een nadeel van deze apparaten kan zijn dat de oorspronkelijke structuur verstoord wordt. Wil men ongestoorde grondkolommen hebben dan moet men gebruik maken van speciale hydraulische steekapparatuur.

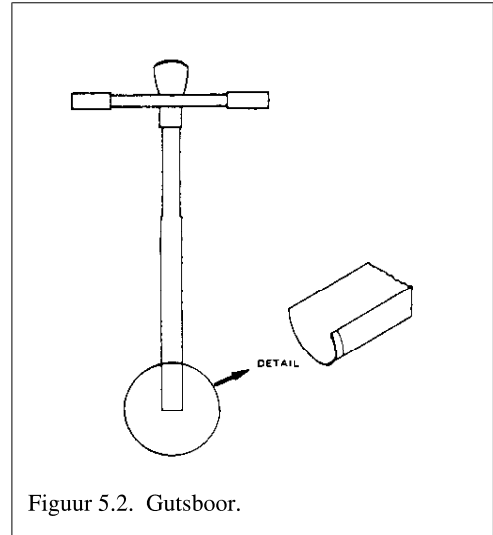
De meest gebruikte boren zijn de Edelmanboor en de guts- of steekboor.

Edelmanboor

De ééndelige Edelmanboor (boor met een punt in het midden, zie figuur 1) heeft een werkzame lengte van 120 cm. Er zijn ook meerdelige boren met verlengstukken, waarmee een lengte van enkele meters bereikt kan worden. Per boring wordt ca. 10 cm grond naar boven gehaald. De Edelmanboor wordt gebruikt voor het nemen van grondmonsters in bijna alle grondsoorten (zand, klei, leem, veen, enz) en zijn verkrijgbaar in diameters van 4 tot 20 cm.



Figuur 5.1. Edelmanboor.



Figuur 5.2. Gutsboor.

Een nadeel van dit type boren is dat de grond van de wand van het boorgat in de boor terecht kan komen.

guts- of steekboor

De guts- of steekboor heeft dit nadeel niet (figuur 5.2). Deze boor bestaat uit een half open buis (guts) waarmee een cilindrische grondkolom naar boven wordt gehaald. Ééndelige gutsboren worden gebruikt voor het nemen van vrijwel ongeroerde monsters tot een diepte van 1 meter. Hierdoor zijn deze boren zeer geschikt voor profielonderzoek bijvoorbeeld ten behoeve van bodemkartering en bodemgeschiktheidsbeoordeling.

Met de tweedelige, verlengbare gutsboren kan een bemonsteringsdiepte van ca. 5 meter bereikt worden. Gutsboren worden vervaardigd in 7 verschillende diameters en 4 verschillende werkzame lengtes. De belangrijkste beperkingen die gutsen kennen is dat er veel kracht nodig is om ze in het te bemonsteren materiaal te dringen.

ramguts

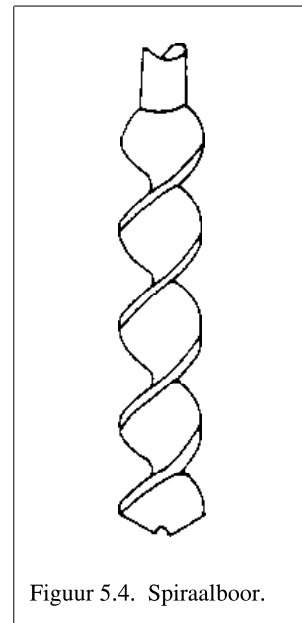
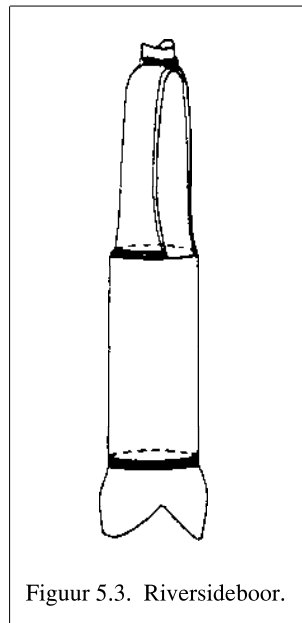
Om dit bezwaar te ondervangen is de gutsboor ook verkrijgbaar in een uitvoering met een slagkop, die in combinatie met een terugslagloze hamer gebruikt kan worden in moeilijk doordringbare gronden. Deze ramguts is echter niet geschikt voor grond zonder poriën.

riversideboor

De riversideboor (busvorm met twee snijdende uitstaande wangen, figuur 5.3) is zeer geschikt voor het bemonsteren van stug en hard materiaal met sterk uiteenlopende korrelgroottes, zowel onder als boven de grondwaterspiegel. Deze boor heeft weinig last van grind en puin. De diameter ligt tussen 5 en 14 cm.

grindboor

Bij zeer sterk grindhoudende lagen moet men gebruik maken van een grindboor.

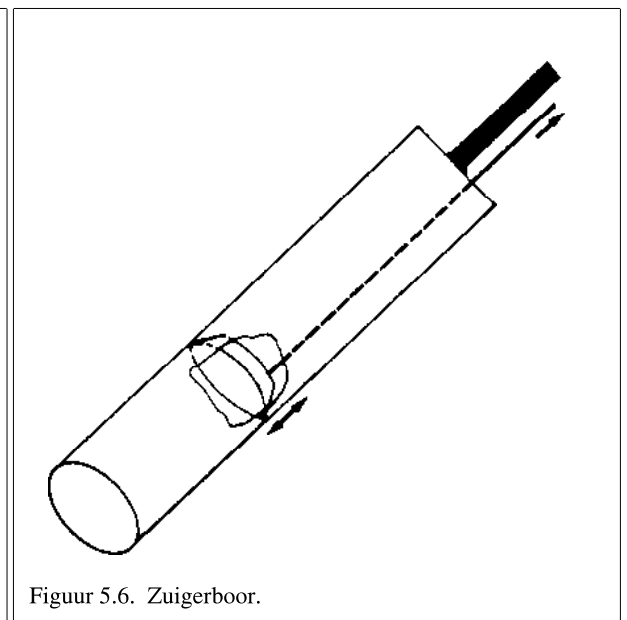
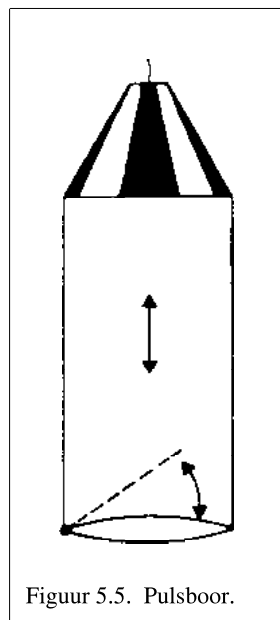


spiraalboor

De spiraalboor vereist veel trekkracht aangezien hij zich in de grond draait. Met deze boor kan men wel goed stenen loswrikken en omhoog halen. Het gebruik van spiraalboren beperkt zich veelal tot het doorboren van zeer harde lagen.

pulsboor

De pulsboor is zo geconstrueerd dat een klepje (zie figuur 5.5) open gaat als de pulsboor naar beneden wordt geduwd (de te bemonsteren grond in) en zich sluit als het monster wordt opgehaald. Hij is uitermate geschikt voor het plaatsen van peilbuizen, vooral in niet-samenhangende grond (bijvoorbeeld zandgrond onder de waterspiegel).



zuigerboor

De zuigerboor (figuur 5.6) wordt vooral gebruikt in zandgronden omdat dit materiaal bij andere boorsystemen vrijwel altijd uit de boor valt. Bij de zuigerboor wordt het monster bij het omhoogbrengen door middel van onderdruk in een buis vastgehouden.

steekbus

Bij de steekbus komt het monster in een volledig gesloten buis. Hierdoor wordt de in een keer te steken lengte sterk beperkt (40 cm is al veel). Het lossen van het monster is lastig en bovendien ziet men niet meteen het resultaat van de bemonstering.

folie sampler

Om aan dit nadeel tegemoet te komen is de folie sampler (figuur 5.7) ontwikkeld. Hierbij komt het monster in de steekbus terecht in een plastic folie. Door de transparante folie is de profielopbouw van het gestoken monster goed te zien. Voordeel van de steekbus is dat de monsters direct in de steekbus naar het lab kunnen gaan. Steekbussen zijn zo gemaakt dat lucht of water, dat opgesloten raakt tijdens het steken, via een ventiel kan ontwijken. Ditzelfde ventiel zorgt ervoor dat er een vacuum ontstaat bij het weer omhoog trekken van het apparaat.



Figuur 5.7. Foliesampler.

Bij de keuze voor een van de genoemde boorsystemen is een aantal aspecten van belang :

- grondsoort (geologische gesteldheid)
- bodemgelaagdheid en grondwaterniveau
- gewenste diepte
- gewenste boorgatdiameter
- aanwezigheid van puin/grind
- geroerd/ongeroerd monster
- aëroob/anaëroob monster
- eigenschappen van de te onderzoeken chemische stoffen
- kosten (apparatuur en tijd)
- bereikbaarheid en gebruik van het onderzoeksterrein

In nevenstaande tabellen, overgenomen uit de VPR, wordt een overzicht gegeven van deze aspecten voor de verschillende boorsystemen.

De monsterneming van grond wordt beschreven in de volgende normen :

- NPR 5741: Bodem-Boorsystemen en monsternemingstoestellen voor grond, sediment en grondwater;
- NEN 5742: Bodem-Monsterneming van grond en sediment ten behoeve van de bepaling van metalen, anorganische verbindingen, matig-vluchtige organische verbindingen en fysisch-chemische bodemkenmerken;
- NEN 5743: Bodem-Monsterneming van grond en sediment ten behoeve van de bepaling van vluchtige verbindingen.

5.2.2 Het plaatsen van peilbuizen

Meestal wordt op (vermeende) verontreinigde locaties niet alleen de bodem bemonsterd, maar ook het *grondwater*. Uit het onderzoek van het grondwater moet blijken of een vervuiling al dan niet vloeibaar of opgelost en dus mobiel is.

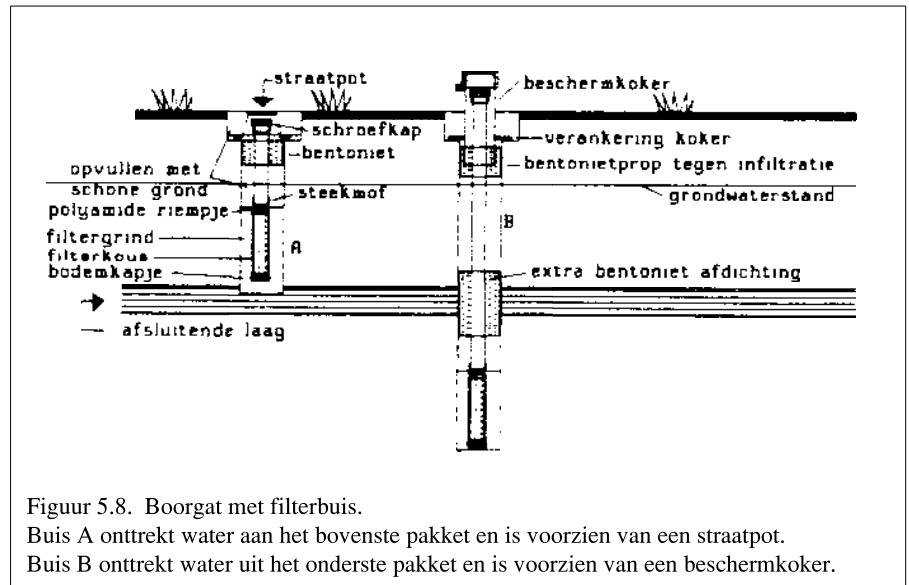
De grondmonsternaming wordt meestal met behulp van een eenvoudige schone grondboor, wegwerphandschoentjes en monsterpotten uitgevoerd.

Het grondwater wordt echter 1000x gevoeliger onderzocht, omdat de concentraties (door verdunning) vaak erg laag zijn. Door deze lage concentraties kunnen gemakkelijk fouten gemaakt worden tijdens de monsternaming. Door gebruik te maken van de juiste apparatuur en procedures wordt de kans op dergelijke fouten tot een minimum gereduceerd. Bovendien moet door éénmalig gebruik van bemonsteringsapparatuur de mogelijkheid van kruisbesmetting uitgesloten worden.

Om bij het grondwater te komen moet er natuurlijk eerst een gat geboord worden. Bij het grondboren worden dus drie doelen nagestreefd:

- vergaren van grondmonsters
- plaatsen van de filterbuis (= peilbuis)
- beschrijven van het bodemprofiel

Tijdens een boring met filterbuisplaatsing kan op doeltreffende wijze het een met het ander worden gecombineerd. Peilbuizen, die in een boorgat worden geplaatst, zijn meestal gemaakt van hard-PVC of hogedichtheidpolyethyleen (HDPE). In de buis is een perforatie of filter aangebracht over een klein of groot gedeelte van de buis, afhankelijk van het gestelde doel. Afhankelijk van de diameter van het boorgat kunnen er verscheidene buizen in geplaatst worden, zodat op meer dan een diepte bemonsterd kan worden. De inwendige diameter van de buizen die geplaatst worden varieert tussen 25 en 110 mm. Hoe groter de diameter van de peilbuis, hoe groter en zwaarder de apparatuur die nodig is om de peilbuis te plaatsen en door te pompen. Meestal wordt gekozen voor een peilbuis die inwendig minimaal 41 mm is, aangezien dan met verschillende soorten pompompen schoongepompt en bemonsterd kan worden. In PVC zit ongeveer 2% toeslagstof (lood, zink of tin), waarvan restanten zich op de binnen- en buitenwand van de buis kunnen bevinden. Dit kan verwijderd worden met aangezuurd water. Vetachtige verontreinigingen kunnen verwijderd worden met spoelalcohol. De buizen moeten altijd worden nagespoeld met schoon water. HDPE bevat geen toeslagstoffen. Heeft men twijfels over de bestendigheid van de te plaatsen peilbuizen dan moet men het gebruik van (het duurdere, maar zeer inerte) teflon overwegen. Ook het gebruik van roestvrij staal is een mogelijkheid, maar steekt prijstechnisch en qua toepasbaarheid voor het grondwateronderzoek ongunstig af ten opzichte van teflon.



Voor het plaatsen van een filterbuis wordt eerst een putje gegraven van ca. $30 \times 30 \times 30 \text{ cm}^3$. Als de ondergrond uit goed samenhangend materiaal bestaat, dan wordt in het midden van het putje een gat geboord met een diameter van 7 cm tot de gewenste diepte. Is het een erg slecht doorlatende grond (klei), dan wordt een gat geboord met een diameter van 10 cm. Mits een goede grindomstorting wordt aangebracht kan zo een 2x zo hoog debiet verwacht worden. Nadat het gat tot de gewenste diepte geboord is wordt de geperforeerde buis aan de blinde buis geschoven en goed vastgemaakt. Dan wordt een stuk filterkous aangebracht (met een polyamide riempje vastsjorren) en wordt de filterbuis in het boorgat gebracht. Bij bepaalde gronden kan de filterkous beter niet worden gebruikt, daar slibdeeltjes de kous kunnen doen dichtslaan. Daarna wordt speciaal filtergrind in het boorgat gestort tot het filter volledig ingebed is. Vervolgens wordt een laagje absoluut schoon zand op het filtergrind aangebracht. Daarbovenop komt een laag van 50 cm zwelklei (bentoniet). Het boorgat wordt verder opgevuld met grond. Bijna bovenin wordt weer een laag zwelklei aangebracht om te verhinderen dat regenwater via de losgeboorde grond het filter kan bereiken en om kwel tegen te gaan. Om te voorkomen dat de bentoniet de grond uit zwelt, wordt de straatpot de bovenste 30 à 40 cm ingebed in gewone grond. Met een schroefdop wordt de buis zelf afgesloten. Een ontluichtingsgaatje in de dop zorgt er voor dat de waterspiegel in de buis vrij kan fluctueren. Het is ook mogelijk de buis af te werken met een boven de grond uitstekende beschermkoker.

Moet een filterbuis geplaatst worden in niet-samenhangende grond, dan moet gebruik gemaakt worden van een pulsboor in een boorbuis met voorloper. De boorbuis zorgt er voor dat er geen zand van de zijkant het boorgat inloopt.

5.2.3 Verpakken, transporteren en conserveren

Voor de analyse in het laboratorium is het nodig dat de genomen monsters op de juiste manier verpakt en naar het lab getransporteerd worden. Het verpakken dient zodanig te gebeuren dat tijdens het transport en opslag geen verliezen optreden of verontreinigingen worden toegevoegd.

Ook kan het nodig zijn het monster te conserveren, dat wil zeggen een

behandeling toe te passen met als doel de samenstelling van het monster constant te houden. Dit is met name het geval bij de bepaling van vluchtige en/of oxideerbare verbindingen. Om fouten te vermijden zijn ook hiervoor weer richtlijnen gemaakt. Onderstaande tabellen zijn overgenomen uit de VPR '85.

{ 56 en 57 VPR }

Uit de tabellen blijkt dat glas het meest gebruikte verpakkingsmateriaal is, alleen voor fluoride is dit ongeschikt omdat HF een etsende werking heeft op glas. Monsters dienen, om bio- en fotochemische processen te vertragen, gekoeld en donker te worden bewaard. Dit gebeurt meestal in een koelbox of koelkastje. Om gedurende het transport verpoedering van de monsters door langs elkaar schuren van minerale deeltjes te voorkomen, moet de verpakking geheel gevuld zijn. Contaminatie of verlies door uitwisseling met het verpakkingsmateriaal is voor grond nauwelijks van belang. Monsters uit de verzadigde zône, waarin oxydatieprocessen na de bemonstering ongewenst zijn, moeten luchtdicht worden afgesloten. Hiertoe moet de verpakking volledig gevuld worden met grond en de nog aanwezige lucht moet verdreven worden met grondwater.

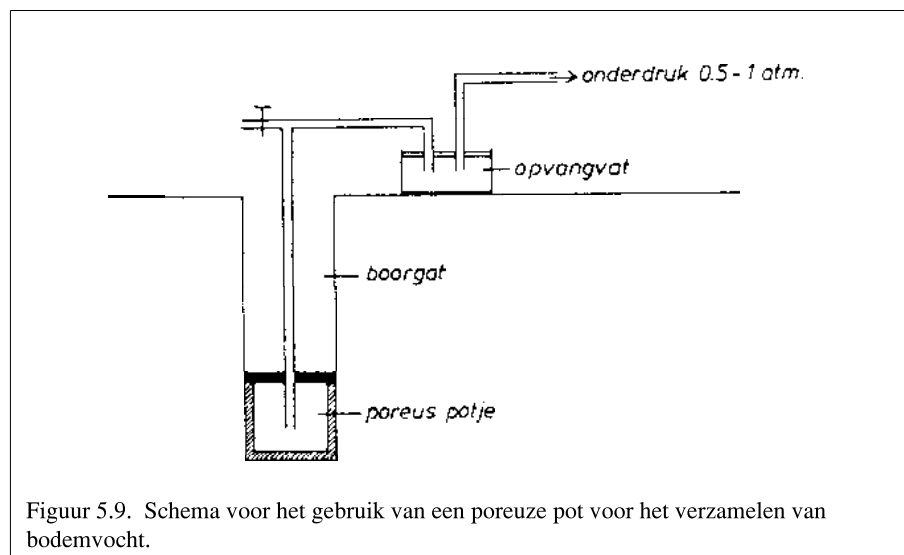
Uiteraard moeten alle monsters een etiket bevatten met daarop:

- het monsternummer
- naam van diegene die het monster heeft genomen
- datum en tijd van de monstername
- eventuele waarschuwingen betreffende de inhoud.

5.3 Bodemvocht

5.3.1 Bemonsteringsapparatuur

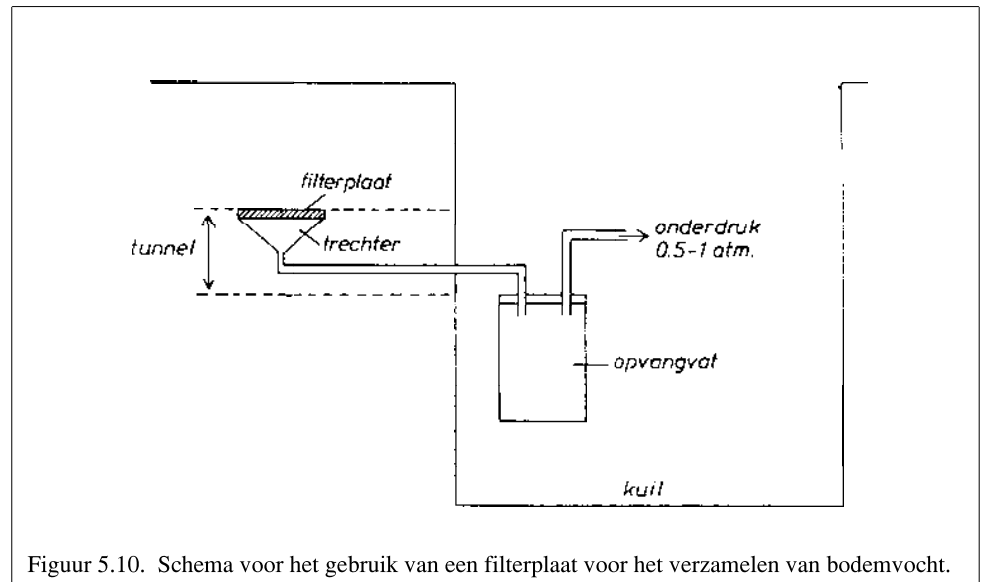
Het verzamelen van bodemvocht uit de veldvochtige grond kan in het laboratorium plaatsvinden, met behulp van verschillende scheidingsmethoden, zoals afzuigen, persen, verdringen of centrifugeren. De nadelen hiervan zijn dat de hoeveelheid vocht die hiermee verkregen wordt erg klein is en dat de toegepaste scheidingsmethode invloed kan hebben op de samenstelling van het bodemvocht. Daarom wordt het bodemvocht meestal ter plaatse in het veld verzameld.



Figuur 5.9. Schema voor het gebruik van een poreuze pot voor het verzamelen van bodemvocht.

De bemonstering vindt plaats met behulp van poreuze keramische membranen waarop een onderdruk van 0,5-1 atmosfeer wordt aangebracht (figuur 5.9). Deze membranen kunnen in iedere gewenste vorm worden geleverd, zoals

platen, potjes en buizen. Het potje wordt in de grond in een boorgat op de gewenste diepte gebracht. Na plaatsing wordt het boorgat weer opgevuld met grond en wordt een onderdruk in het potje aangebracht. Deze opstelling kan ook gebruikt worden om de vochtspanning in de bodem te meten. Een nadeel van deze methode is dat door de gevolgde methode van plaatsing het bodemprofiel boven het potje verstoord is en daardoor ook de waterbeweging. Dit kan vermeden worden met de opstelling volgens onderstaande tekening.



Figuur 5.10. Schema voor het gebruik van een filterplaat voor het verzamelen van bodemvocht.

In de praktijk blijkt het moeilijk te zijn met de genoemde bemonsteringsmethoden representatieve vochtmonsters te nemen, zowel wat betreft de hoeveelheid vocht als de chemische samenstelling van het verzamelde vocht.

5.3.2 Verpakken, transporteren en conserveren

Uit de tabel in §5.2.3 blijkt dat de vochtmonsters voor de meeste analyses gefiltreerd moeten worden over een membraanfilter van $0,45\ \mu\text{m}$ poriëngrootte (= standaardfilter voor wateranalyses). Water, met de daarin opgeloste verontreinigingen, kan zich makkelijk verspreiden en op die manier grote gebieden besmetten. De stroomsnelheid van dit water is echter zo laag dat slibdeeltjes, hoe klein ook, niet meestromen. Dit betekent dat water voor wateronderzoek absoluut vrij moet zijn van slibdeeltjes, omdat sterk aan slib geadsorbeerde verontreinigingen zich niet verplaatsen en dus geen bedreiging vormen voor bijvoorbeeld een drinkwaterbron. Alleen als het slib niet verstoring vormt op de uiteindelijke analyseresultaten mag het getolereerd worden in watermonsters.

Gezien de vaak zeer lage concentraties van de te bepalen stoffen is een juiste opslag heel belangrijk. De juiste voorbehandeling en conservering gebeurt in het laboratorium. Daarom is snel transport (binnen 24 uur) naar het laboratorium noodzakelijk.

5.4 Grondwater

5.4.1 Bemonsteringsapparatuur

Grondwatermonsters worden genomen met behulp van een peilbuis (zie § 5.2.2.). Direct na het plaatsen van de peilbuis moet deze schoongepompt worden. Alvorens te gaan schoonpompen moet de peilbuis eerst onderzocht worden op het voorkomen van drijfslagen (een niet met water mengbare vloeistoflaag die een lagere dichtheid heeft dan water en dus op het grondwater drijft) of eventuele onderlagen (idem, maar nu met een hogere dichtheid dan water). Dit kan eenvoudig gebeuren met behulp van een vloeistoflagenmonster-nemer, een ca. 90 cm lange transparante teflon en roestvast stalen monster-nemer waarmee de laagdikte goed bepaald kan worden. Door de geringe intree- en doorstroomweerstand is dit apparaat in staat vloeistoffen in zo goed als ongestoorde lagen te pakken.

Het schoonpompen dient om:

- werkvuul en werkwater weg te pompen
- water, beïnvloed door filtergrind en filterbuis, te verwijderen en vers grondwater te krijgen.

Bij het schoonpompen dient minimaal driemaal de boorgatinhoud (onder de grondwaterspiegel) afgepompt te worden. Na enkele weken komt men terug om dit schoonpompen te herhalen, waarna meteen de monsters genomen kunnen worden. Dit schoonpompen moet langzaam gebeuren, zodat de waterspiegel niet te sterk zakt en het (later te bemonsteren) water niet belucht wordt. Bij slecht lopende filterbuizen is dit moeilijk te realiseren. Daarom wordt in die gevallen de bemonstering 6 tot 24 uur na het schoonpompen (leeghalen) uitgevoerd. Deze methode is niet geschikt wanneer het monster geanalyseerd moet worden op vluchtige stoffen, daar deze stoffen dan grotendeels verdwijnen.

Een ander probleem is oxidatie. Het zuurstofarme water, met de daarin opgeloste oxideerbare verontreiniging, komt in contact met luchtzuurstof. Een representatieve bemonstering van dit water uit slecht lopende peilbuizen op anorganische stoffen lijkt op grond hiervan dan ook niet mogelijk.

In de rapportage moet opgenomen worden hoe schoongepompt is, hoeveel weggepompt is en hoe de elektrische geleidbaarheid (EC), zuurgraad(pH), temperatuur en eventueel het zuurstofgehalte verlopen tijdens het schoonpompen. Hierbij wordt gebruik gemaakt van een doorstroomcel, die verbonden is met de pompslang, waarin de elektrodes van de meetapparatuur zich bevinden. Wanneer het geleidingsvermogen en de pH stabiel zijn geworden kan er van uitgegaan worden dat vers grondwater aanwezig is en kan er bemonsterd worden.

De omstandigheden, waaronder bemonsterd moet worden, kunnen sterk verschillen, zoals:

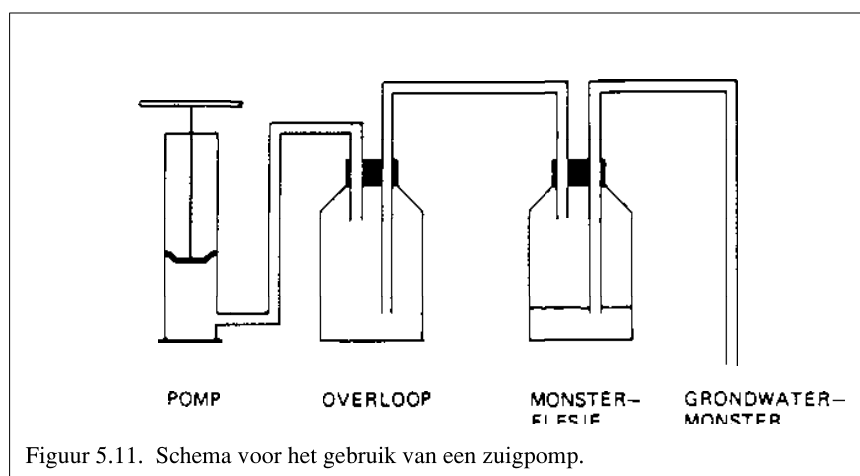
- De diepte van het grondwater ten opzichte van het maaiveld. In de VPR wordt onderscheid gemaakt tussen een grondwaterstand hoger en lager dan 7 meter beneden maaiveld. Dit heeft te maken met de diepte waarop met een zuigpomp of slangenpomp vanaf maaiveld nog kan worden bemonsterd.
- De diameter van de peilbuis waarin moet worden bemonsterd. De

zogenaamde grondwaterstandbuizen zijn meestal smal, met een diameter van ca. 25 mm.

- de locatie waar moet worden bemonsterd i.v.m. de te gebruiken bemonsteringsapparatuur (energievoorziening, gewicht pomp e.d.).

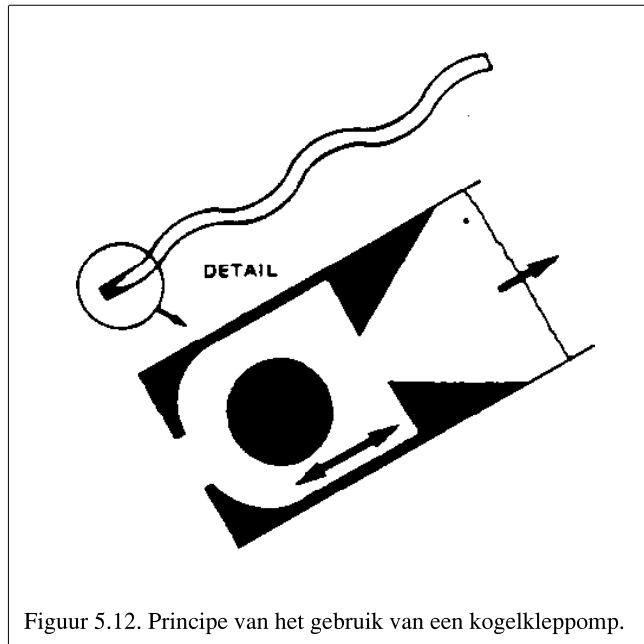
Bij de bemonstering worden de volgende technieken gebruikt:

- Oppompen van het grondwater vanuit de peilbuis met een *zuigpomp* (zoals handmembraanpomp of vacuümpomp, figuur 5.11). Deze pompen werken met onderdruk (max. 0,7 atm \approx 7 m waterkolom) en zijn dus niet bruikbaar als het grondwater zich bevindt op een diepte groter dan 7 meter. In verband met deze onderdruk kan er met dit pompsysteem geen betrouwbaar monster worden verkregen van grondwater dat is verontreinigd met opgeloste vluchtige componenten. Deze bestanddelen gaan bij lage druk in dampvorm over en verdwijnen dan uit het monster.



- Oppompen van het grondwater vanuit de peilbuis met een met de hand aangedreven *slangenpomp*, een eenvoudige methode die op moeilijk bereikbare plaatsen in het veld goed bruikbaar is tot een diepte van ca. 9 meter. De monsters voldoen aan zeer hoge eisen en komen alleen in contact met de binnenkant van de slang zodat anaërobe bemonstering mogelijk is (volgens VPR niet mogelijk). Kruisbesmetting kan eenvoudig worden uitgesloten door een schone slang te nemen. De persdruk is 3 bar, daarom ook geschikt voor gebruik met in-line filters (zie verder).
- Er is ook een elektrische slangenpomp verkrijgbaar die werkt op een ingebouwde of los aan te sluiten accu. Het maximale debiet van deze kofferslangenpomp is 2,5 liter/ minuut. Bij het bemonsteren moet een debiet van 100 tot 500 ml/min. aangehouden worden om een minimum aan turbulentie en drukverschillen te bereiken, hetgeen vooral van belang is bij het bemonsteren van grondwater dat verontreinigd is met opgeloste vluchtige componenten.
- Oppompen van grondwater met een pulsslang (= kogelslang of voetklep = kogelkleppomp). Dit pompsysteem bestaat zowel in een handbediende versie als in een motorbediende versie met regelbaar debiet. De pulsslang is zo geconstrueerd dat bij het naar beneden duwen van de slang het water in de slang loopt en bij het omhoogtrekken van de slang het kogeltje de in de slang aanwezige waterkolom afsluit (zie figuur 5.12). Een op- en neergaande beweging brengt het water pulserend omhoog. Dit pompsysteem is bruikbaar tot op zeer grote diepte (tientallen meters), vooral

in smalle peilbuizen en geeft zeer goede resultaten bij vluchtige stoffen. Ook anaërobe bemonstering is mogelijk. Een nadeel kan zijn dat door de



Figuur 5.12. Principe van het gebruik van een kogelkleppomp.

continue beweging van de slang het water geroerd raakt waardoor het visueel 'viezer' water oplevert. Voor analyse op vluchtige stoffen is dit echter geen bezwaar. Door de flexibiliteit van de polyethyleenslang is dit systeem niet geschikt in open water en wijde peilbuizen.

- Naar boven brengen van het grondwater met een luchtlift. Deze methode is te gebruiken als het grondwater zich op een diepte groter dan 7 meter beneden maaiveld bevindt. Het principe van deze methode is dat met behulp van een compressor lucht via een slang in de peilbuis geperst wordt op tenminste 5 en bij voorkeur ca. 20 meter onder de grondwaterspiegel. Door de relatief geringe dichtheid van het lucht-watermengsel wordt het water naar boven gestuwd. Wanneer anaëroobe grondwater moet worden bemonsterd kan de perslucht vervangen worden door stikstof. Deze methode is niet geschikt voor vluchtige stoffen omdat tijdens het opstuwen van het gas-watermengsel de aanwezige vluchtige stoffen worden uitgedreven. Ook het gehalte aan opgelost CO_2 wordt hierdoor verlaagd, wat gepaard gaat met een stijging van de pH.
- Naar boven brengen van het grondwater met de drukmethode. Het principe van deze methode is het verdringen van het te bemonsteren water met een drijfgas, waarbij geen menging tussen water en gas optreedt. Deze methode is geschikt voor bemonstering van anaëroob grondwater en van grondwater verontreinigd met opgeloste vluchtige componenten, ook voor grondwaterstanden dieper dan 7 meter beneden maaiveld, met name als er zeer frequent monsters genomen moeten worden.
- Oppompen van grondwater met een onderwaterpomp. Deze methode kan worden gebruikt voor bemonstering van zowel aëroob als anaëroob grondwater en op grote diepte. Voorwaarde is dat er elektriciteit aanwezig is en dat de diameter van de peilbuis groot genoeg is voor het plaatsen van een onderwaterpomp (diameter ca. 5 cm). Grondwater met vluchtige componenten kan met deze methode betrouwbaar worden bemonsterd.

Een overzicht van deze pompsystemen wordt gegeven in onderstaande tabel:

5.4.2 Foutenbronnen

Mogelijke foutenbronnen bij grondwatermonsternames zijn:

- Zuurstof mag niet met het (anaërobe) grondwater in contact komen, omdat dit oxydatie veroorzaakt met als gevolg neerslag van (zware) metaalhydroxiden.
- Gascontact moet vermeden worden omdat dit het 'strippen' van vluchtige componenten veroorzaakt (bijvoorbeeld bij het leegpompen van een slechtlopende peilbuis worden ook de ruimtes tussen het filtergrind met lucht gevuld. Als de peilbuis vervolgens weer volloopt, komt het grondwater met de daarin opgeloste vluchtige stoffen in contact met het met lucht gevulde filtergrind. Uit onderzoek is gebleken dat bij het weer vollopen in 5 minuten ca. 10% van de vluchtige stoffen zijn verdwenen. Bij een toestroomtijd van een uur zou dit verlies al 70% zijn!).
- Onderdruk geeft verlies van vluchtige stoffen en uitgassing van kooldioxide (pH stijging). De pH-verandering moet voorkomen worden, omdat de pH de ligging van een groot aantal chemische evenwichten beïnvloedt.
- Verwarming en verlichting veroorzaken versnelling van allerlei ongewenste (foto-)chemische reacties.
- Adsorptie en diffusie in en door de filterbuizen, filtergrind, slangen en monsterpotten van de verontreinigingen en/of zuurstof uit de lucht.
- Kruisbesmetting door onvoldoende reiniging van boor- en/of monsternamemateriaal.
- Verkeerde materiaalk keuze van monstername- en filterbuis materiaal. Contaminatie (besmetting) van het monster door weekmakers uit zacht PVC-slangen, zware metalen uit hard PVC en rubberen stoppen, inkt van opdrukken op slangen en filterbuizen, lijmbevestigingen, contact met de pomp (olie, metalen), lekkage door schroefverbindingen, restant-verontreinigingen in monsterfles.
- Bij de plaatsing van de filterbuis is een voor water ondoorlaatbare laag doorboord, die niet (of onvoldoende) afgedicht is met bentoniet.
- Te weinig of te veel schoonpompen. Bij te weinig schoonpompen wordt werkwater meebemonsterd of stoffen uit de filterbuis of het filtergrind. Wanneer het water voornamelijk door een dunne sterk waterdoorlatende laag naar de filterbuis stroomt, kan bij te veel schoonpompen deze dunne laag al 'gesaneerd' zijn door vers water uit de niet vervuilde omgeving. Het watermonster zal dan niet representatief zijn.

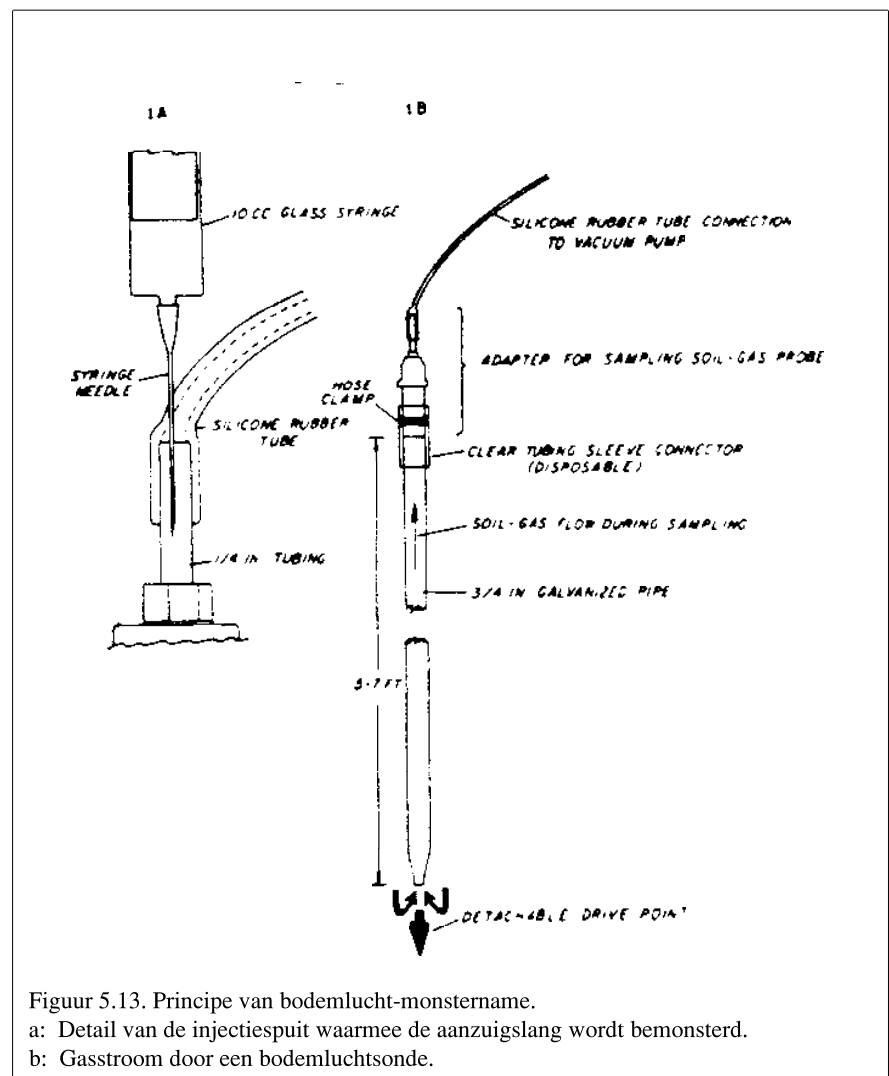
5.4.3 Verpakken, transporteren en conserveren

Behalve de opmerkingen onder 5.3.2. geldt voor het meestal zeer zuurstofarme grondwater dat dit direct in het veld onder anaërobe omstandigheden gefiltreerd moet worden. Dit geldt voor monsters bestemd voor de analyse van zware metalen en andere anorganische componenten. De reden hiervoor is dat tijdens het oppompen van het water zuurstof door de monsternameslang diffundeert, waardoor het zuurstofgehalte van het grondwater voordat het de monsternameslang heeft verlaten vaak al verzesvoudigd is. Een andere reden is de pH-verandering die optreedt als het water opgezogen wordt, waardoor de ligging van het evenwicht tussen (zware) metaalionen in oplossing en geadsorbeerd aan slibdeeltjes verandert. Dit veranderingsproces mag geen tijd gegund worden. Vandaar de noodzaak tot direct anaëroob filtreren. Deze filtratie gebeurt in-line.

5.5 Bodemlucht

5.5.1 Bemonsteringsapparatuur

Bodemluchtmetingen zijn lastig omdat het systeem slecht beheersbaar is. Lucht stroomt niet, zoals grondwater, ergens naartoe. Ook blijft het niet, zoals gronddeeltjes, ergens liggen. Toch wordt het bemonsteren of on-site meten en/of analyseren van bodemlucht een steeds belangrijker hulpmiddel bij het traceren of volgen van organische vervuiling in de bodem. Voorbeelden hiervan zijn het in de bodem prikken van een speciale sonde met behulp waarvan bodemlucht gepompt wordt door een foto-ionisatiedetector of gaschromatograaf. Door dit op vele plekken te doen kan men, zonder echte boringen te verrichten, een vrij nauwkeurige indruk krijgen van de plekken met de grootste concentraties. Ook is het mogelijk de koolzuurgasconcentraties in de bodem te meten, teneinde de activiteit van micro-organismen vast te stellen. Deze activiteit geeft een indruk van de snelheid waarmee de afbraakprocessen verlopen.



Figuur 5.13. Principe van bodemlucht-monstername.

a: Detail van de injectiespuit waarmee de aanzuigslang wordt bemonsterd.

b: Gasstroom door een bodemluchtsonde.

5.6 Slib en waterbodems

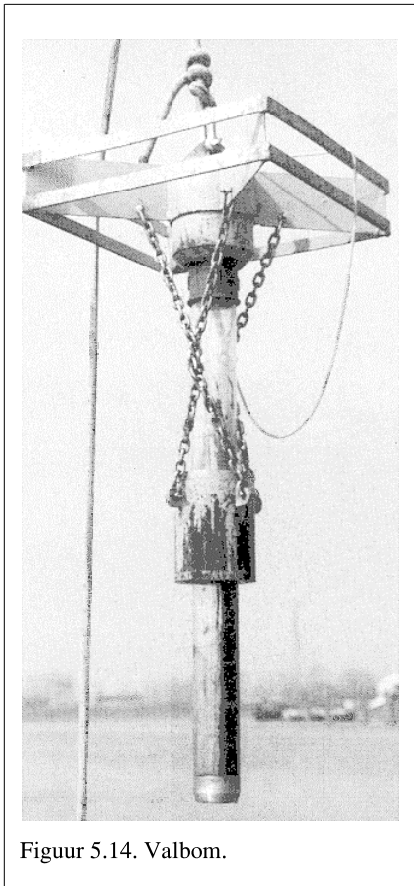
5.6.1 Bemonsteringsapparatuur

Bemonstering en onderzoek van waterbodems vragen ingewikkelde technieken in vergelijking met het onderzoek en bemonstering van landbodems. De belangrijkste fysische verschillen zijn:

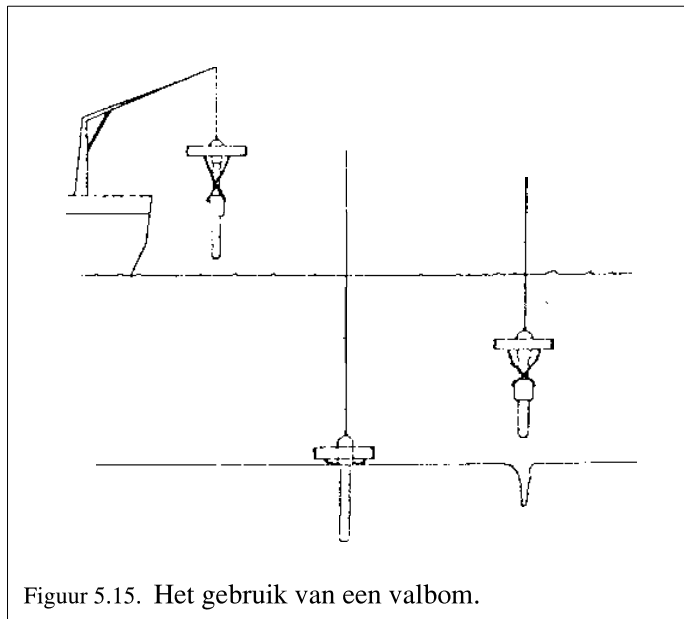
- de aanwezigheid van niet-geconsolideerde lagen,
- de permanente verzadiging met water (waterlogged) en
- de mogelijke aanwezigheid van gasbellen door anaërobe biologische activiteit in de waterbodem.

valbom of 'free-fall corer'

De valbom of 'free-fall corer' (figuur 5.14) wordt toegepast voor het nemen van ongeroerde monsters uit de bovenste bodemlaag (ca. 1 meter) van sedimenten onder water.



Figuur 5.14. Valbom.



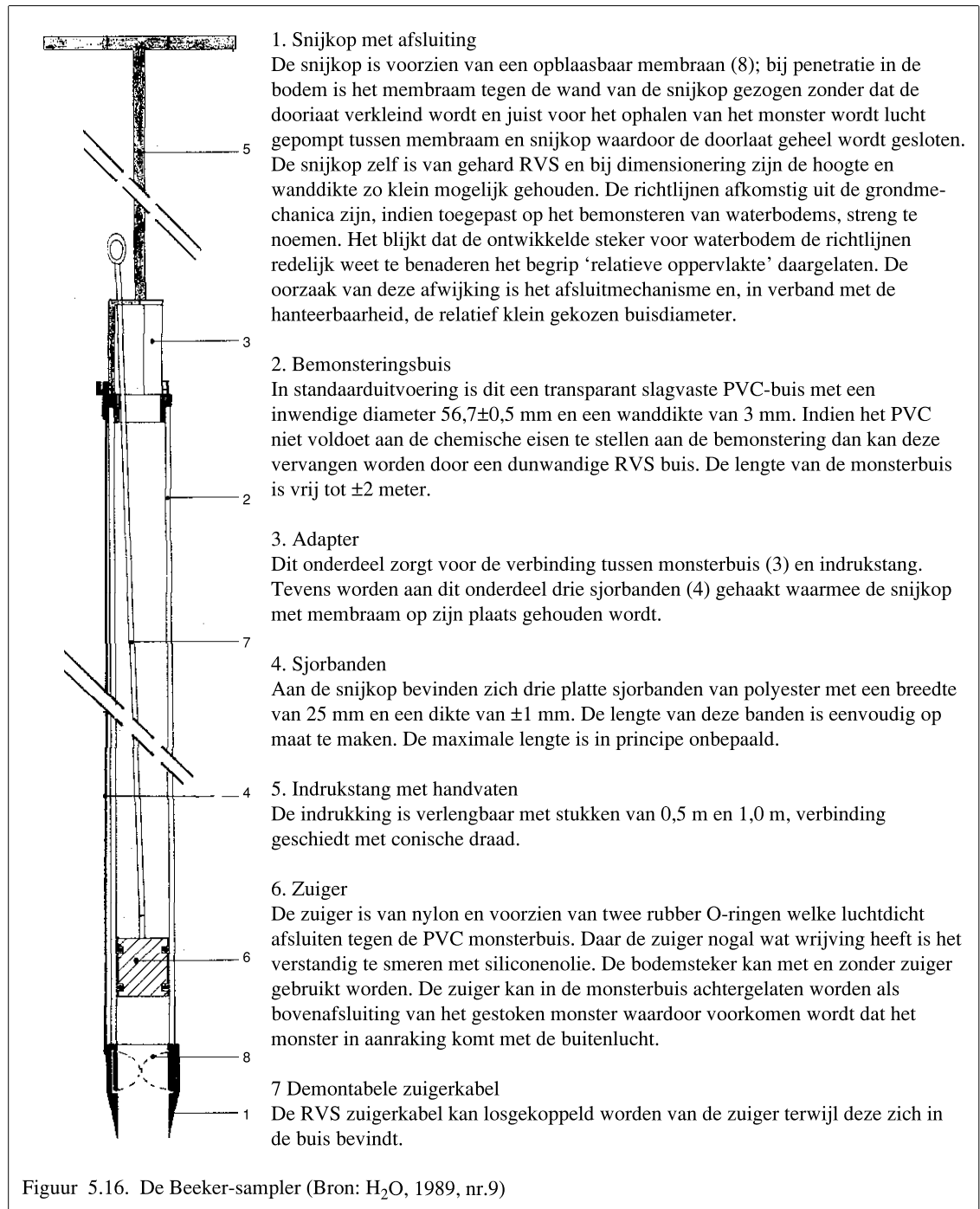
Figuur 5.15. Het gebruik van een valbom.

De bemonstering m.b.v. deze techniek vindt gewoonlijk plaats vanaf een schip (figuur 5.15). De diepte van het water is geen probleem, de monsternamediepte is namelijk alleen afhankelijk van de kabellengte. De valbom is erg geschikt voor het nemen van monsters in waterbodems die bestaan uit zand, modder (mengsel van slib en water) silt en/of organisch materiaal. De indringingsdiepte van de valbom is afhankelijk van de bodemsamenstelling; in bodems met veel modder en silt zal deze ongeveer 80 cm zijn, in meer zandige bodems zal deze ongeveer 30 cm zijn. Voor waterbodems met grof zand en grind of stenen is de

valbom minder geschikt, omdat de indringingsdiepte dan onvol-doende zal zijn. Tijdens de bemonstering treedt compactie op, in sommige gevallen tot 50 %.

Beeker sampler

Het probleem van compactie kan voorkomen worden door het gebruiken van de zogenaamde 'Beeker sampler'. De Beeker sampler (figuur 5.16) is een steekapparaat voor het nemen van ongeroerde monsters, waarbij de oorspronkelijke gelaagdheid behouden blijft, zonder dat er compactie optreedt (tot 4 à 5 %). Normaal treedt er bij monstername compactie op door de wandwrijving aan de binnenzijde van de buis. Dit probleem is bij de Beeker sampler opgelost door gebruik te maken van een zuiger.



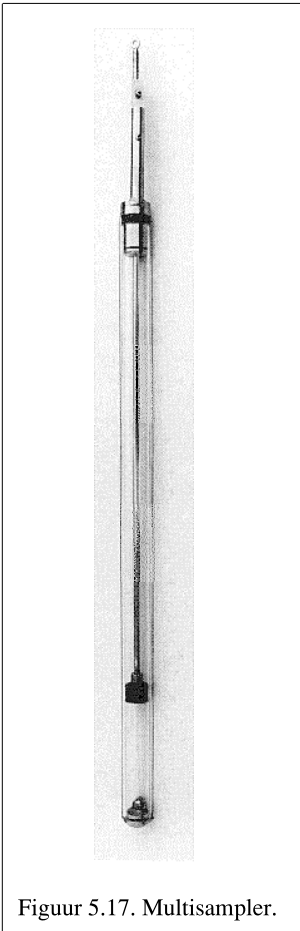
Figuur 5.16. De Beeker-sampler (Bron: H₂O, 1989, nr.9)

Dit apparaat is geschikt voor bijna alle soorten sediment van zeer waterig slib tot geconsolideerde zanden. De transparante monsterbuizen hebben een inwendige diameter van 57 mm. Er kan met verschillende monsterlengtes worden gewerkt (tot maximaal 2 meter) bij een werkzame waterdiepte tot ca. 5 meter. Met behulp van een lostafel kan na het bemonsteren de steekkop worden verwijderd en de 4buis worden afgesloten met een stop, zonder dat het monster uit de buis loopt.

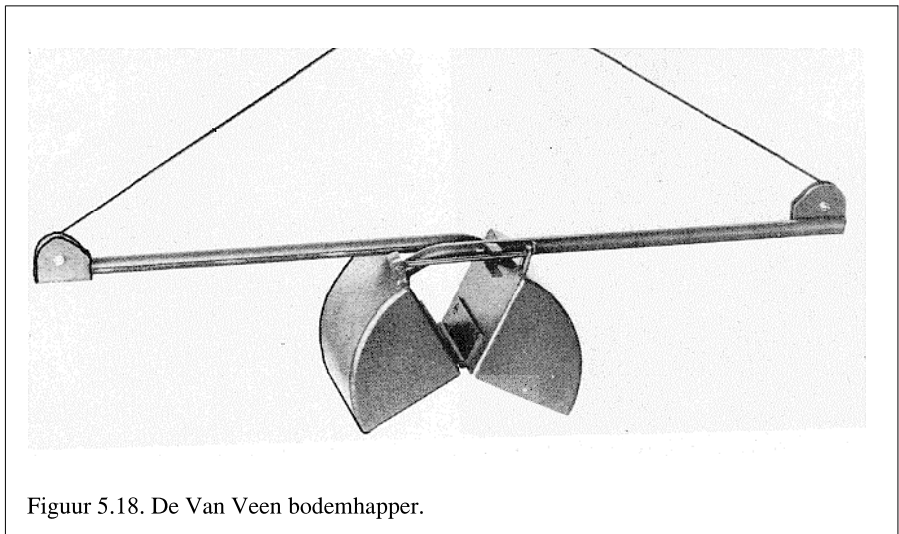
Er is ook een zogenaamde kabelbediende Beeker sampler die geschikt is voor grotere dieptes, de bediening tijdens de monstername is pneumatisch. Door een flexibele verbinding tussen schip en apparaat is bemonstering mogelijk op ruw en in diep water.

multisampler

De multisampler (figuur 5.17) is zoals de naam al aangeeft voor meer typen bemonsteringen geschikt. Dit komt voornamelijk doordat de multisampler met



Figuur 5.17. Multisampler.



Figuur 5.18. De Van Veen bodemhapper.

twee verschillende steekoppen uitgerust kan worden. Eén steekkop is eigenlijk een snijring die even dik is als de monsterbuis. De andere steekkop is voorzien van een kogelklep met grote doorlaat.

Wanneer de Multisampler voorzien is van een snijring, is deze te gebruiken voor het nemen van ongeroerde steekmonsters uit steekvast materiaal.

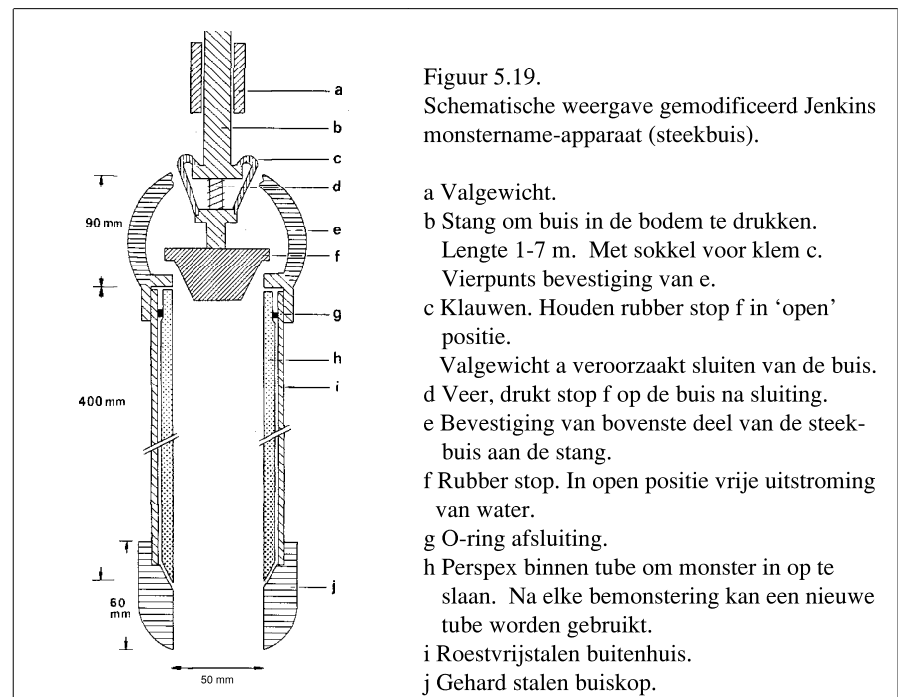
Wanneer de sampler voorzien is van de kogelklep, kunnen er half geroerde monsters genomen worden in dik en dun vloeibaar materiaal, waarin grove delen mogen zitten (droesem, sludge, roest). Een eventuele laagsgewijze opbouw van vloeistoflagen blijft daarbij behouden. Door de aanwezigheid van een zuiger wordt compactie van het monster voorkomen.

Van Veen bodemhapper

De Van Veen bodemhappers (figuur 5.18) zijn geschikt voor het nemen van geroerde monsters van bodems van meren, rivieren enz. die bedekt zijn met materiaal dat niet grover is dan matig fijn grind. De apparaten worden in verschillende maten geleverd, van 0,5 tot 25 liter. De hoeveelheid monster is voornamelijk afhankelijk van de compactheid van de waterbodems en van het gewicht van de happer zelf. Hoe zwaarder de happer en hoe grover het bodemmateriaal, hoe groter het monster. Het kan gebeuren dat er bijvoorbeeld een stuk hout tussen de kleppen komt. In dat geval is het monster niet representatief omdat de kleinere bodemdeeltjes uit de happer verdwenen zijn tijdens het omhoog halen.

aangepaste steekbuis

Met ingang van 1988 wordt bemonstering van waterbodems door de drie gelderse zuiveringsschappen uitgevoerd met een zogenaamde aangepaste steekbuis of *gemodificeerd Jenkins-monsternameapparaat* (figuur 5.19). Dit apparaat neemt min of meer ongestoorde sedimentmonsters in perspexbuizen. De standaardafmeting van de buizen, en dus van de maximaal te bemonsteren laag is 40 tot 100 of meer cm met een diameter van 5 cm. Door verlengstukken is het apparaat tot op een diepte van ca. 5 m te gebruiken.



In de praktijk zijn enkele belangrijke verbeteringen doorgevoerd:

- het vervangen van de buiskop door schuin afgeslepen perspex buizen;
- het vastzetten van de buizen met een bajonetsluiting, waardoor de buizen niet telkens op- en afgeschoefd hoeven te worden.

Naast deze speciale technieken voor het bemonsteren van waterbodems zijn sommige technieken vanuit de landbodembemonstering in principe ook geschikt. De Veenboor is hier een voorbeeld van, deze boor is zeker bij een waterbodems met vrij vast materiaal goed te gebruiken om een ongeroerd monster te nemen.

Op basis van de inventarisatie en het onderzoeksdoel dient gekozen te worden

Veenboor

voor een bepaalde techniek.

5.6.2 Verpakken, transporteren, conserveren

Voor het bepalen van algemene sedimentkarakteristieken en van zware metalen blijkt voor wat de verpakking betreft in de praktijk zowel glas als polyetheen goed te voldoen. Voor de bepaling van de PAK's, hogere gechloreerde benzenen, polychloorbifenylen (PCB's), organochloorbestrijdingsmiddelen, minerale oliën en EOX wordt de voorkeur gegeven aan verpakkingsmateriaal van glas, voorzien van een goed afsluitbare deksel met teflon-laag. Voor de meeste organische verbindingen dient hierbij de pot/fles geheel gevuld te worden.

Speciale aandacht verdienen monsters, waarin op (vluchtige) organische verbindingen dient te worden geanalyseerd. Deze potten moeten helemaal afgevuld worden en moeten binnen 24 uur naar een laboratorium worden vervoerd. Als transport naar een laboratorium binnen 24 uur niet mogelijk is, dienen de potten in het veld zowel gekoeld te worden opgeslagen als getransporteerd.

Voor de bepaling van algemene waterbodempkarakteristieken wordt aangeraden de monsters koel te bewaren (4°C) en zo snel mogelijk in behandeling te nemen (in ieder geval binnen een maand).

5.7 Oppervlaktewater

Voor de bemonstering en conservering van oppervlaktewater wordt verwezen naar NEN 6600 en NPR 6601.

5.8 Vegetatie

5.8.1 Bemonsteringsapparatuur



Figuur 5.20. Wortelboor.

Een goede bemonstering van planten is uiterst moeilijk omdat de samenstelling sterk varieert in afhankelijkheid van onder andere plantendeel, fysiologische ouderdom en groeiomstandigheden. Allereerst zal een keuze gemaakt moeten worden welke plantendelen bemonsterd gaan worden: gehele plant, ondergrondse of bovengrondse delen, bladeren, stengels, zaad, vrucht, wortels, knollen, etc. Voor de bemonstering zelf kan men gebruik maken van eenvoudige hulpmiddelen als mes of schaar bij kleine hoeveelheden, en van (speciale) oogst-machines voor grotere hoeveelheden.

Voor de bemonstering van wortels is een speciale *wortelboor* verkrijgbaar (zie figuur 5.20). Het verdient aanbeveling per monster zoveel mogelijk plantmateriaal te nemen, teneinde de variatie ten gevolge van de heterogeniteit te beperken. Standaardisering van de bemonsteringstechniek is met name bij vegetatie- of gewasbemonstering uiterst belangrijk.

5.8.2 Voorbehandeling en conservering

Na bemonstering ondergaat het plantmateriaal gewoonlijk eerst nog een aantal behandelingen alvorens de chemische analyse kan worden uitgevoerd. Omdat met levend materiaal wordt gewerkt, dient de fase tussen bemonstering en drogen zo kort mogelijk te duren en bij langdurig transport dient het verse plantmateriaal goed gekoeld te worden (4°C). Wanneer grote plantendelen of volledige planten worden geoogst, kan het nodig zijn dit materiaal eerst te verkleinen, bijvoorbeeld met een hakselaar. Hierbij dient gelet te worden op ongewenste verontreiniging van het plantmateriaal (bijvoorbeeld zware metalen) en ook op mogelijke verliezen via vrijgekomen plantensap.

Wassen Om goed onderscheid te kunnen maken tussen stoffen aanwezig in de plant of op de plant - bijvoorbeeld in of op de bladeren en opgenomen in de wortel - wordt het plantmateriaal gedurende korte tijd gewassen met een 0.1 - 0.3% detergentoplossing of verdund sterk zuur en nagespoeld met zuiver water. Het wassen dient snel te gebeuren om uitspoeling van de te bepalen stoffen te voorkomen. Voor zware metal analyses (Cu, Pb) dient met name gelet te worden op de kwaliteit van het waswater. Of met het wassen inderdaad alle oppervlakkige verontreiniging wordt verwijderd is niet met zekerheid te zeggen. Dit zal mede afhangen van de ruwheid en beharing van het gewasoppervlak.

Drogen Na het wassen dient het plantmateriaal zo snel mogelijk gedroogd te worden teneinde chemische en biologische omzettingen te beperken. De eisen die aan de droogtemperatuur gesteld moeten worden zijn:

- 1 Een voldoende hoge waarde om de enzymen te vernietigen die verantwoordelijk zijn voor de omzettingen.
- 2 Een zodanige waarde dat vochtverwijdering snel plaats kan vinden zonder aanwijsbare thermische omzettingen.

Aangeraden wordt het plantmateriaal gedurende minimaal 24 uur te drogen in een geventileerde droogstoof bij $65-70^{\circ}\text{C}$. Vooral bij planten met een laag drogestofgehalte is het drogen op een papieren ondergrond af te raden omdat

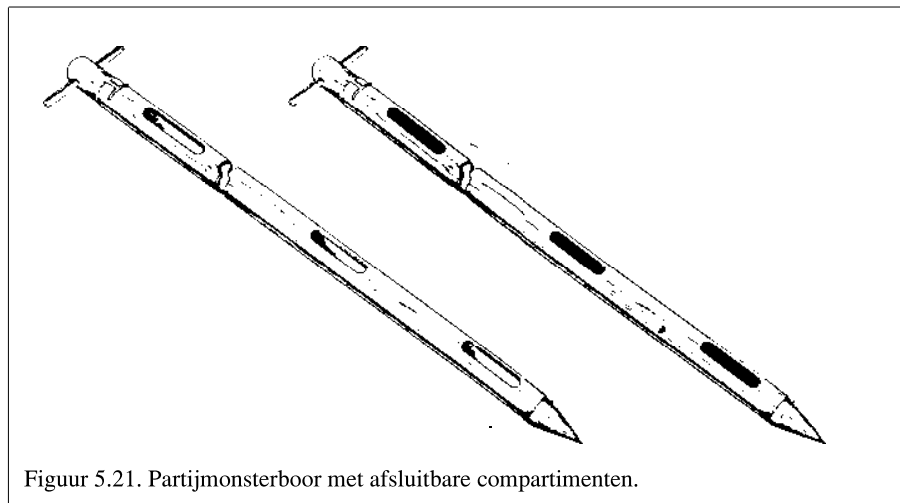
hierin vocht afkomstig van het plantmateriaal kan worden geadsorbeerd. Voor bepaalde analyses, zoals vrij NH_4 kan drogen van gewas veranderingen in gehalten tot gevolg hebben. In deze gevallen zullen verse monsters moeten worden geanalyseerd, waarbij in het algemeen echter de fout die gemaakt wordt bij het nemen van deelmonsters vele malen groter is dan bij gedroogd en gemalen gewas.

Malen Het gedroogde plantmateriaal moet fijngemalen worden met een gewasmolen teneinde een zo homogeen mogelijk monster te verkrijgen waaruit eenvoudig deelmonsters genomen kunnen worden voor de analyse. Een groot probleem dat optreedt bij de gebruikelijke mechanische maalapparatuur is de verontreiniging met zware metalen. Deze verontreiniging kan aanzienlijke vormen aannemen, zodat men ten behoeve van het onderzoek naar zware metalen of spoorelementen zijn toevlucht moet nemen tot speciaal aangepaste molens gemaakt van materiaal dat geen verontreiniging veroorzaakt (bijvoorbeeld agaat). De deeltjesgrootte en in verband daarmee het onder controle houden van elektrostatische lading gedurende het malen is van groot belang teneinde een homogeen monster te verkrijgen.

Opslag Gedroogd en gemalen plantmateriaal moet afhankelijk van het te bepalen element, vaak binnen twee maanden worden geanalyseerd. Speciale maatregelen kunnen de opslagtermijn verlengen, zoals luchtdicht verpakken in plastic zakjes, invriezen, steriliseren. Gedurende het maalproces en de opslag-periode kan het gedroogde plantmateriaal weer vocht aantrekken. Voordat ten behoeve van een analyse gewasmateriaal wordt afgewogen moet daarom opnieuw bij 70°C gedroogd worden.

5.9 Voedingsmiddelen

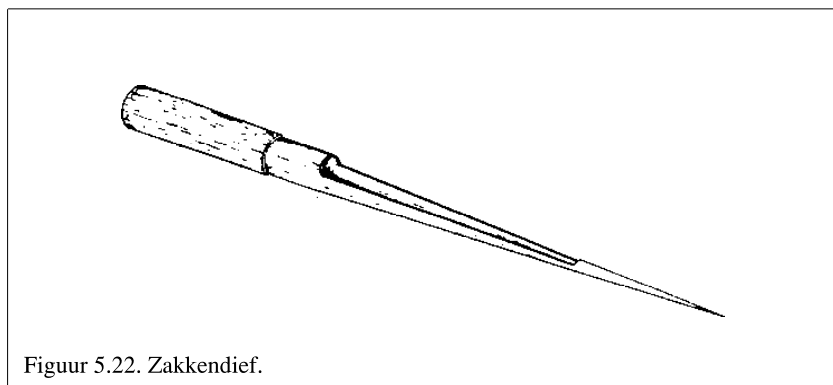
Voor het bemonsteren van grote partijen graan, bijvoorbeeld in treinwagons, vrachtwagens of silo's zijn grote (tot 2 m lange), in afsluitbare compartimenten verdeelde monsterboren beschikbaar (figuur 5.21).



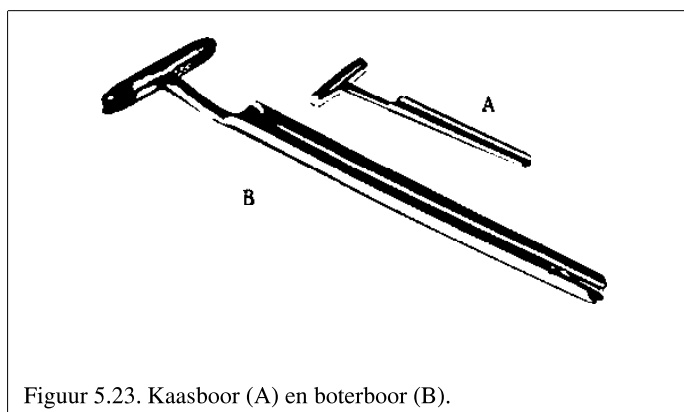
Figuur 5.21. Partijmonsterboor met afsluitbare compartimenten.

De gesloten boor wordt in het graan gestoken, geopend en weer gesloten. De deelmonsters representeren de verschillende lagen in de partij.

Voor kleine monsters van granen, koffiebonen, kruiden e.d. kan men een 'zakkendief' gebruiken (figuur 5.22). Met behulp van dit hulpmiddel kan de inspecteur kleine monsters nemen zonder de zakken te verplaatsen of te openen. De gebruiker hoeft de zakkendief slechts met de open zijde boven in een zak te steken en het produkt valt via de opening en het handvat in de hand van de gebruiker of in een container. Dit kleine monster kan ook visueel beoordeeld worden op aanwezigheid van insecten of afwijkingen. Na het monsteren kan de zak weer gesloten worden door het weefsel met de scherpe punt weer in orde te brengen.

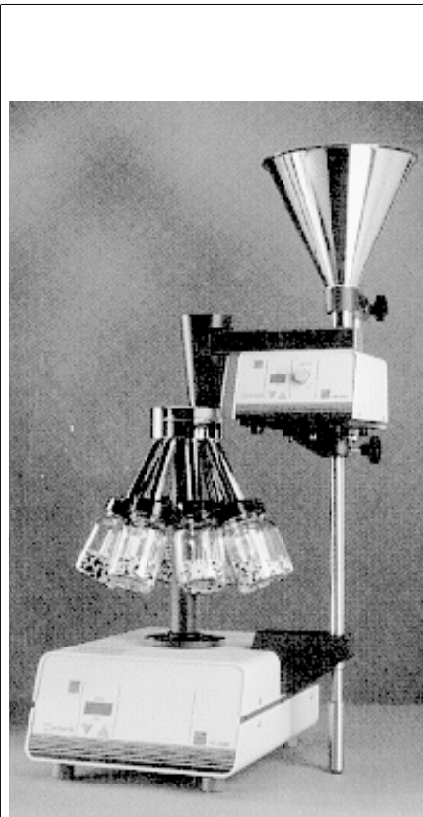


De figuren 5.23 A en B zijn afbeeldingen van een kaas- en een boterboor. Ze worden in het produkt gestoken en gedraaid om een cilindrisch monster te steken.

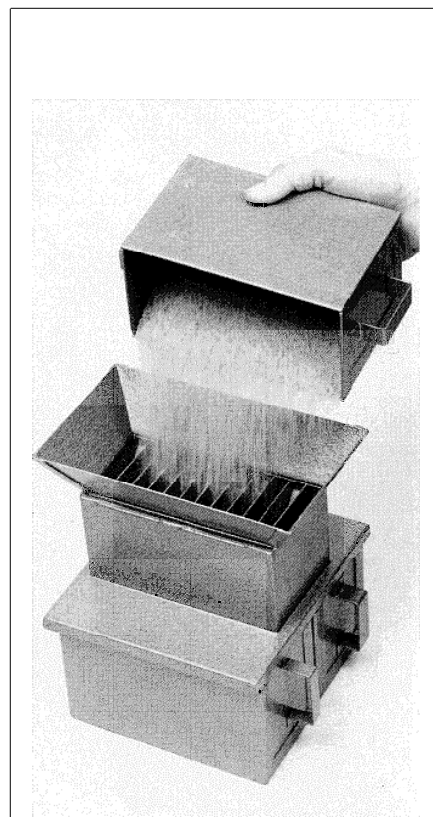


5.10 Monsterverdelers

Nadat het materiaal is bemonsterd dienen verzendmonsters te worden klaargemaakt. Hiertoe verwijdert men ongewenste materialen zoals grind, bouwpuin, glas, gras, bladeren en worteldelen en verdeelt men het monster eventueel te over verschillende containers. Dit kan geschieden met behulp van een grote *draaibusverdeler*, die het monster reeds in het veld op statistisch verantwoorde wijze verdeelt in 3 of 4 monsters, elk ter grootte van 1 liter. Hierna worden de monsters verzonden naar het laboratorium. Vòòr de analyses dienen vervolgens *deelmonsters* te worden gemaakt. Meestal wordt het onderzoeksmateriaal eerst gehomogeniseerd met behulp van een maalmenggarnituur. Daarna wordt het materiaal verdeeld over een aantal analysemonsters via een laboratorium-*monsterverdeler* (fig. 5.24 en 5.25).



Figuur 5.24. Laboratoriumverdeler ten behoeve van statistisch verantwoord verdelen van 'verzendmonsters' in 'laboratoriummonsters' (foto: Retsch, Ochten).



Figuur 5.25. Monsterverdeelapparaat om een grote hoeveelheid grondmonster te splitsen in meerdere representatieve en even grote delen (foto: Eijkelkamp, Giesbeek).

5.11 Literatuur

- 1 Eykelkamp, 1990. Kursus Milieubemonstering. Eykelkamp Agrisearch Equipment.
- 2 Catalogus van de firma Eykelkamp Agrisearch Equipment.
- 3 OKB, 1988. Aangepaste Voorlopige Praktijkrichtlijnen (VPR) voor bemonstering en analyse bij bodemverontreiniging. OKB, Amersfoort.
- 4 FAO food and nutrition paper, 1988. Manuals of food quality control: 9. Introduction to food sampling. FAO, Rome.
- 5 Keizer, M.G., Houba, V.J.G. en Lexmond, Th.M., 1987. Bemonstering van bodem en vegetatie ten behoeve van chemische analyse: 4 Variabiliteit in bodem en vegetatie. Vakgroep Bodemkunde en Plantenvoeding, LUW.
- 6 Maaren, P.W. van, 1993. Bodemonderzoek en -analyses. Werkvoorschriften van het NV Service Centrum Grondreiniging, deel 4. Monstername, -verdeling en -voorbereiding. LT+I, november 1993: 237..239.

6 Biologische bemonstering

6.1 Het vaststellen van de grootte van een dierpopulatie

6.1.1 Inleiding

Het vaststellen van de grootte van een bepaalde dierpopulatie stelt de onderzoeker in het algemeen voor grote problemen. Waar een populatie niet in zijn geheel geteld kan worden, zal men zich moeten beperken tot steekproeven, om tot een schatting van de populatiegrootte te komen.

Biologie.

Bij het bemonsteren dienen we rekening te houden met de biologie van de te onderzoeken diersoort:

- Hoe ziet het habitat (woongebied) eruit? Zitten de dieren in bomen, op grassen, op of in de grond?
- Hoe gedraagt het dier zich (ethologie)? Zijn ze alleen 's nachts actief of overdag, alleen als de zon schijnt? Zitten ze in groepen bijeen of zijn ze toevallig over het habitat verdeeld? Laten ze zich vallen bij verstoring of verschuilen ze zich?
- Hoe zit de levenscyclus in elkaar (fenologie)? In welk jaargetijde verschijnen de dieren? Wanneer leggen ze eieren?

6.1.2 Problemen bij monstername

Het zal duidelijk zijn dat een geschikte monstermethode voor de ene diersoort geheel onbruikbaar kan zijn voor de andere.

We stuiten dus op de volgende problemen bij de monstername:

- a De representativiteit, afhankelijk van:
 - de vangtechniek (laat de ene onderzoeker meer dieren ontsnappen dan de andere, met andere woorden: zijn de vangsten reproduceerbaar?)
 - de keuze van de monsterpunten (hoe zijn de dieren over het habitat verdeeld?)
 - het tijdstip van monstername (dag..jaar), maar ook de weersomstandigheden.
- b De betrouwbaarheid, afhankelijk van het aantal monsters en de mate waarin men erin is geslaagd representatief te werken.

6.1.3 Monstermethodes

Van belang zijn de volgende monstermethodes:

a Directe bemonstering.

Gestandaardiseerde monsters van het habitat (15 takken; 20 bladeren; 1 l strooisel; 30 seconden slepen met het net; enz.), waarin de betreffende dieren worden geteld (direct; na uitdrijving door middel van spoelen of warmte; na uitkweken; enz.).

Hieruit kan men de absolute populatiegrootte afleiden, uitgedrukt in aantal individuen per eenheid habitat, ook wel populatiedichtheid genoemd.

b Indirecte bemonstering.

Door gebruik te maken van zichtbare sporen en restanten (uitwerpselen, schade aan planten, voetsporen, eilegels, enz.). Vindt veel toepassingen, maar leidt alleen tot betrouwbare absolute schattingen van de populatiegrootte indien men veel inzicht heeft in de eigenschappen van de betreffende dieren.

c Relatieve bemonstering.

Allerlei technieken waarmee goed vergelijkend gewerkt kan worden, zonder exact te weten met welke populatiegrootte of - dichtheid men te maken heeft. Men kan onderscheiden:

- actieve vangtechnieken: vangen met behulp van sleepnet, takken afkloppen, geweer...
- passieve vangtechnieken: gebruik maken van de activiteit van de betreffende dieren door middel van lichtval, geurval, klem, vangblik, enz.

d Merk-terugvang methode.

Een methode waarbij men tracht om relatieve bemonstering meer absoluut te maken. Door toevoegen van gemerkte dieren aan de populatie kan men door na enige tijd te monstereen een indruk krijgen van de talrijkheid door middel van een simpele formule, de Lincoln-index:

Lincoln-index

$$N = \frac{n}{m} \cdot M$$

waarin:

N = aantal in het biotoop aanwezige dieren

M = aantal uitgezette, gemerkte dieren

n = aantal ongemerkte dieren dat wordt gevangen bij het terugvangen

m = aantal gemerkte dieren dat wordt teruggevangen

Bijvoorbeeld:

Totaal teruggevangen: ongemerkt n = 63 exemplaren

gemerkt m = 12 exemplaren

met bijbehorende kansen: p (ongemerkt) = 63/75 = 0,84

q (gemerkt) = 12/75 = 0,16

Volgens de Lincoln-index zou de totale populatiegrootte ongemerkte dieren bedragen:

$$N = \frac{n}{m} \cdot M = \frac{63}{12} \cdot 100 = 524 \text{ dieren}$$

Het zou echter van weinig realiteitszin getuigen indien men deze uitkomst voor enig juiste zou aannemen. Veel beter is het om het betrouwbaarheidsgebied van de te verwachten populatiegrootte te berekenen.

We hebben hier te maken met een binomiale verdeling met de kansen p(ongemerkt) + q(gemerkt) = 1.

De standaardafwijking van n waarnemingen die binomiaal verdeeld zijn bedraagt dan:

$$s = \sqrt{\frac{p \cdot q}{n}}$$

Het 95% betrouwbaarheidsgebied voor p is dan $p \pm z \cdot s$, waarin z de excentriciteit van de normale verdeling voorstelt (± 1.96 bij 95%). Dus vinden wij:



$$p = 0.84 \pm 1.96 \cdot \sqrt{\frac{0.84 \cdot 0.16}{75}} = 0.84 \pm 1.96 \cdot 0.042$$

en kan dus bedragen:

$0.76 < p < 0.92$ met $57 < n < 69$

$0.08 < p < 0.24$ met $6 < m < 18$

We kunnen dan met 95% zekerheid aannemen dat de populatie-grootte ligt tussen

$$N = \frac{63 \pm 6}{12 \pm 6} \cdot 100, \text{ dus } 316 < N < 1150$$

(Een betere versie van de gebruikte formule geeft $274 < N < 972$. Zie Parker.)

- Beperkingen:
- heeft het merken geen nadelige invloed op de dieren (merkschade)?
 - verliezen de dieren hun merk niet (merkverlies)?
 - is de kans om gemerkte dieren terug te vinden groter dan die van ongemerkte?
 - verspreiden de gemerkte dieren zich wel volledig en random over de populatie?
 - treedt tussen loslaten en terugvangen sterfte en/of migratie op van de gemerke dieren?
 - de methode is slecht te gebruiken in gevallen waarbij de populatie geen duidelijke begrenzing heeft.

6.1.4 Literatuur

- 1 Parker, R.E., 1979. Introductory Statistics for Biology. Studies in Biology no. 43., Edward Arnold, London.
- 2 Southwood, T.R.E., 1978. Ecological methods: with particular reference to the study of insect populations.

6.2 Methode voor routinebemonstering van macrofauna

6.2.1 Inleiding

In deze paragraaf wordt een methode voorgesteld voor bemonstering van macrofauna in oppervlaktewateren en kan mogelijk t.z.t. gebruikt worden voor het opstellen van een gestandaardiseerd voorschrift (3). Het geschrevene kent drie beperkingen:

- 1 Het voorschrift behandelt alleen de methode vanaf het moment dat men aan de waterkant staat om het monster te nemen tot aan het moment dat het monster geconserveerd is. Dit komt dus neer op het veldwerk en het uitzoeken van het monster in het laboratorium. Niet behandeld worden: de keuze van het monsterpunt, de determinatie en eventuele (standaard)bewerkingen van de gegevens.
- 2 Het voorschrift behandelt alleen de routine-bemonstering, dat wil zeggen die bemonstering die bedoeld is om een goede indruk te krijgen van de samenstelling van de macrofauna in een bepaald oppervlaktewater, met als doel een kwaliteitsuitspraak over het water te doen. Dit type onderzoek vindt bij veel

kwaliteitsbeheerders routinematig plaats, maar soms ook projectmatig (éénmalig). Niet bedoeld is dus het zogenaamde inventariserend onderzoek, waarbij getracht wordt een volledige soortenlijst van de macrofauna in een bepaald oppervlaktewater te krijgen, of andere projectmatige onderzoeken met andere doelen, zoals onderzoek naar substraatdifferentiatie, kwantitatieve bemonstering van de macrofauna of van bepaalde macrofauna-groepen.

- 3 Behandeld wordt alleen bemonstering van de macrofauna. Dit zijn de met het blote oog zichtbare ongewervelde dieren. Niet behandeld worden: gewervelde dieren, micro- en macrofyten en microfauna. Als basis voor de beschreven methode zijn gebruikt:
- een enquête onder de hydrobiologen van kwaliteitsbeheerders op de pleistocene gronden (te weten: Zuiveringsschap Drenthe, Zuiveringsschap West-Overijssel, Zuiveringsschap Regge & Dinkel, Zuiveringsschap Veluwe, Zuiveringsschap Oost-Gelderland, Zuiveringsschap Rivierenland, Gemeenschappelijke Technologische Dienst Oost-Brabant, Hoogheemraadschap West-Brabant, en Zuiveringsschap Limburg),
 - de richtlijnen voor macrofauna-bemonstering zoals die in Noord- en Zuidholland zijn opgesteld (Werkgroep Hydrobiologie Holland 1989),
 - de IAWM-handleiding (Van der Hammen e.a. 1984).

Achtereenvolgens zullen behandeld worden:

- tijdstip en frequentie van bemonstering
- voor het nemen van het monster,
- monsterapparatuur en monstertechniek,
- uitzoeken in het veld,
- vervoer en bewaren van het monster,
- uitzoeken in het laboratorium,
- conservering.

6.2.2 Tijdstip en frequentie van bemonstering

Voor een zo volledig mogelijke inventarisatie van de soorten verdient het aanbeveling ten minste tweemaal per jaar te bemonsteren. Om de zogenaamde langzaam groeiende wintersoorten te verzamelen dient de eerste bemonstering plaats te vinden in het voorjaar. Ten einde zeer vroeg uitvliegende soorten niet te missen zou reeds in maart/april een monster genomen moeten worden (bijvoorbeeld voor bepaalde Chironomidae, Plecoptera, Trichoptera). Het tweede monster richt zich meer op de zogenaamde 'zomersoorten'. Dit zijn soorten die vooral in de zomer groeien en uitvliegen en de winter als adult, pop, ei of als zeer kleine larve doorbrengen. Dit monster kan genomen worden aan het eind van de zomer, rond augustus/september, echter voordat de zogenaamde schouw plaatsvindt. Vermeden moet worden dat bemonsterd wordt juist na een opschoonbeurt (baggerwerk, schoning der wateren). Over het algemeen lijkt er geen duidelijke soortenarme periode te zijn, maar wel zijn in het najaar veel soorten vaak zo klein, dat ze gemakkelijk worden gemist. De periode waarin een soort moeilijk te vinden is ligt in de regel tussen het moment van verpoppen en het moment waarop de larfjes tenminste enkele millimeters groot zijn. Deze periode is afhankelijk van de levenscyclus. Bij soorten zonder een volledige gedaanteverwisseling is de kleinste vangkans in de periode tussen ei-afzetting en de ontwikkeling tot vindbare juvenielen.

6.2.3 Voor het nemen van het monster

Waarnemen.

Kijk eerst goed om je heen, bekijk het water, de oever en de omgeving. Noteer direct bijzonderheden. Bepaal waar je gaat monstere. Let daarbij op de representativiteit van de plek voor een groot deel van het water. Dus niet te dicht bij stuwen en bruggen. Let ook op de aanwezige microhabitats en zorg ervoor deze zo goed mogelijk te bemonstere. Noteer duidelijk op het veldformulier welke habitats en in welke verhoudingen zijn bemonstere.

Foto.

Neem eventueel een foto waarop de ligging van het water in het landschap goed zichtbaar is. Bij bijzonderheden kunnen meer foto's gemaakt worden.

Veldformulier.

Vul het veldformulier in. In een veldformulier staan de parameters die ten minste genoteerd moeten worden. Er is onderscheid gemaakt in lijnvormige en niet-lijnvormige wateren. De fysisch-chemische gegevens zullen niet altijd (allemaal) bij de macrofaunamonstername worden bepaald, wanneer de locaties door andere personen worden bezocht voor de fysisch-chemische monstername. Het betreft dan vooral gegevens als pH, zuurstof en EGV. Ook dient een tekening van de dwarsdoorsnede en van het bovenaanzicht te worden gemaakt. Hierop moeten worden aangegeven: het noorden (pijl), de ligging van het water ten opzichte van wegen, bruggen en stuwen, de stromingsrichting van het water, de plaats(en) van het monster, de oever met begroeiing e.d., het profiel, substraattypen en eventuele andere bijzonderheden. Gedeeltelijk kan het veldformulier pas na de monstername ingevuld worden. Getracht moet worden zoveel mogelijk vooraf in te vullen, dus in de ongestoorde situatie. Dit laatste geldt zeker voor de fysisch-chemische bepalingen. Naast variabele veldgegevens zijn er een aantal belangrijke gegevens die weinig variabel zijn. Deze kunnen eenmalig op een zogenaamd *monsterpuntdefinitieformulier* worden ingevuld. Het betreft gegevens als coördinaten, functie van het water e.d. Wanneer deze gegevens veranderen kan een nieuw monsterpuntdefinitieformulier worden ingevuld, met een nieuwe ingangsdatum.

6.2.4 Monsterapparatuur en -techniek

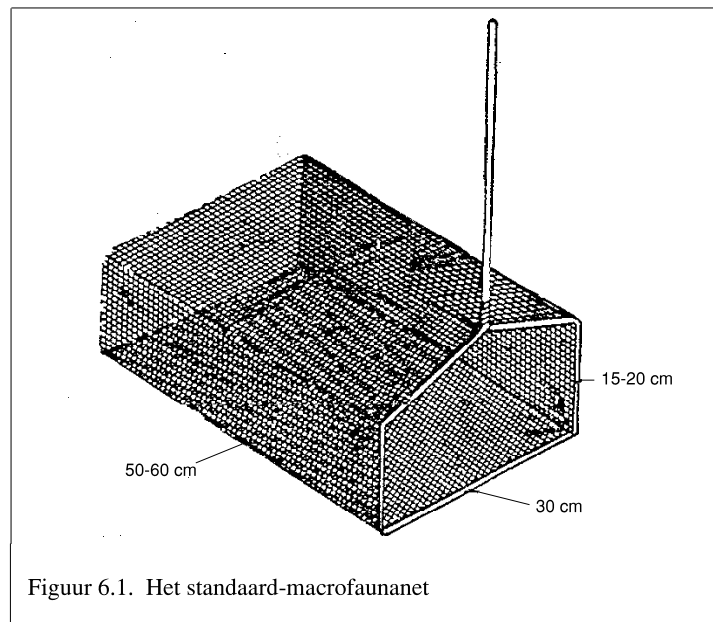
Algemeen.

Bemonstering vindt in elk geval plaats met het *standaard macrofaunanet* en in elk geval volgens de gestandaardiseerde methode. Deze methode moet indien mogelijk aangevuld worden met het afzoeken van vast substraat (stenen en takken). In bepaalde (vastgestelde) situaties is een aanvullende bemonsteringsapparatuur of -techniek nodig.

Macrofaunanet - standaard methode.

In vrijwel alle watertypen kan worden gewerkt met het 'standaard-macrofaunanet' (zie figuur 6.1). Dit net heeft een frame van draadijzer met een bodembreedte van 30 cm en een hoogte van 15-20 cm, bevestigd aan een vaste of aan een demonteerbare en eventueel in lengte verstelbare steel. Het nylon net is 50-60 cm diep, met een maaswijdte van 0,500 mm (NY-500 HD). Rond de bevestiging van het net aan het frame is ter bescherming een strook leer, plastic

slang of een rond het net en frame gebogen metalen plaat aangebracht.



Bemonstering met het net vindt indien mogelijk plaats vanuit het water zelf, dus met (lies)laarzen of waadpak. Bij stroming moet altijd tegen de stroom in gemonsterd worden. Bij de bemonstering is het verstandig tussendoor het net te legen om voldoende doorstroming door het net te waarborgen. Het monster wordt verdeeld over de aanwezige substraattypen c.q. habitats. Dit kunnen zijn:

- Kale bodem: schoksgewijs over en door de bodem bewegen. Bij niet te sterke stroming nog eens direct terug over het bemonsterde traject, om opgewoelde soorten te vangen. Bij veel slib: niet te veel in één keer en zonodig het net regelmatig leegmaken. Veel verschillende bodemtypen (bladeren, grind, zand, slib) dienen zorgvuldig alle typen bemonsterd te worden.
- Vegetatie: net door de vegetatie bewegen. Let ook hier op bemonstering van (indien aanwezig) verschillende vegetatietypen.
- Oever: net schoksgewijs tegen de oever op de grens van water en land bewegen en bij niet te sterke stroming direct weer terug. Ook bij de oever letten op verschillende habitats, bijv. inhammen, steile oever, schuine oever etc.
- Wateroppervlak: indien Gerridae en Gyrinidae gesignaleerd worden, moeten deze apart gevangen worden.
- Vast substraat. Indien aanwezig moet altijd vast substraat (stenen, takken) apart afgezocht worden. Ook 'niet-natuurlijk' substraat kan worden bekeken als het om representatieve elementen van het watersysteem gaat (bijv. beton en bakstenen). Plastic zakken, blikjes e.d. worden hier niet onder verstaan. Zo mogelijk moet het substraat afgeborsteld worden. Goed noteren welk substraat is afgezocht en omrekenen naar standaard monsterlengte.

De opsplitsing in substraattypen zoals boven beschreven is niet dwingend: een en ander is sterk afhankelijk van het aanwezige substraat. Wanneer het bemonsterd substraat een andere verhouding heeft dan het aanwezige substraat dient hiervan wel een opmerking te worden gemaakt op het veldformulier. Het bemonsterd substraat wordt genoteerd. Men kan deze opgeven in lengtes per bemonsterd substraat. Op het veldformulier wordt het bemonsterd substraat aangegeven in relatieve hoeveelheden (percentage-klassen). De totale

monsterlengte bedraagt in het algemeen 5 -10 meter. De diverse submonsters kunnen desgewenst apart worden verzameld en bewaard, afhankelijk van de verdere doelstelling van het monster.

Aanvullende apparatuur of -techniek.

- Bij sterke stroming, veel grind en stenen en/of bij betonnen bodem moet met het macrofaunanet een 'kick'-monster genomen worden. Hierbij wordt het net op de grond geplaatst met de opening naar de stroming toe, waarna voor het net met de voet of de hand substraat opgewoeld wordt. Het aantal kickmonsters noteren en omrekenen naar standaard-monsterlengte.
- Bij grote of diepe wateren, zoals meren, petgaten, kanalen, grote rivieren en wielen, moet (aanvullend) de *bodemhapper*, type *Ekman-Birge*, gebruikt worden. Aantal: 5-10 happen op verschillende locaties.
- Bij zeer kleine wateren moet een kleiner net gebruikt worden, bijvoorbeeld een *metaalgaaszeef* (maaswijdte 0.5 mm). Zeer kleine wateren en de spatzone moeten met de hand afgezocht worden. Noteer welk net en welke maaswijdte is gebruikt.

6.2.5 Uitzoeken in het veld

Algemeen.

Het doel van het bekijken of (gedeeltelijk) uitzoeken van het monster in het veld is vierdelig:

- 1 Bepalen of voldoende materiaal verzameld is.
- 2 Terugzetten van dieren.
- 3 Conserveren van dieren.
- 4 Indicatie aanwezigheid organismen en waterkwaliteit.

ad. 1 Bepalen monstergrootte.

Het bepalen van de monstergrootte is een belangrijk maar moeilijk aspect van het monsternemen. Kijk na iedere hap in het net wat er gevangen is. Doe dat tenslotte ook na het monster in een grote emmer of fotobak te hebben gedaan. Het bepalen of voldoende exemplaren gevangen zijn is een kwestie van ervaring. Onder punt 6.2.7 wordt het minimaal aantal exemplaren per diergroep gegeven. Als de indruk bestaat dat een bepaalde diergroep in grote aantallen aanwezig is in het bemonsterde water, moeten de daar genoemde aantallen minimaal in het monster aanwezig zijn. Ook zal het aantal te verzamelen exemplaren afhankelijk zijn van het te hanteren beoordelingssysteem. Gestreefd moet worden naar een minimum van totaal 100 exemplaren in het gehele monster, hoewel uit de praktijk blijkt dat dat niet altijd haalbaar is.

ad. 2 Terugzetten.

Dieren die niet bij de macrofauna horen, zoals vissen en amfibieën, kunnen worden teruggezet. Deze organismen kunnen aanvullende informatie geven en worden dus genoteerd. Dieren, die in het veld met zekerheid zijn te determineren (bijv. waterscorpionen, staafwants) mogen, na noteren, ook worden teruggezet.

ad. 3 Conserveren.

Belangrijk is dat kwetsbare organismen, als steenvliegen, haften en platwormen, reeds in het veld voor een (groot) deel worden uitgezocht en geconserveerd. Na vervoer en bewaartijd bestaat de kans dat deze organismen bescha-

digd of dood zijn en daardoor moeilijker te vinden bij het uitzoeken in het laboratorium. Grote rovers in het monster, zoals grote kevers, keverlarven, libellen en bloedzuigers, kunnen in het veld in alcohol geconserveerd worden, omdat deze anders andere kleine dieren kunnen opeten.

- ad. 4 Indicatie aanwezige organismen en waterkwaliteit.
In het veld kan reeds een indruk worden verkregen van de aanwezige organismen en (op basis daarvan) de waterkwaliteit. Dit heeft twee voordelen: de ervaren analist kan de aanwezige kwaliteit vergelijken met die van voorgaande jaren en bij afwijking wellicht ter plekke daar al een verklaring voor zoeken. De aanwezige organismen kunnen aanleiding geven tot een bepaalde volgorde van uitzoeken op het laboratorium (zie ook ad. 3).

6.2.6 Vervoeren en bewaren

Algemeen.

Het uitgangspunt bij het vervoer van de organismen moet zijn dat deze in leven moeten blijven en niet moeten beschadigen. In onderstaande worden enkele aanbevelingen gedaan hoe de monsters vervoerd en bewaard moeten worden. Een en ander is afhankelijk van het type monster, de temperatuur en de bewaartijd. Zo zullen organismen van beken een lange tijd in stilstaand (opwarmend) water niet overleven. Wanneer bij het uitzoeken op het laboratorium wordt geconstateerd dat er steeds veel dode organismen in het monster zitten moet de methode worden bijgesteld.

Materiaal.

De monsters kunnen het beste in emmers worden vervoerd. De grootte van de emmers kan afhankelijk worden gesteld van de grootte van het monster en de hoeveelheid monstermateriaal. Emmers van 2,5 tot 10 liter kunnen worden gebruikt. Bij de monsters moet altijd lucht aanwezig zijn (minimaal 25% van het volume) en het monstermateriaal moet net niet helemaal onder water staan, dus water toevoegen maar niet te veel.

Vervoer.

Bij warm weer in combinatie met een lange reistijd (meer dan twee uur) moeten de monsters gekoeld vervoerd worden. Dit kan gebeuren door de emmers (die dan niet te groot kunnen zijn) te plaatsen in een koelbox, door het monster direct in de koelbox te doen of door koelelementen rechtstreeks in de emmer te doen.

Bewaren.

Als het monster niet direct bij aankomst op het lab uitgezocht wordt, moet het monster gekoeld bewaard worden (4-10 °C). Het monster moet bij voorkeur dan de volgende dag uitgezocht worden. In het uiterste geval mag een monster 2 dagen bewaard worden. Dit is mede afhankelijk van het type monster (veel bodemmateriaal of niet). Ook kan overwogen worden een bruissteentje in het water te hangen. Monsters met veel slib, die niet meteen kunnen worden uitgezocht, kunnen ook eerst voorgespoeld en daarna koel bewaard worden. Ook kan men in het veld slib-/bodemmonsters apart verzamelen en tot het moment van uitzoeken gescheiden houden van het overige monstermateriaal.

6.2.7 Uitzoeken in het laboratorium

Algemeen.

Van belang bij het uitzoeken van het monster is, evenals bij het vervoeren en bewaren, dat de organismen niet beschadigen en tot het moment van conserveren blijven leven. Levende (bewegende) organismen worden bij het uitzoeken beter gezien. Daarnaast dienen alle aanwezige soorten, in de juiste aantalsverhoudingen, uit het monster gehaald te worden. Afhankelijk van het aantal organismen moeten daartoe alle organismen worden gevangen of slechts een representatief deel van bepaalde soorten en groepen (zie hieronder). Ook hierbij speelt de ervaring van de analist weer een zeer grote rol. Onervaren analisten dienen zoveel mogelijk materiaal te verzamelen.

Splitsen.

Bij zeer grote monsters kan vooraf het gehele monster gesplitst worden waarna slechts een deel verder uitgezocht wordt. Het splitsen moet zo gebeuren dat naar verwachting alle dieren in dezelfde verhouding over de fracties verdeeld worden. Eerst dus goed mengen. De fracties die niet worden uitgezocht kunnen wel worden nagekeken op eventuele nieuwe soorten.

Zeven.

Om goed te kunnen uitzoeken moet het monster vaak eerst gezeefd worden. Als kleinste maaswijdte geldt de maaswijdte van maximaal 0.5 mm (d.i. de maaswijdte van het net). Als grootste maaswijdte is minimaal 5 mm nodig. Aan te bevelen is echter een zeef van ca. 10 mm. Meerdere zeven met hiertussen liggende maaswijdten kunnen naar keuze en afhankelijk van het monstertype gebruikt worden. Bij het zeven moet veel water gebruikt worden met een brede (en niet te krachtige) straal.

Uitzoeken.

De zeeffracties worden uitgezocht in witte fotobakken. Bij veel monstermateriaal moet dit in gedeeltes gedaan worden. Men kan het monster in delen zeven en daarnaast nog de zeeffracties in gedeeltes uitzoeken. Van groot belang is dat uit alle (zeef)fracties de organismen en soorten worden geconserveerd of, indien er veel organismen van een soort(groep) zijn, een representatief deel ervan (zie ook hieronder). Een goede bovenverlichting is minimaal noodzakelijk. Eventueel kan dit gecombineerd worden met onderverlichting; in dat geval moeten uiteraard doorzichtige bakken gebruikt worden. Als materiaal kunnen gebruikt worden: pincet, pipet, zeefje, lepel en andere uitvindingen om te vangen.

Aantal exemplaren.

Indien er veel exemplaren van een bepaalde diergroep in een monster aanwezig zijn, mag pas met het verzamelen van die diergroep gestopt worden als minimaal de volgende aantallen geconserveerd zijn:

| | |
|-------------|-----|
| Oligochaeta | 100 |
| Tricladida | 25 |
| Hirudinea | 50 |
| Gammaridae | 50 |
| Isopoda | 50 |
| Hydracarina | 100 |

| | |
|-----------------|-----|
| Ephemeroptera | 75 |
| Trichoptera | 100 |
| Odonata | 50 |
| Plecoptera | 50 |
| Heteroptera | 100 |
| Coleoptera | 150 |
| Lepidoptera | 25 |
| Chironomidae | 200 |
| Overige Diptera | 50 |
| Mollusca | 100 |

Deze aantallen zijn niet 'hard' en kunnen o.a. afhankelijk worden gesteld van het te hanteren beoordelingssysteem en van de ervaring van de analisten.

Tellen en schatten.

Indien nog exemplaren in het monster aanwezig zijn als bovengenoemde aantallen geconserveerd zijn, hoeven deze niet verder uitgezocht te worden. De aantallen niet-meegenomen dieren moeten uiteraard wel genoteerd worden. Dit kan gebeuren door eenvoudig te tellen; bij grote aantallen kan een gedeelte van de bak geteld worden, waarna door omrekening het totale aantal genoteerd kan worden. Zorg ervoor dat bij het tellen en schatten teruggerekend kan worden naar de oorspronkelijke aantalsverhoudingen in het monster. Afhankelijk van de ervaring van de analist kunnen bepaalde diergroepen, als muggelarven en slakken, al worden onderverdeeld om in een later stadium, na determinatie, nauwkeuriger over de soorten te worden verdeeld.

6.2.8 Conserveren

Medium.

- Platwormen worden niet geconserveerd, maar direct (levend) gedetermineerd. Bij het uitzoeken kunnen deze het beste in een apart potje met water gedaan worden en tot het moment van determineren in de koelkast bewaard.
- Mijten: Koenike-vloeistof (2 delen azijnzuur, 5 delen glycerine en 3 delen water (C. Davids)).
- Oligochaeten: ethanol 70 of 80% of in formaline 4%.
- Overige organismen: in 70 of 80% ethanol. Eventueel kunnen bloedzuigers eerst in 30% ethanol worden gedood (krimpen daardoor minder).

Potjes.

Naast aparte potjes voor platwormen, mijten en eventueel Oligochaeten is het aan te bevelen enkele potjes met ethanol te gebruiken, waarin diergroepen gescheiden geconserveerd kunnen worden. Vooral het apart conserveren van kevers en andere grote rovers en van slakken en bloedzuigers is sterk aan te bevelen.

6.2.9 Literatuur

- 1 C. Davids, 1979. De Watermijten (Hydrachnellae) van Nederland, levenswijze en voorkomen. Wetenschappelijke mededelingen K.N.N.V., nr. 132.
- 2 Hammen, H. van der, T.H.L. Claassen, P.M.F. Verdonschot (red), 1984. Handleiding voor hydrobiologische milieu-inventarisatie. Einverslag Interprovinciale Ambtelijke Werkgroep Milieu- inventarisatie, werkgroep

- Hydrobiologie.
- 3 Overleggroep Hydrobiologen Stromend Water, 1992. Methode voor routine-bemonstering van macrofauna.
 - 4 Werkgroep Hydrobiologie Holland, 1989. Richtlijnen voor makrofaunabemonstering in Noord- en Zuid- Holland ten behoeve van waterkwaliteitsonderzoek.

6.3 Bemonstering van gewas en vegetatie

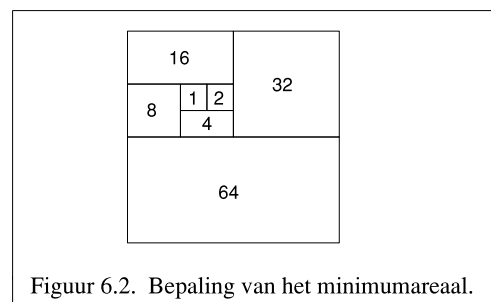
6.3.1 Inleiding

Er kunnen verschillende methoden worden toegepast om één vegetatie te analyseren. De resultaten die met de verschillende methodieken worden verkregen lopen sterk uiteen. De gekozen methodiek is afhankelijk van de vraagstelling, de gewenste hoeveelheid informatie en de hoeveelheid beschikbare tijd. Voor meer informatie volg men de cursus 'Analyse van Ecologische Gegevens'.

6.3.2 Methoden voor analyse van een vegetatie

Het kwalitatieve minimumareaal.

Om een indruk te krijgen van wat nu precies een plantengemeenschap in het veld is wordt het minimumareaal van zo'n plantengemeenschap bepaald. Het soortenaantal wordt bepaald in proefvlakken die spiraalvormig worden verdubbeld. In een grafiek wordt dan de oppervlakte afgezet het soortenaantal. Het minimumareaal komt overeen met de oppervlakte, waarbij de curve ongeveer horizontaal gaat lopen.



De Frequentie-methode.

Deze methode is ontwikkeld door Raunkiaer (Denemarken). De Scandinavische en Engels-Amerikaanse school hebben dit verder uitgewerkt. Op een gekozen proefterrein wordt aselect een gegeven aantal kleine proefvlakken of proefpunten bepaald, verspreid over een groter oppervlak dan het minimumareaal. Deze proefvlakken kunnen random of systematisch verspreid zijn. Per proefvlak worden de erin voorkomende soorten genoteerd. Per soort wordt berekend in welk % van het totaal aantal proefvlakken ze voorkomt.

Het maken van een vegetatieopname volgens de methode van Braun-Blanquet.
Deze methode is ontwikkeld door Braun-Blanquet (Frans-Zwitserse school). In

een proefterrein wordt select een zo homogeen mogelijk proefvlak gekozen, waarvan het oppervlak minstens zo groot is als het minimumareaal. Per vegetatielaag wordt een soortenlijst gemaakt.

Te onderscheiden zijn:

- boomlaag - boven de 5 meter
- struiklaag - van 1 tot 5 meter
- kruidlaag - van 0 tot 1 meter

Bij de kruidlaag is het overzichtelijk om grassen en kruiden te scheiden. Van iedere soort vermeld je (eventueel later) achter de Nederlandse naam ook nog de wetenschappelijke naam.

Schat vervolgens van elke soort de bedekkingsgraad, dat is het oppervlaktepercentage van het proefvlak dat door die soort wordt ingenomen. Bij de boom- en struiklaag gebeurt dit door projectie op het bodemoppervlak en ongeveer het aantal spruiten. Geef dan iedere soort een waarde volgens de gecombineerde schaal van Braun-Blanquet. Zie tabel 6.1.

Het maken van een vegetatieopname volgens de methode van Tansley.

Een snellere methode dan die van Braun-Blanquet is de methode van Tansley. Hier worden per vegetatielaag de relatieve bedekkingspercentages geschat. De omschrijving in tabel 6.1 is als volgt gedefinieerd:

- zeldzaam: slechts enkele individuen, alleen bij toeval of bij gericht zoeken te vinden;
- af en toe: weinig individuen/biomassa, maar bij goed bekijken niet over het hoofd te zien;
- frequent: veel individuen, maar met een lage bedekking; indien alleen deze soort aanwezig is, dan is een groot deel van de bodem niet bedekt met vegetatie;
- abundant: veel individuen, minder dan 50% van de bodem bedekkend;
- codominant: samen met een of meer andere soorten 50% of meer van de bodem bedekkend; de codominante soorten komen in gelijke mate voor;
- dominant: alleen 50% of meer van de bodem bedekkend.

Met lokaal wordt bedoeld: de groeiplaats van de betreffende soort komt slechts lokaal voor.

Tabel 6.1. De originele schaal van Braun-Blanquet, de gecombineerde bedekking/abundantieschaal die door de STOWA wordt gehanteerd, de Tansley-schaal en een corresponderende schaal voor numerieke verwerking.

Bron: Jongman e.a., 1987, STOWA, 1994.

| Braun-Blanquet | | STOWA | | Tansley | | Numeriek |
|----------------|-----------|---------|---------------------------------|---------|-----------------|----------|
| Symbool | Bedekking | Symbool | Bedekkings% of abundantie | Symbool | abundantie | Schaal |
| | | r | zeldzaam, 1-3 | r | zeldzaam | 1 |
| | | + | weinig, <3 per m ² | o | af en toe | 2 |
| 1 | < 5% | 1 | veel, 3-10 per m ² | lf | lokaal frequent | 3 |
| | | 2m | talrijk, >10 per m ² | f | frequent | 4 |
| 2 | 5-25% | 2a | 5-12,5% | la | lokaal abundant | 5 |
| | | 2b | 12,5-25% | a | abundant | 6 |
| 3 | 25-50% | 3 | 25-50% | ld | lokaal dominant | 7 |
| 4 | 50-75% | 4 | 50-75% | cd | codominant | 8 |
| 5 | >75% | 5 | >75% | d | dominant | 9 |

Verwerking van de vegetatieopnames.

In principe kunnen de laatste typen opnames worden gebruikt om de onderzochte vegetatie een plaats te geven in het hiërarchisch opgebouwde systeem van plantengemeenschappen volgens de Frans-Zwitserse school. Voor Nederland is dit goed uitgezocht en te vinden in het boek 'Plantengemeenschappen in Nederland' van Westhoff en Den Held.



Het is echter niet gebruikelijk dat de frequentiemethode en andere verwante methoden van de Scandinavische en Engels-Amerikaanse school zo worden verwerkt. Voor veel landen waar deze school gevolgd wordt is zelfs geen hiërarchisch systeem van plantengemeenschappen ontwikkeld. Binnen deze school wordt het voorkomen van soorten en soortencombinaties in een vegetatie gebruikt als indicatie voor een bepaald milieu. In Nederland wordt de frequentiemethode gebruikt bij graslandonderzoek en bij onderzoek waar vegetaties lange tijd worden gevolgd.

6.3.3 Monstername ten behoeve van biomassabepaling en chemische analyse van plantenmateriaal

Bij het bemonsteren van plantenmateriaal ten behoeve van biomassabepaling of chemische analyse dient men ervoor te zorgen dat het monster representatief is voor de plantenpopulatie of onderzochte plantendelen. Bovendien dient het materiaal vrij te zijn van contaminatie. Contaminatie van plantenmateriaal wordt voornamelijk veroorzaakt door de aanwezigheid van grond en door de wijze van bemonsteren. Lokale contaminatie kan ook het gevolg zijn van een behandeling (bespuiting of bemesting) van de vegetatie of nabijgelegen gewas. Doe altijd navraag bij de beheerder om zulke bijzonderheden te weten te komen.

Contaminatie door bodemdeeltjes.

Er zit altijd een zekere hoeveelheid grond aan de bovengrondse delen als gevolg van het opspatten van modder of door het opwaaien van stof. Verscheidene sporenelementen, met name Co, zijn in de bodem in veel hogere concentraties aanwezig dan in de plant. Wanneer de contaminatie door bodemdeeltjes aanzienlijk is, kan dat de analyseresultaten sterk beïnvloeden. De mate van contaminatie door grond hangt af van de vorm van de plant en van de weersomstandigheden kort voor de bemonstering. In het algemeen is het onverstandig om te monstern kort na harde wind, zware regenval of langdurige droogte. Proefvlakken vlakbij toegangshekken en binnen 5 m van de rand van een veld moeten zoveel mogelijk worden vermeden. Bij het bemonsteren van weiland is, kort na het weiden, de contaminatie door grond zeer groot: er dient minstens twee weken te worden gewacht voor de monstername.

Indien zowel bodem- als gewasmonsters moeten worden genomen, moeten altijd eerst de gewasmonsters worden genomen.

Als bij visuele inspectie bodemdeeltjes zichtbaar zijn op het plantenmateriaal, dan is de mate van contaminatie vrijwel zeker te groot om een waardevolle analyse van een aantal sporenelementen mogelijk te maken. Vooral planten met ruwe bladeren zijn hiervoor gevoelig.

Contaminatie tijdens het bemonsteren.

De contaminatie met sporenelementen tijdens het bemonsteren kan vrijwel geheel worden voorkomen als de volgende regels in acht worden genomen:

- De te verzamelen planten worden met één hand vastgehouden en met de andere tenminste 3 cm boven de grond worden afgesneden/geknipt met schoon gereedschap. Het plantenmateriaal mag onder geen beding de grond raken.
- Elk monster moet worden verzameld in een voldoende grote polyetheen zak. In de zak mogen geen papieren of metalen labels worden gedaan.
- De monsters worden in een schone container, geïsoleerd van grondmonsters,

vervoerd.

- De monsters dienen zo spoedig mogelijk bij het lab te worden afgeleverd.
- Gebruik nooit metalen containers voor opslag of vervoer van het plantenmateriaal.
- Verzamel nooit bovengrondse delen door de plant in zijn geheel uit de grond te trekken. De aan de wortels hangende grond kan grote contaminatie teweeg brengen.

Wortel-, knol- en bolgewassen kunnen niet worden bemonsterd zonder aanhangende grond. Het hele monster wordt in een polyetheen zak gedaan en naar het lab vervoerd.

De hoeveelheid monster.

Neem monsters van tenminste 500 g vers plantenmateriaal. Hierin zit gewoonlijk meer dan genoeg droge stof om herhaalde malen analyses met verschillende technieken uit te voeren. Bovendien is het groot genoeg om een representatief mengmonster samen te stellen (behalve bij wortels).

Aangezien bladeren, stengels en vruchten verschillende gehalten aan elementen bevatten, zijn zinvolle vergelijkingen tussen monsters alleen mogelijk indien overeenkomstige plantendelen in hetzelfde groeistadium met elkaar worden vergeleken.

Wanneer planten met elkaar worden vergeleken die afkomstig zijn uit één veld, maar die verschillen in symptomen als gevolg van voedingsdeficiëntie of toxiciteit, dan kan men het beste een aantal monsters van de aangetaste planten nemen naast een even groot aantal monsters van dezelfde monstergrootte uit niet-aangetaste plekken. Enkelvoudige monsters van zowel aangetaste als gezonde planten bieden een onvoldoende statistische basis voor vergelijking.

Een representatief monster van plantenmateriaal dient te bestaan uit 25 sub-monsters van gelijke grootte, alle van één monsterplek. Bij het bemonsteren van een gemengde vegetatie dient elk sub-monster te bestaan uit het plantenmateriaal van 0,5 m². Hieruit wordt dan een groot mengmonster gemaakt. Gerijpt graan kan worden bemonsterd door van elk sub-monsterplek 3 of 4 planten te verzamelen. Voor grote gewassen, zoals kool, worden mengmonsters gemaakt van een aantal overeenkomstige bladeren.

6.3.4 Literatuur

- 1 Edwards, R.A., Crooks, P. and Purves, D., 1985. Analytical services and sampling techniques. ESCA, Edinburgh.
- 2 Westhof, V. en Held, A.J. den, 1969. Plantengemeenschappen in Nederland. Thieme, Zutphen.
- 3 Held, J.J. den, 1982. Beknopt overzicht van nederlandse plantengemeenschappen. Wetenschappelijke mededeling nr. 134. KNNV, Hoogwoud.
- 4 Rep, A., 1992. Handleiding Analyse van Ecologische Gegevens. IAHL, Velp.
- 5 STOWA, 1994. Ecologische beoordeling en beheer van oppervlaktewater: Beoordelingssysteem voor kanalen op basis van macrofyten, macrofauna, epifytische diatomeeën en fytoplankton. Rapport 94-1. ISBN 90.74476.02.3.

6.4 Opdrachten

Opdracht 6.1

Op het terrein van Larenstein ligt een grasveld waarin pleksgewijs Witte klaver, Grote weegbree, Klein streepzaad en Paardebloem voorkomen. Om een schatting te maken van de gemiddelde abundantie en inzicht te krijgen in het type verspreidingspatroon verdelen we het terrein in 256 vierkanten volgens onderstaand schema.

| | A | B | C | D | E | F | G | H | I | J | K | L | M | N | O | P |
|----|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 2 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 3 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 4 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 5 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 6 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 7 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 8 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 9 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 10 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 11 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 12 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 13 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 14 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 15 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 16 | | | | | | | | | | | | | | | | |

VARIABLE: _____

EENHEID: _____

DATUM: _____

- a **Bepaal enkele malen het minimumareaal op het proefterrein.**

Verdeel het gehele terrein vervolgens in een vierkant raster met vakken ter grootte van het minimumareaal.

Tegelijk met het plaatsen van het raster worden bodemmonsters genomen ter bepaling van de variatie in pH en het EGV. Zie opdracht 2.7.

- b De bedekking van de aanwezige plantensoorten kan worden geschat volgens een van de schalen in tabel 6.1. Bedenk of kies een schaal om de abundantie van Grote weegbree, Paardebloem, Witte klaver en Klein streepzaad in te inventariseren. Je moet 256 monsters nemen dus snelheid is het belangrijkste criterium.
Inventariseer vervolgens het terrein met behulp van de gekozen methode.
- c **Sla alle gegevens op in een spreadsheet volgens het schema.**

7 Waterbodemonderzoek

7.1 Inleiding

In dit hoofdstuk worden algemene richtlijnen gegeven voor de opzet van onderzoek naar de kwaliteit van waterbodems. Per geval dient men te bezien of afwijkingen hiervan noodzakelijk zijn.

7.2 Doelstellingen en fasering van het onderzoek

In alle gevallen is een gefaseerde aanpak van essentieel belang. Achtereenvolgens kunnen in een onderzoek de volgende fasen onderscheiden worden:

- 1 Formulering van doelstelling en termijn.
- 2 Inventarisatie van aanwezige kennis.
- 3 Oriënterend onderzoek.
- 4 Vervolgonderzoek.
- 5 Eventueel een saneringsonderzoek.

Deze fasering sluit aan bij de aanbevolen werkwijze voor bodemsaneringsonderzoek (zie Hoofdstuk 6).

Niet elk onderzoek doorloopt deze 5 fasen. Als bijvoorbeeld blijkt in het oriënterend (of vervolg-) onderzoek dat de hoeveelheid verontreiniging niet boven de toetsingswaarden uitkomt, is een vervolg c.q. saneringsonderzoek niet nodig. In de laatste drie fasen (3, 4 en 5), worden de doelstellingen in elke volgende fase steeds meer gespecificeerd. Deze fasen zijn eigenlijk zelfstandige onderzoeken binnen een groot onderzoek.

Hieronder volgt een korte beschrijving van de algemene doelstellingen van de laatste drie fasen:

- 3 Bij het oriënterend of vooronderzoek gaat het erom inzicht te krijgen in de mate en aard van de verontreinigingen en een eerste indruk te krijgen van de variatie in de ruimte (en eventueel tijd). Deze informatie is onontbeerlijk voor het opzetten van een verantwoord en efficiënt vervolgonderzoek.
- 4 Vervolg- of nader onderzoek komt meestal voort uit de behoefte aan betrouwbare informatie over de ruimtelijke verspreiding van verontreinigingen, en de wens om 'trends' (veranderingen van de kwaliteit in de loop van de tijd) te volgen. Deze laatste vorm van onderzoek wordt monitoring genoemd.
- 5 Saneringsonderzoek is alleen noodzakelijk als concrete beheersmaatregelen overwogen worden. Voor milieuvriendelijk baggeren en het bepalen van de verwerkingsmethoden kan het nodig zijn om nog preciezer de verspreiding van de verontreiniging in kaart te brengen (bijvoorbeeld verschillende lagen).

7.3 Oriënterend onderzoek naar reeds beschikbare gegevens

7.3.1 Doel van het vooronderzoek

Voorafgaand aan de inrichting van het Nader onderzoek, zoals dat in deze voorlopige richtlijn wordt beschreven, moeten de reeds bekende gegevens met betrekking tot de historie van de verontreiniging en de geohydrologie geïnventariseerd worden. Het doel van het vooronderzoek is het verzamelen van de gegevens die nodig zijn voor het opzetten van een meet- en bemonsteringsplan voor het Nader onderzoek.

Een geval van waterbodemonverontreiniging komt voor Nader onderzoek in aanmerking als de signaleringswaarde overschreden is. Bij eerder onderzoek van de betreffende waterbodem zijn dus al monsters genomen en geanalyseerd. Volgens de Leidraad bodembescherming gaat aan een Nader onderzoek een oriënterend onderzoek vooraf, waarbij aandacht besteed wordt aan de historische en geohydrologische aspecten die mede bepalend zijn voor het opzetten van het Nader onderzoek. Bij deze werkwijze zal op termijn ook bij het waterbodemonderzoek worden aangesloten. Als gevolg van de reeds aanwezige gebiedskennis bij de waterkwaliteitsbeheerders is tot nu toe in veel gevallen het oriënterend onderzoek achterwege gelaten. Om tot een goed Nader onderzoek te komen, verdient het aanbeveling om aan de hand van de op de volgende pagina gegeven checklist na te gaan of de gewenste informatie voorhanden is. Tevens wordt hiermee inzicht verkregen in de aanvullende gegevensbehoefte. Dit vooronderzoek is in feite onderdeel van het oriënterend onderzoek.

Het resultaat van de inventarisatie is een overzicht van de beschikbare informatie. Tevens kan worden aangegeven welke leemtes in de kennis over de verontreinigingssituatie bestaan. Voor een deel is het historisch overzicht onderdeel van de rapportage over het Nader onderzoek, daarnaast kan het bij de opzet en de uitvoering van het onderzoek als informatiebron dienen. In het rapport over het Nader onderzoek dienen de volgende aspecten aan de orde te komen:

- een omschrijving van de plaats van de lokale en bovenstroomse bronnen
- historie van de bron(nen)
- lijst met de geloosde chemicaliën
- vrachten van de verschillende stoffen
- wijzigingen in de geloosde vrachten in de tijd.

7.3.2 Checklist voor de inventarisatie van gegevens

In tabel 7.1 wordt een overzicht gegeven van de relevante informatie die, indien beschikbaar, bij de verschillende deelonderzoeken zoals: 'aard, concentratie en omvang', 'effektenstudies' en 'verspreiding', behulpzaam kan zijn. In de volgende paragrafen wordt per deelonderzoek in meer detail aangegeven welke gegevens noodzakelijk dan wel gewenst zijn. De inventarisatie van de bestaande informatie omvat alle voor het Nader onderzoek relevante gegevens. Hieronder vallen gegevens over:

- de bronnen,
- reeds uitgevoerd chemisch onderzoek,
- de wijze van verspreiding,
- de omgevingsfactoren en
- de reeds waargenomen effecten.

Tabel 7.1. Checklist voor inventarisatie van waterbodengegevens.

Kaartmateriaal.

- Topografische kaarten, waterkaarten, geomorfologische kaarten, stroomatlassen, geohydrologische kaarten, (infra-rood) luchtfoto's.

De bron.

- Lozingsvergunningen (hinderwet, WVO) en procestechnische gegevens (informatie over vergelijkbare locaties elders: branche-informatie, analogie)
- Ouderdom en continuïteit van de bron (schatting van de tijd dat de bron reeds voor de verspreiding van verontreiniging in het milieu zorgt); Aard van de bron: puntbron(nen) of diffuse bron (depositie, aangevoerd zwevend stof)
- Plaats van voorkomen;
- Hoeveelheid verontreiniging die in het milieu terecht is gekomen (zowel de totale hoeveelheden als de vrachten = hoeveelheid per eenheid van tijd);
- De wijze van voorkomen van de verontreinigende stof(fen).
- De stoffeïenschappen van de geloosde stoffen (sorptie, oplosbaarheid).
- Voornemens met betrekking tot beperking van de emissies.

Gegevens over de verwachte omvang van de verontreiniging.

- Meetgegevens uit eerder chemisch onderzoek, zowel van de locatie zelf als van punten uit de directe omgeving.
- Meetgegevens van reeds verwijderde baggerspecie.
- Uitkomsten van modelberekeningen over de verspreiding.

De gegevens over de verspreiding.

- Verspreiding van sediment (erosie, sedimentatie);
- Pakkingsdichtheid (consolidatie) van het sediment;
- Dikte sedimentlaag en historische opbouw;
- Kwaliteit van oppervlaktewater. met name van het zwevend stof,
- Hoeveelheid zwevend stof;
- Aanwezigheid van kunstwerken (heden en verleden);
- Korrelgrootteverdeling van het sediment;
- Aanwezigheid van zout water.

Omgevingsfactoren.

- Stroming(ssnelheid, met name die waarbij resuspensie op gaat treden) van het oppervlaktewater;
- Verspreiding beïnvloedende factoren (scheepvaart, spuien);
- Baggeractiviteiten; (voormalige) Zandwinputten, geulen;
- Stromingsrichting van oppervlakte- en grondwater;
- Interactie met de landbodem;
- Inzijing of kwel ten opzichte van grond water;
- Onttrekkingen (van oppervlaktewater en grondwater);
- (Microbiologische) afbraakprocessen.
- Woonkernen, woonboten, agrarische en industriële activiteiten.
- Toegekende functies.
- Natte en droge depositie.

Visuele informatie op de locatie.

Gegevens over bronnen alsmede chemische analyses uit eerder onderzoek en kennis van omgevingsfactoren en verspreidingsprocessen vormen de basis voor het opzetten van een analysestrategie (welke parameters) en de bemonsteringsstrategie (waar bevinden zich de verontreinigingskernen, op welke wijze heeft de verontreiniging zich verspreid).

Het in beeld brengen van de oorzaken van de verontreiniging dient daarnaast nog enkele andere doelen te weten:

- Informatie over de bron(nen) kan dienen als controle op de vastgestelde omvang van de verontreiniging. De controle kan plaats vinden door uit de beschikbare gegevens over de bron(nen) de omvang van de verontreiniging te schatten.
- Om bij een eventuele sanering van een waterbodem, niet te geraken in een situatie van 'dweilen met de kraan open', moet een prognose van de toekomstige ontwikkeling van de waterbodemkwaliteit onder invloed van de restlozing en eventuele aanvoer van verontreiniging van elders worden opgesteld.

De in tabel 7.1 verzamelde gegevens uit het bronnenonderzoek moeten leiden tot een overzicht van de plaatsen waar geloosd is en/of wordt, een globale schatting van de omvang van de verontreiniging (beïnvloedingsgebied) alsmede een lijst met de naar verwachting aan te treffen chemicaliën. De bronnen kunnen naar aard worden onderscheiden, zoals:

- lokaal verontreinigende lozing(en)
- bovenstroomse lozing(en)
- bovenstroomse diffuse bronnen (inclusief resuspensie/erosie van vervuilde waterbodems).

Gegevens over bronnen, alsmede geohydrologische gegevens en overige omgevingsfactoren zijn ook noodzakelijk voor het inschatten van de mogelijke verspreiding van verontreinigingen naar zowel het grondwater als het aangrenzende oppervlaktewater. Een bezoek aan de locatie kan het verkregen beeld completeren en gebruikt worden om eerder vergaarde informatie te verifiëren.

7.4 Nader onderzoek

7.4.1 Doel

Bij het Nader onderzoek naar de aard, concentratie en omvang van de verontreinigingen dient vastgesteld te worden welke verontreinigingen op de onderzoekslocatie aanwezig zijn en wat de ruimtelijke verspreiding van de verontreiniging is, zowel in het horizontale als in het verticale vlak. Voor het onderzoek wordt uitgegaan van hypothesen ten aanzien van de aard, concentratie en omvang van de waterboderverontreiniging die geformuleerd zijn op basis van de informatie uit het vooronderzoek. Op grond van deze hypothesen wordt de (onderzoeks)locatie verdeeld in deellocaties (zie voor een begripsomschrijving de begrippenlijst). Achteraf moeten de resultaten van het onderzoek geconfronteerd worden met de, op grond van het vooronderzoek veronderstelde aard, concentraties en omvang. Bij grote afwijkingen moet nagegaan worden of een aangepaste onderzoeksstrategie en eventueel aanvullend onderzoek noodzakelijk is.

Gezien de aard van de verontreinigende stoffen is het bij verontreinigde waterbodems aannemelijk dat verspreiding naar grondwater een traag proces is. Saneringsnoodzaak op basis van gemeten overschrijding van C-toetsingswaarden voor grondwater is dan in de meeste gevallen ook niet te verwachten.

In het rapport over het Nader onderzoek dienen onder meer de volgende aspecten aan de orde te komen:

- Een overzicht van de voorkomende verontreinigingen.
- Per relevante parameter een beeld van de ruimtelijke verdeling, zowel in het horizontale als in het verticale vlak.
- Voor de gehele locatie aangeven waar de contouren liggen van de A-, C- en signaleringswaarden. In aanvulling hierop kan met het oog op de verwerking van bij de sanering vrijkomende baggerspecie een indeling worden gemaakt op basis van produktnormen voor baggerspecie (kwaliteitsklassen) of op basis van produktnormen volgens de Wet Chemische Afvalstoffen.
- Per kwaliteitsklasse en per deellocatie het aantal m³ verontreinigde

- waterbodem.
- Per relevante parameter een schatting van de aanwezige hoeveelheid.

7.4.2 Strategie by het onderzoek naar de aard, concentratie en omvang van de verontreiniging

Bij het inrichten van het Nader onderzoek naar de aard, concentratie en omvang van de verontreiniging wordt uitgegaan van gebiedskennis. Deze kennis is onder meer gebaseerd op historische informatie over de bronnen van verontreiniging en gegevens van eerder onderzoek. Op grond van reeds bekende gegevens wordt de onderzoekslocatie verdeeld in deellocaties. De gegevens die hierbij gebruikt kunnen worden zijn in tabel 7.1 aangegeven als:

- Gegevens over de verwachte omvang van de verontreiniging;
- Gegevens over de verspreiding;
- Gegevens over de omgeving.

Met behulp van deze gegevens wordt, voorafgaand aan het daadwerkelijk uitvoeren van het Nader onderzoek, een hypothese geformuleerd over de aard, concentratie en omvang van de waterbodemverontreiniging. Om welke stoffen gaat het, wat zijn de te verwachten concentraties in de zin van homogeen en heterogeen en in welke richting zullen eventuele gradiënten verlopen.

Het verdelen van de locatie in deellocaties wordt daarna gebaseerd op de volgende criteria:

- Er wordt onderscheid gemaakt tussen homogene en heterogene deellocaties. Binnen het Nader onderzoek van verontreinigde waterbodems wordt een (deel)locatie als homogeen beschouwd als de verontreinigde toplaag (50 cm) binnen de gehele (deel)locatie binnen één kwaliteitsklasse valt. Bij heterogene deellocaties is veelal sprake van gradiënten. Bij heterogene deellocaties zullen over het algemeen duidelijk lokale verontreinigingsbronnen (puntbronnen) aan te wijzen zijn.
- Per locatie wordt in het algemeen een indeling gemaakt in maximaal 10 deellocaties. Als er duidelijke redenen voor zijn kan van dit maximum worden afgeweken.
- Voor de deellocaties wordt in principe een minimum-afmeting aangehouden. Voor grotere (bredere) wateren is de minimummaat ca. 250 x 250 m², bij lintvormige wateren een lengte van ca. 1 km. Bij kleinere locaties (sloten, havens, enz.) kan hiervan worden afgeweken.

Toelichting Het onderscheid tussen homogeen en heterogeen is een relatief onderscheid. Afhankelijk van de schaalgrootte kunnen ook binnen een heterogene deellocatie kleinere homogene gebiedjes worden onderscheiden. De gegeven pragmatische begrenzingen op grond van aantallen deellocaties en afmetingen zijn ingegeven door de wetenschap dat gedetailleerde informatie over de aard, concentratie en omvang van de verontreiniging alleen verkregen kan worden door het nemen van zeer grote aantallen waterbodemonsters. Met de aangegeven criteria wordt beoogd de onderzoekskosten enigszins te beperken. In een aantal gevallen kan verdere detaillering gewenst zijn. In dat geval zal de monsterdichtheid groter moeten worden.

Het onderzoek naar de aard, concentratie en omvang wordt verder per deellocatie uitgevoerd. Hierbij wordt voor homogene deellocaties een andere strategie gevolgd dan voor heterogene deellocaties.

De in de voorliggende richtlijnen gekozen criteria voor het indelen in homogene en heterogene deellocaties wijken vooralsnog af van de strategie die gevolgd wordt in het TNO-rapport over de inrichting van het Nader onderzoek naar aard, concentratie en omvang van de verontreiniging (hoofdstuk 6). Door de schaal waarop waterboderverontreiniging wordt aangetroffen is een eerste indeling van een locatie in deellocaties, die afzonderlijk verder worden onderzocht, gemaakt. Een tweede verschil tussen deze voorlopige richtlijnen en het TNO-rapport is de definitie van het begrip homogeen. Door TNO wordt een verontreiniging als homogeen beschouwd als er op onderzoeksschaal niet sprake is van een duidelijke kern. Variaties op een schaalgrootte kleiner dan 500 m² worden daarbij buiten beschouwing gelaten tenzij duidelijk aanwijzingen bestaan dat er sprake is van een heterogene verontreiniging. Om praktische redenen is in deze richtlijnen de volgende definitie gekozen:

Een (deel)gebied wordt als homogeen beschouwd als de waterbodem in de hele deellocatie hoort tot één kwaliteitsklasse conform de derde Nota waterhuishouding.

Om verwarring te voorkomen wordt in het onderstaande schema aangegeven welke termen worden gehanteerd bij het verdelen van een locatie in kleinere delen:

- Locatie:* De locatie is het gebied waarbinnen het 'geval van bodemverontreiniging' zich bevindt. De grenzen van de locatie worden bepaald door de grenzen van de verontreiniging en niet door terrein- en/of eigendomsgrenzen (De afbakening vindt plaats ten opzichte van de A-waarden of de lokale achtergrondwaarden. Voor grote gebieden kan een vaststelling op basis van geografische grenzen zinvol zijn).
- Deellocatie:* Een als afzonderlijk deel te beschouwen gebied binnen een locatie dat bij de uitvoering van het Nader onderzoek als homogeen dan wel als heterogeen verontreinigd beschouwd wordt. Per locatie worden maximaal 10 deellocaties onderscheiden.
- Ruimtelijke eenheid:* Een deellocatie wordt in een beperkt aantal (globaal 5-10) ruimtelijke eenheden (RE) verdeeld. Hierbij wordt aangenomen dat met enkele steekmonsters een representatief beeld voor de verontreiniging binnen de RE kan worden verkregen.

De in dit hoofdstuk gesignaleerde verschillen zijn onderwerp van overleg tussen TNO en RIZA. In het uit te brengen onderzoeksprotocol voor Nader onderzoek (TNO-protocol) zullen de resultaten van dit overleg zijn opgenomen.

Onderzoek naar de aard, concentratie en omvang van de verontreiniging in homogene deellocaties.

Voor homogene deellocaties moet tijdens het Nader onderzoek worden vastgesteld of er inderdaad sprake is van een homogene verdeling van de verontreiniging. Verder moet het verloop van de concentraties in het verticale vlak worden vastgesteld.

Om vast te kunnen stellen of er aanvullend op de reeds bekende gegevens nog bemonsterd moet worden, en zo ja, waar de monsters genomen moeten worden, wordt een deellocatie onderverdeeld in een aantal even grote ruimtelijke eenheden. Deze RE hebben, afhankelijk van de grootte van de

deellocatie, een oppervlak van 100 x 100 m² tot maximaal 1000 x 1000 m².

Per deellocatie worden minimaal 5 RE onderscheiden. In het algemeen kan worden volstaan met een maximum van 10 RE. Voor lintvormige deellocaties, die in het algemeen een lengte hebben van 1 km wordt voor de lengte van de RE 200 m aangehouden. Als de waterloop breder is dan 20 m wordt als breedte van de RE de halve breedte van de waterloop aangehouden.

Per ruimtelijke eenheid wordt van 2 willekeurig gekozen punten een waterbodemmonster geanalyseerd. Voor het willekeurig kiezen van de punten binnen een RE zijn een aantal methoden beschikbaar (zie hoofdstuk 4). Eventueel kan hierbij gebruik worden gemaakt van gegevens uit eerder onderzoek, mits deze gegevens voor de huidige situatie nog geldig zijn. Dit laatste is afhankelijk van de dynamiek van het watersysteem en de tijd die sinds het eerdere onderzoek verstreken is.

Om informatie over de verticale verdeling van de verontreiniging te verkrijgen wordt op elk bemonsteringspunt in ieder geval een monster genomen van de toplaag (0 - max. 50 cm) van het sediment, van de vermoedelijke onderste laag (max. 50 cm dik) van het verontreinigde sediment en van het bovenste deel (50 cm) van de vermoedelijk niet-verontreinigde laag. Indien de dikte van de verontreinigde laag minder bedraagt dan 50 cm kan worden volstaan met 1 mengmonster over de vertikaal van het vermoedelijk verontreinigde sediment en 1 monster van de top van de vermoedelijk niet-verontreinigde laag. Afhankelijk van de kennis over de bodemopbouw kan besloten worden de bemonstering in de vertikaal voor een beperkt aantal punten per deellocatie uit te voeren. Bij dikke verontreinigde pakketten sediment moet overwogen worden om niet alleen van de top en het onderste deel van het vermoedelijk verontreinigde sediment monsters te onderzoeken, maar ook monsters van tussengelegen lagen bij het onderzoek te betrekken. Indien mogelijk moet bij het onderzoek in de verticale richting worden aangesloten bij de kennis over de bodemkundige opbouw.

Indien uit eerdere onderzoeken bekend is welke de belangrijkste verontreinigingen zijn kan het onderzoek zich met name richten op deze parameters. Indien niet bekend is of er sprake is van enkele verontreinigende parameters of van een groot aantal stoffen die verantwoordelijk zijn van de verontreiniging, zal hiernaar eerst onderzoek moeten worden verricht. In alle monsters moet onderzoek worden verricht naar de belangrijkste verontreinigingen. Aanvullend zal ook in een beperkt aantal monsters onderzoek naar het volledige parameterpakket (zie bijlage 1) moeten worden verricht. In eerste instantie kan dit onderzoek naar het volledige analysepakket zich beperken tot 2 monsterpunten per deellocatie. Van deze monsterpunten moeten wel alle deelmonsters in de vertikaal op het volledige analysepakket worden onderzocht. Het is zinvol aan de rand van de locatie een groter aantal monsters op het volledige analysepakket te onderzoeken. Voor zover er standaard analysevoorschriften bestaan zijn deze in bijlage 2 aangegeven. Het verschil van deze richtlijn met het genoemde TNO-rapport over het Nader onderzoek is, dat voor homogeen verontreinigde deellocaties in deze richtlijn niet gekozen is voor een fasering van het onderzoek. Gezien de schaalgrootte is gekozen voor direct analyseren van het maximum van 2 monsters per RE. Dit aantal geldt ook in het TNO-rapport als maximum als in de eerste fase van het onderzoek een te grote spreiding van de analyseresultaten wordt gevonden. Op

grond van de ruimtelijke variatie in waterbodems en de onnauwkeurigheid van de chemische analyses mag verwacht worden dat er altijd sprake zal zijn van een aanzienlijke spreiding van analyseresultaten.

Onderzoek naar de aard, concentratie en omvang van de verontreiniging in heterogene deellocaties.

Voor heterogene deellocaties moet tijdens het onderzoek worden vastgesteld welke gradiënten voor de verontreinigingen aanwezig zijn. Het gaat daarbij primair om het vaststellen van isoconcentratielijnen die klassegrenzen aangeven. Ook zal de grens tussen lokale verontreiniging en het achtergrondgehalte voor het gebied vastgesteld moeten worden.

Voor het gebied waar de signaleringswaarde overschreden wordt zal, voor zover dit niet reeds bij eerder onderzoek is gedaan, de meest verontreinigde kern vastgelegd moeten worden. Bij ruime overschrijding van de signaleringswaarde is het bovendien verstandig ook iso-concentratielijnen vast te leggen voor hogere niveaus.

Voor het onderzoek in heterogene deellocaties wordt gekozen voor een bemonsteringsstrategie die in grote lijnen overeenkomt met de strategie uit het TNO-rapport over Nader onderzoek. Zie hoofdstuk 6. De schaal waarop het onderzoek wordt uitgevoerd is echter grover.

Heterogene deellocaties worden in tegenstelling tot homogene deellocaties niet in ruimtelijke eenheden verdeeld. De bemonsteringspunten worden vastgesteld met behulp van een systematisch bemonsteringsraster.

Voor heterogene deellocaties die niet grenzen aan de rand van de onderzoekslocatie worden per deellocatie 25 bemonsteringspunten gekozen op regelmatige afstand van elkaar (raster van 5 x 5 punten). Indien verwacht wordt dat er sprake is van een grillige iso-concentratielijn is het verstandig gelijk het aantal punten dwars op de gradiënt te vergroten. In dit geval kan een raster van 10 x 5 gekozen worden. Ook bij langgerekte deelgebieden zal het raster aangepast moeten worden.

Als het op grond van de meetresultaten uit deze 1^e bemonstering niet mogelijk is om met behulp van lineaire interpolatie de gewenste isoconcentratielijnen te trekken wordt op die delen van de deellocatie, waar geen isoconcentratielijnen getrokken kunnen worden een vervolgonderzoek uitgevoerd. Dit vervolgonderzoek wordt uitgevoerd op punten die behoren bij een raster van 10 x 10 punten. Over het algemeen zal het dan mogelijk zijn om isoconcentratielijnen te trekken met een minimale betrouwbaarheid van 1/5 x de lengte van de deellocatie.

Binnen heterogene deellocaties die aan de rand van de onderzoekslocatie liggen is het noodzakelijk om de grens tussen de lokale verontreiniging en de achtergrondgehalten vast te stellen. Ook hier wordt weer begonnen met een raster van 5 x 5 punten. Het onderzoek kan als afgerond worden beschouwd als er, gerekend in de richting van de gradiënt, steeds 2 punten in het als 'achtergrond' te betitelen gebied liggen.

Om bij heterogene deellocaties informatie te krijgen over de opbouw in de

vertikaal is het noodzakelijk vooraf te beschikken over informatie over de bodemopbouw. Het is daarbij van belang om te weten of er verwacht mag worden dat de verontreinigde laag als een overal even dikke laag op een vermoedelijk schone, egale ondergrond ligt, of dat er sprake kan zijn is van een grillig verloop van de onderkant van de verontreinigde laag. In dit laatste geval zal de bodem op alle onderzochte rasterpunten ook in de vertikaal onderzocht moeten worden. Hierbij moeten in ieder geval de top laag, de onderste laag (50 cm) van de verontreinigde sliblaag en de bovenste 50 cm van de (vermoedelijk) schone ondergrond onderzocht worden. Als er bovendien sprake is van een grote gradiënt in de vertikaal zullen ook daarvoor klassegrenzen met een nauwkeurigheid van 50 cm vastgesteld moeten worden. Als aannemelijk is dat de schone onderlaag vrij egaal is moeten op die rasterpunten, die het dichtst bij een klasse-overgang liggen, monsters in de vertikaal worden onderzocht. Ook hier moeten in ieder geval de top laag, de onderste laag (50 cm) van de verontreinigde sliblaag en de bovenste 50 cm van de (vermoedelijk) schone ondergrond onderzocht worden. Als er bovendien sprake is van een grote gradiënt in de vertikaal zullen ook klassegrenzen met een nauwkeurigheid van 50 cm vastgesteld moeten worden.

Ten aanzien van het analysepakket geldt bij het onderzoek in heterogene deellocaties hetzelfde als bij homogene deellocaties.

7.4.3 Evaluatie van de onderzoeksresultaten

Nadat het Nader onderzoek naar de aard, omvang en concentraties van de verontreinigingen is uitgevoerd moet worden nagegaan of de meetresultaten in overeenstemming zijn met de verwachte verspreiding op grond van de voor de uitvoering van het onderzoek bekende gegevens. Mochten er verschillen zijn, dan moet worden nagegaan of de nieuwe informatie aanleiding vormt tot een andere indeling in homogene en heterogene deellocaties. Als dit het geval is moet voor de nieuwe deellocaties, indien deze richtlijn dit aangeeft, aanvullend worden bemonsterd. Als de oorspronkelijke indeling in deellocaties gebaseerd was op beperkte informatie kan de evaluatie van de onderzoeksresultaten ook aanleiding vormen tot extra onderzoek naar de gegevens betreffende bronnen van verontreiniging. Bij deze evaluatie moet overigens voorkomen worden dat door onzekerheden in de voorspelling van de verspreiding een situatie ontstaat waarin steeds aanvullend bemonsterd moet worden. De onzekerheid in de voorspelling zal in zo'n geval als een gegeven geaccepteerd moeten worden.

7.4.4 Beoordeling van de noodzaak van de sanering

De gegevens die verkregen zijn bij het onderzoek naar de aard, concentratie en omvang van de verontreiniging dient op de eerste plaats om de noodzaak van de sanering (op korte of lange termijn) van de sanering vast te stellen. De criteria voor het vaststellen van de noodzaak van bodemsanering, de zogenaamde C-toetsingswaarden of interventiewaarden, worden op dit moment in opdracht van het ministerie van VROM door het RIVM voorbereid. Deze interventiewaarden zullen ook van toepassing zijn op de waterbodemsanering. Zodra deze criteria beschikbaar zijn kan op basis van de aangetroffen concentraties van verontreinigingen beoordeeld worden of er sprake is van een saneringsnoodzaak.

7.5 Literatuur

- 1 Steenwijk, J.M. van, Bakker, T., Stortelder, P.B.M. en Guchte, C.v.d., 1991. Voorlopige richtlijnen voor Nader onderzoek van verontreinigde waterbodems in de rijkswateren. Nota nr. 91.002. RIZA, Lelystad.
- 2 Ministerie VROM, 1998. Leidraad bodembescherming. Sdu, Den Haag.

Bijlage 1 Lijst van stoffen voor meting in sediment (en zwevend stof) en grondwater in aanmerking komen.

Als vuistregel voor keuze van het meetcompartiment wordt bij organische microverontreinigingen uitgegaan van de logaritme van de oktanol/water verdelings-coëfficiënt van de stof ($\log K_{ow}$). Deze waarde wordt gebruikt voor het berekenen van de verdeling van stof over water en de vaste fase (zie voor de berekening van de verdelingscoëfficiënt K_p voor zwevend stof en water lit 2). Bij zware metalen en nutriënten wordt de verdelingscoëfficiënt zwevend stof-water (voor metalen de K_d genoemd) berekend uit totaal en opgelost gehalten van het metaal en het gehalte aan zwevend stof in het water. Als vuistregel geldt bij verschillende K_d 's resp. K_{ow} 's:

- $K_d > 330$ l/g of $\log K_{ow} > 7$: De stof komt overwegend voor in zwevend stof en sediment. De stof accumuleert ook in organismen.
- $3 < \log K_d < 330$ l/g of $5 < \log K_{ow} < 7$: De stof is over de water- en (zwevend stof) sedimentfase verdeeld. De mobiliteit in grondwater is mede afhankelijk van het organisch stof gehalte. De stof accumuleert mogelijk ook in organismen.
- $K_d < 3$ l/g of $\log K_{ow} < 5$: Deze waarden resulteren in lage tot verwaarloosbare hoeveelheden in het sediment maar een hoge mobiliteit in het grondwater. De stof accumuleert nauwelijks in organismen. Deze stoffen zullen in het algemeen niet in het Nader onderzoek aan bod komen.

Voor stoffen waarvan de K_d of de $\log K_{ow}$ bekend zijn is dit opgenomen in onderstaande lijst van mogelijk te meten stoffen. In het algemeen zijn deze waarden ontleend aan de nota 'Kansen voor waterorganismen' (3).

Lijst van parameters die in een volledig onderzoekspakket thuishoren:

| Algemene parameters | | | $\log K_{ow}$ | | |
|--|---------------|----------------------------------|---------------|---------------------------------------|-----------|
| korelgrootteverdeling (voor zoetwatersediment % < 2 μ m en % < 16 μ m; voor zandig zoutwatersediment bovendien % < 63 μ m) | | indeno(1,2,3,c,d,)pyreen | 674 | | |
| | | benzo(b)fluorantheen | 696 | | |
| droge stof gehalte | | benzo(k)fluorantheen | 6 | | |
| | | fluorantheen | 5,1 | | |
| organisch stof gehalte (bij voorkeur als elementair C) | | Overage PAK'S: | | | |
| | | benzo(a)anthraceen | 5,61 | | |
| Anorganische verbindingen | | fenantreen | 4,57 | | |
| | totaal fosfor | pyreen | 5,18 | | |
| | chloride | dibenzo(ah)anthraceen | 5,97 | | |
| | ammonium | anthraceen | 4,54 | | |
| | sulfaat | chryseen | 5,61 | | |
| | | | | | |
| Metalen | K_d (l/g) | organochloor verbindingen | | | |
| | | arseen | 10 | hexachloorbenzeen (HCB) | 6,18 |
| | | cadmium | 130 | pentachloorbenzeen | 5,3 |
| | | kwik | 170 | hexachloorbutadieen | 3,74 |
| | | koper | 50 | a-endosulfan | 4,48 |
| | | nikkel | 8 | α , β en γ -HCH B | 3,72 |
| | | lood | 640 | aldrin | 7,4 |
| | | zink | 110 | dieldrin | 6,2 |
| | | chroom | 290 | endrin | 5,43 |
| | | | | DDT +derivaten | 5,69-6,19 |
| PAK's | $\log K_{ow}$ | heptachloor + epoxide | 4,6-5,05 | | |
| | | 6 van Borneff: | | | |
| | | benzo(ghi)peryleen | 6,6 | | |
| | | 7 PCB's | 5,62-7,07 | | |
| | | benzo(a)pyreen | 6 | | |

Bijlage 2 Analysevoorschriften

- droge stof (NEN 6620);
 - organisch stof (te bepalen met elementair C-methode, indien deze methode nog niet te hanteren is, kan tot die tijd de gloeirest bepaling worden gebruikt, NEN 6620);
 - zeefkromme 2-2000 μm (IB analysemethoden voor grond, rioolslib, gewas en vloeistof, 1979, pp 85);
 - zware metalen:
 - Ontsluiting (NEN 6465);
 - Cadmium (NEN 6458, detectiegrens 0,1 mg/kg);
 - Chroom (NEN 6444, detectiegrens 0,5 mg/kg);
 - Koper (NEN 6454, detectiegrens 0,5 mg/kg);
 - Kwik (NEN 6449, detectiegrens 0,1 mg/kg);
 - Nikkel (NEN 6430, detectiegrens 1 mg/kg);
 - Lood (NEN 6429; detectiegrens 1 mg/kg);
 - Zink (NEN 6443, detectiegrens 1 mg/kg);
 - Arseen (NEN 6432, detectiegrens 0,2 mg/kg);
 - IJzer (NEN 6460, detectiegrens 1 mg/kg);
 - Mangaan (NEN 6465, detectiegrens 0,1 mg/kg);
 - Scandium (NEN 6465, detectiegrens 0,1 mg/kg). Scandium is opgenomen omdat dit voor standaardisering in aanmerking kan komen. Overigens wordt in dit rapport de standaardisering van de derde Nota aangehouden.
 - Anorganische stoffen:
 - Chloride (NEN 6476);
 - Sulfaat (EPA 9036);
 - Ammonium (NEN 6472, NEN 3235 6.1.2);
 - Organische verbindingen:
 - PAK (10 uit de Leidraad VPR C85-11);
 - minerale olie (NEN 6673);
 - PCB en OCB (VPR C85-16).
- Analyse voorschriften voor grondwater:
- zware metalen:
 - Cadmium (NEN 6458);
 - Chroom (NEN 6444);
 - Koper (NEN 6454);
 - Kwik (NEN 6449);
 - Nikkel (NEN 6430);
 - Lood (NEN 6429);
 - Zink (NEN 6443);
 - Arseen (NEN 6432);
 - Organische verbindingen:
 - minerale olie (NEN 6673);
 - PCB en OCB (VPR C85-16);
 - Geleidbaarheid (IB analysemethoden voor grond, rioolslib, gewas en vloeistof, 1979, pp 32).

Index

A

Aangepaste steekbuis 81
Aantal exemplaren 95
Aanvullende apparatuur of -techniek 93
Algemene parameters 113
Anisotropie 51
Anorganische verbindingen 113
Aselecte bemonstering van partijen 26

B

Beeker sampler 79
Bewaren 94
Biologie 87
Block kriging 54
Bodemhapper 93
Braun-Blanquet, methode van 97

C

Composite samples 32
CONREC 55
Contaminatie door bodemdeeltjes 99
Contaminatie tijdens het bemonsteren 99
Continuïteit 46

D

DATAPREP 55
Deellocatie 108
Deelmonsters 85
Directe bemonstering 87
Draaibusverdeler 85
Drogen 83

E

Edelmanboor 62
Ekman-Birgehapper 93
Exponentieel model 52

F

Fagus sylvatica 21
Folie sampler 64
Foto 91
'free-fall corer' 78
Frequentie-methode 97

G

Gaussisch model 52
Gemodificeerd Jenkins-monsternameapparaat 81
GEOEAS 55
Grindboor 62
Groepsgewijs 37
Grondwater 66
Guts- of steekboor 62

H

HPPLOT 55

I

Isolijnen 45
Indirecte bemonstering 88

J

Jenkins-monsternameapparaat 81

K

'kick'-monster 93
KRIGE 55
Kwalitatieve minimumareaal 97

L

Lag 49
Lincoln-index 88
Lineair model 52
Locatie 108

M

Macrofaunanet - standaard methode 91
Malen 84
Materiaal 94
Medium 96
Meetfout 13
Merk-terugvang methode 88
Metaalgaaszeef 93
Metalen 113
Minimumareaal 97
Monsternamefout 13
Monsteroppervlakte 44
Monsterpuntdefinitieformulier 91
Monsterverdeler 85
Multisampler 80
Multistage sampling 30

N

Nugget 52

O

Opslag 84
Organochloorverbindingen 113

P

PAK's 113
Point kriging 54
POSTPLOT 55
Potjes 96
PREVAR 55
Pulsboor 63

R

Raai 48
Ramguts 62
Random 37
Range 46, 51

| | | |
|---|--------|--|
| Relatieve bemonstering | 88 | |
| Relatieve standaardfout | 40 | |
| Riversideboor | 62 | |
| Ruimtelijke eenheid | 108 | |
| S | | |
| SCATTER | 55 | |
| Schatting van het benodigde aantal monsters | 40 | |
| Semivariantie | 49 | |
| Semivariogram | 51 | |
| Sferisch model | 51 | |
| Sill | 51 | |
| Slangenpomp | 73 | |
| Spiraalboor | 63 | |
| Splitsen | 95 | |
| Standaard macrofaunanet | 91 | |
| Standaardfout | 40 | |
| STAT1 | 55 | |
| Steekbus | 64 | |
| Steekproeffout | 13 | |
| Steekproefgemiddelde | 40 | |
| Stratified random sampling | 27 | |
| Systematic sampling | 29 | |
| T | | |
| Tansley, methode van | 98 | |
| Tellen en schatten | 96 | |
| Thiessenpolygonen | 46 | |
| TRANS | 55 | |
| Trend | 48 | |
| U | | |
| Uitzoeken | 95 | |
| Uniform | 37 | |
| V | | |
| Valbom | 78 | |
| Validatie | 54 | |
| Van Veen bodemhapper | 81 | |
| Variatiecoëfficiënt | 25, 40 | |
| VARIO | 55 | |
| Veenboor | 81 | |
| Vegetatieopname | 97 | |
| Vervoer | 94 | |
| Verwerking van de vegetatieopnames | 98 | |
| VIEW | 55 | |
| Voronoi | 46 | |
| W | | |
| Waarnemen | 91 | |
| Wanorde | 46 | |
| Wassen | 83 | |
| <i>Wilsonema otophorum</i> | 42 | |
| Wortelboor | 83 | |

X

XVALID 55

XYGRAPH 55

Z

Zeven 95

Zuigerboor 63

Zuigpomp 73