

**Effecten van bodembeheer en bodemgebruik op de risico's van bodemverontreiniging**

'van proces naar DSS'

Beschikbare kennis, kennisleemtes en beoogd onderzoek bij DLO tussen 1998 en 2001

J. Japenga  
D. Boels  
D.J. Brus  
J. Dolfing  
J. Harmsen  
J. Kros  
W. de Vries

BIBLIOTHEEK "DE HAAFF"  
Droevendaalsesteeg 3a  
6708 PB Wageningen

Rapport 657

27 APR 2000

Staring Centrum, Wageningen, 1998

sn 970744

## REFERAAT

Japenga, J., D. Boels, D.J. Brus, J. Dolfing, J. Harmsen, J. Kros en W. de Vries, 1998. *Effecten van bodembeheer en bodemgebruik op de risico's van bodemverontreiniging. 'Van proces naar DSS'. Beschikbare kennis, kennisleemtes en beoogd onderzoek bij DLO tussen 1998 en 2001.* Wageningen, Staring Centrum. Rapport 657. 64 blz., 2 tab.; 38 ref.

Dit rapport geeft een beschrijving van het onderzoek dat wordt verricht en nog zal worden verricht in het kader van het DWK-onderzoeksprogramma Bodemkwaliteit. Kennisleemten worden gesignaleerd mogelijkheden om hierin te voorzien worden beschreven. Het rapport is gestructureerd conform de vier onderzoeksthema's van het programma. Uitgaande van (i) probleem-inventarisatie mondt het onderzoek via (ii) onderzoek naar bodemprocessen, risicobeoordeling en (iii) "groene" saneringsmethoden uiteindelijk uit in het ontwerpen van beslissingsondersteunende instrumenten ten behoeve van het beleid.

Trefwoorden: Bodemverontreiniging, bodemsanering, beslissingsondersteunde systemen, zware metalen, PAK's

ISSN 0927-4499



© 1998 Staring Centrum, Instituut voor Onderzoek van het Landelijk Gebied (SC),  
Postbus 125, NL-6700 AC Wageningen.  
Tel.: (0317) 474200; fax: (0317) 424812; e-mail: postkamer@sc.dlo.nl

Niets uit deze uitgave mag worden veelevoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze ook zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van Staring Centrum.

Het Staring Centrum aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

ALTERRA is de fusie tussen het Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (IBN) en het Staring Centrum, Instituut voor Onderzoek van het Landelijk Gebied (SC). De fusie gaat in op 1 januari 2000.

## Inhoud

Woord vooraf	7
Samenvatting	9
1 Inleiding	11
1.1 Achtergrond en doel van de studie	11
1.2 De bodemverontreinigingsproblematiek: omvang, risico's en beleidsontwikkeling	12
1.2.1 De omvang van het bodemverontreinigingsprobleem in Nederland	12
1.2.2 De risico's van bodemverontreiniging	13
1.2.3 Beleidsontwikkeling	13
1.3 Kennisleemten	15
1.3.1 Inventarisatie van de actuele bodemkwaliteit in Nederland	15
1.3.2 Risicobeoordeling	16
1.3.3 Actief bodembeheer	17
1.3.4 Beslissingsondersteunende systemen	18
1.4 Aanpak van het onderzoek en opzet van deze studie	18
2 Inventarisatiemethoden voor de bepaling van risico's van bodemverontreiniging	21
2.1 Inleiding	21
2.2 Beschikbare gegevens en kennis	22
2.2.1 Gegevens over bodemverontreiniging en bodemkenmerken	22
2.2.2 Kennis van steekproefstrategieën	22
2.2.2.1 Protocollen voor bodembemonstering	22
2.2.2.2 Discussie protocollen	23
2.2.2.3 Statistische steekproefstrategieën	24
2.2.3 Kennis van interpolatiemethoden	25
2.3 Hiaten in beschikbare gegevens en kennis	26
2.3.1 Hiaten in beschikbare gegevens	26
2.3.2 Kennishiaten steekproefstrategieën	26
2.3.3 Kennishiaten interpolatiemethoden	28
2.4 Beoogd onderzoek bij DLO en kennisoverdracht	28
3 Risicobeoordeling in relatie tot (bio)beschikbaarheid	29
3.1 Inleiding	29
3.2 Beschikbare kennis	30
3.3 Kennisleemten	31
3.4 Beoogd onderzoek bij DLO en kennisoverdracht	33
4 Immobilisatie, afbraak en verwijdering van contaminanten door actief bodembeheer	35
4.1 Inleiding	35
4.2 Beschikbare kennis	36
4.2.1 Extensieve biologische sanering	36
4.2.2 Fytoremediëring	37
4.2.3 Immobilisatie	39
4.3 Kennisleemten	39
4.4 Beoogd onderzoek bij DLO en kennisoverdracht	41

5	Beslissingsondersteunende systemen	43
5.1	Inleiding	43
5.2	Ontwikkeling van DSS'en in relatie tot bodemverontreiniging en herinrichting groene ruimte	44
5.3	Kennisleemtes	47
5.4	Beoogd onderzoek bij DLO en kennisoverdracht	47
5.4.1	DSS-Actief bodembeheer	48
5.4.2	DSS-Leidraadbodembeoordeling	49
5.4.3	DSS-Baggerspecie	50
5.4.4	Kennisoverdracht	50
	Literatuur	53
	Aanhangsels	
1	Minder monsters voor nader onderzoek naar homogeen verdeelde verontreiniging	57
2	Minder monsters voor bepaling van achtergrondgehalten	61

## Woord vooraf

In 1998 is bij SC-DLO en AB-DLO een vierjarig onderzoeksprogramma gestart getiteld: 'Effecten van bodembeheer en bodemgebruik op de risico's van bodemverontreiniging'. Aanleiding hiertoe is met name de recente beleidsvernieuwing bodemsanering (BEVER) die ook in het landelijk gebied is ingezet (BEVER-Groen) om de stagnerende bodemsaneringsoperatie te versnellen. Zo wordt o.a. voorgesteld om saneringsmaatregelen af te stemmen op het beoogde gebruik door functiegericht te saneren in samenhang met actief bodembeheer. Het doel van het programma is dan ook om het beleid informatie en instrumenten aan te reiken waarmee deze problematiek verantwoord en effectief aangepakt kan worden.

De belangrijkste beleidsvragen in het kader van bodemverontreiniging in het landelijk gebied zijn:

1. Wat is de ernst van de problematiek en welke risico's zijn er?
2. Hoe is op een kosteneffectieve manier de problematiek beheersbaar te maken, c.q. te reduceren door middel van actief bodembeheer?

Centraal in het programma staat derhalve het vergaren van strategische kennis om de omvang en risico's van bodemverontreiniging in beeld te brengen en middels beheer en inrichting beheersbaar te maken. Dit heeft geleid tot de indeling in vier onderzoeksthema's:

1. Inventarisatie (wat is de aard en omvang van de problematiek in risicogebieden?).
2. Risico-beoordeling (hoe erg is het; wat is de beperking van functies?)
3. Kwaliteitsverbetering (wat kunnen we er aan doen; wat zijn de effecten van actief bodembeheer?)
4. Beslissingsondersteunende instrumenten (hoe kunnen we het beleid en probleemhebbers adviseren en ondersteunen bij de problematiek van de bodemverontreiniging?)

Naast een inventarisatie van reeds verworven kennis geeft dit rapport aan hoe kan worden voorzien in de hierboven geïdentificeerde kennisleemten, en beperkt zich hierbij voornamelijk tot het beheersen van verspreidingsrisico's en ecologische risico's van zware metalen en organische microverontreinigingen. Daarnaast wordt aandacht besteed aan de humaan toxicologische risico's in relatie tot gewaskwaliteit.



## Samenvatting

In 1998 is bij SC-DLO en AB-DLO een vierjarig onderzoeksprogramma gestart getiteld: 'Effecten van bodembeheer en bodemgebruik op de risico's van bodemverontreiniging'. Aanleiding hiertoe is met name de recente beleidsvernieuwing bodemsanering (BEVER) die ook in het landelijk gebied is ingezet (BEVER-Groen) om de stagnerende bodemsaneringsoperatie te versnellen. Zo wordt o.a. voorgesteld om saneringsmaatregelen af te stemmen op het beoogde gebruik door functiegericht te saneren in samenhang met actief bodembeheer. Het doel van het programma is dan ook om het beleid informatie en instrumenten aan te reiken waarmee deze problematiek verantwoord en effectief aangepakt kan worden.

De belangrijkste beleidsvragen in het kader van bodemverontreiniging in het landelijk gebied zijn:

1. Wat is de ernst van de problematiek en welke risico's zijn er?
2. Hoe is op een kosteneffectieve manier de problematiek beheersbaar te maken, c.q. te reduceren door middel van actief bodembeheer?

Centraal in het programma staat derhalve het vergaren van strategische kennis om de omvang en risico's van bodemverontreiniging in beeld te brengen en middels beheer en inrichting beheersbaar te maken. Dit heeft geleid tot de indeling in vier onderzoeksthema's:

1. Inventarisatie (wat is de aard en omvang van de problematiek in risicogebieden?).
2. Risico-beoordeling (hoe erg is het; wat is de beperking van functies?).
3. Kwaliteitsverbetering (wat kunnen we er aan doen; wat zijn de effecten van actief bodembeheer?).
4. Beslissingsondersteunende instrumenten (hoe kunnen we het beleid en probleemhebbers adviseren en ondersteunen bij de problematiek van de bodemverontreiniging?).

In de afgelopen jaren is al veel kennis verzameld over bodemkwaliteit en -beheer. Deze kennis is versnipperd en deels ongeordend, en daardoor slecht toegankelijk. In dit rapport wordt deze kennis geïnventariseerd en worden de volgende specifieke kennisleemtes geïdentificeerd: (i) het in kaart brengen van de problematiek (conform de nieuwe definities), (ii) het vertalen van proceskennis naar risico-beoordeling, (iii) scenario's dan wel methoden voor actief bodembeheer en (iv) beslissingsondersteunende instrumenten ('decision support systems' – DSS).

Naast een inventarisatie van reeds verworven kennis geeft dit rapport aan hoe kan worden voorzien in de hierboven geïdentificeerde kennisleemten, en beperkt zich hierbij voornamelijk tot het beheersen van verspreidingsrisico's en ecologische risico's van zware metalen en organische microverontreinigingen. Daarnaast wordt aandacht besteed aan de humaan toxicologische risico's in relatie tot gewaskwaliteit. De dynamiek van het programma is zodanig, dat in de eerste fase vooral veel aandacht wordt besteed aan de risicobeoordeling en onderliggende biogeochemische processen in de bodem. Op korte termijn worden hier resultaten voorzien. Daarna zal

de aandacht verder verschuiven naar de ontwikkeling van beslissingsondersteunende instrumenten (DSS-en), waarvoor kennis omtrent risicobeoordeling en actief bodembeheer een vereiste is.

Het programma opereert op verschillende integratieniveaus en zal haar motto 'van proces tot DSS' gedurende de looptijd van vier jaar waarmaken door uiteenlopende expertise vanuit verschillende instituten in te zetten. Het doel kan verder slechts worden bereikt door intensieve samenwerking met andere onderzoeksprogrammas van DLO alsmede met andere onderzoeksinstellingen in binnen- en buitenland. Additionele financiering wordt met name gezocht bij probleemhebbers binnen de lagere overheden, medefinancieringsinstellingen (SKB) en bij internationale instellingen (EU), waarbij de opgebouwde expertise in een internationaal kader kan worden toegepast.



# 1 Inleiding

## 1.1 Achtergrond en doel van de studie

In 1998 is bij SC-DLO en AB-DLO een vierjarig programma gestart getiteld: 'Effecten van bodembeheer en bodemgebruik op de risico's van bodemverontreiniging'. Aanleiding hiervan is met name de recente beleidsvernieuwing bodemsanering (BEVER) die ook in het landelijk gebied is ingezet (BEVER-Groen) om de stagnerende bodemsaneringsoperatie te versnellen. Zo wordt o.a. voorgesteld om saneringsmaatregelen afstemmen op het beoogde gebruik (verlating van het multifunctionaliteitsprincipe) door functiegericht saneren in samenhang met actief bodembeheer.

De belangrijkste beleidsvragen in het kader van bovengenoemde verontreinigingsproblematiek zijn:

1. Wat is de ernst van de problematiek?

Hierbij gaat het om het vaststellen van de omvang van het probleem en de risico's op met name bodemecosysteemprocessen (ecologische risico's) en de risico's voor volksgezondheid, veegezondheid (voedselveiligheid/gewaskwaliteit) en grondwaterverontreiniging (uitspoeling naar grond- en oppervlaktewater) in relatie tot de beoogde functies (landbouw, bos, natuur en recreatie).

2. Hoe is op een kosteneffectieve manier de problematiek beheersbaar te maken, c.q. te reduceren door middel van actief bodembeheer?

Hierbij gaat het om het (verder) ontwikkelen en optimaliseren van kosteneffectieve methoden om de bodem te reinigen, of risico's te verminderen, in combinatie met bepaalde vormen van bodembeheer en bodemgebruik in samenhang met bepaling van draagvlak voor deze methoden. Tevens is het in dit kader relevant om beslissingsondersteunende instrumenten (decision support systems; DSS) te ontwikkelen t.b.v. vraagstukken m.b.t. de verontreinigingsproblematiek teneinde geschikte/veilige verontreiniging-gebruik combinaties vast te stellen (inclusief gebruiksbepalingen) in samenhang met inrichting en beheer van het gebied.

Centraal in dit programma staat het vergaren van strategische kennis om de omvang en risico's van bodemverontreiniging in beeld te brengen en middels beheer en inrichting beheersbaar te maken.

Het onderzoek wat nodig is om de bovenstaande beleidsvragen te kunnen beantwoorden valt uiteen in een viertal thema's:

1. Inventarisatie (wat is de aard en omvang van de problematiek in risicogebieden?).
2. Risico-beoordeling (hoe erg is het; Wat is de beperking van functies?).
3. Kwaliteitsverbetering (wat kunnen we er aan doen; Wat zijn de effecten van actief bodembeheer?).
4. Beslissingsondersteunende instrumenten; DSS (hoe kunnen we het beleid adviseren en ondersteunen bij de problematiek van de verontreiniging?).

In de afgelopen jaren is al veel kennis verzameld over bodemkwaliteit en -beheer. Deze kennis is versnipperd en deels ongeordend, en daardoor slecht toegankelijk.

Deze kennisinventarisatie heeft als doel een overzicht te geven van de reeds beschikbare kennis, c.q. de kennisleemtes op de verschillende onderzoeksthema's, te weten:

1. Gegevens en methoden voor de inventarisatie van bodemverontreiniging met aandacht voor geschiktheid voor praktijk, wetenschappelijke onderbouwing, en mogelijkheid tot kwantificeren van nauwkeurigheid (statistische methoden bieden deze mogelijkheid wel, andere niet).
2. De biobeschikbaarheid en de eco(toxico)logische en humaan toxicologische risico's van contaminanten i.r.t. (veranderingen in) landgebruik en bodemeigenschappen. In samenhang daarmee zal een kritische evaluatie van huidige bodemkwaliteitsnormen (vaststellen van lacunes) in het kader van functies worden gegeven.
3. Mogelijke methoden voor actief bodembeheer zoals hydrologische, fysische, chemische en biologische maatregelen om de immobilisatie (met name metalen), afbraak (organische microverontreinigingen), opname en uitspoeling van contaminanten te beïnvloeden.
4. Ontwikkelde, c.q. in ontwikkeling zijnde DSS 'en voor de ruimtelijke planvorming met een duidelijke positionering van de te ontwikkelen DSS'en in programma 329.

Het doel is om op basis van deze kennisinventarisatie het beoogde onderzoek bij DLO te beschrijven om zo tot een duidelijke positionering van het DLO onderzoek t.o.v. andere onderzoeksinstellingen te komen.

Alvorens in de volgende hoofdstukken nader in te gaan op de verschillende thema's wordt in dit hoofdstuk nog wat nader ingegaan op de bodemverontreinigingsproblematiek (par. 1.2), de belangrijkste kennisleemten (par. 1.3) en de aanpak van het onderzoek (par. 1.4).

## **1.2 De bodemverontreinigingsproblematiek: omvang, risico's en beleidsontwikkeling**

### **1.2.1 De omvang van het bodemverontreinigingsprobleem in Nederland**

In Nederland zijn ca. 350.000 voormalige en 150.000 bestaande *bedrijfslocaties* als potentiële verontreinigingsbronnen geïdentificeerd. Genoemde aantallen zijn exclusief stortterreinen, ophogingen en slootdempingen. Geschat wordt dat dit 50 - 75% betreft van alle potentieel verontreinigde of verdachte (landbodem) locaties. Het aantal gesloten *stortplaatsen* bedraagt ca. 3800. Deze liggen vrijwel alle in het landelijk gebied. Ze beslaan een oppervlakte van ongeveer 9000 ha en vergen 30 - 50 miljard gulden aan investeringen in IBC-voorzieningen en nazorg.

Binnen *landinrichtingsprojecten* schat men het aantal ernstig verontreinigde locaties op 7 - 8 per 1000 ha. In de Krimpenerwaard bijvoorbeeld werden ongeveer 4500 verontreinigde landbodem locaties aangetroffen. Schattingen gaan uit van een volume van zo'n 18 miljoen m<sup>3</sup> verontreinigde baggerspecie (kwaliteitsklasse 3 en 4) in landinrichtingsprojecten. Er wordt geschat dat daarnaast in de kleinere waterlopen ruim 6 miljoen m<sup>3</sup> klasse 3 en 4 waterbodem aanwezig is.

Op 16 mei 1994, werd door de ministerraad de nota '*Gedragslijnen Bodemverontreinigingen in Staatseigendommen*' geschreven. Deze nota legt de betrokken ministeries gedragsregels op voor zowel gronden in bezit en beheer, als voor te verwerven gronden. Deze gedragslijn verplicht LNV om een onderzoek- en saneringsprogramma op te stellen voor de terreinen die door haar worden beheerd. Door LNV is in 1996 een '*Regie- en Stuurgroep Programma Bodemverontreiniging LNV*' ingesteld die zich tot doel heeft gesteld om de lijst van verdachte bodems van SBB en DLG te actualiseren. Daarbij zijn 218 locaties in beheer bij SBB en 98 bij DLG (inclusief het Bureau Beheer Landbouwgronden) als verdacht dan wel als daadwerkelijk verontreinigd aangemerkt. Deze locaties betreffen overigens alleen landbodems; waterbodems in de groene ruimte zijn hier buiten beschouwing gebleven. Op dit moment wordt door LNV, SBB en DLG een plan van aanpak opgesteld voor de meest urgente problemen.

### **1.2.2 De risico's van bodemverontreiniging**

De verontreiniging van de Nederlandse land- en waterbodems, het resultaat van met name de industriële revolutie en de intensivering van de landbouw, houdt in potentie een gevaar in voor mens, flora en fauna. Ook politieke en socio-economische consequenties zijn belangrijk. Zo vertragen bijvoorbeeld land- en waterbodemverontreiniging in het landelijk gebied de voortgang van landinrichtings- en natuurontwikkelingsprojecten. Ook kan zowel de aanwezigheid van als de publiciteit over bodemverontreiniging het kwaliteitsimago van de Nederlandse land- en tuinbouw producten schaden en daardoor onze concurrentiepositie aantasten. Dat ook de diergezondheid in het geding is bewijst een recent rapport in dezen van de commissie Ouwerkerk.

De meest logische reactie van de overheid op de aldus ontstane situatie is in de eerste plaats het rigoureuze terugdringen van nieuwe aanvoer van verontreinigende stoffen door een strengere milieu-wetgeving. Vermindering van de emissies van de industrie en regulerende maatregelen in de landbouw hebben effect gesorteerd en er bijvoorbeeld toe geleid dat de sedimentatie van zware metalen in de uiterwaarden terug is gebracht tot het niveau van de twintiger jaren. In de tweede plaats dient een oplossing te worden gevonden voor de in de loop der jaren geaccumuleerde verontreiniging, waarbij onderscheid is te maken tussen zware verontreiniging vanuit puntbronnen en lichte verontreiniging vanuit diffuse bronnen.

### **1.2.3 Beleidsontwikkeling**

#### ***Oorspronkelijk beleid: Bodemsanering met multifunctionaliteit als doelstelling***

De overheid heeft indertijd normen vastgesteld voor aanvaardbare verontreinigingsniveaus, waarbij wordt verondersteld wordt dat de bodem dan geschikt is voor alle gebruikdoeleinden: *multifunctioneel bodemgebruik*. Echter: de kosten van het terugbrengen van bestaande verontreinigingsniveaus in de bodem naar een toestand waarin multifunctioneel bodemgebruik weer mogelijk wordt, overstijgen vaak de financiële mogelijkheden en botsen met andere prioriteiten. Saneringen blijven

daardoor achterwege of worden in een veel te laag tempo uitgevoerd. Een voorbeeld: alleen al de aanpak van waterbodems in landinrichtingsprojecten en van landbodems in de EHS-gebieden wordt begroot op een jaarlijks bedrag van 150 miljoen tot meer dan 1 miljard gulden. Vanuit de landinrichtingsbudgetten kan maximaal 20% worden bijgedragen aan de oplossing van milieuproblemen met een maximum van fl 300 per hectare. Dit impliceert dat feitelijk de kosten moeten worden gedragen door het ministerie van LNV, dat daarvoor voorzieningen in haar begroting zou moeten treffen of andere financieringsbronnen, bijvoorbeeld de ICES-gelden, zou moeten mobiliseren.

### ***Beleidsvernieuwing: Functiegerichte bodemsanering en actief bodembeheer***

Teneinde de voor bodemsanering beschikbare gelden optimaal in te zetten en op zo kort mogelijke termijn een maatschappelijk aanvaardbare situatie te creëren is door het kabinet in mei 1996 besloten tot de uitvoering van een interdepartementaal beleidsonderzoek bodemsanering (*Heroverweging Bodemsanering*). Tevens is door het Ministerie van VROM, tezamen met IPO en VNG, het proces van beleidsvernieuwing bodemsanering (BEVER) ingezet. Dit alles heeft geleid tot de volgende voorgestelde algemene koerswijzigingen:

1. Saneringsmaatregelen worden gerelateerd aan het beoogde bodemgebruik. Dit houdt in dat de facto het multifunctionaliteitsprincipe wordt losgelaten en vervangen door het principe van *functiegericht saneren*.
2. Bodemsanering kan behalve uit het fysiek verwijderen van de verontreiniging ook bestaan uit het op grond van *risico-beoordeling* vaststellen van beheersscenarios voor de verontreinigde bodem. De ongewenste milieueffecten van de verontreiniging (bij het beoogde bodemgebruik) duurzaam tot maatschappelijk aanvaardbare niveaus worden daarbij teruggebracht: *actief bodembeheer*.
3. Het maatschappelijk draagvlak voor deze nieuwe aanpak dient te worden vergroot door integratie ervan in maatschappelijke en bestuurlijke processen, gericht op een duurzaam instandhouden van de *omgevingskwaliteit*.

Recentelijk is ook het wettelijk kader gecreëerd om deze meer pragmatische aanpak ook daadwerkelijk te kunnen effectueren.

Door uit te gaan van functiegerichte sanering en door de mate van verontreiniging te relateren aan de verwachte effecten bij de gedefinieerde (huidige dan wel toekomstige) functie(s) van de bodem wordt de probleemstelling ingrijpend gewijzigd. Niet langer is alleen het aantal verontreinigde locaties en de aard en mate van verontreiniging van belang, maar ook en vooral het risico voor het functioneren van bodemecosysteemprocessen (*ecologische risico's*), voor volksgezondheid en veegezondheid (*voedselveiligheid/gewaskwaliteit*) en voor waterkwaliteit (*uitspoeling naar grond- en oppervlaktewater*) bij de beoogde functies (landbouw, bos, natuur en recreatie).

In plaats van bodemsanering conform normstelling wordt de oplossing van de op risicobeoordeling gebaseerde problemen nu gebaseerd op de vraag hoe de problematiek op een kosteneffectieve wijze beheersbaar is te maken dan wel is te reduceren door fysieke bodemsanering dan wel door middel van actief bodembeheer. Hierbij gaat het om het met minimale nauwkeurigheidsmarges kunnen bepalen van de

effecten van hydrologische, fysische, chemische en biologische maatregelen (*actief bodembeheer*) gericht op de immobilisatie (met name metalen), afbraak (organische microverontreinigingen), opname en uitspoeling van verontreinigende stoffen in de bodem.

### **1.3 Kennisleemten**

De nieuwe beleidskaders van de landelijke overheid bieden goede mogelijkheden voor oplossingen voor de bodemverontreinigingsproblematiek in Nederland. Daarbij kan worden voortgebouwd op kennis, die de afgelopen jaren onder andere bij DLO en RIVM is opgebouwd. Met name echter op het gebied van (i) het *in kaart brengen van de problematiek* (conform de nieuwe definities), (ii) het vertalen van proceskennis naar *risico-beoordeling*, (iii) scenarios dan wel methoden voor *actief bodembeheer* en (iv) beslissingsondersteunende instrumenten (*'decision support systems' – DSS*) zijn nog kennisleemten aanwezig. Deze zullen in de volgende paragrafen nader worden uiteengezet.

#### **1.3.1 Inventarisatie van de actuele bodemkwaliteit in Nederland**

Aangezien niet langer wordt uitgegaan van verontreinigingsniveaus op zich, maar een relatie moet worden gelegd met effecten en risico's teneinde uiteindelijk te komen tot een verantwoord beheer van verontreinigde land- en waterbodems, verandert de *aard van de informatie* waaraan behoefte bestaat bij beleidsontwikkeling op dit gebied.

Op dit moment is nog onduidelijk (i) welke informatie in welk stadium noodzakelijk is, (ii) op welke wijze informatie over bodemkwaliteit moet worden verkregen en (iii) in welke vorm en op welke drager informatie beschikbaar moet komen. In elk geval is relevant dat de gegevens gecombineerd kunnen worden met informatie omtrent andere bodemparameters teneinde de kwetsbaarheid van de bodem te kunnen vaststellen en de link naar effecten en risico's te kunnen maken. Ook de inpassing in het breder kader van 'mgevingskwaliteit' dient mogelijk te worden gemaakt.

Enkele studies (Houtkamp, 1998 en Weenk, 1997) zijn reeds op dit terrein verricht, terwijl andere recentelijk zijn gestart:

1. Een studie van DHV in opdracht van IPO naar de informatiebehoefte bij provincies in het kader van de ruimtelijke ordening.
2. Een studie van TNO-MEP in samenwerking met SC-DLO en in opdracht van PBGO naar informatiebehoefte bij landinrichting en natuurontwikkeling.
3. Een VROM-werkgroep '*Minimale data sets*', die zich ten doel stelt de technische en juridische aspecten van de uitwisseling van gegevens tussen gemeenten en provincies, alsmede tussen provincies en Rijk, in beeld te brengen.
4. De VROM-werkgroep '*Grondstromen in het landelijk gebied*' waarin DLG is vertegenwoordigd, beoogt de problematiek van deugdelijke bodemkwaliteitsinformatie in kaart te brengen.

Met betrekking tot het verkrijgen van inzicht in de actuele bodemkwaliteit in Nederland zijn een aantal kennisleemtes te identificeren, vooral ook ten aanzien van keuzen die moeten worden gemaakt op het gebied van methodologieën gericht op het leveren van voldoende kwaliteit en bruikbaarheid bij minimalisering van de kosten.

Welke informatie is noodzakelijk?

Nagegaan moet worden welke informatie in het kader van integrale gebiedsgerichte studies nodig is, gedifferentieerd naar specifieke doelstelling, schaal en gewenste / noodzakelijke mate van nauwkeurigheid.

Welke methoden zijn het best toepasbaar?

Nagegaan moet worden welke methoden voor informatieverwerving in het licht van specifieke doelstelling, schaal en gewenste / noodzakelijke mate van nauwkeurigheid het meest geschikt zijn: steekproeven en ruimtelijke interpolatie, processimulatie, historisch onderzoek etc. In dit kader zal mogelijk ook aan nieuwe methoden gewerkt worden.

### **1.3.2 Risicobeoordeling**

Om tot een verantwoorde afweging te komen tussen kosten en effecten van een bepaalde aanpak van een verontreinigingssituatie, dient allereerst inzicht te worden verkregen in de daadwerkelijke risico's, die deze verontreinigingssituatie met zich meebrengt. Dit alles in relatie tot het beoogde bodemgebruik en de uiteindelijk vereiste milieukwaliteit.

De volgende risico's kunnen worden onderscheiden:

1. *Humaan-toxicologische risico's*. Deze houden direct verband met de volksgezondheid al of niet na doorvergiftiging in voedselketens.
2. *Ecologische risico's*. Deze houden verband met de duurzaamheid van natuurlijke systemen en het functioneren van essentiële processen in de bodem.
3. *Verspreidingsrisico's*. Deze houden verband met verplaatsing van verontreinigingen vanuit de bodem naar aangrenzende milieucompartimenten (grondwater, atmosfeer, vegetatie).
4. *Maatschappelijke risico's*. Deze houden verband met toekomstige kosten, overdraagbaarheid van gronden, stagnatie van processen etc.

De huidige benadering om bij saneringsbesluiten uit te gaan van het totaalgehalte van een verontreinigende stof in de bodem is ontoereikend. De bepaling van de beschikbaarheid van een verontreiniging in de bodem voor effecten (opname door vegetatie, interactie met het bodemleven, uitspoeling etc.) geeft een betere benadering, zeker in relatie tot natuurontwikkeling. Op dit gebied zijn een aantal kennisleemten te identificeren.

Geeft de concentratie van een verontreinigende stof in de bodemoplossing een goede (kwantitatieve) indicatie voor de beschikbaarheid voor effecten?

Ondanks het vele onderzoek, dat hieraan is gedaan, zijn een aantal aspecten nog onduidelijk, met name of de totale concentratie in de bodemoplossing bepalend is dan wel bepaalde chemische vormen van de verontreinigende stof.

Hoe kunnen concentraties in de bodemoplossing worden bepaald en voorspeld?

Voor een aantal belangrijke bodemverontreinigende stoffen zijn zowel modelmatige beschrijvingen als analytisch-chemische bepalingwijzen (voor modelvalidatie) ontwikkeld. Er zijn nog hiaten, die moeten worden opgevuld.

Hoe kunnen effecten van landgebruiksveranderingen op de beschikbaarheid van bodemverontreinigende stoffen worden voorspeld?

Aangezien voor het modelleren van concentraties in de bodemoplossing bepaalde bodemparameters gekwantificeerd dienen te zijn, is het noodzakelijk het verloop van deze parameters bij landgebruiksverandering en klimaatverandering te kunnen simuleren. Ook op dit gebied is vooruitgang geboekt, maar zijn ook nog hiaten aanwezig en dienen verfijningen te worden aangebracht.

Welke factoren bepalen, naast de beschikbaarheid van de verontreiniging, de werkelijke grootte van de risico's van verontreinigende stoffen in de bodem?

Kennis op het gebied van de heterogeniteit van de bodem, het watertransport in de bodem en doorvergiftiging in voedselketens bestaat in voldoende mate, maar dient te worden geïntegreerd met processen die de beschikbaarheid bepalen teneinde te kunnen komen tot risicobeoordeling. Deze integratie is nog onvoldoende ontwikkeld.

### **1.3.3 Actief bodembeheer**

Indien de actuele risico's van een bepaalde bodemverontreinigingssituatie in kaart zijn gebracht en de onderliggende processen bekend zijn, kunnen door ingrijpen in en sturing van deze processen, risico-beheersende maatregelen worden genomen. Dergelijke maatregelen lopen uiteen tussen technieken om de verontreiniging te verwijderen (landfarming, fyto-remediëring, fysische bodemsanering), te isoleren (IBC-maatregelen) en te immobiliseren, cq. de beschikbaarheid duurzaam te verminderen (pH-regulering, toevoegen van immobilisatoren).

Kennisleemten bestaan met name op het gebied van de effecten van beheersmaatregelen op de processen in de bodem, die de beschikbaarheid en de risico's uiteindelijk bepalen en op het gebied van de relatie tussen kosten en (duurzame) effecten.

Zijn de onderscheiden beheers- en saneringsopties voor verontreinigde bodems praktisch uitvoerbaar en zo ja in welke situaties (locale zware verontreiniging, diffuse lichte verontreiniging)?

Bij het in kaart brengen en onderling vergelijken van de verschillende opties dient ook de langere termijn niet uit het oog te worden verloren. Hoe groot is de zekerheid van duurzaamheid van een ander beheer in vergelijking tot daadwerkelijke verwijdering van de verontreinigende stof en in hoeverre is de probleemhebber dan

wel de publieke opinie hiermee tevreden? Op dit gebied is nog weinig ervaring opgedaan en zijn kennisleemten te constateren.

Hoe effectief is de sturing van bodemprocessen door beheersmaatregelen als landfarming, fyto-remediëring en immobilisatie door toevoegingen van materialen?

Op dit gebied zijn nog veel kennishiaten en is vooral ook behoefte aan inventiviteit om nieuwe wegen te vinden zowel ten aanzien van (i) ontwikkeling van nieuwe methoden op het niveau van processturing bij actief bodembeheer en (ii) ontwikkeling van nieuwe, kosteneffectieve technologieën.

#### **1.3.4 Beslissingsondersteunende systemen**

Om het beleid in het kader van actief bodembeheer en ruimtelijke ordening (byv. het aankopen van grond t.b.v. natuur-ontwikkeling) te ondersteunen is behoefte aan beslissingsondersteunende systemen (Decision Support Systems: DSS). Momenteel is de ontwikkeling van DSS'en in relatie tot ruimtelijke ordening c.q. inrichting van het landelijk gebied sterk in opkomst. De aandacht voor milieuaspecten is tot voor kort echter sterk gericht op de water, zuur- en nutriëntenhuishouding in relatie tot de thema's verdroging, verzuring en vermesting. De aandacht voor contaminanten (het thema verspreiding) zowel abiotisch als biotisch (ecotoxicologisch) is beperkt in de bestaande DSS'en, hoewel hier verandering in komt (Zie Hoofdstuk 5).

De kennisvragen en kennisleemten bij de ontwikkeling van een DSS hangen nauw samen met kennisleemten in relatie tot de risico's van bodemverontreiniging (proceskennis op gebied van gedrag van contaminanten alsmede de huidige ecologische- en ecotoxicologische normen). Specifieke vragen/leemten zijn:

- Wat is de betrouwbaarheid van de uitkomsten van een DSS en in hoeverre kunnen de effecten van de te beoordelen beleids- en beheersmaatregelen van elkaar worden onderscheiden?
- In hoeverre is mogelijk om de abiotische beoordeling te koppelen aan de eco(toxi)cologische beoordeling?
- Is de informatie technologische (IT) kennis voldoende om een DSS operationeel te maken?

#### **1.4 Aanpak van het onderzoek en opzet van deze studie**

Het programma beoogt te voorzien in de hierboven geïdentificeerde kennisleemten, en beperkt zich hierbij voornamelijk tot het beheersen van *verspreidingsrisico's* en *ecologische risico's* van zware metalen en organische microverontreinigingen. Daarnaast wordt aandacht besteed aan de *humaantoxicologische risico's* in relatie tot gewaskwaliteit. De dynamiek van het programma is zodanig, dat in de eerste fase vooral veel aandacht wordt besteed aan de risicobeoordeling en onderliggende biogeochemische processen in de bodem. Op korte termijn worden hier resultaten voorzien. Daarna zal de aandacht verder verschuiven naar de ontwikkeling van beslissingsondersteunende instrumenten (DSS-en), waarvoor kennis omtrent risicobeoordeling en actief bodembeheer een vereiste is.



Het programma opereert derhalve op verschillende integratieniveaus en zal haar *motto 'van proces tot DSS'* gedurende de looptijd van vier jaar waarmaken door uiteenlopende expertise vanuit verschillende instituten in te zetten. Het doel kan verder slechts worden bereikt door intensieve samenwerking met andere onderzoeksprogrammas van DLO alsmede met andere onderzoeksinstellingen in binnen- en buitenland. Additionele financiering wordt met name gezocht bij probleemhebbers binnen de lagere overheden en bij internationale instellingen, waarbij de opgebouwde expertise in een internationaal kader kan worden toegepast,

Om de coherentie binnen het programma verder te verhogen en een effectiever beleid te kunnen voeren op het gebied van het verkrijgen van additionele financiering ter versterking van de 'impact' van het programma, zijn initiatieven ontplooid voor de oprichting van een 'Expertise Centrum Bodemkwaliteit', een joint venture van AB-DLO en SC-DLO.

De vier thema's (inventarisatie, risicobeoordeling, actief bodembeheer en DSS-en) waar het programma in is onderverdeeld worden in de hoofdstukken 2, 3 4 en 5 nader uitgewerkt. In elk van deze hoofdstukken wordt respectievelijk ingegaan op de kennisvragen, de beschikbare kennis, de kennisleemtes en het beoogd onderzoek bij DLO in de komende vier jaar.



## **2 Inventarisatiemethoden voor de bepaling van risico's van bodemverontreiniging**

### **2.1 Inleiding**

Om na te gaan of een bepaalde verontreinigingssituatie in het landelijk gebied daadwerkelijk nadelige milieu-effecten met zich meebrengt, is het noodzakelijk risico's voor de bodemgezondheid, waterkwaliteit en gewaskwaliteit te kunnen beoordelen voor de huidige dan wel toekomstige landgebruiksvorm. Deze risico-beoordeling vereist enerzijds informatie over contaminantgehalten in de bodem en anderzijds over bodemparameters die de beschikbaarheid van deze comtaminanten bepalen(bijvoorbeeld organische stof gehalten, kleigehalten, pH). Om een landelijk beeld te krijgen van lokale risico's is het noodzakelijk te beschikken over de voor risico-beoordeling noodzakelijke gegevens omtrent de bodem per locatie, dat wil zeggen bodemkwaliteitskaarten en bodemkwetsbaarheidskaarten. Deze kunnen dan gebruikt worden voor scenario's voor actief bodembeheer, die leiden tot het terugdringen van deze risico's. Tevens kunnen deze kaarten een rol spelen in het ruimtelijke ordenings beleid. Hiervoor zijn efficiënte tools noodzakelijk, waarmee op statistisch verantwoorde wijze en tegen minimale kosten deze gegevens kunnen worden verzameld, dan wel uit bestaande gegevensbestanden kunnen worden geïnterpoleerd.

Onderzoeksvragen in dit kader zijn:

- welke gegevens zijn nodig voor het maken van landelijke en regionale bodemkwaliteitskaarten?
- welke gegevens en kennis zijn op dit moment beschikbaar voor het maken van landelijke en regionale bodemkwaliteitskaarten, en wat zijn de problemen bij de statistische verwerking van deze gegevens?;
- zijn de gegevens die beschikbaar komen bij verkennend, oriënterend en nader onderzoek naar de aard en concentratie van verontreinigde stoffen volgens de hiervoor bestemde protocollen ook geschikt voor landelijke en regionale bodemkwaliteitskarteringen?;
- hoe kunnen de gegevens het beste statistisch verwerkt (geïnterpoleerd) worden?

Dit hoofdstuk is als volgt opgebouwd:

- In paragraaf 2.2. worden de beschikbare gegevens en kennis samengevat. De kennis is uitgesplitst naar kennis over steekproefstrategieën en over interpolatiemethoden. Ter inleiding op de kennis van steekproefstrategieën worden de belangrijkste protocollen voor bodembemonstering samengevat, en worden deze protocollen vanuit statistisch oogpunt bediscussieerd (par. 2.2.2.1 en 2.2.2.2).
- In paragraaf 2.3 worden de belangrijkste hiaten in de beschikbare gegevens en kennis die van belang zijn voor het maken van landelijke en regionale bodemkwaliteitskaarten beschreven.

- In paragraaf 2.4 tenslotte wordt kort aangegeven welk soort onderzoek in het kader van het programma zal worden uitgevoerd en op welke wijze kennisoverdracht zal worden gestructureerd.

## **2.2 Beschikbare gegevens en kennis**

### **2.2.1 Gegevens over bodemverontreiniging en bodemkenmerken**

In de afgelopen jaren zijn op een groot aantal verdachte en onverdachte locaties concentraties van een lange reeks contaminanten (o.a. metalen en PAK's) in de bodem gemeten volgens bemonsteringsstrategieën beschreven in protocollen (zie 2.2.2). Een probleem is dat deze gegevens in diverse, mogelijk slecht toegankelijke bestanden zijn ondergebracht. Verder worden contaminant-gehalten gemeten in landelijke en provinciale meetnetten. Van direct belang zijn het landelijke en de provinciale meetnetten. bodemkwaliteit. Ook relevant zijn de landelijke en provinciale grondwaterkwaliteitsmeetnetten die inzicht verschaffen over de hoeveelheden verontreiniging (o.a. zware metalen en nutriënten) die de onderkant van het systeem verlaten. In het landelijke mestmeetnet worden nutriëntconcentraties gemeten in het ondiepe grondwater (bovenste meter) en in de bodem. Het landelijke regenwatermeetnet geeft ons inzicht in de input van het systeemmodel.

Voor de bepaling van effecten van contaminanten zijn ook gegevens nodig van bodemkenmerken die het gedrag van de contaminanten beïnvloeden. Hierbij gaat het met name om het lutumgehalte en organisch stofgehalte (en de daaruit af te leiden CEC) en de pH van de grond. SC-DLO beschikt over een Bodemkundig Informatie Systeem (BIS) waaraan in ieder geval een deel van deze kenmerken ontleend kunnen worden. AB-DLO is bezig het gegevensbestand TAGA van langlopende veldproeven sinds 1920 beter toegankelijk te maken voor gebruik in dit kader. Bij dit gegevensbestand behoort een monsterarchief van circa 100.000 monsters, beschikbaar voor heranalyse.

### **2.2.2 Kennis van steekproefstrategieën**

#### **2.2.2.1 Protocollen voor bodembemonstering**

In het afgelopen decennium zijn een groot aantal protocollen gepubliceerd waarin meer of minder gedetailleerd beschreven wordt op hoeveel punten en waar bodemmonsters genomen moeten worden om eventueel aanwezige bodemverontreiniging vast te stellen. De belangrijkste protocollen zijn (in chronologische volgorde):

- (1) Vereniging voor Nederlandse Gemeenten, 1986. Standaardopzet indicatief bodemonderzoek.
- (2) Nederlands Normalisatie Instituut, 1991. Bodem - Onderzoeksstrategie bij verkennend onderzoek.

- (3) Lame, F.P.J. & R. Bosman, 1993. Protocol voor het oriënterend onderzoek naar de aard en concentratie van verontreinigende stoffen en de plaats van voorkomen van bodemverontreiniging. Sdu Uitgeverij, 's Gravenhage.
- (4) Lame, F.P.J. & R. Bosman, 1993. Protocol voor het nader onderzoek deel I, naar de aard en concentratie van verontreinigende stoffen en de omvang van bodemverontreiniging. Sdu Uitgeverij, 's Gravenhage.
- (5) Bodemonderzoek Milieuvergunning en BSB, met protocol voor gecombineerd bodemonderzoek, Sdu Uitgeverij, 's Gravenhage, oktober 1993.
- (6) Protocol nulsituatie-bodemonderzoek Besluit opslaan in Ondergrondse Tanks, Sdu uitgeverij, 's Gravenhage
- (7) Technisch werkdocument. Achtergrondgehalten in de bodem: schattingsmethode en toepassingsmogelijkheden, 1998.

In 1998 is een ontwerp van een herziene versie van het onder (2) genoemde NVN 5740 protocol gereed gekomen. De belangrijkste wijzigingen zijn:

- het onder (5) genoemde MV/BSB-protocol en het onder (6) genoemde BOOT-protocol zijn er in opgenomen.
- het vooronderzoek is vervallen en in een apart protocol beschreven: (ontwerp-NVN 5725).
- er zijn nieuwe onderzoeksstrategieën opgenomen die beter aansluiten op de behoeften uit de praktijk, zoals een strategie voor grootschalige, onverdachte gebieden (natuurterreinen, landelijk gebied)

De protocollen (3) en (4) zijn in opdracht van het ministerie VROM vervaardigd in het kader van een herziening van de Leidraad Bodemsanering (nu: Leidraad Bodembescherming). Het protocol voor oriënterend onderzoek vertoont overlap met het protocol voor verkennend onderzoek (NVN 5740).

Behalve de bovengenoemde protocollen zijn er in het afgelopen decennium door, of in opdracht van lokale overheden (gemeenten en provincies) een groot aantal protocollen ontwikkeld die minder status hebben en een kleiner toepassingsgebied. Voorbeelden zijn het protocol voor waterbodembemonstering van de Provincie Gelderland, een protocol voor bemonstering van de uiterwaarden van Rijkswaterstaat en Provincie Gelderland (RWS/Provincie Gelderland 1990. Voorlopig protocol Zorgplicht in de Gelderse uiterwaarden: onderzoeksstrategie. Arnhem) en het 'VNG+' protocol van de Gemeente Groningen. Tevens wordt er gewerkt aan een protocol voor het schatten van achtergrondwaarden van contaminanten.

Doel van de protocollen is het realiseren van een minimumkwaliteit van het onderzoeksresultaat. Verder is het doel standaardisatie van de bemonsteringsmethode. Standaardisatie van de methode moet de vergelijkbaarheid van het resultaat ten goede komen.

#### **2.2.2.2 Discussie protocollen**

Eén van de doelen van de protocollen is het waarborgen van een zekere minimumkwaliteit. Dit wordt nagestreefd door het voorschrijven van een minimum aantal

steekproefpunten en monsters (middel-voorschrift). In veel gevallen wordt de minimum-kwaliteit zelf niet gespecificeerd. Ons inziens verdient het de voorkeur uit te gaan van een goed gespecificeerde minimum-kwaliteitseis, en vervolgens bij wijze van voorbeeld één of meerdere steekproefstrategieën te beschrijven die, gegeven bepaalde aannames over bijvoorbeeld de ruimtelijke variatie, aan deze kwaliteitseis voldoen (doel-voorschrift). Dit biedt de mogelijkheid om op zoek te gaan naar strategieën die, gegeven de specifieke kenmerken van een onderzoeksgebied, optimaal zijn. (Brus en Domburg, 1996). Soms is de minimum-kwaliteitseis wel expliciet gespecificeerd. Voorbeelden zijn de monsternemingsstrategieën voor homogeen verontreinigde (water)bodem van het NO-protocol (4) en het Technisch werkdocument Achtergrondgehalten (7). Echter de berekeningen van de aantallen punten die hiervoor nodig zijn, zijn ondeugdelijk omdat ten onrechte uitgegaan wordt van onafhankelijke waarnemingen (zie Appendices 1 en 2).

Zoals aangegeven in de inleidingen bij de strategieën voor Verkennend Onderzoek (VO), Oriënterend Onderzoek (OO) en Nader Onderzoek (NO), zijn de bemonsteringsstrategieën niet statistisch onderbouwd. Dit betekent dat de steekproeffout niet *vooraf* empirisch is bepaald door een groot aantal keren een steekproef te nemen uit een onderzoeksgebied of uit een gesimuleerd veld. De steekproeffout kan vaak ook niet *achteraf*, als de monsters genomen zijn, geschat worden met de steekproefgegevens omdat bijvoorbeeld de monsters gemengd worden. Ook is de steekproeffout niet door middel van modellen voorspeld. Hierdoor is onbekend wat de nauwkeurigheid van de bemonsteringsstrategieën is.

Omdat de steekproeffout onbekend is, kunnen hypothesen over de contaminant-concentraties niet in statistische zin getoetst worden. Bijvoorbeeld, in geval van oriënterend onderzoek naar homogeen verdeelde verontreiniging, wordt de hypothese 'het onderzoeksgebied is verontreinigd' verworpen als het steekproefgemiddelde van alle ruimtelijke eenheden kleiner is dan de streefwaarde. Dit terwijl door de steekproeffout, subbemonsteringsfout en meetfout er een zekere kans bestaat dat het werkelijke gemiddelde van één of meer ruimtelijke eenheden wel groter is dan de streefwaarde. Wanneer statistisch getoetst wordt, wordt de nulhypothese pas dan verworpen als deze kans kleiner is dan een van tevoren gekozen drempelwaarde (bijv. 5%).

### 2.2.2.3 Statistische steekproefstrategieën

Wanneer de nauwkeurigheid (betrouwbaarheid) van de bodemkwaliteitskaart gemaakt met de beschikbare gegevens niet voldoende is, kan deze vergroot worden door aanvullende steekproefgegevens te verzamelen. Hierbij kan een ontwerp-gebaseerde (*design-based*) benadering gevolgd worden of een model-gebaseerde benadering (Brus en De Gruijter, 1993). In ontwerp-gebaseerde steekproefstrategieën worden de punten geloot op zodanige wijze dat de selectiekansen (kansdichtheden) van alle mogelijke steekproeven bekend zijn. Dergelijke steekproeven worden daarom ook wel kanssteekproeven genoemd. De selectiekansen van alle mogelijke steekproeven worden bepaald door de steekproefopzet. Er zijn zeer veel steekproefopzetten die in een hiërarchisch systeem ondergebracht kunnen worden

(Domburg *et al.*, 1997). Berekening van het benodigde aantal punten in verband met een nauwkeurigheidseis kan niet zonder specificatie van het steekproefopzettype. Het steekproefopzettype is ook van invloed op de kosten van bemonstering. DLO-Staring Centrum heeft in de afgelopen decennia ervaring opgedaan met diverse ontwerp-gebaseerde steekproeven voor het schatten van bodemkenmerken. Voorbeelden zijn de aselechte raaienmethode (de Gruijter en Marsman, 1986), de gestratificeerde aselechte steekproeven bij het fosfaatverzadigingsonderzoek (Brus, 1993), en de tweefasesteekproef gecombineerd met de regressieschatter voor het grondwatertrappen-onderzoek (Te Riele en Brus, 1996). Verder voert DLO-Staring Centrum op dit moment een landelijke steekproef uit voor het statistisch karakteriseren van de eenheden van de Bodemkaart van Nederland 1:50 000.

In model-gebaseerde steekproefstrategieën worden de punten meestal niet geloot maar gericht gekozen. Loten mag wel maar is niet verplicht, en leidt veelal tot suboptimale schattingen (in geostatistische zin). Vaak worden monsters genomen op de punten van een gecentreerd, regelmatig raster. Voor een uitgebreide beschrijving van de fundamentele verschillen tussen de ontwerp-gebaseerde en model-gebaseerde benadering en een discussie over de voor- en nadelen verwijzen we naar Brus en De Gruijter (1997).

De keuze van een ontwerp-gebaseerde of een model-gebaseerde benadering is een belangrijke stap in het ontwerpproces van een ruimtelijke steekproef. In verband hiermee ontwikkelt DLO-Staring centrum een beslissingondersteund kennissysteem (SAMPLE) dat ondersteuning verleent bij dit ontwerpproces (Domburg *et al.*, 1997). Met SAMPLE is het mogelijk om van te voren, dus voordat de bemonstering wordt uitgevoerd, de kosten en nauwkeurigheid van steekproeven te voorspellen, zodat bijv. het budget afgestemd kan worden op de vereiste nauwkeurigheid. Ook kan met SAMPLE de optimale steekproef berekend worden d.w.z. de steekproef die gegeven een bepaalde gewenste nauwkeurigheid het minste kost, of omgekeerd gegeven het budget de grootste nauwkeurigheid oplevert. Voor een illustratie van een met de SAMPLE-methodiek ontworpen steekproef voor de inventarisatie van de waterbodempkwaliteit in lintvormige watergangen verwijzen we naar Brus en Jansen (1998).

### **2.2.3 Kennis van interpolatiemethoden**

Met de steekproefgegevens over bodemverontreiniging kunnen bodemkwaliteitskaarten gemaakt worden. De metingen op de steekproefpunten worden geïnterpoleerd naar onbezochte punten. Voorbeelden van landelijke overzichtskaarten gemaakt door interpolatie van metingen zijn de kaarten van o.a. nutriënt- en metaalconcentraties in het grondwater op een diepte van 5 à 17 m. van Pebesma en de Kwaadsteniet (1994) en de kaarten van zware metalen concentraties in de bodem van Tiktak *et al.* (1997). Interpoleren kan met heuristische of met statistische interpolatiemethoden. Statistische interpolatiemethoden maken in tegenstelling tot heuristische methoden expliciet gebruik van een stochastisch model van de ruimtelijke variatie, waardoor de nauwkeurigheid van het resultaat (de kaart) gekwantificeerd kan worden. Ook bieden deze methoden de mogelijkheid om kaarten

met overschrijdingskansen te berekenen, bijv. de (conditionele) kans dat de waarde groter is dan de interventiewaarde. *Kriging* is de bekendste statistische interpolatiemethode. Er zijn in de afgelopen jaren zeer veel publicaties verschenen waarin interpolatiemethoden met elkaar worden vergeleken op basis van de nauwkeurigheid van voorspellingen op onbezochte punten (zie o.a. Laslett *et al.*, 1987 en Laslett en McBratney, 1990). In theorie is *kriging* optimaal, d.w.z. de voorspellingen zijn zuiver en de variantie is minimaal. Echter, in de praktijk is het variogram onbekend en moet geschat worden., waardoor de voorspellingen niet *perse* optimaal meer hoeven te zijn. Brus *et al.* (1996) concluderen dat bij lage bemonsteringsdichtheden (1 punt per 25 ha) weinig winst te halen valt uit 'verbetering' van de interpolatiemethode, maar veel meer uit verbetering van de steekproefopzet (meer monsters, of gegeven het aantal monsters een betere configuratie van de punten). Hun boodschap luidt dan ook: 'bezint eer gij begint met bemonsteren'.

Bij het interpoleren van bestaande bodemkwaliteitsgegevens kunnen diverse problemen voorkomen. Zo zijn de monsters vaak preferent genomen op verdachte lokaties, worden monsters vaak gemengd, en zijn de metingen vaak gecensureerd (d.w.z. metingen onder de detectielimiet). Bierkens (1997) ontwikkelde voor de bodemkwaliteitskartering van de gemeente Utrecht een *kriging*-methode die deze problemen het hoofd biedt. Overigens kunnen veel van deze problemen voorkomen worden door van tevoren goed na te denken over de bemonstering.

## **2.3 Hiaten in beschikbare gegevens en kennis**

### **2.3.1 Hiaten in beschikbare gegevens**

Op dit moment ontbreekt nog een volledig overzicht van welke gegevens nodig en beschikbaar zijn voor landelijke en regionale bodemkwaliteitskarteringen. In dit kader is het project 'Minimale Dataset' relevant (projectleider: van der Gaast, Chemielinco). In ieder geval ontbreken in het landelijk gebied vaak gegevens over de variatie van de contaminant-gehalten met de diepte. Zo worden bij verkennend-, oriënterend en nader onderzoek slechts lagen van 50 cm bemonsterd. In de bovengrond is dit een zeer grove benadering. Tevens ontbreken bij deze onderzoeken gegevens over o.a. de pH die een belangrijke rol speelt in het gedrag van contaminanten. Ook ontbreekt op dit moment een overzicht van de problemen die optreden bij de statistische verwerking (schatten van parameters van frequentieverdelingen of interpolatie) van de gegevens.

### **2.3.2 Kennishiaten steekproefstrategieën.**

Op dit moment zijn er kennishiaten om de volgende vragen te kunnen beantwoorden:

Welke resolutie moeten de bodemkwaliteitskaarten hebben, wat zijn geschikte doelparameters en wat is een geschikt volume van de bemonsteringseenheid?



De meeste kaarten doen uitspraken over punten: bijv. de bodemkaart 'voorspelt' het bodemtype op ieder willekeurig punt in het gekarteerde gebied. Het is ook mogelijk om een lagere resolutie te kiezen, bijvoorbeeld gridcellen, of landschappelijk of bestuurlijk begrensde gebieden, waarbij de kaart de waarde van een parameter van de frequentieverdeling (bijvoorbeeld de mediaan of 90-percentiel) 'voorspelt' of de hele frequentieverdeling. Over het algemeen geldt, des te hoger de resolutie, des te meer gegevens zijn nodig om een bepaalde betrouwbaarheid te realiseren. De frequentieverdeling wordt ook bepaald door het volume van de bodemeenheid waaraan gemeten wordt. Naarmate dit volume groter is, is de variatie binnen een gebied kleiner. De keuze van de gewenste resolutie, de doelparameter en het bodemvolume zijn belangrijke stappen bij het ontwerpen van een steekproefstrategie.

#### Welke statistische steekproefstrategieën zijn efficiënt?

De bestaande protocollen zijn niet bedoeld voor inventarisaties van grote gebieden (gemeentes, regio's, provincies, heel Nederland). Alleen in de herziene versie van het VO-protocol wordt een onderzoeksstrategie beschreven voor 'grootschalige, onverdachte gebieden' maar deze is erg summier, en niet wetenschappelijk onderbouwd. Welke strategie efficiënt is hangt o.a. af van het doel van de inventarisatie (gespecificeerd door o.a. de gewenste resolutie en de doelparameter). Door monsters te mengen en door gebruik te maken van voorinformatie kan de efficiëntie vergroot worden (zie hierna).

#### Wat is het effect van mengen van monsters op de nauwkeurigheid en kosten?

Door mengen kunnen laboratoriumkosten bespaard worden, maar wordt de meetfout (inclusief subbemonsteringsfout) groter. Bovendien kunnen, gegeven een steekproef, de monsters op vele manieren gecombineerd worden tot mengmonsters. Het aantal mengmonsters en het mengschema, d.w.z. de wijze waarop monsters gecombineerd worden tot mengmonsters, zijn naast de steekproefopzet van invloed op de efficiëntie. Er is behoefte aan een methode waarmee simultaan de steekproefopzetparameters en de mengschemaparameters geoptimaliseerd kunnen worden.

#### Hoe kunnen de beschikbare gegevens het beste gebruikt worden bij aanvullende steekproeven?

Vaak zijn in het verleden al monsters genomen in het gebied of is er van het gebied een kaart gemaakt met relevante informatie, bijvoorbeeld over de bodemgesteldheid. Door bestaande punt- en vlakgegevens te gebruiken kan de efficiëntie van ruimtelijke steekproeven vergroot worden. De bestaande gegevens zijn meestal niet op gelote punten verzameld, maar op gericht geselecteerde punten, bijvoorbeeld op 'verdachte' locaties. Voor het karteren van contaminant-concentraties is dit minder een probleem dan voor het schatten van parameters van de frequentieverdeling. Er is behoefte aan een statistische methode die gebruik maakt van deze selecte voorinformatie en die toch de mogelijkheid biedt om de nauwkeurigheid van de geschatte parameters te kwantificeren.

### **2.3.3 Kennishiaten interpolatiemethoden**

#### *Wat zijn geschikte interpolatiemethoden voor het maken van bodemkwaliteitskaarten van grote gebieden?*

Specifieke vragen zijn hoe het beste omgegaan kan worden met mengmonsters en met verschillen in bodemvolumes waaraan gemeten is. In het algemeen is behoefte aan het ontwikkelen van een statistisch verantwoorde interpolatiemethode die een oplossing moet bieden aan problemen als gevolg van (i) metingen onder de detectielimiet, (ii) combinaties van niet-gemengde en gemengde monsters, (iii) preferente bemonstering op bepaalde locaties, (iv) bemonstering op verschillende diepten etc.

### **2.4 Beoogd onderzoek bij DLO en kennisoverdracht**

Het onderzoek bij DLO richt zich op het maken van bodemkwaliteitskaarten van grote, landelijke gebieden (landbouwgebieden, natuurterreinen). Het onderzoek moet resulteren in adviezen over welke gegevens (minimaal) verzameld moeten worden, en hoe en hoe deze statistisch verwerkt moeten worden.

Om ervoor te zorgen dat de gegenereerde kennis ook daadwerkelijke geïmplementeerd wordt in de praktijk zal de nodige aandacht besteed worden aan overdracht van deze kennis naar de actoren. Gedacht wordt hierbij aan het ontwikkelen van cursusmateriaal (in samenwerking met het Van Hall instituut) en aan het publiceren van de onderzoeksresultaten in de vorm van populair wetenschappelijke artikelen, bijv. in het tijdschrift Bodem.

### 3 Risicobeoordeling in relatie tot (bio)beschikbaarheid

#### 3.1 Inleiding

Inventarisatie van bodemverontreiniging in het landelijk gebied in combinatie met kennis van algemene bodemparameters kan op zichzelf niet leiden tot een goed gebiedsgericht beleid op het gebied van bijvoorbeeld actief bodembeheer en veranderend landgebruik en natuurontwikkeling. Derhalve kunnen ook geen optimale beslissingsondersteunde instrumenten op dit gebied worden geleverd. Een essentiële schakel tussen bodemkwaliteitskaarten en bodemkundige informatiesystemen enerzijds en de uiteindelijke doelstelling, beleidsondersteuning, anderzijds is een solide mechanistisch begrip van de werkelijke risico's van aanwezige bodemverontreiniging op basis van bodemeigenschappen.

Binnen het onderzoeks thema risicobeoordeling worden de volgende milieu-effecten van bodemverontreiniging projectmatig bestudeerd:

- *Uitspoeling* en effecten op de waterkwaliteit (grondwater, oppervlaktewater, drinkwater)
- *Opname door landbouwgewassen en natuurlijke vegetatie* en effecten op de gezondheid van mens en dier onder andere via doorvergiftiging
- *Aantasting van het bodemleven* en effecten op essentiële bodemecosysteemprocessen (mineralisatie, C-turnover etc.)

Het risico van optreden van een of meer van bovengenoemde milieu-effecten blijkt niet goed te relateren aan totaalgehalten van verontreinigende stoffen in de bodem, hoewel de huidige bodemkwaliteitsnormen en adviesnormen (LAC-sigitaalwaarden, **[Anoniem, 1991]**) hierop zijn gebaseerd. Een deel van de 'bulk' aan verontreinigende stof is beschikbaar voor een of meer van deze effecten, een ander deel niet. Welk deel beschikbaar is en derhalve op zeker moment risico's met zich mee brengt, hangt af van de globale samenstelling van de bodem op dat moment. Een goede inschatting van de *voor milieu-effecten beschikbare fractie* op basis van kennis van de onderliggende biogeochemische processen is voor risicobeoordeling essentieel.

Proceskennis alleen voldoet echter niet: om goed te kunnen aansluiten op het thema inventarisatie en de doorvertaling mogelijk te maken naar actief bodembeheer en beslissingsondersteunende instrumenten is met name de ontwikkeling, validatie en toepassing van modellen van groot belang. Voor de praktische toepasbaarheid is het daarenboven van belang, dat de modellen kunnen functioneren met als inputparameters eenvoudig meetbare grootheden, die bij voorkeur reeds in bestaande meetcampagnes (meetnetten) worden bepaald.

Dit leidt tot de volgende kennisvragen:

- In hoeverre is de aanwezigheid (beschikbaarheid) van de contaminant in de bodemoplossing bepalend voor elk der genoemde milieu-effecten? In hoeverre dient in dit kader tevens aandacht te worden geschonken aan de exacte chemische vorm (speciatie) van de verontreinigende stof in de bodemoplossing en daarin

- aanwezige colloïden? Zijn alle vormen beschikbaar voor interactie met bodemleven en plantenwortels?
- Op welke wijze kunnen de diverse chemische vormen van de verontreinigende stof in bodem en bodemoplossing worden afgeleid uit eenvoudig toegankelijke bodemparameters als organische stof gehalte, kleigehalte, pH, kalktoestand etc.?
  - Hoe kunnen de relaties tussen bodemeigenschappen en de chemische verschijningsvormen van de verontreinigende stof in de bodemoplossing in mechanistische modellen adequaat worden beschreven?
  - Op welke wijze kunnen de te ontwikkelen en te valideren modellen praktisch en effectief worden gebruikt om bodemkwaliteitskaarten te transformeren in 'milieurisicokaarten' en derhalve in te zetten bij beslissingen omtrent actief bodembeheer, natuurontwikkeling etc.?

In dit hoofdstuk wordt de stand van zaken en de beoogde aanpak van risico-beoordeling van bodemverontreiniging als volgt ingedeeld:

- In paragraaf 3.2 wordt de op dit moment beschikbare kennis kort samengevat met nadruk op de relatie tussen de speciatie van contaminanten in bodemvocht en de hierboven genoemde milieu-effecten.
- In paragraaf 3.3 worden kennisleemten aangegeven die op dit moment het gebruik van risico-beoordeling bij het ontwikkelen van scenario's voor actief bodembeheer en bij het ontwikkelen van beslissingsondersteunende instrumenten in de weg staan.
- In paragraaf 3.4 wordt aangegeven hoe binnen het programma gewerkt gaat worden aan het invullen van de in paragraaf 3.2 geïnventariseerde kennislücken. Ook wordt kort ingegaan op de wijze van kennisoverdracht.

### 3.2 Beschikbare kennis

De afgelopen jaren zijn bij AB-DLO en SC-DLO (conceptuele) modellen ontwikkeld om het gedrag van zware metalen in de bodem op verschillende schaalniveaus te beschrijven. Met additionele financiering is dit model uitgebreid met chemisch persistente organische verontreinigingen en organisch gebonden fosfor. Voor een aantal zware metalen is dit model ook nader wiskundig uitgewerkt en geparameteriseerd en er zijn zogeheten 'transfer-functies' ontwikkeld (Bril et al., 1995, Römkens, 1998), waarmee de chemische activiteit (vergelijkbaar met vrije concentratie) van de contaminanten in de bodemoplossing kan worden berekend. Voor een aantal andere metalen (zie hierna) zijn deze functies nog niet ontwikkeld en zijn uitsluitend statistische functies beschikbaar, met name ontwikkeld bij RIVM (Ide Groot et al., 1998). Ook voor organische microverontreinigingen zijn dergelijke transferfuncties beschikbaar.

In de modelbenadering speelt opgelost organisch materiaal (DOC) in de bodemoplossing een essentiële rol als 'derde fase'. DOC associeert zich in de bodemoplossing met zware metalen en organische verontreinigingen en creëert een verschil tussen totale concentratie in de bodemoplossing en 'vrije' concentratie in de bodemoplossing. In hoeverre is nu de activiteit ('vrije' concentratie) dan wel de totale concentratie (inclusief met DOC geassocieerde deeltjes) van zware metalen en ook

van organische verontreinigingen bepalend voor de drie in de inleiding genoemde 'target' milieu-effecten?

Het toepassen van het bestaande modelpotentieel op bestaande databestanden alsmede een interpretatie van literatuurgegevens levert in dezen de volgende voorlopige conclusies op, ingedeeld op basis van de in hoofdstuk 3.1 aangegeven mogelijke milieu-effecten:

Milieu-effect: Uitspoeling

Potentieel transport van zware metalen en organische verontreiniging in het bodemprofiel blijkt gerelateerd aan totaalgehalten in de bodemoplossing. Werkelijk optredend transport is daarenboven sterk afhankelijk van de bodemfysische eigenschappen ('preferential pathways'), de hydrologie en van de kinetiek van de interactie tussen stoffen in de bodemoplossing en de vaste fase. Modelbeschrijvingen zijn veelal gebaseerd op chemische evenwichten, vooralsnog zonder goed onderbouwde kinetische modules.

Milieu-effect: Opname door landbouwgewassen en natuurlijke vegetatie

Gewasopname van cadmium blijkt zeer goed te relateren met de activiteit van cadmium in de bodemoplossing, zoals geconstateerd in verontreinigde Maasoevergronden. Bij sommige zware metalen blijkt dat ook met kleinere complexerende moleculen geassocieerde zware metalen voor planten beschikbaar zijn.

Milieu-effect: Aantasting van het bodemleven

De interactie tussen zware metalen en het bodemleven blijkt moeilijker te beschrijven; waarschijnlijk spelen zowel de totaalconcentraties in de bodem als de diverse chemische verschijningsvormen in de bodemoplossing een rol, afhankelijk van organisme-specifieke opnamemechanismen.

### 3.3 Kennisleemten

Hoewel reeds veel kennis is ontwikkeld, zijn op beide voor risico-beoordeling van belang zijnde onderzoeksterreinen nog kennisleemten te identificeren:

- Hoe kunnen uit bodemeigenschappen beschikbare fracties (met name concentraties in de bodemoplossing) van zware metalen en organische verontreinigingen worden afgeleid?

*Transfer-functies*

Voor bepaalde zware metalen en voor hydrofobe organische verontreinigingen is een conceptueel model ontwikkeld en zijn eenvoudig hanteerbare 'transfer-functies' uitgewerkt, waarmee de beschikbare fractie van een verontreinigende stof uit totaalconcentraties en algemene bodemeigenschappen (kalkgehalte, organische stof gehalte, lutumgehalte, pH) wordt afgeleid. Transferfuncties ontbreken echter nog voor andere belangrijke bodemverontreinigende stoffen.

### ***Modelvalidatie op proces-niveau***

De modellen worden op dit moment vooral op effecten gevalideerd. Dat wil zeggen, dat het model bepaalde chemische vormen, met name in de bodemoplossing, voorspelt en dat experimenteel wordt nagegaan in hoeverre deze gemodelleerde 'speciatie' is te correleren met effecten als uitspoeling, plantopname en interactie met het bodemleven. Directe validatie, dat wil zeggen een analytisch-chemische verificatie van voorspelde speciatie, is veelal niet mogelijk. Deze tussenstap is zeer belangrijk, omdat hierdoor modellen eenvoudig zouden kunnen worden verbeterd en nog beter effecten kunnen voorspellen. Het ontwikkelen van op directe validatie toegesneden geavanceerde analytisch-chemische procedures is derhalve noodzakelijk. In een aantal gevallen is elders reeds vooruitgang geboekt (bijvoorbeeld bij de LUW: Helmke -Donnan methode, competitieve ligand equilibratie/vloeistof-vloeistof extractie techniek, met name voor Zn). Ook zijn ion-selectieve electrodes voor lage concentraties ontwikkeld. Deze methoden zijn binnen het onderzoek van dit thema onvoldoende gemobiliseerd.

### ***Het modelleren van de overgang van organische stof tussen de vaste en vloeibare fasen in de bodem***

De modellering van het gedrag van DOC (het vrijkomen uit de vaste fase) dient verder ter hand te worden genomen, omdat anders de toepassing van modellen afhankelijk is van de meting van moeilijk toegankelijke en sterk temporeel variabele parameters als DOC. Aan de regulerende invloed van calcium-ionen is al aandacht besteed maar e.e.a. is onvoldoende in modellen beschreven.

### ***Kinetische modules***

Modellering gaat uit van berekeningen van chemische evenwichten. Kinetisch bepaalde processen spelen echter ongetwijfeld ook een rol, maar zijn (mede als gevolg van de afwezigheid van goede directe proces-validatie, zie hiervoor) onvoldoende gekwantificeerd. (Römkens & de Vries, 1995) Het ontbreekt de modellen vaak nog aan kinetiek-modules voor sorptieprocessen, vooral noodzakelijk bij het beschrijven van transport in de bodem.

- Hoe zijn deze beschikbare fracties te relateren aan de drie in hoofdstuk 3.1 genoemde milieu-effecten?

Gevalideerde modellen voor het berekenen van kritische depositieniveaus voor zware metalen in relatie tot uitspoeling

In het verleden zijn een aantal scenario's gepresenteerd waarin berekend werd wat de effecten van verzuring zouden zijn op de uitspoeling van zware metalen. Hierin is de link met de samenstelling van de bodemoplossing nog slechts gebrekkig gemaakt. Bovendien zijn deze scenario's nog steeds niet (voldoende) getoetst in de praktijk, zodat kennis over de ernst van deze problematiek nog niet beschikbaar is.

### ***Gewasopname***

Er bestaat weinig relatie tussen bodemkwaliteit (in termen van huidige bodemkwaliteitsnormen) en gewaskwaliteit. LAC signaalwaarden zijn in de jaren tachtig ontwikkeld als poging deze relatie te optimaliseren; een toepassing van

transferfuncties om concentraties in de bodemoplossing te berekenen zou een goede aanzet kunnen zijn ter verbetering van deze relatie en een formulering van 'tweede generatie' LAC-sigitaalwaarden.

#### ***Het functioneren van bodemecosystemen in aanwezigheid van bodemverontreiniging***

De waarneming dat microbiële activiteit, gemeten als de snelheid waarmee thymidine en leucine ingebouwd worden in celmateriaal, een gevoelige parameter is voor het detecteren van stress (door verontreiniging) in bodemecosystemen, is een aanwijzing voor het effect van contaminanten op het bodemleven. (Boon et al., 1998) Kennishiaten bestaan nog met betrekking tot de chemische vorm, die tot effecten kan leiden bij micro-organismen en ander bodemleven. Vooral veel kennis ontbreekt nog met betrekking tot de vraag hoe en in hoeverre dergelijke stress-effecten op het bodemleven leiden tot aantasting van essentiële bodemecosysteempromessen als nitrificatie en C-turnover.

### **3.4 Beoogd onderzoek bij DLO en kennisoverdracht.**

Het bodemkwaliteitsonderzoek bij DLO is vooral gericht op het ontwerpen van beslissingsondersteunende instrumenten voor het omgaan met verontreinigde bodems in de groene ruimte. Belangrijk is hierbij het ontwerpen en testen van effect-reducerend beheer van verontreinigde bodems en het beter relateren van normen en landbouwkundige adviezen aan risico's van het optreden van een of meer van de in hoofdstuk 3.1 genoemde milieu-effecten.

Het onderzoek beoogt dan ook die kennisleemten op te vullen die passen in het kader van deze hoofddoelstellingen:

#### ***Uitbreiding 'transfer-functies'***

Transfer-functies zullen worden ontwikkeld voor alle milieu-relevante zware metalen, alsmede arseen. Tegelijkertijd zullen bestaande 'transfer-functies' worden verbeterd op grond van validatie-exercities.

#### ***Modelvalidatie op proces-niveau***

Naast de reeds toepasbaar gemaakte bepaling van de koper-activiteit in bodemoplossingen (ion-selectieve elektroden), zal ook aandacht worden besteed aan vergelijkbare methoden voor cadmium en andere zware metalen. Eerder genoemde op transfer door membranen gebaseerde technieken zullen ook worden gemobiliseerd. Aandacht zal worden besteed aan nat-chemische technieken in combinatie met scheidingstechnieken om te kunnen onderscheiden tussen verschillende vormen van DOC ('humic', 'fulvic') in bodemoplossingen. Hier is al ervaring opgedaan met waterige bodemextracten. Nat-chemische technieken omvatten calcium-titraties en scheidingstechnieken die zullen worden ontwikkeld zijn 'High performance size exclusion chromatography' - HPSEC en 'Field flow fractionation' (Sed-FFF en Flow-FFF).

### ***DOC-modellering***

Ontwikkelde validatietechnieken op proces-niveau zullen bijdragen aan het verder uitwerken van modelbeschrijvingen voor het vrijkomen van DOC in afhankelijkheid van bodemkenmerken, met name calcium-toestand, organische stof gehalte en pH.

### ***Kinetische modules in modelbeschrijvingen***

Voor de validatie van de modellen op effect-niveau dienen systematisch een aantal databestanden ter beschikking te komen; vergelijking tussen validatie op proces-niveau en validatie op effect-niveau (met name uitspoeling) wordt geacht te leiden tot het definiëren van contaminant-specifieke en bodem-specifieke kinetische functies, die geschikt zijn om als module in het op chemische evenwichten gebaseerde model op te nemen.

### ***Microbiologische detectie van stress door bodemverontreiniging***

Veld- en laboratorium-experimenten zullen worden uitgevoerd om na te gaan in hoeverre bestaande technieken kunnen worden gebruikt, zoals in voorgaande paragraaf is aangegeven. Daarnaast zullen de effecten van bodemverontreiniging in zwaar verontreinigde proefterreinen (koper) worden bestudeerd, met name om 'gross effects' op bodemecosysteemprocessen te verifiëren.

### ***De relatie met bodemkwaliteitskaarten***

Het onderzoek naar risico-beoordeling zal zodanig worden gestuurd, dat het direct inzetbaar is bij het ontwikkelen van scenario's voor actief bodembeheer, veranderend landgebruik, maar ook voor het ontwikkelen van effectgerichte normstelling (in samenwerking met VROM).

### ***De relatie met normen en advisering***

Als gevolg van het nieuwe beleid ten aanzien van bodemverontreiniging vormen de huidige bodemkwaliteitsnormen (gebaseerd op totaalgehalten verontreinigende stof eventueel in combinatie met organische stof gehalten en lutum gehalten) steeds minder een basis voor beleid. Er zal derhalve worden gewerkt aan het ontwikkelen van nieuwe gebruiksprocedures voor deze normen en mogelijkwijze aan het ontwikkelen van nieuwe effect-gerelateerde normen. Nieuwe inzichten maken ook de voor advisering gebruikte LAC-sigitaalwaarden voor verbetering vatbaar met meer aandacht voor bodemkenmerken die samen met concentraties verontreinigende stof in de bodem de gewaskwaliteit bepalen. Er zal derhalve worden gewerkt aan een aanpassing van deze LAC-sigitaalwaarden in nauwe samenwerking met het Ministerie en IKC-Landbouw.

Kennisoverdracht vindt plaats door nieuw ontwikkelde inzichten direct onder de aandacht te brengen van probleemhebbers (lagere overheden etc.) door het organiseren van workshops. Ontwikkelde kennis kan dan al in een vroeg stadium worden gebruikt voor het bepalen van prioriteiten in het bodemsaneringsbeleid en voor de keuze van beheersscenario's. Gezien het feit dat met name normering een zaak van de EU zal worden, zullen nieuwe inzichten ook daar onder de aandacht worden gebracht.



## 4 Immobilisatie, afbraak en verwijdering van contaminanten door actief bodembeheer.

### 4.1 Inleiding

Het bestrijden van bodemverontreiniging kan langs een aantal lijnen verlopen:

- preventie, bestrijding aan de bron
- verwijderen, uitgraven
- isoleren via de IBC-aanpak
- reiniging: biologisch, thermisch of fysisch
- acceptatie, functioneel saneren

Welke wijze van behandeling voor de bodem wordt gebruikt is in sterke mate afhankelijk van de mogelijkheden die wet- en regelgeving geven, van maatschappelijk en bestuurlijke acceptatie en van de technologische mogelijkheden. Al deze factoren zijn aan verandering onderhevig. Tot voor kort moest worden gestreefd naar volledige reiniging binnen een korte periode (leidend tot herstel van *multifunctionaliteit*). Zoals gesteld in hoofdstuk 1 is een kosteneffectieve aanpak van bodemverontreiniging hierdoor in een impasse geraakt, hetwelk heeft geleid tot beleidsvernieuwing in dezen en tot nieuwe wettelijke kaders. Het multifunctionaliteitscriterium is niet altijd meer sturend, er is ruimte gekomen voor het zogenaamde *functioneel saneren*. Nieuwe goedkopere saneringstechnieken kunnen worden ingezet, mits op korte of langere termijn de bodemkwaliteit zodanig verbetert dat de grond geschikt wordt voor één of meer functies. Sanering betekent in dit nieuwe beleidskader niet alleen het *verwijderen* van de verontreinigende stof. In het kader van het actief beheer van verontreinigde gronden komen ook andere beheersscenario's steeds nadrukkelijker aan de orde. Hierbij kan met name worden gedacht aan biologische afbraak, langzame verwijdering (door gewasopname) en immobilisatie van contaminanten in de bodem. Op deze wijze worden de risico's van milieu-effecten van verontreinigende stoffen in de bodem duurzaam tot een aanvaardbaar niveau teruggebracht.

De kennisvragen binnen dit onderzoeksthema zijn vooral gestuurd door het nieuwe beleid, gericht op functioneel saneren. In dit hoofdstuk zullen daarom een drietal veelbelovende ontwikkelingen en beoogd onderzoek op het gebied van *functioneel saneren* en *actief bodembeheer* worden beschreven:

- Extensieve biologische sanering (Landfarming)
- Fytoremediëring
- Immobilisatie

Kernvraag hierbij is:

Hoe effectief is de sturing van bodemprocessen door beheersmaatregelen als landfarming, fytoremediëring en immobilisatie door toevoegingen van materialen?

Op dit gebied zijn nog veel kennishiaten en is vooral ook behoefte aan inventiviteit om nieuwe wegen te vinden zowel ten aanzien van (i) ontwikkeling van nieuwe

methoden op het niveau van processturing bij actief bodembeheer en (ii) ontwikkeling van nieuwe, kosteneffectieve technologieën.

Dit hoofdstuk is als volgt ingedeeld:

- In paragraaf 4.2 wordt een overzicht gegeven van de beschikbare kennis op deze terreinen.
- In paragraaf 4.3 worden vervolgens de kennisleemten geïdentificeerd op het terrein van de bovengenoemde ontwikkelingen.
- In paragraaf 4.4 wordt op basis van de kennishiaten en met inachtneming van de hoofddoelstellingen van het programma aangegeven welk onderzoek de komende tijd op dit gebied zal worden uitgevoerd en zal tevens worden aangegeven hoe kennisoverdracht zal worden georganiseerd.

## 4.2 Beschikbare kennis

### 4.2.1 Extensieve biologische sanering

Bodemsanering is lang gezien als een technologie en onderzoek heeft zich gericht op ontwikkeling van de technologie. Deze technologie, met uitzondering van isolerende maatregelen rond vuilstorten, heeft geen toepassing gevonden in het landelijke gebied. Ze waren met name ontwikkeld voor *sterk verontreinigde stedelijke of industriële locaties*, waarin vooral een snelle sanering van belang was. Hiervoor is veel kennis opgebouwd bij bedrijven maar ook binnen het Speerpuntprogramma Bodem. De *diffuse verontreiniging in het landelijke gebied* werd niet gezien als een op korte termijn oplosbaar probleem en daarom misschien ook niet als echt probleem beschouwd. Confrontatie met vervuilde waterbodems, die in het verleden altijd werden hergebruikt in het landelijke gebied, hebben echter voor een zekere bewustwording in dezen gezorgd.

Recente ontwikkelingen in biologische saneringstechnologieën zijn voor een belangrijk deel in de richting van *extensieve technieken* gegaan als alternatief voor het meer technologisch geïntendeerde behandelen van verontreinigde grond, bijvoorbeeld bij landfarming. Het heeft enkele jaren geduurd voordat extensief behandelen van verontreinigde grond ook werkelijk geaccepteerd werd als behandelingsmethode. Het loslaten van de eis dat altijd gereinigd moest worden tot de streefwaarde, de beleidsvernieuwing bodem (BEVER) en de, via NOBIS gegeven, stimulans aan de biologische reiniging hebben hiertoe geleid. Op diverse plekken in Nederland is en wordt op dit gebied kennis ontwikkeld welke is samengevat in de Kennisatlas Biorestauratie.

Bij de extensieve technieken speelt het *waterbeheer* een belangrijke rol, omdat hiermee aërobe of anaërobe omstandigheden kunnen worden gecreëerd en de biodegradatie van organische verontreinigingen kan worden gestuurd. De tijd, die nodig is voor landbouwproductie of natuurontwikkeling sluit goed aan bij de *tijdschaal* van extensieve reiniging. Ruimte alleen gebruiken voor bodemreiniging is duur en daarom in Nederland niet makkelijk te accepteren. Extensieve technieken zijn echter goed te combineren met bijvoorbeeld de teelt van energiegewassen (biomassa)

of natuurontwikkeling. In de lange periode dat de reiniging duurt wordt dan naast schone grond ook biomassa of natuur geproduceerd. Helofytenfilters en gebruik van de bodem als filter kunnen er voor zorgen dat ook de waterkwaliteit in een gebied verbetert.

Basis voor een extensieve behandeling zijn (i) kennis m.b.t. stof- en bodemeigenschappen, (ii) kennis van processen in de bodem, (iii) mogelijkheden deze processen te beïnvloeden en (iv) kennis over de invloed van bodemgebruik op processen in de bodem.

Internationaal sluit de in Nederland aanwezige kennis goed aan bij de ontwikkelingen in op dit gebied vooraanstaande landen als de VS en Duitsland. Wat betreft baggerspecie is in Nederland het onderzoek vooral al gericht op de regionale wateren en perceelssloten; dit speelt in andere landen veel minder en men concentreert zich daar meer op waterbodems in havens en wateren in de buurt van deze havens. Belangrijk bij internationaal vergelijken is dat men in het buitenland veelal tevreden is als de bulk van de verontreiniging verdwenen is, maar dat in Nederland hergebruik vooropstaat; eerst alleen multifunctioneel maar nu ook functioneel.

#### **4.2.2 Fytoremediëring**

Fytoremediëring kan breed worden gedefinieerd als bodemsanerings- en bodembeheerstechnieken, waarbij op enigerlei wijze gebruikt wordt gemaakt van planten. De benaderingen zijn zo verschillend en de ontwikkelingen daarin zo gevarieerd, dat het goed lijkt een overzicht te geven, uitgesplitst naar techniek.

##### ***Verwijdering van de verontreiniging: fyto-extractie en rhizo-filtratie***

Bij dit soort technieken wordt de verontreiniging (meestal zware metalen) opgenomen door gewassen, die daar fysiologisch voor zijn toegerust. Bij fyto-extractie wordt de verontreiniging uit de bodem opgenomen en bij rhizo-filtratie door watercultures uit bijvoorbeeld afvalwater. Het grote dilemma bij met name fyto-extractie is het feit, dat er hyper-accumulators bekend zijn, gespecialiseerd in het opnemen van bepaalde zware metalen tot 2% op basis van droge stof in de bovengrondse delen, maar dat deze hyper-accumulators geen goede landbouwkundige eigenschappen hebben (met name een langzame groei en een lage jaarlijkse drogestof productie). 'Normale' landbouwgewassen nemen ook wel zware metalen op, maar tot veel geringere concentraties; ze zijn echter veelal concurrerend met hyper-accumulators als gekeken wordt naar de totale verwijderingscapaciteit per oogst of per jaar. Dit alles leidt ertoe dat fytoremediëring met hyper-accumulators dan wel met landbouwgewassen een zeer langzaam proces is, waarbij het terugbrengen van een lichte verontreiniging (bijvoorbeeld 2x de norm) naar de norm, tenminste 10 jaar duurt.

Recente onderzoeksresultaten wijzen erop, dat deze situatie langs diverse wegen kan worden verbeterd:

- Verbeteren van de opname van zware metalen door normale landbouwgewassen (bijv. mais dat tot circa 1% lood op drogestof basis in de bovengrondse delen kan

- opnemen) door manipuleren van bodemeigenschappen zoals het toevoegen van complexerende middelen aan de bodem.
- Verbeteren van de opname van zware metalen door normale landbouwgewassen door genetische manipulatie, waarbij eigenschappen van hyper-accumulatoren worden ingebouwd in de DNA-structuur van bijvoorbeeld mais en grassoorten.
  - Verbeteren van de landbouwkundige 'performance' van hyper-accumulatoren door 'selective breeding'.

Vooraf op het gebied van bodemanipulatie is sprake van een stormachtige ontwikkeling, maar voor bijkomende problemen (bijvoorbeeld verhoogde uitspoeling) is veelal nog niet in een oplossing voorzien, ook doordat het onderzoek nog slechts sporadisch op veldschaal wordt uitgevoerd en de praktische toepasbaarheid veelal niet het voornaamste onderzoeksargument is.

Ook indien bij het onderzoek vooruitgang wordt geboekt, blijft fyto-extractie slechts een mogelijke techniek voor licht tot matig verontreinigde gronden van geringe commerciële waarde. Daardoor echter wel aantrekkelijk voor het landelijk gebied. Voor zwaarder verontreinigde grond blijven fysieke saneringstechnieken meer voor de hand liggend: hogere kosten, maar zeer veel sneller resultaat.

#### ***Biologische afbraak: rhizosfeer-degradatie en fyto-degradatie***

Bij deze vorm van fyto-remediëring van organische verontreinigingen speelt de plant een rol als versneller van biodegradatieprocessen in de bodem. Dit kan plaatsvinden door veranderingen in de bacterie-populatie in de wortelzone (rhizosfeer-degradatie) of door opname gevolgd door enzymatische afbraak in de plant zelf (fyto-extractie + fyto-degradatie). Veelal treden beide processen tegelijkertijd op. Hiervan zijn veel voorbeelden in de recente literatuur te vinden, voor zowel de matrix grond als voor afvalwater. Een beperking van de toepasbaarheid van fyto-extractie + fyto-degradatie is het feit, dat alleen relatief wateroplosbare verontreinigingen op deze wijze versneld kunnen worden afgebroken.

Naast rhizosfeer-degradatie waarbij directe worteleactiviteit een rol speelt, kan biologische afbraak ook indirect bevorderd worden door bevordering van de plantengroei: betere, aërobe condities, snellere afwatering etc. In tegenstelling tot fyto-extractie kunnen methoden, waarbij plantengroei de biodegradatie in de bodem versnelt, al snel worden toegepast bij bijvoorbeeld landfarming en in de praktijk langzaam worden verbeterd. Deze fyto-remediëringstechniek is goed toe te passen in combinatie met (extensieve) biologische sanering.

#### ***Verlaging van de beschikbaarheid van een bodemverontreinigde stof door immobilisatie: fyto-stabilisatie***

Incidenteel zijn onderzoeksresultaten bereikt, die erop wijzen dat de milieu-effecten van een verontreinigende stof in de bodem door gewasgroei worden teruggedrongen. Zo blijkt de nematoden-populatie in een sterk met zware metalen verontreinigde bodem zich bij beplanting snel te herstellen. Ook kunnen onder invloed van planten bepaalde zware metalen van een toxische vorm overgaan in een minder toxische vorm, hetwelk ook als een vorm van fyto-stabilisatie kan worden beschouwd. De

toekomst van fytostabilisatie ligt hoogstwaarschijnlijk bij het gelijktijdig toepassen met chemische immobilisatietechnieken.

### 4.2.3 Immobilisatie

Op basis van kennis van processen in de bodem die de beschikbaarheid van verontreinigende stoffen in de bodem kunnen sturen en gericht op risico-beheersing, kan chemisch worden ingegrepen in de bodem met als doel de beschikbaarheid van de verontreiniging voor milieu-effecten terug te dringen. Recente onderzoeksresultaten wijzen erop dat deze mogelijkheden praktisch toepasbaar zijn en in enkele gevallen zelfs gepatenteerd.

Breed geschetst is de huidige stand van zaken zodanig, dat mogelijkheden bestaan om in te grijpen in een drietal bodemeigenschappen die relevant zijn voor de beschikbaarheid van bodemverontreinigende stoffen:

- Door toevoeging van sterk adsorberende *kleimineralen* worden zware metalen beter vastgelegd aan de vaste bodemfase en derhalve minder beschikbaar voor nadelige milieu-effecten, als genoemd in hoofdstuk 1. Een voorbeeld is beringiet, een afvalproduct van een kolenmijn in het Belgische Beringen. Beringiet is een gemodificeerd illiet, ontstaan bij hoge verhitting van kolenmijnafval, dat daardoor ook rijk is aan calciumoxide. Veldproeven hebben uitgewezen, dat 10 jaar geleden met beringiet behandelde zeer zwaar met zware metalen verontreinigde grond nu weelderig begroeid is.
- Door toevoeging van sterk adsorberende, zeer inerte *bodemorganische stof* (bijvoorbeeld bruinkool) kan de vastlegging van organische verontreinigingen en zware metalen in de bodem effectief worden vergroot. In Rusland zijn goede resultaten met deze methode geboekt.
- Door de *zuurgraad* van de bodem te verminderen wordt de beschikbaarheid van veel zware metalen voor nadelige milieu-effecten verlaagd. In Zweden zijn succesvol proeven uitgevoerd in bossen, waarbij aan de bodem olivijnen werden toegevoegd. Olivijnen zijn relatief snel verwerende mineralen, die tijdens het verweringsproces zuur kunnen adsorberen. Door manipulatie van toedieningstechnieken, kan de zuurgraad gedurende lange perioden op ongeveer  $\text{pH} = 4.5$  worden gehouden. Deze methode kan zeer geschikt zijn voor verontreinigde natuurgebieden, gezien de constante pH die ontwikkeling van beoogde natuurdoeltypen mogelijk maakt.

### 4.3 Kennisleemten

Actief bodembeheer in het kader van functiegericht saneren is een sterk multidisciplinaire activiteit. Met functiegericht saneren verbonden ingrepen in de waterhuishouding mogen niet los gezien worden van andere activiteiten in een gebied, elk met hun eigen dynamiek en hun eigen consequenties voor het proces als geheel. Aanpassen van een waterpeil om aërobe omstandigheden te verkrijgen kan bijvoorbeeld verdroging tot gevolg hebben, aan de andere kant kunnen activiteiten elkaar ook stimuleren. Meer en meer wordt het van belang ingrepen te zien in

samenhang met de andere bestaande en gewenste activiteiten in een gebied, m.a.w. een integrale benadering die moet leiden tot een duurzame ontwikkeling van de omgevingskwaliteit.

Op het specifieke gebied van de drie in paragraaf 4.1 genoemde onderzoeksrichtingen zijn de volgende kennisleemten te identificeren:

#### ***Extensieve biologische sanering***

Dit is een proces waarbij ook niet technische zaken aan de orde komen, zoals maatschappelijke- en bestuurlijke aspecten en financiële randvoorwaarden. Dit is niet alleen toeleveren van kennis maar ook ontwikkelen van nieuwe kennis en uitbouwen van bestaande kennis met als doel te komen tot een maatschappelijk draagvlak voor te nemen maatregelen. Niet onbelangrijk hierbij is dat er mogelijkheden moeten komen om lichtverontreinigde locaties in kwaliteit te doen verbeteren en te voorkomen dat schone locaties op den duur verontreinigd zullen worden als gevolg van verspreiding (winderosie, uitspoeling) veroorzaakt door toepassing van extensieve biologische sanering.

#### ***Fytoremediëring***

Fytoremediëring wordt op beperkte schaal in veldexperimenten getest (met name in de VS), maar voor praktische toepasbaarheid noodzakelijke verbeteringen (bodemanipulatie, selective breeding etc. zie paragraaf 4.2.2) worden nog voornamelijk op laboratoriumschaal ontwikkeld. Hier zijn derhalve proeven op semi-veldschaal nodig ('pilots') met name ook om te komen tot beheersing van met de techniek verband houdende milieurisico's, zoals bijvoorbeeld het voorkomen van uitspoeling bij fyto-remediëring in een chemisch gemanipuleerde bodem. Ook is onvoldoende kennis aanwezig om scenario's te ontwikkelen waarbij extensieve biologische sanering wordt gecombineerd met fyto-remediëring (fito-extractie en rhizosfeer-degradatie).

#### ***Immobilisatie***

Bij immobilisatie zijn de principes bekend en op laboratoriumschaal getest. Lacunes zijn nog de werkzaamheid op langere termijn van bodemadditieven, maar vooral ook bijwerkingen van toegevoegde chemische stoffen. Ook ontbreekt nog kennis omtrent de toepassingsgebieden. Heeft beringiet bijvoorbeeld alleen een goede werking in zwaar verontreinigde gebieden of is het materiaal ook kosteneffectief toe te passen in het landelijk gebied?

Er zijn ook belangrijke kennisleemten die zijn gerelateerd aan deze integrale benadering:

#### ***Risico-beoordeling en gewenst bodemgebruik***

In bepaalde beheersplannen wordt een bepaald bodemgebruik voorgesteld (veelal natuurontwikkeling met gewenst natuurdoeltype). Op grond van de bodemsamenstelling in het betreffende gebied is een risicobeoordeling te maken, waarbij de milieu-effecten bij uitvoering van het plan worden geëvalueerd. Deze risicobeoordeling is echter vooral bodemchemisch, bodemfysisch en bodem-ecotoxicologisch onderbouwd, terwijl ook andere invloeden (waterbeheer, klimatologische invloeden) de werkelijke haalbaarheid van beheersscenario's

beïnvloeden. Er bestaat derhalve behoefte aan kennis op dit gebied, en met name ook aan experimenten op (semi-)veldschaal om bestaande risicobeheersingsmodellen te kunnen valideren. Dit geldt voor alle in paragraaf 4.1 genoemde onderzoeksrichtingen: extensieve biologische sanering, fyto-remediëring, immobilisatie.

#### ***Ontwerpen alternatieve beheersscenario's***

Indien een gewenste bestemming voor een (verontreinigd) gebied leidt tot hoge beheerskosten als consequentie van risicobeheersing, kunnen alternatieven worden voorgesteld. Met het ontwerpen van dergelijke integrale, multidisciplinaire beheersplannen is nog te weinig ervaring opgedaan.

#### **4.4 Beoogd onderzoek bij DLO en kennisoverdracht**

Het onderzoek van DLO zal zich primair richten op die onderdelen die voor de ontwikkeling van landbouw en natuur van belang zijn. In onderzoek naar sanering van sterk verontreinigde stedelijke en industriële locaties zal alleen worden geparticipeerd in door anderen geleid onderzoek als hierbij kennis kan worden ontwikkeld van belang voor genoemde primaire keuze.

Het onderzoek zal zich ontwikkelen langs de volgende hoofdlijnen:

- Ontwikkelen van fyto-remediëring in samenwerking met programma's gericht op plantenveredeling en plantenfysiologie.
- Validering van risicobeheersingsmodellen op het niveau van experimenten op (semi-) veldschaal met aandacht voor neveneffecten en integratie met bijvoorbeeld waterbeheer.
- Het uitvoeren van (semi-)veldexperimenten om de toepasbaarheid van extensieve biologische sanering, fyto-remediëring en immobilisatie in praktische bodemsaneringssituaties te evalueren, met name in relatie tot negatieve bijwerkingen (verhoogde uitspoeling) als positieve aspecten (energieteelt). Leren omgaan met het maatschappelijk krachtenveld bij toepassen en ontwikkelen van aan bodembeheer gerelateerde kennis.
- Voorkomen dat verspreiding van verontreinigingen via bijvoorbeeld luchtemissie en het op de kant zetten van baggerspecie zal leiden tot een verslechtering van de bodemkwaliteit van het landelijk gebied.

In tabel 4.1 zijn een aantal lopende onderzoeken en initiatieven in dezen samengevat.

Tabel 4.1 Kennis in ontwikkeling bij de diverse DLO-instituten

Onderwerp	Instituut	Onderdeel	Project in uitvoering of afgerond	Lopende Initiatieven
Afbraak	SC-DLO	Organische contaminanten Extensiveren	Bodem en waterbodem  Combinatie met bodemgebruik	Integreren in regionale ontwikkelingen
		Organische contaminanten	Voorspelling afbreekbaarheid in baggerspecie	
Fytoremediëring	SC-DLO	Organische contaminanten	Afbraak in combinatie met wilgenteelt (energieteelt)	
	AB-DLO IMAG-DLO	Zware metalen Logistiek en uitvoeringsmogelijkheden	Stimulatie opname Afbraak in combinatie met wilgenteelt	
	CPRO-DLO	Veredelen planten		Inventarisatie mogelijkheden
Immobilisatie	SC-DLO	Organische contaminanten Isolatie	Bodemafdichting bij landfarming Vuilstorten, baggerspecie depot	Natuurlijke processen
	AB-DLO	Zware metalen		
	IBN-DLO	Organische contaminanten en zware metalen	Inschatting via ecotoxicologische toetsen	

Kennisoverdracht zal vooral plaatsvinden door pilot-studies uit te voeren in nauwe samenwerking met probleemhebbers (provincies, waterschappen, NS etc.), zodat de kennisoverdracht vooral gericht zal zijn op de praktische toepasbaarheid van ontwikkelde technologieën. Gestreefd wordt om de kennisoverdracht verder te doen plaatsvinden in het kader van SKB-symposia, waar GTI's en probleemhebbers elkaar ontmoeten.



## 5 Beslissingsondersteunende systemen

### 5.1 Inleiding

Het natuur- en milieubeleid in het landelijk gebied (De Groene Ruimte) richt zich meer en meer op functiegerichte en gebiedsgerichte benadering. Een belangrijke peiler betreft de herinrichting van het landbouw- en natuurgebied. Deze herinrichting vindt met name plaats via het invullen van de Ecologische HoofdStructuur (EHS). Veel landbouwgronden, maar soms ook bossen en natuurgebieden blijken echter (licht) verontreinigd te zijn met zware metalen, nutriënten (N en P) en bestrijdingsmiddelen. De aanwezigheid van verontreinigingen heeft direct tot gevolg dat de verdere invulling stagneert. Daarnaast worden in het landelijk gebied volop anderszins verontreinigde locaties aangetroffen. Hoewel de omvang hiervan nog onvoldoende bekend is, staat inmiddels vast dat er in het landelijk gebied ca 9000 ha aan oude stortplaatsen voorkomt die niet geïsoleerd is. Naast verontreinigde terrestrische systemen, worden er in landelijk gebied ook verontreinigde aquatische systemen aangetroffen. Tevens speelt ook de reiniging of gecontroleerde verwerking van (licht) verontreinigde baggerspecie een rol.

Eenzijds kunnen deze verontreinigingen een belemmering vormen bij het realiseren van de beoogde natuurontwikkeling, maar anderzijds kan het ontwikkelen van natuur verhoogde milieurisico's met zich meebrengen. Bij de beleidsontwikkeling zullen nieuwe en vaak complexe afwegingen tussen beleidsalternatieven moeten worden gemaakt, dit proces wordt ook wel aangeduid met actief bodembeheer.

Ter ondersteuning heeft het (natuur)beleid de beschikking over drie basis rapporten: de nota *Natuurgericht Milieubeleid* (afstemming tussen rijk en provincies en afstemming milieu- en waterbeleid; LNV, 1995a), de nota *Ecosystemen in Nederland* (doelstelling natuurbeleid in termen van te realiseren hectares; LNV, 1995b), en het *Handboek Natuurdoeltypen* (doelstelling natuurbeleid in termen van te realiseren processen en behoud en herstel van soorten; Bal et al., 1995). In aanvulling op deze nota's is voor een juiste sturing middels beheer en beleid inzicht nodig in:

- (natuurgerichte) randvoorwaarden
- inrichtings- en beheersmaatregelen ofwel vormen van actief bodembeheer
- wettelijke en bestuurlijke instrumenten

Om deze inzichten te integreren, is er dingende behoefte aan gebruikersvriendelijke beslissingsondersteunende instrumenten (BOS, ook in het Nederlands veelal aangeduid met de Engelse term Decision Support System, DSS).

Om te komen tot een dergelijk systeem zal er een antwoord gevonden moeten worden op de volgende kennisvragen:

- In hoeverre zijn er voldoende basisgegevens beschikbaar; voldoen generieke gegevens of moet altijd aanvullend veldonderzoek uitgevoerd worden voordat het DSS toegepast kan worden?

- Is er voldoende proceskennis op gebied van gedrag van verspreidingsrisico's van contaminanten?
- In hoeverre zijn de huidige ecologische – en ecotoxicologische criteria geschikt voor een beoordelingsystematiek?
- Wat is de betrouwbaarheid van de uitkomsten van een DSS en in hoeverre kunnen de effecten van de te beoordelen beleids- en beheersmaatregelen van elkaar worden onderscheiden?
- In hoeverre is mogelijk om de abiotische beoordeling te koppelen aan de eco(toxi)cologische beoordeling?
- Is de informatie technologische (IT) kennis voldoende om een DSS operationeel te maken?

## **5.2 Ontwikkeling van DSS'en in relatie tot bodemverontreiniging en herinrichting groene ruimte**

### ***Ontwikkelde en in ontwikkeling zijn DSS'en binnen DLO***

Op het gebied van beslissingsondersteunende systemen heeft DLO reeds de nodige expertise verworven. Voorbeelden hiervan die raakvlakken hebben met bodembeheer en bodemgebruik zijn (zie ook tabel 1):

SAMPLE (Domburg et al., 1997) is ontworpen ter ondersteuning van het ontwerpen van ruimtelijke steekproeven. Met SAMPLE kan de kwaliteit van inventarisaties van de bodem(kwaliteit) beheerst en verbeterd worden en de betrouwbaarheid en de kosten van de steekproef worden vastgesteld. Hierdoor bestaat de mogelijkheid om op zoek te gaan naar optimale steekproeven, en om de nauwkeurigheid op het beschikbare budget af te stemmen (zie ook Hoofdstuk 2).

WATRO (Steenvoorden et al., 1993) is een DSS dat is bestemd voor de ruimtelijke ordening in relatie tot de watersysteembenadering. Het is gebaseerd op beslisregels dat zowel de milieuaspecten als economische aspecten in ogenschouw neemt. Het heeft met name als doel om de relatie tussen enerzijds landgebruik en anderzijds bodemverzuring, fosfaat- en nitraatuitspoeling, emissie van bestrijdingsmiddelen naar het oppervlaktewater en verdroging in kwantitatieve termen vast te stellen.

LEDESS (Landscape Ecological Decision and Evaluation Support System; Harms et al., 1995) is ontworpen voor het evalueren van landgebruikscenario's. Waarbij onder landgebruikscenario's de ruimtelijke verdeling van toekomstig landgebruik wordt verstaan. Het systeem beschrijft de vegetatieontwikkeling en de effecten daarvan op mogelijke leefgebieden en bereikbaarheid voor dieren in relatie tot abiotische condities, vegetatie en beheer.

KIEN (Kansrijkdom Informatiesysteem Ecosystemen in Nederland; Farjon et al., 1994)) is een op beslisregels gebaseerd DSS ter bepaling van de abiotische kansrijkdom voor natuurontwikkeling. De abiotische potenties die een rol spelen bij de vegetatiesuccessie worden vastgesteld in relatie tot veranderingen in verdroging, verzuring en vermesting.

WARUMEC is een DSS in ontwikkeling dat zich richt op het zichtbaar maken van de noodzakelijke gevolgen van functieveranderingen (veranderingen in gebruik, bestemming, inrichting en beheer) voor de Waterhuishouding, het Ruimtegebruik, de Milieubelasting en het ECosysteem. WARUMEC (Roos-Klein Lankhorst, 1998) is primair bedoeld voor oplossen van ruimtelijke vraagstukken op zowel landelijke als regionale schaal.

Het DSS schade-risico's op gewassen en vegetatie, dat bij AB-DLO wordt ontwikkeld (Van der Eerden, 1998), richt zich op het inschatten van schade-risico's door lucht- en bodemverontreiniging op lokale schaal. Het vertaalt lokale emissies naar kansen op normoverschrijding in relatie tot schade. Uiteindelijk wordt een ruimtelijk beeld gegeven van risico-niveaus.

### ***DSS'en in ontwikkeling buiten DLO***

Ook buiten DLO wordt veel aandacht besteed aan de ontwikkeling van DSSsen. Zo werkt het RIVM aan de ontwikkeling van een DSS-GroeneRuimte/Natuurplanner en DSS-Risico's ecosystemen terwijl bij het RIZA gewerkt wordt aan een DSS voor de inrichting van het riviereengebied.

Het DSS-GroeneRuimte (Van de Velde et al., 1997) en de Natuurplanner (Latour et al., 1997) zijn primair gericht op het gebruik ten behoeve van de Milieu- en Natuurplanbureaufuncties. Wat betreft het DSS-GroeneRuimte staan de ruimtelijke functies landbouw, natuur en waterwinning centraal. In de toekomst zullen ook andere functies zoals recreatie en wonen aan het systeem worden toegevoegd. Het DSS beoogt per ruimtelijke functie en de daaraan gerelateerde milieudruk de milieugebruiksruimte vast te stellen. De Natuurplanner beoogt veranderingen in milieu- en omgevingskwaliteit door te vertalen in effecten op natuur. De effecten op natuur worden beschreven op het niveau van soorten, zowel planten als dieren, en de kwaliteit van het ecosysteem bij de huidige en toekomstige milieu- en omgevingskwaliteit. Centraal in de Natuurplanner staan de modellen SMART2 (Kros et al., 1995) en MOVE (Latour et al., 1997), welke voor een groot gedeelte binnen DLO zijn ontwikkeld. Tot nu toe richtte de Natuurplanner zich op de milieuthema's verzuring, vermisting en verdroging. Recent zijn er plannen ontwikkeld om de Natuurplanner uit te breiden met zware metalen en bestrijdingsmiddelen.

Bij het RIZA wordt BIOCHEM (Wijdeveld et al., 1997) ontwikkeld, een DSS voor de inrichting van het riviereengebied. BIOCHEM is bedoeld om de kansen van natuurontwikkeling en -herstel op verontreinigde bodem vooraf beter te kunnen inschatten, en vroegtijdig sturing te kunnen geven aan het inrichtingswerk en beheer. Het systeem wordt opgebouwd uit twee zuilen, een abiotisch chemische zuil en een ecotoxicologische zuil en richt zich met name op zware metalen. Het systeem evalueert de effecten van concrete maatregelen op ongewenste/nadelige/belemmerende effecten. Op basis hiervan worden maatregelen geselecteerd waarbij de risico's minimaal zijn.

Een overzicht van de verschillende DSS'en, o.a. met betrekking tot doel, methodiek, schaalniveau en relevante milieuthema's is gegeven in Tabel 5.1.

Table 5.1 Overzicht van DSS'en gerelateerd aan bodembeheer en bodemgebruik

DSS	Doel	Status	Methodiek	Modellen	Schaal	(Milieu)thema's Aansturing	Stoffen	Instelling
SAMPLE	Ruimtelijke steekproef bodemmonstering	In ontwikkeling Proto-type	kwantitatief	beslisboom	lokaal regionaal nationaal	kosten betrouwbaarheid	nvt	SC-DLO
WATRO	ruimtelijke ordening	Operationeel	semi- kwantitatief statistisch	kennistabellen: afgeleid van bestaande proces modellen	regionaal nationaal	verzuring vermesting verspreiding	zuur, N, P en bestrijdingsmidd.	SC-DLO RPD
LEDESS	Natuurontwikkeling	Operationeel	kwalitatief statistisch	kennistabellen/-beslisregels gebaseerde modellen: -SITE -VEGETATION -DISPERSAL	regionaal nationaal	landgebruik beheer		SC-DLO
KIEN	Natuurontwikkeling	Operationeel	kwalitatief statistisch	kennistabellen/-beslisregels	nationaal	verdroging verzuring	Niet expliciet aanwezig	SC-DLO
WARUMEC	Inrichting landelijk gebied	In ontwikkeling Proto-type	kwalitatief statistisch	kennistabellen/-beslisregels	regionaal nationaal	vermesting verdroging verzuring	Niet expliciet aanwezig	SC-DLO
Schade risico's	Schade aan gewassen en vegetatie	In ontwikkeling	kwantitatief dynamisch	proces modellen -KTGAUS -OPS -STRASS	lokaal	verspreiding luchtveront-reiniging bodemveront-reiniging	zware metalen PAK bestrijdingsmidd.	AB-DLO
GroeneRuimte	Inrichting landelijk gebied	Operationeel	kwalitatief statistisch		regionaal nationaal	landgebruik	nvt	RIVM
Natuurplanner	Natuurontwikkeling	Operationeel	kwalitatief dynamisch	proces modellen -SMART -MOVE -LARCH		verdroging verzuring vermesting	zuur en N	RIVM
BIOCHEM	Natuurontwikkeling in het rivieren gebied	In ontwikkeling voor: zware metalen en bestrijdingsmidd.	kwalitatief dynamisch	-SOACAS -BOEF proces modellen -CHARON	lokaal regionaal	verspreiding	zware metalen bestrijdingsmid. en zware metalen	RIZA

### **5.3 Kennisleemtes**

Samenvattend kan gesteld worden dat er binnen de bestaande DSSen vrij veel aandacht is voor natuurontwikkeling cq. inrichting van het landelijk gebied. De aandacht is echter sterk gericht op systeemeigenstoffen (zuur en nutriënten, met name stikstof). Op dat gebied is al redelijk wat expertise opgebouwd wanneer het om vocht, stikstof en zuur gaat, maar de expertise rondom fosfaat is nog beperkt. Dit laatste is met name het geval voor natte systemen, omdat het fosfaatgedrag onder variërende oxidatie-toestand behoorlijk complex is.

De aandacht voor contaminanten is tot nu toe vrij beperkt geweest. Een uitzondering hierop is WATRO, maar het bestrijdingsmiddelen onderdeel in dit DSS is slechts zeer globaal geïmplementeerd. De DSSen in ontwikkeling richten zich daarentegen meer op contaminanten, waarbij de nadruk ligt op zware metalen (Schade risico's, Natuurplanner, BIOCHEM). Voor zware metalen geldt net als voor fosfaat, dat de problematiek in natte systemen een stuk complexer is dan in droge systemen. Dit aspect wordt bij de BIOCHEM ontwikkeling (uiterwaarden) volledig onderkend. Er wordt dan ook bij de ontwikkeling van dit DSS, in tegenstelling tot vele andere DSSen, vrij veel verdiepend onderzoek uitgevoerd. Op het gebied van overige contaminanten, zoals organische micro-verontreinigingen en bestrijdingsmiddelen, zijn de initiatieven geringer. Er bestaan weliswaar plannen voor het integreren van bestrijdingsmiddelen (Schade risico's en Natuurplanner) en organische micro-verontreinigingen (Schade risico's), maar het is nog onduidelijk hoe dit gaat gebeuren.

Verder is nog vrij weinig aandacht besteed aan de integratie abiotiek en ecotoxicologie. Dit in tegenstelling tot de relatie abiotiek en ecologie, welke met name in LEDESS en De Natuurplanner vrij ver zijn uitgewerkt. Op het gebied van de ecotoxicologische aspecten is de kennis eveneens met name beperkt tot zware metalen. Een methodiek die perspectiefvol blijkt te zijn, is de Potentieel Aangetaste Fractie (PAF). Dit betreft de fractie van de beschouwde soorten die bij een gegeven gehalte in het veld een reëel risico loopt ten aanzien van groei, reproductie of overleving van individuen. De PAF wordt berekend over de doelsoorten, waarbij de grenswaarde voor een acceptabel risico wordt gesteld op 5%.

### **5.4 Beoogd onderzoek bij DLO en kennisoverdracht**

In het kader van programma 329 zal met name worden gewerkt aan een drietal DSS'en op het gebied van actief bodembeheer, natuurontwikkeling op voormalige landbouwgronden en aanpak van verontreinigde waterbodems (baggerspecie problematiek). De ontwikkeling van deze DSS'en zal in nauwe samenwerking plaatsvinden met gerelateerd onderzoek zowel binnen als buiten DLO (zie paragraaf 5.2).

#### 5.4.1 DSS-Actief bodembeheer

In het kader van BEVER (beleidsvernieuwing bodemsanering, ministerie van VROM) is een nieuwe beleidslijn uitgezet en vastgelegd. Dit beleid behelst in het kort dat verontreinigde locaties zodanig worden aangepakt, dat de functie die aan de gereinigde locatie is toegekend niet geschaad wordt (functiegericht saneren). Tevens beoogt men beheersvormen te ontwikkelen waarbij de bodem op de lange termijn weer multifunctioneel wordt. Deze aanpak wordt aangeduid met de term actief bodembeheer. Het resultaat van het scala aan sanerings-, beheers- en inrichtingsmaatregelen moet op z'n minst tot een 'stand still' situatie leiden. Daarom moeten mobiele verontreinigingen direct worden aangepakt, terwijl immobiele verontreinigingen volgens de weg der geleidelijkheid kunnen worden aangepakt. Actief bodembeheer behelst:

- het proces waarin de actoren binnen wettelijke kaders naar aanvaardbare oplossingen zoeken;
- de technische realisatie van oplossingen tegen maatschappelijk aanvaardbare en haalbare kosten;
- de organisatie en realisatie van de nazorg van verbeterde gebieden.

Toepassing van deze benadering vraagt om integratie van kennis en expertise. Actief bodembeheer begint met het in beeld brengen (en eventueel op de kaart zetten) van de bodemverontreiniging, het aangeven van de aard, ernst, omvang en de gevolgen voor de omgeving, gedifferentieerd naar diverse functies (bijvoorbeeld, akkerbouw, veehouderij, tuinbouw, recreatie, wonen, natuur etc.). Vervolgens biedt het bruikbare en beschikbare technische oplossingen, kosten bepalende factoren en maatstaven en methoden voor de beoordeling van de effectiviteit en doelmatigheid van de gekozen oplossingen. Binnen actief bodembeheer maakt men dus maximaal gebruik van mogelijkheden die de wet- en regelgeving bieden, kiest men bij voorkeur voor een gebiedsgewijze benadering en buit men de mogelijkheden van het 'werk met werk' uit.

Op dit moment bevindt het actief bodembeheer zich nog in een stadium van experimenteren op pilotprojecten en zijn geen methoden en technieken beschikbaar voor de beoordeling van de effecten en effectiviteit van maatregelen. Er is al wel enige ervaring opgedaan met het vinden van oplossingen op regionale schaal. Daarvoor fungeert het Pilotproject Krimpenerwaard. Dit betreft een landinrichtingsproject van ca. 10.000 ha waarin 2000 ha reservaatgebied en 500 ha natuurterrein wordt ontwikkeld. Om de stagnerende uitvoering (kavelaanvaarding en overdracht reservaatgronden aan Zuid-Hollands Landschap) vlot te trekken is dit project op initiatief van de Provincie Zuid-Holland in samenwerking met DLG, VROM en LNV uitgevoerd. Het betreft een grootschalige proef waarin zowel een nieuwe procedures als principes van actief bodembeheer zijn ontwikkeld en men voor de financiële problematiek een oplossing heeft gevonden samen met de eigenaren

De doelstelling van dit project is om op basis van gefragmenteerde kennis en ervaringen methoden en technieken te ontwikkelen waarmee de effecten en effectiviteit van uiteenlopende vormen van actief bodembeheer kunnen worden voorspeld. Als zodanig zal het project instrumenten en handreikingen opleveren voor

de doelgroep die daarmee verantwoorde keuzes kan doen ten aanzien van de aanpak van verontreinigde locaties in het landelijk gebied. Belangrijke vragen die hierbij beantwoord dienen te worden zijn:

- Wat is de kans dat bepaalde problemen worden vergroot (verspreidingsrisico's)?
- Wat is het rest-*risico's* verbonden aan gekozen oplossingen?
- Wat is de zekerheid dat de beoogde bodemgebruikfunctie daadwerkelijk gerealiseerd kan worden?

#### **5.4.2 DSS-Leidraadbodembetoordeeling**

Wanneer natuurontwikkeling plaats vindt op voormalige landbouwgronden kunnen naast de 'systeemeigen' stoffen ook de 'systeemvreemde' stoffen een rol spelen. Onder de 'systeemvreemde' stoffen worden stoffen verstaan die door het menselijk handelen cq. (landbouw)bedrijfsvoering in het systeem zijn gebracht. Het betreft hier vooral diverse zware metalen (met name Cu, Cd, Zn en Pb), organische microverontreinigingen (PAK en PCB) en bestrijdingsmiddelen. Een belangrijk verschil met de systeemeigen stoffen is dat de genoemde systeemvreemde stoffen veelal toxisch zijn. Dit betekent dat de reeds beschikbare instrumentaria niet zondermeer geschikt zijn voor het beoordeelen van de kansrijkdom van natuurontwikkeling. Een bijkomend probleem bij natuurontwikkeling op voormalige landbouwgrond ontstaat als gevolg van het stoppen met bekalken. Door de dan optredende verzuring (pH daling) en verhoogde concentraties aan opgelost organisch materiaal (DOC), zal veelal de mobiliteit van (zware) metalen toenemen. Naast verspreiding van zware metalen via bodem- en grondwater, kan verspreiding ook plaatsvinden via het afvoeren van biomassa (afplaggen van heide, strooisellaag verwijdering) en het afvoeren van bodemmateriaal (bouwvoorverwijdering).

Bij de aankoop, inrichting en beheer van voormalige landbouwgronden ten behoeve van natuurontwikkeling is grote behoefte aan ondersteuning. De ontwikkeling van een beoordeelingssysteem voor *risico's* van bodemverontreiniging bij natuurontwikkeling, verbeterd de gebrekkige aansluiting tussen praktijk, beleid en onderzoek. Centraal staat hierbij een duurzame overleving van populaties en ecosystemen, zowel vanuit de bodemkwaliteitsdoelstellingen voor het realiseren van gewenste natuurdoeltypen binnen de EHS als de biodiversiteitsdoelstelling in het algemeen. Een eerste aanzet tot een operationeel beoordeelingssysteem zal bestaan uit het integreren en koppelen van bestaande modellen en overige onderzoeksresultaten op gebied van verzuring, vermisting, verspreiding (zware metalen), vegetatie-effecten en ecotoxicologische *risico's*. Hierbij is zaak dat ook aandacht wordt gegeven aan de regionale toepasbaarheid. In tweede instantie zal op basis van resultaten (in de vorm van opzoektabelen) van dit geïntegreerde systeem een beslissings-ondersteunend systeem worden opgezet.

Gezien de huidige beschikbare kennis zal de DSS zich primair richten op effecten van bodemverontreiniging met zware metalen op (bodem)dieren en planten enerzijds en de effecten van verzuring, vermisting en verdroging op de vegetatie anderzijds. Door Lijzen et al. (1997) is reeds een opzet voor de Leidraad Bodembetoordeeling

omschreven. Deze opzet, welke als uitgangspunt gebruikt zal worden voor de ontwikkeling van het DSS, omvat de volgende onderdelen:

1. definitie van de huidige situatie en gegevens
2. vaststellen van natuurdoeltypen en vormen van actiefbodembeheer die in het DSS opgenomen dienen te worden
3. prognoses van 'systeemeigen' stoffen (water, pH en stikstofbeschikbaarheid) en 'systeemvreemde' stoffen (zware metalen)
4. beoordeling van ecologische effecten voor de vegetatie en ecotoxicologische effecten voor de (bodem)fauna en planten
5. integratie en eindbeoordeling

### **5.4.3 DSS-Baggerspecie**

Slib in waterlopen moet regelmatig worden verwijderd om de waterafvoer- en drainagefunctie op peil te houden. Een deel van dit slib, 2 tot meer dan 10 miljoen kubieke meter, is verontreinigd door verschillende oorzaken zoals atmosferische depositie, inlaat van gebiedsvreemd (rivier) water en puntlozingen.

Er zijn een aantal opties ontwikkeld voor de aanpak van verontreinigde waterbodem. Welke optie in een bepaalde situatie wordt gekozen wordt bepaald door (potentiële) ecotoxicologische risico's, mogelijkheden voor kwaliteitsverbetering, hergebruikmogelijkheden na behandeling, ruimtebeslag, maatschappelijke acceptatie en last but not least de kosten. De wijze waarop tot een bepaalde aanpak wordt besloten kan worden opgevat als een beslissingsprocedure waarbij rekening moet worden gehouden met tal van randvoorwaarden en waarbij een veelheid aan gegevens en informatie nodig is.

De doelstelling van het project is de ontwikkeling van een beslissingsondersteunend systeem voor de aanpak van verontreinigde waterbodem in het landelijk gebied. Zo'n systeem omvat het geheel probleemidentificatie, probleemdefinitie, mogelijke oplossingen en een afwegingsprocedure voor de keuze van het meest geschikt alternatief.

### **5.4.4 Kennisoverdracht**

De diverse DSSen worden in nauw overleg met potentiële gebruikers ontwikkeld. Het gaat hierbij onder andere om de Dienst Landelijk Gebied, project BEVER-groen, LNV-N, SBB, IOP, provincies, gemeenten en particuliere organisaties. Hiertoe zal mogelijk per te ontwikkelen DSS een begeleidingscommissie en/of klankbordgroep worden ingesteld. De begeleidingscommissie en/of klankbordgroep is vooral bedoeld om aan te geven wat de behoeften zijn vanuit de praktijk en suggesties te geven over de functionaliteit en gebruikervriendelijkheid van het te ontwikkelen systeem.

Omwille van communicatie in breder verband zullen workshops worden gehouden. Hierbij zullen met name collega onderzoekers zullen worden uitgenodigd. Het doel



van deze workshops is zowel het verkrijgen van een wetenschappelijke feedback als het verkrijgen van een synergie door het aangaan van samenwerkingsverbanden.

Over het eindproduct zal gerapporteerd worden in rapportvorm, waarin de achtergronden van het ontwikkelde product wordt beschreven. Tevens zal voor een bredere verspreiding gebruik worden gemaakt van productbladen en internet. Tenslotte zal er zorg voor worden gedragen om het operationele DSS aan derden over te dragen. Hiervoor zullen onder andere demonstratie-bijeenkomsten worden georganiseerd.



## Literatuur

Alleman, B.C. and A Leeson (eds), 1997. *In Situ and On-Site Bioremediation, Papers from the Fourth International In Situ an On-Site Bioremediation Symposium New Orleans, April 28 – May 1, 1997*. Volume 1-5, Batelle Press, Columbus

Anoniem. 1991. *LAC-Signaalwaarden. Landbouwadviescommissie milieukritische stoffen. Werkgroep verontreinigde gronden*. Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, 42pp.

Bal, D., H.M. Beije, Y.R. Hoogeveen, S.R.J. Jansen en P.J. van der Reest, 1995. *Handboek Natuurdoeltypen Rapport IKC-N 11*, Wageningen.

Bierkens, M.F.P., 1997. *Ruimtelijke interpolatie van zware metalen en PAK's ten behoeve van de bodemkwaliteitskaart van de gemeente Utrecht*. DLO-Staring Centrum, Rapport 514, Wageningen.

Boon, G.T., L.A. Bouwman, J. Bloem, and P.F.A.M. Römkens. 1998. *Effects of a copper-tolerant grass (agrostis capillaris) on the ecosystem of a copper-contaminated arable soil*. Environ. Toxicol. Chem. Vol 17(10):1964-1971.

Bril, J. 1995. *Transfer functions between adsorption constants and soil characteristics*. In: G.J. Reinds et al. *Critical loads and excess loads of cadmium, copper and lead for European forest soils*. SC-DLO/AB-DLO rapport no. 96, Wageningen, p 31-50.

Brus, D.J., 1993. *Improving design-based estimation of spatial means by soil map stratification. A case study of phosphate saturation*. Geoderma, 62, 233-246.

Brus, D.J. en J.J. de Gruijter, 1993. *Design-based versus model-based estimates of spatial means: theory and application in environmental soil science*. Environmetrics 4, 123-152.

Brus, D.J. en P. Domburg, 1996. *Kennissysteem voor bodeminventarisatie levert maatwerk*. Bodem 6, 15-17.

Brus, D.J., J.J. de Gruijter, B.A. Marsman, R. Visschers, A.K. Bregt, A. Breeuwsma en J. Bouma, 1996. *The performance of spatial interpolation methods and choropleth maps to estimate properties at points: a soil survey case study*. Environmetrics 7, 1-16

Brus, D.J. en J.J. de Gruijter, 1997. *Random sampling or geostatistical modelling? choosing between design-based and model-based sampling strategies for soil (with discussion)*. Geoderma 80, 1-44.

Brus, D.J. en M.J.W. Jansen, 1998. *Gestructureerd ontwerpen van efficiënte plannen voor de inventarisatie van de bodemkwaliteit in watergangen geïllustreerd met de Fleverwaard*. DLO-Staring Centrum, Rapport 587, Wageningen.

Calmano, W. and P. Roeters (eds), 1997. *Proceedings International Conference on Contaminated Sediments*, Rotterdam, September 7 – 11.

Domburg, P., J.J. de Gruijter en P. van Beek, 1997. *Designing efficient soil survey schemes with a knowledge-based system using dynamic programming*. Geoderma, 75, 183-201.

Eerden, L. van der, 1998. *Decision Support System (DSS) voor de bepaling van schade-risico's op gewassen en vegetaties als gevolg van lucht- en bodemverontreiniging op lokale schaal*. Werkplan SEO-project AB-DLO, Wageningen.

Farjon, J.M.J., A.H. Prins en J.D. Bulens, 1994. *Abiotische kansrijkdom natuurontwikkeling van grote begeleid-natuurlijke eenheden in Nederland. Een landelijke verkenning*. SC-DLO rapport 313, Wageningen

Groeningen, J.W. van, 1997. *Spatial simulated annealing for optimizing sampling*. In: A. Soares *et al.* (eds). *geoENV 1-geostatistics for environmental applications*, 351-361.

Grotenhuis, J.T.C., M.J. Lexmond, H. Rogaar and A.H. van de Heuvel-Pieper (eds), 1996. *Remediation and isolation techniques for soils and sediments*. The Netherlands Integrated Soil Research Programme Reports, Volume 5, Wageningen

Grotenhuis, J.T.S. en A.J.M. Schelwald-van der Kley, 1997. *Kennisatlas Biorestauratie, onderzoekscapaciteit Nederlandse Kennisinstellingen op het gebied van biologische in-situ sanering*. CUR/NOBIS, Gouda

Groot, A.C. de, W.J.G.M. Peijnenburg, M.A.G.T. van den Hoop, R. Ritsema, and R.P.M. van Veen. 1998. *Heavy metals in Dutch field soils: an experimental and theoretical study on equilibrium partitioning*. RIVM-Bilthoven, rapport no. 607220001.

Gruijter, J.J. de en B.A. Marsman, 1986. *Transect sampling for reliable information on mapping units*. In: D.R. Nielsen en J. Bouma (eds.), *Soil spatial variability*. Pudoc, Wageningen, 150-165.

Harms, W.B., W.C. Knol en J. Roos-Klein Lankhorst, 1995. *Het LEDESS-model – Een gebiedsgericht kennismodel bij scenario's voor natuurontwikkeling*. Landschap 12:83-98.

Harmsen, J., 1993. *Managing bio-availability: an effective element in the improvement of biological soil-cleaning?* In: H.J.P. Eijsackers and T. Hamers (eds.) *Integrated Soil and Sediment Research: A Basis for Proper Protection*, 235-239. Kluwer Academic Publishers.

Kros, J., G.J. Reinds, W. de Vries, J.B. Latour en M.J.S. Bollen, 1995. *Modelling of soil acidity and nitrogen availability in natural ecosystems in response to changes in acid deposition and hydrology*. Wageningen, SC-DLO Report 95.

Laslett, G.M., A.B. McBratney, P.J. Pahl, en M.F. Hutchinson, 1987. *Comparison of several spatial prediction methods for soil pH*. Journal of Soil Science 38: 325-341

Laslett, G.M. en A.B. McBratney, 1990. *Further comparison of spatial methods for predicting soil pH*. Soil Science Society of America Journal, 54: 1553-1558.

Latour, J.B., I.G. Staritsky, J.R.M. Alkemade en J. Wiertz, 1997. *De Natuurplanner: Decision support system natuur en milieu Versie 1.1*. RIVM-rapport 711901019, Bilthoven.

LNV, 1995a, *Natuurgericht Milieubeleid*. Ministerie van Landbouw en Natuurbeheer en Visserij, Directie Natuur, Den Haag.

LNV, 1995b, *Ecosystemen in Nederland*. Ministerie van Landbouw en Natuurbeheer en Visserij, Directie Natuur, Den Haag.

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

Riele, W.J.M. te en D.J. Brus, 1996. *Actualisatie van de grondwatertrappenkaart van het Land van Cuijk met een gestratificeerde tweefasensteekproef en regressieschatters*. Rapport 441, SC-DLO Wageningen.

Römkens, P.F.A.M. 1998. *Effects of land use changes on organic matter dynamics and trace metal solubility in soils*. PhD thesis University of Groningen, 168 pp.

Römkens, P.F.A.M and W. de Vries. 1995. *Acidification and metal mobilization: effects of land use changes on Cd mobility*. In: G.J. Hey and J.W. Erisman (eds.) Acid rain research: do we have enough answers? Elsevier Science, Amsterdam, p.367-380.

Roos-Klein Lankhorst, J., 1998. *WARUMEC helpdocument versie 1.0*. Werkdocument 5, SC-DLO Interne mededeling 491.

Tiktak, A., J.R.M. Alkemade, J.J.M. van Grinsven en G.B. Makaske, 1997. *Modelling cadmium accumulation at a regional scale in The Netherlands*. Nutrient cycling in agroecosystems (in press).

Steenvoorden, J.H.A.M., A.K. Bregt en B.J. van Bleek, 1993. *WATRO: beleids-ondersteunend instrument op het gebied van water en milieu voor de ruimtelijke ordening*. SC-DLO rapport 266, Wageningen.

Velde, R.J. van de, T.J.M. Thewessen, K. de Jong, J.J.M. van Grunsven, A. van Beurden en A. Bakema, 1997. *Een Decision support systeem Groene Ruimte – Concepten en bouwstenen, verslaglegging van de oriëntatiefase*. RIVM-rapport 711901022, Bilthoven.

Wijdeveld, A.J., J.G.C. Smits en J.P.M. Vink, 1997. *Mobiliteit van verontreinigingen: Systeemanalyse voor herinrichtingen – Verkenning voor zware metalen en arseen; functioneel ontwerp instrumentarium*. Riza rapport 97.044, Lelystad.

## **Aanhangsel 1 Minder monsters voor nader onderzoek naar homogeen verdeelde verontreiniging**

In geval van homogeen verdeelde verontreiniging beschrijft het Protocol voor nader onderzoek, deel 1 een aantal monsternemingsstrategieën in twee fasen. In de eerste fase wordt de spreiding van de concentraties geschat, en met deze geschatte spreiding wordt vervolgens het aantal monsters berekend dat nodig is om de gemiddelde concentratie met een bepaalde nauwkeurigheid te schatten. In dit artikel laten we zien dat de berekende aantallen in veel gevallen te hoog zijn doordat de spreiding wordt overschat.

### ***Monsternemingsstrategie bij homogeen verdeelde verontreiniging***

Bij bemonstering van homogeen verdeelde verontreinigde landbodem volgens het Protocol voor nader onderzoek, deel 1 wordt het onderzoeksgebied onderverdeeld in ruimtelijke eenheden (RE) van 1000 m<sup>2</sup>. Vervolgens wordt binnen elke RE 1 punt geloot waar, per laag van 50 cm of per bodemhorizont grondmonsters worden genomen tot minstens 1 meter onder de grootste diepte van de verontreiniging volgens het oriënterend onderzoek, en een grondwatermonster. De monsters worden niet gemengd, maar afzonderlijk geanalyseerd. Met de analyses wordt per cluster van 10 RE's (per ha dus), en voor grond per laag, de gemiddelde concentratie geschat en de spreiding van de concentraties, uitgedrukt in de standaardafwijking. Vervolgens wordt het aantal monsters berekend dat nodig is om de gemiddelde concentratie met een bepaalde nauwkeurigheid te schatten. De nauwkeurigheidseis is gerelateerd aan het geschatte gemiddelde: de halve breedte van het 95%-betrouwbaarheidsinterval mag niet breder zijn dan 20% van het gemiddelde. Als het gemiddelde groter is dan de streefwaarde en het aantal monsters nodig i.v.m. de nauwkeurigheidseis groter is dan 10, dan wordt een tweede fase van bemonstering uitgevoerd.

Voor waterbodem wordt eenzelfde strategie beschreven, met dit verschil dat voor lintvormige oppervlaktewateren de oppervlakte van de RE gerelateerd is aan de breedte van de watergang. Belangrijk is dat dezelfde nauwkeurigheidseis wordt gehanteerd, en dat het aantal monsters dat hiervoor nodig is op dezelfde wijze wordt berekend.

### ***Berekeningswijze aantal benodigde monsters***

Volgens het protocol voor Nader onderzoek, deel 1 kan het aantal benodigde monsters per ha en per laag berekend worden met:

$$n = 128 \cdot \left( \frac{s}{\bar{x}} \right)^2$$

Hierin is  $s$  de standaardafwijking van de concentraties geschat met de eerste 10 monsters, en  $\bar{x}$  het gemiddelde. Voor de afleiding van deze formule wordt het 95%-betrouwbaarheidsinterval berekend met:

$$\bar{x} \pm t \cdot \frac{s}{\sqrt{n}}$$

met  $t = 2,26$ .

We zullen nu aantonen dat op deze wijze de breedte van het 95%-betrouwbaarheidsinterval overschat wordt. In bovenstaande vergelijking is  $s/\sqrt{n}$  de standaardafwijking van de geschatte **gemiddelde** concentratie. Echter, dit geldt alleen voor enkelvoudig aselechte steekproeven, d.w.z. steekproeven waarin de punten onafhankelijk van elkaar worden geloot uit het hele onderzoeksgebied. In werkelijkheid zijn de punten niet enkelvoudig aselekt, maar gestratificeerd aselekt geloot. Het gebied is eerst onderverdeeld in strata (ruimtelijke eenheden), en vervolgens is per stratum een punt geloot. Hierdoor worden de punten goed gespreid over het gebied en zal naar verwachting de spreiding van de concentraties in de steekproef groter zijn dan bij een enkelvoudig aselechte steekproef. Met andere woorden, door de standaardafwijking van de concentraties in het onderzoeksgebied te schatten zonder rekening te houden met de stratificatie, wordt deze overschat. Hierdoor wordt ook de standaardafwijking van de geschatte gemiddelde concentratie overschat, en daardoor de breedte van het betrouwbaarheidsinterval.

### **Modelberekeningen**

We hebben het aantal benodigde punten opnieuw berekend voor een aantal situaties die van elkaar verschillen in gemiddelde concentratie en ruimtelijke structuur. Voor de gemiddelde concentratie hebben we de streefwaarde en de interventiewaarde gekozen van Pb, Cu en Zn en van de som van de 10 PAK's. Verder hebben we aangenomen dat de bodemkenmerken lognormaal verdeeld zijn met een variatiecoëfficiënt van 0.5 of 1, en dat de ruimtelijke structuur beschreven kan worden met een isotroop sferisch variogrammodel. Voor de nugget van dit variogram kozen we 20% en 50% van de sill, en voor de range 25 en 50 m ( $1/4$  resp.  $1/2$  van de lengte (breedte) van een vierkant met een oppervlak van 1 ha). Gegeven een variogram kan de variantie binnen de strata voorspeld worden volgens de methode beschreven door Domburg *et al*, 1994. In Tabel 1 staan de resultaten van de modelberekeningen. De aantallen bleken onafhankelijk te zijn van het gemiddelde zelf. De aantallen zijn iteratief bepaald omdat door wijziging van het aantal monsters ook de bovengenoemde *t*-waarde verandert.

Tabel 1 laat zien dat het verschil tussen de opnieuw berekende aantallen en de aantallen volgens het protocol afhangen van de variatiecoëfficiënt en de range. Als de variatiecoëfficiënt toeneemt, neemt ook het absolute verschil toe, en het verschil wordt ook groter als de range toeneemt. Het absolute verschil is onafhankelijk van de relatieve nugget. In het voorbeeld zou slechts in één geval, n.l. bij een variatiecoëfficiënt van 0.5, een nugget van 20% en een range van 50 m. de modelberekeningen in de praktijk ook daadwerkelijk tot minder monsters leiden, omdat het NO-protocol een maximum hanteert van 20 monsters per ha per laag. Dit neemt niet weg dat de berekende aantallen volgens het NO-protocol tot een te groot pessimisme leiden over de nauwkeurigheid van het geschatte gemiddelde.

Wanneer geen aanname mogelijk is over de ruimtelijke structuur (de range en de relatieve nugget), kan er eventueel voor gekozen worden twee monsters per stratum te nemen en het aantal strata te halveren om het totaal aantal monsters gelijk te houden, en vervolgens het aantal benodigde punten te schatten met:



$$n = \left( \frac{t}{0.2} \right)^2 \cdot \frac{s^2}{x}$$

waarin  $s^2$  de gepoolde variantie binnen strata is, die geschat kan worden met

$$s^2 = \frac{1}{5} \sum_{h=1}^5 s_h^2$$

waarin  $s_h^2$  de geschatte variantie van de concentratie binnen stratum  $h$  is.

*Tabel 1. Benodigd aantal monsters volgens de modelberekeningen en volgens het NO-protocol.*

var.coef.	nugget (%)	range (m)	n model	n protocol
0.5	20	25	25	30
	50	25	33	38
	20	50	18	28
	50	50	26	36
1.0	20	25	94	114
	50	25	123	143
	20	50	66	106
	50	50	95	135



## **Aanhangsel 2 Minder monsters voor bepaling van achtergrondgehalten**

### **Werkdocument Achtergrondgehalten: maatwerk door alternatieve berekening van monsteraantallen kan belangrijke besparingen opleveren**

*Het Werkdocument Achtergrondgehalten (februari nummer van Bodem) geeft aan hoe achtergrondgehalten kunnen worden bepaald. Een centraal uitgangspunt is daarbij dat de schattingen aan bepaalde nauwkeurigheidseisen moeten voldoen. Die eisen zijn praktisch hanteerbaar gemaakt door ze te vertalen in vuistregels voor de benodigde monsteraantallen. Van die vuistregels mag worden afgeweken, op voorwaarde dat met alternatieve berekeningen wordt aangetoond dat met minder monsters toch aan de nauwkeurigheidseisen wordt voldaan.*

*Dit artikel geeft een voorbeeld van zo'n alternatieve berekening. De essentie hiervan is dat rekening wordt gehouden met ruimtelijke afhankelijkheid van de monsters, in tegenstelling tot de vuistregels die impliciet aannemen dat er geen ruimtelijke afhankelijkheid bestaat. In het voorbeeld, geënt op gegevens van loodconcentraties in de gemeente Utrecht, levert de alternatieve berekening 2 tot 4 maal kleinere monsteraantallen op dan volgens de vuistregels van het Werkdocument.*

*De conclusie is dat als de vuistregels aangeven dat aanvullende bemonstering nodig is, èn als de ruimtelijke correlaties voldoende realistisch zijn in te schatten, de kosten van een alternatieve berekening vaak ruim zijn terug te verdienen door besparing op onderzoekskosten.*

Jaap de Gruijter, Dick Brus (DLO-Staring Centrum en Henk Leenaers (TNO-MEP)

### **Vuistregels in combinatie met maatwerk**

Het achtergrondgehalte wordt gedefinieerd als het 90-percentiel van de gebiedseigen verdeling van concentraties. De nauwkeurigheidseis is afhankelijk van de ligging van het 90-percentiel ten opzichte van de interventie- en de streefwaarde. Als het 90-percentiel in de buurt ligt van de streefwaarde geldt een nauwkeurigheidseis van 50 %, als het in de buurt van de interventie-waarde ligt geldt een eis van 75 %. Voor het berekenen van de benodigde monsteraantallen is ervan uitgegaan dat de waarnemingen onderling onafhankelijk zijn<sup>1</sup>. Deze aanname is vooral door praktische overwegingen ingegeven. Door geen rekening te houden met ruimtelijke correlaties (en verschillen daarin) konden relatief eenvoudige en uniform toepasbare vuistregels worden opgesteld. Aan deze voordelen hangt een prijskaartje, zoals we hierna kort uiteenzetten.

Indien er in het betreffende gebied wèl ruimtelijke correlaties bestaan, en dat zal vaak het geval zijn, dan zijn de monsteraantallen volgens de vuistregels hoger dan nodig is om de gestelde nauwkeurigheidseis te halen<sup>2</sup>. Hoeveel lager het werkelijk benodigde monsteraantal is hangt af van de sterkte van de ruimtelijke correlaties. Dit is aan te

voelen door te bedenken dat, hoe meer ruimtelijke correlatie, hoe groter de omgeving van een monsterpunt waarvoor de meting representatief is, en hoe minder monsterpunten er dus nodig zijn, althans wanneer die monsterpunten goed over het gebied worden verspreid. Het benodigde monsteraantal kan worden berekend als de ruimtelijke correlaties voor het betreffende gebied zijn in te schatten. Dat gebeurt het handigste in de vorm van een z.g. variogram: de grafiek die het verband weergeeft tussen de afstand tussen twee punten in het gebied en het gemiddelde (gekwadrateerde) verschil tussen de concentraties op die twee punten<sup>3</sup>. Het variogram van de concentraties van een contaminant in een homogeen deel-gebied is voldoende realistisch in te schatten op grond van 50-100 vooraf beschikbare gegevens en kennis van vergelijkbare gebieden.

Een belangrijke vraag is natuurlijk hoeveel besparing dergelijk maatwerk kan opleveren. Om daar een idee van te geven, en om te laten zien hoe de betreffende berekening verloopt, presenteren we het volgende voorbeeld.

### Voorbeeld van een alternatieve berekening

We hebben voor een denkbeeldig gebied van 1 x 1 km vier velden van loodconcentraties berekend op een fijnmazig rooster van 1000 x 1000 punten, met dezelfde variatie-coëfficiënten als waar het Werkdocument van uitgaat: resp. 0,5, 1,0, 1,5 en 2,0. De ruimtelijke structuur van dergelijke velden wordt bepaald door het eerder genoemde variogram. Voor het berekenen van de velden is een variogram gebruikt dat ontleend is aan gegevens van loodconcentraties in de gemeente Utrecht<sup>4</sup>.

Vervolgens is een bemonstering nagebootst met een grid van  $5 \times 5 = 25$  monsternamen punten, dat in een willekeurige positie over het gebied werd gelegd. De concentraties op de 25 punten werden gebruikt om het 90-percentiel te schatten. Dit werd 1000 maal herhaald, wat 1000 schattingen van het 90-percentiel opleverde. Uit de variatie tussen deze schattingen werd tenslotte de nauwkeurigheid bepaald. Dit is gedaan voor verschillende aantallen monsters: 25, 64, 100 en 400. Met de resultaten daarvan is het aantal monsters bepaald dat nodig is om dezelfde nauwkeurigheidseisen te halen als in het Technisch Werkdocument (50 % of 75 %).

### Resultaten en discussie

Onderstaande tabel geeft de benodigde monsteraantallen volgens het Technisch Werkdocument en volgens de alternatieve berekening. (Wanneer het berekende aantal kleiner dan 10 was, hebben we het op 10 gesteld.)

Variatie-coëfficiënt	Technisch Werkdocument		Alternatieve berekening	
	Nauwkeurig-heid	Nauwkeurig-heid	Nauwkeurig-heid	Nauwkeurig-heid
	50%	75%	50%	75%
0,5	10	30	(10)	(10)
1,0	25	100	(10)	50
1,5	75	200	18	81
2,0	100	400	27	104

Zoals verwacht zijn de benodigde aantallen volgens de alternatieve berekening kleiner dan volgens het Technisch Werkdocument, en de verschillen zijn zeer de moeite waard: een factor 2 tot 4. In hoeverre dit werkelijk besparingen oplevert in monsternamen- en analyse-kosten, hangt natuurlijk af van hoeveel *aanvullende* bemonstering er volgens het Werkdocument nog nodig is, boven wat al aan gegevens beschikbaar is. Of dit maatwerk uitvoerbaar is hangt af van:

- de toegankelijkheid van het gebied; de monsterpunten moeten redelijk gelijkmatig worden gespreid (in stedelijke gebieden kan dat een probleem zijn);
- de beschikbaarheid van een realistisch variogram;
- de beschikbaarheid van software voor de berekening en vaardigheid om die te gebruiken. Indien de benodigde software en vaardigheid aanwezig is verwachten we dat het uitvoeren van een alternatieve berekening ongeveer 2 uur in beslag neemt.

Om na te gaan in hoeverre de keuze van het variogram invloed heeft op het berekende monsteraantal, hebben we de berekening tevens uitgevoerd met een variogram dat tamelijk sterk van het oorspronkelijke afweek. Dat bleek weinig effect te hebben. We verwachten daarom dat, binnen een zekere range, het resultaat niet erg gevoelig is voor de keuze van het variogram en dat de gevonden potentiële besparing in orde van grootte reëel is voor vergelijkbare omstandigheden. Elk gebied heeft zijn unieke eigenschappen, dus in de praktijk zal nog moeten blijken in hoeverre de ruimtelijke correlaties zoals gebruikt in ons voorbeeld representatief zijn. Hoopgevend is in ieder geval dat in de literatuur vergelijkbare efficiëntie-winsten zijn gemeld door rekening te houden met ruimtelijke correlatie<sup>5</sup>. We willen afsluiten met de waarschuwing dat dit resultaat niet gegeneraliseerd mag worden naar geheel andere situaties.

## **Aanbeveling**

Maatwerk in de vorm van alternatieve berekening van het benodigde monsteraantal kan in bepaalde gevallen belangrijke besparingen opleveren, door gebruik te maken van kennis van de ruimtelijke variatie. We raden daarom aan om, als uit de vuistregels blijkt dat aanvullende bemonstering nodig is, na te gaan of een dergelijke besparing mogelijk is. Voorwaarden zijn dat (a) er voldoende kennis van de ruimtelijke variatie is om een realistisch variogram te kunnen vaststellen, (b) de monsterpunten voldoende gelijkmatig over het gebied kunnen worden gespreid, en (c) de benodigde software en vaardigheid aanwezig is. De besparing zal groter zijn naarmate de variatie-coëfficiënt groter, de nauwkeurigheidseis hoger en het aantal reeds beschikbare gegevens geringer is

## Literatuur

1. Conover, W.J., 1980. Practical non-parametric statistics (2nd edition). Wiley, New York, 493 p.
2. Brus, D.J. & de Gruijter, J.J., 1997. Random sampling or geostatistical modelling? Choosing between design-based and model-based sampling strategies for soil (with Discussion). *Geoderma* 80, 1-59.
3. Domburg, P., de Gruijter, J.J. & Brus, D.J., 1994. A structured approach to designing soil survey schemes with prediction of sampling error from variograms. *Geoderma* 62, 151-164.
4. Bierkens, M.F.P., 1997. Ruimtelijke interpolatie van zware metalen en PAK's ten behoeve van de bodemkwaliteitskaart van de Gemeente Utrecht. Rapport 514, SC-DLO, Wageningen.
5. McBratney, A.B. & Webster, R., 1983. How many observations are needed for regional estimation of soil properties? *Soil Sci.* 135, 177-183.