

RIVM rapport 711701044 /2006
RIZA rapport 2006.005
Alterra rapport 1282

Beslissen over bagger op bodem

Deel 1. Systeembenadering, model en praktijkvoorbeelden

L. Posthuma (red.)

L. Posthuma, D. de Zwart, A. Wintersen, J. Lijzen,
F.A. Swartjes (RIVM)
L. Osté, M. Beek (RIZA)
J. Harmsen, B.J. Groenenberg (Alterra)

Contactpersoon: L. Posthuma, Laboratorium voor Ecologische Risicobeoordeling, RIVM
L.Posthuma@rivm.nl

ISBN: 9069601524

RIZA deskundig in water



Dit onderzoek werd wat betreft het RIVM verricht in opdracht en ten laste van het Ministerie van VROM, Directoraat Generaal voor het Milieubeheer, mede in opdracht van het Kernteam Bagger & Bodem, in het kader van project M/860708, “Bagger & Bodem”, en M/711701, “Risico’s in relatie tot bodemkwaliteit”, mijlpaal “Wetenschappelijke verantwoording werkzaamheden Bagger & Bodem”. Wat betreft Alterra en RIZA werd het onderzoek uitgevoerd in opdracht van het Ministerie van LNV, respectievelijk V&W.

Rapport in het kort

Beslissen over bagger op bodem. Deel 1. Systeembenadering, model en praktijkvoorbeelden

Voor het nieuwe bodembeleid is een model ontwikkeld dat ingezet kan worden voor lokale besluitvorming over de verspreiding van licht verontreinigde bagger op de kant. Regelmatig baggeren is een noodzaak in Nederland. Verontreinigingen in de bagger zorgen daarbij voor een probleem. Waar moet de verontreinigde bagger heen? Momenteel wordt een verspreidingsbeleid gehanteerd dat gebaseerd is op verontreinigingsklassen. Dit systeem voldoet niet meer. In het kader van nieuw bodembeleid moet er anders naar dit probleem worden gekeken. Duurzaam gebruik van de bodem moet centraal staan, en gebiedsspecifiek beleid moet mogelijk worden. De bestaande klassenindeling geeft onvoldoende inzicht in lokale landbodemisico's, en sluit niet aan bij het nieuwe beleid.

In een onderzoek van RIVM, RIZA en Alterra is gekeken naar de risico's die op een lokatie door verspreiding op land kunnen ontstaan. Hiervoor is een systeembenadering opgesteld: waar komen de stoffen vandaan, waar gaan ze heen, welke organismen worden daadwerkelijk blootgesteld, en wat zijn de lokatiespecifieke risico's na verspreiding nu eigenlijk? Hiernaar wordt in drie samenhangende rapporten gekeken.

In het voorliggende overzichtsrappport van de serie wordt het op basis van de systeembenadering ontwikkelde beslismodel gepresenteerd, en worden de gevolgen van toepassing van het beslismodel verkend. In de twee andere rapporten is de technisch-wetenschappelijke aanpak in detail uiteengezet, respectievelijk voor de modellen gebruikt zijn voor de voorspellingen van de concentratieveranderingen in de landbodem, en voor de daardoor veranderende risiconiveaus voor mens, landbouwproducten en ecosystemen.

Trefwoorden: baggerspecie, verspreiding, risiconiveaus, systeembenadering, beslismodel

Abstract

Decision making on sediment deposition on land. Part 1. Systems approach, modeling and practical examples.

Regular removal of sediments is a necessity for proper water quantity management in the Netherlands: however, the contamination of these sediments lead to problems here. For example, where can the contaminated sediments be responsibly deposited? The new Dutch soil policy aims at the sustainable use of soils, and allows for area-specific regulatory approaches. The current approach, based on sediment classes, does not provide sufficient insight into risks of sediment deposition on land for terrestrial organisms, and does conform to the new policy.

In a research project carried out by RIVM, RIZA (Institute for Inland Water Management and Waste Water Treatment) and Alterra (the Wageningen University and Research Centre institute for our green living environment), the focus was on the site-specific, integrated risk assessment of sediment deposition on land. A systems approach, designed to model where compounds come from, where they go and what risks might arise as a consequence, was used in the project. The results are reported in three consecutive reports.

This report overviews the prototype of a decision-support model for sediment deposition on land, including examples of the model's application. The completion of the prototype is awaiting various regulatory decisions. The systems approach has been described previously in a basic scientific-technical way as an approach to predict local concentrations of toxic compounds in soils and risk levels to which humans, agricultural products and ecosystems are exposed.

Keywords: Sediment, spreading, risc, systems approach, decision support system

Voorwoord

RIVM, RIZA en Alterra hebben in opdracht van het Kernteam Bagger & Bodem in 2004 en 2005 gewerkt aan de opzet van een praktijkgericht beslismodel. Toepassing van dit model moest leiden tot een milieuhygiënisch verantwoord en kosteneffectief beleid voor de verspreiding van baggerspecie uit regionale wateren op land. Het Kernteam werd gevormd door vertegenwoordigers van de betrokken overheden.

Na een definitiestudie in 2003 is in 2004 gewerkt aan een prototype van dit beslismodel, dat *IRA-sed* genoemd is: *IRA* staat daarbij voor *Integrated Risk Assessment* (risicobeoordeling voor meerdere receptoren van risico, namelijk: de mens en ecosystemen, met specifieke aandacht voor landbouwproducten), en *sed* staat voor sediment.

Tot op heden zijn er officieuze producten van de uitgevoerde werkzaamheden aangeboden aan het Kernteam en de opdrachtgevers van het beleidsproject Grond & Bagger. Een deel van de producten is openbaar gemaakt. Het project heeft daardoor een rol gespeeld bij het iteratieve proces van beleidsvoorbereiding voor nieuw beleid voor grondverzet en bagger, waarbij een balans gezocht werd tussen het maximaliseren van de verspreiding op land en het voorkómen van onacceptabele risico's voor mens en ecosystemen en het voorkómen van effecten op landbouwproducten en productkwaliteit. De rolverdeling daarbij was, dat de lokale risico's van verspreiding op land via wetenschappelijke analyses in beeld worden gebracht, en dat op basis daarvan de beleidsmakers afgewogen keuzes kunnen maken voor het verspreidingsbeleid. Diverse beleidsvarianten passeerden de revue. Dit iteratieve proces vond plaats in 2004 en 2005, en is nog niet afgerond. Momenteel worden de resultaten van het onderzoek in een bredere beleidsmatige herijking van het bodembeleid ingepast. Dit proces moet op 1 januari 2007 zijn afgerond.

Inhoud

Samenvatting	9
Summary	13
1. Inleiding	15
1.1 <i>Beleidsproblematiek en beleidsvernieuwing</i>	15
1.2 <i>Beleidsbrief Bodem en keuzes voor nieuw beleid</i>	16
1.2.1 Oude beleidsvoornemens en nieuw beleid	16
1.2.2 Naar nieuw beleid via een systeembenadering	17
1.2.3 De concrete opdracht van het Kernteam Bagger & Bodem	18
1.2.4 Evolutie tussen Kernteam en Besluit Bodemkwaliteit	19
1.2.5 Wetenschappelijk model en beleidsmatige besliscriteria	19
1.3 <i>Doelstellingen van het onderzoek</i>	20
1.4 <i>Leeswijzer</i>	21
2. Lokatiespecifieke risicobeoordeling: principes en aanpak	23
2.1 <i>Generieke normen, normoverschrijding en lokatiespecifieke risico's</i>	23
2.2 <i>Omgaan met onzekerheden in risicobeoordelingen</i>	23
2.3 <i>Omgaan met onzekerheden en getrapte risicobeoordeling</i>	25
2.4 <i>Van beleidsprobleem naar conceptueel systeemmodel</i>	27
2.5 <i>Van conceptueel model naar wetenschappelijk model</i>	28
2.6 <i>Uitwerking wetenschappelijke model IRA-sed</i>	29
2.6.1 Aanpak algemeen: prototype <i>IRA-sed</i> en iteratief ontwerp	29
2.6.2 Mogelijke toepassingen van <i>IRA-sed</i>	30
2.6.3 Stoffen en overige stressoren	32
2.6.4 Stofeigenschappen	32
2.6.5 Lokale achtergrondconcentraties	33
2.6.6 Beoordeling bovenste bodemlaag	33
2.6.7 Verspreidings- en mengscenario's	34
2.6.8 Aan- en afvoertermen van stoffen	34
2.6.9 Rijping	35
2.6.10 Fysisch-chemische invloeden op beschikbaarheid	35
2.6.11 Beoordelingstermijn	35
2.6.12 Ruimtelijke aspecten	36
2.7 <i>Hoofdmodules van IRA-sed</i>	36
2.7.1 PEC-module en lokale concentratieniveaus in de bodem	36
2.7.2 PEC-module en lokale blootstellingsniveaus voor verschillende receptoren	36
2.7.3 Lokatiespecifieke risicobeoordeling voor de mens	38
2.7.4 Lokatiespecifieke risicobeoordeling voor landbouwproducten	38
2.7.5 Lokatiespecifieke risicobeoordeling voor ecosystemen	39
2.8 <i>Van wetenschappelijk model naar de praktijk</i>	40
2.8.1 Besliscriteria vastleggen	40
2.8.2 Eenvoudig beslissings-ondersteunend systeem	41
3. Mogelijke beleidsmatige besliscriteria	43
3.1 <i>Numerieke en niet-numerieke elementen van toetsing</i>	43
3.2 <i>Numerieke opties voor besliscriteria</i>	45

3.2.1	Toetsing via sedimentklassen	45
3.2.2	Toetsing van voorspelde concentraties aan normen en stand still	45
3.2.3	Toetsing van lokatiespecifieke risiconiveaus aan (eco)toxicologische risicogrenzen en stand still van risico's	46
3.3	<i>Niet-numerieke aspecten van toetsing</i>	48
3.4	<i>Eindtoets beslismodel: validatie en praktijkgerichtheid</i>	48
4.	Voorbeelden van IRA-sed resultaten	51
4.1	<i>Inleiding</i>	51
4.2	<i>Beoordeling van afzonderlijke partijen</i>	51
4.2.1	Concentraties van stoffen na verspreiding en toetsing aan normen	51
4.2.2	Concentratieveranderingen van stoffen en toetsing via stand still	54
4.2.3	Humane risicobeoordeling bij verspreiding en toetsing aan toelaatbare inname	54
4.2.4	Landbouwkundige risicobeoordeling bij verspreiding en toetsing aan productconcentratiën	56
4.2.5	Ecologische risicobeoordeling bij verspreiding en toetsing aan risicogrenzen	56
4.2.6	Ecologische risicobeoordeling en toetsing via stand still van risico's	58
4.2.7	Conclusies over beoordelingsmogelijkheden voor afzonderlijke partijen	59
4.3	<i>Voorbeelden meervoudige beoordelingen: milieueffect- en bedrijfseffect toetsingen</i>	60
4.3.1	Algemeen	60
4.3.2	Aannames MET en BET toetsingen met onderhoudspartijen	60
4.3.3	Presentatie van de resultaten via Boxplots	62
4.3.4	Verandering stofconcentraties in de bodem zonder verspreiding	63
4.3.5	Toetsing verspreiding via huidige normen en baggerklassen	64
4.3.6	MET en BET toetsing via stand still van concentraties	68
4.3.7	MET en BET toetsing van humane risico's	70
4.3.8	MET en BET toetsing van risico's voor landbouwproducten	73
4.3.9	Toetsing verspreiding via risiconiveaus: ecologische risico's	75
4.3.10	Toetsing verspreiding via risiconiveaus: stand still van risico	78
4.4	<i>Verschillen in verspreidbaarheid bij verschillende besliscriteria</i>	80
5.	Discussie	83
5.1	<i>Wat is gerealiseerd?</i>	83
5.2	<i>Wat moet en kan er nog?</i>	85
5.2.1	Algemeen	85
5.2.2	Uitbreiding van het aantal beoordeelde stoffen	85
5.2.3	Uitbreiding van het aantal beoordeelde stressoren	85
5.2.4	Uitbreiding van de systeembenadering	86
5.2.5	Uitbreiding aantal beschermdoelen	86
5.2.6	Uitbreiding aandacht voor lokale achtergrondconcentraties	87
5.2.7	Uitbreiding voor ecosystemen: beoordelingen via acute toxische druk	87
5.2.8	Aandacht voor interne consistentie binnen IRA-sed	87
5.2.9	Aandacht voor onzekerheidsanalyse	88
5.2.10	Aandacht voor consistentie tussen IRA-sed en andere risicobeoordelingen	88
5.2.11	Aandacht voor het aspect ruimte en gebiedsbeoordeling	89
5.2.12	Aandacht voor het aspect validatie	90
5.3	<i>Van IRA-sed naar risicool tool voor gebruikers</i>	92
5.4	<i>Validatie</i>	93
5.5	<i>Beleidsmatige besliscriteria</i>	95
5.5.1	Algemene overwegingen	95
5.5.2	Voor- en nadelen van verschillende opties voor toetsing	98
5.6	<i>De huidige situatie in de beleidsvoorbereiding</i>	99
5.7	<i>Ontwerpcriteria voor IRA-sed en het prototype</i>	99
6.	Conclusies en aanbevelingen	101

6.1	<i>Conclusies</i>	101
6.2	<i>Aanbevelingen</i>	102
Bijlage 1	Stoffenlijst in relatie tot risicobeoordelingen in klassensystematiek en <i>IRA-sed</i>	107
Bijlage 2.	Conclusies en Aanbevelingen van het Kernteam Bagger & Bodem, status medio april 2005	109

Samenvatting

Verontreiniging van baggerspecie vormt voor Nederland een groot probleem. Niet alleen hebben de verontreinigingen *in situ* potentieel een effect op mens, plant en dier, maar ook beperkt de verontreiniging de verspreidbaarheid op land. Verspreiding op land is vanouds gebruikelijk geweest, vanwege de dubbele voordelen: verdieping van de watergangen, en bemesting en verbetering van landbouwgrond. In de laatste jaren is de vraag gerezen of de geldende milieuregels een goede leidraad zijn voor het verspreidingsbeleid. Als de regels te streng zijn, gaat dit gepaard met hoge kosten, omdat de specie afgevoerd moet worden. Als de regels te soepel zijn leidt verspreiding tot ongewenste milieu-effecten in landbodem.

Het bodembeleid wordt op dit moment vernieuwd, en er wordt meer dan voorheen gekeken naar de risiconiveaus die op een lokatie optreden. Op een lokatie kan het risiconiveau namelijk hoger of lager zijn dan het risiconiveau dat op basis van algemene milieuregelgeving nagestreefd wordt. Door vast te stellen hoe hoog de risico's op de verschillende verspreidingslokaties zijn, kan vastgesteld worden of er minder of meer baggerspecie verspreidbaar is dan nu, uitgaande van vastgestelde niveaus voor onacceptabel risico.

In opdracht van de landelijke overheid hebben RIVM, RIZA en Alterra een methodiek voor de lokatiespecifieke risicobeoordeling van verspreiding van baggerspecie op land opgezet. Over dit werk verschijnen drie rapporten. Dit eerste rapport beschrijft de methodiek op hoofdlijnen, en geeft voorbeelden van toetsing in de praktijk. Het tweede rapport beschrijft de wetenschappelijke details van de aanpak voor het voorspellen van de milieuconcentraties van stoffen in de landbodem. Het derde rapport beschrijft de wetenschappelijke details van de aanpak voor het voorspellen van lokatiespecifieke risiconiveaus die door de berekende externe concentraties ontstaan.

De methodiek die ontwikkeld is kan gekarakteriseerd worden als een systeemgerichte, lokatiespecifieke risicobenadering. Dit betekent, dat de lokale factoren die het risico van stoffen mede bepalen als parameters in de risicobeoordeling worden betrokken. Voorbeelden van dergelijke factoren zijn stof-, bodem-, sediment- en lokatiekarakteristieken, maar ook de lokale vorm van bodemgebruik. Dit laatste betekent dat risico's specifiek voor verschillende receptoren (mens, landbouwproducten, ecosystemen) worden vastgesteld. Omdat de beoordeling van de verspreidbaarheid van baggerspecie plaats moet vinden voorafgaand aan verspreiding, werd de methodiek opgebouwd als beslismodel. Dit model wordt *IRA-sed* genoemd, waarbij *IRA = Integrated Risk Assessment*, en *sed=sediment*. Met dit model kunnen lokale beheerders de verspreidbaarheid van baggerspecie lokaal toetsen. Die toetsing kan plaatsvinden via toepassing van het stand still beginsel, via toetsing aan normen of klassen, of via toetsing van risiconiveaus aan risicogrenzen. Beleidsmatige toetsing van de

verspreidbaarheid van baggerspecie op land zal uiteindelijk plaatsvinden zoals beschreven wordt in het Besluit Bodemkwaliteit.

Met behulp van *IRA-sed* werden, voor realistische situaties, voorspellingen gegenereerd van lokale concentraties van stoffen (tweede rapport) en van de risiconiveaus die daardoor zullen ontstaan (derde rapport). Voor de mens en voor ecosystemen werden niet alleen de risico's per stof gekwantificeerd, maar ook die van mengsels van stoffen.

Bij de humane risicobeoordeling wordt de externe concentratie omgerekend in een lokale blootstellingsconcentratie die afhankelijk is van de bodemgebruiksvorm. De berekende lokale blootstelling wordt beoordeeld tegen een kritisch blootstellingsniveau, voor afzonderlijke stoffen en/of voor een aantal mengsels.

Bij de landbouwkundige risicobeoordeling wordt de externe concentratie daarom omgerekend in lokale productconcentraties voor verschillende landbouwproducten. Deze productconcentraties worden beoordeeld aan de hand van warenwet- en dieiergezondheidsnormen, dit alles voor afzonderlijke stoffen.

Bij de ecologische risicobeoordeling wordt het systeem dat gehanteerd wordt bij de normstelling omgekeerd gebruikt, en wordt de lokale toxische druk van lokale mengsels voor ecosystemen berekend, en gemaximeerd op een beleidsmatig gekozen beschermingsniveau. Vanouds is dit het 95%-beschermingscriterium. Bij dit niveau wordt aangenomen dat de structuur van ecosystemen volledig beschermd is.

Bij alle beoordelingen kan gekeken worden naar de toename van de risico's door verspreiding van baggerspecie in plaats van naar de absolute lokale waarde van de risico's, omdat (met name bij ecologische risicobeoordeling) er sprake kan zijn van relatief hoge waarden voor de achtergrond-risico's in de onderzochte percelen.

De voorspelde blootstellings- of risiconiveaus kunnen in principe worden vergeleken met vrij te kiezen beleidsmatige acceptatiegrenzen. In dit rapport wordt in de voorbeelden gebruik gemaakt van de momenteel gehanteerde acceptatiegrenzen voor concentraties (normen) of risico's (risicogrenzen), voor zowel de beoordeling per stof als (waar mogelijk) voor de beoordeling van mengsels. Aan de hand van een beschouwing over de validatie van de gehanteerde modellen wordt geconstateerd, dat er geen wetenschappelijke redenen zijn om deze grenzen te veranderen. De toegepaste systeembenadering geeft ten opzichte van de klassenindeling een ander inzicht in de lokatiespecifieke risico's dan tot heden toegepaste klassensystematiek, en op basis van deze risico-inzichten kan nieuw verspreidingsbeleid worden vormgegeven.

Aan het eind van dit rapport wordt geconcludeerd dat de voorgestelde beoordelingsmethodiek toegepast kan worden als beoordelingssysteem voor de verspreiding van bagger, dat de methodiek momenteel in de vorm van een prototype beschikbaar is – maar op punten

vervolmaakt kan worden (zoals bijvoorbeeld uitbreiding aantal stoffen) – , en dat de methodiek voldoet aan de belangrijkste criteria die bij de beleidsvernieuwing voor bodem geformuleerd zijn. Namelijk: (1) de methodiek is meer dan voorheen op lokatiespecifieke risico's gericht, (2) de methodiek kan een basis zijn om het streven naar consistentie in de risicobeoordeling en het beleid bij het omgaan met andere bodembeleidsproblemen te bereiken, (3) door de lokatiespecifieke risico-afweging is het mogelijk de bedoelde verhoging van de lokale beheersverantwoordelijkheid te realiseren, en (4) de methodiek kan vereenvoudigd worden voor dagelijkse toepassing.

Summary

Sediment contamination is a current risk management problem in the Netherlands. Sediment contamination reduces the options for sediment deposition on land, which was the daily practice for decades. The question is, whether the current sediment classification system provides good guidance to recognize potential harm to terrestrial life. When the classification rules are too strict, less sediment than possible will be deposited on land and costs will be higher than necessary, and when the rules are too weak, the environmental risks will occur.

The Dutch government is currently modernizing their soil policies. The aims are to simplify soil risk management, to reduce management costs, to delegate responsibilities for risk management to local authorities, and to improve consistency amongst different management problems. This should be made possible by a sound and consistent scientific supporting framework, especially focusing on site-specific risks of sediment deposition on land. This report describes the scientific approaches of a decision model for site-specific risk assessment.

This is the first report of three linked reports. It describes the characteristics of a decision model for site-specific risk assessment of sediment deposition of land. This is a key management problem, since there is a significant backlog in the removal of contaminated sediments from ditches in rural areas. The second report describes the scientific methods to predict local compound concentrations in soil, as resulting from sediment deposition on land. The third report describes the scientific methods to predict local risk levels for man, agricultural products and ecosystems.

The approach followed is characterized as a systems-oriented integrated risk assessment. This implies that local site characteristics that influence the local risks of compounds from the sediments are taken into account. These are abiotic characteristics, such as compound, soil, sediment and site characteristics, as well as biotic characteristics related to soil use. Soil use differentiation in risk assessment implies that the risks are specifically considered for man, agricultural products and ecosystems. Since risk management decisions have to be taken before sediments are deposited on land, the approach was developed as site-specific exposure, effect and risk modeling. The decision model that was constructed is named *IRA-sed*, the prototype of a model for Integrated Risk Assessment of sediments. Given this model, regulatory decisions can be taken on the basis of predicted concentrations (in relation to soil quality criteria) and the stand still principle. Additionally, decisions can be taken on the basis of local risk levels in relation to maximum tolerable risk levels for man and ecosystems or product quality levels for agricultural products. In the phase of preparing this report, the regulatory decisions were still under debate.

Using *IRA-sed*, results were obtained on the change of the concentrations of various toxic compounds over time and on the dissolved fractions of these compounds (second report), and

of the risks of the separate compounds for man, agricultural products and ecosystems, in addition, mixture risks were quantified for man and ecosystems (third report). Examples on the kinds of results that can be obtained are provided for separate, realistic decision cases as well as for the whole workload of the Netherlands.

For the human risk assessment, the predicted soil concentrations are recalculated into predicted human exposure concentrations, in dependence of the type of soil use by man. The predicted human exposure is judged against toxicology-based critical exposure levels, for separate compounds and/or for mixtures.

Agriculture-related risk assessments focused on product quality, since it is argued to product-quantity effects are far less sensitive as relevant management parameter. Predicted soil concentrations were therefore re-calculated into product concentrations, which were judged against legal maximum product concentration values.

In the ecological risk assessment, the concept used in the derivation of ecotoxicological risk limits, the Species Sensitivity Distributions approach, was used inversely, to calculate the local toxic pressure of compounds or compounds mixtures. The predicted toxic pressure was judged against the so-called 95%-protection limit value for toxic pressure, the level that was previously used to calculate the Maximum Tolerable Risk level for ecosystem. At this level, the structural integrity of ecosystems is considered fully protected.

In all three types of risk assessment, background exposure can be taken into account, so that results can be presented for the local total risk (caused by soil and sediment quality) or the local change of risk (associated with sediment deposition).

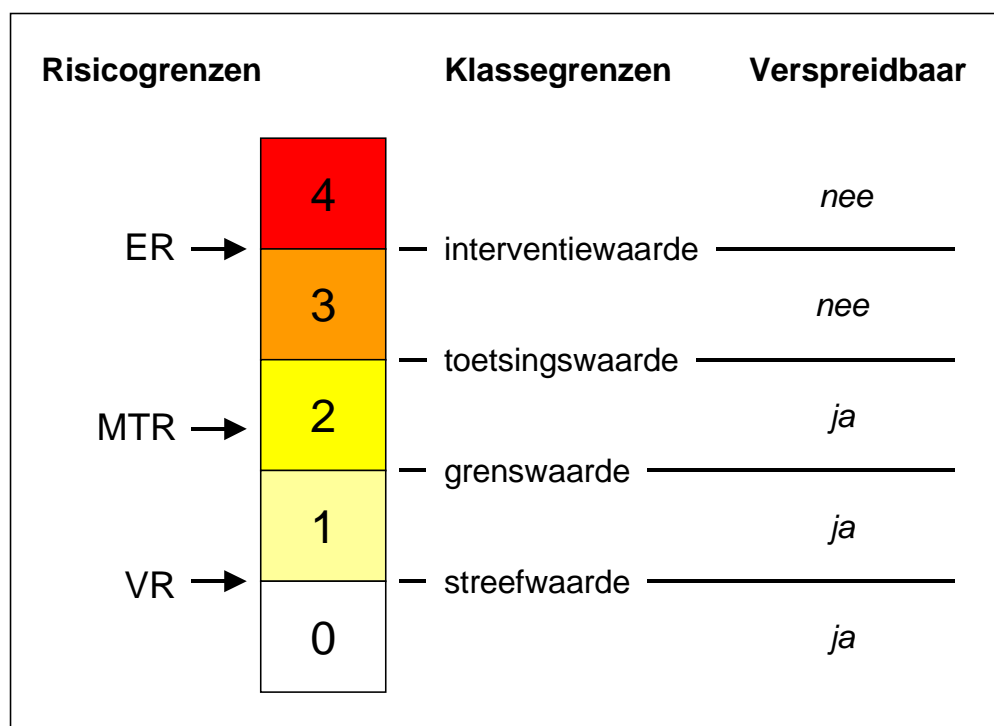
The risk assessment in all three cases consists of predicting local soil concentrations and, consequently, risk levels. These concentration levels and risk levels can be, conceptually, judged against any chosen limit value (a quality criterion or a risk limit, respectively), when possible both for mixtures as well as for separate compounds. Based on validation considerations, it is concluded that there is no scientific reason to change these limit values. The systems approach provides a new insight in the local risks as compared to the gross classification provided by the current sediment classification system, and new sediment deposition policies can be based on these insights.

At the end of this report, it is concluded that the proposed sediment-deposition evaluation method can be applied in practice, upon development of the current prototype into a user-friendly system. Evidently, the prototype can be improved as to, for example, the number of compounds considered. However, the method currently fits the major criteria formulated for the new Dutch soil policies, in that: (1) the method is, more than before, focusing on local risk levels, (2) the method can be a basis for the scientific underpinning of policy solutions for various risk management problems (consistency), (3) local policy responsibilities for risk management are possible, and (4) the prototype can be provided as a user-friendly program.

1. Inleiding

1.1 Beleidsproblematiek en beleidsvernieuwing

Het verwijderen van baggerspecie uit watergangen is belangrijk voor het waterkwantiteitsbeheer in Nederland. Vanouds werd de verwijderde specie voor een belangrijk deel op land verspreid. De verspreiding van baggerspecie op land stagneert echter al geruime tijd. Dit wordt voornamelijk veroorzaakt doordat er in baggerspeciepartijen verontreinigende stoffen aanwezig zijn. Na vaststelling van de mate van verontreiniging wordt een partij, volgens de geldende regels, ingedeeld volgens de zogenaamde klassensystematiek, waarbij klasse-0 de schone bagger-, en klasse-4 de ernstig verontreinigde bagger representeert (Figuur 1). De klassen zijn op een ingewikkelde manier gerelateerd aan wetenschappelijke risicogrenzen en beleidsmatig anderszins vastgestelde grenzen en doelwaarden. Deze grenzen en doelwaarden liggen vast in de vorm van vaste totaalconcentraties voor een aantal stoffen in sedimenten. Aan de hand van de klasse wordt een baggerpartij momenteel als wel of niet verspreidbaar geclassificeerd (VROM 1997; VROM 1999).



Figuur 1. De huidige klassensystematiek.

Baggerspecie wordt op basis van concentraties van stoffen in de baggerspecie ingedeeld in 5 klassen. Baggerspecie wordt in een hogere klasse ingedeeld zodra er ecologische- of humaan-toxicologische risicogrenzen of beleidsmatige grenswaarden voor stoffen in sedimenten zijn overschreden, waarbij volgens een eenvoudige aanname rekening wordt gehouden met de aanwezigheid van meerdere stoffen. Boven klasse 2 mag baggerspecie niet verspreid worden. De klassen 0, 1 en 2 zijn verspreidbaar, al dan niet met beperkingen.

Het Tienjarens scenario Waterbodems (TJS, AKWA 2001b) wijst als oorzaak van de stagnatie in baggeractiviteiten aan dat er momenteel te weinig betaalbare bestemmingen voor baggerspecie bestaan. Een uitgevoerde Maatschappelijke Kosten en Baten-analyse (MKBA, AKWA 2004) wijst er daarentegen op dat de kosten van baggeren – in de vorm van het bereiken en handhaven van een evenwicht tussen volume-aanwas en baggeren – lager zijn dan de baten. Vanwege het waterkwaliteits- en kwantiteitsbeheer, en vanwege de kosteneffectiviteit, zou er volgens beide rapporten meer gebaggerd moeten worden. Toepassing van bagger in de omgeving van de watergangen is kosteneffectiever dan afvoeren en verwerken, maar wordt beperkt omdat het tot op heden onbekend is welke risico's voor de landbodem door verspreiding zouden worden veroorzaakt. De klassenindeling is namelijk oorspronkelijk niet gebaseerd op de gevolgen van verspreiding van verontreinigde baggerspecie op de bodem, maar op de ecotoxicologische eigenschappen van de specie als waterbodem. In het huidige verspreidingsbeleid wordt dus niet alleen geen rekening gehouden met verschijnselen zoals sorptie van de stoffen aan de bodemdeeltjes na verspreiding, en met afbraak van sommige stoffen, maar ook niet met het lokale landgebruik. Het landgebruik van de bodem waarop de specie verspreid wordt bepaalt immers of bepaalde "receptoren" van risico's aanwezig zijn of niet, en of onder de lokale condities de blootstelling laag of hoog is. De huidige klassensystematiek is dus, kortom, niet geschikt om een afweging tussen milieuhygiënische effecten en kosteneffectiviteit te maken.

De mate waarin verspreiding van baggerspecie op land een risico vormt voor mens, landbouw, en ecosystemen en voor verspreiding van stoffen naar het grondwater is onbekend. Via wetenschappelijk onderzoek kunnen deze risico's inzichtelijk worden gemaakt. Volgens de Beleidsbrief Bodem van december 2003 (VROM 2003) is dit inzicht wenselijk, om vast te kunnen stellen welke functies de bodem nog wel heeft bij een gegeven verontreinigingsniveau, en dient op basis van een verbeterde lokatiespecifieke risicobeoordeling een beslismodel voor de verspreiding van baggerspecie op land te worden afgeleid. Met dit beslismodel moet de afweging tussen milieuhygiënische effecten en kosteneffectiviteit wél bepaald kunnen worden, en moet inzicht gegeven worden in de mogelijkheden van duurzaam gebruik van de bodem na eventuele verspreiding van baggerspecie op land.

1.2 Beleidsbrief Bodem en keuzes voor nieuw beleid

1.2.1 Oude beleidsvoornemens en nieuw beleid

Het gebrek aan inzicht in de risico's van verspreiding van baggerspecie voor de landbodem hoeft op zich geen probleem te zijn: de thans gehanteerde beleidsregels waren immers gericht op het steeds verder inperken van het verspreiden van licht verontreinigde klassen op land zoals het uitfaseren van verspreiding van klasse-2 specie. Hierdoor zouden de risico's gaandeweg kleiner worden dan nu. Er is echter voorspeld dat klasse-2 specie zal blijven ontstaan (Kramer et al. 1997; Kramer et al. 1998), waardoor dit beleid niet afdoende bleek.

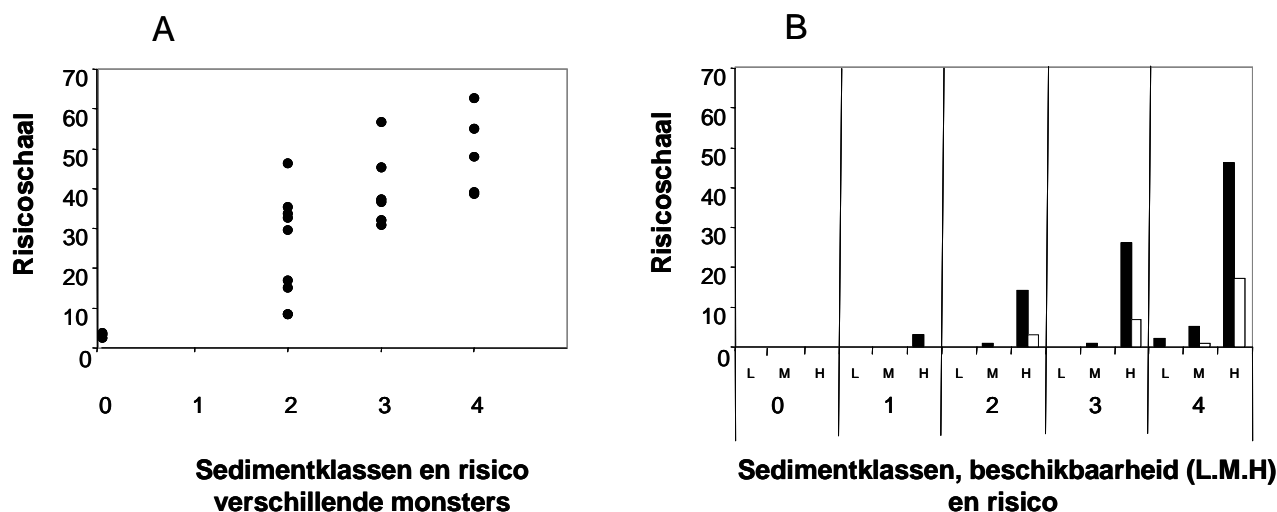
Beleidsmatig is uit het Tienjarensценario Waterbodems en de Maatschappelijke Kosten-Baten Analyse-waterbodems, en via de Beleidsbrief Bodem, geconcludeerd dat het verspreidingsbeleid moet veranderen. De Beleidsbrief Bodem geeft daarbij aan dat deze verandering milieuhygiënisch verantwoord én kosteneffectief moet zijn. Bovendien moet nieuw verspreidingsbeleid voor baggerspecie zo veel mogelijk consistent zijn met nieuw beleid voor andere bodemverontreinigingsproblemen.

1.2.2 Naar nieuw beleid via een systeembenadering

Een belangrijke basiskeuze voor het onderbouwen van nieuw verspreidingsbeleid en verspreidingsbeslissingen is de keuze voor de toepassing van modelleringstechnieken in plaats van bijvoorbeeld bioassays. Hoewel bioassays, of andere meettechnieken, ook bedoeld zijn om (lokatiespecifiek) inzicht te krijgen in risico's en effecten van stoffenmengsels in de bodem, zijn dergelijke technieken in dit geval niet toepasbaar. Beleidsmatig is er namelijk gekozen voor een beoordeling *voorafgaand* aan verspreiding. Gegeven het feit dat er geen grote databestanden met effect-gerelateerde waarnemingen van verspreidingseffecten bestaan, is modellering de enige toepasbare techniek voor dit onderzoek. Bovendien is het doel van het verspreidingsbeleid om onaanvaardbare risico's te blijven voorkómen, zodat er sprake zou moeten zijn van erg gevoelige bioassays, het toetsen op *afwezigheid* in plaats van *aanwezigheid* van effecten, en het probleem dat deze resultaten vertaald zouden moeten worden naar de verschillende beschermdoelen (mens, landbouwproducten, ecosystemen).

Bij een verkennende modelleringstudie naar de milieuhygiënische betekenis van verspreiding van baggerspecie op land bleek dat de sedimentclassificatie en de risico's voor landbodem momenteel slechts beperkt aan elkaar gerelateerd zijn (Figuur 2A) (Posthuma et al. 2004). Deze figuur werd gemaakt om te onderzoeken in hoeverre de klassensystematiek samenhangt met risico's in de landbodem. Om de figuur te maken zijn de ecologische risico's die in de landbodem, na eenmalige verspreiding van een aantal realistische monsters, via risicobeoordelingsmodellen gekwantificeerd. In Rapport 3 (Posthuma et al. 2006) van deze rapportenserie wordt uiteengezet op welke grondslagen de onderliggende lokatiespecifieke ecologische risicobeoordeling is gebaseerd.

De verkennende studie (Figuur 2A) maakte duidelijk dat de risico's voor organismen in de landbodem grofweg toenemen met toenemende specieklasse. Het werd echter ook duidelijk dat de risico's van een aantal klasse-2 speciemonsters voor landbodemorganismen hoger kunnen zijn dan voor klasse-4 specie. Het risico voor landbodemorganismen is verder nog afhankelijk van het soort organismen dat wordt blootgesteld (mens, ecosysteem, ofwel: landgebruik) en van bodembeheer. Dit is weergegeven in Figuur 2B, waarbij rekening is gehouden met verschillende beschikbaarheden van de verontreinigingen voor de organismen.



Figuur 2. Resultaten van een verkennende studie naar de ecologische risico's van de verspreiding van baggerspecie op land.

A. De relatie tussen sedimentklassen en de ecologische risico's die voorspeld worden na verspreiding van baggerspecie op land, aangenomen dat bagger bodem wordt (voor uitleg van de schaal op de Y-as, de risicoschaal: zie Rapport 3 van deze rapportenserie (Posthuma et al. 2006) en paragraaf 2.7.5 van dit rapport). De punten representeren verschillende speciemonsters. Er is een verband tussen klassen en risico, maar specie van klasse-4 kan lagere risico's voor landbodemorganismen veroorzaken dan klasse-2 specie. B. Risico's voor organismen in de landbodem zijn afhankelijk van beheer en van sorptie van stoffen aan de bodem. De donkere balken geven het risiconiveau dat bereikt wordt zonder menging (bagger wordt bodem), de lichte balken geven het risico na 1:4 menging met bodem. L=Lage, M=Midden en H=Hoge beschikbaarheid van stoffen in het bagger-bodemmengsel.

De gevolgen van het hanteren van de klassensystematiek lijken momenteel: minder baggerverspreiding dan wellicht milieuhygiënisch verantwoord geacht kan worden, en aantasting van het draagvlak voor het bestaande beleid bij de probleembezitters ("eigenaars" van de bagger) en de "ontvangers" ("eigenaars" van de landbodem). Dat hierbij het imago van bagger bij burgers en consumenten slecht is, omdat bagger formeel als afvalstof wordt aangemerkt, maakt het niet eenvoudig om nieuw verspreidingsbeleid te formuleren en in te voeren.

1.2.3 De concrete opdracht van het Kernteam Bagger & Bodem

Een reële beeldvorming over de risico's van de toepassing van bagger als bodem wordt beleidsmatig gezien als een voorwaarde voor de aanpassing van nieuwe verspreidingsbeleid. Het Kernteam Bagger & Bodem, bestaande uit vertegenwoordigers van de ministeries van VROM, LNV, en V&W en verder uit vertegenwoordigers van de Unie van Waterschappen, het Inter Provinciaal Overleg en de Vereniging van Nederlandse Gemeenten hebben in aansluiting op de aanwijzingen zoals getoond in Figuur 2 dan ook vanaf eind 2003 tot begin 2005 onderzoek uit laten voeren naar de risiconiveaus die op kunnen treden na verspreiding van baggerspecie op land. Via dit onderzoek moest een realistische beeldvorming tot stand komen over de risico's van het verspreiden van bagger op land voor de mens, voor het milieu, en voor landbouwproducten. Kennis van de lokatiespecifieke risiconiveaus, in afhankelijkheid van de lokale condities, moest uiteindelijk leiden tot een eenvoudig beslismodel, waarbij de specie ingedeeld wordt in de typen "Altijd verspreidbaar",

“Soms/Meestal verspreidbaar” en “Nooit verspreidbaar”. De realistische beeldvorming is verder gebaat bij het onderscheiden van risico's die door achtergrondblootstelling al bestaan voorafgaand aan verspreiding van baggerspecie, en de risico's die worden toegevoegd door verspreiding van verontreinigde specie. Dit onderscheid heeft te maken met het toepassen van het stand still concept, als het eenvoudig toepasbare beleidsconcept dat bij het huidige en toekomstige bodembeleid een belangrijke rol speelt. Zie hiervoor onder meer het advies van de TCB over de definitiestudie van dit project (TCB 2004).

1.2.4 Evolutie tussen Kernteam en Besluit Bodemkwaliteit

De uitvoering van het onderzoek is sterk beïnvloed door de publicatie van de Beleidsbrief Bodem van december 2003. In deze beleidsbrief werd uiteengezet dat er, naast de stagnatie in het baggeren, ook voor andere bodembeheers-problemen nieuw beleid geformuleerd diende te worden. Kernpunten uit deze brief zijn, dat het bodembeleid aan de volgende criteria moet voldoen:

1. eenvoudiger (voor de dagelijkse toepassing van de regels),
2. consistent (vergelijkbare aanpak bij vergelijkbare problemen), en
3. meer op (lokatiespecifieke) risico's gericht moest zijn, met meer lokaal bepaalde beleidsafwegingen.

Deze criteria zijn van toepassing op het te ontwikkelen beslismodel. De brief zal uitmonden in een Besluit Bodemkwaliteit.

Naast deze criteria moeten ook de effecten van het nieuwe beleid inzichtelijk gemaakt worden, via zogenaamde Milieu-Effect Toetsingen (METs), Bedrijfs Effect Toetsingen (BETs), de Uitvoerbaarheids- en Handhaafbaarheidstoetsingen (U&Hs) en de Kosten-baten analyses (KBA, EZ/VROM/Justitie 2003). Via de MET toets moet worden geanalyseerd welke milieuhygiënische consequenties (“hoe erg”) verspreiding van bagger volgens een bepaalde beleidskeuze zou zijn. Via de BET toets moet worden geanalyseerd welke bedrijfsmatige effecten het nieuwe beleid zou hebben, met andere woorden: welke fractie van de partijen baggerspecie uit de bestaande werkvoorraad zou niet verspreidbaar zijn, en is dit een toe- of afname ten opzichte van de klassensystematiek. De BET is in dit geval nauw gerelateerd aan de MKBA. METs en BETs zijn van belang om te bepalen of het voorgenomen beleid enerzijds geen milieugygiënisch onacceptabele risico's veroorzaakt, maar anderzijds voldoende ruimte biedt om de werkvoorraad baggerspecie op kosteneffectieve wijze uit de regionale wateren weg te werken. Kortom, het beslismodel zou niet alleen ontworpen moeten worden voor toepassing op afzonderlijke partijen, maar zou ook ingezet moeten worden om METs en BETs uit te voeren op de werkvoorraad.

1.2.5 Wetenschappelijk model en beleidmatige besliscriteria

Een beslismodel kan alleen functioneren indien er, naast de wetenschappelijke risicobeoordeling, beleidmatige besliscriteria worden vastgesteld. Op het moment van het schrijven van dit rapport konden er nog geen definitieve criteria worden gehanteerd. Wel is duidelijk dat er sprake zal zijn van een generiek- en een specifiek beleidsspoor VROM (VROM 2005b; VROM 2005c; VROM 2006). Het generieke beleidsspoor is gebaseerd op het op werkbare wijze borgen van stand still, en zal daarbij werken met een classificatie

volgens zogenaamde Landelijke Referenties (voor verschillende vormen van bodemgebruik) en bodemklassen, en het specifieke beleidsspoor zal geoperationaliseerd worden via Lokale Maximale Waarden, mede op basis van het beslismodel. In dit laatste spoor kunnen de verantwoordelijke (lokale) overheden eerst een aantal Lokale Referenties voor het bodembeheer formuleren, als afwijking van de Landelijke Referenties. Dit zou plaats moeten vinden door gebruik te maken van de kennis en de modules van het beslismodel. Daarna kunnen ze met het beslismodel voor baggerspecieverspreiding vaststellen of de verspreiding van baggerspecie voldoet aan de gestelde Lokale Referenties. Beide beleidssporen zullen concreet worden uitgewerkt in het Besluit Bodemkwaliteit.

1.3 Doelstellingen van het onderzoek

Het onderzoek dat in opdracht van het Kernteam Bagger & Bodem is uitgevoerd had tot doel:

1. Het opzetten van een systeemgerichte wetenschappelijke modellering, waarmee de gevolgen van het verspreiden van baggerspecie op land voor verschillende lokaties bepaald kunnen worden:
 - a. Het met dit systeemgerichte model voorspellen van het gedrag van stoffen op verschillende lokaties.
 - b. Het met dit systeemgerichte model en (eco)toxicologische modellen en criteria voorspellen van lokatiespecifieke risiconiveaus voor mens, ecosystemen en landbouwproducten.

Het bedoelde beslismodel wordt *IRA-sed* genoemd, waarbij *IRA* staat voor *Integrated Risk Assessment* (risicobeoordeling voor verschillende beschermdoelen), en *sed* voor sediment.

2. Het toetsen van de verspreidbaarheid van baggerspecie op land, aan de hand van optionele beleidscriteria, waaronder toepassing van bestaande of nieuwe normen, het toepassen van het *stand still* criterium, en het toetsen van lokatiespecifieke risiconiveaus aan bestaande of nieuwe risicogrenzen, via Milieu- en Bedrijfseffecten Toetsingen (METs en BETs) voor afzonderlijke *case studies* als voor de landelijke werkvoorraad van baggerspeciepartijen
3. Het afleiden van een beslismodel voor toepassing in de dagelijkse praktijk, zo mogelijk in een vereenvoudigde vorm.

Naast de toepassing van *IRA-sed* voor het verspreidingsbeleid wordt er rekening mee gehouden dat de risicobeoordelingsmodellen ook ten behoeve van het afleiden van Lokale Referenties zouden kunnen worden ingezet, of dat er andere mogelijkheden zijn om nieuwe beleidsvoornemens te onderbouwen. Een toegevoegde doelstelling hierbij is, om het instrumentarium van *IRA-sed* zodanig op te bouwen dat ook andere vormen van toepassing van de modellen (en de bijbehorende modules in *IRA-sed*) mogelijk worden.

1.4 Leeswijzer

Dit rapport is het eerste in een serie van drie wetenschappelijke getinte rapportages over het uitgevoerde onderzoek. De drie rapporten over dit onderzoek bevatten de volgende soorten informatie:

1. In dit eerste deel wordt de gewijzigde beleidsfilosofie uit de Beleidsbrief Bodem vertaald naar de uitgangspunten voor het ontwerpen van een wetenschappelijk beslismodel, en worden enkele voorbeeldresultaten getoond van de uitgevoerde METs en BETs (“hoe erg” en “hoe vaak”). In dit deel wordt op hoofdlijnen de samenhang tussen de verschillende onderdelen van het beslismodel beschreven, namelijk tussen het beleidsprobleem, de beleidskeuzes uit de Beleidsbrief Bodem, de systeemmodellering en de besliscriteria die ontworpen kunnen worden (hoofdstuk 2). In hoofdstuk 3 wordt opgesomd welke beleidsmatige besliscriteria er gehanteerd kunnen worden, en welke rollen de risk assessors en de risk managers spelen bij het kiezen tussen de verschillende opties. In hoofdstuk 4 worden voorbeeldresultaten gegeven van de toepassing van het model, zowel voor de beoordeling van afzonderlijke partijen aan de hand van lokale meetgegevens en voorbeelden van de bij een voorspelde parameter behorende besliscriteria (paragraaf 4.2), als voor de beoordeling van de werkvoorraad (paragraaf 4.3). In het laatste geval wordt getoond dat er een afweging gemaakt kan worden tussen de milieuhygiënische effecten van verspreiding en de kosteneffectiviteit (verspreidbare fractie). Tenslotte (hoofdstuk 5) wordt bediscussieerd welke besliscriteria er, vanuit validatiestudies en wetenschappelijke inzichten, het meest voor de hand liggen, wordt bediscussieerd in welke contexten het beslismodel kan worden ingezet, en welke ontwikkelstappen daarvoor nog nodig zijn.

Naast deze rapportage, op hoofdlijnen, wordt in de volgende rapportages de wetenschappelijke onderbouwing van alle modules van het model beschreven, achtereenvolgens:

2. (Rapport 2, Van Noort et al. 2006) de wetenschappelijke verantwoording van de systeemmodellering voor zover dit de aanvoer en afvoer en het gedrag van stoffen in de bodem betreft; het gaat hier om de zogenaamde PEC-module (PEC = *Predicted Environmental Concentration*) van *IRA-sed* (RIVM rapport 711701045)
3. (Rapport 3, Posthuma et al. 2006) de wetenschappelijke verantwoording van de risicobeoordelingen voor de mens, landbouwproducten en ecosystemen, welke mogelijk worden op basis van de resultaten (voorspellingen van de lokale concentratieniveaus van stoffen) van Rapport 2 (de zogenaamde Risicomodules, RIVM rapport 711701046).

2. Lokatiespecifieke risicobeoordeling: principes en aanpak

2.1 Generieke normen, normoverschrijding en lokatiespecifieke risico's

De generieke normen die in het milieubeleid gehanteerd worden zijn afgeleid van overwegingen over de ecologische risico's, de humane risico's, verspreidingsrisico's of van andere overwegingen dan risico-overwegingen, zoals intercompartimentele afstemming en maatschappelijke overwegingen (Sijm et al. 2002; Swartjes 1999).

De meeste (maar niet alle) normen zijn, vanwege de risico-overwegingen in hun afleiding, "risico-gerelateerd". Is het daarom ook bekend wat normoverschrijding in termen van risico's betekent? Het antwoord hierop is: waarschijnlijk niet. Als de norm (zeg: Streefwaarde) voor cadmium is overschreden voor een bepaalde lokatie, is het dan meteen duidelijk of er effecten te verwachten zijn op de mens of het ecosysteem? Of zijn er geen effecten te verwachten omdat juist deze norm via de "andere overwegingen" tot stand is gekomen? Bovendien wordt de norm vaak alleen per stof gegeven, en is het optreden van mengseffecten onbekend, en worden factoren zoals lokaal bodemgebruik en de lokale bodemeigenschappen niet meegewogen bij de inschatting van effecten bij normoverschrijding. Normen hebben dus met name een beleids-betekenis: normonderschrijding duidt een duidelijke beleidsbetekenis aan (bijvoorbeeld bij de Streefwaarde: preventief beleid is afdoende, er zijn geen onacceptabele risico's, voor geen enkel beschermdoel). Normoverschrijding, daarentegen, is echter onduidelijk en leidt tot een tweede stap in een risicobeoordeling, zoals bijvoorbeeld in de Sanerings Urgentie Systematiek Sanering (VROM en Van Hall Instituut 2000). In dit proces worden lokale kenmerken van het systeem nader beschouwd, en wordt een specifiekere risicobenadering toegepast, om (in dit geval) de saneringsurgentie te bepalen.

Het toepassen van normen als eerste trap voor het onderscheid tussen "goed" en "mogelijk kwaad" kan gehandhaafd worden als snel en effectief eerste onderscheid – de normen zijn daarvoor afdoende gevalideerd (zie onder meer Posthuma et al. 1998), ondanks recente discussies over een andere grondslag voor normering (via biobeschikbare concentraties). Voor het Bagger & Bodem onderzoek was het van belang om, als tweede trap, een aanpak te ontwikkelen voor lokatiespecifieke risicobeoordeling, conform de vereisten zoals samengevat in hoofdstuk 1. Bij die aanpak gaat het om de mogelijkheid om, bij het omgaan met onzekerheden in de risicobeoordeling, lokatiespecifieke informatie te betrekken.

2.2 Omgaan met onzekerheden in risicobeoordelingen

Risico's op een lokatie zijn niet precies voorspelbaar op basis van totaalconcentraties per stof en algemene beschouwingen over gevoeligheden van organismen, ofwel volgens de standaard-scenario's (met veiligheidsfactoren) die voor de generieke normstelling gehanteerd

zijn. Lokatiespecifieke risico's zijn namelijk afhankelijk van de combinatie van de volgende factoren (niet alle factoren zijn voor alle receptoren van belang):

1. Het blootstellingsniveau: op een lokatie kan de blootstelling hoger of lager zijn dan volgens het standaard-scenario, doordat de stof aan de bodem, of doordat de stof afbreekt, of doordat de blootgestelde soort door gedrag de eigen blootstelling bepaalt.
2. De specifieke gevoeligheid van de lokale organismen: de gevoeligheid van organismen kan hoger of lager zijn dan verwacht, doordat soorten allemaal een kenmerkende gevoeligheid voor stoffen hebben; humane risico's op een lokatie zijn bijvoorbeeld anders dan ecologische risico's, doordat mensen een andere blootstelling en een gevoeligheid hebben.
3. Mengsel toxiciteit: het netto risico voor de lokale verzameling van blootgestelde organismen kan hoger zijn dan de risico's van afzonderlijke stoffen.
4. De lokale achtergrondconcentratie die al aanwezig was: als deze laag is, leidt een bepaalde concentratiestijging tot een andere toename van risico dan bij een al verhoogde achtergrondconcentratie.
5. De factor tijd: als een blootstelling korter of langer duurt varieert ook de opname van de stoffen, en daarmee de toxiciteit; de blootstelling kan daarbij overigens in de tijd lager worden door afbraak van de stof, of hoger worden als er toxische metabolieten (afbraakproducten) ontstaan.
6. De factor ruimte: als een stof zich over een groter gebied verspreid heeft is het risico in het algemeen hoger dan bij verspreiding over een klein gebied.

Uit deze (niet uitputtende) samenvatting blijkt dat het risico van een stof op een lokatie sterk bepaald wordt door stofeigenschappen, bodemeigenschappen, eigenschappen van de blootgestelde organismen en factoren zoals tijd en ruimte. Via databestanden met bodemeigenschappen, stofeigenschappen en bodemgebruik, in combinatie met modellen voor blootstellings-, effect- en risicobeoordeling, kan inzicht verkregen worden in de lokatiespecifieke risico's van het verspreiden van baggerspecie op land.

Voor alle factoren die de risico's bepalen moeten, om toepassing in de praktijk mogelijk te maken, een (nieuw) aantal standaard-scenario's voor blootstellings- en gevoeligheidsbeoordeling worden ontworpen (aanvullend op de standaard-scenario's van het generieke beleid), behorend bij de beleidsmatig te onderscheiden bodemgebruiksvormen, en voor de ruimte- en tijdschalen die typerend zijn voor het probleem. Ook dient rekening te worden gehouden met het feit dat het lokatiespecifieke risico altijd het netto-risico is van het aanwezige (bekende) mengsel. Er dienden dus ook scenario's te worden ontwikkeld, voor de beoordeling van de netto-risico's van mengsels. Opgemerkt wordt dat het hanteren van een aantal standaard-scenario's voor lokatiespecifieke risicobeoordeling al eerder gebruikt is bij de beleidsontwikkeling in het Nederlandse bodembeleid, getuige het bestaan van de zogenaamde Bodem Gebruiks Waarden (BGWs), maar dat dit ook buiten het Nederlandse bodembeleid vaker voorkomt. Een voorbeeld is het Europese en het Nederlandse beleid voor de toelating van bestrijdingsmiddelen. De zogenaamde FOCUS-scenario's van de EU (FOCUS 2001) leggen bijvoorbeeld vast via welke routes een bestrijdingsmiddel in een

milieucompartiment terecht kan komen, en welke (standaard) lokatie-afhankelijke scenario's daarbij gehanteerd worden voor de toelating van deze middelen. De blootstellings-scenario's voor de mens, zoals vastgelegd in het programma CSOIL (Otte et al. 2001) zijn een uitwerking van de mogelijkheid om meer dan één generiek blootstellings-scenario te hanteren.

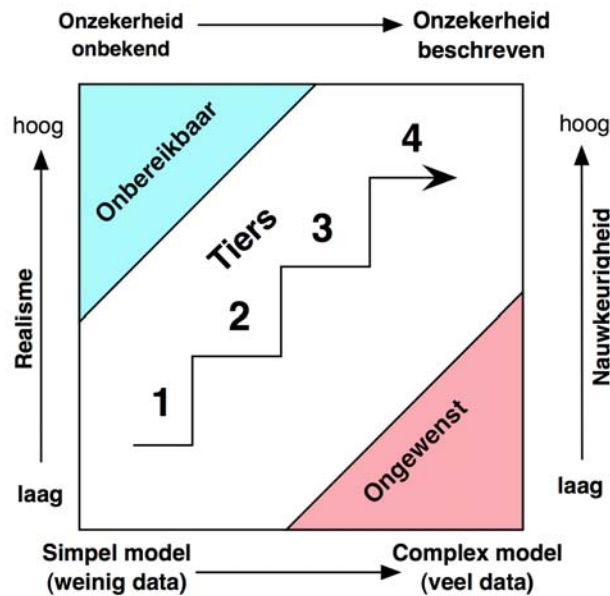
2.3 Omgaan met onzekerheden en getrapte risicobeoordeling

In Nederland en Europa werd in het bodembeleid oorspronkelijk meestal gewerkt met een generieke risicobenadering. Voor veel stoffen bestaan er, afgeleid uit deze benadering, onder meer landelijk geldende normen, zoals Streefwaarden (preventief beleid) en Interventiewaarden (curatief beleid).

Er wordt bij deze benadering uitgegaan van generiek geldende uitgangspunten, zoals het hanteren van het concept van de zogenaamde standaardbodem, en van de aanname dat de concentratie van een stof volledig beschikbaar is voor opname. In het algemeen geldt, dat risico's hierbij gedefinieerd worden via algemeen geldende afspraken voor de beoordeling van blootstelling en de gevoeligheden van de blootgestelde organismen. Deze afspraken worden ook wel "scenario's" genoemd. Via de gekozen standaard-scenario's werden alle onzekerheden in de risicobeoordeling verdisconteerd. Onzekerheden zijn bijvoorbeeld de daadwerkelijke blootstelling aan één of meerdere stoffen en de gevoeligheid van de blootgestelde organismen. Volgens de geldende afspraken worden deze onzekerheden in de risicobeoordeling ingevuld door bijvoorbeeld regelmatig gebruik van zogenaamde veiligheidsfactoren, dat zijn vaste getallen die gehanteerd worden om de aanwezige onzekerheden in de generieke risicobeoordelingsmethoden te adresseren. Een bekend voorbeeld van een veiligheidsfactor is de factor van 100 tussen het Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau en de het Verwaarloosbaar Risiconiveau (Sijm et al. 2002; VROM 1994). Via deze factor wordt onder meer verdisconteerd dat de normstelling in het algemeen slechts per stof uitgewerkt kan worden, maar dat er op lokaties mengsels kunnen vóórkomen. Voor de afleiding van normen zijn alle werkwijzen vastgelegd in een aantal basisrapporten (zoals INS 1999 (in Dutch); Traas 2001).

Langzamerhand is beleidsmatig de noodzaak onderkend om te komen tot lokatiespecifieke-, systeemgerichte-, of functiegerichte benaderingen. Een voorbeeld hiervan is de afleiding van de zogenaamde Bodem Gebruiks Waarden (BGWs), waarbij het lokale bodemgebruik in de risicobeoordeling verdisconteerd wordt. Hierdoor wordt een functie-specifiek element aan de generieke normenkaders toegevoegd. Hiervoor werd een aantal standaard-scenario's voor blootstelling afgeleid en toegepast, zoals voor de humane blootstelling bijvoorbeeld "wonen met tuin" en "wonen met moestuin". Doordat er bij lokatiespecifieke beoordeling concrete waarden ingevuld kunnen worden voor een aantal belangrijke risico-variabelen neemt het aantal onzekerheden in de risicobeoordeling af, en wordt de risicobeoordeling specifiek, en wel voor een specifiek beoordeelde lokatie. Van dit gewenste effect wordt gebruik gemaakt bij de opzet van de zogenaamde "getrapte" risicobeoordelingsmethoden (zie Figuur 3); de bestaande Sanerings Urgentie Systematiek Sanering (VROM en Van Hall Instituut 2000) is

een bestaand voorbeeld van een tweede traps risicobeoordeling. In hogere beoordelingsstrappen worden meer lokale gegevens ingevoerd in de standaard-scenario's, en wordt het resultaat specifiek.



Figuur 3. Het principe van de getraptheid bij risicobeoordeling (naar Solomon In press).

In lagere trappen worden eenvoudige methodieken ingezet en is de beoordeling vaak conservatief (beschermend). Risicobeoordelingen op hogere trappen worden gaandeweg steeds complexer, maar de resultaten zijn dan ook veelal veel accuratere voorspellingen van de lokatiespecifieke risico's.

In de eerste trap ('first tier') wordt op basis van generieke, en vaak vrij eenvoudige aannames en standaard-scenario's gewerkt. De resultaten van lower-tier beoordeling zijn (hierdoor en door het toepassen van veiligheidsfactoren) vaak conservatief. Dit is een gewenste eigenschap van een generieke risicobeoordeling, waarbij het doel vaak de afleiding van afdoende bescherming voor mensen en ecosystemen is. Dat de veiligheidsfactoren niet in alle gevallen conservatief zijn blijkt uit recente validatiestudies (zie ook het hoofdstuk Ecologische Risicobeoordeling uit Rapport 3, Posthuma et al. 2006).

Voor dit onderzoek werd, als tweede trap na de generieke risicobeoordeling via normen een methode voor de wetenschappelijke bepaling van risico's opgezet, waarbij blootstellings- en gevoeligheidsscenario's meer op de specifieke bagger- en verspreidingslocaties worden afgestemd. Hierbij werd gebruik gemaakt van recente kennis over het opzetten van getrapte risicobeoordelingsmethoden, zoals verzameld bij een internationale workshop over dit onderwerp (Solomon In press).

Getrapte systemen voor risicobeoordeling worden vaker gebruikt, als compromis tussen de optimalisatie van het aspect "hanteerbaarheid" (voor de praktijk) en optimalisatie van de wetenschappelijke precisie (voor de kennis van de risico's die zich voordoen). Posthuma et

al. (In Press) hebben dit probleem geanalyseerd voor gevallen waarin er bij de risicobeoordeling sprake is van meerdere onzekerheden. Hierbij werd aangetoond dat elke stap in de nieuwe risicobeoordeling uiteindelijk (net als bij INS/normstelling per stof) onderwerp van standaardisatie moet zijn, omdat er anders een wildgroei van de uitkomsten van risicobeoordelingen kan ontstaan. De gebruikelijke, generieke werkwijzen, zijn om deze reden ook sterk gestandaardiseerd (Traas 2001).

De beleidsvoornemens vermelden thans overigens expliciet dat het beoogde verspreidingsbeleid getrapt zal zijn (VROM 2005a). Er zal waarschijnlijk onderscheid gemaakt gaan worden tussen een generiek- en een specifiek beleidspoor, waarbij het eerste spoor (wederom) landelijke geldende concentratie-normen zal toepassen, inclusief een aantal daarvan afgeleide klassen, en waarbij het tweede spoor gebruik zal maken van het uiteindelijke beslismodel dat uit het hier gerapporteerde onderzoek ontwikkeld zal worden. Nog hogere trappen zouden kunnen worden gedefinieerd voor specifieke problemen, waarbij precies inzicht in de risico's wenselijk is. Aanvullende metingen kunnen daar ook onderdeel van uitmaken. Bij de *IRA-sed* aanpak gaat het dus om de opzet van een tweede-traps, lokatiespecifieke en functiespecifieke risicobeoordeling.

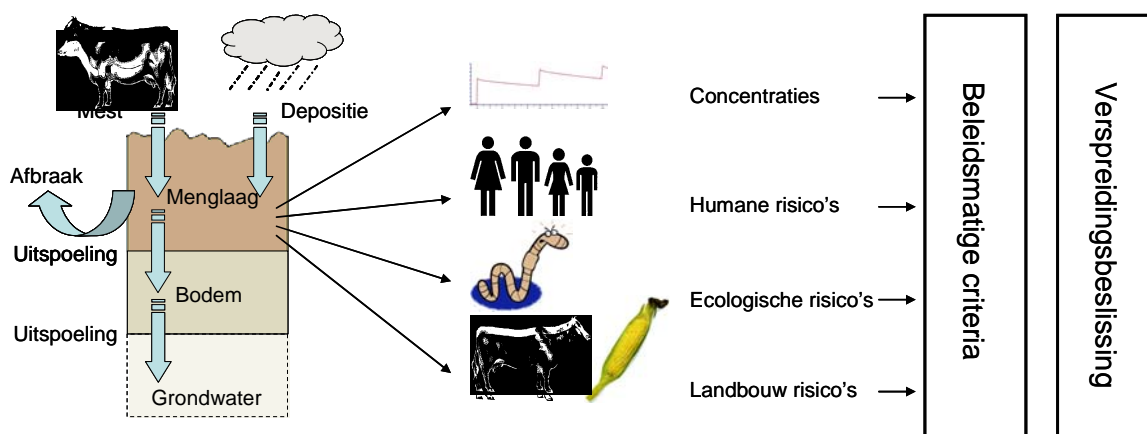
In de Beleidsbrief Bodem werd de hierboven geschetste lijn naar meer lokatiespecifieke beoordelingen expliciet onderschreven. Er moet (indien nodig) meer gekeken worden naar de risico's die op een gedefinieerde lokatie te verwachten zijn. Dit wordt beleidsmatig nodig geacht, omdat er veel licht- en zwaar verontreinigde lokaties bestaan, die in de praktijk niet allemaal schoongemaakt kunnen worden. In Nederland is er naast het baggerspecie-verspreidingsprobleem (zie het Tienjarens scenario (AKWA 2001a)) bijvoorbeeld sprake van een schatting van mogelijk meer dan 600.000 lokaties met een bodemverontreiniging die boven de Interventiewaarde kan liggen (Kernteam Landsdekkend Beeld 2004). Beleidsmatig hebben dergelijke aantallen geleid tot erkenning van de noodzaak van formulering van lokatiespecifiek risicobeheersingsbeleid, naast de aloude lijnen van het generieke preventieve en curatieve beleid. Wanneer de lokatiespecifieke risico's bekend zijn, kan de lokatie milieuhygiënisch en kosteneffectief beheerd worden. In Europa staat deze benadering voor bodemproblemen bijvoorbeeld bekend als RBLM, het acronym voor Risk-Based Land Management (zie bijvoorbeeld Vegter 2001), een aanpak die ontwikkeld is voor zwaar verontreinigde terreinen.

2.4 Van beleidsprobleem naar conceptueel systeemmodel

Door de beleidskeuze uit de Beleidsbrief om meer lokatiespecifiek en risicogebaseerd te werken moest het beleidsprobleem met de baggersverspreiding omgezet worden in een wetenschappelijk conceptueel systeemmodel. Dit model is weergegeven in Figuur 4. Het systeemmodel heeft tot heden betrekking op de bovenste laag van de bodem. In de figuur is dit aangegeven met de term "menglaag". In het conceptuele systeemmodel wordt niet alleen gekeken naar de kwaliteit van de baggerspecie, maar ook naar de lokale bodemkwaliteit, de overige bronnen van aanvoer (bijvoorbeeld atmosferische depositie, mestgift), naar afvoer uit het systeem (van de menglaag naar de onderliggende bodem en grondwater), en naar de

gevoeligheden voor verschillende receptoren. Dit laatste weerspiegelt de inzet om te differentiëren naar de verschillende vormen van bodemgebruik. Het ontwikkelen van systeemgerichte beleidsbenaderingen is onlangs bediscussieerd (zie onder andere Van der Gun et al. (2005)).

Het conceptuele model is in het tweede en derde deel van deze rapportenserie uitgewerkt in de wetenschappelijke beschrijving van het systeem. Zo wordt de conceptuele term “afbraak” bijvoorbeeld omgezet in een module die de afbraaksnelheid van stoffen in aërobe condities beschrijft. Voor de drie vormen van risicobeoordeling (humane risico's, landbouwisico's en ecologische risico's) werd bestaande wetenschappelijke kennis voor de kwantificering van risico's gecompileerd. Daarna werd de kennis als kennismodules geoperationaliseerd in de vorm van software. De kennismodules vormen tezamen de concrete uitwerking van het conceptuele model.



Figuur 4. Conceptueel systeemmodel, meet daaraan gekoppeld het gebruik daarvan in relatie tot beleidsmatige besliscriteria.

Het conceptuele systeemmodel is een uitwerking van de beleidskeuze om lokatiespecifieke risicobeoordeling toe te passen waar dat nodig is voor de oplossing van beleidsproblemen. Het model levert informatie over lokale concentraties van stoffen, en van de risiconiveaus voor mens, ecosystemen en landbouwproducten. De concentratie- en risiconiveaus kunnen getoetst worden aan beleidsmatige besliscriteria. Afhankelijk van de resultaten van de toetsing kan de specie verspreid worden, of niet. Het conceptuele model heeft in het huidige stadium betrekking op de bovenste bodemlaag (aangegeven als menglaag). Uitbreiding naar beoordeling van grondwater, of zelfs naar het gehele systeem van land- en waterbodem en oppervlaktewater is mogelijk.

2.5 Van conceptueel model naar wetenschappelijk model

De uitwerking van het conceptuele model in wetenschappelijke modellen en modules over stofgedrag, blootstelling, gevoeligheden en risico's, wordt in de andere rapporten van deze serie uitgewerkt.

- Rapport 2 gaat in op de wetenschappelijke verantwoording van de modules over het gedrag van stoffen in de bodem, d.w.z. de PEC-module (PEC is *Predicted Environmental Concentration*)
- Rapport 3 gaat in op de afleiding van het netto (mengsel)risico's uit dergelijke gegevens, d.w.z. de risicomodules.

Samengevat levert de vertaling van beleidsdoel, via het conceptuele model, het wetenschappelijke model zoals weergegeven in Figuur 5:

- (Linksboven) De systeembeschrijving, waarin stof-, bagger-, systeem-, en bodemeigenschappen worden samengevat in modellen en parameters.
- (Rechtsboven): meermalige verspreiding van bagger leidt tot een zaagtandsgewijze wijziging van concentraties, wat gemodelleerd wordt met de zogenaamde PEC-module van *IRA-sed* (PEC=Predicted Environmental Concentration).
- (Rechtsonder) De voorspelde concentraties (PECs) kunnen vergeleken worden met de lokale bodemconcentraties, waarna indien gewenst beleidsmatige toetsing aan de hand van normen per stof of aan het *stand still* principe zou kan plaatsvinden.
- (Linksonder): de voorspelde concentraties (PECs) worden ingevoerd in de zogenaamde risicomodule, waarbij uiteindelijk de lokatiespecifieke risiconiveaus voor de drie receptortypen (mens, landbouwproducten, ecosystemen) wordt bepaald. Deze risiconiveaus kunnen beleidsmatig getoetst worden aan de hand van beleidsmatig toegelaten risiconiveaus.

Het onderzoek voor het Kernteam richtte zich op de concrete invulling van achtereenvolgens de systeembeschrijving, de PEC-module, de stand still module en de risicomodules, als basis voor verspreidingsbeslissingen.

De resultaten van het wetenschappelijke model moeten vervolgens geëvalueerd worden met beleidsmatige besliscriteria. Zodra deze criteria bekend zijn kan het model daadwerkelijk ingezet (of vereenvoudigd) worden voor de beoordeling van partijen baggerspecie in de praktijk.

De figuur toont dat het ook mogelijk is om de bodemsituatie direct te beoordelen (pijl linksboven naar linksonder). Via de route kan beoordeeld worden of de bodem, gegeven het lokaal aanwezig mengsel, geschikt is voor het bedoelde gebruik. Via deze pijl wordt de aansluiting tussen *IRA-sed* en de overige opties voor beleidstoepassing (onder andere toetsing Landelijke Referenties, Lokale Referenties, Saneringscriterium) van het instrument vastgelegd, en wordt invulling gegeven aan het consistentie-criterium uit hoofdstuk 1.

2.6 Uitwerking wetenschappelijke model *IRA-sed*

De uitwerking van de wetenschappelijke modellen en modules over stofgedrag, blootstelling, gevoeligheden en risico's wordt in de beide andere rapporten van deze serie uitgebreid beschreven. Als samenvatting worden in dit rapport slechts de belangrijkste kenmerken van de werkwijzen en hun onderlinge samenhang beschreven.

2.6.1 Aanpak algemeen: prototype *IRA-sed* en iteratief ontwerp

Het prototype van het beslismodel *IRA-sed* is gemaakt op basis van een aantal praktische criteria. De bedoeling van het onderzoek was primair om de gehele modelleercyclus inclusief de toetsing aan besliscriteria volledig door te nemen. Hierdoor zou er (tijdig binnen het

beleidsvoorbereidingsproces) een prototype van een beslismodel afgeleid zijn. Daarmee worden de verkennende MET- en BET toetsingen uitgevoerd. De verkennende resultaten dienen als invoer voor de beleidsafweging tussen milieuhygiënische consequenties en de kosteneffectiviteit. Nadat de definitieve beleidsmatige besliscriteria vastgesteld zijn moet dan later het beslismodel voor de dagelijkse toepassing worden afgeleid, en zo nodig vervolmaakt. Het prototype speelt dus een rol in een iteratief proces waarbij beleidsmakers en onderzoekers betrokken zijn.

Uit deze opzet volgde, dat:

1. er voor de ontwikkeling van de afzonderlijke modules slechts gebruik werd gemaakt van bestaande kennis;
2. dat er bij het ontbreken van kennis voor lokatiespecifieke beoordeling teruggerepen wordt naar zogenaamde *worst case* aannames;
3. (vanwege 1) de afzonderlijke modules niet noodzakelijkerwijs evenredig zijn qua toepassing van (typen van) wetenschappelijke concepten en methoden (conform Posthuma In Press);
4. dat detailproblemen die gaandeweg het onderzoek onvoldoende snel oplosbaar bleken niet direct zijn opgelost.

De huidige serie van drie rapportages betreft dan ook een tussenstand voor alle modules, en voor het beslismodel als geheel. Het model kan verbeterd worden door het ontwikkelen van nieuwe kennis (bijvoorbeeld om belangrijke verschijnselen, die de uiteindelijke beoordeling sterk beïnvloeden, te kunnen modelleren), door alle methodieken te toetsen op methodologische evenredigheid (precisie, “tiering”), en door resterende problemen op te lossen.

2.6.2 Mogelijke toepassingen van *IRA-sed*

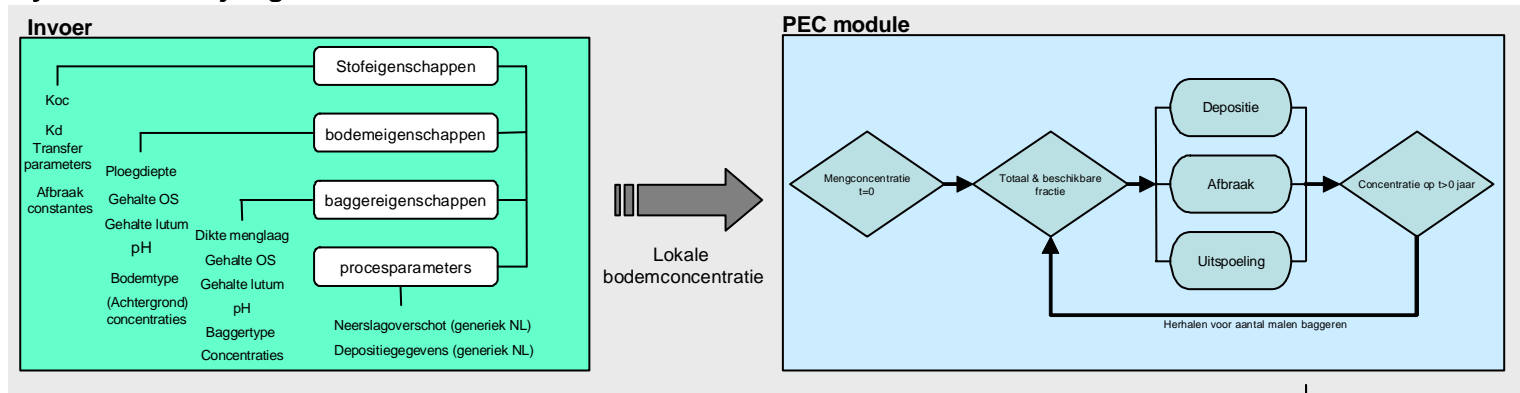
Het beslismodel *IRA-sed* kan uiteindelijk gebruikt worden voor drie bagger-toepassingen, namelijk voor:

1. het beoordelen van een verspreidingsprobleem van een afzonderlijke partij baggerspecie, waarvoor relevante bagger- en bodemparameters worden ingevoerd, en waarbij beleidsmatig vastgestelde besliscriteria worden toegepast (lokatiespecifiek);
2. het beoordelen van de mate van verspreidbaarheid en de milieuhygiënische consequenties van het verspreiden van baggerspecie voor een werkvoorraad van speciepartijen, waarbij beleidsmatig vastgestelde criteria worden toegepast;
3. voor het, na een gevoeligheidsanalyse op een grote hoeveelheid partijen, vaststellen van de cruciale stuurvariabelen die verspreidbaarheid en risico's bepalen, en door op basis van (slechts) deze variabelen een vereenvoudigd beslismodel te ontwerpen.

Daarnaast is toepassing voor andere doelstellingen mogelijk, zoals afleiden van Lokale Referenties, en het beoordelen van bestaande bodemverontreinigingen.

Figuur 5. Schema van het prototype van het wetenschappelijke model IRA-sed.

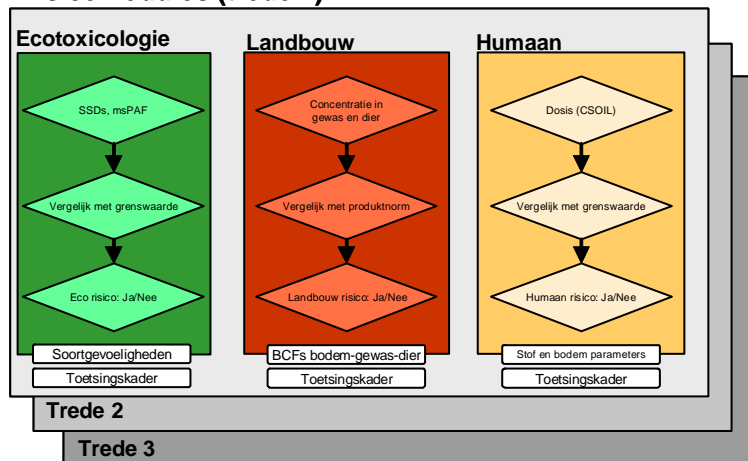
Systeembeschrijving



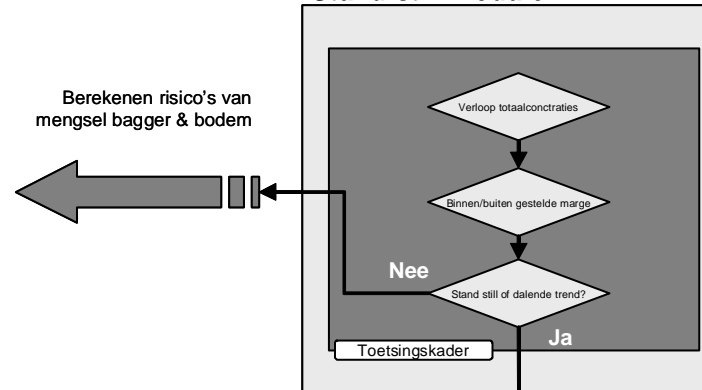
Bepalen gebruiksbeperkingen uitgangsbodem

Toetsen concentratieverloop aan stand-still definitie

Risicomodules (trede 1)



Stand-still module



Berekenen risico's van mengsel bagger & bodem

Bagger lokaal verspreidbaar met inachtneming van gebruiksbeperkingen

Vaststellen conclusie verspreidbaarheid op basis van toetsingskader en risico's In afhankelijkheid van lokale bodemeigenschappen / bodemgebruik

(1) Verspreidingsbeslissing : Lokaal wel of niet verspreidbaar
 (2) Indien 'niet': Anderszins lokaal verspreidbaar?

Lokaal verspreiden mogelijk

2.6.3 Stoffen en overige stressoren

Vanuit bestaande stoffenlijsten (medio 2004) en door middel van expert judgement is een stoffenlijst opgesteld van stoffen die voldoen aan één of meer van de volgende criteria:

1. een stof komt in baggerspecie in Nederland vaak voor;
2. een stof wordt gekenmerkt door een hoog risico voor mens, landbouwproducten of ecosystemen;
3. een stof komt voor op de diverse lijsten van prioritaire- of belangrijke stoffen, waaronder de stoffenlijst voor de huidige specieclassificatie.

Vanuit operationeel oogpunt dienden er uiteraard wel gegevens over de geselecteerde stoffen aanwezig te zijn. Stoffen waarvoor deze gegevens ontbraken werden afgevoerd uit de groslijst. In Rapport 2 (Van Noort et al. 2006) is een tabel opgenomen met daarin de stoffen waarvoor het beslismodel werd opgesteld. Bijlage 1 van het huidige rapport geeft een overzicht van de geselecteerde en daadwerkelijk gemodelleerde stoffen. In die tabel wordt getoond, dat niet alle potentieel relevante stoffen via het prototype van *IRA-sed* momenteel kunnen worden getoetst. Minerale olie is bijvoorbeeld momenteel een mogelijk belangrijke omissie in het prototype. Voor de betreffende stoffen kan het beheer overigens vooralsnog volgens bestaande besliscriteria (zoals bijvoorbeeld normen) in het beslismodel worden opgenomen. Bijvoorbeeld: het toepassen van het stand still principe voor minerale olie is niet afhankelijk van de nog niet ingevulde risicomodule voor minerale olie.

Met *IRA-sed* is kunnen (nog) geen andere stressoren worden gemodelleerd, zoals de aanwezigheid en virulentie van pathogene micro-organismen. Mogelijk is specifiek voor virulente pathogenen een eenvoudiger beleid te formuleren, omdat dit verschijnsel zich zeer lokaal rond een bron voor kan doen, zoals bij een riooloverstort (Van Dokkum et al. 1999).

2.6.4 Stofeigenschappen

Elke stof wordt gekenmerkt door een aantal vaste en kenmerkende stofparameters, zoals molgewicht en vetoplosbaarheid. Deze stofeigenschappen bepalen het milieuchemische gedrag van de stoffen, en daarmee de toxiciteit. De stofeigenschappen die in *IRA-sed* modellering een rol spelen zijn samengevat in Tabel 1. De parameterwaarden voor de in de blootstellingsmodellering van *IRA-sed* gebruikte modelparameters zijn afgeleid uit literatuurbronnen, en zijn weergegeven in een tabel in Rapport 2 (Van Noort et al. 2006).

Naast de vaste parameters zijn er ook meer variabele parameters, zoals de afbraaksnelheid van afbreekbare stoffen. Deze afbreekbaarheid van stoffen is in het huidige model alleen verdisconteerd voor de afbraak van PAKs. Hierbij wordt de totaalconcentratie opgedeeld in drie fracties (de snelle, de trage en de zeer trage fractie), die allemaal een eigen afbraakconstante (1^o orde afbraak) hebben van respectievelijk $9,2j^{-1}$, $0,5j^{-1}$ en $0,04j^{-1}$. Voor de overige stoffen is het afbraakscenario gesteld op “geen afbraak” (worst case benadering). Voor de afbreekbare stoffen kunnen op termijn in principe andere standaard- of lokatiespecifieke afbraakscenario's worden afgeleid, of kan de afbraak voor alle stoffen op

nul worden gesteld. Dit laatste geval kan zich voordoen als er vanuit de beleidskeuzen redenen bestaan voor een conservatieve vorm van modellering met *IRA-sed*.

Tabel 1. De in IRA-sed gebruikte parameters voor stofeigenschappen.

Parameter	Omschrijving
PEC	<i>Predicted Environmental Concentration</i>
K_{oc}	Partitiecoëfficiënt organisch koolstof/water
K_d	Partitiecoëfficiënt bodem/water
K_{deg}	Afbraakcoëfficiënt
K_{mest}	Aanvoerconstante via mest
K_{depo}	Aanvoerconstante via atmosferische depositie
DT50	Halfwaardetijd van afbraakproces
Eco specifiek	
Mu+Sigma	Parameters van de gevoeligheidsverdelingen (SSDs) voor soorten
Humaan specifiek	
M	Molgewicht
S	Wateroplosbaarheid
V_p	Dampdruk
K_{ow}	Octanol/water partitiecoëfficiënt
pK_a	Dissociatieconstante
BCF	Bio Concentratie Factor
Dp_e	Permeatiecoëfficiënt PE waterleiding
Landbouw specifiek	
K_{gewas}	Partitiecoëfficiënt bodem/gewas
K_{dier}	Partitiecoëfficiënt gewas/dier

2.6.5 Lokale achtergrondconcentraties

Bij een systeembenadering zijn de lokale achtergrondconcentraties van stoffen van belang. Enerzijds voor de vaststelling van de al aanwezige risiconiveaus (en de eventuele beperkingen in het bodemgebruik die daar uit voortvloeien, zie Figuur 5, pijl tussen linksboven en linksonder), anderzijds voor de beoordeling via de stand still benadering. Voor het beoordelen van een lokale partij is het van belang om de achtergrondconcentratie mee te wegen in de beslissing over verspreiding. De achtergrondconcentratie in de landbodem kan daarom als gemeten waarde, of als concentratiewaarde afgeleid van een bodemkwaliteitskaart in het beslismodel worden ingevoerd. De achtergrondconcentraties zijn echter lokatiespecifiek, en daarom niet in een tabel samen te vatten. Bij de *case studies* die voor deze rapportages zijn uitgevoerd om *IRA-sed* te testen zijn achtergrondwaarden uit geïnterpoleerde kaartbeelden gebruikt.

2.6.6 Beoordeling bovenste bodemlaag

Het beslismodel dat ontwikkeld wordt is gebaseerd op de analyses van het gedrag en de risico's van stoffen en mengsels in de bovenste bodemlaag (menglaag bagger en bodem). Uitbreiding van de systeembenadering is in principe mogelijk, en kan betrekking hebben op analyses van voorspelde concentraties en risico's voor grondwater en voor sedimenten en oppervlaktewater. Deze laatste uitbreidingen zijn dus geen onderdeel van de huidige analyses.

Uitbreiding van het aantal deelcompartimenten is mogelijk. Beoordeling van de uitloging naar het grondwatercompartiment ligt daarbij het meest voor de hand, omdat er voor de beoordeling van uitloging uit bouwstoffen voornamelijk gewerkt is aan de beoordeling van risico's voor grondwater (Verschoor et al. 2006). Verder is, in het licht van de gekozen gebiedsgerichte benadering en in relatie tot de Kader Richtlijn Water, ook de risicoreductie voor de sedimenten en de oppervlaktewateren van belang. Ook dit kan uitgewerkt worden in een uitbreiding van het conceptuele systeemmodel.

2.6.7 Verspreidings- en mengscenario's

Voor de bovenste bodemlaag werd op basis van analyses van slibaangroeigegevens, de baggerfrequenties, en de huidige beheerspraktijken na specieverspreiding een aantal standaard-scenario's voor verspreidingsfrequentie, bodembewerking en beheer afgeleid. Deze scenario's zijn weergegeven in Tabel 2.

Tabel 2. Een aantal standaard-scenario's die, als samenvatting van lokale beheersscenario's, gekozen kunnen worden voor de lokatiespecifieke beoordeling van stofgedrag na verspreiding van baggerspecie op land.

Scenario	Venige specie		Zandige en kleiige specie	
	1 maal baggeren per x jaar (x = ..)	laagdikte ¹ (cm)	1 maal baggeren per x jaar (x = ..)	laagdikte (cm)
Scenario 1 ²	10	3	10	2
Scenario 2	10	30	10	20
Scenario 3	Eenmalig	50	Eenmalig	50
scenario 4	1	0,3	n.v.t.	n.v.t.

In de praktijk zal *IRA-sed* voor concrete beoordelingen met alle mogelijke waarden voor verspreidings- en mengscenario's kunnen werken, via de invoer van de lokatiespecifieke kenmerken hiervoor. Voor de voor deze rapportage uitgevoerde meer-partijtoetsingen (BET en MET) zijn de voor de verspreidingsscenario's de in PROSPECT vastgelegde waarden voor de verschillende partijen genomen. De laagdikte bij de hierbij gebruikte standaard-scenario daarbij was een 1:1 mengverhouding tussen baggerspecie en bodem, tenzij anders vermeld. De genoemde standaard-scenario's zullen daarom met name van belang zijn als de vereenvoudiging van het beslismodel voor dagelijkse toepassing aan de orde is.

2.6.8 Aan- en afvoertermen van stoffen

Baggerspecieverspreiding is niet de enige bron van stoffen in een systeem. De systeembeschrijving, met daarin de verspreidings- en mengscenario's, werd daarom aangevuld met overige kenmerken van het systeem. De aanvullingen zijn beperkt tot een aantal hanteerbare variabelen waarvan verwacht werd dat ze mogelijk relatief belangrijk zijn voor de uitkomsten. Deze overige bronnen van stoffen zijn mestgift en depositie via neerslag. Afvoertermen zijn afbraak van de toxische stof en uitspoeling. De afbraak van organisch materiaal kan de binding van stoffen aan organisch materiaal beïnvloeden, en daarmee de risico's laten veranderen in de tijd.

¹ Laagdikte voor verse specie. Tijdens rijping klinkt de specie in waardoor de laagdikte tot een factor 2 kan afnemen

² Conform het model IRIS

2.6.9 Rijping

De rijping en ontwatering van de baggerspecie die plaatsvindt in de dagen en weken na de verspreiding op land gaat gepaard met grote wijzigingen in fysische en chemische eigenschappen. In dit onderzoek is echter uitsluitend gewerkt met stofgedrag en risicobeoordelingen voor gerijpte bagger, omdat het aanbod van gegevens voor de bepaling van stofgedrag en risico's gedurende de rijpingstermijn zeer beperkt is. De aanname bij alle modeltoepassingen was dus "bagger wordt bodem", hetzij direct, hetzij na menging.

2.6.10 Fysisch-chemische invloeden op beschikbaarheid

De stoffen in het systeem zijn deels aan de bodemmatrix gebonden, en deels opgelost in het poriewater. Lokale bodemeigenschappen, zoals de zuurgraad en de gehalten aan organisch materiaal en klei bepalen in hoge mate de opgeloste fractie van metalen en organische stoffen. De opgeloste fractie van de meeste stoffen, of een bepaald deel van die fractie, wordt beschikbaar geacht voor opname in organismen. Voor metalen wordt daarnaast aangenomen dat er bij een aantal soorten ook blootstelling plaats kan vinden via de aan de matrix gebonden fractie. Nadat dergelijke organismen die matrix opgegeten hebben werkt hun (deels) zure maagdarmsysteem als de-sorberend milieu, en kunnen deze metalen worden opgenomen.

De opgeloste fractie kan benaderd worden door een aantal stofafhankelijke formules te gebruiken waarmee de relatie tussen de opgeloste concentratie en de bodemeigenschappen beschreven wordt. Een voorbeeld is:

Vergelijking 1 $\log Kd = e + f \cdot pH + g \cdot \log(OS) + h \cdot \log(lutum)$
waarbij:

e, f, g, h = stofspectifieke regressiecoëfficiënten

OS = organischstofgehalte bodem (in %)

lutum = lutum (klei) gehalte bodem (in %)

De opgeloste concentratie kan via dergelijke formules worden afgeleid van de totaalconcentratie en enkele bodemeigenschappen. Voor de risicobeoordelingen voor de verschillende receptoren zijn beide soorten gegevens (opgeloste en totaalconcentraties) nodig. De empirische formules die het verband tussen opgeloste stoffen en totaalconcentraties en bodemeigenschappen vastleggen zijn beschikbaar in het beslismodel, maar kunnen uiteraard (net als de achtergrondconcentraties en de lokale bodemeigenschappen) slechts lokatiespecifiek worden ingevuld.

2.6.11 Beoordelingstermijn

Baggerspecie wordt herhaald op de bodem gebracht, met lokaal bepaalde frequenties of met een aantal standaard-frequenties zoals aangegeven in Tabel 2. Dit leidt tot zaagtandpatronen in de bovenste bodemlaag, welke stijgend (bagger hogere concentratie dan bodem), dalend (bagger lagere concentratie dan bodem) of neutraal kunnen zijn (bagger en bodem ongeveer zelfde concentratie). Op de korte termijn kunnen de concentraties pieken vertonen, bijvoorbeeld direct na opbrengen, gevolgd door snelle afbraak of uitloging na verspreiding.

De opvolgende daling wordt veroorzaakt door processen als biologische afbraak, opname in gewassen en uitspoeling

Bij het toepassen van het beslismodel kunnen verschillende termijnen gekozen worden voor de beleidsmatige beoordeling, zoals beoordeling van eenmalige verspreiding, beoordeling na een bepaald aantal malen verspreiden of na een bepaald aantal jaren, beoordeling zodra het patroon (netto) in evenwicht is, of beoordeling van de piekconcentraties. Voor de MET en BET toetsingen wordt het risico na éénmalig verspreiden of van meermalig verspreiden na 30 jaar toegepast. Voor de partijen in de werkvoorraad is per lokatie vastgelegd of er sprake is van één- of meermalige verspreiding.

2.6.12 Ruimtelijke aspecten

Van de genoemde factoren wordt de factor ruimte niet in het beslismodel als variabele meegewogen. Verspreiding vindt in dit onderzoek, voor de concrete toepassing van het model, alleen plaats op het aanliggende perceel. Bij de toepassing van bagger (bijvoorbeeld ophogen van percelen) speelt de factor ruimte, via het beheersgebied, echter wel een rol. Het beslismodel kan dan worden ingezet voor een gedefinieerde beheerseenheid (zoals bijvoorbeeld een gemeente, een polder, of een waterschap, zie hoofdstuk 5).

2.7 Hoofdmodules van *IRA-sed*

2.7.1 PEC-module en lokale concentratieniveaus in de bodem

Met de PEC-module kunnen de lokale concentraties van stoffen als functie van baggerfrequentie, laagdikte, bagger-, bodem- en stoffeigenschappen en overige aan- en afvoertermen worden afgeleid. Afhankelijk van de blootgestelde organismen (mens, landbouwproduct, ecosystemen) kunnen totaalconcentraties, en lokatiespecifieke beschikbare of opgeloste concentraties van belang zijn voor de risicobeoordeling.

Voor de modellering van het gedrag van stoffen in bodems zijn diverse formules ontwikkeld, en kunnen verschillende standaard-invoerwaarden voor stoffeigenschappen toegepast worden. In *IRA-sed* is een aantal vaste parameterwaarden gekozen (Van Noort et al. 2006). De daarbij gemaakte keuzes kunnen in geringe mate afwijken van standaardkeuzes die bij afleiding van de verschillende normen gehanteerd zijn, bijvoorbeeld door toegenomen inzicht en kennis. Waar mogelijk werd dit voorkómen.

2.7.2 PEC-module en lokale blootstellingsniveaus voor verschillende receptoren

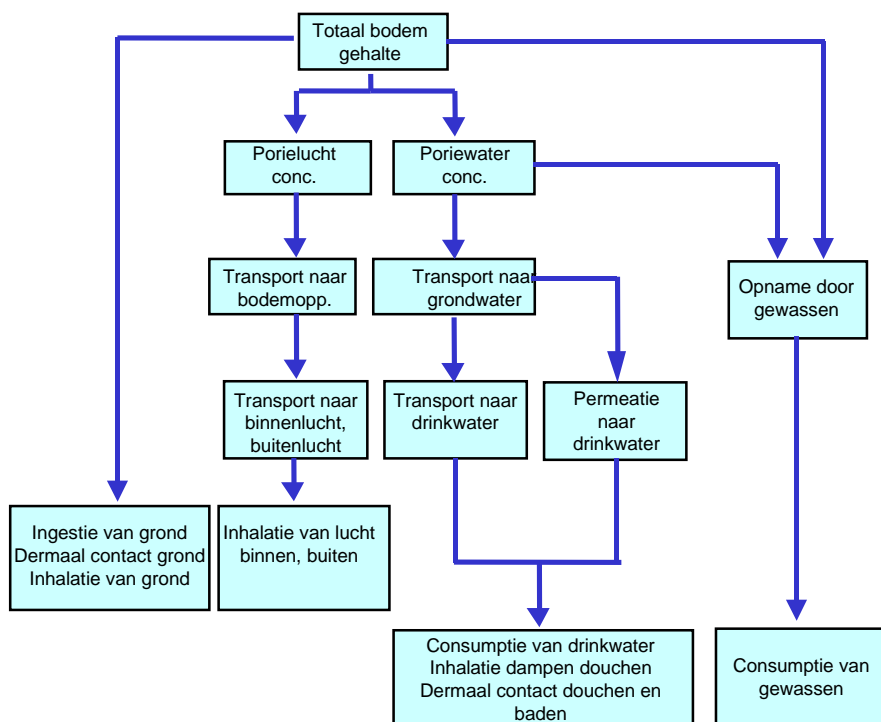
De voorspelde externe concentraties vormen de invoer voor de risicomodules. Om lokatiespecifieke risiconiveaus te bepalen kan als tweede factor rekening gehouden worden met het landgebruik, en daarmee met de typerende blootstellingsroutes en de gevoeligheden van de verschillende receptoren die afhankelijk van het landgebruik vóórkomen (mens, landbouwproducten, ecosystemen). Voor deze receptoren kent *IRA-sed* dus een aantal receptorspecifieke blootstellings- en risicomodules.

De blootstelling van de verschillende receptoren wordt in *IRA-sed* via een aantal reeds eerder toegepaste standaard-scenario's benaderd:

1. Voor de mens werd er gewerkt met blootstellings-scenario's die gerelateerd zijn aan specifieke vormen van menselijk gebruik van de bodem. Deze zijn bijvoorbeeld 'wonen met tuin', en 'wonen met moestuin'. Om deze (bestaande) standaard-scenario's te kunnen toepassen in *IRA-sed* was al eerder kennis over aspecten als voedingsgedrag en daadwerkelijke consumptie uit eigen tuin gecompileerd, en samengebracht in het CSOIL model (Otte et al. 2001). Toetsing van het berekende lokatiespecifieke risiconiveau vindt plaats tegen gekozen grenswaarden voor humane risico's.
2. Voor landbouwproducten werd gebruik gemaakt van productspecifieke scenario's waarmee de relaties tussen bodem en productconcentratie is vastgelegd (soms direct: bodem – plantaardige productconcentratie, soms indirect: bodem – plant – dierlijke productconcentratie). Toetsing van de productconcentratie vond plaats tegen normen voor productconcentraties. Omdat de toetsing op gewaskwaliteit gevoeliger is dan de de toets op effect op de gewasgroei en effecten op landbouwhuisdieren, omdat via expert judgement en resultaten van andere studies geschat werd dat de concentratietoetsing veruit de gevoeligste parameter is.
3. Voor ecologische risico's werd er gewerkt met twee blootstellingsscenario's. Bij het eerste blootstellingsscenario werd aangenomen dat de bodemorganismen worden blootgesteld via de stoffenconcentraties in het poriewater (alle stoffen). Deze concentraties werden gebruikt in vergelijking met de gevoeligheden van aquatische (zoetwater)organismen, onder de aanname dat de intrinsieke gevoeligheden van aquatische en terrestrische organismen die blootgesteld worden via de waterfase niet verschillen. Bij het tweede blootstellingsscenario werd aangenomen dat de bodemorganismen aan metalen worden blootgesteld via de vaste fase. In dit geval werden voor de risicobeoordeling de gevoeligheidskenmerken van bodemorganismen gebruikt. In tegenstelling tot de situatie bij de humane risicobeoordeling (waar het humane bodemgebruik via het gedrag van mensen de humane blootstelling bepaalt) is er hier geen sprake van precieze kennis die ingezet kan worden om aan één van beide scenario's de voorkeur te geven. Elk ecosysteem bestaat uit soorten die waarschijnlijk via de waterfase aan metalen worden blootgesteld, en soorten die via de vaste fase aan metalen worden blootgesteld (Vijver 2004). In dit geval genereert het beslismodel dus een "window of prediction". Ondanks dat een dergelijk "window" een onzekerheid expliciteert, kunnen er in principe toch weloverwogen beleidsbeslissingen onderbouwd worden. Indien dit "window" zich namelijk ruim boven of onder het beleidsmatige besliscriterium bevindt zal dit leiden tot het besluit dat de risico's in alle gevallen onacceptabel hoog, respectievelijk acceptabel laag zijn. Bovendien kan het toegevoegd-risico concept (Struijs et al. 1997) worden toegepast, net als bij de normstelling voor metalen (Crommentuijn et al. 2000a). Dit is niet alleen theoretisch mogelijk, maar het is ook een praktijkgerichte benadering, omdat de Nederlandse bodems met name bij het poriewaterscenario al gekenmerkt worden door hogere risiconiveaus (zie Rapport 3, hoofdstuk Ecologische Risicobeoordeling).

2.7.3 Lokatiespecifieke risicobeoordeling voor de mens

De bepaling van risico's voor mensen wordt uitgevoerd via een aantal stappen, waarvan de details in Rapport 3 (Posthuma et al. 2006) vermeld worden. In grote lijnen volgt er, na de voorspelling van de externe concentraties, de voorspelling van de lokale blootstelling van de mens aan een stof, in de eenheid mg opgenomen stof per kg lichaamsgewicht per dag. Hierbij wordt gebruik gemaakt van het CSOIL-model (Otte et al. 2001; Rikken et al. 2001). Dit gebeurt via een aantal standaard-scenario's, zoals boven aangegeven. Per scenario wordt aldus de lokale opname berekend.



Figuur 6. Blootstelling routes humaan voor standaard bodemgebruiksvormen volgens het CSOIL-model (Otte et al. 2001; Rikken et al. 2001).

De opname is voor een aantal stoffen bij levenslange blootstelling gemaximeerd op een opname-grenswaarde, dat is die opname die zou leiden tot onacceptabele risico's. In de beoordeling binnen *IRA-sed* worden in de praktijk de voorspelde externe totaalconcentraties omgerekend naar opgeloste concentraties via de lokatiespecifieke partitie die in *IRA-sed* gehanteerd wordt, en wordt daaruit de lokale opname bepaald. Dit is een verschil met de standaardwerkwijze van CSOIL, waarbij een vaste partitierelatie (voor elke bodem) gehanteerd wordt. Bij de beoordeling van die opname wordt een onderscheid gemaakt tussen de risicogrenzen voor drempel- en niet drempelstoffen.

2.7.4 Lokatiespecifieke risicobeoordeling voor landbouwproducten

De bepaling van risico's voor landbouwproducten wordt uitgevoerd via een aantal stappen, waarvan de details in Rapport 3 (Posthuma et al. 2006) vermeld worden. Deze stappen zijn vastgesteld na een evaluatie van de relatieve gevoeligheden van verschillende beoordelingsopties, zoals beoordeling op productkwantiteitseffecten (afname hoeveelheden geproduceerd product). Bij de evaluatie bleek dat de beoordeling, per stof, op productconcentratienormen een gevoelige werkwijze op zou leveren, die bovendien niet

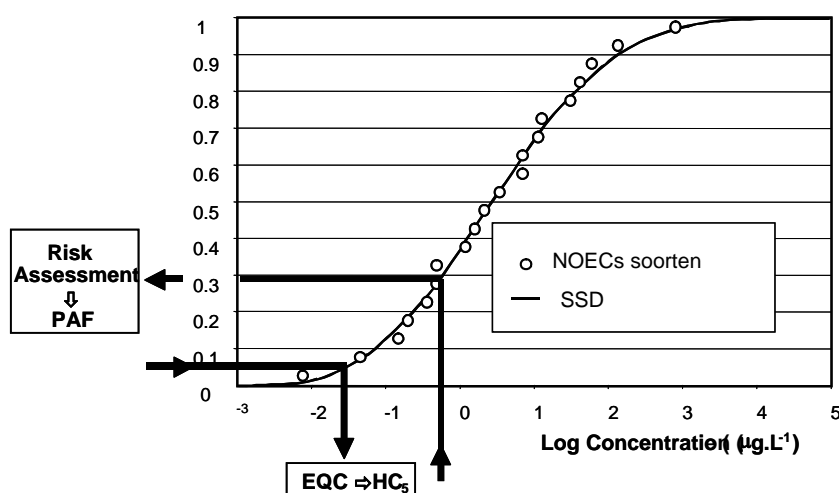
eenvoudig beleidsmatig genegeerd zou kunnen worden. De handhaving van de productkwaliteit van landbouwproducten via productnormen is geïnterpreteerd als een “harde” randvoorwaarde voor de verspreidbaarheid van baggerspecie.

In grote lijnen volgt er, na de voorspelling van de externe concentraties, de voorspelling van de lokale blootstelling van diverse landbouwproducten aan een stof, en wordt voorspeld wat de uiteindelijke productconcentratie zal zijn. Dit gebeurt via een aantal bodem-plant of bodem-plant-dier relaties, die afgeleid zijn uit bestanden met praktijkgegevens. Per product en per stof wordt aldus de lokale opname berekend. De voorspelde productconcentratie wordt vervolgens getoetst aan productconcentratienormen.

2.7.5 Lokatiespecifieke risicobeoordeling voor ecosystemen

De ecologische risicobeoordeling wordt uitgevoerd via een aantal stappen, waarvan de details in Rapport 3 (Posthuma et al. 2006) vermeld worden. Voor elke stof worden laboratorium-toxiciteitsdata verzameld uit wereldwijd beschikbare databestanden. Deze kunnen hetzelfde zijn als de INS-datasets op basis waarvan de normen zijn afgeleid, maar ook additionele relevante data kunnen worden gebruikt. Dit laatste hangt onder meer samen met de stofkeuze (zie Rapport 2, Van Noort et al. 2006), omdat niet voor alle milieuhygiënisch relevante stoffen in de bagger de nodige INS-gegevensbestanden bestaan), en met de mogelijkheid dat er verschillende blootstellingsroutes bestaan (via poriewater en via totaalconcentraties).

Alle gegevens, dus zowel de laboratoriumgegevens uit de databestanden als de veldgegevens worden uitgedrukt in dezelfde eenheden, dus bijvoorbeeld: totaalconcentraties (PEC_{totaal}) of opgeloste concentraties (PEC_{opgelost}). De hieruit resulterende databestanden worden met behulp van soortengevoeligheidsverdelingen geanalyseerd. In dergelijke SSDs (Species Sensitivity Distributions) is de non-lineaire relatie tussen externe blootstelling (de PEC) en de fractie aangetaste soorten vastgelegd, via een mathematisch model.



Figuur 7. Het Species Sensitivity Distributions concept. Een SSD legt het verband vast tussen externe concentraties van een stof en de toxische druk.

Bij de afleiding van normen (zoals de HC5) wordt de toxische druk (het risico) gemaximeerd op een overschrijding van de geen-effect concentratie bij ten hoogste 5% van de soorten (95% bescherming, $Y \rightarrow X$). Omgekeerd, als er een bekende milieuconcentratie is, kan de toxische druk (het ecologisch risico) worden afgelezen ($X \rightarrow Y$), en kan deze als PAF worden gekwantificeerd.

Door de PEC_{totaal} of de PEC_{opgelost} in te vullen in de mathematische formule voor de SSD kan per stof de Potentieel Aangetaste Fractie (PAF, als percentage van de soortenverzameling) op een lokatie bepaald worden. De PAF wordt beschouwd als een maat voor de lokale toxische druk van een afzonderlijke stof (single-substance PAF ofwel ssPAF) of van een lokaal mengsel (multi-substance PAF, meer-stoffenPAF ofwel msPAF). Deze methodiek is oorspronkelijk beschreven door Van Straalen en Denneman (1989), en maakt (omgekeerd) gebruik van dezelfde modelleertechniek die bij de afleiding van (ecologische) normen (zoals de HC5 en de HC50) is toegepast. Deze aanpak betekent een hoge mate van conceptuele consistentie tussen generieke normstelling en lokatiespecifieke risicobeoordeling zoals in *IRA-sed*.

Zodra per stof een PAF-waarde is bepaald, als maat voor de lokale toxische druk die een stof uitoefent op een ecosysteem, kunnen alle waarden gecumuleerd worden tot een lokale toxische druk van het totale mengsel. Hiervoor worden de PAF-waarden op een toxicologische manier gecumuleerd tot een zogenaamde meer-stoffen PAF (msPAF), via de toepassing van het principe van de concentratie additie voor stoffen met eenzelfde primair werkingsmechanisme, en toepassing van het principe van de respons additie voor stoffen met verschillende werkingsmechanismen. Dit principe is beschreven in diverse recente publikaties (De Zwart en Posthuma 2006; Posthuma et al. 2002; Traas et al. 2002). De toxische druk per stof (PAF) of de totale toxische druk (msPAF) kan, als resultante, getoetst worden tegen de bestaande beschermingsniveaus (zie verder paragraaf 3.2.3).

Het SSD / PAF concept is niet alleen uitgewerkt voor stoffen waarvoor de achtergrondconcentratie nul is (de nieuw door de mens geproduceerde stoffen), maar ook voor stoffen waarvoor een natuurlijke achtergrondconcentratie bestaat, zoals bij metalen. De hiervoor gehanteerde methodiek bij de normstelling staat bekend als de toegevoegd-risico benadering risicobeoordeling (Struijs et al. 1997). Het beslismodel *IRA-sed* sluit hierbij aan, indien gekozen wordt voor het toepassen van een delta-msPAF benadering. In deze benadering wordt de msPAF van de lokale landbodem (voorafgaand aan verspreiding) bepaald, en wordt bepaald of de toxische druk door verspreiding toe- of afneemt.

2.8 Van wetenschappelijk model naar de praktijk

2.8.1 Besliscriteria vastleggen

De ontwikkeling van een beslismodel voor dagelijkse toepassing in de praktijk uit de wetenschappelijke versie van het *IRA-sed* model is nog niet tot stand gekomen (zie hoofdstuk 5, Discussie). Hiervoor moet het iteratieve proces, waarin de milieuhygiënische consequenties van verspreiding afgewogen worden tegen de verspreidbare fractie partijen, afgerond worden. Concrete beleidsmatige besliscriteria zijn daarvoor onontbeerlijk. Opties daarvoor worden behandeld in hoofdstuk 3. Uiteindelijk kunnen de besliscriteria vastgelegd

worden in een *IRA-sed* module, en kan de uitslag van een beoordeling niet alleen gegeven worden als wetenschappelijke voorspelling van concentratie- en risiconiveaus, maar als toetsingsuitslag: wel of niet verspreidbaar.

2.8.2 Eenvoudig beslissings-ondersteunend systeem

Na vaststelling en implementatie van de beleidsmatige besliscriteria moet ook de beleidsmatige randvoorwaarde dat de toetsing in de praktijk eenvoudig hanteerbaar moet worden ingevuld worden.

Momenteel is *IRA-sed* nog een wetenschappelijk model dat door specialisten gebruikt kan worden voor de drie toepassingen die genoemd zijn in paragraaf 2.6.2: praktische toepassing, verkenning van effecten van besliscriteria, en vereenvoudiging. De stappen die genomen moeten worden om het model voor dagelijks gebruik geschikt te maken en/of te vereenvoudigen zullen worden besproken in hoofdstuk 5, Discussie.

3. Mogelijke beleidsmatige besliscriteria

3.1 Numerieke en niet-numerieke elementen van toetsing

De uitkomsten van het wetenschappelijke model *IRA-sed* (als uitwerking van het conceptuele model dat van de beleidsvraag werd afgeleid) zullen beleidsmatig getoetst moeten worden, zoals bijvoorbeeld getoond in Figuur 4 en Figuur 5. Zonder deze criteria kan er geen sprake zijn van een beslismodel dat in de praktijk toepasbaar is. Beleidsmatige keuzes zijn hiervoor onontbeerlijk. Deze beleidskeuzes zijn overigens afhankelijk van wetenschappelijke inzichten in de betekenis van de generieke normen en risicogrenzen: als de normen of risicogrenzen erg conservatief zouden zijn ten opzichte van daadwerkelijke effectgrenzen in het veld, zou dit tot andere besliscriteria kunnen leiden dan in het geval de normen of risicogrenzen precies de effectgrenzen zouden aangeven (zie paragraaf over Validatie in hoofdstuk 5).

Figuur 4 en Figuur 5 tonen aan, dat er bij de gekozen systeembenadering, sprake kan zijn van vier soorten *numerieke* besliscriteria:

1. besliscriteria die gebaseerd zijn op sedimentklassen, paragraaf 3.2.1
2. de vergelijking van een voorspelde lokale concentratie van een stof met een norm (beide in mg/kg: de concentratie moet lager zijn dan de norm), paragraaf 3.2.2;
3. idem via toepassing van het stand still concept op lokale concentraties (de concentratie mag niet toenemen, of met niet meer dan een afgesproken percentage, bijvoorbeeld + 10%), paragraaf 3.2.2;
4. besliscriteria die gebaseerd zijn op de vergelijking van een voorspeld lokaal risiconiveau met een risicogrens, afzonderlijk per receptor (het lokatiespecifieke risiconiveau mag niet boven de risicogrens voor die stof en de beschouwde receptor komen), paragraaf 3.2.3;
5. idem via toepassing van het stand still concept op lokatiespecifieke risiconiveaus (het risiconiveau mag niet of met niet meer dan een afgesproken percentage toenemen), paragraaf 3.2.3

Combinaties van toetsingsmethodieken zijn mogelijk, zoals bijvoorbeeld primaire toetsing aan stand still van concentraties per stof, gevolgd door toetsing van stand still van risiconiveaus indien het vermoeden bestaat dat de lokale concentraties wel toenemen, maar het risico niet. De afzonderlijke opties worden hieronder uitgewerkt, als basis voor de interpretatie van de voorbeeldresultaten die met *IRA-sed* gegenereerd zijn (hoofdstuk 4), en als basis voor latere beleidskeuzes. In de Discussie (hoofdstuk 5) wordt, na de presentatie van de voorbeelden, een afweging gemaakt tussen de vijf genoemde opties.

Naast de numerieke besliscriteria moeten er ook beslissingen worden genomen over de *manier waarop* de systeembenadering precies gehanteerd zal worden. Dit zijn de niet-numerieke aspecten van beleidsmatige toetsing. Een belangrijk voorbeeld hiervan is de vraag

of er bij de beslissing rekening moet worden gehouden met uitsluitend het huidige bodemgebruik of dat er rekening gehouden wordt met de dynamiek van bodemgebruik. Bijvoorbeeld, als rekening gehouden moet worden met de verandering van bodemgebruik van “wonen met tuin” in “wonen met moestuin” leidt dit tot een (in de toekomst optredende) hogere humane blootstelling, en dient er getoetst te worden aan het meest gevoelige bodemgebruik in de toekomst. Deze aspecten worden samengevat in paragraaf 3.3. Tabel 3 geeft een overzicht van de mogelijkheden die voor de beleidsmatige toetsing gehanteerd kunnen worden.

Tabel 3. Overzicht van de beleidsmatige opties voor toetsing van resultaten die door IRA-sed gegenereerd kunnen worden. Voor uitleg: zie tekst.

<i>Criterion</i>	<i>Numeriek/ Niet numeriek</i>	<i>Uitwerking</i>	<i>Voorbeelden</i>
Concentratie- gebaseerd			
Normen per stof	Numeriek	Onder de norm: verspreiden	Streefwaarde Land. Refs.
Klassen	Numeriek	Gedefinieerde klassen: verspreidbaar	< klasse 2
Stand still	Numeriek	Toename kleiner dan maximum: verspreidbaar Zelfde bagger- als bodemklasse: verspreidbaar	Toename < 10% Generiek beleid
Risico-gebaseerd			
Risiconiveau humaan	Numeriek	Blootstelling < toxicologisch bepaalde norm	< TDI
Risiconiveau landbouw	Numeriek	Productconcentratie < norm	Warenwet
Risiconiveau ecosystemen	Numeriek	Lokaal risico per stof < risicogrens	HC5, HCx
Idem Toename risico	Numeriek	Lokale toename < maximum	Toename < 10%
Bodemgebruik	Niet-numeriek	Varianten van bodemgebruik Varianten van bodemgebruik Varianten van bodemgebruik	Alleen huidig Toekomstig Multi-gebruik
Volgorde van toetsing	Niet-numeriek	Eerst stand still, dan risiconiveaus	Div. opties
Samengestelde toetsingen	Niet-numeriek	Bij bodemgebruik toetsen op 1 of meer criteria (voorbeeld: bij landbouw op productnorm en ecologische risico's)	Div. opties

Opgemerkt wordt, dat de beslisriteria momenteel nog onderwerp van beleidsmatige keuze zijn. De in dit rapport benoemde opties geven slechts overzicht in de soort keuzen die gemaakt kunnen worden. De keuzen zelf zijn een beleidsverantwoordelijkheid, hoewel er wetenschappelijke steun moet worden geleverd bij de beleidskeuzes.

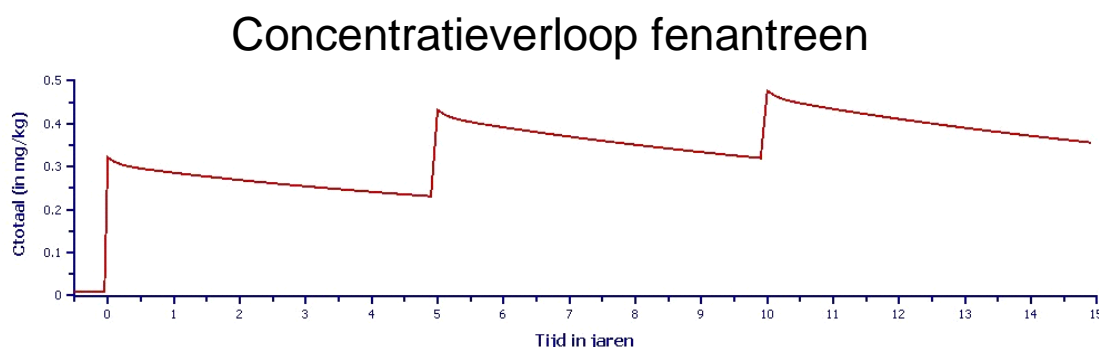
3.2 Numerieke opties voor besliscriteria

3.2.1 Toetsing via sedimentklassen

Toetsing via sedimentklassen die afgeleid zijn van generieke normen is de huidige vorm van toetsing, en wordt na vaststelling van nieuwe klassen waarschijnlijk ook de vorm van toetsing volgens het concept Besluit Bodemkwaliteit (VROM 2006). De sedimentklassen die in het waterbodembeleid gehanteerd worden hebben een grove relatie met de lokatiespecifieke risiconiveaus voor bodemecosystemen (zie Figuur 2). Door het uitwerken van het wetenschappelijke model *IRA-sed* is het mogelijk om de milieuhygiënische effecten van de verspreiding van de verschillende (huidige) klassen in beeld te brengen voor ecosystemen, de mens en landbouwproducten. Hierbij wordt de vraag beantwoord “hoe erg” verspreiding van de verschillende klassen voor deze beschermdoelen zal zijn. Uit deze milieuhygiënische toetsing zou kunnen blijken dat verspreiding van klasse-0 specie in geen enkele combinatie van landgebruik en bodemsoort aanleiding geeft tot overschrijding van normen of risicogrenzen. Hierdoor zou deze specie in de categorie “Altijd verspreidbaar” terecht komen. Deze vorm van toetsing is geïmplementeerd via het ToWaBo beslismodel (ToWaBo 2005), dat bij de gemeten baggerspecieconcentraties de baggerkwaliteitsklasse berekent. Momenteel wordt nog gewerkt aan een nieuwe klassenindeling, die afgestemd is met de indeling van de landbodems in klassen, onder het landelijke beleidsspoor van het concept Besluit Bodemkwaliteit.

3.2.2 Toetsing van voorspelde concentraties aan normen en stand still

Voor concrete problemen zal het beslismodel, na invoer van de relevante systeemparameters (stofeigenschappen, bodemeigenschappen, gevoeligheidskenmerken van de lokale soorten) allereerst tonen op welke wijze de concentraties van stoffen in de tijd zullen verlopen wanneer op een bodem meerdere malen baggerspecie verspreid wordt. Een hypothetisch voorbeeld wordt getoond in Figuur 8. Het concentratieverloop volgt een zaagtand en na verloop van tijd wordt een nieuwe evenwichtsconcentratie bereikt.



Figuur 8. Hypothetisch voorbeeld van de concentratieverandering voor een stof (in dit voorbeeld de PAK fenantreen) wanneer er op een perceel meerdere malen baggerspecie verspreid wordt.

Het concentratiepatroon dat per stof afgeleid kan worden uit de modellen (als functie van de tijd, de PEC-module) kan getoetst worden tegen beleidsmatige besliscriteria. Hiervoor bestaan twee opties:

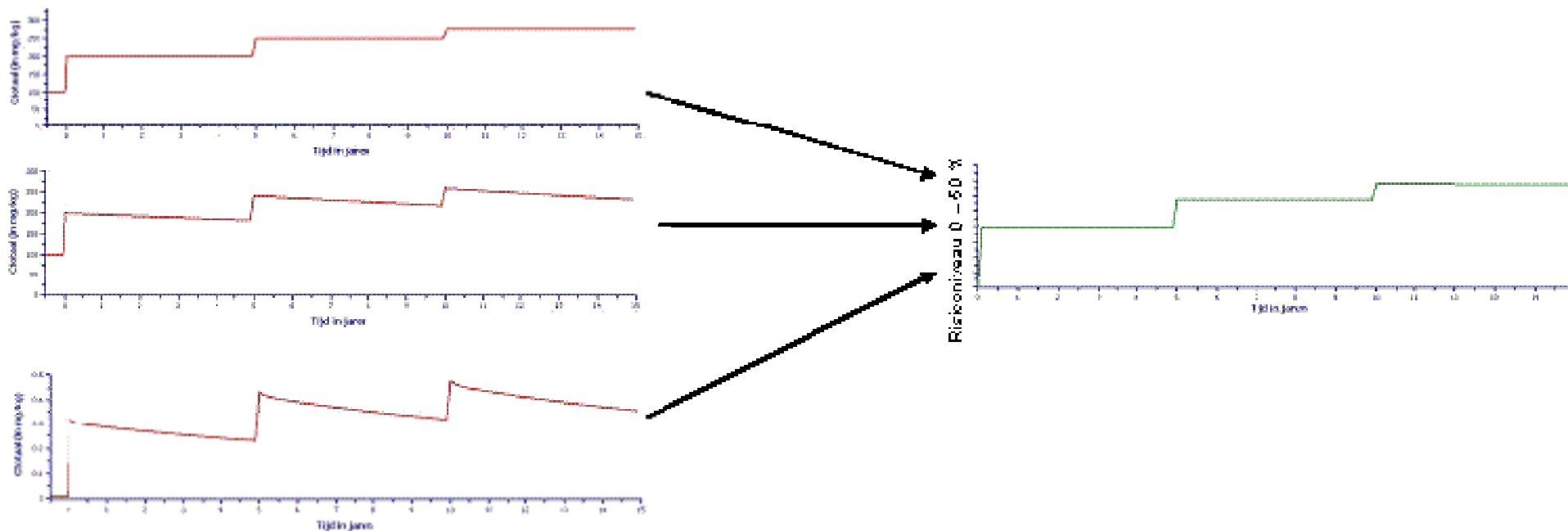
1. Er kan getoetst worden aan concentratienormen, ofwel: algemene milieukwaliteitsnormen per stof of incidenteel per stofgroep (bijvoorbeeld PAKs). Mogelijkheden hiervoor zijn toetsing aan generieke bestaande normen zoals Streef- en Interventiewaarde, functiespecifieke waarden zoals de BGWs, of aan nieuw ontwikkelde normen zoals Landelijke Referentiewaarden (per vorm van bodemgebruik) of aan Lokale Referentiewaarden. Dit laatste zal het geval zijn indien het bevoegde gezag Lokale Referenties heeft afgeleid voor het beheersgebied, een optie die mogelijk wordt door het Besluit Bodemkwaliteit.
2. Er kan ook getoetst worden aan het stand still beginsel, door te toetsen of de voorspelde lokale concentratie van een stof na verspreiding hoger is dan de lokale bodem(achtergrond)-concentratie, of door te toetsen dat de aanvoer en de afvoer van stoffen in evenwicht is.

Ook is een combinatie van beide mogelijk, waarbij de strengste dan zou gelden als besliscriterium.

3.2.3 Toetsing van lokatiespecifieke risiconiveaus aan (eco)toxicologische risicogrenzen en stand still van risico's

Voor concrete gevallen zal het beslismodel, na invoer van de relevante systeemp parameters (stofeigenschappen, bodemeigenschappen, gevoeligheidskenmerken van de lokale soorten) kunnen tonen op welke wijze de risico's van mengsels van stoffen in de tijd zullen variëren bij de verschillende vormen van bodemgebruik, wanneer op een bodem meerdere malen baggerspecie verspreid wordt. Een hypothetisch voorbeeld wordt getoond in Figuur 9. In de figuur wordt conceptueel getoond dat het lokatiespecifieke risico veroorzaakt wordt door drie stoffen afzonderlijk, met elk hun typerende concentratie- en risicoverloop (linkerdeel, afgeleid op de wijze van Figuur 8). Tevens wordt getoond dat dit zal leiden tot een verloop in het risiconiveau van het lokale mengsel (rechts). De concentratie- en risicowijzigingen per stof zijn dus in het rechterdeel van de figuur gecumuleerd tot een risicoverloop voor het aanwezige mengsel van drie stoffen.

De risicopatronen die voor een stof, of voor de mengsels, en voor de verschillende vormen van landgebruik (risico's voor mens, landbouwproducten of ecosystemen) afgeleid kunnen worden uit het *IRA-sed* model (als functie van de tijd) kunnen getoetst worden tegen beleidsmatige besliscriteria in de vorm van (bestaande) risicogrenzen. Momenteel worden er diverse criteria van deze soort gehanteerd, zoals het Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau voor ecosystemen (waarbij 95% van de soorten wordt beschermd tegen enige vorm van effect, het zogenaamde 95%-beschermingscriterium), en het beschermingscriterium bij humane risico's, wat bijvoorbeeld gesteld is op 1 geval per miljoen levenslang blootgestelde mensen (10^{-6}) voor stoffen met carcinogene effecten.



Figuur 9. Hypothetisch voorbeeld van de concentratie- en/of risico-opbouw voor drie stoffen (links) en het netto mengselrisico (rechts) wanneer er op een perceel meerdere malen baggerspecie verspreid wordt. Op een lokatie met een bekend mengsel kan het mengselrisiconiveau getoetst worden aan acceptatiegrenzen voor risico's, bijvoorbeeld het 95%-beschermingscriterium voor ecosystemen.

Momenteel wordt deze vorm van toetsing, vanwege de generieke beleidspraktijk en de toetsing aan normen per stof, slechts *impliciet* toegepast via de toepassing van normen: de normen per stof zijn immers via een niet-lokatiespecifieke risicobeoordeling afgeleid van de beschermdoelen en de maximaal te accepteren risiconiveaus. In aanvulling op de toetsing van risiconiveaus aan risicogrenzen kan ook gekeken worden naar de relatieve bijdrage van de verspreiding van baggerspecie aan het lokatiespecifieke risiconiveau. Dit is van belang als de bodem al verhoogde stofconcentraties bevat (zie $t=0$ in Figuur 9). In dit geval kan ook getoetst worden of er sprake is van stand still van risiconiveaus: dit treedt op als de risiconiveaus voorafgaand aan de verspreiding en na de verspreiding vergelijkbaar zijn. In dit geval kan een pragmatische bovengrens gesteld worden aan de mate van stand still overschrijding, zoals bijvoorbeeld een maximum-toename van het lokale ecologische risiconiveau met 5%.

3.3 Niet-numerieke aspecten van toetsing

De volgende serie van niet-numerieke keuzes in het toetsingskader is ook van belang voor het onderzoek en de beleidsvoorbereiding:

1. De keuze voor welke beleidsproblemen de systeembenadering als uitgangspunt wordt genomen.
2. De keuze of er een sequentiële toetsing plaatsvindt, zoals bijvoorbeeld:
 - i. eerst toetsing aan normen, alleen bij overschrijding
 - ii. toetsing van stand still via concentraties, alleen bij overschrijding
 - iii. toetsing van risiconiveaus aan risicogrenzen, alleen bij overschrijding
 - iv. toetsing van stand still van risiconiveaus.
3. De keuze of er wel of niet rekening wordt gehouden met veranderingen in lokale condities (zoals verandering van de pH) en veranderingen in toekomstig landgebruik (zoals verandering naar een gevoeliger vorm van bodemgebruik)
4. De keuze voor het hanteren van een veiligheidsmarge op de uitslagen van het *IRA-sed* model; de uitkomsten van dit model geven weliswaar meer inzicht in lokatiespecifieke risiconiveaus doordat meer onzekerheden in de risicobeoordeling zijn ingevuld, maar er zijn nog steeds onzekere factoren. Deze kunnen afgedekt worden door de beleidsmatige invoering van een marge op het voorspelde risiconiveau, zodanig dat het voorspelde niveau bijvoorbeeld tien maal lager moet zijn dan de risicogrenswaarde.
5. Toepassing van het ALARA (As Low As Reasonable Achievable) principe, gerelateerd aan de beleidskeuze om de risiconiveaus zo minimaal mogelijk te laten oplopen, onafhankelijk van het optreden van risico's.

3.4 Eindtoets beslismodel: validatie en praktijkgerichtheid

IRA-sed kan als beslismodel gebruikt worden als uit de bovenstaande opties een set praktische besliscriteria is afgeleid. De afleiding en vaststelling van deze criteria is voor een deel een iteratief proces, omdat immers de balans gezocht wordt tussen milieuhygiënische

effecten en kosteneffectiviteit. In dit iteratieve proces is het niet alleen van belang dat het verspreiden van een grotere fractie verontreinigde partijen zal leiden tot een hogere risico's en effecten, maar ook dat de uitslagen van *IRA-sed* een valide basis zijn voor beslissingen. Getoetst zal moeten worden, of de concentratievoorspellingen van *IRA-sed* overeenkomen met de in het veld optredende verschijnselen (concentratie-veranderingen in de bodem), en of de voorspelde risiconiveaus voor de mens, landbouwproducten en ecosystemen inderdaad gerelateerd zijn aan nadelige effecten, of preciezer: dat *IRA-sed* in ieder geval geen partij als verspreidbaar karakteriseert terwijl er in werkelijkheid effecten optreden. *IRA-sed* zou in dit opzicht enigszins conservatief kunnen zijn. Op het aspect "validatie" wordt verder ingegaan in hoofdstuk 5.

Naast de validatie is uiteraard ook het criterium van toepasbaarheid in de dagelijkse praktijk van belang. *IRA-sed* is momenteel een expert-model, en er zijn diverse opties om het model voor dagelijkse toepassing geschikt te maken. In het ontwerp van een beslismodel voor de dagelijkse praktijk kan aangesloten worden bij de operationalisatievorm van het huidige beoordelingssysteem via waterbodemplassen. De huidige beoordeling vindt plaats via ToWaBo (ToWaBo 2005), een software programma waarin concentratiegegevens van een partij worden ingevoerd, en dat voor die partij aangeeft tot welke klasse de partij behoort (gegeven de definities van de klassen (VROM 1999)). Ook voor *IRA-sed* kan voor de gebruiker een geschikte vorm van in- en uitvoer voor dagelijkse toepassing gedefinieerd worden.

4. Voorbeelden van *IRA-sed* resultaten

4.1 Inleiding

Door toepassing van de wetenschappelijke risicoanalyses (hoofdstuk 2) en de toetsing van de uitkomsten daarvan via besliscriteria (hoofdstuk 3) kan één casus (bagger+bodem+bodemgebruik) door toepassing van *IRA-sed* beoordeeld worden. Voor beleidsmatige acceptatie van deze beoordelingswijze is het van belang te weten of de aanpak de knelpunten in het baggerbeleid in Nederland kan helpen oplossen. Voorgenomen milieubeleid wordt om deze reden sinds enige tijd getoetst op een viertal aspecten (EZ/VROM/Justitie 2003), waaronder:

1. De milieu effecten toets (MET): toetsing van de risiconiveaus die lokaal kunnen ontstaan door de verspreiding van partijen bagger. Dit kan zowel gaan over één partij baggerspecie als over verspreiding van (een deel van de) werkvoorraad.
2. De bedrijfs-effecten (BET): toetsing van de effecten van het voorgenomen beleid op het wegwerken van de werkvoorraad (AKWA 2001a) en de kosten van alternatieven (AKWA 2004).

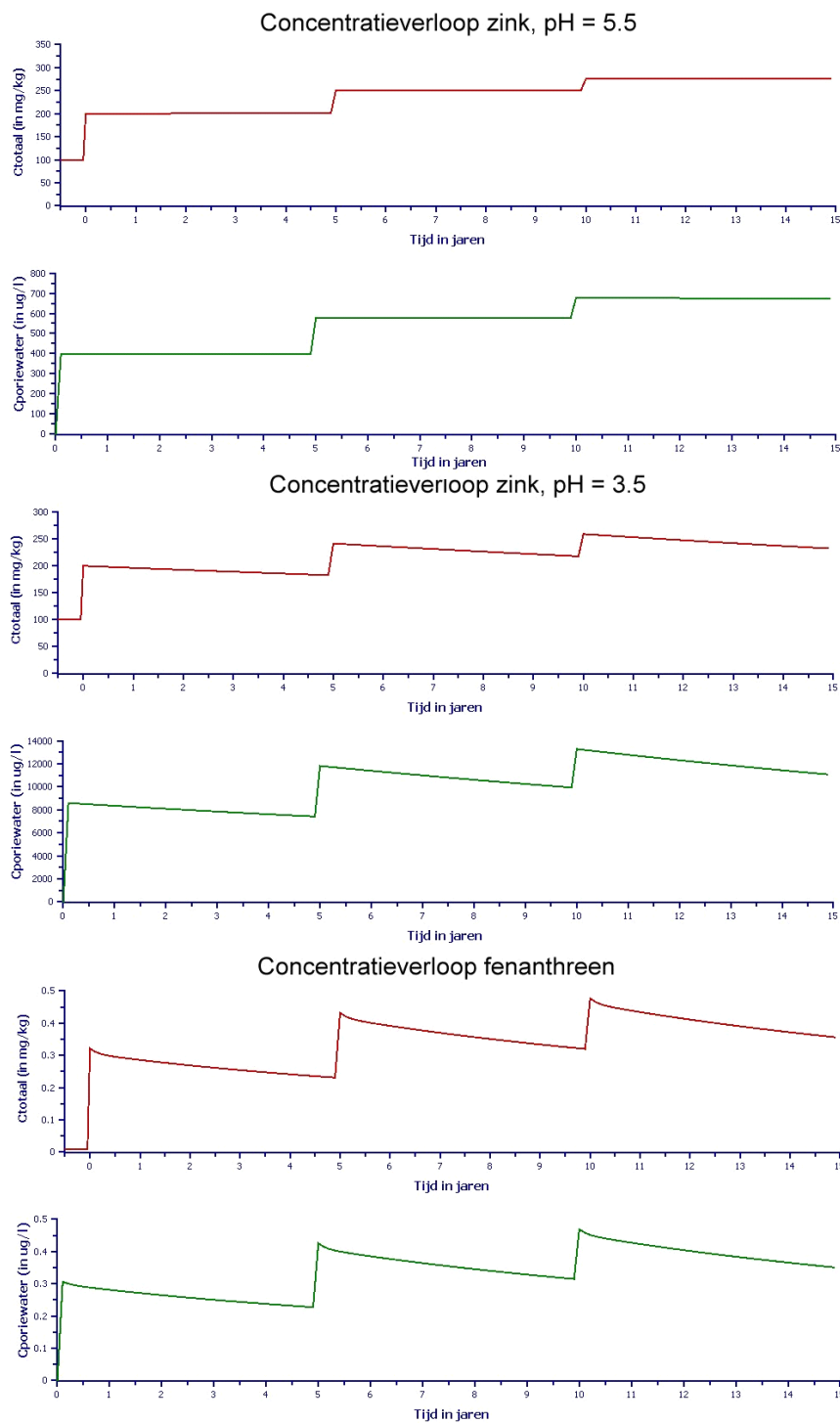
In dit hoofdstuk wordt inzicht gegeven in een aantal voorbeeldresultaten van de gebruikstoepassing van het prototype van *IRA-sed* bij beoordelingen van enkelvoudige verspreidingsprobleemsituaties (In Rapport 3 wordt hierop uitgebreider ingegaan), en van de MET- en BET toetsingen voor de werkvoorraad van Nederland. Ook voor deze resultaten geldt dat de wetenschappelijke onderbouwing gegeven wordt in de andere twee rapporten van deze serie.

4.2 Beoordeling van afzonderlijke partijen

Voor de beoordeling van de bruikbaarheid van het prototype van het beslismodel voor praktijkbeslissingen worden achtereenvolgens de resultaten van (1) blootstellings- en (2) risicobeoordelingsanalyses getoond, met daarbij conclusies over de validiteit van de resultaten (door vergelijking met kennis over veldsituaties) en de mogelijke betekenissen voor de besluitvorming (via normen respectievelijk risicogrenzen).

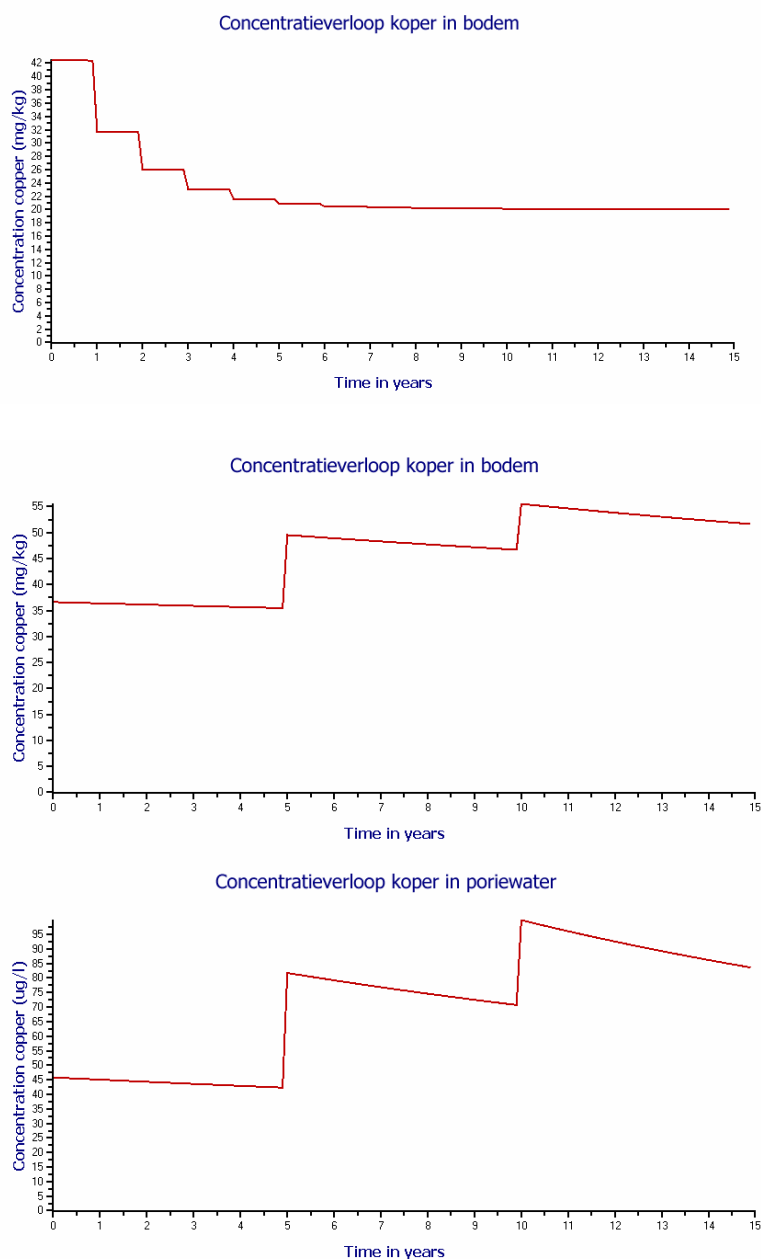
4.2.1 Concentraties van stoffen na verspreiding en toetsing aan normen

Na het (regelmatig) opbrengen van (licht) verontreinigde baggerspecie zullen de stofconcentraties in de lokale mengsels van bagger en bodem variëren in de tijd. Figuur 10 en Figuur 11 geven een aantal voorbeelden. Uit het totale palet van mogelijke figuren (vele duizenden voor de werkvoorraad van 5697 partijen) worden slechts enkele voorbeelden getoond, als illustratie van concentratiepatronen als functie van de tijd, en het effect van bodem-eigenschappen op het concentratieverloop. De totaalconcentraties kunnen getoetst worden tegen de gebruikelijke milieukwaliteitsnormen; beide zijn immers gegevens als concentratie-waarde.



Figuur 10. Verloop van concentraties van stoffen in de tijd voor zink (bovenste 4 figuren) en fenanthreen (onderste 2 figuren) voor een hypothetische, maar realistische partij baggerspecie.

Er wordt steeds onderscheid gemaakt tussen voorspelde totaalconcentraties (C_{totaal}) en opgeloste concentraties ($C_{\text{poriewater}}$), respectievelijk de oneven en de even deelfiguren. Voor zink wordt getoond wat het effect is van verandering van systeemeigenschappen, in dit geval de bodemzuurgraad (vergelijking figuren bij $\text{pH}=5,5$ met $\text{pH}=3,5$). De totaalconcentraties kunnen beleidsmatig getoetst worden aan normen voor enkelvoudige stoffen, of aan een klassensystematiek. Voor de opgeloste fracties bestaan geen normen. De opgeloste fracties worden gebruikt bij de risicobeoordeling (zie volgende paragrafen).



Figuur 11. Verloop van de concentraties van enkele stoffen in de tijd bij modellering van een concrete partij uit de PROSPECT database zoals die zouden ontstaan bij verspreiding op het aangrenzende perceel.

Boven: Voorbeeldberekening model, lokatie 4071. Opmerking: de concentratie koper in het sediment was lager dan in aangrenzende landbodern. Midden en Onder: Voorbeeldberekeningen model, lokatie 738, voor koper, waarbij de middelste figuur het verloop van de totaalconcentraties toont, en de onderste figuur het verloop van de opgeloste concentraties.

De stofconcentraties zoals die door *IRA-sed* worden voorspeld blijken (zoals verwacht) als zaagtand te variëren in de tijd. Als de verontreinigde baggerspecie die wordt opgebracht sterker verontreinigd is dan de bodern stijgen de lokale concentraties, waarbij de systeemprocessen van afbraak en/of uitloging zorg kunnen dragen voor een vermindering van de stijging en een versnelde concentratiedaling. Daling van de concentraties treedt op als de bodern vuiler was dan de opgebrachte specie.

In de figuren wordt naast het concentratieverloop ook getoond dat de beginconcentratie van een stof in de bodem niet gelijk hoeft te zijn aan nul, dat wil zeggen: er is vaak sprake van een al bestaande lokale achtergrondconcentratie in de landbodem. Dit is van belang bij beoordelingen die gebaseerd worden op het stand still principe (zie onder). Bovendien wordt getoond, dat de lokale condities een belangrijke rol spelen (bijvoorbeeld de pH beïnvloedt de concentratieopbouw van zink via invloed op de uitspoeling), en dat er zowel gekeken kan worden naar de wijzigingen voor de totaalconcentraties als voor de opgeloste fracties.

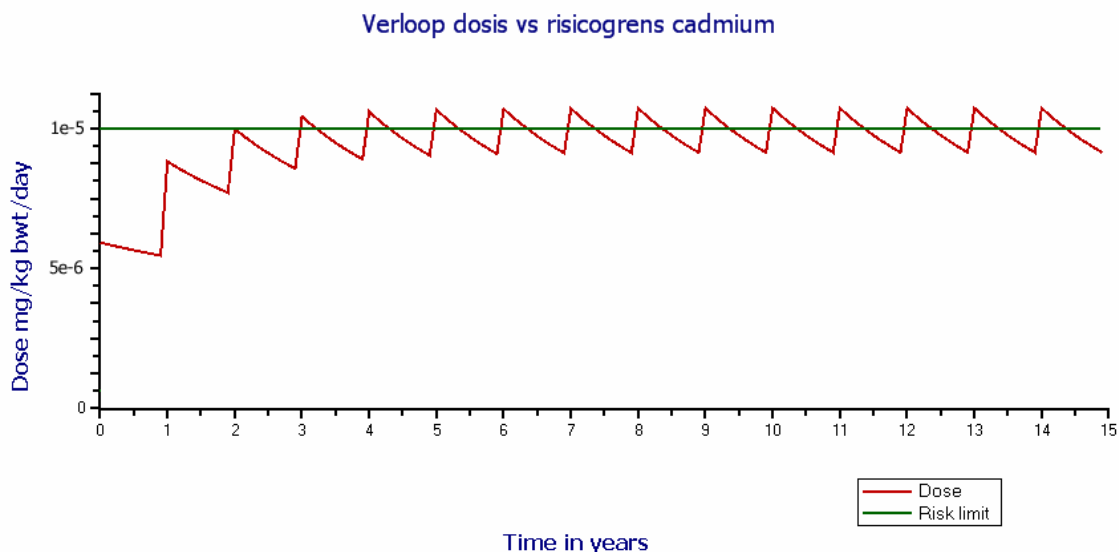
4.2.2 Concentratieveranderingen van stoffen en toetsing via stand still

Bij de uitgevoerde toetsingen is steeds sprake van een bodemconcentratie voorafgaand aan verspreiding van baggerspecie. In principe is het daardoor mogelijk om het stand still principe als beleidsmatig besliscriterium toe te passen, om vast te stellen of er sprake is van een onacceptabele toename van stofconcentraties in de landbodem. Stand still kan absoluut gedefinieerd worden, waarbij de bodemconcentratie van een stof niet mag toenemen. Stand still kan ook operationeel gedefinieerd worden, door een geringe of tijdelijke verhoging toe te laten, bijvoorbeeld het toelaten van een maximale verhoging van 5, 10 of 20% ten opzichte van de aanwezige bodemconcentratie. Bij de beoordeling moet verder onderscheid worden gemaakt in de piekconcentratie van de zaagtand en het nieuw te bereiken evenwichtsniveau.

4.2.3 Humane risicobeoordeling bij verspreiding en toetsing aan toelaatbare inname

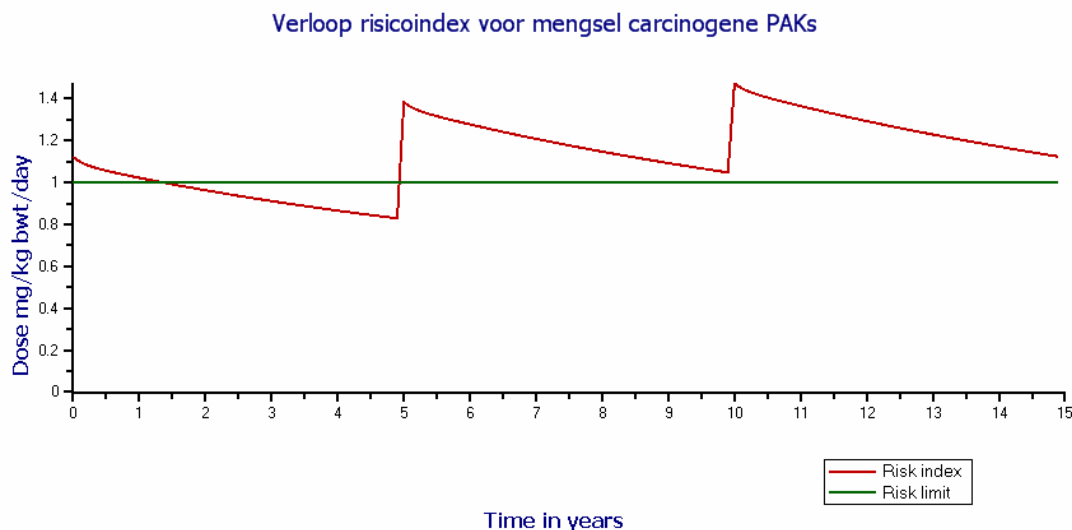
De verandering van (beschikbare) concentraties in de tijd leidt tot een verandering in de blootstelling van de mens. De mate van blootstelling is daarbij zowel afhankelijk van het stofgedrag in de bodem en de beschikbare fractie, als van de manier waarop de bodem gebruikt wordt. De beleidsmatige toetsing vindt hierbij plaats aan de oorspronkelijk voor de betreffende stof toxicologisch gedefinieerde kritische blootstelling, zoals de Maximaal Toelaatbare Inname (in mg per kg lichaamsgewicht per dag), waarbij een Risico-index kan worden berekend. RI-waarden groter dan 1 duiden op humane risico's die hoger zijn dan de beleidsmatige gehanteerde grens.

In Figuur 12 wordt als voorbeeld van een lokatiespecifieke humane risicobeoordeling de zaagtand van de lokale blootstelling van de mens getoond voor cadmium, voor een lokatie waarbij sprake is van jaarlijkse baggeractiviteiten. De blootstelling aan cadmium is uitgedrukt in mg/kg lichaamsgewicht per dag, en de kritische toxicologische grens daarvoor is toxicologisch vastgesteld op $1 \cdot 10^{-5}$ mg/kg lichaamsgewicht per dag bij levenslange blootstelling. Herhaalde verspreiding van deze specie zou op grond van dit besliscriteria afgewezen worden indien beoordeeld zou worden op de piekconcentraties die voorspeld worden.



Figuur 12. Voorbeeldresultaat van de variatie in blootstellingsconcentratie voor een drempelwaardestof (in dit geval cadmium) in de tijd, in vergelijking met de acceptatiegrens voor blootstelling van 1×10^{-5} mg/kg lichaamsgewicht/dag; deze mate van blootstelling leidt bij levenslange blootstelling net niet tot overschrijding van dit MTR-beschermingsniveau voor cadmium.

Voor sommige stofgroepen kan bij de humane risicobeoordeling ook een mengselbeoordeling plaatsvinden, zoals geïllustreerd in Figuur 13. Doordat voor deze partij de humane blootstelling aan carcinogene PAKs (gezamenlijk beoordeeld) tot een risico-index groter dan 1 leidt zou deze partij niet mogen worden verspreid.



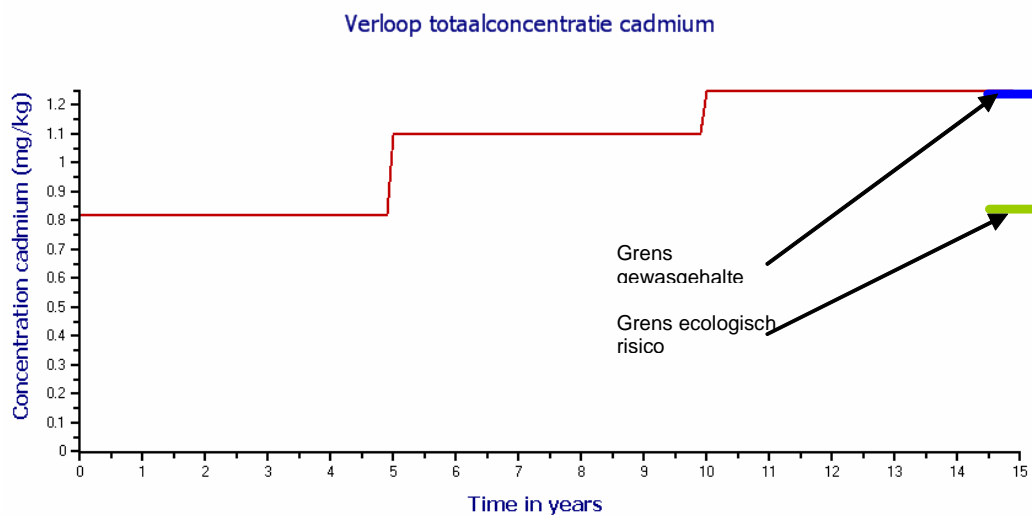
Figuur 13. Voorbeeldresultaat van de netto-waarde van de berekende mengsel Risico-Index voor een mengsel van carcinogene PAKs (benzo(a)anthraceen, benzo(a)pyreen, benzo(k)fluorantheen, chryseen, fluorantheen, indeno(1,2,3-cd)pyreen in een partij bagger). Hierbij worden de Risico-Indices berekend per stof en vervolgens geaggregeerd (zie paragraaf 2.7.3). Dit resulteert in de zaagtand-grafiek. De waarde van de som van de risico-indices moet kleiner zijn dan de gekozen grenswaarde van 1.

4.2.4 Landbouwkundige risicobeoordeling bij verspreiding en toetsing aan productconcentratienormen

Figuur 14 toont een typerend resultaat voor de landbouwkundige risicobeoordeling. Door de zaagtandsgewijze toename van de bodemconcentratie van de stof cadmium wordt de concentratie in een landbouwgewas hoger. Deze gewasconcentratie wordt in *IRA-sed* via een transferfunctie omgerekend naar een kritisch gehalte in bodem, en hierbij wordt beleidsmatig getoetst aan productconcentratienormen, zoals vermeld in bijvoorbeeld de Warenwet.

In dit voorbeeld is er zowel sprake van overschrijding van de kritische productconcentratie gewas als van overschrijding van de 95%-beschermingscriterium voor de ecologische risicobeoordeling (zie paragraaf 4.2.5). Beleidsmatig kunnen beide beschermdoelen relevant geacht worden voor de beoordeling van landbouwriscico's, respectievelijk voor de korte- en lange termijn beschermingsdoelstellingen.

In Figuur 14 wordt het verloop van de totaalconcentratie cadmium in de bodem getoond indien specie van de betreffende baggerkwaliteit herhaaldelijk verspreid zou worden. Verspreiding zou in dit geval leiden tot zowel overschrijding van de grenswaarde voor ecologisch risico, maar ook tot het bereiken van de kritische productconcentratie in het onderzochte gewas. De partij zou bij de twee gekozen besliscriteria niet meermalig verspreid mogen worden. De figuur toont overigens ook, dat de lokale bodemconcentratie al tot een toxische druk leidt die gelijk is aan de huidige grenswaarde (5%) voor ecologisch risico.



Figuur 14. Voorbeeld van de concentratieopbouw van een metaal (cadmium) in een lokale bodem bij herhaalde baggerverspreiding, in relatie tot de kritische ecologische concentratie (lokale HC5) alsmede de kritische bodemconcentratie waarbij de gewasconcentratie de warenwetnorm naar verwachting zal overschrijden.

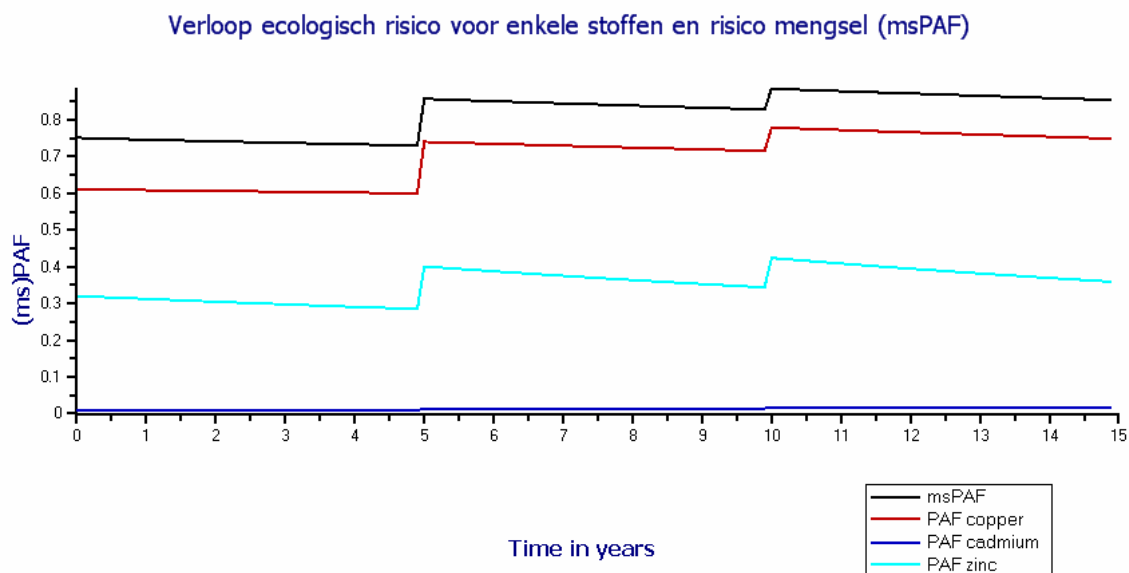
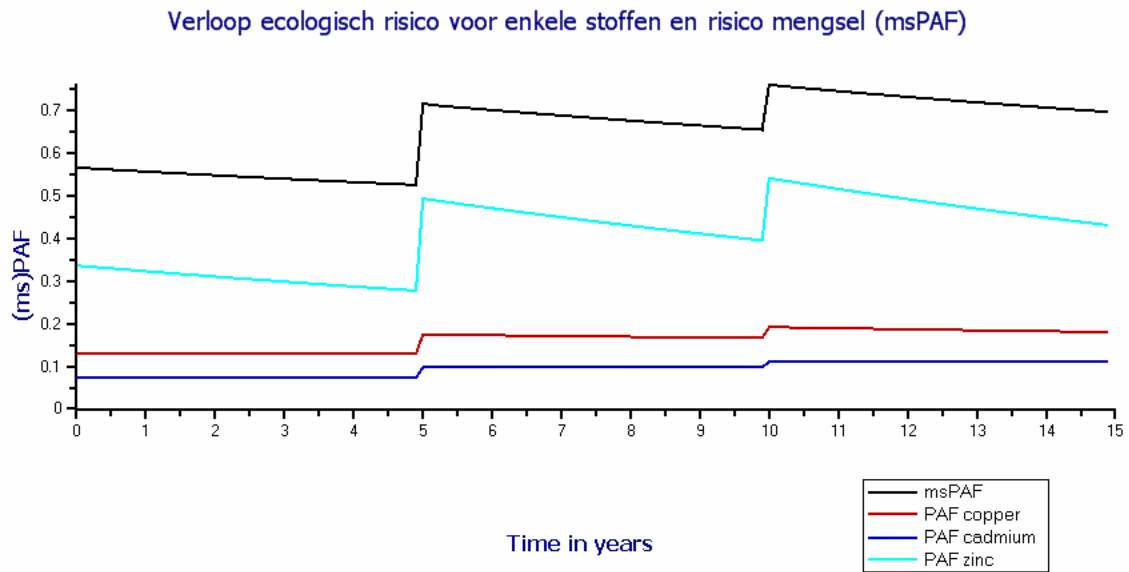
4.2.5 Ecologische risicobeoordeling bij verspreiding en toetsing aan risicogrenzen

Figuur 15 toont een voorbeeld van de tijdsvariatie in risiconiveaus die voor ecosystemen wordt voorspeld na herhaalde verspreiding, zowel voor het blootstellingsscenario via

totaalconcentraties (vergelijkbaar met de benadering van INS) als via opgeloste concentraties. De voorspelde ecologische risico's kunnen beleidsmatig worden getoetst aan de hand van twee grenswaarden die vaak gehanteerd worden, het 95%-beschermingscriterium (waarmee het Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau voor ecosystemen voor de normstelling gedefinieerd is, en waarbij volledige structurele bescherming van ecosystemen verondersteld wordt) en het 50%-aantastingscriterium (het criterium voor het onderscheiden van het Ernstig Risiconiveau). Het 95% beschermingsniveau betekent in de voorbeelden een fractie van 0,05 op de Y-as, het 50%-aantastingscriterium wordt bereikt bij een fractie van 0,5 op de Y-as.

In Figuur 15 wordt getoond hoe de ecologische risico's in de bodem veranderen door herhaald verspreiden van baggerspecie met verhoogde metaalconcentraties. De getoonde msPAF-waarden zijn berekend met SSDs die afgeleid zijn van NOECs als ecotoxiciteitsgegevens. Voor alle drie de onderzochte metalen neemt het ecologische risico (msPAF) door verspreiding toe direct na verspreiding, en daalt het risico vervolgens weer door uitspoeling. Dit geldt zowel voor beoordelingen via de totaalconcentratie als via het poriewater. Ook neemt het netto-risiconiveau van de drie metalen via een zaagtandpatroon toe (msPAF). Opvallend is, dat de PAF en msPAF-waarden allemaal ruim boven de 5% liggen, ook voorafgaand aan de eerste verspreiding. Dit suggereert dat de gehanteerde risicomatrat (msPAF gebaseerd op overschrijding van geen-effect niveaus, NOECs) erg gevoelig is, en dat het lokale ecologische risico niet alleen toe te schrijven is aan stoffen uit de baggerspecie. Deze vorm van toetsing is daarom geschikt voor het beantwoorden van beleidsvragen over de geschiktheid van de bodem na verspreiding voor een bepaalde vorm van bodemgebruik. De netto-risicobeoordeling toont echter niet welk gedeelte van het ecologische risico toe te schrijven is aan de bijdrage van de verspreide baggerspecie, en welk "achtergrond-risico" er al aanwezig was.

Verder valt op, dat de voorspelde ecologische risico's (msPAF) bij blootstelling via poriewater hoger zijn dan die zoals voorspeld via de totaalconcentraties, en dat de relatieve bijdrage van de verschillende metalen kan verschillen (zink heeft een grotere bijdrage aan de msPAF dan koper bij de risicobeoordeling via de totaalconcentraties, en een lagere bij de beoordeling via poriewaterconcentraties)



Figuur 15. Het tijdverloop van de Potentieel Aangetaste Fractie van soorten (PAF per stof, en msPAF voor het mengsel) in een realistische situatie, veroorzaakt door de drievoudige verspreiding van baggerspecie op land, specifiek voor de stoffen cadmium, koper en zink en het mengsel. PAF en msPAF-waarden op basis van blootstelling via de totaalconcentraties (boven) en op basis van blootstelling via het poriewater (onder).

4.2.6 Ecologische risicobeoordeling en toetsing via stand still van risico's

Omdat de netto-risicobeoordeling niet toont welk gedeelte van het ecologische risico toe te schrijven is aan de bijdrage van de verspreide baggerspecie, en welk "achtergrond-risico" er al aanwezig was, kunnen de ecologische risico's ook beleidsmatig via een stand still benadering beoordeeld worden. Hierbij wordt rekening gehouden met de ecologische risico's van de stoffen in de bodem die aanwezig waren voorafgaand aan de verspreiding.

Berekening van het ecologische risico op basis van NOECs (risico uitgedrukt als $msPAF_{NOEC}$) voor Nederlandse bodems toont aan dat de lokale waarde van de toxische druk (PAF en $msPAF$) tussen lokaties sterk varieert (berekeningen op basis van databestanden met algemene bodemgegevens; lokale beoordelingen kunnen andere resultaten geven). Er is sprake van achtergrondconcentraties, die gepaard gaan met een achtergrondwaarde voor de toxische druk. Dit effect is zichtbaar in Figuur 15 op tijdstip 0: de lokale toxische druk van de stoffen gezamenlijk is voor deze lokatie al circa 55% (totaalconcentraties) respectievelijk 75% (poriewaterconcentraties), voorafgaand aan de verspreiding. De risicobepaling voor de oorspronkelijke bodem toont substantiële invloed van de bodem voorafgaand aan verspreiding. Toepassing van de toegevoegd-*risicobenadering* kan een oplossing zijn voor het kwantificeren van de bijdrage van verontreinigde bagger aan het netto risiconiveau (zie onder). Bij de toepassing van een dergelijke benadering dient overigens ook rekening gehouden te worden met het verschil tussen stoffen die aanwezig zijn als gevolg van natuurlijke processen (geologisch, sedimentair) en die mogelijk niet of nauwelijks beschikbaar zijn voor blootstelling, en de fractie van de concentratie die door (recente) menselijke activiteiten is toegevoegd, en die waarschijnlijk meer beschikbaar is voor opname. Net als bij de beoordeling via stand still van concentraties dient er een operationele definitie van stand still van risico's te worden afgeleid.

4.2.7 Conclusies over beoordelingsmogelijkheden voor afzonderlijke partijen

De getoonde voorbeelden illustreren dat de wetenschappelijke voorspellingen die met *IRA-sed* afgeleid worden de volgende beleidsmatige toetsingen mogelijk maken:

1. Beoordelingen via de indeling van de baggerspecie in klassen;
2. Beoordelingen van voorspelde concentraties per stof na verspreiding met milieukwaliteitsnormen;
3. Beoordelingen van voorspelde concentraties per stof met een operationele definitie van stand still (van concentraties);
4. Beoordeling van het optreden van humane risico's door vergelijking van de voorspelde, lokale dagelijkse inname met bestaande toxicologische beschermingscriteria, zowel voor afzonderlijke stoffen als voor enkele stofgroepen gezamenlijk;
5. Beoordeling van het optreden van landbouwkundige risico's door vergelijking van de voorspelde productconcentraties per stof met bestaande maximaal toelaatbare productconcentraties;
6. Beoordeling van het optreden van ecologische risico's door vergelijking van de voorspelde risiconiveaus per stof, of van het gehele mengsel, met bestaande ecotoxicologische beschermings- of aantastingscriteria;
7. Beoordelingen van de verandering van ecologische risiconiveaus ten opzichte van de oorspronkelijke risiconiveaus, door vergelijking met een operationele definitie van stand still (van het lokatiespecifieke risiconiveau).

Wanneer de toetsing van baggerspecieverspreiding plaatsvindt via de toetsing van lokatiespecifieke risiconiveaus aan risicogrenswaarden (nummers 4 en 6) kunnen zowel de

netto risiconiveaus (van bagger+bodem) als de aan de baggerspecie toe te schrijven wijzigingen gerapporteerd worden (7): de eerste variabele geeft inzicht in de geschiktheid van het bagger+bodem mengsel voor het beoogde bodemgebruik, de tweede in de mate waarin baggerspecieverspreiding daaraan bijdraagt.

Toepassing van *IRA-sed* op de werkvoorraad baggerspeciepartijen toonde een enorme variatie in uitkomsten, zowel voor de voorspelde concentratieniveaus als voor de voorspelde risiconiveaus van afzonderlijke stoffen of mengsels. Zonder variatie in uitkomsten is het onmogelijk om een balans te veronderstellen tussen milieuhygiënische effecten van verspreiding en kosteneffectiviteit. Nu er sprake is van grote spreiding in uitkomsten, is het mogelijk om door toepassing van een bepaalde combinatie van besliscriteria de bedoelde (beleidsmatige) balans te vinden.

4.3 Voorbeelden meervoudige beoordelingen: milieueffect- en bedrijfseffect toetsingen

4.3.1 Algemeen

Er zijn MET (Milieu Effecten Toets) en BET (Bedrijfs Effecten Toets) beoordelingen uitgevoerd om te verkennen welk effect de keuze van beleidsmatige besliscriteria heeft op de fractie verspreidbare partijen en op de milieu-effecten. De MET en BET beoordelingen werden hiervoor uitgevoerd met de gegevens over de werkvoorraad baggerspecie, zoals die samengevat is in de database PROSPECT (Bekkering en Joziasse 2001; Joziasse et al. 2001a; Joziasse et al. 2001b). PROSPECT is de database waarmee het Tienjarensценario Bagger (AKWA 2001a) is afgeleid. Let op: de resultaten van deze paragraaf kunnen complex lijken, maar die complexiteit heeft alleen betekenis voor de vaststelling van de besliscriteria (de afweging tussen kosteneffectiviteit en milieuhygiënische consequenties).

Voor de toepassing op concrete situaties kan het beslismodel tenminste zo simpel werken als de huidige programma's voor de indeling van baggerspecie in klassen.

4.3.2 Aannames MET en BET toetsingen met onderhoudspartijen

4.3.2.1 Baggergegevens

De voorbeeldresultaten van de MET en BET toetsingen hebben betrekking op de partijen onderhoudsbagger in de PROSPECT database (1356 stuks). PROSPECT bevat gegevens over de op lokaties aanwezige klassen, maar niet over de onderliggende (gemeten) concentraties van de afzonderlijke stoffen. Uit de gegevens in PROSPECT is daarom, voor de *IRA-sed* beoordelingen, een interpolatie gemaakt van de waarschijnlijke concentraties van stoffen in de baggerpartijen. Aangezien er bij de systembenadering ook het bodemtype en het bodemgebruik van belang is, moest naast PROSPECT ook gezocht worden naar gegevensbronnen voor landbodemeigenschappen en landgebruik. Dit betekent, dat er bij de voorbeeld-analyses aan de werkvoorraad additionele aannames over de lokale bodemcondities moesten worden gedaan. Aangenomen wordt dat deze representatief zijn voor de situatie die via het nieuwe verspreidingsbeleid zou moeten worden opgelost.

4.3.2.2 Bodemgegevens

De bodemgegevens die voor de partijenbeoordelingen nodig waren zijn, via de lokatiecoördinaten van de PROSPECT-partijen, voor de betreffende lokaties afgeleid. In Tabel 4 is samengevat welke soorten bodemgegevens nodig waren, en hoe deze zijn verkregen, en welke aannames er zijn gedaan om de verspreidbaarheid van de partijen uit het landelijke bestand te beoordelen. Bij de beoordeling werd aangenomen dat verspreiding op het aanliggende perceel plaats zou vinden; voor dat perceel zijn de benodigde systeemparameters afgeleid en gebruikt.³

Tabel 4. De bronnen voor de lokatiegegevens voor bodems ten behoeve van de landelijke BET en MET toetsingen.

Variabele	Waarde/afkomstig uit
Concentraties bodem	Geïnterpoleerde data landelijk meetnet
Concentraties bagger	PROSPECT database
pH, Organisch stofgehalte, Lutumfractie Bodem	Geïnterpoleerde data landelijk meetnet
Organisch stofgehalte, Lutumfractie Sediment	PROSPECT database
pH sediment	Gelijk gesteld aan pH bodem
Frequentie van baggeren	PROSPECT database
Stofeigenschappen	Diverse state-of-the-art bronnen
Verspreidingslokatie	Aangrenzend aan te baggeren lokatie
Mengverhouding bagger en bodem	1:1
Gemodelleerde periode	15 jaar

4.3.2.3 Beperkingen van de MET en BET beoordelingen

De BET en MET beoordelingen maakten een aantal aannames nodig, die grotendeels niet gelden voor de beoordeling van afzonderlijke partijen aan de hand van veldmetingen. Analyse van de bestanden met bagger- en bodemgegevens maakte bijvoorbeeld duidelijk, dat niet alle gewenste parameters altijd beschikbaar waren. Bijvoorbeeld: de pH van de baggerspecie is een belangrijk kenmerk voor de blootstelling van organismen aan metalen, maar deze parameter is niet in PROSPECT opgenomen. Bovendien bleek dat de bagger- en bodembestanden niet ruimtelijk aansluitend waren. Zo waren bijvoorbeeld de xy-coördinaten van de baggerspecievoorraden niet exact te relateren aan het lokale bodemtype en het bodemgebruik (cf. de bodemgebruiksvormen die worden onderscheiden).

Deze aannames voor de BET en MET toetsingen werken ten dele conservatief. Bijvoorbeeld, voor de mengverhouding is in dit geval op de landelijke schaal de aanname gedaan dat er 1:1 menging tussen grond en bagger zal plaatsvinden, wat voor vele lokaties een onderschatting van de werkelijke mengverhouding zal zijn. Er is uitgegaan van verspreiding op het aangrenzende perceel. Volgens de beleidsvoornemens zou de verspreiding ook elders binnen een beheersgebied beoordeeld mogen worden, wat betekent dat verplaatsing naar minder gevoelige percelen in de praktijk ruimte voor verspreiding op zou kunnen leveren. In het concept Besluit Bodemkwaliteit wordt verspreiding echter weer beperkt tot aanliggende percelen. Toepassing elders in dikkere lagen is echter wel mogelijk.

³ Gedurende het ontwerpen van *IRA-sed* zijn gegevens uit het project Achtergrondwaarden 2000 bekend geworden, maar dat deze gegevens zijn nog niet verwerkt bij de modellering en de BET en MET analyses. Het betrekken van gegevens over lokale achtergrondconcentraties van stoffen in de bodem, alsmede van het onderscheiden van een niet-beschikbare geogene achtergrondconcentratie ten opzichte van de antropogeen bepaalde toevoeging, is van groot belang voor de interpretatie van de lokatiespecifieke risicobeoordelingen. Op dit aspect wordt ingegaan in hoofdstuk 5.

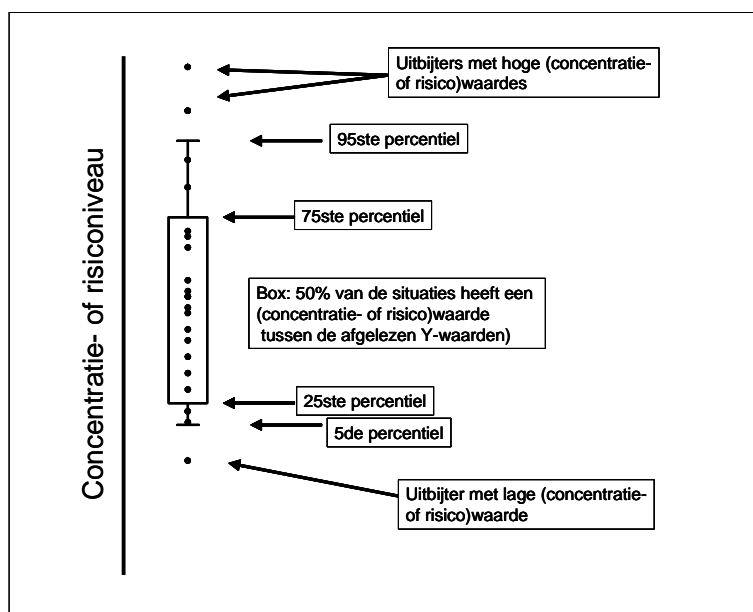
Het was voor de BET en MET toetsingen niet van belang om bij de beoordeling van de werkvoorraad perfectionisme na te streven. De toetsingen hebben uitsluitend tot doel om inzicht te krijgen in de waarschijnlijke effecten van het beleid bij invoering. Hoewel er dus enkele cruciale aannames zijn gedaan, is het mogelijk om de afweging tussen milieuhygiënische effecten en kosteneffectiviteit te maken.

De beschikbare databestanden maakten het niet mogelijk om, als vervolg op het aanduiden van de fractie verspreidbare partijen, het aspect kosteneffectiviteit te kapitaliseren als meer- of minderkosten van de invoering van nieuw verspreidingsbeleid ten opzichte van het bestaande beleid. Via de bestaande werkwijzen van PROSPECT wordt, aan de hand van de klassenindeling, de bestemming van een bepaalde partij vastgesteld, en kunnen de kosten van alle mogelijke bestemmingen exact gekapitaliseerd worden. Dit is echter niet direct mogelijk bij het vaststellen van een nieuwe bestemming (zoals hier verkend wordt). Aangenomen wordt dat de fractie verspreidbare partijen een goed inzicht geeft in de te verwachten kosten.

4.3.3 Presentatie van de resultaten via Boxplots

De resultaten van de MET-toetsingen worden getoond als Boxplots. Boxplots vatten de resultaten die voor alle 1356 partijen afzonderlijk verkregen zijn overzichtelijk samen. In Box 1 wordt uiteengezet hoe Boxplots geïnterpreteerd moeten worden.

Box 1. Uitleg van het begrip Boxplot. De concentratie- of risicowaarden van een groot aantal monsters wordt berekend (de punten in het schema) in dit geval (vaak) 1356 partijen. Om dit samen te vatten wordt een beeld van de ligging van de variatie in concentratie- of risicowaarden gegeven, door de Box van de Boxplot (binnen het Y-waarden bereik ligt 50% van de uitslagen) en de Whiskers (binnen het bereik van de Whiskers ligt 90% van de uitslagen). Met andere woorden: de resterende 5% van de uitslagen ligt boven de bovenste en onder de onderste Whisker (elk 2,5%). In dit schema worden deze uitbijters getoond. In de figuren van het rapport ontbreken deze.



4.3.4 Verandering stofconcentraties in de bodem zonder verspreiding

De systeembenadering van *IRA-sed* is in de eerste plaats toegepast om te bestuderen hoe stoffen zich in de bodem gedragen bij modellering via de *PEC-module* van *IRA-sed*. Door het systeemmodel eerst te parametriseren *zonder* aanvoer van baggerspecie werd onderzocht of het gedrag van stoffen in het systeem plausibel was gemodelleerd. Deze berekening is uitgevoerd voor een periode van 30 jaar.

Tabel 5. Verloop van bodemconcentraties van stoffen in Nederland voor een groot aantal bodems zonder verspreiding van baggerspecie, voorspeld voor een periode van 30 jaar, met *IRA-sed*. 'Delta' duidt procentuele mate van verandering aan: min=minimaal, max=maximaal. OS=Organisch stofgehalte. Aanvangs-gegevens voor de bodems afgeleid volgens paragraaf 4.3.2.

Stof	MinDelta				maxDelta			
	(%)	pH	OS (%)	Lutum (%)	(%)	pH	OS (%)	Lutum (%)
Anthraceen	-45	7,5	1,68	26,62	-45	5,3	25,93	21,00
Benzo(a)anthraceen	-45	7,5	1,68	26,62	-45	5,4	23,22	11,19
Benzo(a)pyreen	-45	7,5	1,68	26,62	--45	5,4	23,22	11,19
Benzo(ghi)peryleen	-45	7,5	1,68	26,62	-45	5,1	7,24	2,40
Benzo(k)fluorantheen	-45	6,7	2,58	1,45	-45	5,5	6,45	1,39
Cadmium	-0,22	4,0	5,65	0,79	0,49	6,6	2,13	1,65
Chroom	-0,01	3,8	6,68	1,91	0,00	7,7	1,87	38,43
Chryseen	-45	7,5	1,68	26,62	-45	5,4	23,22	11,19
Fluorantheen	-45	4,4	12,94	2,59	-45	5,5	6,45	1,39
Indeno(123cd)pyreen	-45	7,5	1,68	26,62	-45	6,9	9,42	32,32
Koper	0,00	6,6	7,88	9,34	0,43	4,2	6,73	1,93
Kwik	0,00	4,8	39,91	21,39	0,00	5,2	4,80	4,68
Lood	-0,01	4,0	5,65	0,79	0,02	4,8	6,72	2,54
Nikkel	-0,11	4,0	5,65	0,79	0,00	7,7	1,87	38,43
o,p'-DDT	0,00	7,5	1,68	26,62	0,00	4,8	39,91	21,39
p,p'-DDT	0,00	7,5	1,68	26,62	0,00	4,8	39,91	21,39
PCB101	0,00	7,5	1,68	26,62	0,00	4,8	39,91	21,39
PCB118	-0,01	7,5	1,68	26,62	0,00	4,8	39,91	21,39
PCB138	0,00	7,5	1,68	26,62	0,00	4,8	39,91	21,39
PCB153	0,00	7,5	1,68	26,62	0,00	4,8	39,91	21,39
PCB180	0,00	7,5	1,68	26,62	0,00	4,8	39,91	21,39
PCB28	-0,02	7,5	1,68	26,62	0,00	4,8	39,91	21,39
PCB52	-0,01	7,5	1,68	26,62	0,00	4,8	39,91	21,39
Zink	-1,11	4,0	5,65	0,79	0,36	4,5	6,16	1,30

Deze resultaten zijn in overeenstemming met de verwachtingen die beredeneerd kunnen worden op basis van de invoergegevens. Voor PAK is afbraak gemodelleerd en zonder aanvoer van nieuwe PAK moet dit leiden tot een daling van de concentraties⁴. De overige stoffen kunnen worden afgevoerd via uitloging en gewasopname. Het gaat hierbij om kleine hoeveelheden, waardoor de concentraties relatief constant blijven. Voor metalen zijn kleine toenames ook mogelijk, indien de aanvoertermen groter zijn dan de afvoertermen.

⁴ In de aërobe bodem vindt afbraak van PAK plaats. De snel afbreekbare PAKs zijn al afgebroken. Voor de overblijvende langzaam en zeer langzaam afbreekbare PAKs zijn de afbraakcoëfficiënten gelijk, wat leidt tot de gelijke afbraak als weergegeven in de tabel.

4.3.5 Toetsing verspreiding via huidige normen en baggerklassen

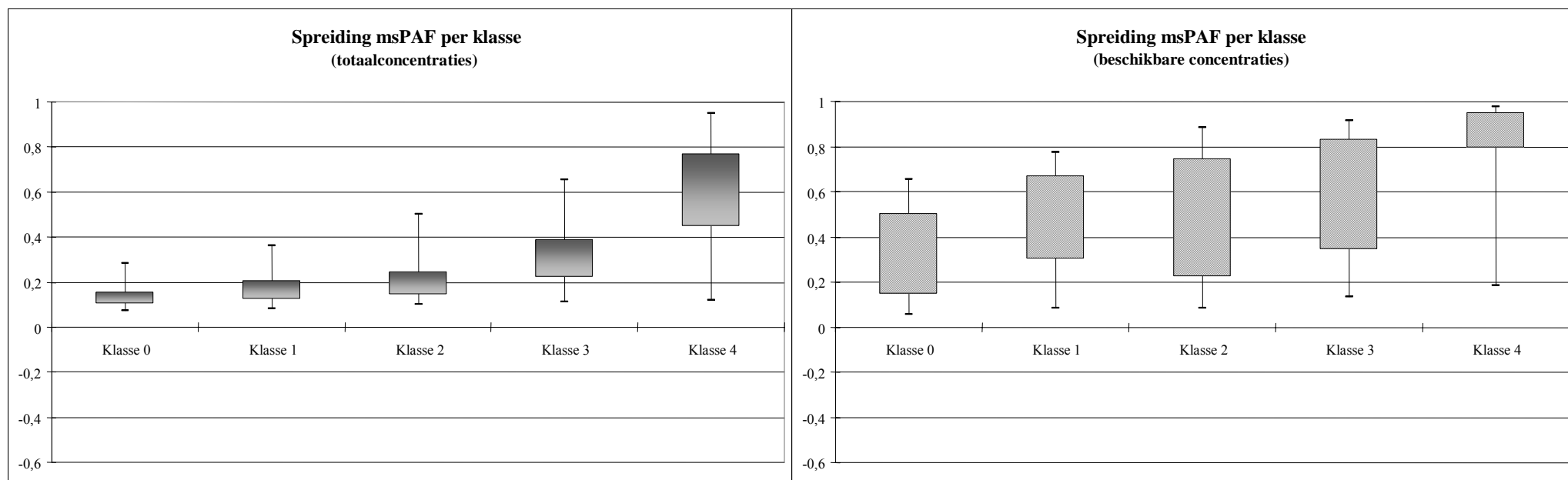
Verkende optie: uit oogpunt van consistentie tussen water- en bodembeleid, en vanuit de eenvoud van toepassing in de praktijk, zou het een gewenste optie voor het nieuwe beleid kunnen zijn om baggerspecieklassen toe te passen als basis voor het nieuwe verspreidingsbeleid, met gewijzigde of ongewijzigde klassen. In deze paragraaf wordt getoetst of baggerspecie die ingedeeld wordt in de klassen volgens de oude systematiek (klassen 0-4) verspreid zou mogen worden aan de hand van de beoordelingen van het *IRA-sed* model (bij gelijkblijvende of additioneel gedefinieerde besliscriteria). Verwacht werd, dat de verspreidbaarheid van klasse-0 specie niet beperkt zou worden door de eerder gekozen grenswaarden voor concentraties of risico's, en dat de verspreidbaarheid van klasse 1, 2, 3 en 4 af zou nemen met toenemende klasse. Deze analyses sluiten aan op de resultaten van de quick-scan die in Figuur 2 voor de ecologische risico's zijn gepresenteerd.

Voor de beoordeling van de verspreidbaarheid zijn in de voorbeelden de eerder besproken - milieuhygiënische criteria gehanteerd:

- Humaan: lokatiespecifieke MTR_{humaan} , VR_{humaan} .
- Landbouwproducten: overschrijden van productnormen (Warenwet).
- Ecologie: $msPAF=20\%$ (80%-beschermings- ofwel het 20% aantastingsniveau).
- Stand still.

Bij overschrijding van één of meer (risico)grenzen werd de betreffende partij als niet-verspreidbaar gekenmerkt. Bij de ecologische risicobeoordeling wordt een 'window of prediction' getoond, waarbij het blootstellingsscenario via het poriewater tot hogere risiconiveaus leidt dan het blootstellingsscenario via de totaalconcentraties (zie Rapport 3, hoofdstuk Ecologische Risicobeoordeling). De mogelijkheden voor toetsing via stand still, en via humane-, landbouwkundige-, en ecologische risico's wordt in afzonderlijke paragrafen verder uiteengezet.

MET-resultaat: indien alle partijen van alle huidige klassen verspreid zouden worden, dan zou dit leiden tot milieu-effecten in de vorm van lokale ecologische risiconiveaus, zoals weergegeven in Figuur 16. In deze figuur wordt gekeken naar de lokale absolute waarde van de toxische druk, met onderscheid naar het scenario blootstelling via de totaalconcentraties (links) en het poriewater (rechts). Dergelijke figuren kunnen ook voor landbouwkundige en humane risicobeoordelingen afgeleid worden.



Figuur 16. Verdeling van ecologische risico's per klasse baggerspecie na hypothetische verspreiding van alle partijen van een klasse op aanliggende percelen.
Links: msPAF afgeleid via totaalconcentratie-scenario; rechts: idem via poriewaterscenario.

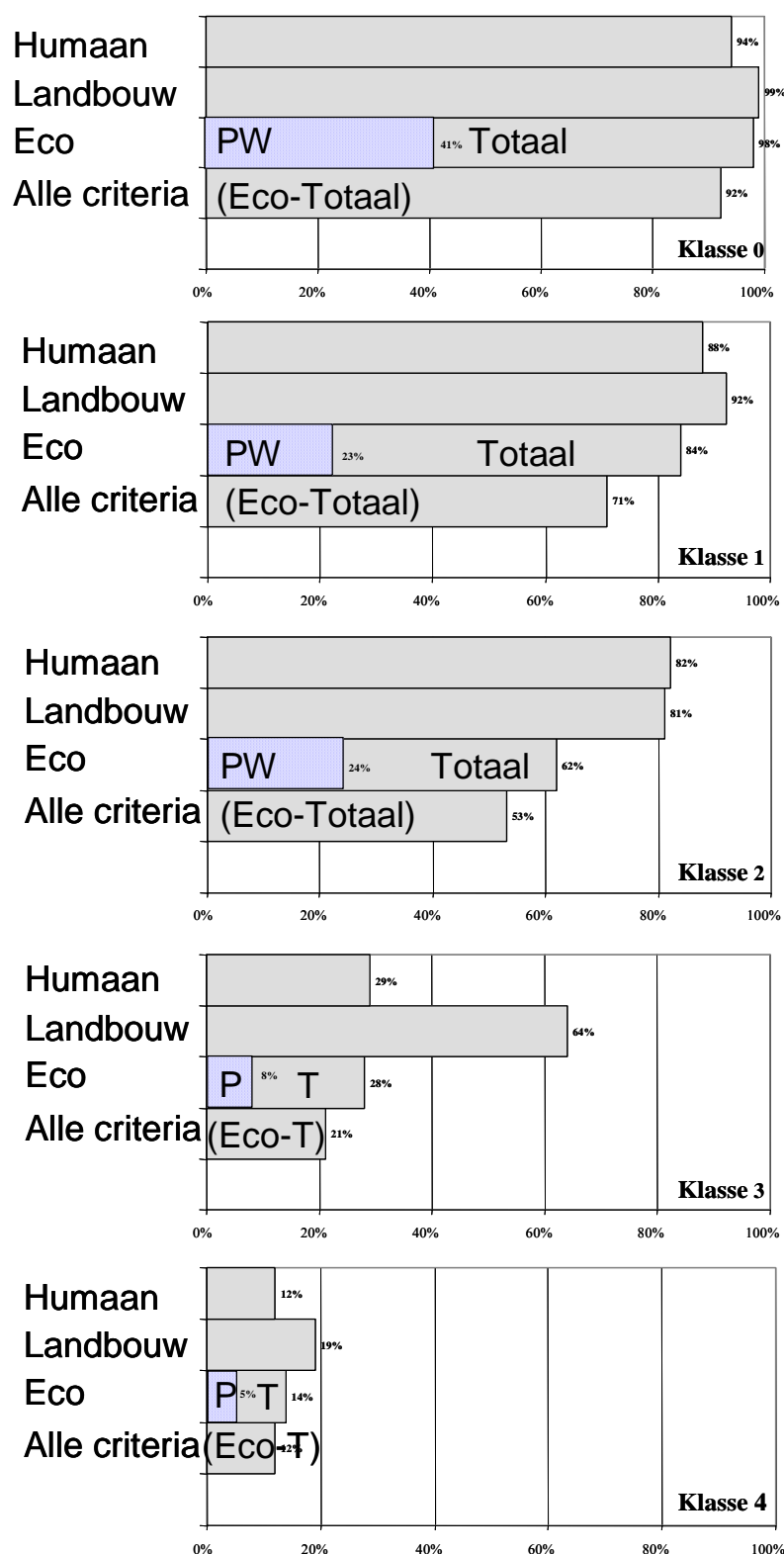
De voorspelde risiconiveaus voor ecosystemen overschrijden allemaal het 95%-beschermingscriterium (100% structuurbescherming), vanaf klasse-0 specie. Er is echter een zeer beperkte overschrijding van het 80%-beschermingscriterium. De ecologische risico's nemen toe bij toenemende klasse. Bij poriewater-blootstelling worden hogere risiconiveaus voorspeld dan voor totaalconcentratie-blootstelling, en is ook de spreiding hoger. Deze resultaten zijn een herhaling van de resultaten van de eerder gepresenteerde quick scan (Figuur 2).

BET-resultaat: de fractie verspreidbare partijen baggerspecie wordt weergegeven in Figuur 17. Specie van de klassen 0 en 1 blijken volgens *IRA-sed* in combinatie met de gehanteerde besliscriteria verspreidbaar voor meer dan 80%, wanneer de risico's voor bodemorganismen via de totaal-concentraties van de stoffen zouden worden blootgesteld. In werkelijke situatiebeoordelingen zal de fractie niet-verspreidbare partijen van deze klassen minder hoog zijn, indien er getoetst wordt aan (alleen) het huidige bodemgebruik.

De fractie verspreidbare speciepartijen neemt, zoals verwacht, af met toenemende klassewaarde. De beoordeling via landbouwriscio's⁵ is het minst vaak beperkend, die via ecologische risico's het vaakst. Humane risico's beperken de verspreidbare fractie met name voor de klassen 3 en 4. Opgemerkt moet worden, dat er bij deze beoordelingen *niet* gekeken wordt of de verspreiding ten dele afgekeurd wordt vanwege de al in de landbodem aanwezige stoffenconcentraties. De beoordelingen zullen anders uitvallen indien gekeken zou worden naar de toe- of afname van risico's die door de verspreiding zelf zou worden veroorzaakt.

Opvallend is, dat de toepassing van de beleidsmatig gehanteerde risicogrenzen leidt tot niet-verspreidbare partijen baggerspecie voor alle klassen. Ook al bij klasse-0 specie zijn er kennelijk partijen waarbij het voorspelde risiconiveau hoger ligt dan de gehanteerde beschermdoelen. Inzicht in de oorzaken van overschrijding is nodig om te kunnen beslissen over verspreidbaarheid van partijen in relatie tot milieuhygiënische consequenties. Een deel van de overschrijdingen blijkt, bij toepassing van het toegevoegd risico-concept (dat is: rekening houden met de al aanwezige toxische druk van de oorspronkelijke bodem) toe te schrijven te zijn aan de lokale bodemcondities.

⁵ Bij landbouwproducten is alleen getoetst voor die stoffen waarvoor er een norm in de warenwet is opgenomen. Er is is niet getoetst op andere kwaliteitscriteria van het product. Aangenomen wordt dat de algehele kwaliteit voldoende is als ook wordt voldaan aan de ecologische criteria (gezond voedsel komt van een gezonde bodem).



Figuur 17. Verspreidbare baggerspeciepartijen als percentage van de werkvoorraad.

Bij de ecologische risicobeoordeling is er sprake van een risicobeoordeling op basis van totaalconcentraties (T) en poriewaterconcentraties (PW), waarbij de poriewaterconcentratie-beoordeling hogere risicoschattingen oplevert dan de totaalconcentratie-beoordeling, en dus geringere verspreiding. Er is sprake van een Window of Prediction. De toetsing bij “alle criteria” heeft betrekking op toepassing van alle risicogrenzen voor alle beschermdoelen. De ecologische toetsing had hierbij betrekking op de beoordeling via de totaalconcentraties.

Conclusie: Indien het verspreidingsbeleid gebaseerd wordt op de huidige klassen, zou verspreiding van alle partijen van klasse-0 tot en met klasse-4 leiden tot overschrijding van de momenteel gehanteerde risicogrenzen in de aangrenzende percelen. De mate waarin de grenzen worden overschreden is echter beperkt voor de lagere klassen. De overschrijding van de risicogrenzen is echter maar ten dele toe te schrijven aan de verspreiding van baggerspecie. Om hier rekening mee te houden kan ook de specifieke toename van het risiconiveau door de verspreiding van baggerspecie beoordeeld worden (zie onder).

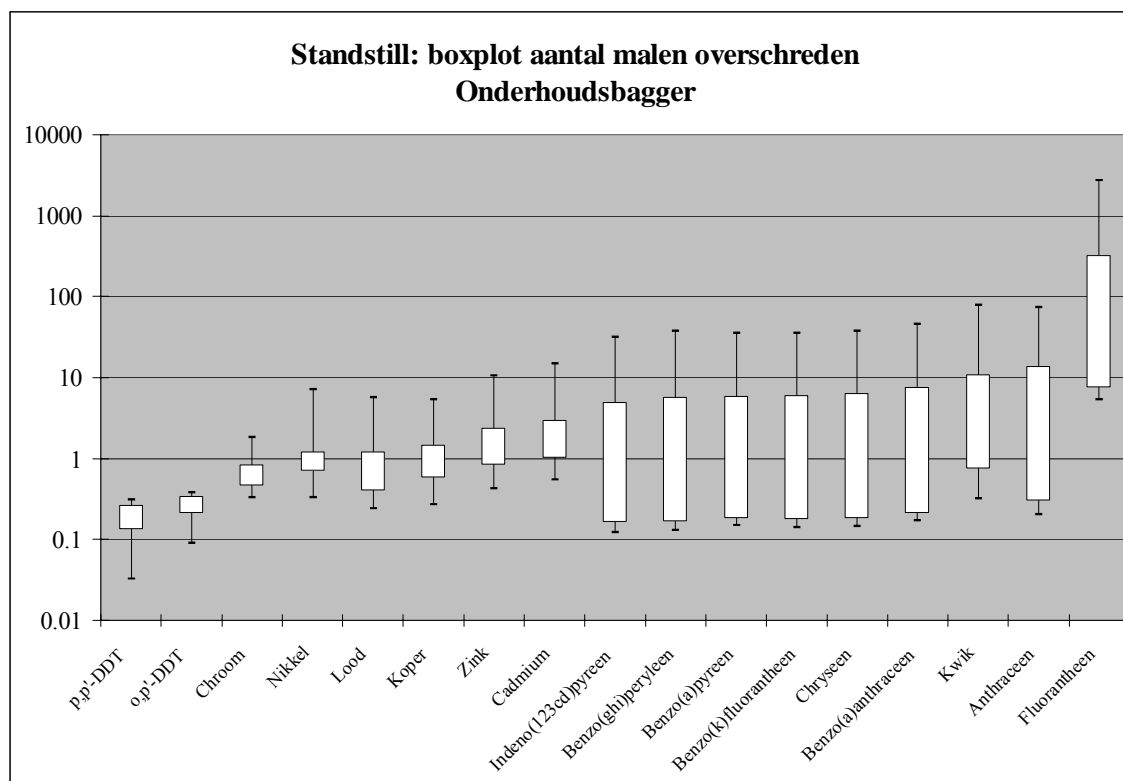
4.3.6 MET en BET toetsing via stand still van concentraties

Verkende optie: toepassing van het stand still principe voor concentraties werd per stof toegepast op de onderhoudspartijen uit de werkvoorraad. Het principe kan absoluut toegepast worden (concentratie bagger < concentratie bodem), of met behulp van de toepassing van een marge. Dit laatste kan om operationele redenen voorgesteld worden. Een voorbeeld van de definitie van een marge is “de lokale bodemconcentratie + 20% daarvan” als bovengrens van een operationele stand still definitie voor de beoordeling van concentraties.

Resultaten MET toetsing via stand still van concentraties: de milieuhygiënische effecten van verspreiding van de werkvoorraad worden voor het stand still principe getoond in Figuur 18. Verspreiding van een partij voldoet in dit geval aan het stand still beginsel indien de in de figuur getoonde waarde voor een partij onder de waarde één blijft, en voor alle partijen indien de Box- en Whiskerswaarden onder de waarde één blijven.

Uit de figuur blijkt, dat er voor veel stoffen, en voor het merendeel van de partijen, sprake is van overschrijding van het stand still beginsel. Voor stoffen die in de waterbodem niet- en in de landbodem wel afbreekbaar zijn (makkelijk afbreekbare organische stoffen), zal er in de regel accumulatie optreden in de waterbodem, zullen de landbodemconcentraties vaak (veel) lager zijn, en zal er sprake zijn van overschrijding van het stand still principe. Hetzelfde geldt voor stoffen die in de waterbodem binden, maar uit de landbodem uitloggen (metalen).

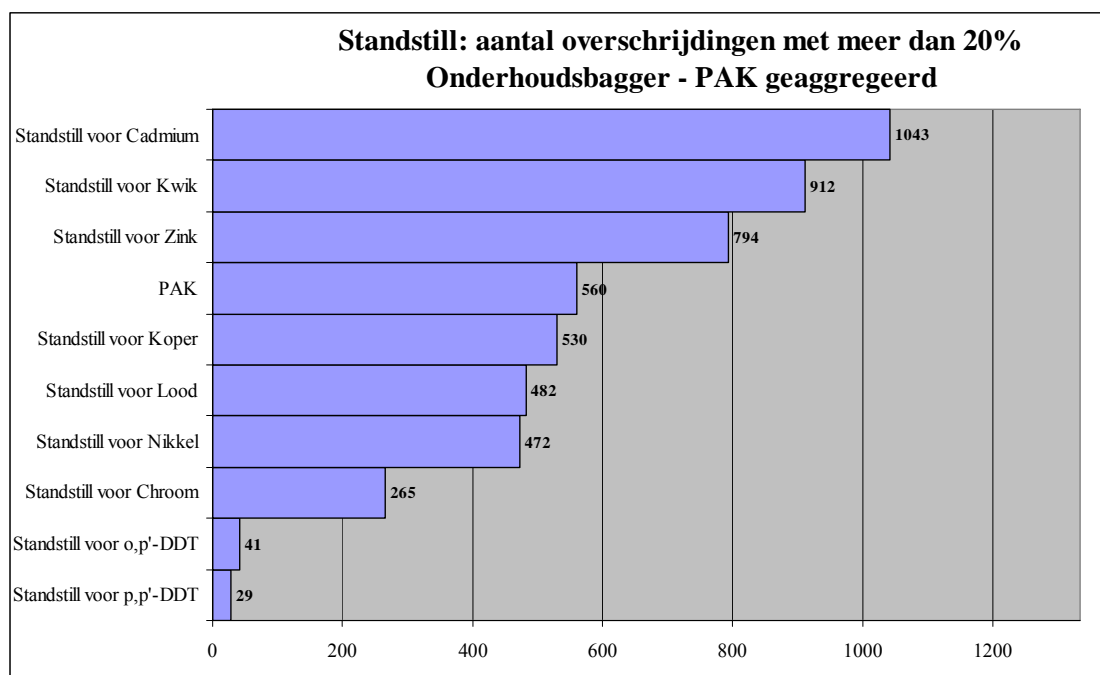
Het lijkt niet mogelijk om één kritische grenswaarde voor te stellen voor een operationele definitie van stand still, vanwege de beide redenen waarom overschrijding van het stand still principe kan optreden. Keuze van één grenswaarde zou leiden tot het afkeuren van partijen die op basis van risico-overwegingen niet afgekeurd hoeven te worden, bijvoorbeeld vanwege afbraak in de landbodem. Operationeel kan gedacht worden aan criteria die gebaseerd zijn op toetsing van piekconcentraties, of van gemiddelde voorspelde waarde voor een bepaalde periode (evenwicht). In het thans in ontwikkeling zijnde generieke beleidsspoor wordt gewerkt met klassen, waarbij stand still waarschijnlijk geoperationaliseerd wordt door verspreiding van baggerspecie op bodems van dezelfde klasse toe te staan.



Figuur 18. De toepassing van stand still voor concentraties per stof onderzocht: verspreiding kan leiden tot overschrijding van het stand still concept. Let op: logaritmische y-as, en PAKs afzonderlijk. Stand still wordt bereikt bij de waarde van 1.

Resultaten BET-toetsing: de fractie verspreidbare specie bij toepassing van een vaste operationele definitie van stand still voor alle stoffen, via bijvoorbeeld “bestaande concentratie plus maximaal 20%”, leidt tot het patroon van Figuur 19. Een hoog percentage van de partijen zou niet verspreid mogen worden bij toepassing van dit criterium. Dit wordt veroorzaakt door verschillende processen, waaronder de verschillen in afbraak van organische stoffen tussen water- en landbodem, en het hogere accumulatieproces van metalen in de waterbodem (minder mobiel).

Conclusie: de beleidsmatige beoordeling van de verspreidbaarheid van baggerspeciepartijen via het stand still principe is in *IRA-sed* in principe mogelijk. Bij de beoordeling via concentraties moet rekening gehouden worden met het feit dat stofgedrag in waterbodem en landbodem kan leiden tot grote overschrijdingen van het stand still principe, zonder dat daaraan (altijd) risico's voor de landbodem verbonden hoeven te zijn (zie onder). De keuze van een operationele definitie van stand still wordt verder bemoeilijkt door het verschijnsel dat er sprake kan zijn van stand still van concentraties, terwijl de risico's veranderen door veranderde sorptiecondities (zie hoofdstuk Ecologische Risicobeoordeling in Rapport 3).



Figuur 19. Aantallen overschrijdingen van stand still. Bij PAKs: de 10 PAKs van VROM gezamenlijk beoordeeld (kan ook separaat gemodelleerd worden).

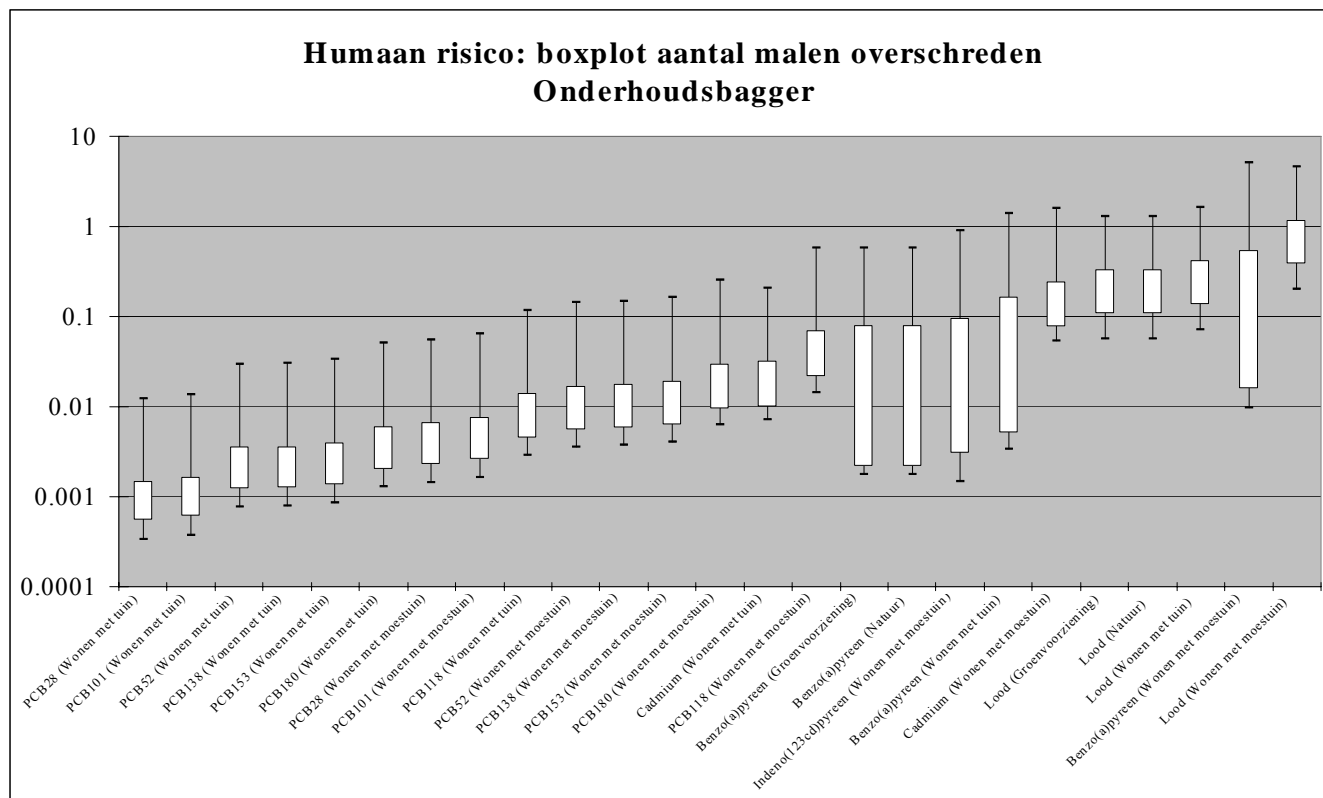
4.3.7 MET en BET toetsing van humane risico's

Verkende optie: door de veranderingen in de lokale concentraties (zaagtandpatronen) verandert de lokale blootstelling van de mens aan toxische stoffen. In de onderstaande voorbeelden is verkend hoe dit uitwerkt in de MET en BET toetsingen van de werkvoorraad.

Resultaten MET toetsing: de milieuhygiënische effecten van verspreiding van de gehele werkvoorraad zijn getoond in Figuur 20. Voor veel stoffen en situaties komt de voorspelde blootstelling niet uit boven de toxicologische grenswaarde, wat in de Boxplots overeenkomt met een ligging van de Boxes die (inclusief de Whiskers) onder de waarde één blijven. In die gevallen is er na verspreiding geen onacceptabele humane blootstelling te verwachten. De hoogste risico-index wordt voorspeld voor lood, bij het scenario “wonen met moestuin”. Bij dit scenario zou verspreiding van alle partijen op bodem die als moestuin gebruikt moet kunnen worden (of gebruikt wordt) leiden tot een afkeuringspercentage van circa 25%.

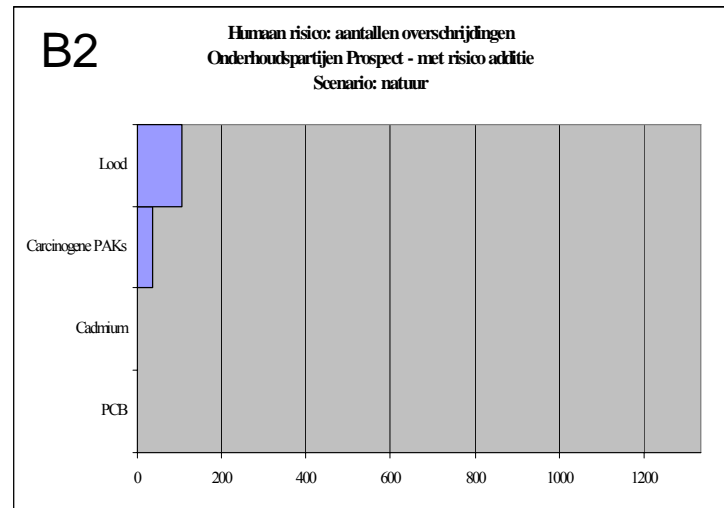
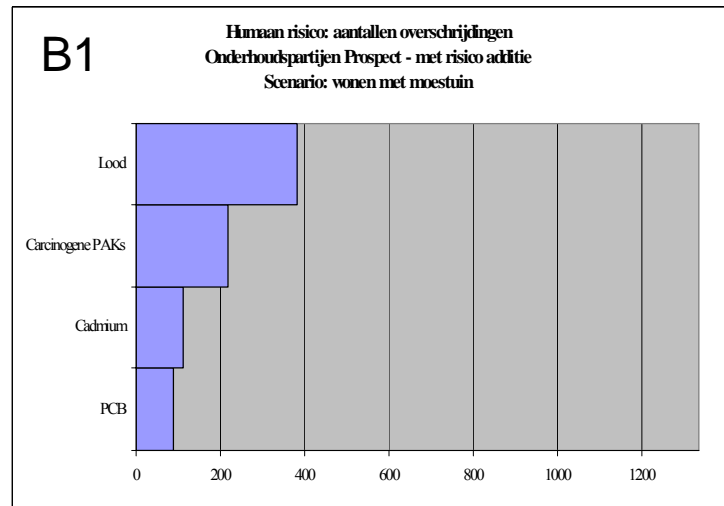
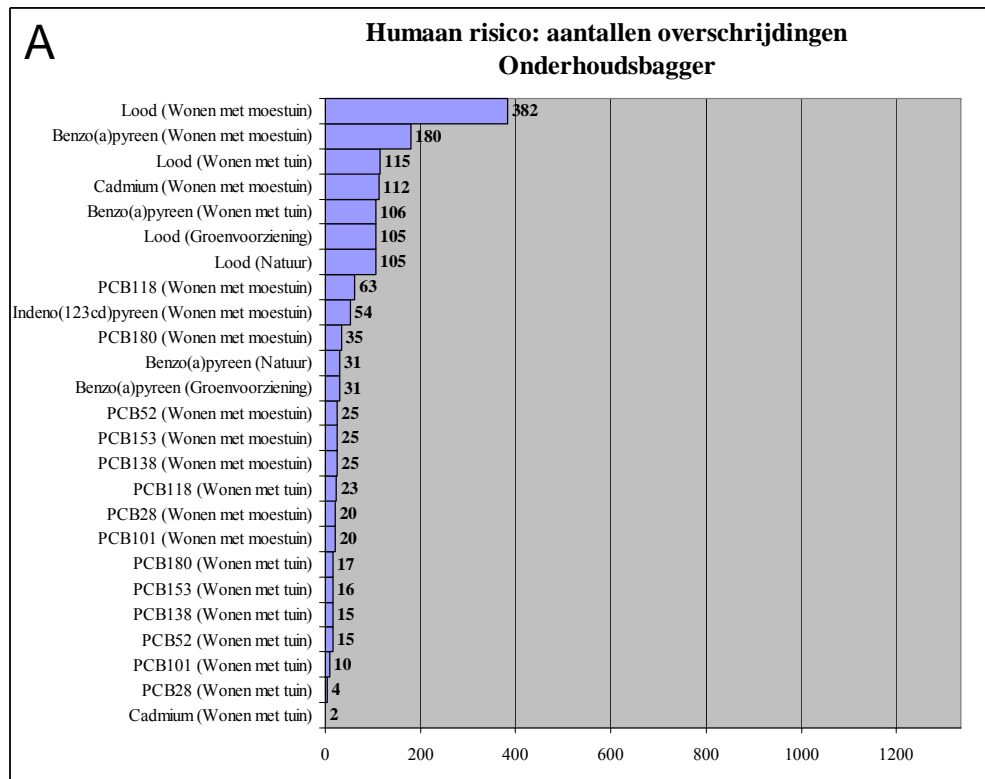
Resultaten BET toetsing: de mate van afkeuring van partijen vanwege humane risico's is, voor alle scenario's, getoond in Figuur 21. Ten hoogste 382 van de 1356 zouden worden afgekeurd vanwege lood bij het bodemgebruik “wonen met moestuin”. De mate van afkeuring zou echter lager zijn, indien alleen op het *huidige* bodemgebruik beoordeeld zou worden. Omdat de oppervlakte van grond die gebruikt wordt als moestuin relatief klein is, en het merendeel van het areaal van Nederland landbouwgrond betreft, zou de humane risicobeoordeling bij huidige bodemgebruik een veel lagere fractie afgekeurde partijen opleveren, omdat de humane blootstelling bij vrijwel alle vormen van bodemgebruik (veel) lager is dan die bij het bodemgebruik “moestuin” (vergelijk de deelfiguren B en C in Figuur 21).

In Figuur 21 wordt tevens geïllustreerd dat een risicobeoordeling waarin rekening gehouden wordt met mengsels strenger is dan de risicobeoordeling per stof. In deze figuren werd de blootstelling aan carcinogene PAKs respectievelijk aan PCBs gecumuleerd, en vervolgens getoetst aan de toxicologische grenswaarde.



Figuur 20. Mate van overschrijdingen humane risicogrenzen (MTR of VR, gesteld op de waarde 1). De figuur toont zogenaamde Boxplots. Deze plots geven een samenvatting van de voorspellingen voor alle onderzochte partijen. De “box” geeft de 25ste en 75ste percentielen van de voorspelde verzameling blootstellingsconcentraties weer, de ‘whiskers’ de 5de en 95ste percentielen (ofwel: vrijwel de hoogste en laagste voorspelde blootstellingsconcentratie).

Conclusie: de beleidsmatige beoordeling van de verspreidbaarheid van baggerspeciepartijen via beoordeling van lokatiespecifiek humane risico's is in *IRA-sed* mogelijk voor zowel afzonderlijke stoffen als via een aantal stofgroepen (PAKs en PCBs). Het voorkomen van humane risico's is sterk afhankelijk van het lokale bodemgebruik, en is het hoogst bij wonen met moestuin. In het algemeen is er, bij de gebruikelijke grenswaarden bij levenslange blootstelling, en bij het *huidige* bodemgebruik, geen sprake van een frequente of hoge overschrijding van de grenswaarden voor humane blootstelling. Als rekening moet worden gehouden met zogenaamd (*toekomstig*) *multi-gebruik* (de lokale bodem moet bijvoorbeeld geschikt blijven voor alle vormen van bodemgebruik) is de fractie niet-verspreidbare partijen bij toepassing van de huidige humaan-toxicologische risicogrenzen gelijk aan de aantallen zoals getoond in de figuren.



Figuur 21. Overschrijdingen van de humane risicogrens, beoordeeld per stof (A), of bij toepassing van beoordeling van stofgroepen voor twee blootstellingsscenario's: "wonen met moestuin" (B1) of het scenario "natuur" (C).

4.3.8 MET en BET toetsing van risico's voor landbouwproducten

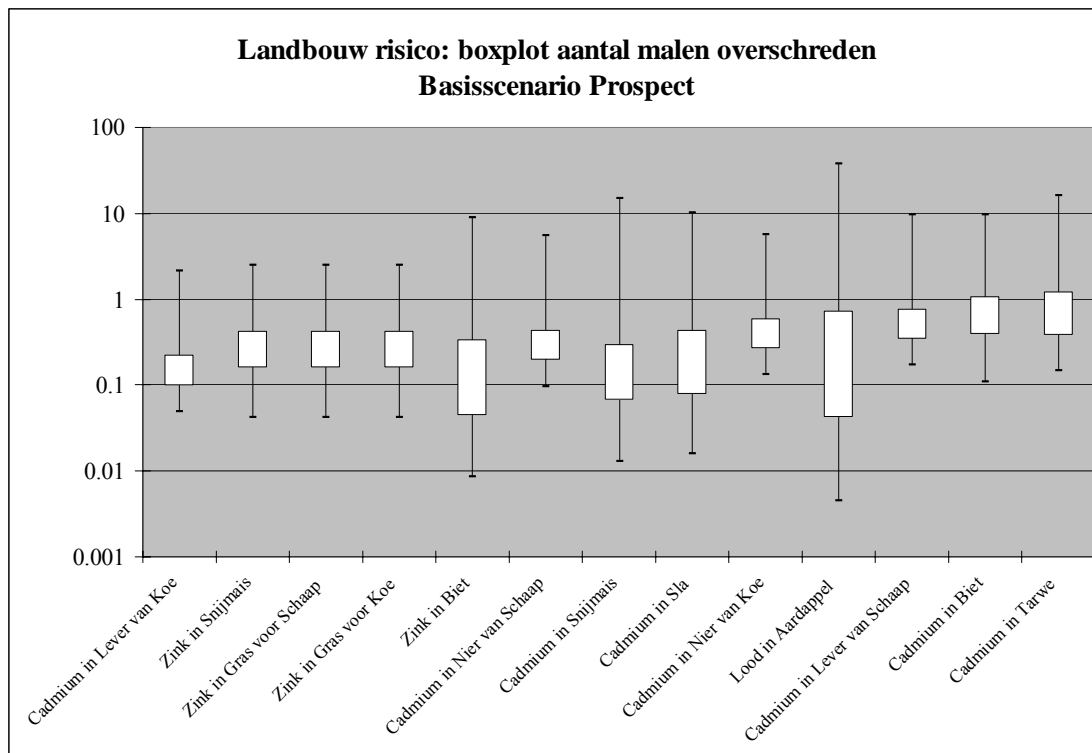
Verkende optie: door de veranderingen in de lokale concentraties (zaagandpatronen) verandert de lokale blootstelling van landbouwproducten aan toxische stoffen. In de onderstaande voorbeelden is verkend hoe dit uitwerkt in de MET en BET toetsingen van de werkvoorraad.

Resultaten MET toetsing: de milieuhygiënische effecten van verspreiding van de gehele werkvoorraad zijn getoond in Figuur 22, nadat voor alle stoffen en situaties de productconcentratiegrenswaarde op de waarde één is gesteld. Er wordt voor de landbouwisico's overigens niet getoetst voor mengsels, aangezien de productnormen alleen per stof worden gegeven.

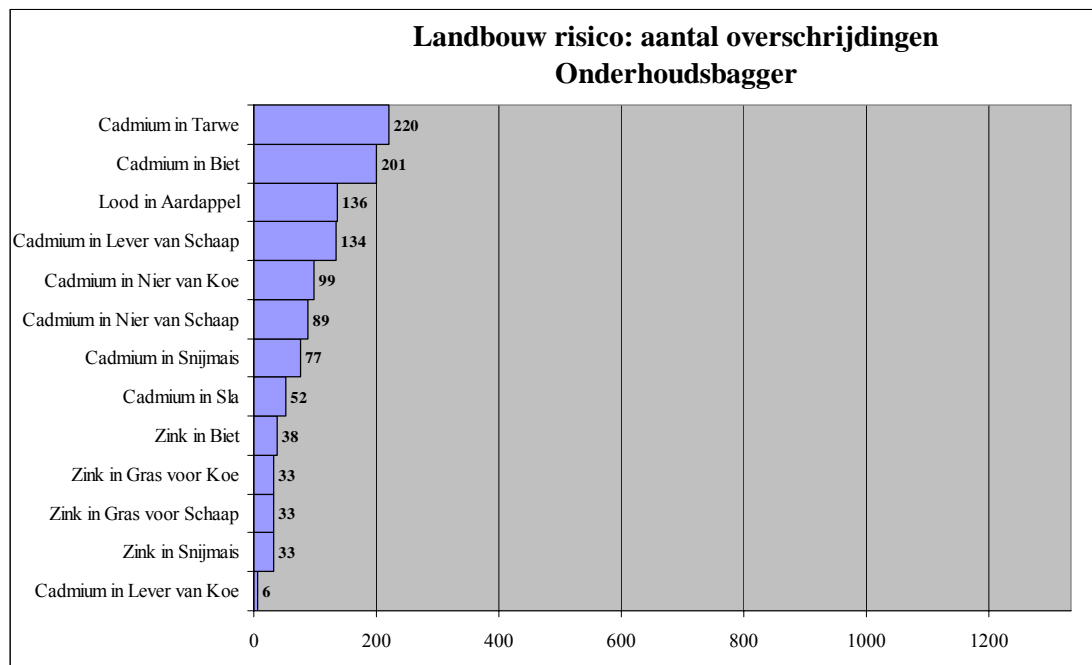
Voor veel stoffen en situaties blijkt de voorspelde blootstelling niet uit te komen boven de kritische productconcentratiegrenswaarde, wat zichtbaar is als Boxplots die (inclusief de Whiskers) onder de waarde één blijven. In die gevallen is er na verspreiding geen onacceptabele accumulatie van de onderzochte stoffen in de verschillende landbouwproducten te verwachten. De productconcentraties kunnen echter in circa 25% van de gevallen oplopen tot een factor 10 (tot soms 50) boven de productnorm. In die gevallen zouden de desbetreffende partijen niet voor verspreiding in aanmerking moeten komen.

Resultaten BET toetsing. De fractie niet verspreidbare partijen wordt samengevat in Figuur 23. De mate van afkeuring zou echter lager zijn dan in deze figuur getoond wordt, indien alleen op het *huidige* bodemgebruik beoordeeld zou worden.

Conclusie: de beleidsmatige beoordeling van de verspreidbaarheid van baggerspeciepartijen via beoordeling van lokatiespecifiek landbouwkundige risico's is in *IRA-sed* mogelijk voor verschillende stoffen en een aantal landbouwproducten. Deze zijn mede afhankelijk van het lokale bodemgebruik. Als er rekening gehouden wordt met zogenaamde (toekomstig) multi-gebruik (dat wil zeggen: alle gewassen en landbouwproducten zouden overal moeten kunnen worden geteeld en geconsumeerd) is de fractie niet-verspreidbare partijen bij de huidige productconcentratienormen gelijk aan de aantallen zoals getoond in de figuren.



Figuur 22. Mate van overschrijding van de kritische productconcentraties, die voor de vergelijkbaarheid van de verschillende stoffen en producten op de waarde 1 gesteld zijn, indien de partijen in de werkvoorraad op aangrenzende percelen met het betreffende bodemgebruik zouden worden verspreid.



Figuur 23. Aantallen overschrijdingen van productnormen gerelateerd aan landbouwrisico's, aangenomen dat op de aangrenzende percelen nu of in de toekomst sprake is van de genoemde vorm van bodemgebruik.

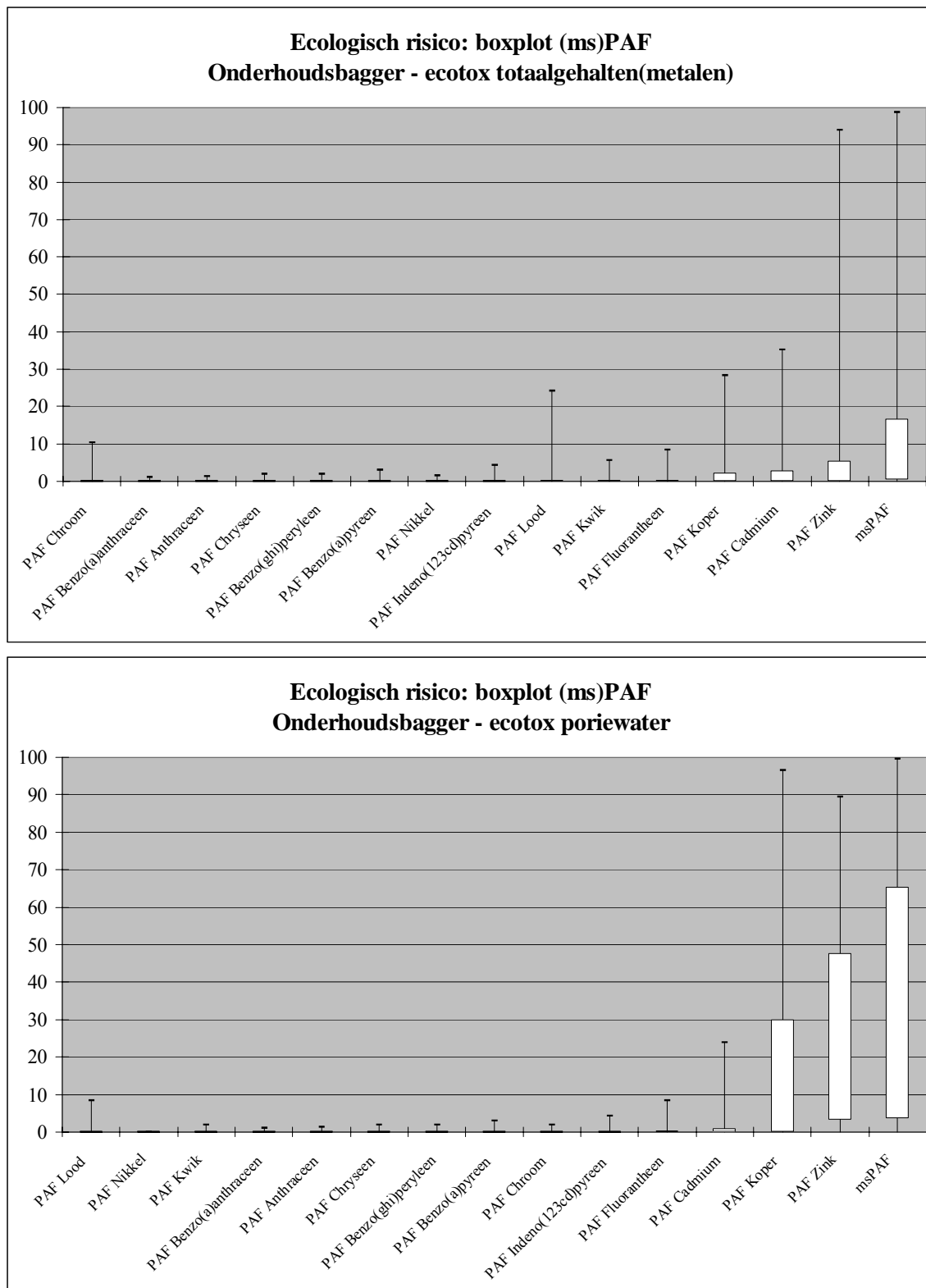
4.3.9 Toetsing verspreiding via risiconiveaus: ecologische risico's

Verkende optie: door de veranderingen in de lokale concentraties (zaagtandpatronen) verandert de lokale blootstelling van ecosystemen aan toxische stoffen. In de onderstaande voorbeelden is verkend hoe dit uitwerkt in de MET en BET toetsingen van de werkvoorraad.

Resultaten MET toetsing: de milieuhygiënische effecten van verspreiding van de gehele werkvoorraad voor ecosystemen zijn getoond in Figuur 24. In deze figuren wordt de variatie in het voorspelde lokale ecologische risiconiveau weergegeven, zowel voor de blootstellingsroute via totaalconcentraties als via de blootstellingsroute via poriewaterconcentraties.

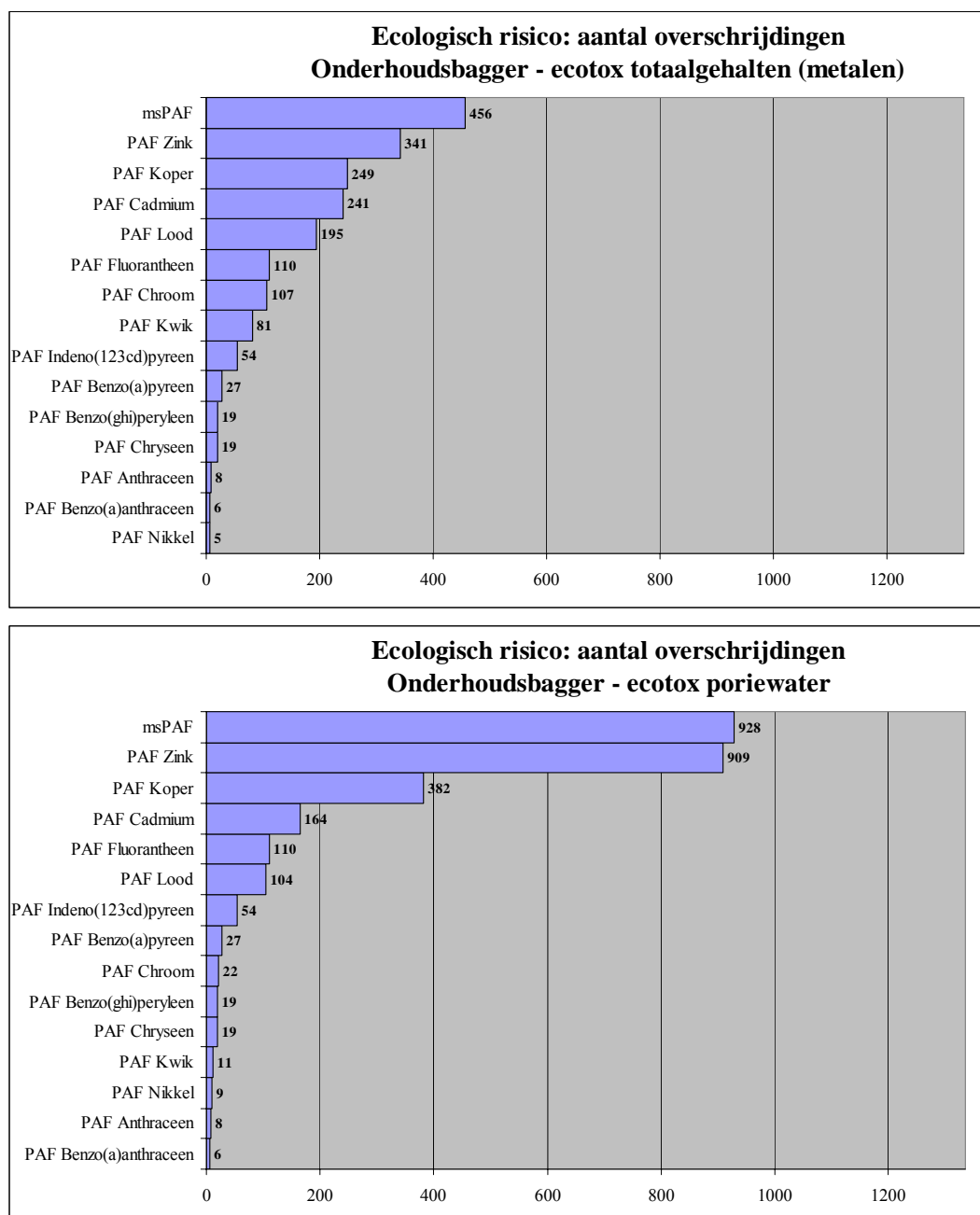
Voor veel stoffen, en hun mengsels, leidt de voorspelde blootstelling (met name bij de poriewater-route) tot overschrijding van de momenteel bekende kritische risicogrenzen (5 en 50%), wat zichtbaar is als Boxplots die (inclusief de Whiskers) ruim boven de waarden 5% en 50% komen. In die gevallen is er dus na verspreiding sprake van lokatiespecifieke risiconiveaus boven respectievelijk het Maximaal Toelaatbare Risiconiveau (MTR_{eco}) en de Ernstige Bodem Verontreinigings Concentratie ($EBVC_{eco}$). Dit verschijnsel is het sterkst waarneembaar bij de risicobeoordeling voor organismen die worden blootgesteld via het poriewater. Dit wordt waarschijnlijk veroorzaakt door een sterk effect van de bodemzuurgraad op de lokale blootstelling (Zie hoofdstuk Ecologische Risicobeoordeling in Rapport 3).

De risiconiveaus zijn echter niet alleen het gevolg van de verspreiding van baggerspecie. De lokale concentraties van stoffen in de landbodems voorafgaand aan verspreiding leiden ook al tot relatief hoge ecologische risiconiveaus (hoge msPAF-waarden) bij de poriewater-blootstellingsroute, met name voor de metalen koper en zink, alsmede (daardoor) voor het totale mengsel-risico. Dit lijkt het gevolg te zijn van het feit dat de relatief lage zuurgraad van veldbodems niet is meegewogen bij de afleiding van generieke normen (Crommentuijn et al. 2000b): de normen worden afgeleid voor standaard-bodems, waarbij de zuurgraad in de onderliggende testgegevens vaak neutraal is. Om de aanwezige bodemconcentratie bij de ecologische risicobeoordeling te verdisconteren kan het toegevoegde risico berekend worden (zie paragraaf 4.3.10).



Figuur 24. Mate van overschrijding van ecologische risicogrenzen: de spreiding in ecologisch risiconiveau die ontstaat ten gevolge van blootstelling aan afzonderlijke stoffen of hun mengsel. Boven: risicobeoordeling op basis van blootstelling aan totaalconcentraties. Onder: idem via poriewaterconcentraties. Y-as = lokaal risiconiveau, gekwantificeerd als (ms)PAF, van 0-100%. Beleidsmatig is het MTR vastgesteld op 5% op de risico-as (Y), en is er sprake van een geval van ernstige bodemverontreiniging bij de waarde van 50% op de risico-as.

Resultaten BET toetsing. De berekende risiconiveaus leiden, bij toepassing van het 95%-beschermingscriterium (100% structuurbescherming) op het bagger/bodemmengsel tot niet-verspreidbare partijen, zoals getoond in Figuur 25.



Figuur 25. Fractie verspreidbare partijen: de aantallen overschrijdingen van het ecotoxicologische beslis criterium (95% beschermingscriterium) - blootstelling o.b.v. totaalconcentraties voor metalen (boven) respectievelijk poriewaterconcentraties (onder) – beoordeeld voor 1356 partijen onderhoudsbagger.

Conclusie: de beleidsmatige beoordeling van de verspreidbaarheid van baggerspeciepartijen via beoordeling van lokatiespecifiek ecologische risico's is in *IRA-sed* mogelijk voor zowel afzonderlijke stoffen als via het netto-risico voor alle stofgroepen tezamen. Het vóórkomen van ecologische risico's is afhankelijk van de veronderstelde blootstellingsroute, waarbij de blootstelling via poriewater tot hogere voorspelde risiconiveaus leidt dan de blootstelling via

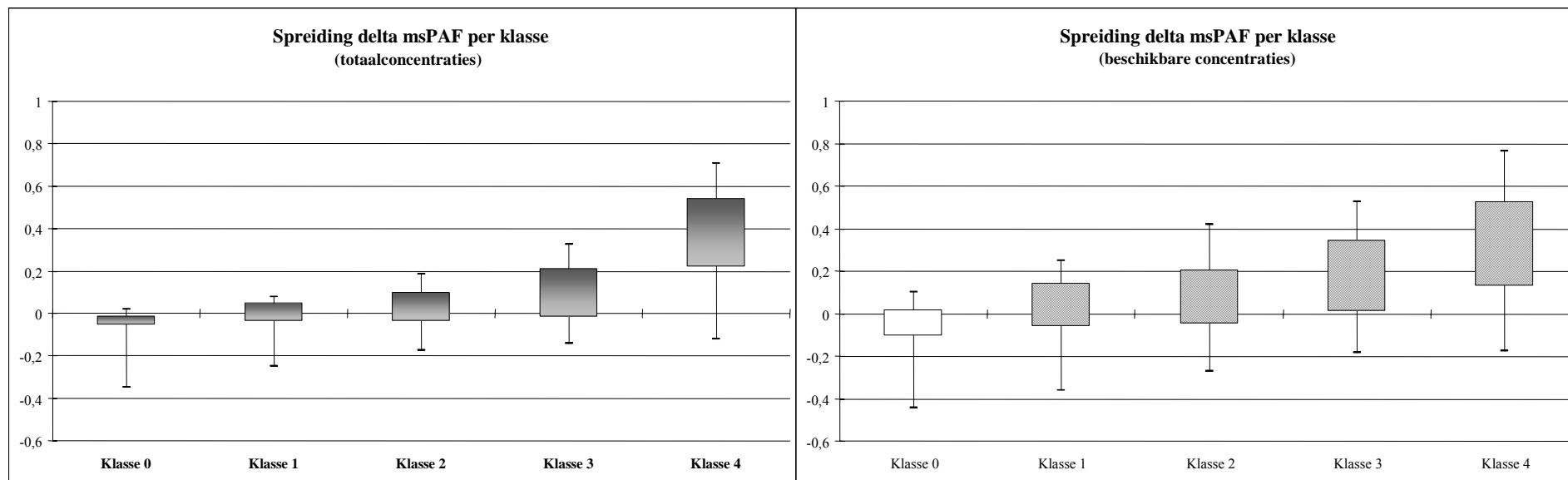
de totaalconcentraties. De risiconiveaus zijn niet alleen veroorzaakt door de verspreiding van verontreinigde bagger, maar worden sterk beïnvloed door de in de landbodem aanwezige stoffen, en de lokale bodemcondities. Indien de lokale bodem al gekenmerkt zou worden door een bepaald niveau van ecologische risico, dan zou niet gekeken moeten worden naar de absolute waarden van de voorspelde risico's, maar naar de toename ervan zoals die door verspreiding veroorzaakt zou kunnen worden.

4.3.10 Toetsing verspreiding via risiconiveaus: stand still van risico

Verkende optie: de lokatiespecifieke risico's zijn maar ten dele toe te schrijven aan de stoffen in de baggerspecie. De risico's zijn ten dele al aanwezig door de stoffen in de landbodem. Via het kiezen van een beslis criterium voor "stand still van risico's" (zoals bijvoorbeeld maximaal 5% toename van de ecologische risicomaat, de msPAF) kan *IRA-sed* de verspreidbaarheid ook volgens dit principe beoordelen. Deze beoordeling is alleen uitgevoerd voor de ecologische risico's.

MET-toetsing: de resultaten van de MET-toetsing van de wijzigingen in de lokatiespecifieke risiconiveaus voor ecosystemen zijn samengevat in Figuur 26. De *verandering* van het ecologische risiconiveau na verspreiding van baggerspecie, delta-msPAF, blijkt onder de 5% te blijven voor alle partijen, of het merendeel van de partijen uit de klassen 0, 1 en 2. Voor meer dan circa 25% van de partijen van klasse-2 neemt het ecologische risico toe met meer dan 10% ten opzichte van de risico's die toe te schrijven zijn aan de stoffen die al in de landbodem aanwezig waren. Bij toenemende klasse neemt ook de mate van toegevoegd ecologisch risico toe. Opvallend is, dat beide veronderstelde blootstellingsroutes vergelijkbare patronen van risicotename opleveren. Voor de vergelijking van deze resultaten met de resultaten van de beoordeling van het bagger+bodem mengsel als totaal wordt verwezen naar Figuur 16.

Conclusie: beoordeling van deze vorm van toepassing van het stand still principe kan plaatsvinden aan de hand van een (te kiezen) beleidsmatige grenswaarde voor de toelaatbare toename van lokaal risico, zoals bijvoorbeeld het maximeren van de toename van de toxische druk voor ecosystemen op 5%.



Figuur 26. Verdeling van verandering van het ecologische risiconiveau (delta-msPAF) per klasse baggerspecie na hypothetische verspreiding van alle partijen van een klasse op aanliggende percelen. Links: msPAF afgeleid via totaalconcentratie-scenario; rechts: idem via poriewaterscenario.

4.4 Verschillen in verspreidbaarheid bij verschillende besliscriteria

De resultaten van de MET en BET toetsingen, zoals in de vorige paragrafen zijn getoond, zijn allemaal indicatief. De resultaten zijn verkregen door een voorlopige (illustratieve) keuze van beleidsmatige besliscriteria. Duidelijk is, de *IRA-sed* via alle mogelijke keuzes van besliscriteria (zie hoofdstuk 3) enerzijds inzicht kan geven in de lokale concentratie- en risiconiveaus die zullen ontstaan door verspreiding van baggerspecie, en anderzijds iteratief gebruikt kan worden om de balans te vinden tussen milieuhygiënische effecten en kosteneffectiviteit.

De balans tussen milieuhygiënische effecten en kosteneffectiviteit (verspreidbare fractie partijen) kan op twee manieren beïnvloed worden:

1. In de eerste plaats door een *steeds meer lokatiespecifiek ingevulde risicobeoordeling* te verlangen indien er te weinig partijen verspreidbaar geacht worden. Dit is een op basis van wetenschappelijke analyses te motiveren oplossingsrichting. Het motief hiervoor is, dat er door het invoeren van een grotere hoeveelheid lokatiespecifieke parameters in de beoordeling een preciezere en vaak minder conservatieve uitslag volgt. Dit laatste betekent: meer ruimte voor verspreiding bij gelijkblijvende besliscriteria. De effecten van toepassing van betere lokatiespecifieke beoordelingen zijn niet lineair, en niet eenvoudig te voorspellen. Hiervoor is iteratieve toepassing van *IRA-sed* en een gevoeligheidsanalyse nodig.
2. In de tweede plaats kunnen de *besliscriteria veranderd* worden. Dit is een op basis van beleidsmatige overwegingen te motiveren oplossingsrichting. Een motief hiervoor is dat nieuwe wetenschappelijke inzichten, via validatiestudies, aantonen dat het gehanteerde criterium strenger is dan ooit beleidsmatig bedoeld is. Andere motieven zijn maatschappelijke redenen. In dit geval veranderen de besliscriteria omdat handhaving van het criterium onaanvaardbare maatschappelijke gevolgen zou hebben. Ook in dit geval zijn de effecten op de verspreidbaarheid van de werkvoorraad niet lineair.

Een voorbeeld van de kwantitatieve effecten van de keuze van verschillende varianten van besliscriteria op de verspreidbaarheid wordt gegeven in Tabel 6. In dit geval is er getoetst via de absolute lokale waarden van de toxische druk op ecosystemen (lokale msPAF), en niet op de specifieke bijdrage daaraan van de verspreiding van baggerspecie (toename msPAF door verspreiding). Bij toepassing van het toegevoegd-risico concept, of vanwege humane risico's of landbouwkundige beoordelingen, zullen andere effecten ontstaan. Deze tabel illustreert dat variatie in besliscriteria effecten heeft op de verspreidbare fractie, en dat deze effecten substantieel kunnen zijn.

Tabel 6. Effect op de fractie verspreidbare partijen bij toepassing van verschillende besliscriteria voor ecologische risiconiveaus. “Meer”, “Gelijk” en “Minder” geeft aan hoeveel partijen (van 1356) er meer, gelijk of minder verspreid kunnen worden ten opzichte van de klassensystematiek. Het netto-effect (verschil in aantal verspreidbare partijen ten opzichte van de huidige klassensystematiek) wordt in de laatste kolom gegeven.

	<i>Meer</i>	<i>Gelijk</i>	<i>Minder</i>	<i>Netto</i>
Eco bodemorg., PAF5%, multi-gebruik	165	887	283	-118
Eco bodemorg., PAF20%, multi-gebruik	166	957	212	-46
Eco bodemorg., PAF 5%, huidig gebruik	167	937	231	-64
Eco bodemorg., PAF 20%, huidig gebruik	171	1033	131	+40
Eco aq. org., PAF5%, multi-gebruik	71	645	619	-548
Eco aq. org., PAF20%, multi-gebruik	150	736	449	-299
Eco aq. org., PAF 5%, huidig gebruik	77	649	609	-532
Eco aq. org., PAF 20%, huidig gebruik	159	751	425	-266

Deze fracties verspreidbare partijen verschillen soms sterk, soms minder, tussen de verschillende opties voor de toepassing van besliscriteria. De verschillen die getoond worden suggereren dat variatie in besliscriteria effecten heeft op de verspreidbare fractie, en dat deze effecten substantieel kunnen zijn.

5. Discussie

5.1 Wat is gerealiseerd?

Het onderzoek voor het Kernteam Bagger & Bodem heeft een model opgeleverd waarmee op wetenschappelijke basis zowel lokale concentraties van stoffen in de bodem- als lokatiespecifieke risico's van die stoffen voor terrestrische organismen (mens, landbouwproducten en ecosystemen) kunnen worden voorspeld na verspreiding van baggerspecie op land. Dit model is *IRA-sed* genoemd. *IRA-sed* maakt in principe toetsing van de voorspellingen aan normen, klassen, stand still van stofconcentraties en van risiconiveaus, en beleidsmatig (maximaal) toelaatbare risiconiveaus mogelijk. De huidige versie is bruikbaar voor experts (de ontwerpers) en kan worden toegepast op afzonderlijke partijen en op een groter aantal partijen (de werkvoorraad van een gebied).

Voorafgaand aan dit onderzoek waren de risico's van normoverschrijding voor de landbodem nog (geheel) onduidelijk, zoals bijvoorbeeld vermeld in het verslag van de workshop van Bagger & Bodem te Breukelen (14 april 2004). Dit terwijl het milieubeleid er in het algemeen op gericht is om risico's te voorkómen, te beheersen, en/of te reduceren, waarbij concentraties, normen en klassen (en *niet* de lokatiespecifieke risiconiveaus die kunnen ontstaan) de huidige instrumenten zijn.

Voorafgaand aan dit onderzoek waren de risico's van stoffenmengsels in de bodem betekent een invulling van het ontwerpcriterium uit de Beleidsbrief, namelijk dat er meer risico-gerelateerde besluiten zouden moeten kunnen worden genomen. Kennis van lokatiespecifieke risico's maakt het mogelijk om (tenminste) helder te communiceren over risico's. Als gevolg daarvan mag worden verwacht dat er betere besluiten genomen kunnen worden wat betreft de balans tussen milieuhygiëne en kosteneffectiviteit. Het inzicht in lokatiespecifieke risico's is in de ogen van het Kernteam van belang. In het eindrapport van het Kernteam wordt geconcludeerd: *“Voor het eerst wordt duidelijker wat de risico's zijn voor de mens, op- of in de bodem levende organismen en landbouwproducten. Met deze kennis kan de overheid “nuchter omgaan met die risico's”, en kunnen (door de gebruikers) afwegingen met meer kennis van zaken worden gemaakt”* (Kernteam Bagger & Bodem 2005). Dit verhoogde inzicht is waarschijnlijk het belangrijkste winstpunt van dit project op dit moment.

De ontwikkeling van het model is daarbij een logische uitbreiding van de beleidswens om lokatiespecifieke risicobeoordelingen uit te gaan voeren, waardoor de gebruikelijke eerste-trapsbeoordeling via generieke (en vaak conservatieve normen) aangevuld wordt met een tweede-traps beoordeling via de ontwikkelde systeemmodellering. Trapsgewijze risicobeoordeling wordt in Nederland ook momenteel al regelmatig toegepast, bijvoorbeeld de toepassing van de Sanerings Urgentie Systematiek als tweede trap na overschrijding van Interventiewaarden. Ook wereldwijd wordt de getrapte aanpak veel toegepast, als optie om bij verschillende soorten van vraagstellingen (generiek, specifiek) een balans te houden

tussen precisie en kosteneffectiviteit van de risicobeoordeling (Solomon In press). Duidelijk is, dat ook het uitvoeren van getrapte beoordelingen om (beleidsmatige) standaardisatie vraagt om wildgroei te voorkómen (Posthuma In Press). Wat ontwikkeld moet worden is, net als bij integrale normstelling van stoffen gerealiseerd is (Traas 2001), een geaccepteerde standaardmethodiek voor lokatiespecifieke risicomodellering. *IRA-sed* is niet ontwikkeld als een ultieme vorm van lokatiespecifieke risicomodellering, wel als een instrument waarmee preciezer dan voorheen inzicht geboden wordt in lokale concentraties en de daarmee samenhangende risiconiveaus. Het Kernteam sprak dan ook over duidelijker inzicht in lokatiespecifieke risico's, niet het uiteindelijke inzicht in risico's.

Het ontwikkelde model past overigens niet alleen in de vaker toegepaste getrapte benadering van risico's, maar ook in de filosofie van de integrale risicobeoordeling (*Integrated Risk Assessment, IRA*), een kosteneffectieve beoordelingswijze die onlangs is voorgesteld (Munns et al. 2003a; Munns et al. 2003b; WHO/ UNEP/ ILO 2001).

De belangrijkste kans die gecreëerd is door de ontwikkeling van *IRA-sed* is dat modules en modellen zijn samengevoegd die ook voor andere beleidsproblemen rond bodemverontreiniging ingezet kunnen worden om de milieu- en bedrijfseffecten van voorgenomen beleid te toetsen. Dit leidt tot het concept van de zogenaamde Risicotoolbox (zie onder). Hoewel de Risicotoolbox primair een wetenschappelijk instrument is voor de vaststelling van risiconiveaus, na voorspelling van lokale concentraties van toxische stoffen, leidt toepassing van de Risicotoolbox in alle gevallen tot de noodzaak om (beleidsmatige) besliscriteria vast te stellen. In de Engelse literatuur wordt hierbij het onderscheid tussen risk assessor en risk manager heel expliciet gemaakt. Na de ontwikkeling van de technisch-wetenschappelijke aspecten door de risk assessor zal de risk manager preciese interpretatie van de voorspelde risiconiveaus nodig hebben, als informatie voor het formuleren van risicobeleid. Die interpretatie kan de risk assessor geven indien er validatiestudies zijn uitgevoerd (zie paragraaf 5.4, Validatie). Validatiestudies geven namelijk het uiteindelijk noodzakelijke (beleids)inzicht, dat de beleidsdoelstellingen, via het hanteren van afgeleide risicomatlaten, daadwerkelijk gerealiseerd worden.

De ontwikkeling van nieuw bodembeleid, zowel qua onderbouwing als qua uitvoering, is gebaat bij toepassing van het ontwikkelde model, specifiek voor het verspreidingsprobleem, maar ook voor andere bodembeleidsproblemen. De baten zijn met name gelegen in het inzicht dat verkregen kan worden in de lokatiespecifieke risico's voor mens, landbouwproducten en ecosystemen, en de daarvan afleidbare milieuhygiënische consequenties en de kosteneffectiviteit van voorgenomen beleid (de beleidsmatig noodzakelijke MET en BET toetsingen). Het model kan gekarakteriseerd worden als instrument voor de Milieu Effect Toetsing van nieuwe beleidsvoornemens. Het expertmodel is dan ook inmiddels ingezet voor de Milieu Effect Toetsing van de Landelijke Referenties, van de werkwijzen bij het omgaan met natuurlijke achtergrondwaarden, voor het afleiden van nieuwe waterbodemplassen, en voor het beoordelen van de milieu-effecten van de stoffenvracht die op land gebracht kan worden via de verspreiding van meststoffen.

5.2 Wat moet en kan er nog?

5.2.1 Algemeen

Er moeten er nog diverse activiteiten worden ontplooid om het beslismodel voor de verspreiding van bagger:

1. te completeren, bijvoorbeeld qua aantal stofgroepen, maar ook qua vaststelling van de besliscriteria en qua interne consistentie tussen de verschillende onderdelen van *IRA-sed*;
2. te operationaliseren, dat wil zeggen eenvoudig toepasbaar maken voor gebruikers;
3. uit te leggen; naast deze serie van drie technisch-inhoudelijke rapporten ten behoeve van de beleidsvoorbereiding ook een rapportage gericht op de gebruikers) en te valideren (doet het model wat het doen moet?);
4. systematisch in te vullen voor de ontwikkelingen van de zogenaamde *Risicotoolbox*-gedachte, dat wil zeggen: het zodanig ontwikkelen van de modules en het totale model dat er meerdere beleidsdoelen mee gediend kunnen worden (zoals afleiden Lokale Referenties, of het beslissen over sanering). Deze onderwerpen zijn in detail in de eindrapportage van het Kernteam verwoord (Kernteam Bagger & Bodem 2005).

5.2.2 Uitbreiding van het aantal beoordeelde stoffen

Het aantal stoffen dat in het prototype van *IRA-sed* beoordeeld kan worden is beperkt tot die stoffen die tot hoge risico's zouden kunnen leiden bij het verspreiden van bagger op land, waarvoor alle noodzakelijke modelleeractiviteiten mogelijk bleken, én waar uiteindelijk toetsing mogelijk was. In Bijlage 1 is aangegeven welke stoffen er vanuit het verspreidingsbeleid prioritair waren, en welke stoffen er in de ontwerpfase van het prototype voorlopig zijn afgefallen. Naast de relevantie van stoffen voor het baggerprobleem kunnen stoffen ook voor de andere beleidsproblemen van belang zijn. Het opstellen van een algemene lijst van bodem-relevante stoffen, en het uitwerken daarvan in de noodzakelijke model-modules wordt aanbevolen. Het aantal stoffen waarvoor de beoordelingen volledig kunnen worden uitgevoerd kan, door nader literatuur- of praktijkonderzoek toenemen. Indien de eindbeoordeling niet uitgevoerd zou kunnen worden doordat de besliscriteria niet bekend zijn, zoals door het ontbreken van warenwetnormen voor een groot aantal stoffen, kan breder gekeken worden naar beleidsmatig relevante besliscriteria.

5.2.3 Uitbreiding van het aantal beoordeelde stressoren

Momenteel wordt er geen beoordeling uitgevoerd voor andere stressoren, zoals pathogene micro-organismen. Ook strekt de beoordeling zich niet uit tot het kwantificeren van milieu-effecten van bijvoorbeeld bemesting. De risico's van stoffen zullen in de praktijk mede bepaald worden door de aanwezigheid van meststoffen, zowel wat betreft het mede-bepalen van de lokaal voorkomende (planten)gemeenschappen (die vaak bestaat uit soorten die vaak voorkomen op verrijkte terreinen, en in het algemeen stress-tolerant zijn), als wat betreft de gevoeligheid van de voorkomende soorten voor blootstelling aan toxische stoffen.

5.2.4 Uitbreiding van de systeembenadering

Uitbreiding van het systeemmodel is ook van belang. Momenteel worden bij de risicobeoordeling alleen de risico's voor de droge bodem beschouwd, en is uitbreiding naar modellering naar de concentraties en risico's van stoffen in grondwater (meestal toename) en in de in de watersystemen achterblijvende sedimentlaag en het bovenstaande water (meestal afname) van belang. Bij deze ontwikkeling kan gebruik gemaakt worden van de resultaten van het aanpalende project "herziening bouwstoffenbesluit", waarbij een module voor uitspoeling naar grondwater toegepast is (Verschoor et al. 2006). Deze uitbreiding wordt van belang geacht, in verband met de bescherming van de compartimenten water en grondwater, mede in relatie tot de Europese Kader Richtlijn Water.

5.2.5 Uitbreiding aantal beschermdoelen

In *IRA-sed* wordt voor een aantal beschermdoelen vastgesteld of er sprake is van onacceptabele situaties, namelijk:

1. Voor de bodem als beschermwaardig compartiment wordt vastgesteld of er sprake is van toe- of afnemende belasting met stoffen.
2. Voor de mens wordt, bij verschillende blootstellingsregimes, vastgesteld of de lokale blootstelling onder het toxicologisch kritische niveau is.
3. Voor landbouwproducten wordt vastgesteld of de lokale blootstelling niet zo hoog is dat productconcentratienormen worden overschreden, en wordt de lange-termijn doelstelling van duurzame landbouw via de ecologische risicobeoordeling meegewogen.
4. Voor ecosystemen wordt vastgesteld of de lokatiespecifieke risiconiveaus onder de ecotoxicologisch vastgestelde grenswaarden voor structurele effecten op ecosystemen blijft.

Het aantal beschermdoelen kan in principe uitgebreid worden; alleen bij de mens liggen de beschermdoelen vast in het toepassen van toxicologische criteria voor drempelwaarde- en niet-drempelwaarde stoffen.

Voor het beschermdoel "bodem" kan voor alle gemeten stoffen, ook als er geen normen voor beschikbaar zijn, vastgesteld worden of er sprake is van stand still. Bij stand still toetsing kan de bodembescherming daardoor geoperationaliseerd worden via alle stoffen waarvoor landbodem en sediment meetwaarden beschikbaar zijn.

Voor het beschermdoel "landbouwproducten" kan het aantal beoordeelde producten in principe verhoogd worden naarmate er meer transferfuncties beschikbaar komen, en naarmate er meer besliscriteria (anders dan de Nederlandse regelgeving) betrokken worden.

Voor het beschermdoel "ecosystemen" kan het aantal beoordelingen uitgebreid worden naar de drie andere vaak genoemde elementen: functionele beoordelingen via FSDs (Functional Sensitivity Distributions), voedselketen-effecten, en fytotoxiciteit.

5.2.6 Uitbreiding aandacht voor lokale achtergrondconcentraties

Bij alle in dit rapport getoonde resultaten moet nog aandacht besteed worden aan de achtergrondwaarde van stoffen. Er is, bijvoorbeeld voor de metalen, sprake van een geogene concentratie, die kenmerkend is voor de oorspronkelijk gesedimenteerde materialen die de bodem van Nederland gevormd hebben. Verwacht wordt, dat een groot deel van deze geogene concentraties niet beschikbaar is voor opname, vanwege inclusie in de minerale matrix. Momenteel loopt er op het RIVM onderzoek naar de mate waarin de absolute waarden voor lokatiespecifieke risiconiveaus overschat zouden worden door een niet-beschikbare sedimentologische, in de minerale matrix gebonden fractie. Voor elk door *IRA-sed* berekend lokaal risiconiveau zou het lokatiespecifieke risiconiveau aldus overschat kunnen worden. De msPAF-waarden zoals getoond in Figuur 16 en de toename van de msPAF-waarden zoals getoond in Figuur 26 zijn dus waarschijnlijk overschattingen van (de toename van) het lokatiespecifieke risico.

5.2.7 Uitbreiding voor ecosystemen: beoordelingen via acute toxische druk

In de beoordelingen van de risico's voor ecosystemen wordt, in verband met de consistentie met de normstelling, steeds gewerkt met een SSD-benadering waarbij de invoerdata bestaan uit NOECs. Hiermee wordt een SSD_{NOEC} afgeleid, en vandaaruit voor de normstelling de HC5 ($HC5_{NOEC}$) en de HC50 ($HC50_{NOEC}$), en voor de lokatiespecifieke risicobeoordeling de (ms)PAF_{NOEC}. Vanwege de gevoeligheid van de (ms)PAF_{NOEC} als risico-maatlat voor ecologische effecten in het lage concentratiebereik, kan ook gewerkt worden met de kwantificering van de lokale toxische druk als (ms)PAF_{EC50} op basis van een SSD_{EC50} voor elke stof. De RIVM e-toxBase bevat een veelheid aan dergelijke gegevens, waardoor deze benadering technisch eenvoudig uitvoerbaar is. Bij een bodem met een relatief hoge verontreinigingsgraad, waarbij de PAF_{NOEC} per stof al vrij hoog is, en waarbij de msPAF_{NOEC} groter wordt dan bijvoorbeeld 95% aantasting, levert de kwantificering van de msPAF_{EC50} belangrijke extra informatie op. In de eerste plaats is de msPAF_{EC50}-risicomatlat "self evident": indien deze msPAF gelijk is aan 20%, dan wordt substantiële sterfte bij 20% van de soorten voorspeld, en dit is een intuïtief en technisch eenvoudig te hanteren en te valideren concept. Dit in tegenstelling tot de bekende msPAF_{NOEC}, waarbij het niet intuïtief duidelijk is welke effecten er in het veld verwacht mogen worden bij een waarde van (zeg) 20%, en welke maatlat dan ook moeilijker valideerbaar is. Bij het concept van de Risicoolbox dient dit aspect overwogen te worden, met name in relatie tot het uitvoeren van Triades, waarbij in bioassays niet naar het afwezig-zijn van effecten (NOECs) maar naar het optreden van effecten (ECx) gekeken wordt, en waarbij de toxische-druk bepaling (voor het aspect Chemische beoordeling) via SSD_{EC50} s dus consistent is met de bioassay- en de veldbepaling van effecten (zie Rutgers et al. 2001 (in Dutch) voor een voorbeeld van de toepassing van de Triade).

5.2.8 Aandacht voor interne consistentie binnen *IRA-sed*

Naast uitbreiding van het aantal stoffen en de andere deel-compartimenten kan de modellering van elke oorzaak – gevolg relatie (van totaalconcentratie naar risiconiveau) in *IRA-sed* nog nader afgestemd worden. Ten dele is dit gebeurd. Bijvoorbeeld: de lokale

partitievoëfficiënten die in *IRA-sed* gehanteerd worden om de opgeloste fractie van stoffen te bepalen (relevant voor zowel uitspoeling als blootstelling) zijn in de humane risicobeoordeling met CSOIL gebruikt, in plaats van de standaard-coëfficiënten die normaliter in CSOIL gehanteerd worden. Het niveau waarop kennis beschikbaar is kan van stof tot stof verschillen. Zo kan voor PAKs onderscheid worden gemaakt tussen de snelle-, de langzame-, en de traag desorberende fractie van PAKs. Hierover zijn empirische detailgegevens per PAK bekend, maar deze gegevens zijn niet beschikbaar voor andere organische stoffen. Voor zink en cadmium zijn uitgewerkte vertaalfuncties beschikbaar voor opname door gewassen. Vertaalfunctie voor bijvoorbeeld lood zijn minder exact. De vraag is of *IRA-sed* in dit soort gevallen moet uitgaan van een eenvoudige benadering voor alle stoffen, of een meer precieze formulering moet toepassen voor die stoffen waarvoor gegevens zijn afgeleid. Een leidraad voor de optimalisatie van de interne consistentie van een model als *IRA-sed* kan (qua consistentie van de architectuur van het model) gevonden worden in het artikel van (Posthuma In Press), zie paragraaf 5.2.9.

5.2.9 Aandacht voor onzekerheidsanalyse

Per beschermdoel (mens, landbouwproducten, ecosystemen) zou de concrete invulling van de onzekerheden in de risicobeoordeling die in *IRA-sed* is gerealiseerd in beeld gebracht moeten worden, en zouden eventuele alternatieve benaderingen geïnventariseerd moeten worden. Dit onderwerp hangt samen met het wetenschappelijke concept ‘onzekerheidsanalyse’. Bij een dergelijke inventarisatie en onzekerheidsanalyse wordt duidelijk in welke mate het prototype een te zware beoordelingsmodule inzet om beleidsbeslissingen te ondersteunen. Een voorbeeld van een dominante stuurvariabele voor lokatiespecifieke risico’s wordt gegeven in het hoofdstuk over Ecologische Risicobeoordeling in Rapport 3 (Posthuma et al. 2006). De factor (bagger- en) bodemzuurgraad blijkt een sterke invloed uit te oefenen op de voorspelde lokatiespecifieke ecologische risiconiveaus. Aanbevolen wordt om een formele onzekerheidsanalyse uit te voeren, om het relatieve belang van de verschillende stuurvariabelen voor stofgedrag en risico’s beter in beeld te brengen. Door zo’n analyse wordt bekend welke parameters de sleutelparameters zijn voor de lokale concentratie- en risicowijzigingen. Dit is van belang voor de ontwerp-eis over eenvoudige toepasbaarheid van het gebruikers-model (zie paragraaf 5.3), maar daarvóór al voor het samenstellen van de voorgeschreven parameterset die aan bagger- en bodemonsters “standaard” gemeten zou moeten worden.

In een meer beleidsmatig gerichte onzekerheidsanalyse kan de vraag aan de orde komen hoe de verspreidbare fractie van partijen afhangt van de beleidsmatige criteria die gekozen kunnen worden, en welke beslisriteria het meest kritisch zijn voor de milieuhygiënische effecten de kosteneffectiviteit van het beleid.

5.2.10 Aandacht voor consistentie tussen *IRA-sed* en andere risicobeoordelingen

Consistentie is een belangrijk criterium bij het ontwerpen van risicobeoordelingen. Voor zover mogelijk moeten risicobeoordelingen onderling consistent zijn, zoals bijvoorbeeld de trap-1 risicobeoordelingen voor een beleidsprobleem altijd conservatiever zouden moeten

zijn dan die van trap 2. En nog veel simpeler: binnen een systeem van risicobeoordelingen voor problemen van bodemverontreiniging zou het niet voor moeten komen dat basisparameters voor verschillende beoordelingen anders worden gekozen, zoals bijvoorbeeld de parameter K_{OW} , die een stuurvariabele is voor de beoordeling van de oplosbaarheid van organische stoffen in het bodemsysteem.

Volledige consistentie met alle bestaande, in het bestaande milieubeleid gehanteerde methodieken, is echter niet- of nauwelijks te bereiken. Een belangrijke reden daarvoor is, dat de *bestaande* methodieken veelal aan de hand van afzonderlijke beleidsvragen zijn opgesteld, en zonder onderlinge consistentie-toetsing operationeel gemaakt zijn. Zo is de risicobeoordeling voor bestrijdingsmiddelen anders dan die voor stoffen die onder de categorieën van de Nieuwe- en Bestaande stoffen vallen. Bij bestrijdingsmiddelen wordt bijvoorbeeld in de hogere trappen gebruik gemaakt van veldtoetsen, in plaats van steeds betere lokatiespecifieke modellering. Bij nieuwe beleidsvragen wordt gebruik gemaakt van de meest recente kennis, wat impliceert dat de beschrijving verfijnder of eenduidiger is geworden en in kan afwijken van oudere beschrijvingen van hetzelfde proces.

Een ver doorgevoerde technisch consistentie van risicobeoordelingsmethoden kan ook contra-productief werken. Een al eerder aangestipte voorbeeld is het hanteren van SSD_{NOECs} voor de beoordeling van gevallen van ernstige verontreinigingen. In dergelijke gevallen is de risicomaatlat gebaseerd op NOECs conceptueel niet te verenigen met de beleidsvraag (er is immers sprake van ernstige effecten, en beoordeling via NOECs is daarmee niet de meest logische optie), en is de risicomaatlat van de $msPAF_{NOEC}$ daardoor veel te “kort” voor de beoordeling van een ernstig geval van bodemverontreiniging. In plaats van technische consistentie na te streven in het toepassen van afzonderlijke beoordelingsmodules voor verschillende beleidsproblemen, moet consistentie primair beoordeeld worden aan de hand van de consistentie tussen de beleidsvraag en de invulling van het conceptuele model. Dus: bij beleidsproblemen met Streefwaarde-overschrijdingen (zoals in dit geval) beoordeling van ecologische risico's met $msPAF_{NOEC}$, en bij ernstig risico met $msPAF_{EC50}$. Dergelijke wijzigingen in toegepaste methodieken moeten echter wel expliciet gemaakt, en gemotiveerd worden.

Bij risicobeoordelingen voor normstelling wordt vaak gebruik gemaakt van veiligheidsfactoren. Zeker als er weinig gegevens beschikbaar zijn voor het vaststellen van een risicogrens. De toepassing van veiligheidsfactoren kan leiden tot een “risicogrens” ter grootte van de achtergrondwaarde, zoals bij metalen. Door deze waarde vervolgens te gaan toepassen in *IRA-sed* wordt er een overschatting gemaakt van de risico's. De consistentie kan worden verbeterd door na te gaan wat het effect is van de beleidsmatig vastgestelde veiligheidsfactoren.

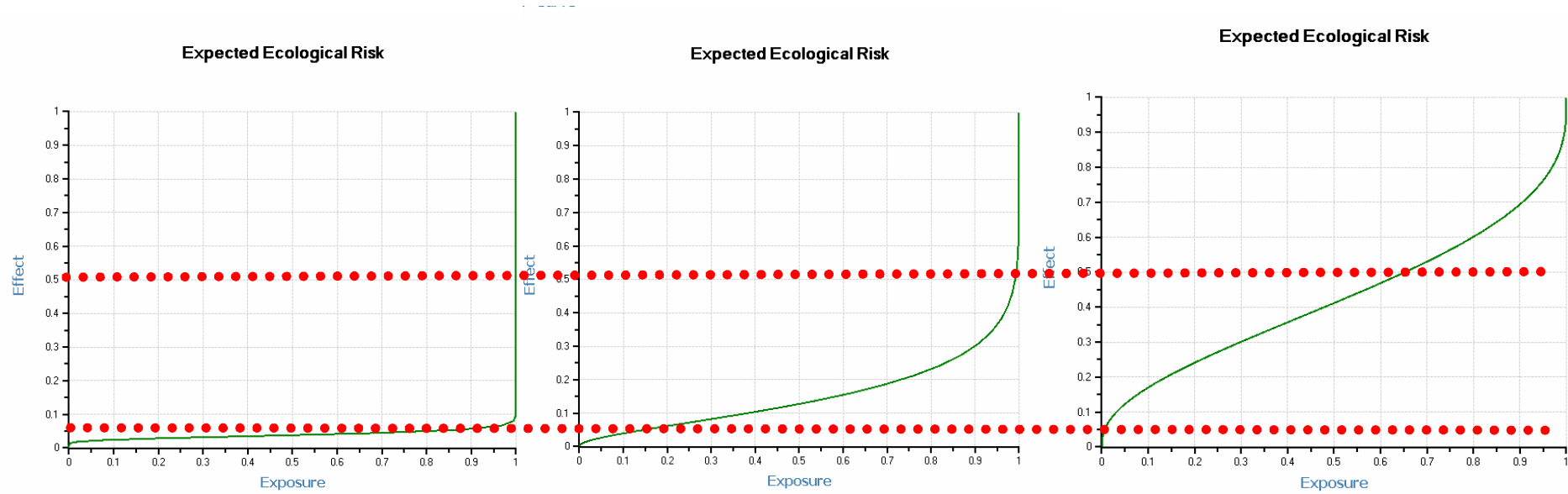
5.2.11 Aandacht voor het aspect ruimte en gebiedsbeoordeling

Het Kernteam Bagger & Bodem heeft niet alleen naar lokatiespecifieke risico's onderzoek gevraagd, maar ook naar een ruimtelijk aspect in het afwegingsproces (Van Bladeren en

Nuiver 2004). De factor “ruimte” is in het prototype van *IRA-sed* nog niet uitgewerkt, hoewel daar wel mogelijkheden voor bestaan. In de eerste plaats kan er uiteraard een ruimtelijk beeld gegeven worden van de risico's die mens, landbouwproducten en ecosystemen bestaan in een beheersgebied. Hiervan bestaan voorbeelden (De Zwart 2005; De Zwart et al. 2006; Verdonck et al. 2003), die allemaal tonen dat afzonderlijke GIS-kaartlagen met lokale kwaliteitskenmerken kunnen worden omgerekend tot een kaarten voor de lokale risico's voor de mens, landbouwproducten of ecosystemen. Dit maakt de bedoelde ruimtelijke afwegingen mogelijk. Voor de gebiedsbeoordeling is het verder van belang om te kunnen beoordelen of het toelaten van hogere concentraties in het ene deelgebied opweegt tegen de afname die elders tot stand komt door het lokaal gevoerde milieubeleid. Uit de ecologische risico literatuur is hiervoor een benadering bekend die nauw aansluit bij de toxische-druk bepalingen. In *IRA-sed* wordt momenteel elk monster apart beschouwd, en wordt de toxische druk per monster gegeven. Indien echter een serie (ruimtelijk samenhangende) monsters zou moeten worden beoordeeld, bijvoorbeeld via de serie-gewijze invoer van bodemkaart- en speciepartijgegevens, kan daarvan, tenminste in concept, een samenhangend risicobeeld gepresenteerd worden (Figuur 27). In de praktijk moet voor de implementatie van een ruimtelijk aspect in de risicobeoordeling voor een beheersgebied nog substantieel ontwikkelwerk plaatsvinden. Door het werken met scenario's waarin ook de factor “tijd” voorkomt kan overigens ook afgeleid worden of de risico's op termijn, bijvoorbeeld door afbraak van stoffen, kleiner worden.

5.2.12 Aandacht voor het aspect validatie

Een laatste inhoudelijk belangrijk punt is de validatie van het model en de onderliggende modules. Dit wordt nader behandeld in paragraaf 5.4.



Figuur 27. Een ruimtelijke samenvatting van een risicoprofiel voor drie gebieden.
Links een gebied waarin alle monsters (geordend van laag naar hoog, 0 tot 1, X-as) een risiconiveau hebben van meer dan 95% bescherming. Midden een gebied waarin een klein aantal monsters dit beschermingsniveau haalt (linksonder), maar waarbij het merendeel van de monsters belast is tussen HC5 en HC50. Rechts een gebied waarin alle monsters boven de HC5- en de helft boven de HC50 belast is. Het doel van risicobeheer voor een gebied zou kunnen zijn om dit zogenaamde risicoprofiel, door risicobeheersing, te wijzigen naar de linkse figuur. Opmerking: bij stoffen die afbreekbaar zijn kan dit patroon door tijdsverloop ontstaan.

5.3 Van *IRA-sed* naar risicotool voor gebruikers

Naast de inhoudelijke verbeteringen van de Risicotoolbox en *IRA-sed* moet de implementatie als beslissingsondersteunend (gebruikers) model aandacht krijgen. Hierbij is te voorzien dat er sprake zal zijn van een *algemene Risicotoolbox*, waarin de continue ontwikkeling van kennis kan worden geïmplementeerd, en van de ontwikkeling van *specifieke gebruikersmodellen*. Namelijk enerzijds het gebruikersmodel voor de beoordeling van baggerspecie, anderzijds gebruikersmodellen voor de andere doelstellingen zoals het afleiden van Lokale Referenties.

Het ontwikkelen van specifieke gebruikersmodellen kent de volgende noodzakelijke fasering:

1. afleiden programma van eisen van de in- en uitvoerschermen: wat wil de gebruiker invoeren en hoe, en wat wil de gebruiker als uitslag (alle figuren van dit rapport, of juist alleen de beslissing wel of niet lokaal verspreidbaar),
2. ontwerpen van de bijbehorende in- en uitvoerschermen,
3. vastleggen van de definitieve inhoud van het beslismodel (versie 1), zowel wetenschappelijke modules als besliscriteria,
4. de zogenaamde fase van bèta-testing van het ontwerp van in- en uitvoerscherm en vastgelegde versie van het model met geselecteerde proef-gebruikers,
5. het oplossen van de uit de test resulterende technische problemen, en
6. de implementatiefase.

In deze laatste fase behoort het beslismodel te doen wat het moet doen, en dient er een technische- en een onderbouwende handleiding beschikbaar te zijn. Vanaf deze fase dient ook het beheer (en het eventuele versie-beheer op de langere termijn) geregeld te zijn. Het gehele ontwerp- en implementatieproces moet daarbij afgestemd zijn op gebruikersvriendelijkheid, zodat het beslismodel minstens zo eenvoudig hanteerbaar wordt als de software voor de klassensystematiek. Gebruiksvriendelijkheid wordt daarbij tevens bepaald door de mogelijkheid om van dwarsverbanden met andere databestanden gebruik te maken, zoals gegevensbestanden die gerelateerd zijn aan de bodemkwaliteitskaarten en over baggergegevens.

Doordat momenteel de beleidsmatige besliscriteria nog niet zijn vastgesteld kon de laatste doelstelling van dit onderzoek, vereenvoudiging van *IRA-sed* voor toepassing in de dagelijkse praktijk, nog niet gehaald worden. Wel gaf de definitiestudie de werkwijze aan waarmee het volledige *IRA-sed* model op wetenschappelijke wijze zou kunnen worden vereenvoudigd. Daarbij zou primair onderzoek gedaan worden naar zogenaamde proxy-parameters, dat wil zeggen: die systeemkenmerken die de risiconiveaus het sterkst bepalen. Hierdoor zouden slechts de proxy-parameters voor de lokatie- en speciepartij bekend hoeven te zijn om tot een relevant eindoordeel over verspreidbaarheid te kunnen komen. Naast deze vereenvoudiging zou de beoordeling in de praktijk verder gegrondvest kunnen worden op een database met resultaten voor alle mogelijke situaties, berekend met *IRA-sed*, waardoor via het invullen van

de proxy-parameters het meest gelijkende geval (bagger+bodem+gebruik) uit de database geselecteerd zou kunnen worden zonder dat de complexe risicoberekeningen zouden hoeven worden uitgevoerd. Dit concept wordt ook toegepast voor het uitspoelingsmodel GeoPEARL, waarbij de eindgebruiker niet zelf modelleert, maar werkt met de uitslagen van dit model zoals samengevat in een zogenaamde metamodel. Beide vereenvoudigingen (de inhoudelijke via de proxies respectievelijk de gebruiksvriendelijkheid en robuustheid via de selectie van berekende “gevallen” uit een databestand) zijn nog niet gerealiseerd. Er is dus momenteel sprake van een prototype van een beslismodel. Inmiddels is besloten dat dit beslismodel als *risicotool* operationeel gemaakt moet worden via modellering van alle processen (zoals in *IRA-sed*), en niet via de methodiek van de proxies en/of een berekend databestand.

5.4 Validatie

Modelresultaten roepen vaak twijfel op. Zijn de voorspelling wel correct? Zijn de op de voorspelling gebaseerde beslissingen wel correct? Voor het verspreidingsprobleem is geconstateerd dat modelleren de enige optie is om partijen te beoordelen, omdat er bijvoorbeeld geen databestanden zijn van effectgegevens na verspreiding, waarbij de laagste effect-gerelateerde concentratie in dit bestand als verspreidingsgrens gehanteerd zou kunnen worden. Ook kan geconstateerd worden dat de beleidsdefinitie van het probleem over de verspreiding van baggerspecie voor een deel afhankelijk is van de resultaten van risicobeoordelingsmodellen, namelijk van vrijwel dezelfde modellen die in nu in *IRA-sed* toegepast worden (maar in *IRA-sed* met het oogmerk om lokale concentraties en risico's te voorspellen als tweede trap na de generieke beoordeling). Soms worden de modellen op dezelfde wijze gebruikt, maar soms is er sprake van een omgekeerd gebruik, zoals bij SSDs. In dit geval is de omkering van het gebruik van dit model voor lokale beoordelingen al opgemerkt in Van Straalen en Denneman (1989), en is dit dubbele gebruik van dit model een voorbeeld van consistentie.

Modelleren is in dit dus geval noodzakelijk, en is een geordende wijze om met alle onzekerheden in de risicobeoordeling rekening te houden. Over deze ordening (het model en de onderliggende modules) kan expliciet gecommuniceerd worden. Zijn de afzonderlijke modules wetenschappelijk en conceptueel in orde? Voorspellen ze ook datgene wat in werkelijkheid gebeurt? Zo niet, is er dan een systematische overschatting van bijvoorbeeld risico's, zodanig dat er toch milieuhygiënisch verantwoorde beslissingen genomen kunnen worden? Hierbij is niet alleen van belang dat de modules afzonderlijk goede voorspellingen geven van de deelprocessen (zoals de toetsbare opbouw van concentraties in de bodem), maar ook een goed eindoordeel geven over de risico's. Hierbij speelt de vraag: wat is de relatie tussen de uiteindelijk resulterende risicomaatlat en de werkelijk in het veld optredende effecten? Inzicht in de validiteit van model-uitkomsten is van groot belang voor de adviezen van risk assessors aan risk managers over het vaststellen van beleidsmatige criteria.

Validatie van modellen kan erg precies geïnterpreteerd worden (de doorvoer: klopt het mechanisme van oorzaak en gevolg zoals in het model vastgelegd?) maar komt in dit

vakgebied vaak neer op de vraag of de modelvoorspellingen (de uitkomst) inzicht geven in de werkelijke situatie zoals die zich in het veld voordoet, validatie op het niveau van “bevestiging van uitkomsten”, ofwel *confirmation* sensu Oreskes et al. (1994). Uiteraard moet de ingebrachte kennis ook resulteren in correcte kennismodules (technische validatie). Deze technische validatie heeft plaatsgevonden, waarbij bleek dat de kennismodules (zoals in de drie rapporten omschreven) correct in de softwaremodules zijn geïmplementeerd.

Op dit moment kan wat betreft de bevestiging van uitkomsten aangegeven worden dat de verschillende modules géén uitkomsten opleveren die onverwacht zijn gegeven de bestaande kennis. Waarschijnlijk geven de meeste modules een goede inschatting of een overschatting van verschijnselen (zoals concentratie-opbouw) die kunnen optreden. Deze inschatting hangt samen met het ontwerp-principe dat gevolgd is: daar waar een ontwerpkeuze mogelijk of nodig was, werd gekozen voor een realistische *worst case* modellering. De betekenis van de waarschijnlijke overschatting van de concentratie- en risico opbouw na verspreiding is verschillend voor wetenschap en beleid. Wetenschappelijk zou het doel zijn de uitkomsten exact te voorspellen. Voor het beleid is het afdoende om goede beslissingen te kunnen nemen. De overschatting van concentraties en risico's die mogelijk optreedt voor het nemen van beslissingen is bij toepassing van *IRA-sed* tenminste benoemd. Ten opzichte van de klassensystematiek is dit een vooruitgang, omdat daarbij immers de risiconiveaus voor de bodem en de verschillende bodemorganismen geheel onbekend was.

In technische zin zijn niet alle modules te valideren. Relatief eenvoudig valideerbaar zijn de modules die uitspraken genereren over concentraties. Dit geldt bijvoorbeeld voor de PEC-module, die gevalideerd kan worden via veldmetingen aan de totaal- en opgeloste concentraties van stoffen. Hiervoor zijn waarschijnlijk diverse chronosequentiële gegevensbestanden beschikbaar, dat zijn gegevens van monsteringen op een bepaald tijdstip, waarbij de voorgeschiedenis van baggerverspreiding verschilt (bijvoorbeeld: Harmsen 2004). De voorspelde concentraties van stoffen in landbouwproducten kunnen in principe ook geverifieerd worden, mits de databestanden over productkwaliteiten gekoppeld kunnen worden aan bestaande over bodemgegevens op de kweeklokatie. Dit betekent dat de PEC-module en de risicomodule voor landbouwproducten in principe valideerbaar zijn, door combinatie van bestanden met concentratie- en bodemgegevens.

Moeilijker valideerbaar zijn de voorspelde blootstellings- en risiconiveaus voor mens en ecosystemen. Bij de definitie van de risico-maatlatten hiervoor spelen in dit geval aannames, zoals levenslange blootstelling van de mens, die validatie-onderzoek aan het onderzochte object zelf (“de mens” en “het ecosysteem”) in de praktijk moeilijk of vrijwel onmogelijk maken. Bij de mens is daarom de validatie-status van de onderliggende methodieken van belang. De aandacht kan zich hierbij met name richten op de blootstellingsmodellen voor de mens. Bij ecosystemen is het van belang dat de risicomatlat (de msPAF-systematiek) tenminste in relatieve zin gerelateerd is aan het optreden van structurele ecosysteem-effecten in het veld. Mulder et al. (2004) toonden bijvoorbeeld aan, dat er in natuurgebieden in Nederland, bij blootstellingsniveaus rond het 95%-beschermingsniveau (msPAF_{NOEC} van de

lokatie was ongeveer 5%), sprake was van de achteruitgang van het vóórkomen van dagvlindersoorten, doordat de waardplanten van deze soorten verminderd in bloei kwamen door blootstelling aan stoffen. Posthuma en De Zwart (2006) toonden aan dat toename van de $msPAF_{NOEC}$ en de $msPAF_{EC50}$ gerelateerd was aan het verdwijnen van vissoorten in de rivieren in de staat Ohio. Deze (en andere) waarnemingen tonen aan dat de risicomaatlat voor ecosystemen (de toxische druk, ofwel de $msPAF$) gerelateerd is aan het optreden van effecten. Aanvullend hierop geldt echter de aantekening dat de risicomaatlat niet voor alle soorten in alle omstandigheden een preciese graad van effecten kan voorspellen, bijvoorbeeld omdat de lokale soortengroep gevoeliger is dan de testgroep uit eerder onderzoek, doordat de gevoelige soorten al door andere stressoren beïnvloed zijn, enzovoorts (Posthuma et al. 1998; Smit et al. 2002; Van den Brink et al. 2002). Dit alles betekent dat de risicomaatlat voor ecosystemen afdoende onderbouwd geacht mag worden voor het nemen van beslissingen, maar dat er geen absolute inzichten in lokale effecten mee worden beschreven.

Hoewel de validatie van modeluitkomsten (de risicomaatlatten voor mens, landbouwproducten en ecosystemen) tegen daadwerkelijke opname en effecten in veldcondities technisch zeer ingewikkeld kan zijn, geldt ook het volgende. Een belangrijk element van de vraag van het Kernteam Bagger & Bodem is niet of deze methode *perfect gevalideerd* is, maar of de methode een *betere* beslissingsgrondslag (en inzicht in milieu effecten en kosteneffectiviteit) oplevert dan methodieken gebaseerd op klassen of op normoverschrijding per stof. Het onderzoeksteam is van mening dat een lokatiespecifieke beoordeling met *IRA-sed* betere voorspellingen genereert omtrent risico's dan de bestaande klassenindeling.

5.5 Beleidsmatige beslisriteria

5.5.1 Algemene overwegingen

Een beslismodel voor baggerspecieverspreiding is pas in staat beslissingsondersteunend te werken indien naast het model (*IRA-sed*, wetenschappelijk deel) ook een module met beleidsmatige beslisriteria omvat. Een overzicht van de mogelijke beslisriteria is gegeven in Tabel 3.

Gedurende- en ook nog na het wetenschappelijke ontwikkelproces van *IRA-sed* is in een aanpalend beleidsproject (Normstelling en Bodemkwaliteit, NOBO) onder meer gesproken over de beleidsmatige beslisriteria. Ten tijde van de afronding van dit rapport waren er nog geen definitieve beslisriteria beschikbaar.

Voor de primaire functie van het beslismodel, inzicht geven in de lokale concentraties en risico's daarvan, zijn geen beleidsriteria nodig (behalve de uiteindelijk gewenste standaardisatie van het model en de modules voor het gebruikersinstrument). Een risiconiveau is immers uitsluitend afhankelijk van de wetenschappelijke modules en van de lokale invoerdata. Het is wel van belang dat het inzicht in de milieuhygiënische risico's wordt weergegeven op risicomaatlatten die beleidsmatig geaccepteerd zijn of worden.

De beslisfunctie van het model zal vergelijkbaar kunnen zijn met die van de huidige modellering via de klassenbeoordeling. Hiervoor is software beschikbaar, die als uitslag de klasse van een partij aangeeft (waaruit de verspreidingsbeslissing direct volgt (ToWaBo 2005).

Omdat de beslisriteria in principe vrij te kiezen zijn, zijn alle “hoe vaak” en “hoe erg” figuren in dit rapport een illustratie van mogelijk effecten van de toepassing van het beslismodel op de werkvoorraad. Afhankelijk van de criteria wordt zowel het “hoe vaak” als het “hoe erg” hoger of lager dan getoond. Door de criteria te variëren kan de balans tussen milieuhygiëne en kosteneffectiviteit verkend worden, en kan realistisch beleid voorgesteld worden (EZ/VROM/Justitie 2003).

Wat betreft de keuze voor de beslisriteria is een groot aantal opties gepresenteerd, die in mindere of meerdere mate samenhangen met bestaande beslisriteria, en/of de oorspronkelijk beschermingsdoelstellingen. De onderzoeksgroep, in hun rol van risk assessors en met hun kennis van de validiteit van de modellering, heeft gedurende het ontwerpproces van *IRA-sed* geen wetenschappelijke redenen gezien op basis waarvan zij afwijkingen van de bestaande risicocriteria zou voorstellen. Dat wil zeggen – indien de systeembenadering gevolgd wordt en indien beoordeeld wordt op risicogrenzen – dat :

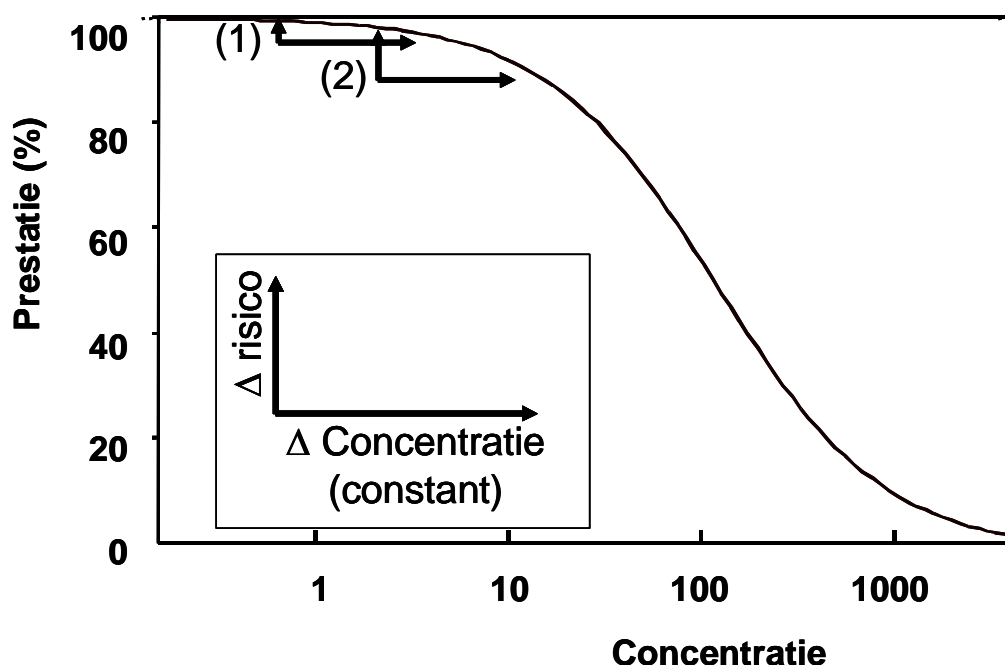
- humane risico's van verspreiding van baggerspecie beoordeeld zouden moeten worden via de toetsing van de lokale blootstelling aan de bestaande MTR_{Humaan} (onder de aanname van levenslange blootstelling, en rekening houdend met de niet te vermijden achtergrondblootstelling), en voor carcinogene stoffen een risico van 10^{-6} bij levenslange blootstelling;
- landbouwisico's beoordeeld zouden moeten worden op de gevoeligste parameter (productconcentraties) door toetsing aan Warenwet- en diergezondheidsnormen;
- ecologische risico's beoordeeld zouden moeten worden aan het 95%-beschermingscriterium (ook voor mengsels).

Het onderzoeksteam stelt voor deze criteria te handhaven om directe toetsing van risiconiveaus aan de oorspronkelijke beschermdoelen te operationaliseren. Hierbij kan ook het beleidsuitgangspunt verdisconteerd worden dat uitgegaan moet worden van de bestaande bodemcondities als vertrekpunt. Met andere woorden: waar mogelijk moet niet alleen inzicht gegeven worden in lokatiespecifieke risiconiveaus, maar ook of deze toe- of afnemen door verspreiding van bagger. Het beslismodel kan deze laatste aanpak voor alle risico-eindpunten ondersteunen, en ook een stand still toetsing uitvoeren op concentraties van afzonderlijke stoffen.

Beleidsmatig zal uiteindelijk vastgesteld moeten worden wanneer een bepaalde toetsing moet plaatsvinden (naast deze kwantitatieve vormen van toetsing), dat wil zeggen: (uitsluitend) op de huidige of de beoogde vorm van bodemgebruik (toetsing van alleen dat gebruik, bijvoorbeeld: alleen humane risico's), of op multi-gebruik, om rekening te houden met

veranderingen in bodemgebruik? Dit laatste scenario moet (vrijwel) alle (of meerdere) vormen van toekomstig bodemgebruik mogelijk maken, zodat er meerdere toetscriteria zouden moeten worden toegepast om de verspreidbaarheid van bagger te beoordelen. Via *IRA-sed* kan, in tegenstelling tot beoordelingen via metingen, ook via scenario-analyses onderzocht worden welke vormen van toekomstig bodemgebruik verantwoord zijn, bijvoorbeeld door manipulatie van de parameter “bodempzuurgraad”.

Bij de beslissing over de keuze van toetsingscriteria speelt het non-lineaire karakter van de relatie tussen stofconcentraties (oorzaak) en risiconiveaus (uiteindelijk) een belangrijke rol. Een SSD is een voorbeeld van een niet-lineaire relatie tussen blootstelling en ecologisch risico (toxische druk) voor één stof – en dat is slechts één stap in de ecologische risicobeoordeling (naast sorptie- en blootstellingscurves en mengseleffect-formules). De betekenis van de non-lineariteit is conceptueel samengevat in Figuur 28. Hoe hoger de basisstress die via een criterium wordt geaccepteerd, hoe dichter een receptor (mens, ecosysteem) in de buurt komt van de situatie waarin relatief kleine additionele stress grotere gevolgen kan hebben. Door dergelijke complexe, non-lineaire verbanden, is de relatie tussen (bagger)klassen en risiconiveaus niet eenduidig (zie Figuur 2). Uiteindelijk effectueren deze processen zich in een niet zonder *IRA-sed* te verkennen verband tussen milieuhygiënische effecten en kosteneffectiviteit. Onderstaande figuur is een algemeen motief voor stand still en ALARA als beleidsuitgangspunten.



Figuur 28. De relatie tussen concentratie en risico is vaak niet lineair. Conceptueel leidt dit tot het effect dat een concentratiestijging in geval (1) leidt tot een zeer geringe risicotoename, terwijl dezelfde concentratiestijging in geval (2) leidt tot een grote risicostijging (delta=toename). De lengte van de horizontale pijlen (concentratie-toename) is exact gelijk

5.5.2 Voor- en nadelen van verschillende opties voor toetsing

Beoordeling aan de hand van (nieuwe) klassen

Het voordeel van een beoordeling van situaties via bagger- en/of bodemklassen is de (uiterlijke) conceptuele eenvoud van het systeem voor de gebruikers en de potentiële consistentie tussen water- en bodembeleid. De huidige beheerders zijn gewend om via klassen tot een verspreidingsoordeel te komen. Dit maakt de implementatie eenvoudig. Het nadeel van deze benadering is dat de waterbodemclassificatie kan veranderen in de tijd (al naar gelang er nieuwe normen of klassen worden ontwikkeld voor dat beleid), en dat er bij de huidige- of eventueel andere klassen geen inzicht wordt gegenereerd in eventuele landbodemisico's. Via *IRA-sed* zal eenvoudig duidelijk kunnen worden gemaakt dat stand still van concentraties, bijvoorbeeld bij wijzigende condities zoals de bodemzuurgraad, geen stand still van risiconiveaus hoeft te betekenen.

Beoordeling aan de hand van generieke normen

Toetsing aan normen per stof is momenteel de normale praktijk voor de landbodem. Aan deze vormen van toetsing zijn voor- en nadelen verbonden. Een voordeel van deze aanpak is dat mensen vaak gewerkt hebben met toetsing aan normen. Dit leidt tot eenvoud in de communicatie – normoverschrijding kan direct gebonden worden aan een verspreidingsoordeel. Nadeel van deze aanpak is het feit dat de normen (behalve de Lokale Referenties) geen duidelijke lokatiespecifieke risico-interpretatie hebben: vanwege de genoemde modifierende factoren (zie paragraaf 1.2) kan het lokatiespecifieke risico een beetje (of veel) lager zijn dan verwacht (door risicodempende lokale condities, zoals sorptie van stoffen aan de bodem), of een beetje (of veel) hoger zijn verwacht (door mengseffecten), of is er geen duidelijke verwachting. Dit laatste komt voor als de wettelijke norm niet is gebaseerd op ecologische risicogrenzen, maar op beleidsmatige overwegingen, terwijl het lokale bodemgebruik vraagt om een ecologische risicobeoordeling: overschrijding van de norm heeft in dit geval geen voorspellende betekenis voor ecologische risico's. Via norm-toetsing blijft het onduidelijk of er lokaal onaanvaardbare risico's zullen optreden.

Beoordeling aan de hand van lokale risiconiveaus

Toetsing van lokatiespecifieke risiconiveaus aan risicogrenzen, die op hun beurt direct gerelateerd zijn aan de beschermdoelen, is geen normale praktijk voor gebruikers, en is een nieuwe optie die mogelijk is door de *IRA-sed* aanpak. Een voordeel van deze aanpak is, dat de beoordeling direct kijkt naar lokatiespecifieke risico's, en niet werkt via de indirecte weg van normen of klassen. Dit sluit aan bij de uitgangspunten van de Beleidsbrief Bodem, waarin gesteld wordt dat de aandacht meer op lokatiespecifieke risico-afwegingen gebaseerd moet zijn. Een mogelijk nadeel van deze werkwijze is, dat de risicobeoordeling in technische zin expert-kennis vraagt. De oplossing daarvoor is het ontwerpen van een beslismodel met eenvoudige in- en uitvoer interfaces, en ingebouwde besliscriteria. Dit is technisch realiseerbaar. Een voordeel van de toepassing van een beslismodel als *IRA-sed* is verder, dat de risico's van baggerspecieverspreiding bij verschillende vormen van bodemgebruik via gedefinieerde scenario's kunnen worden verkend.

5.6 De huidige situatie in de beleidsvoorbereiding

Het Kernteam Bagger & Bodem is medio 2005 ontbonden. De in deze drie rapporten samengevatte resultaten van het onderzoek kunnen geïnterpreteerd en geïmplementeerd worden in het momenteel concreet voorgenomen bodemkwaliteitsbeleid, waarvan het baggerspecieverspreidingsprobleem slechts een onderdeel is. Dit voorgenomen beleid wordt verwoord in het aanstaande Besluit Bodemkwaliteit (VROM 2006). In het concept van dit besluit wordt verwoord dat er een onderscheid gemaakt zal worden tussen het generieke beleidsspoor en het specifieke beleidsspoor. Analyses zoals gedaan kunnen worden met *IRA-sed*, zoals getoond in hoofdstuk 4 voor afzonderlijke situaties of werkvoorraden, kunnen in principe toegepast worden op alle beleidsvoornemens.

Het uitgangspunt van het generieke beleidsspoor is een pragmatische uitwerking van het uitgangspunt van stand still, en is geoperationaliseerd via bodemklassen. Hoewel de voorgestelde bodemklassen zijn afgeleid met behulp van risico-afwegingen, via de vaststelling van Landelijke Referenties per stof, suggereren *IRA-sed* resultaten dat de toepassing van klassen geen directe interpretatie hoeft te hebben in lokatiespecifieke risiconiveaus. Een MET-toetsing van de klassen aan de hand van gegevens over Nederlandse bodems kan inzicht geven in de lokatiespecifieke risiconiveaus die in de praktijk gepaard gaan met de verschillende klassen. Voor het baggerspecie-verspreidingsprobleem wordt in het landelijke beleidsspoor overigens ook gewerkt aan de afstemming tussen water- en landbodemklassen.

Het specifieke beleidsspoor richt zich op lokatiespecifieke risiconiveaus, en wordt onder meer geoperationaliseerd via Lokale Referenties, en mogelijk een beslismodel voor de verspreiding van baggerspecie. Lokale Referenties kunnen afwijken van de Landelijke Referenties, omdat de lokale bodemcondities bijvoorbeeld zodanig zijn dat de risico's – door sortatie van de stoffen – lager zijn dan bij de Landelijke Referenties is aangenomen. Indien Lokale Referenties gesteld worden, en er sprake is van de noodzaak om herhaald bagger te verspreiden, kan *IRA-sed* operationeel gemaakt worden voor toetsing aan de Lokale Referenties.

5.7 Ontwerpcriteria voor *IRA-sed* en het prototype

In het derde rapport wordt in detail uiteengezet dat het prototype voldoet aan de in hoofdstuk 1 gegeven ontwerpcriteria (Discussiehoofdstuk van Posthuma et al. 2006). De onderzoekers die bij het ontwikkelen van *IRA-sed* betrokken zijn geweest zijn van mening dat *IRA-sed* betere mogelijkheden geeft voor lokatiespecifieke risicobeoordeling en afweging van belangen dan de huidige klassensystematiek. In lijn met de adviezen van het Kernteam Bagger & Bodem (2005) zal het model operationeel gemaakt moeten worden voor dagelijks gebruik.

Bij de bespreking van de ontwerpcriteria in het genoemde rapport is voorbijgegaan aan een semantisch probleem. Dit probleem is, dat zowel normen, klassen en lokatiespecifieke risicobeoordeling allemaal als risico-gerelateerd kunnen worden beschouwd. Hierbij is sprake is van een gradueel onderscheid. Generieke normen waren in hun afleiding risico-gerelateerd, Bij het vaststellen van de norm is er echter uitgemiddeld en zijn er veiligheidsfactoren en generieke afleidingsconcepten toegepast. Generieke normen geven daarom bij toepassing op een concrete situatie geen inzicht wat er met doel-organismen (mens, landbouwproduct, ecosysteem) gebeurt als er normoverschrijding plaatsvindt. Ditzelfde geldt voor klassen. De lokatiespecifieke aanpak is risico-gerelateerd in engere zin: de risiconiveaus op de lokatie worden bekend, en kunnen (mede) de basis zijn voor een risicogestuurde (in plaats van een norm- of klassengestuurde) beslissing.

Een ander semantisch probleem speelt bij toetsing van het ontwerpcriterium “eenvoud”. *IRA-sed* is een geordende samenvatting van relevante concepten op het gebied van de risicobeoordeling. Die geordende samenvatting is op zich eenvoudig te herleiden tot de samenstellende delen: de beoordeling van stofgedrag, het daarbij betrekken van de gevoeligheden en de blootstelling van de receptoren, en als resultante de beoordeling van risiconiveaus, stand still en concentraties aan de bijbehorende criteria. De kennis die in de samenstellende delen aanwezig is, kan variëren van eenvoudig tot complex. Dit alles wekt een schijn van complexiteit, die door kan werken in een verwachting dat het model dan ook complex te hanteren zal zijn. Dit laatste is hoeft niet zo te zijn. Integendeel, in de praktijk zal sprake zijn van twee *Graphical User Interfaces (GUIs)*, één voor de invoer van lokale bodem- en baggervariabelen (waaronder de stoffen, maar ook de lokale pH), en één die als uitvoer inzicht geeft in de resultaten: voorspeld concentratieniveau, voorspeld risiconiveau, is er sprake van stand still van concentraties, en is er sprake van stand still van risico's. *IRA-sed* kan gebruiksvriendelijk gemaakt worden door de juiste *GUIs*.

Er zijn mogelijk meer voorbeelden van semantische problemen. Aanbevolen wordt dergelijke problemen, via de gebruikershandleidingen duidelijk uit te leggen aan de toekomstige gebruikers.

6. Conclusies en aanbevelingen

6.1 Conclusies

1. Er is in opdracht van het Kernteam Bagger & Bodem een prototype van een beslismodel ontworpen dat alle potentieel gewenste functies kan uitvoeren: kwantificeren van stofgedrag in de bovenste bodemlaag, kwantificeren van risico's voor de mens, landbouwproducten en ecosystemen, beoordeling van al deze parameters aan de hand van het *stand still* concept en het toegevoegd risico concept en aan de hand van acceptabel geachte risiconiveaus.
2. Het model is momenteel een expert-systeem, dat geoperationaliseerd is voor een beperkte set van stoffen. Uitbreiding van het aantal stofgroepen is technisch uitvoerbaar.
3. Het model is momenteel ingevuld voor het deel-compartment droge bodem, niet voor uitloging naar grondwater en de risico's voor grondwater, en niet voor het sediment/water compartiment. Uitbreiding is technisch uitvoerbaar, en wenselijk vanwege de belangen van toetsingen die in het kader van Europese regels uitgevoerd zullen moeten worden.
4. De consequentieberekeningen (MET en BET voor de werkvoorraad) zijn met het model beoordeeld via ad hoc aannames over achtergrondconcentraties van stoffen in bodem, lokale bodemeigenschappen en eigenschappen van de baggerpartij. Vanwege de centrale rol van stand still als beleidsuitgangspunt, en de nieuwe gegevens uit onderzoek aan achtergrondconcentraties en aan risicotename door verspreiding van baggerspecie (in plaats van absolute risiconiveaus), moet het model aangepast worden aan de nieuwste inzichten op het gebied van achtergrondconcentraties.
5. Het is mogelijk om het expertsysteem door te ontwikkelen tot een Risicoolbox, waarmee de risico-gerelateerde consequenties van nieuw beleid verkend kunnen worden. Hieronder valt niet alleen baggerspecieverspreiding, maar ook op het landelijke beleidsspoor georiënteerde functies zoals het indelen van bodems in de nieuwe bodemklassen, en het onderscheiden van situaties ten opzichte van het Achtergrondwaarde-criterium (<AW2000) respectievelijk het Saneringscriterium (>Saneringscriterium), alsmede functies zoals het afleiden van Lokale Maximale Waarden en de toepassing van bouwstoffen. Het onderbrengen van al deze functies in één instrument is voor de gebruikers van groot belang, vanwege het feit dat de diverse beoordelingen dan zo veel mogelijk op basis van één methodiek en één set invoergegevens kan plaatsvinden. Een eenvoudige vorm van toepassing, in de vorm van een beslismodel, kan daarbij in de praktijk leiden tot het uitvoeren van lokatiespecifieke risicobeoordelingen door lokale beheerders, mits de beslisriteria duidelijk zijn. Voor de verspreiding van baggerspecie is de uitslag van een beslismodel uiteindelijk eenvoudig (wel of niet verspreidbaar), en kan een beslissingsondersteunend systeem gemaakt worden. Voor andere problemen zijn de resultaten in de vorm van lokatiespecifieke risiconiveaus (nog) niet duidelijk. Voor bijvoorbeeld de afleiding van Lokale Maximale Waarden is het nodig om een duidelijke

manier aan te geven om deze waarden te kiezen. Hiervoor moet de beleidscontext verder uitgewerkt worden.

6. Het ontwikkelde systeem sluit nauw aan bij de in de Beleidsbrief Bodem ingezette beleidswijzigingen, en kan zowel geoperationaliseerd worden voor het onderzoek aan het gedefinieerde generieke beleidsspoor als voor het lokatiespecifieke beleidsspoor.
7. Een geformaliseerde risicobeoordeling is een reproduceerbare werkwijze voor het omgaan met onbekende en bekende factoren die “het gevaar” mede kunnen bepalen. Het ontwikkelde systeem is een vertrekpunt voor verdere ontwikkeling (en samenhangend versie-beheer). Waar de methodieken voor de afleiding van normen een lange evolutie hebben gekend, wat geresulteerd heeft in een hoge graad van formalisatie, staat de methodiek voor lokatiespecifieke beoordeling (relatief) in de kinderschoenen.
8. Er zijn vele opties om onzekerheden in de risicobeoordeling te verdisconteren. Het ontwikkelde systeem benoemt de onzekerheden, geeft concrete en inmiddels operationele voorstellen voor het omgaan met de betreffende onzekerheden, en geeft zonodig trapsgewijs beslissings-ondersteunende informatie, al naar gelang de precisie van de probleemstelling. Het ontwikkelde systeem kan op punten zowel qua interne- als externe consistentie verbeterd worden. De primaire noodzaak daarvoor is afhankelijk van de vraag of de beleidsbeslissingen daardoor beter zouden worden.

6.2 Aanbevelingen

Aanbevolen wordt:

1. Het ontwikkelde systeem in te zetten voor de risicobeoordeling (milieu-effect toetsing) van bodemverontreiniging en voorgenomen bodembeleid;
2. Dit te doen door de verdere ontwikkeling van het expertsysteem (de algemene Risicoolbox), wat betreft aantal stoffen, aantal deelcompartimenten, en andere aspecten die nuttig zijn voor beleidsbeslissingen;
3. Waar mogelijk de met het model voorspelde resultaten te verifiëren via validatie-onderzoek, en zo nodig het systeem aan te passen aan de resultaten van dit validatie-onderzoek;
4. De resultaten van validatie-onderzoek te betrekken bij de beslissing over beleidscriteria;
5. Voldoende aandacht te besteden aan de ontwikkeling, toepassing en beheer van de Risicoolbox voor gebruikstoepassingen, nu inmiddels besloten is deze te ontwikkelen, zowel voor de korte termijn als voor de lange termijn.

Literatuur

- AKWA. 2001a. Bagger in Beeld. Basisdocument Tienjarensценario Waterbodems.: AKWA. Report nr 01.014.
- AKWA. 2001b. Basisdocument Tienjarensценario Waterbodems - Bagger in Beeld. Utrecht, The Netherlands: Advies en kenniscentrum waterbodems. 120 p.
- AKWA. 2004. Bagger: het onzichtbare goud? Hoofdnota Maatschappelijke Kosten-Baten Analyse Waterbodems. Report nr 04.010.
- Bekkering H, Joziassse J. 2001. Functionele specificatie model t.b.v. Tien Jaren Scenario Waterbodems (TJS). Apeldoorn: TNO-MEP.
- Crommentuijn T, Polder MD, Sijm D, De Bruijn J, Van de Plassche EJ. 2000a. Evaluation of the Dutch environmental risk limits for metals by application of the added risk approach. *Environmental Toxicology and Chemistry* 19:1692-1701.
- Crommentuijn T, Sijm D, De Bruijn J, Van den Hoop MAGT, Van Leeuwen CJ, Van de Plassche E. 2000b. Maximum permissible and negligible concentrations for metals and metalloids in the Netherlands, taking into account background concentrations. *Journal of Environmental Management* 60:121-143.
- De Zwart D. 2005. Ecological effects of pesticide use in the Netherlands: Modeled and observed effects in the field ditch. *Integrated Environmental Assessment and Management* 1(2):123-134.
- De Zwart D, Dyer SD, Posthuma L, Hawkins CP. 2006. Use of predictive models to attribute potential effects of mixture toxicity and habitat alteration on the biological condition of fish assemblages. *Ecological Applications* 16(4):1295-1310.
- De Zwart D, Posthuma L. 2006. Complex mixture toxicity for single and multiple species: proposed methodologies. *Environmental Toxicology and Chemistry* 24:2665-2672.
- EZ/VROM/Justitie. 2003. Effectbeoordeling voorgenomen regelgeving. Ministeries van EZ, VROM en Justitie. Report nr 03ME19.
- FOCUS. 2001. FOCUS Surface Water Scenarios in the EU Evaluation Process under 91/414/EEC. Brussels, Belgium: FOCUS Working Group on Surface Water Scenarios. Report nr SANCO/4802/2001 - rev.1.
- Harmsen J. 2004. Landfarming of polycyclic aromatic hydrocarbons and mineral oil contaminated sediments. Wageningen: Wageningen University. 344 p.
- INS. 1999 (in Dutch). Integrale Normstelling Stoffen, milieukwaliteitsnormen bodem, water en lucht. The Hague, the Netherlands: VROM, Interdepartementale stuurgroep INS.
- Joziassse J, Bekkering H, Karssemeijer PL. 2001a. Handleiding Prospect. Model t.b.v. TienJarenScenario Waterbodems (TJS). TNO-MEP.
- Joziassse J, Meddeler B, Vriend J, Rijnbeek J. 2001b. Documentatie Prospect. Apeldoorn: TNO-MEP. Report nr R2001.
- Kernteam Bagger & Bodem. 2005. Eindrapportage Bagger & Bodem. Leiden: Org-ID.
- Kernteam Landsdekkend Beeld. 2004. Lands Dekkend Beeld. Eindrapport nulmeting werkvoorraad bodemsanering.: Kernteam Landsdekkend Beeld. 110 p.
- Kramer PRG, Huiting AM, Beurskens JEM, Aldenberg T. 1997. Verkenning bodemkwaliteit regionale wateren. Huidige en toekomstige gehalten van PAK in slootbodems. Bilthoven, The Netherlands: National Institute for Public Health and the Environment. Report nr 733007 001.
- Kramer PRG, Van Dijk S, Beurskens JEM. 1998. Verkenning bodemkwaliteit regionale wateren. Huidige en toekomstige gehalten van metalen in slootbodems. Bilthoven, The Netherlands: National Institute for Public Health and the Environment. Report nr 733007004.

- Mulder C, Aldenberg T, De Zwart D, Van Wijnen HJ, Breure AM. 2004. Evaluating the impact of pollution on plant-Lepidoptera relationships. *Environmetrics* 16:357-373.
- Munns WRJ, Kroes R, Veith G, Suter GWI, Damstra T, Water MD. 2003a. Approaches for Integrated Risk Assessment. *Human and Ecological Risk Assessment* 9:267-272.
- Munns WRJ, Suter GWI, Damstra T, Kroes R, Reiter W, Marafante E. 2003b. Integrated Risk Assessment – Results of an international Workshop. *Human and Ecological Risk Assessment* 9:379-386.
- Oreskes N, Shrader-Frechette K, Belitz K. 1994. Verification, validation, and confirmation of numerical models in the earth sciences. *Science* 263:641-646.
- Otte PF, Lijzen JPA, Otte JG, Swartjes FA, Versluijs CW. 2001. Evaluation and revision of the CSOIL parameter set. Bilthoven, The Netherlands: National Institute for Public Health and the Environment. Report nr 711701021.
- Posthuma L. In Press. Technical guidance on extrapolation methods. In: Solomon KR, editor. *Extrapolation practices in the risk characterization of chemicals*. Boca Raton, FL, USA: SETAC Press.
- Posthuma L, De Zwart D. 2006. Predicted effects of toxicant mixtures are confirmed by changes in fish species assemblages in Ohio, USA, rivers. *Environ. Toxicol Chem.* 25(4):1094-1105.
- Posthuma L, De Zwart D, Cuypers C, Harmsen J. 2004. Bagger en Bodem - onderbouwend onderzoek voor de wijziging van concentratie- naar risicogestuurd baggerbeleid. Deel I. Motieven voor- en inpassing van risicogestuurd verspreidingsbeleid (concept voor intern gebruik opdrachtgever). Bilthoven: National Institute for Public Health and the Environment/RIZA/Alterra.
- Posthuma L, Lijzen J, Otte PF, De Zwart D, Wintersen A, Cuypers C, Van Noort P, Beek M, Harmsen J, Groenenberg BJ. 2006. Beslissen over bagger op bodem. Deel 3. Modelleren van risico's na verspreiding bagger. Bilthoven, the Netherlands: National Institute for Public Health and the Environment. Report nr 711701046.
- Posthuma L, Traas TP, De Zwart D, Suter GW, II. 2002. Conceptual and technical outlook on species sensitivity distributions. In: Posthuma L, Suter GW, II, Traas TP, editors. *Species sensitivity distributions in ecotoxicology*. Boca Raton, FL, U.S.A.: Lewis Publishers. p 475-510.
- Posthuma L, Van Gestel CAM, Smit CE, Bakker DJ, Vonk JW. 1998. Validation of toxicity data and risk limits for soils: final report. Bilthoven, The Netherlands.: National Institute for Public Health and the Environment. Report nr 607505004.
- Rikken MGJ, Lijzen J, Cornelese AA. 2001. Evaluatie van modelconcepten voor humane blootstelling; voorstellen voor herziening van de meest relevante blootstellingsroutes in CSOIL. Bilthoven, The Netherlands: National Institute for Public Health and the Environment. Report nr 711701022.
- Rutgers M, Bogte JJ, Dirven-Van Breemen EM, Schouten AJ. 2001 (in Dutch). Locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling - praktijkonderzoek met een Triadebenadering. Bilthoven, the Netherlands: RIVM. Report nr 711701026.
- Sijm DTHM, Van Wezel AP, Crommentuijn T. 2002. Environmental risk limits in the Netherlands. In: Posthuma L, Suter GW, II, Traas TP, editors. *Species sensitivity distributions in ecotoxicology*. Boca Raton, FL, USA: Lewis Publishers. p 221-253.
- Smit CE, Schouten AJ, Van den Brink PJ, Van Esbroek MLP, Posthuma L. 2002. Effects of zinc contamination on the natural nematode community in outdoor soil mesocosms. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 42:205-216.
- Solomon KR. In press. *EXtrapolation Practice for Ecological EffeCT Characterization of Chemicals*. Pensacola, FL, USA: SETAC Press.
- Struijs J, Meent Dvd, Peijnenburg WJGM, Hoop MAGTvd, Crommentuijn T. 1997. Added risk approach to derive maximum permissible concentrations for heavy metals, how to

- take into account the natural background levels? *Ecotoxicology and Environmental Safety* 37:112-118.
- Swartjes FA. 1999. Risk-based assessments of soil and groundwater quality in the Netherlands, standards and remediation urgency. *Risk Analysis* 19:1235-1249.
- TCB. 2004. Advies defbitiestudie bagger en bodem. Den Haag: Technische Commissie Bodembescherming. Report nr TCB A35(2004).
- ToWaBo. 2005. Toetsing Water Bodems ToWaBo versie 3.2. Lelystad: RIZA.
- Traas TP. 2001. Guidance document on deriving environmental risk limits. National Institute for Public Health and the Environment. Report nr 601501012.
- Traas TP, van de MD, Posthuma L, Hamers T, Kater BJ, De Zwart D, Aldenberg T. 2002. The potentially affected fraction as a measure of ecological risk. *Species Sensitivity Distributions in Ecotoxicology*:315-344.
- Van Bladeren C, Nuiver H. 2004. Van de sloot op de wal! Gezocht: een ruimtelijk afwegingsproces voor het toepassen van bagger op de kant in relatie tot bodemgebruik. *Bodem*(4):152-154.
- Van den Brink PJ, Brock TCM, Posthuma L. 2002. The value of the species sensitivity distribution concept for predicting field effects: (Non-)confirmation of the concept using semi-field experiments. In: Posthuma L, Suter GW, II, Traas TP, editors. *Species sensitivity distributions in ecotoxicology*. Boca Raton, FL, USA: Lewis Publishers. p 155-198.
- Van der Gun J, Ouboter S, Smidt E. 2005. Naar systeemgerichte oplossingen op het juiste gebiedsniveau. Concept conclusies voor de workshop op 6 september 2005.
- Van Dokkum HP, Smit MGD, Foekema EM, Counotte GHM. 1999. Beoordeling van veterinaire risico's van het verspreiden van baggerspecie nabij riooloverstorten. Apeldoorn: TNO-MEP. Report nr R99/276.
- Van Noort P, Cuypers C, Wintersen A, De Zwart D, Peijnenburg WJGM, Posthuma L, Harmsen J, Groenbergen BJ. 2006. Beslissen over bagger op bodem. Deel 2. Onderbouwing stofgedragmodellering en voorspelde landbodemconcentraties na verspreiding bagger op land. Bilthoven, the Netherlands: National Institute for Public Health and the Environment. Report nr 711701045.
- Van Straalen NM, Denneman CAJ. 1989. Ecotoxicological evaluation of soil quality criteria. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 18:241-251.
- Vegter JJ. 2001. Sustainable contaminated land management: a risk-based land management approach. *Land Contamination and Reclamation* 9(1):95-100.
- Verdonck FAM, Janssen CR, Jaworska JS, Vanrolleghem PA. 2003. Geo-referencing of probabilistic risk of new chemicals in rivers. *Water Science and Technology* 48(3):39-46.
- Verschoor AJ, Lijzen JPA, Van den Broek HH, Cleven RFMJ, Comans RNJ, Dijkstra JJ, Vermij P. 2006. Kritische emissiewaarden voor bouwstoffen; Milieuhygiënische onderbouwing en consequenties voor bouwmaterialen. Bilthoven: National Institute for Public Health and the Environment. Report nr 711701043.
- Vijver MG. 2004. The ins and outs of bioaccumulation. Metal bioaccumulation kinetics in soil invertebrates in relation to availability and physiology. Amsterdam: Vrije Universiteit.
- VROM. 1994. Environmental Quality Objectives in the Netherlands. The Hague, The Netherlands: Dutch Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment. Samsom-Sijthoff, Alphen a/d Rijn, The Netherlands.
- VROM. 1997. Regeling vaststelling klasse-indeling onderhoudsspecie. *Staatscourant* 245:12.
- VROM. 1999. Wijziging regeling vaststelling klasse-indeling onderhoudsspecie. *Staatscourant* 248(8).
- VROM. 2003. Beleidsbrief Bodem. Den Haag: Ministerie VROM.

- VROM. 2005a. Hoofdlijnen prioritaire projecten uitvoeringsprogramma bodembeleid. Report nr (briefnr.) VROM / BWL / 2005124079.
- VROM. 2005b. Nieuw beleid voor de toepassing van grond en bagger. Beleidsnotitie STUBO 05/15.
- VROM. 2005c. Nota toepassing van grond en baggerspecie.
- VROM. 2006. Concept-Besluit Bodemkwaliteit. Concept 17 maart 2006. Den Haag, The Netherlands: Ministerie VROM.
- VROM, Van Hall Instituut. 2000. Sanerings Urgentie Systematiek Versie 2.2. Version 2.2. Den Haag/Groningen en Leeuwarden: VROM/Van Hall Instituut.
- WHO/ UNEP/ ILO. 2001. Integrated Risk Assessment. WHO / IPCS / IRA. Report nr 01/12.

Bijlage 1 **Stoffenlijst in relatie tot risicobeoordelingen in klassensystematiek en IRA-sed**

Stoffenlijst Bagger en Bodem																	
Subcategorie	In klassensystematiek	Meegenomen in modellering IRA-sed v1	Standstill gemiddeld	Ecologische risico's	Totaal	Humane risico's	Landbouw										Reden niet gemodelleerd in IRA-sed v1
							Porie	Biet	Gras	Slu	Mais	Tarwe	Aardappel	Melk	Vlees	Nier	
Stof																	
Metalen en metaloïden																	
Cadmium	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	Geen bodem-gewas/dierrelaties (landbouw)
Chroom	X	X	X	X	X	X											Geen bodem-gewas/dierrelaties (landbouw)
Koper	X	X	X	X	X	X											Geen bodem-gewas/dierrelaties (landbouw)
Anorganisch kwik	X	X	X	X	X	X											Geen bodem-gewas/dierrelaties (landbouw)
Methyl kwik	X																Niet in prospect & geen achtergrondwaarden
Nikkel	X	X	X	X	X	X											Geen bodem-gewas/dierrelaties (landbouw)
Lood	X	X	X	X	X	X					X						Geen bodem-gewas/dierrelaties (landbouw)
Zink	X	X	X	X	X	X	X	X		X							Geen bodem-gewas/dierrelaties (landbouw)
Arsen	X																Geen achtergrondwaarden
PAK																	
Anthraceen	X	X	X	X		X											
Benzo(a)anthraceen	X	X	X	X		X											
Benzo(a)pyreen	X	X	X	X		X											
Benzo(ghi)peryleen	X	X	X	X		X											
Benzo(k)fluorantheen	X	X	X	X		X											
Chryseen	X	X	X	X		X											
Fenanthreen	X																Geen achtergrondwaarden
Fluorantheen	X	X	X	X		X											
Indeno(1,2,3-cd)pyreen	X	X	X	X		X											
Naftaleen	X																Geen achtergrondwaarden
Olie																	
Minerale olie	X																Systeemgedrag en toxiciteit worden niet goed beschreven door het huidige model

Bijlage 1. Vervolg.

Subcategorie	In klassensysteem	Meeegenomen in modelering IRA-sed v1			Ecologische risico's	Humane risico's	Landbouw										Reden niet gemodelleerd in IRA-sed v1	
		Standaard	gemodelleerd	Ecologische risico's			Biet	Gras	Sta	Mais	Tarwe	Aardappel	Melk	Vlees	Nier	Lever		Overig
Stof																		
PCB's																		
PCB28	X	X	X	X	X	X												
PCB52	X	X	X	X	X	X												
PCB101	X	X	X	X	X	X												
PCB118	X	X	X	X	X	X												
PCB138	X	X	X	X	X	X												
PCB153	X	X	X	X	X	X												
PCB180	X	X	X	X	X	X												
Chloorbenzeen																		
Hexachloorbenzeen																		Niet in prospect & geen achtergrondwaarden
Chloorfenolen																		
Pentachloorfenol																		Niet in prospect & geen achtergrondwaarden
Organochloorbestrijdingsmiddelen																		
Aldrin	X																	Niet in prospect
Dieldrin	X																	Niet in prospect
Endrin	X																	Niet in prospect
Isodrin																		Niet in prospect & geen achtergrondwaarden
Telodrin																		Niet in prospect & geen achtergrondwaarden
o,p'-DDD	X																	Niet in prospect & geen achtergrondwaarden
p,p'-DDD	X																	Niet in prospect & geen achtergrondwaarden
o,p'-DDE	X																	Niet in prospect & geen achtergrondwaarden
p,p'-DDE	X																	Niet in prospect
o,p'-DDT	X	X	X	X	X	X												Niet in prospect
p,p'-DDT	X	X	X	X	X	X												Niet in prospect
Alfa-endosulfaan	X																	Niet in prospect
Alfa-endosulfaat	X																	Niet in prospect
Chloordaan	X																	Niet in prospect & geen achtergrondwaarden
alfa-HCH	X																	Niet in prospect
beta-HCH																		Niet in stoffenlijst 2004
delta-HCH	in som																	Niet in prospect
etha-HCH																		Niet in prospect & geen achtergrondwaarden
gamma-HCH (lindaar)	X																	Niet in prospect
Hexachloorbutadieen	X																	Niet in prospect & geen achtergrondwaarden
Heptachloor	X																	Niet in prospect
Heptachloorepoxyde	X																	Niet in prospect & geen achtergrondwaarden

Bijlage 2. Conclusies en Aanbevelingen van het Kernteam Bagger & Bodem, status medio april 2005

Bron: (Kernteam Bagger & Bodem 2005)

Conclusies (voor zover van toepassing op het beslismodel)

1. De huidige systematiek m.b.t. het beoordelen van de toepasbaarheid van bagger op basis van de waterbodempkwaliteitsbeoordeling (de klassenindeling) geeft onvoldoende inzicht om risico's voor de ontvangende bodem c.q. voor de bodemgebruiksfuncties in beeld te brengen.
2. Het beslismodel maakt het mogelijk om de risico's van het toepassen van baggerspecie beter inzichtelijk te maken, waardoor een betere afweging over de verspreiding/ toepassing in relatie tot het bodemgebruik kan worden gemaakt; de huidige stand van zake van de ontwikkeling van het model en het ontbreken van autorisatie van aannames die voor de werking van het model nodig zijn, maken het niet mogelijk om nu reeds verantwoorde uitspraken te doen over de kwantitatieve gevolgen voor beoordeling van de verspreidbaarheid van baggerspecie met behulp van het model.
3. Er is een basis gelegd om de beoordeling van de risico's van de verspreiding van bagger en de beoordeling van het risico van verontreinigde grond te koppelen aan de risico's van een verontreinigde bodem.
4. De benadering voor het toepassen van grond en bagger in één systeem is mogelijk.
5. Het is mogelijk gebleken om de risicogerichte benadering van bagger en bodem te incorporeren in regelgeving die voortgaat op de huidige Vrijstellingsregeling grondverzet en die uitwerking geeft aan een gebiedsgerichte benadering waarbij elk gebied zijn eigen toepasbare bagger bergt.
6. Het project geeft uitwerking aan de het nieuwe bodembeleid waarin de bodemfuncties (gebruikersperspectief) centraal worden gesteld.
7. Het project heeft door het uitwerken van een systeemgerichte risicobenadering een aanjagende werking gehad op de vernieuwing van het bodembeleid.
8. Het project heeft de baggerproblematiek op de brede bodem-beleidsagenda gezet.

Advies

1. Het beslismodel dient zo spoedig mogelijk voltooid te worden en operationeel te worden gemaakt. De aansturing van het voltooien/vervolgen van het onderzoek is hierbij, in het kader van de overdracht, een aandachtspunt.
2. Als voorwaarde hiervoor dienen de aannames die voor het gebruik van het model nodig zijn op korte termijn door Grond en Bagger in wisselwerking met NOBO geautoriseerd te worden, waarbij wij aanbevelen – in de geest van het project Bagger & Bodem – in te zetten op 'zorg met lef': het verantwoord koppelen van maximale toepassing van grond en bagger aan het voorkomen van onacceptabele risico's voor het bodemgebruik.
3. Aandacht wordt gevraagd, met name door het landbouwbedrijfsleven, voor huidige kennislacunes m.b.t. de agrarische functie, welke gegeven de stand van de wetenschap nog niet konden worden meegenomen in het model (zoals ook door de onderzoekers is aangegeven).
4. Wij bevelen aan het model toepasbaar te maken voor grond.
5.(*Aanbeveling over een procedurevoorstel*).

6. In de te formuleren maatregelenpakketten ten behoeve van de Kader Richtlijn Water bevelen we aan rekening te houden met de verspreidbaarheid van bagger. Het is aan te bevelen om een zodanige baggerkwaliteit te realiseren dat die behoort tot de categorie baggerspecie die 'altijd' op land verspreid kan worden. Het beslismodel kan daarbij behulpzaam zijn.
7. Het imagoprobleem van bagger vraagt om inzichtelijke keuzen, een goed onderbouwde regelgeving en vooral ook om een heldere communicatie daarover.
8.(*Aanbeveling over quickwins*).