

RIVM rapport 711701045/2006
RIZA rapport 2006.001
Alterra rapport 1283

Beslissen over bagger op bodem

Deel 2. Onderbouwing stofgedragmodellering en voorspelde
landbodemconcentraties na verspreiding bagger op land

P. van Noort (red.)

P. van Noort, C. Cuypers¹ (RIZA)
A. Wintersen, D. de Zwart, W. J.G.M. Peijnenburg, L. Posthuma (RIVM)
B.J. Groenenberg, J. Harmsen (Alterra)

¹Huidig adres: Hoogheemraadschap van Delfland, Delft

Contactpersoon: P. van Noort, RIZA, P.vNoort@RIZA.minvenw.nl

ISBN 9036957095

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.

RIVM, Postbus 1, 3720 BA Bilthoven, telefoon: 030 - 274 91 11; fax: 030 - 274 29 71

Rapport in het kort

Beslissen over bagger op bodem. Deel 2. Onderbouwing stofgedragmodellering en voorspelde landbodemconcentraties na verspreiding bagger op land

Dit rapport beschrijft een model voor het gedrag van toxische stoffen die in bodem gebracht worden door verspreiding van baggerspecie. 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 landbodemrisico'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 lokale risico's na verspreiding nu eigenlijk? Hiernaar wordt in drie samenhangende rapporten gekeken.

In het voorliggende rapport wordt de systeembenadering technisch-wetenschappelijk beschreven. Hiermee kan beoordeeld worden of stoffen zich ophopen in de landbodem. In het opvolgende rapport wordt beschreven hoe de risico's van de stoffenmengsels voor mens, landbouwproducten en ecosystemen kunnen veranderen door het verspreiden van baggerspecie. In het overzichtsrapport van de serie wordt het op basis van de systeembenadering ontwikkelde beslismodel gepresenteerd, en worden de gevolgen van toepassing van het beslismodel verkend.

Trefwoorden: baggerspecie, verspreiding, risiconiveaus, systeembenadering, beslismodel

Abstract

Decision making on sediment deposition on land. Part 2. Modeling compound behaviour and predicted soil concentrations resulting from sediment deposition on land

Regular removal of sediments is a necessity for proper water quantity management in the Netherlands: however, the contamination of these sediments can 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 not 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.

In this report, the second of the series, the systems approach is described in a basic scientific-technical way, a strategy that is also applied in the third report on integrated risk assessments. The first, or overview, report presents the prototype of a decision-support model for sediment deposition on land. The prototype was developed using the systems approach and includes examples of the model's application. The completion of the decision-support prototype is awaiting various regulatory decisions.

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 en 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.

De producten die in de beleidsvoorbereiding een rol hebben gespeeld vatten de filosofie achter het beslismodel op hoofdlijnen samen. Ze geven ook de tussenresultaten van enkele zogenaamde Milieu-Effect Toetsingen (METs) en Bedrijfs Effect Toetsingen (BETs). METs en BETs hebben betrekking op respectievelijk de aspecten "hoe erg" (milieuhygiënische kant) en "hoe vaak" (wegwerken werkvoorraad) van mogelijke beleidsvarianten. Er was in de rapportages geen sprake van een wetenschappelijke borging van de gehanteerde methodieken. Via de huidige serie van drie rapporten wordt verantwoording afgelegd van het uitgevoerde wetenschappelijke onderzoek. Het beslismodel zal verder ontwikkeld worden voor toepassing in het specifieke beleidsspoor dat inmiddels op hoofdlijnen geformuleerd is.

Inhoud

Samenvatting	7
Summary	9
1. Inleiding	11
1.1 <i>Beleidsproblematiek en beleidsvernieuwing</i>	11
1.2 <i>Lokatiespecifieke modellering van stofgedrag in IRA-sed</i>	12
1.3 <i>Doelstellingen deelonderzoek stofgedrag</i>	13
1.4 <i>Beperkingen en kansen</i>	15
1.5 <i>Leeswijzer</i>	16
2. Stofkeuze voor IRA-sed	17
2.1 <i>Stoffenlijst huidige klassenindeling</i>	17
2.2 <i>Naar een nieuwe stoffenlijst voor IRA-sed</i>	18
2.3 <i>Stoffenlijst Bagger en Bodem in prototype IRA-sed</i>	19
3. Opzet blootstellingsberekeningen in IRA-sed	23
3.1 <i>Opzet beoordelingssysteem IRA-sed</i>	23
3.2 <i>De PEC-rekenmodule van IRA-sed</i>	23
3.3 <i>Overzicht opzet blootstellingsberekeningen</i>	24
3.4 <i>Formularium blootstellingsberekeningen</i>	26
3.4.1 <i>Hoofdpijnen en opzet</i>	26
3.4.2 <i>De PEC-rekenmodule</i>	29
3.4.3 <i>PEC-berekeningen: Stap 1</i>	30
3.4.4 <i>De PEC-rekenmodule: Stap 2</i>	31
4. Parameters en scenario's voor modellering	39
4.1 <i>K_{oc} waarden en depositiegegevens</i>	39
4.2 <i>Mestgift</i>	40
4.3 <i>Baggerspreidings- en bodembewerkingsscenario's</i>	41
4.3.1 <i>Invoergegevens voor afleiden enkele standaardscenario's</i>	41
4.3.2 <i>Realistische, veel voorkomende verspreidingsscenario's</i>	42
4.3.3 <i>Invoergegevens Bodembewerkingsscenario's</i>	42
4.3.4 <i>Realistische, veel voorkomende bodembewerkingsscenario's</i>	43
4.3.5 <i>Netto aantal scenario's</i>	43
4.3.6 <i>Bronnen voor standaard-scenario's</i>	43
5. Conclusies en Aanbevelingen	45
5.1 <i>Conclusies</i>	45
5.2 <i>Aanbevelingen</i>	45
Dankwoord	52

Bijlage 1	Achtergrondgegevens bij de stoffenkeuze voor <i>IRA-sed</i>	53
Bijlage 2	Stofkeuze en Kader Richtlijn Water	59
Bijlage 3	Stofkeuze <i>IRA-sed</i> en Zwartelijststoffen	60
Bijlage 4	Verkenning relevantie depositie en uitspoeling	61
Bijlage 5	Verhouding opgebrachte vracht en uitspoeling	63
Bijlage 6	Optie aanpassing stap 1 PEC-module	65
Bijlage 7	Optie aanpassing Stap 2A van de PEC-module	66
Bijlage 8	Mogelijke beschrijving opname metalen door gewas	68

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 milieuregeling 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. Eén rapport (deel 1) beschrijft de methodiek op hoofdlijnen, en geeft voorbeelden van toetsing in de praktijk. Het voorliggende rapport (deel 2) beschrijft de wetenschappelijke details van de aanpak die gevolgd wordt voor het voorspellen van de blootstelling van organismen aan stoffen. Dit rapport geeft (1) het daartoe benodigde formulair inclusief parameterwaarden, (2) gekwantificeerde scenario's en (3) de selectie van stoffen waarvoor scenarioberekeningen kunnen worden uitgevoerd. Het derde rapport beschrijft de wetenschappelijke details van de aanpak voor het voorspellen van lokatiespecifieke risiconiveaus die door de berekende externe concentraties ontstaan.

Lokale opgeloste concentraties van contaminanten in landbodem worden berekend voor de mogelijke verspreidingsscenario's. Deze concentraties worden afgeleid uit de totaalconcentraties van de verontreiniging in bagger en bodem en eigenschappen van de menglaag met behulp van recente inzichten in de verdeling van verontreinigingen over bagger/bodem en poriewater, zo veel mogelijk gericht op invulling van het concept van biobeschikbaarheid. Voor individuele stoffen wordt het verloop van de concentratie in de tijd na de eerste baggergift berekend op basis van formules en parameters voor aan- en afvoer (atmosferische depositie, mestgift, afbraak en uitspoeling) van verontreinigingen, rekening houdend met eventueel herhaalde baggergift. De parameters voor berekening van de afvoer van verontreiniging via afbraak is beperkt tot PAKs wegens gebrek aan gegevens omtrent andere verontreinigingen.

De stoffen waarvoor parameters zijn gegeven in dit rapport zijn geselecteerd op basis van drie criteria. Ten eerste diende voldoende baggerkwaliteitsgegevens aanwezig te zijn. Ten tweede, voldoende toxicologische informatie diende beschikbaar te zijn. Ten derde, verwachte concentraties zouden hoog moeten zijn in relatie tot toxische concentraties. De selectie leidde tot 8 metalen, 10 PAKs, 7 PCBs, 21 organochloorbestrijdingsmiddelen, hexachloorbenzeen en pentachloorfenol. Uitbreiding is op termijn mogelijk.

Tenslotte worden enkele suggesties voor verbeteringen in de systeemaanpak gedaan voor zowel de korte als de lange termijn. Deze suggesties betreffen zowel het formularium als de inzet van meetmethoden.

Summary

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. This report describes the scientific approaches of a decision model for site-specific risk assessment.

This is the second 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. This report focuses specifically on the prediction of local soil concentrations after (repeated) deposition of sediment on land.

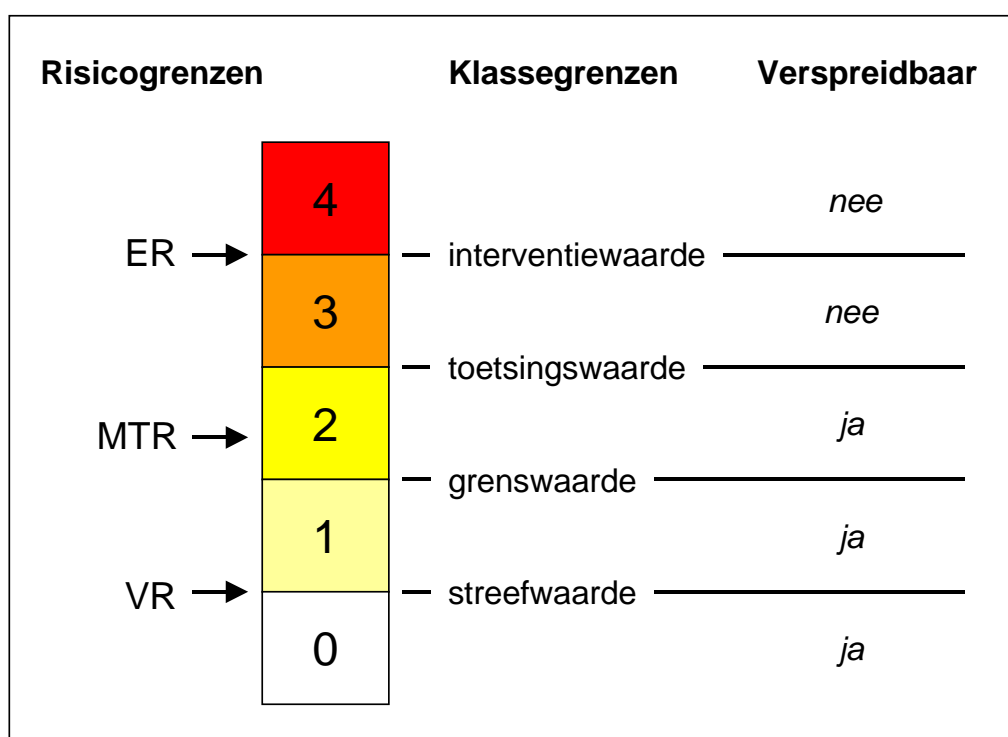
The risk assessment approach can be characterized as a systems-oriented integrated risk assessment. The latter implies that the site characteristics that influence the local risks of compounds from the sediments are taken into account. These are abiotic characteristics, such as compound, soil, sediment 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. Alternatively, 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 (this 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 for separate realistic decision cases are provided. Site-specific risk assessment principles can be used for various soil risk problems, amongst others re-use of secondary building materials, re-use of excavated soil material, application of organic materials as fertilizers en soil sanitation. The potential for multiple use of the approach as described implies that extended use of the decision model to create a risk assessment toolbox for soil risk assessment problems. Such a toolbox would be the scientific counterpart of the regulatory desire for maximizing consistency.

1. Inleiding

1.1 Beleidsproblematiek en beleidsvernieuwing

De verspreiding van baggerspecie op land stagneert. Dit wordt voornamelijk veroorzaakt doordat volgens het huidige beleid de verspreiding op land beperkt is als 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 schone bagger, en klasse-4 ernstig verontreinigde bagger representeert (Figuur 1).



Figuur 1. De huidige klassensystematiek.

De klassen zijn oorspronkelijk afgeleid van wetenschappelijke risicogrenzen en beleidsmatig vastgestelde grenzen en doelwaarden. Deze grenzen en doelwaarden liggen vast in de vorm van vaste concentraties voor stoffen in sedimenten *in situ*. Aan de hand van de klasse wordt een baggerpartij momenteel als wel of niet verspreidbaar op land geclassificeerd. Zie voor verdere toelichting Posthuma et al. (2006a). De klassenindeling is momenteel dus niet gebaseerd op de mogelijke gevolgen van verspreiding van verontreinigde baggerspecie op de bodem, maar op concentratiegrenswaarden voor de specie *in situ*. 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. Die risico's zijn namelijk afhankelijk van zowel de lokaal in de bodem voorkomende mengsels (na

verspreiding), als ook van de beschikbaarheid van de betreffende stoffen voor opname, als ook van de gevoeligheid van de verschillende receptoren (plant, dier, mens). Via wetenschappelijk onderzoek kunnen deze risico's inzichtelijk worden gemaakt. Volgens de Beleidsbrief Bodem van december 2003 (VROM 2003) is dit inzicht wenselijk, en dient op basis van een verbeterde lokatiespecifieke risicobeoordeling een beslismodel voor de verspreiding van baggerspecie op land te worden afgeleid.

In de Beleidsbrief Bodem wordt een beslismodel aangekondigd voor het beoordelen van de verspreidbaarheid van baggerspecie op land, waarbij de verspreidingsbeslissing – meer dan voorheen – gebaseerd zal worden op de lokale risico's van verspreiding. Die lokale risico's worden bepaald door een groot aantal variabelen, zoals baggerkwaliteit, bodemkwaliteit, overige aan- en afvoertermen van stoffen, de soorten organismen die vóórkomen en dus blootgesteld kunnen worden, en aspecten zoals ruimte en tijd (aantal malen verspreiden op langere termijn).

Het prototype van het genoemde beslismodel voor lokatiespecifieke risicobeoordeling wordt op hoofdlijnen beschreven in het voorafgaande rapport in een rapportenserie, die in totaal uit drie rapporten bestaat. Dat eerste rapport in de serie, Posthuma et al. (2006a), geeft meer details over de klassensystematiek en over het ontwikkelde beslismodel voor de verspreiding van baggerspecie op land. Het geeft ook inzicht in de toepassing van het ontwikkelde beslismodel op baggerspeciepartijen, en de milieuhygiënische consequenties van verspreiding. Het huidige rapport beschrijft de wetenschappelijke onderbouwing van de modellering van het stofgedrag in het lokale bagger/bodem systeem. Het derde rapport, Posthuma et al. (2006b), beschrijft in detail de afleiding van de lokaal te verwachten risiconiveaus voor de mens, voor landbouwproducten en voor ecosystemen na verspreiding. Die risiconiveaus worden afgeleid met behulp van de resultaten van de stofgedragmodellering.

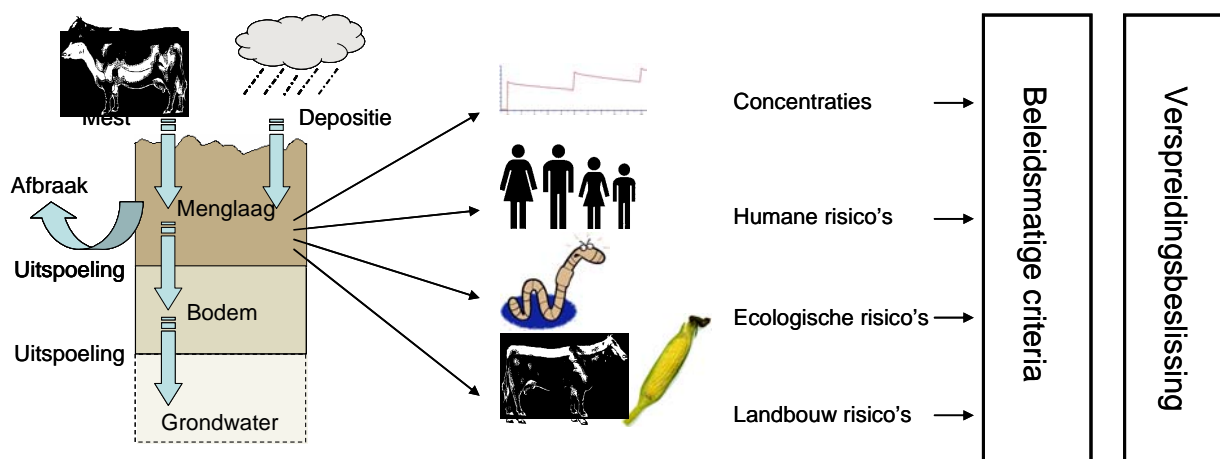
1.2 Lokatiespecifieke modellering van stofgedrag in *IRA-sed*

Een belangrijke basiskeuze voor de vernieuwing van het verspreidingsbeleid is de keuze voor de toepassing van modelleringstechnieken die betrekking hebben op stofgedrag in bodemsystemen en op (eco)toxiciteitskenmerken van de blootgestelde organismen.

Modellering werd gekozen, omdat de beoordeling van de verspreidbaarheid van baggerspecie voorafgaand aan de verspreiding moet worden gedaan. Daardoor is bijvoorbeeld het uitvoeren van bioassays, gebaseerd op testen met organismen in landbodems waarop bagger verspreid is, geen haalbare optie.

In het eerste rapport (Posthuma et al. 2006a) is beschreven hoe de beleidsvraag (milieuhygiënische en kosteneffectieve aanpak van het verspreidingsprobleem) en de beleidskeuze voor toepassing van een lokale systeem/risicobenadering zijn vertaald in een conceptueel systeemmodel (Figuur 2) en een wetenschappelijk systeemmodel (Figuur 3). Dit laatste model heeft geresulteerd in een prototype van het beslismodel, dat *IRA-sed* wordt genoemd. *IRA* staat daarbij voor *Integrated Risk Assessment*, en *sed* voor sediment. De

aanpak in het model wordt een integrale risicobeoordeling genoemd omdat er gebruik gemaakt wordt van modelleringsresultaten voor de beoordeling van risico's voor meerdere receptoren. In het huidige rapport wordt een deel van *IRA-sed* beschreven, namelijk de concentratie-ontwikkeling in de menglaag na het opbrengen van baggerspecie. In het derde rapport, Posthuma et al. (2006b), wordt de technisch-wetenschappelijke onderbouwing van de risicobeoordeling voor de mens, voor landbouwproducten en voor ecosystemen beschreven.



Figuur 2. Conceptueel systeemmodel voor het ontwerpen van een beslismodel voor verspreiding van baggerspecie op land, gebaseerd op lokatiespecifieke beoordeling van stofgedrag en risico's en een aantal beleidsmatige besliscriteria.

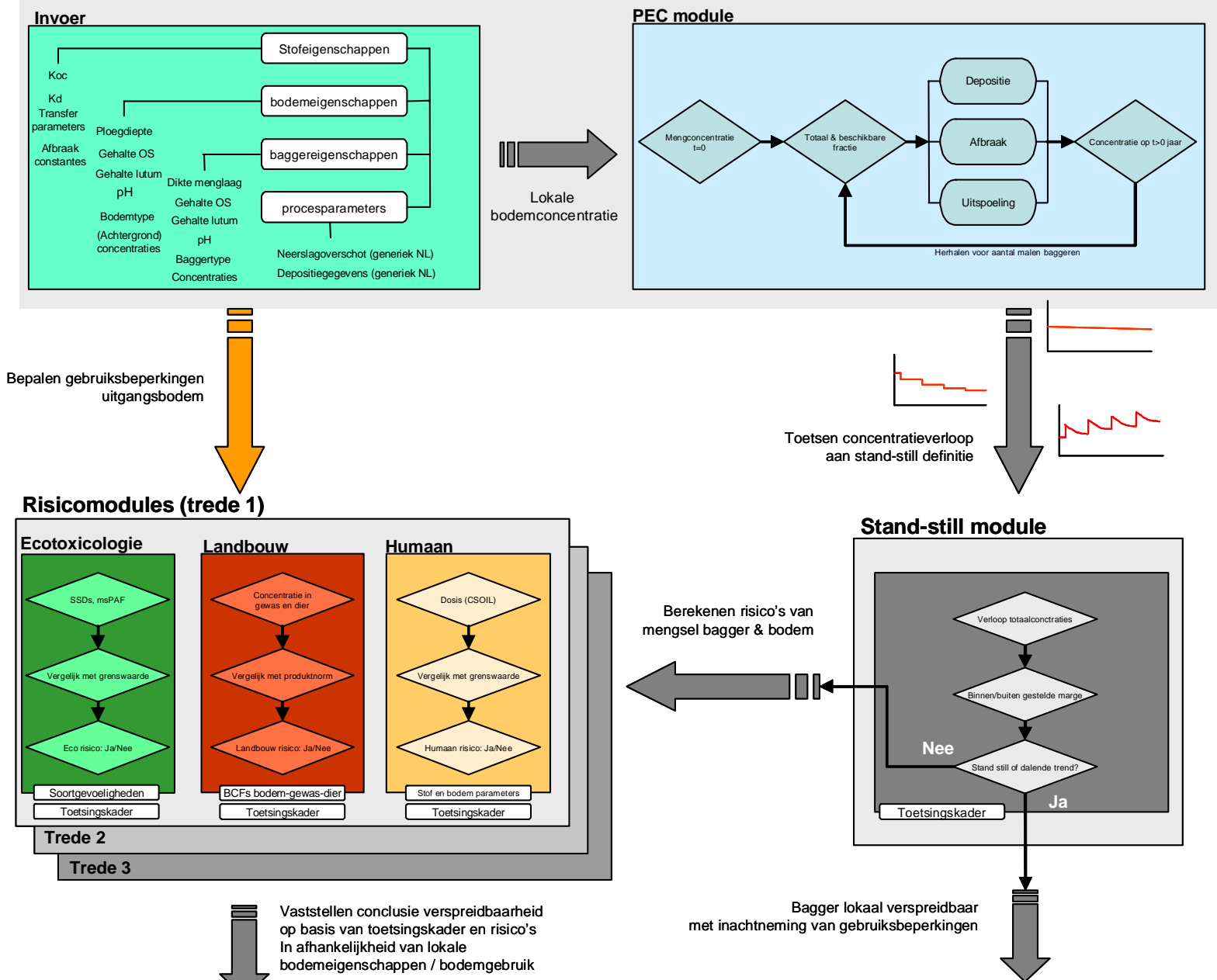
1.3 Doelstellingen deelonderzoek stofgedrag

Het doel van deze rapportage is:

1. Het vastleggen voor welke stoffen *IRA-sed* is opgezet, en hoe deze keuze tot stand is gekomen;
2. Het leveren van het formularium voor het berekenen van de blootstelling(sverandering) van mens, dier en plant voor deze stoffen;
3. De beschrijving van standaard-verspreidingsscenario's welke zouden kunnen worden gehanteerd bij het berekenen van milieuhygiënische consequenties en de effecten op de verspreidbaarheid van de werkvoorraad;
4. Het vaststellen van parameterwaarden voor de berekeningen;
5. Het motiveren van de keuzes die er gedurende het ontwerptraject van *IRA-sed* (tot heden) zijn gemaakt.

Naast de toepassing van *IRA-sed* voor de milieuhygiënische onderbouwing van nieuw verspreidingsbeleid kan *IRA-sed* ook ingezet worden voor het verkennen van de milieueffecten van nieuwe beleidsvoornemens. Dit is van belang, omdat momenteel het bodembeleid niet alleen voor de verspreiding van baggerspecie herzien wordt, maar ook voor diverse andere doelstellingen. Een toegevoegde doelstelling is daardoor geworden, dat het instrumentarium van *IRA-sed* zodanig opgebouwd moet worden dat ook andere vormen van toepassing van de modellen (en de bijbehorende modules in *IRA-sed*) mogelijk worden.

Systeembeschrijving



Figuur 3. Schema van het prototype van IRA-sed.

In blok 1 (linksboven) wordt een systeembeschrijving gegeven. Dit betreft stof-, bodem-, en baggereigenschappen en procesparameters. De (huidige) bodem kan direct beoordeeld worden op mogelijke bodemgebruiksbeperkingen (door lokale risico's), via de pijl naar de Risicomodules (linksonder). Voor de regelmatige verspreiding van bagger wordt echter eerst het stofgedrag bij herhaalde verspreiding beoordeeld, via de PEC-module (rechtsboven). Dit genereert voorspelling van de lokale concentraties van stoffen in de bodem, met een stijgende, neutrale of dalende trend. Vaak leidt verspreiding tot een zaagtandpatroon. De voorspelde concentraties kunnen getoetst worden aan het stand still beginsel. Stand still dient hiervoor operationeel gedefinieerd te worden. Indien er geen sprake is van stand still kunnen de lokale risico's voor de mens, landbouwproducten en ecosystemen getoetst worden (linksonder). In IRA-sed gebeurt dit met relatief eenvoudige methodes (trede 1). Verder implementatie van lokatie-specifieke beoordelingsmethodieken is mogelijk, en kan leiden tot andere versies. In de risicomodule wordt getoetst of er lokale beperkingen in het bodemgebruik op zullen treden na verspreiding van baggerspecie. Hiervoor is een toetsingskader voor risico's van toepassing. De definitie van dit kader vindt momenteel plaats binnen het uitvoeringsprogramma van de Beleidsbrief Bodem.

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

Lokaal verspreiden mogelijk

1.4 Beperkingen en kansen

Tot op heden zijn niet alle doelstellingen uit de voorgaande paragraaf gehaald. De reden hiervoor vormt de volgende, deels door de beperkte ontwikkeltijd bepaalde, beperkingen die opgelost moeten worden bij het modelleren van stofgedrag volgens een systeembenadering:

1. Niet alle potentieel belangrijke aan- en afvoerroutes zijn in de modellering opgenomen;
2. Niet alle potentieel relevante stoffen zijn in de modellering opgenomen;
3. Hoewel er wel aandacht is voor de verdeling van stoffen over de vaste fase en de poriewaterfase van bodems, is er nog niet gemodelleerd in termen van meer specifieke chemische species, zoals bijvoorbeeld metaalspeciatiemodellering, of in termen van mechanismen, zoals bijvoorbeeld biotische-ligande modellering;
4. Een uitdrukkelijke afbakening van de blootstellingsmodule van *IRA-sed* is dat de blootstellingberekeningen worden uitgevoerd voor gerijpte baggerspecie; over blootstellingsverandering gedurende rijping van bagger is de kennis, met name ten aanzien van zware metalen, nog beperkt. Recent en lopend onderzoek kan aanleiding zijn voor het formuleren van specifiek (beheers)beleid voor de rijpingsperiode;
5. Er wordt geen beoordeling uitgevoerd aangaande het lokatiespecifieke gedrag van andere stressoren, zoals pathogene micro-organismen;
6. Er is geen beoordeling uitgevoerd van de mogelijk gewenste effecten van de verspreiding van bagger op land, zoals groeibevordering van planten door bemesting.

In lijn met de *IRA-sed* aanpak kunnen de meeste beperkingen in de komende tijd worden opgelost, zoals het realiseren van beoordelingen voor een groter aantal stofgroepen. Ondanks de beperkingen van *IRA-sed* op dit moment, is het sterke punt van de aanpak dat de beoordeling gericht is op een nuchtere kwantificering van risico's voor de landbodem, en dat bij ontbrekende kennis altijd teruggegrepen kan worden naar de bestaande beoordelingsmethodieken.

Als aanvulling op het ontwikkelde systeemmodel voor de landbodem, kan de benadering uitgebreid worden met beoordelingen van de veranderingen in de concentraties van stoffen in de waterbodem en in oppervlakte- of grondwater die zullen ontstaan na verwijdering van verontreinigde specie.

Tegenover deze meestal voorlopige beperkingen staan echter ook de kansen die voortvloeien uit het uitgevoerde werk. De blootstellingsmodule in *IRA-sed* kan namelijk ook beschouwd worden als een module voor toepassing in andere beoordelingssystemen, bijvoorbeeld voor de toepassing van grond of van bouwstoffen, of voor saneringsbeslissingen. Uiteindelijk kan de consistentie en efficiëntie die op deze manier (in wetenschappelijk-technische zin) in de risicobeoordelingen gebracht wordt bijdragen aan de consistentie waar beleidsmatig naar gestreefd wordt.

1.5 Leeswijzer

In (dit) deel 2 van de drie rapporten wordt de wetenschappelijke verantwoording gegeven van de systeemmodellering voor zover dit de aanvoer en afvoer en het gedrag van stoffen in de bodem betreft, de zogenaamde PEC-module (PEC = *Predicted Environmental Concentration*):

- In hoofdstuk 2 wordt toegelicht voor welke stoffen scenarioberekeningen worden uitgevoerd en welke argumenten hebben geleid tot de keuze voor deze stoffen. In dit hoofdstuk is een tabel met te beschouwen stoffen opgenomen.
- hoofdstuk 3 geeft de opzet van de scenarioberekeningen. Deze opzet is uitgewerkt in de vorm van formules.
- In hoofdstuk 4 is een overzicht gegeven van de scenario's en de parameterwaarden die in de berekeningen zijn toegepast. De scenario's omvatten de ranges aan fysische en chemische bagger- en bodemkwaliteiten, en de potentiële baggerspreidings- en bodembewerkingsscenario's.
- hoofdstuk 5, tenslotte, geeft enige conclusies en aanbevelingen.

2. Stofkeuze voor *IRA-sed*

Bij de invoering van een nieuwe beoordelingssystematiek voor het vaststellen van de verspreidbaarheid van bagger op land zal, meer dan nu het geval is, worden uitgegaan van risicobeoordeling op basis van verontreinigingsconcentraties in relatie tot gebiedseigen bodemeigenschappen en bodemgebruik. Hierdoor is het niet vanzelfsprekend dat de stoffenlijst die onder het vigerende beleid wordt toegepast bruikbaar is in de nieuwe beoordelingssystematiek. In het voorliggende hoofdstuk wordt daarom een nieuwe stoffenlijst samengesteld. Hiertoe wordt eerst de huidige klassenindeling besproken. Vervolgens worden de keuzes toegelicht die zijn gemaakt bij het opstellen van de nieuwe stoffenlijst. Tenslotte wordt de lijst besproken.

2.1 Stoffenlijst huidige klassenindeling

De verspreidbaarheid van baggerspecie op land wordt momenteel beoordeeld aan de hand van de klassenindeling. Die is gebaseerd op verontreinigingsconcentraties in de bagger, genormaliseerd naar standaard bodemeigenschappen. De klassenindeling geschiedt conform toetsingsregels die zijn vastgelegd in de “Regeling vaststelling klassenindeling onderhoudsspecie” en de “Wijziging regeling vaststelling klassenindeling onderhoudsspecie” (VROM 1997; VROM 1999). In deze regelingen is beschreven welke verontreinigingen in ieder geval moeten worden gemeten om de klasse vast te kunnen stellen. Dit zijn:

- As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb en Zn
- naftaleen, fenanthreen, anthraceen, fluorantheen, benzo[a]anthraceen, chryseen, benzo[k]fluorantheen, benzo[a]pyreen, benzo[g,h,i]peryleen en indeno[1,2,3-c,d]pyreen (10 VROM PAK)
- minerale olie
- EOX (Extractable Organic Halogens)

Van deze stoffen/stofgroepen is EOX een trigger voor de eventuele aanwezigheid van gechloreerde en andere halogeenverbindingen. Overschrijding van de streefwaarde of toetsingswaarde van EOX leidt niet automatisch tot de conclusie dat niet voldaan wordt aan de streef- of toetsingswaarde. Bij overschrijding moet aanvullend onderzoek worden gedaan naar de aanwezigheid van gechloreerde (en andere halogeen-) verbindingen. Indien deze aanwezig zijn worden ze meegenomen bij de klassenbepaling.

Naast de bovenstaande verontreinigingen moeten andere verontreinigingen worden geanalyseerd indien hun aanwezigheid op basis van de geschiedenis en omgeving mag worden verwacht. Potentieel relevante verontreinigingen in dit kader zijn polychloorbifenylen (PCBs) en organochloorbestrijdingsmiddelen, maar in principe is de lijst onbegrensd. Een praktische begrenzing is echter dat slechts voor een beperkt aantal stoffen klassengrenzen zijn afgeleid voor de beoordeling van verspreidbaarheid op land (streefwaarde, toetsingswaarde, grenswaarde).

Naast de verontreinigingen worden ook het organischstofgehalte en het lutumgehalte gemeten om verontreinigingsconcentraties te kunnen standaardiseren.

2.2 Naar een nieuwe stoffenlijst voor *IRA-sed*

Bij de invoering van een nieuwe beoordelingssystematiek zal de huidige klassenindeling worden losgelaten en de verspreidbaarheid van bagger op land worden beoordeeld op basis van risico's die zijn gerelateerd aan verontreinigingsconcentraties in combinatie met gebiedseigen bodemeigenschappen en bodemgebruik. Een gevolg hiervan is dat de stoffenlijst die wordt gehanteerd bij de klassenindeling mogelijk niet meer geheel voldoet voor de nieuwe beoordelingssystematiek. Enerzijds kan het zo zijn dat er stoffen (en/of agentia) moeten worden toegevoegd. Anderzijds is het denkbaar dat niet alle stoffen op de lijst relevant zijn voor een beoordeling op basis van gebiedsspecifieke risico's.

Om te komen tot een relevante set van stoffen en agentia is als eerste stap een groslijst opgesteld van een groot aantal stoffen/agentia die mogelijk een risico zouden kunnen vormen bij de verspreiding van baggerspecie op land. Deze lijst is voorgelegd aan het Kernteam Bagger & Bodem dat de lijst heeft geaccordeerd. Als tweede stap is op de groslijst een prioritering uitgevoerd om te komen tot een werkbare lijst van stoffen en agentia. Gezien de beperkte tijd waarbinnen het project moest worden uitgevoerd is in de resulterende stoffenlijst een prioriteitsvolgorde (voor implementatie) aangebracht. Deze geeft aan welke stoffen met voorrang zijn meegenomen bij het opzetten van het prototype van *IRA-sed*. Bij het opstellen van de stoffenlijst is uitgegaan van een gefaseerde aanpak van de onderbouwende studies voor *IRA-sed*. De eerste fase heeft plaatsgevonden in 2004.

De lijst die in dit hoofdstuk wordt gepresenteerd geldt voor de onderbouwende studies die zijn uitgevoerd in 2004. De keuze voor de stoffen op de lijst is mede ingegeven door de haalbaarheid binnen het geplande tijdpad. Dit heeft tot gevolg dat in 2004 mogelijk niet alle stoffen zijn meegenomen die potentieel tot onacceptabele risico's leiden. De ambitie is om deze stoffen wel te identificeren en in een vervolgfase van het project mee te nemen.

Voor uitspraken over verspreidbaarheid in de rapportages van deze rapportenserie (Posthuma et al. (2006a), dit rapport, en Posthuma et al. (2006b)) geldt daarom dat deze alleen geldig zijn voor de "stoffenlijst 2004". Indien het vermoeden bestaat dat naast de onderzochte stoffen ook andere relevante verontreinigingen aanwezig zijn verdient het de aanbeveling om deze wel te meten en, in afwachting van de tweede fase, een beoordeling uit te voeren op andere gronden dan de ontwikkelde beoordelingssystematiek. Zolang de stoffen geen deel uitmaken van de beoordelingssystematiek kan de systematiek niet gebruikt worden voor een uitspraak over risico's met betrekking tot deze stoffen.

Iets soortgelijks geldt voor de beoordeling van bagger in de nabijheid van riooloverstorten. In de buurt van riooloverstorten is de aanwezige stoffencocktail dikwijls zo complex dat

beoordeling op basis van de “stoffenlijst 2004” niet altijd een betrouwbare indicatie van de risico's van verspreiding zal geven. Het verdient de aanbeveling om in de buurt van riooloverstorten in eerste instantie het interim-beleid bemonstering bagger riooloverstorten te handhaven. Indien gewenst kan dit beleid in de tweede fase worden geactualiseerd.

2.3 Stoffenlijst Bagger en Bodem in prototype *IRA-sed*

De groslijst met stoffen/agentia die mogelijk een risico zouden kunnen vormen bij de verspreiding van bagger op land is weergegeven in Bijlage 1. Deze groslijst is opgesteld door RIVM, Alterra en RIZA en geaccordeerd door het Kernteam Bagger & Bodem. Aan elke stof op de groslijst is een prioriteit toegekend, die is doorvertaald in de uiteindelijke stoffenlijst van het prototype van het beslismodel.

Bij de prioritering is getoetst aan drie criteria:

1. De vraag of een stof wel of geen probleemstof is in baggerspecie;
2. De verwachte concentraties in baggerspecie;
3. De beschikbaarheid van (toxicologische) informatie om risicoberekeningen mee uit te voeren;
4. De beschikbaarheid van baggerkwaliteitsgegevens.

Voor de onderbouwende studies was een reëel beeld nodig van de te verwachten verontreinigingsconcentraties in de te verspreiden baggerspecie. In 2004 werd daarom alleen gerekend met verontreinigingen waarvoor voldoende baggerkwaliteitsgegevens beschikbaar zijn. Voor de beschikbaarheid van baggerkwaliteitsgegevens is uitgegaan van een dataset van RIZA die is verzameld ten behoeve van de jaarlijkse waterbodempkwaliteitsrapportages in de periode 1992-1997 (Ten Kate 2004). Deze dataset bevat baggerspeciekwaliteitsgegevens van bijna 8000 monsters en is de meest complete set die momenteel voorhanden is. De data zijn afkomstig van zowel grote als regionale wateren.

In Bijlage 1 is onder het kopje “aantal data” aangegeven hoe vaak een individuele stof in de dataset van ten Kate (2004) voorkomt. Stoffen waarvan verwacht wordt dat ze wel risicovol zijn, maar waarvoor minder dan 500 gegevens beschikbaar zijn, zijn niet opgenomen in de stoffenlijst 2004. Voor deze stoffen kon geen representatief beeld worden verkregen van de te verwachten concentraties.

Een tweede voorwaarde is dat de stoffen in dermate hoge concentraties voorkomen dat ze een risico zouden kunnen vormen voor minstens één van de risico-eindpunten mens, ecologie of landbouw. Om dit te kunnen bepalen is aan de hand van de concentratiegegevens in de dataset (minimum-, mediaan- en maximumconcentratie in Bijlage 1) geschat of ecologische, humane of landbouwriscico's mogen worden verwacht voor de individuele stoffen. Hierbij is gebruik gemaakt van expert judgement op basis van concentratiegegevens (dataset) en toxiciteitsgegevens van individuele stoffen. Een deel van de stoffen op de groslijst zal ook niet in waterbodems worden aangetroffen omdat ze, gezien hun grote oplosbaarheid, niet in

waterbodems aangetroffen zullen worden. Persistentie en mobiliteit hebben geen rol gespeeld bij de selectie van de stoffen. Persistentie en mobiliteit zijn immers niet 1 op 1 gekoppeld aan risico's voor mens, dier en plant.

Aan de hand van de bovenstaande criteria zijn de stoffen ingedeeld in één van de volgende categorieën:

1. prioriteit 1: meenemen in onderbouwende studies in 2004, de stof voldoet aan de bovenstaande criteria;
2. prioriteit 2: in een later stadium overwegen, de stof vormt mogelijk wel een (beperkt) risico, maar er zijn ofwel niet voldoende gegevens beschikbaar, of er is geen dringende reden om de stof in 2004 mee te nemen (extra PAKs of PCBs);
3. prioriteit 3: niet meenemen in de beoordeling, de stof voldoet niet aan de criteria.

In Bijlage 1 is de prioriteit per stof weergegeven in de kolom "prioriteit". In de kolom "waarom" is kort toegelicht waarom een stof in een bepaalde categorie valt. De resulterende stoffenlijst is gepresenteerd in Tabel 1. Deze stoffenlijst is primair gebaseerd op de bovenstaande criteria en niet expliciet afgestemd op andere (beleids)projecten zoals bijvoorbeeld het project Achtergrondwaarden 2000.

Omdat is uitgegaan van voldoende baggerspeciekwaliteitsgegevens (criterium 3) bevat de in Tabel 1 gepresenteerde stoffenlijst geen "nieuwe" stoffen in vergelijking met de huidige klassenindeling. Voor andere stoffen is het simpelweg niet mogelijk modelberekeningen uit te voeren op basis van bestaande baggerspeciekwaliteitsdata. In principe zou het wel mogelijk zijn om voor deze stoffen "artificiële" baggerkwaliteitsscenario's te formuleren, maar een voorwaarde is dan wel dat er voor deze stoffen ook toxiciteitsdata beschikbaar zijn om effectberekeningen mee uit te voeren.

Tabel 1 laat verder zien dat een aantal stoffen dat nu regelmatig wordt gemeten en deels onderdeel uitmaakt van de meetset voor de huidige klassenindeling, niet is opgenomen in de stoffenlijst. De reden hiervoor is dat er ofwel geen noemenswaardige effecten worden verwacht, ofwel dat de stoffen in voldoende mate worden vertegenwoordigd door andere stoffen. Er zijn bijvoorbeeld geen PAKs opgenomen buiten de 10 VROM PAKs. Overigens zal in de scenarioberekeningen worden uitgegaan van individuele stoffen en niet van somparameters. Dit is in overeenstemming met de gangbare werkwijze in de risicowetenschappen, waarin altijd eerst wordt uitgegaan van individuele stoffen, die daarna zonodig en zo mogelijk worden opgeteld voor het vaststellen van een totaalrisico voor een stofgroep of somparameter. De somparameters zijn dus altijd gebaseerd op concentraties en eigenschappen van individuele stoffen.

Door WLTO is voor het opstellen van de stoffenlijst 2004 een notitie aangeleverd met aandachtstoffen (Schaminee, pers. meded. 2004). In deze notitie was een aantal stoffen opgenomen die wel zijn te vinden in de groslijst, maar niet in de stoffenlijst 2004. Dit zijn PCDDs (dioxines, etcetera.), hormonale stoffen, fosfaatvervangers, zwavelverbindingen,

pathogenen en (reststoffen van) vroeger gebruikte antifouling (onder andere organotin). In Bijlage 1 is kort toegelicht waarom deze stoffen niet in 2004 werden meegenomen in de scenarioberekeningen.

Tabel 1. Stoffenlijst prototype IRA-sed.

Stof	voorkeurs volgorde ¹	Stof	voorkeurs volgorde ¹
<i>Metalen en metalloïden</i>		<i>Chloorbenzenen</i>	
Cadmium	a	Hexachloorbenzeen	b
Chroom	a		
Koper	a	<i>Chloorfenolen</i>	
Kwik	a	Pentachloorfenol	b
Nikkel	a		
Lood	a	<i>Organochloorbestrijdingsmiddelen</i>	
Zink	a	Aldrin	b
Arseen	a	Dieldrin	b
		Endrin	b
		Isodrin	b
<i>PAK</i>		Telodrin	c
Anthraceen	a	4,4'-DDT	c
Benzo(a)anthraceen	a	4,4'-DDE	c
Benzo(a)pyreen	a	4,4'-DDD	c
Benzo(ghi)peryleen	a	2,4'-DDT	c
Benzo(k)fluorantheen	a	2,4'-DDE	c
Chryseen	a	2,4'-DDD	c
Fenanthreen	a	α -endosulfan	b
Fluorantheen	a	Som α -endosulfan en α -endosulfaat	b
Indeno(1,2,3-cd)pyreen	a	Chloordaan	c
Naftaleen	a	α -HCH	c
<i>PCBs</i>		γ -HCH	b
2,4,4'-trichloorbifenyyl	a	δ -HCH	c
2,2',5,5'-tetrachloorbifenyyl	a	η -HCH	c
2,2',4,5,5'-pentachloorbifenyyl	a	Hexachloorbutadiëen	b
2,3',4,4',5-pentachloorbifenyyl	a	Heptachloor	b
2,2',3,4,4',5-hexachloorbifenyyl	a	Heptachloorepoxide	b
2,2',4,4',5,5'-hexachloorbifenyyl	a		
2,2',3,4,4',5,5'-heptachloorbifenyyl	a	<i>Olie</i>	
		Minerale olie	a

¹ voorkeursvolgorde: a = met voorkeur meenemen, b = bij tijdgebrek zonodig voorlopig afvallen, c= bij tijdgebrek als eerste afvallen

Een vergelijking van de “stoffenlijst 2004” met de stoffenlijst van de Europese Kaderrichtlijn Water (EU-KRW) is opgenomen in Bijlage 2. In deze Bijlage is voor de prioritaire en prioritaire gevaarlijke stoffen uit EU-KRW aangegeven of ze:

1. deel uitmaken van de stoffenlijst 2004;
2. mogelijk relevant zijn voor de scenarioberekeningen in 2005;
3. wel op de groslijst staan, maar geen prioriteit hebben binnen Bagger & Bodem;
4. niet op de groslijst staan, maar ook niet relevant zijn voor Bagger & Bodem.

Voor de stoffen die niet zijn opgenomen in de “stoffenlijst 2004” is kort toegelicht waarom dit niet het geval is.

Bijlage 3 geeft een overzicht van de zwartelijststoffen die in Europees verband zijn vastgesteld. Op de zwarte lijst staan groepen van stoffen die een schadelijke werking hebben. Uit de lijst zijn in Europees verband 17 stoffen geselecteerd als zwartelijststof. Voor de 116 andere stoffen wordt nog onderzocht of ze op de zwarte lijst horen.

In Nederland wordt de gehele lijst van 133 stoffen als zwart beschouwd. De lijst met 133 stoffen is echter niet limitatief. Stoffen als dioxines en dibenzofuranen komen (nog) niet op de lijst voor, maar zouden, gelet op hun milieu-eigenschappen, wel als zwart kunnen worden bestempeld.

Vergelijking van de zwartestoffenlijst met de gegevens van Bijlage 1 leert dat niet alle zwartelijststoffen voorkomen op de groslijst van *IRA-sed*. De zwartelijststoffen die niet op de groslijst voorkomen worden verondersteld niet in verhoogde concentraties in regionale diffuus verontreinigde baggerspecie aanwezig te zijn.

3. Opzet blootstellingsberekeningen in *IRA-sed*

In de nieuwe beoordelingsmethodiek voor het vaststellen van de verspreidbaarheid van bagger op land spelen blootstellingsberekeningen een belangrijke rol. In dit hoofdstuk zal de opzet van de blootstellingsberekeningen worden toegelicht. Eerst wordt in paragraaf 3.1 de algemene opzet van het beoordelingssysteem samengevat (voor details: zie Posthuma et al. (2006a)). Vervolgens (paragraaf 3.2) worden de positie, rol en werkwijzen van het abiotische deel van de blootstellingsmodellering toegelicht. Ten slotte wordt het formularium beschreven waaruit de abiotische (sub)modules van het beoordelingsinstrumentarium zijn opgebouwd (paragraaf 3.3). In hoofdstuk 4 wordt voor algemene toepassingen van *IRA-sed*, en voor toepassingen van *IRA-sed* bij verkennende scenarioberekeningen, een aantal standaardparameters gegeven, zodat de beschreven modules ook efficiënt geoperationaliseerd kunnen worden. De opzet en bouw van de rekenmodules zelf vallen buiten de reikwijdte van dit rapport.

3.1 Opzet beoordelingssysteem *IRA-sed*

Het nieuwe beoordelingssysteem voor het vaststellen van de verspreidbaarheid van bagger op land is geschematiseerd in Figuur 3 (zie hoofdstuk 1) en bestaat uit vier modules:

1. een Invoermodule,
2. een PEC-rekenmodule,
3. een beoordelingsmodule voor concentraties en stand still
4. een beoordelingsmodule voor lokale risiconiveaus.

Het beoordelingssysteem kan op verschillende manieren worden toegepast. Specifiek kan voor één bepaalde lokatie worden vastgesteld of de lokale baggerspecie op het aanliggende perceel kan worden verspreid. Dit betreft dus de functie als “beslismodel” voor een lokale partij. Voor de beleidsvoorbereiding kan daarnaast, voor het bekende databestand van bagger- en bodemkwaliteitsgegevens (de werkvoorraad van Nederland) worden vastgesteld hoeveel baggerspeciepartijen er volgens dit beslismodel verspreidbaar zouden zijn bij de beleidsmatig vastgestelde besliscriteria. In de laatste plaats kan het beslismodel gebruikt worden voor scenarioberekeningen, waarbij een groot aantal (hypothetische, maar realistische) scenario’s wordt doorgerekend. Met de resultaten van dergelijke scenariostudies kan bestudeerd worden welke parameters de verspreidingsbeslissing het sterkst beïnvloeden (gevoeligheidsanalyse). Uit de gevoeligheidsanalyse kan vervolgens een bijdrage geleverd worden aan de vereenvoudiging van het beslismodel voor de praktijk (voor dit onderwerp: zie het discussiehoofdstuk in Posthuma et al. (2006a)). In dit rapport wordt voornamelijk de PEC-rekenmodule toegelicht.

3.2 De PEC-rekenmodule van *IRA-sed*

De PEC-rekenmodule is een instrument waarmee voor een concrete situatie kan worden voorspeld wat het verloop van de blootstelling is in de tijd. Een concrete situatie, ofwel

scenario, is hier gedefinieerd als een combinatie van een specifieke bagger, een specifieke bodem, een opbrengstscenario (hoeveelheid, laagdikte, frequentie) en een bodembewerkings-scenario.

De PEC-rekenmodule is in feite een combinatie van databases en rekenstappen en heeft z'n voorlopers in het model IRIS (*Integrated Risk Instrument for Sediments*) van het RIVM (Huiting et al. 1997; Kramer et al. 1997; Kramer et al. 1998; Van Dijk et al. 1998; Van Dijk et al. 1999b) en het Beslissings Ondersteunend Systeem-Bagger (BOS-Bagger) van Alterra (Groenenberg et al. 2004). In de PEC-rekenmodule worden, naast de aanvoer via baggerspecie, ook andere aan- en afvoerprocessen van verontreinigingen meegenomen die invloed hebben op het verloop van de verontreinigingsconcentratie in de tijd (mestgift, depositie, uitspoeling, afbraak).

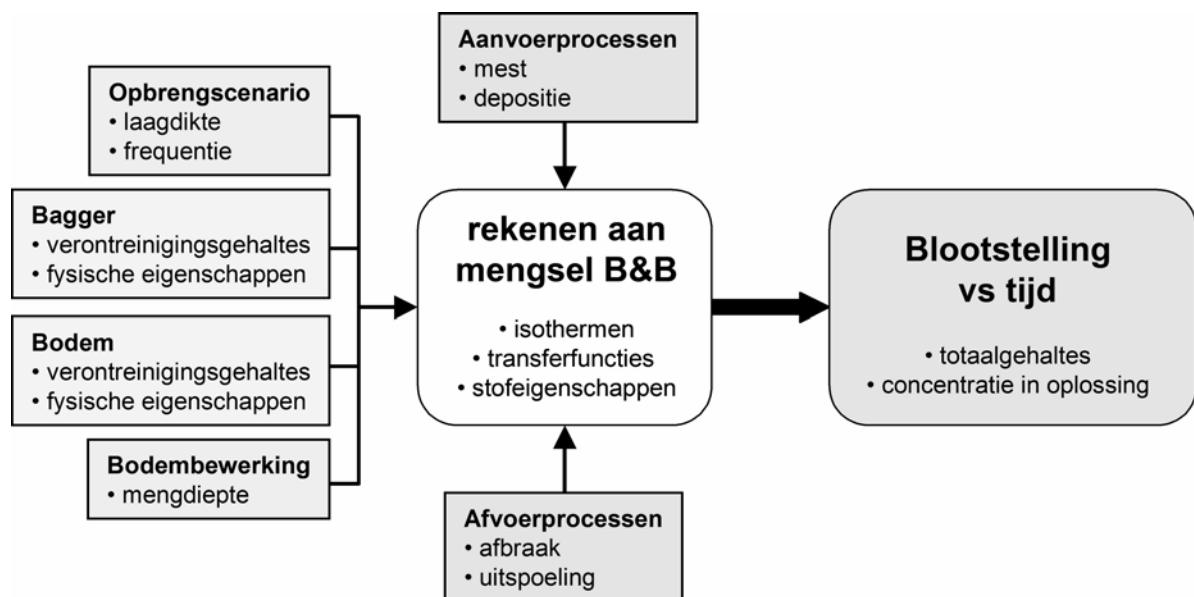
3.3 Overzicht opzet blootstellingsberekeningen

In paragraaf 3.2 is geschetst dat blootstellingsberekeningen plaatsvinden in de PEC-rekenmodule van *IRA-sed*. Onder blootstelling wordt hier verstaan de concentratie van een stof in de bodemoplossing. Hierbij wordt gewerkt met totaalconcentraties en opgeloste concentraties van stoffen. De opgeloste concentraties zijn van belang voor de bepaling van de afvoer van stoffen uit de menglaag, maar ook voor de blootstelling van de lokale receptoren. De lokale blootstellingsconcentratie na verspreiding wordt per stof berekend uit de beschikbare concentratie. Hierbij wordt voor zware metalen gebruik gemaakt van een transferfunctie die de verdeling tussen de vaste en de vloeibare fase beschrijft in afhankelijkheid van bodemeigenschappen. Omdat voor metalen de totaalconcentraties in het algemeen niet (geheel) beschikbaar zijn wordt gebruik gemaakt van regressiefuncties om de reactieve (beschikbare) concentratie uit de totaalconcentratie te berekenen. Bij organische verontreinigingen kan mogelijk in de nabije toekomst worden uitgegaan van gemeten beschikbare concentraties. In deze rapportage wordt uitgegaan van een percentage van de totaalconcentratie.

Blootstellingsberekeningen worden uitgevoerd voor gerijpte baggerspecie. Het kennisniveau is nog ontoereikend om blootstellingsberekeningen ook uit te voeren voor de rijpingsperiode die direct volgt op de verspreiding van de bagger op land. Alleen biologische afbraak van PAK tijdens rijping is verdisconteerd. Lopend onderzoek moet meer inzicht geven in de blootstellingsverandering anders dan door biologische afbraak tijdens rijping. Dat onderzoek zou aanleiding kunnen geven tot additionele blootstellings-berekeningen en/of de formulering specifiek (beheers)beleid voor de rijpingsperiode.

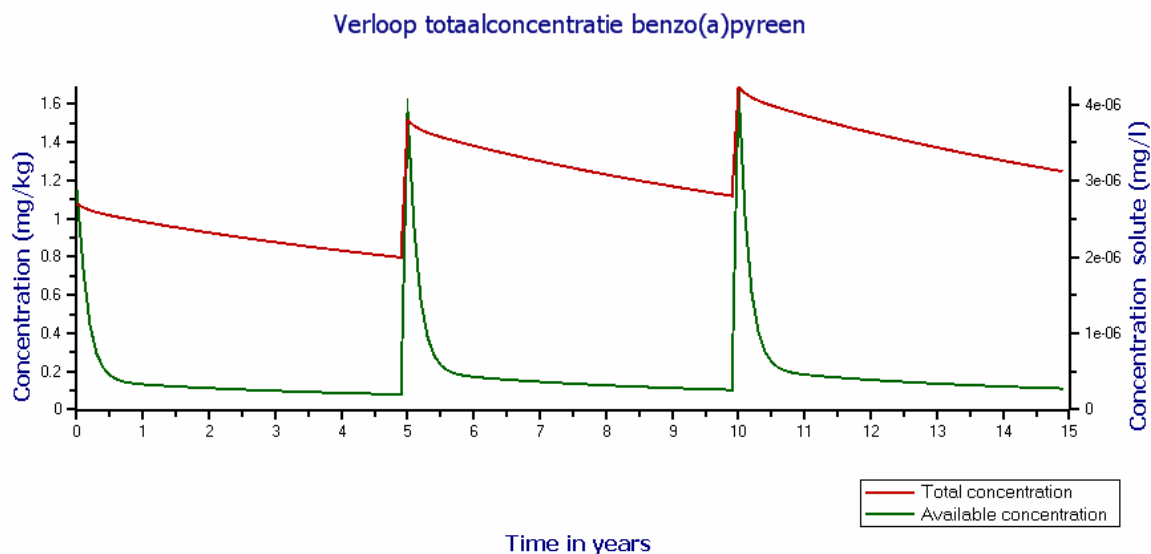
De opzet van de blootstellingsberekeningen is hieronder toegelicht. In de PEC-rekenmodule wordt de verandering van blootstelling in de tijd berekend voor specifieke combinaties van bagger, bodem, baggerspreidingsscenario en bodembewerkingsscenario. De opzet van de berekening is schematisch weergegeven in Figuur 4. Ook hier geldt de kanttekening dat

berekeningen worden uitgevoerd voor gerijpte baggerspecie. Een voorbeeld van een uitkomst van de berekeningen voor een stof is schematisch weergegeven in Figuur 5.



Figuur 4. Schematische weergave van blootstellingsberekening in PEC-module.

Figuur 5 toont een voorbeeld van een resultaat van de PEC-module van *IRA-sed* voor de afbreekbare PAK benzo(a)pyreen, voor zowel de totaalconcentratie in bodem als voor de vrij-opgeloste concentratie (“available concentration” in Figuur 5) in poriewater. De voorspelde concentraties (PECs, totaal en opgelost) variëren sterk in de tijd. Door de afbraak van deze PAK, en door de lineaire relatie tussen de snel desorberende fractie van de totaalconcentratie en de vrij-opgeloste concentratie in poriewater (paragraaf 3.4), neemt de totaalconcentratie van deze PAK in dit voorbeeld slechts in zeer geringe mate toe, en toont de opgeloste concentratie een piekend karakter. Als aangenomen wordt dat verontreinigingsconcentraties voor organismen evenredig zijn aan de opgeloste fractie zullen de directe lokale risiconiveaus die door de verspreiding van baggerspecie door deze stof ontstaan sterk variëren in de tijd (met de opgeloste fractie). In evenwicht is het risico echter veel geringer dan bij de piekconcentratie. Voor de analyse van de risico’s van de voorspelde concentraties: zie rapport 3, Posthuma et al. (2006b).



Figuur 5. Voorbeeld van het tijdsverloop van de totaal- en de opgeloste concentratie van de PAK benzo(a)pyreen bij drie maal baggersverspreiding in een realistische, met IRA-sed geanalyseerde situatie.

3.4 Formularium blootstellingsberekeningen

3.4.1 Hoofdpijnen en opzet

De lokale blootstellingsconcentratie na verspreiding van baggerspecie kan berekend worden voor één lokale situatie, of voor een verzameling situaties (bijvoorbeeld de werkvoorraad). Voor een situatie of een scenario wordt de totaalconcentratie en de concentratie in oplossing van individuele stoffen berekend. De scenario's en de parameterkeuze zijn beschreven in hoofdstuk 4. In dit hoofdstuk is het algemene formularium van de PEC-module van IRA-sed toegelicht.

De concentratie van een stof in de bodemoplossing wordt uitgedrukt als het quotiënt van het totaalconcentratie in de menglaag en een (operationele) verdelingscoëfficiënt:

$$C_i = \frac{Q_i}{K_{d,i}}$$

Vergelijking 1

waarin:

C_i = de concentratie van stof i in de bodemoplossing (mg/l)

Q_i = de totale, reactieve of beschikbare concentratie van stof i in de vaste fase (mg/kg)

$K_{d,i}$ = de (operationele) verdelingscoëfficiënt van stof i (l/kg)

Voor organische verontreinigingen is $K_{d,i}$ gerelateerd aan het organischstofgehalte:

Vergelijking 2
$$K_{d,i} = K_{oc,i} * OC_j = K_{oc,i} * OS_j * 0,57$$

waarin

- $K_{oc,i}$ = distributiecoëfficiënt die de verdeling beschrijft van stof i tussen organisch koolstof en water voor het proces van absorptie (l/kg)
 OC_j = de fractie organisch koolstof in bodem j (-)
 OS_j = de fractie organische stof in bodem j (-)
 $0,57$ = een gemiddelde waarde voor het organisch koolstofgehalte van organische stof

De aldus berekende concentraties van organische verontreinigingen zijn vrij opgeloste concentraties. Vrij opgeloste concentraties worden geacht een maat te zijn voor de te verwachten concentraties in een aantal organismen (Kraaij et al. 2003). Aanwezigheid van DOC in poriewater resulteert in een hogere totaalconcentratie van verontreinigingen in oplossing door complexering of sorptie en daardoor in (enigszins) verhoogde uitspoeling. Het is echter niet mogelijk om DOC-gefaciliteerd transport goed te beschrijven omdat de kennis over de retardatie van DOC in de bodem nog beperkt is.

Voor metalen zijn concentraties in poriewater afgeleid uit correlaties op basis van metaalconcentraties in poriewater gemeten als totaal concentratie na filtratie over $0,45 \mu\text{m}$ filters. Dit betekent dus dat berekende metaalconcentraties in poriewater de som van het vrije ion en alle complexen omvat. Voor metalen is $K_{d,i}$, behalve van OS, afhankelijk van de pH en het lutumgehalte. Bovendien is de relatie tussen totaal- en opgeloste concentraties niet voor alle metalen lineair. In het geval van een non-lineaire isotherm neemt de verhouding tussen Q_i en C_i af bij een toenemende metaalconcentratie van de (water)bodem (Peijnenburg et al. 2001; Römken et al. 2004a).

Voor Cr is de relatie tussen C_i en Q_i beschreven met een lineaire isotherm en is $K_{d,i}$ afhankelijk van de pH en het lutumgehalte:

Vergelijking 3:
$$\log K_{d,i} = e_i + f_i * pH_j + g_i * \log(OS_j) + h_i * \log(\text{lutum}_j)$$

waarin

- e_i - h_i = constante voor stof i (-)
 pH_j = pH in bodem j (-)
 lutum_j = lutumgehalte van bodem j (%)
 OS_j = OS-concentratie in bodem j (%)

Tabel 2. Parameters behorende bij Vergelijking 3 (Peijnenburg et al. 2001)

Metaal	e_i	f_i	g_i	h_i	n (regressie)	R^2
Cr	1,73	0,36	0	0	48	0,61

Voor de metalen Cd, Cu, Ni, Pb en Zn is de relatie tussen C_i en Q_i beschreven met een non-lineaire isotherm gebaseerd op de reactieve metaalconcentratie. De reden om gebruik te maken van een relatie op basis van de reactieve metaalconcentratie is dat het deel van de metalen dat opgesloten zit in de matrix van organische stof klei en oxiden niet beschikbaar is

voor uitwisseling met de vloeistoffase van de bodem. Indien de reactieve concentratie niet gemeten is kan dit met een relatie op basis van bodemeigenschappen worden berekend uit de totaalconcentratie. Voor Cd, Cu, Ni, Pb en Zn wordt Vergelijking 1 vervangen door Vergelijking 4:

$$C_i = \left[\frac{Q_{i,reactief}}{K_{d,i}} \right]^{1/n}$$

Vergelijking 4

waarin

- C_i = de concentratie van stof i in de bodemoplossing (mmol/l)
 $Q_{i,reactief}$ = de reactieve concentratie van stof i in de vaste fase (mol/kg)
 n = Freundlich coëfficiënt (-)
 $K_{d,i}$ = de operationele verdelingscoëfficiënt van stof i ($[\text{mol} * \text{l}^n]/[\text{mmol}^n * \text{kg}]$)

De reactieve metaalconcentratie, die operationeel is gedefinieerd als de concentratie die wordt geëxtraheerd met 0,43 M HNO₃, is in de meeste gevallen niet bekend en moet worden afgeleid uit de totaalconcentratie:

$$\log[Q_{i,reactief}] = a_i + b_i * \log[OS_j] + c_i * \log[lutum_j] + d_i * \log[Q_{i,totaal}]$$

Vergelijking 5

waarin:

- $Q_{i,reactief}$ = de reactieve concentratie van stof i in de vaste fase (mg/kg)
 $Q_{i,totaal}$ = totaalconcentratie van stof i in de vaste fase (mg/kg)
 a_i - d_i = constante (-)

De metaalconcentraties in de databestanden met bagger- en bodemgegevens zijn meestal totaalconcentraties. Deze zijn bepaald middels aqua-regia-extractie.

Waarden voor de constanten a_i - d_i zijn weergegeven in Tabel 3.

Tabel 3. Parameters behorende bij Vergelijking 5 (Römkens et al. 2004a).

Metaal	a_j	b_j	c_j	d_j	R^2	se- y_{est} *	molmassa (g/mol)
Cu	-0,331	0,023	-0,171	1,152	0,93	0,13	63,5
Zn	-0,703	0,183	-0,298	1,235	0,96	0,16	65,4
Cd	-0,089	0,022	-0,062	1,075	0,96	0,11	112,4
Pb	-0,263	0,031	-0,112	1,089	0,92	0,16	207,2
Ni	-1,006	0,606	0,091	0,742	0,76	0,34	58,69

* op logaritmische basis

Ook voor Cd, Cu, Ni, Pb en Zn is $K_{d,i}$ afhankelijk van pH, OS, en lutum:

$$\text{Vergelijking 6} \quad \log K_{d,i} = e_i + f_i * pH_j + g_i * \log(OS_j) + h_i * \log(lutum_j)$$

Let op dat $K_{d,i}$ in Vergelijking 6 is uitgedrukt in $[\text{mol} * \text{l}^n]/[\text{mmol}^n * \text{kg}]$. Waarden voor de constanten e_i - h_i zijn weergegeven in Tabel 4.

Tabel 4. Parameters behorende bij Vergelijking 6 (Römkens et al. 2004a).

metaal	e_i	f_i	g_i	h_i	n-opt	Se-Y	R^2
Cd	-4,85	0,27	0,58	0,28	0,54	0,33	0,79
Cu	-3,55	0,16	0,48	0,18	0,47	0,35	0,62
Ni	-5,05	0,31	0,65	0,39	0,51	0,28	0,88
Pb	-2,96	0,25	0,83	0,02 *	0,68	0,55	0,57
Zn	-4,51	0,45	0,39	0,35	0,74	0,40	0,82

* niet significant verschillend van 0 ($p=0.05$)

De geldigheidsrange van Vergelijking 6 is gepresenteerd in Tabel 5. Buiten deze range heeft de vergelijking een indicatief karakter.

Tabel 5. Geldigheidsrange van Vergelijking 6.

Parameter	Minimum	maximum	gemiddelde	mediaan
pH (-)	1,8	7,9	5,0	4,8
OS (%)	0,2	73,4	8,7	3,9
Klei (%)	0,2	55,0	12,6	5,8
Cd (mg.kg^{-1})	0,01	20,2	1,19	0,44
Cu (mg.kg^{-1})	0,2	305,7	14	5,7
Pb (mg.kg^{-1})	0,02	1560,2	83,5	23,8
Zn (mg.kg^{-1})	0,3	9640,5	83,5	23,8

Voor de metalen Cr en Ni is de beschrijving van de distributie over de vaste en de vloeibare fase niet op basis van een niet-reactieve concentratie.

Voor As en Hg is de verdeling tussen de vaste en de vloeibare fase niet eenvoudig te beschrijven. Weliswaar zijn in de literatuur veel distributiecoëfficiënten en transferfuncties gerapporteerd, maar geen ervan geeft een bevredigende beschrijving van het milieuchemisch gedrag over de gehele range van bodemeigenschappen en totaalconcentraties die voor bagger en bodem relevant zijn. Er is daarom gekozen om voor As en Hg de distributiecoëfficiënten uit het humane risicomodel CSOIL te gebruiken (Otte et al. 2001). $K_{d,i}$ (l/kg) wordt daarmee $10^{3,0}$ voor As en $10^{3,5}$ voor Hg.

3.4.2 De PEC-rekenmodule

De PEC rekenmodule berekent het verloop van blootstelling in de tijd voor een specifieke baggerspreidings situatie. De module maakt gebruik van de volgende invoer:

1. Bagger- en bodem(kwaliteits)gegevens: verontreinigingsconcentraties, lutumgehalte, organisch-stofgehalte, pH, bagger-/bodemtype (zandig, venig, kleilig), bodemgebruik (akkerbouw, grasland of anders; in verband met menglaagdikte), opbrengfrequentie en laagdikte bagger;
2. Database met stofeigenschappen (onder andere K_{oc});

3. Database met verdelingscoëfficiënten voor individuele stoffen en/of transferfuncties om verdelingscoëfficiënten te berekenen;
4. Voor organische verontreinigingen de verdeling over de snelle, trage en zeer trage fractie;
5. Database met gegevens over aanvoer van verontreinigingen door depositie en mest en afvoer van verontreinigingen door uitspoeling en afbraak.

Aan de hand van de invoer wordt het verloop van blootstelling stapsgewijs berekend.

3.4.3 PEC-berekeningen: Stap 1

In de eerste stap wordt de samenstelling van de menglaag van bagger en bodem op $t=0$ berekend (verontreinigingsconcentraties, lutum, OS). Dit is de samenstelling direct na het opbrengen van de bagger, uitgaande van instantane menging van de bagger met de bodem. Weliswaar treedt instantane menging in de praktijk niet op, maar gezien de complexiteit van het mengproces en de verwachte verschillen per veldsituatie is er voor gekozen van instantane menging uit te gaan. Een tweede aanname is dat de dichtheid van de met de bodem gemengde bagger gelijk is aan die van de bodem. Dit is aannemelijk voor gerijpte bagger, omdat bagger immers grond wordt. Verder speelt mee dat de dichtheid van bagger meestal niet bekend is. De dichtheid van de bagger *in situ* verschilt van die tijdens het baggeren en ook weer van die in de verspreide bagger. Voor de invoer wordt in het model daarom gerekend met de laagdikte (cm) van de gerijpte baggerspecie¹. Deze wordt gemengd met een laag (in cm) van de bodem.

De concentratie van individuele verontreinigingen in de vaste fase van de menglaag op $t=0$ wordt beschreven door:

$$Q_i = \frac{(Q_{i,ba} * L_{ba} + Q_{i,bod} * L_{bod})}{(L_{ba} + L_{bod})}$$

Vergelijking 7:

waarin:

$Q_{i,ba}$ = de concentratie van stof i in de vaste fase van de bagger (mg/kg)

$Q_{i,bod}$ = de concentratie van stof i in de vaste fase van de bodem (mg/kg)

L_{ba} = dikte toegepaste baggerlaag na inklinking (cm)

L_{bod} = dikte bodemlaag waarin de bagger wordt ingewerkt (cm)

De laagdikte van de gerijpte baggerlaag L_{ba} is ingegeven door het lokatiespecifieke verspreidingsscenario. De laagdikte wordt per situatie handmatig ingevoerd, samen met de verspreidingsfrequentie. Naast de handmatige invoer van lokatiespecifieke gegevens wordt ook de mogelijkheid geboden om een keuze te maken uit één van de basisscenario's die voor landelijke scenarioberekeningen kunnen worden gekozen. Deze basisscenario's zijn beschreven in Tabel 6.

¹ Als de dichtheid van bagger bekend is, kan een benadering worden toegepast zoals beschreven in Bijlage 6. De dichtheid van de bodem kan worden geschat met de formules in onderdeel A van stap 2

Tabel 6. Basisscenario's voor laagdikte bagger en baggerfrequentie. Deze basisscenario's kunnen worden toegepast bij analyses van de gehele werkvoorraad. Voor de beoordeling van afzonderlijke situaties kunnen uiteraard de lokale gegevens worden gehanteerd.

	Baggerfrequentie (j ⁻¹)	Laagdikte ² gerijpte bagger(cm)	
		Veen	zand en klei
Scenario 1³	0,1	1.5	1
Scenario 2	0,1	15	10
Scenario 3	Eenmalig	25	25
scenario 4	1	0,15	n.v.t.

Aan de hand van Vergelijking 7 worden de verontreinigingsconcentraties in de menglaag op t=0 berekend. Omrekening naar concentraties in de bodemoplossing vindt plaats zoals beschreven in paragraaf 3.3, volgens de Vergelijkingen 1 t/m 6. Bij het afleiden van de concentraties worden de volgende aannames gedaan:

- pH van de menglaag is gelijk aan pH van de bodem
- lutum- en organischstofgehalte van de menglaag direct na verspreiden worden berekend net als de verontreinigingsconcentraties in de menglaag (Vergelijking 8 en Vergelijking 9):

$$lutum_{meng} = \frac{(lutum_{ba} * L_{ba} + lutum_{bod} * L_{bod})}{(L_{ba} + L_{bod})}$$

Vergelijking 8:

waarin

lutum_{meng} = lutumgehalte van de menglaag

lutum_{ba} = lutumgehalte van de bagger

lutum_{bod} = lutumgehalte van de bodem

$$Vergelijking 9: \quad OS_{meng,0} = \frac{(OS_{ba,0} * L_{ba,0} + OS_{bod} * L_{bod})}{(L_{ba,0} + L_{bod})}$$

Het organische stof in de bagger is ook onderhevig aan biologische afbraak en is daarom niet constant in de tijd. Dit wordt verder uitgewerkt in onderdeel A van stap 2.

3.4.4 De PEC-rekenmodule: Stap 2

In de tweede stap wordt het verloop van de verontreinigingsconcentraties in de vaste fase en het verloop van de poriewaterconcentraties in de vloeistoffase van de menglaag berekend.

Het concentratieverloop wordt beïnvloed door de volgende processen:

- A. Afbraak van organisch materiaal
- B. Depositie (aanvoer verontreinigingen)

² Laagdikte voor verse specie. Tijdens rijping klinkt de specie in waardoor de laagdikte kan afnemen. Hiervoor wordt een correctie uitgevoerd.

- C. Mestgift (aanvoer verontreinigingen)
- D. Afbraak (afvoer verontreinigingen)
- E. Uitspoeling en opname van zware metalen door gewas (afvoer verontreinigingen)
- F. Herhaalde baggergift

3.4.4.1 A. Afbraak van organisch materiaal

Het opbrengen van bagger op land zorgt voor een toe- of afname van de hoeveelheid organisch materiaal in de toplaag van de bodem na menging, al naar gelang de eigenschappen van de bagger en van de bodem. Binnen het huidige verspreidingsbeleid zorgt verspreiding van bagger doorgaans voor een (tijdelijke) toename van het organischstofgehalte. De reden hiervoor is dat bagger alleen mag worden verspreid op percelen die grenzen aan de watergang. Aangezien op deze percelen het organischstofgehalte doorgaans lager is dan in de bagger zal verspreiding bijna altijd leiden tot een toename van het organischstofgehalte. Deze toename wordt gevolgd door de afbraak van makkelijk afbreekbaar organisch materiaal, hetgeen op termijn zorgt voor een stabilisatie van het organischstofgehalte op het niveau van de oorspronkelijke bodem.

In het model worden de volgende situaties doorgerekend:

- Voor de risico's direct na verspreiden wordt gerekend met het organischstofgehalte zoals berekend met Vergelijking 9. Hierna neemt het organischstofgehalte in 1 jaar af (eerste-orde afbraak) tot het gehalte van de oorspronkelijke bodem. In die gevallen waarbij de bagger minder organische stof bevat dan de bodem wordt aangenomen dat het organischstofgehalte weer toeneemt tot het oorspronkelijke gehalte. Uitgangspunt hierbij is dat het bodemgebruik het meest bepalend is voor het organischstofgehalte.
- Als meer bekend is over de afbreekbaarheid van organische stof in de bodem en bagger, maar ook in andere bronnen van organische stof (onder andere mest) kan de modellering worden uitgebreid met de processen beschreven in Bijlage 7.

3.4.4.2 B. Depositie

Depositiegegevens zijn beschikbaar voor een groot aantal stoffen op de lijst die is gepresenteerd in hoofdstuk 2 (Bleeker en Duyzer 2003; Duyzer en Vonk 2002). Voor deze stoffen zijn in alle gevallen landelijke gemiddelden beschikbaar en voor veel stoffen is ook een geografische differentiatie te maken. Recentelijk is een schatting gemaakt van de belasting van het oppervlaktewater van de beheersgebieden van de water- en hoogheemraadschappen, alsmede van de beheersgebieden van de regionale directies van Rijkswaterstaat (Bleeker en Duyzer 2003). Deze geografische differentiatie zou in de toekomst kunnen worden meegenomen. Voor de berekeningen werd voor wat betreft atmosferische depositie echter uitgegaan van de landelijke gemiddelden.

De verandering van het verontreinigingsconcentratie in de menglaag als gevolg van depositie is beschreven in Vergelijking 10. Depositie is uitgedrukt in g/ha/j en wordt omgerekend naar mg per kg droge stof in de menglaag per jaar.

³ Conform IRIS.

Vergelijking 10:

$$F_{i,depositie} = \frac{dQ_i}{dt} = \frac{A_{i,depositie} * 1000}{10.000 * d_{meng} * \rho_{meng,t}}$$

waarin

$F_{i,depositie}$	= aanvoerflux verontreiniging i door depositie (mg/kg/j)
$A_{i,depositie}$	= aanvoerflux verontreiniging i door depositie (g/ha/j)
$\rho_{meng,t}$	= dichtheid van de menglaag (kg/m ³)
d_{meng}	= dikte menglaag (m)

De depositieflux is een nulde-orde aanvoerproces voor zowel metalen als organische verontreinigingen, waarbij voor de organische verontreinigingen wordt aangenomen dat ze instantaan worden verdeeld over de snelle, trage en zeer trage fractie, conform de procentuele fractieverdeling die is beschreven onder “D. Afbraak”. Verder is aangenomen dat de menglaag op elk tijdstip volledig gemengd is. Deze aanname is gedaan omdat zowel actieve bewerking van de bodem (landbouwgronden) als bioturbatie zorgen voor voldoende menging van de top laag op de tijdschaal die voor *IRA-sed* relevant is (decennia). In Vergelijking 10 wordt voor de laagdikte altijd de standaardwaarde van 0,3 meter aangehouden, ongeacht de handmatig ingevoerde laagdikte. Dit wordt gedaan om te voorkomen dat de keuze voor een grote laagdikte (meer dan 0,3 meter) tot een verdunnend effect leidt op de gevolgen van depositie dat groter is dan redelijkerwijze verwacht kan worden (worst-case).

De gebruikte getallen voor $F_{i,depositie}$ zijn weergegeven in hoofdstuk 4. In Bijlage 4 zijn de resultaten gepresenteerd van een verkenning van de relevantie van depositie als aanvoerproces. De verkenning geeft weer voor welke stoffen depositie een relevante bijdrage levert aan de verontreinigingsbelasting van de bodem, afgezet tegen de belasting als gevolg van de verspreiding van bagger.

De dichtheid van de menglaag kan worden geschat met de volgende vergelijkingen, waarbij onderscheid is gemaakt in minerale gronden (organische stof kleiner dan 8,6%), gronden met een organischstofgehalte tussen 8,6 en 25,9% en veengronden met een hoger organischstofgehalte (Hoekstra en Poelman 1982; Van Wallenburg 1988).

- Voor minerale gronden:

Vergelijking 11: $\rho_{meng} = 1000 / (0,625 + 0,029 * OS_{meng} + 0,0015 * lutum_{meng})$

Organischstofgehalte tussen 8,6 en 25,9%:

Vergelijking 12: $\rho_{meng} = 1000 * (1,55 - 0,0472 * OS_{meng})$ (lineaire extrapolatie voor $lutum_{meng} = 0$)

- Voor veengronden:

Vergelijking 13: $\rho_{\text{meng}} = 1000 * (0,646 - 10 \log OS_{\text{meng}})$.

3.4.4.3 C. Mestgift

Aanvoer van verontreiniging via mestgift is met name relevant voor metalen. De aanvoer van verontreinigingen door mestgift is uitgedrukt als een nulde orde proces in g/ha/j en wordt omgerekend naar mg per kg droge stof per jaar, analoog aan de berekening voor depositie:

Vergelijking 14:
$$F_{i,\text{mest}} = \frac{dQ_i}{dt} = \frac{A_{i,\text{mest}} * 1000}{10.000 * d_{\text{meng}} * \rho_{\text{meng},t}}$$

waarin

$F_{i,\text{mest}}$ = aanvoerflux verontreiniging i door mest (mg/kg/j)

$A_{i,\text{mest}}$ = aanvoerflux verontreiniging i door mest (g/ha/j)

Voor de berekeningen is uitgegaan van generieke gegevens voor aanvoer van Cd, Cu, Pb en Zn via mestgift, gebaseerd op lokatiespecifieke berekeningen voor aanvoer via mestgift in BOS-bagger van Alterra. In hoofdstuk 4 staat een korte beschrijving van de berekening van de aanvoer van metalen via de mest. Deze methode kan in de toekomst gebruikt worden voor een lokatiespecifieke invoer van aanvoer door mest.

3.4.4.4 D. Afbraak

De afbraak van organische verontreinigingen zorgt voor een reductie van de verontreinigingsconcentraties in de tijd. De relevantie van afbraak voor bagger en bodem hangt af van de hoogte van de afbraaksnelheid van individuele verontreinigingen. Voor de berekeningen is er van uitgegaan dat afbraak alleen een rol speelt voor PAKs. Voor de andere verontreinigingen op de stoffenlijst is de afbraak over het algemeen traag. Daarnaast zijn er voor deze verontreinigingen op korte termijn geen betrouwbare afbraakgegevens uit veldexperimenten te verkrijgen. Er is daarom gekozen om de afbraaksnelheid voor de overige stoffen op nul te zetten (worst-case). Voor de toekomstige berekeningen kunnen afbraaksnelheden worden afgeleid uit beschikbare literatuurgegevens. Aan de hand van de geschatte afbraaksnelheden in de veldsituatie zou moeten worden nagegaan voor welke stoffen afbraak mogelijk relevant is.

De afbraak van organische verontreinigingen is beschreven als een eerste-orde proces met verschillende afbraaksnelheden voor verschillende fracties van de verontreiniging:

Vergelijking 15:
$$Q_{i,t} = X_{\text{snel},i} * Q_{i,0} * e^{-k_{\text{snel},i} * t} + X_{\text{traag},i} * Q_{i,0} * e^{-k_{\text{traag},i} * t} + X_{\text{zeertraag},i} * Q_{i,0} * e^{-k_{\text{zeertraag},i} * t}$$

waarin

$Q_{i,t}$ = concentratie van stof i in de vaste fase op tijdstip t (mg/kg)

$Q_{i,0}$ = concentratie van stof i in de vaste fase op tijdstip 0 (mg/kg)

$X_{snel,i}$	= fractie van $Q_{i,0}$ die snel desorbeert op tijdstip 0 (-)
$X_{traag,i}$	= fractie van $Q_{i,0}$ die traag desorbeert op tijdstip 0 (-)
$X_{zeertraag,i}$	= fractie van $Q_{i,0}$ die zeer traag desorbeert op tijdstip 0 (-)
$k_{snel,i}$	= afbraaksnelheidsconstante voor snelle afbraak van stof i (1/j)
$k_{traag,i}$	= afbraaksnelheidsconstante voor trage afbraak van stof i (1/j)
$k_{zeertraag,i}$	= afbraaksnelheidsconstante voor zeer trage afbraak van stof i (1/j)
t	= tijd (j)

en waarbij

$$\text{Vergelijking 16:} \quad X_{snel,i} + X_{traag,i} + X_{zeertraag,i} = 1$$

Voor de berekeningen voor de biologische afbraak van PAK wordt uitgegaan van de volgende afbraaksnelheden (Harmsen 2004):

$$\begin{aligned} k_{snel} &= 9,2 \text{ (j}^{-1}\text{)} \\ k_{traag} &= 0,33 \text{ (j}^{-1}\text{)} \\ k_{zeertraag} &= 0,04 \text{ (j}^{-1}\text{)} \end{aligned}$$

Voor de berekeningen zijn verder de volgende aannames gedaan:

1. Bij de berekening van de concentraties in de bodem wordt Vergelijking 17 gebruikt.
2. Bij toepassing van deze formule is er geen herdistributie tussen de fracties.
3. Voor het vaststellen van het risico moet worden uitgegaan van de biologisch beschikbare fractie. Deze wordt berekend uit de op dat moment aanwezige fracties, waarbij in Vergelijking 17 de parameter t gelijk wordt gesteld aan 1 jaar.

De aldus berekende concentraties komen overeen met in de veldsituatie gemeten concentraties zoals bepaald met de Tenax-methode (Harmsen 2004).

$$\text{Vergelijking 17:} \quad Q_{i,t}^b = X_{snel,i,t=0} * Q_{i,t=0} * (1 - e^{-k_{snel,i}t}) + X_{traag,i,t=0} * Q_{i,t=0} * (1 - e^{-k_{traag,i}t}) + X_{zeertraag,i,t=0} * Q_{i,t=0} * (1 - e^{-k_{zeertraag,i}t})$$

waarin:

$$Q_{i,t}^b = \text{biologisch beschikbare concentratie op tijdstip } t.$$

In deze formulering kunnen verontreinigingen die worden aangevoerd door depositie en mestgift instantaan over de fracties worden verdeeld, rekening houdende met de beschikbaarheid in de aangevoerde fracties.

De benadering die hier is gekozen met drie fracties die zich milieuchemisch verschillend gedragen sluit aan bij de huidige stand van de kennis voor wat betreft de afbraak van organische verontreinigingen. Er is ervaring opgedaan met tal van organische verontreinigingen, maar veldgegevens zijn primair beschikbaar voor PAKs.

Een probleem is dat de verdeling over de fracties in veel gevallen onbekend is. Zo is er voor de verontreinigingsconcentraties in de dataset met baggerspeciekwaliteitsgegevens geen informatie over de fractieverdeling beschikbaar. In de scenarioberekeningen wordt daarom uitgegaan van 2 uiterste scenario's:

1. 75% in snel, 15 % in traag, 10% in zeer traag. Dit scenario is worst case met betrekking tot blootstelling;
2. 5% in snel, 10% in traag en 85% in zeer traag. Dit scenario is worst case met betrekking tot de ophoping van stoffen in de bodem. Het is een reëel scenario voor verontreinigingen die al langere tijd in de (water)bodem aanwezig zijn (ageing).

3.4.4.5 E. Uitspoeling

Uitspoeling van verontreinigingen uit de menglaag is beschreven met de volgende formule:

Vergelijking 18:

$$F_{\text{uitspoeling},i,t} = \frac{C_{i,t} * 1000 * N}{d_{\text{meng}} * \rho_{\text{meng},t}} = \frac{\frac{Q_{i,t}}{K_{d,i,t}} * 1000 * N}{d_{\text{meng}} * \rho_{\text{meng},t}}$$

waarin:

$F_{\text{uitspoeling},i}$ = afvoerflux verontreiniging i door uitspoeling (mg/kg/j)
 N = neerslagoverschot (m/j)

In deze formule moet voor de organische verontreinigingen niet gerekend worden met het totaalconcentratie, maar met de concentratie die zich bevindt in de snelle fractie.

Voor Cd, Cu, Pb en Zn werkt de non-lineariteit van de sorptie-isotherm door:

Vergelijking 19:

$$F_{\text{uitspoeling},i,t} = \frac{\left[\frac{10^{a_j + b_j * \log[OS_j] + c_j * \log[lutum_j] + d_j * \log[Q_{i,totaal,t}]} }{K_{d,i,t}} \right]^{1/n} * molmassa_i * 1000 * N}{d_{\text{meng}} * \rho_{\text{meng},t}}$$

waarin de molmassa is uitgedrukt in g/mol (of mg/mmol, waardoor $C_{i,t}$ weer is uitgedrukt in mg/l). Vergelijking 19 kan worden vereenvoudigd tot:

$$\frac{dQ_i}{dt} = - \left(\frac{Q_{i,t} * 1000 * N}{K_{d,i,t} * d_{meng} * \rho_{meng,t}} \right)$$

Vergelijking 20:

$K_{d,i,t}$ is tijdsafhankelijk is indien:

- de hoogte van de verdelingscoëfficiënt is gerelateerd aan Q_i ,
- de hoogte van de verdelingscoëfficiënt is gerelateerd aan het lutumgehalte of het organisch-stofgehalte.

Aangezien het organischstofgehalte niet constant is in de tijd als gevolg van afbraak en bodemvorming is de verdelingcoëfficiënt (in de PEC-module) dus voor alle verontreinigingen tijdsafhankelijk.

In Bijlage 4 zijn de resultaten gepresenteerd van een ruwe verkenning waarin de relevantie van uitspoeling als afvoerproces is doorgerekend. Deze verkenning geeft weer voor welke stoffen uitspoeling een relevante bijdrage levert aan de verlaging van de verontreinigingsconcentraties van de bodem, afgezet tegen de verontreinigingsbelasting als gevolg van de verspreiding van bagger. Voor sommige zware metalen kan de afvoer via het gewas een rol spelen. Dit aspect is echter vooralsnog niet verdisconteerd.

3.4.4.6 F. Herhaalde baggergift

Voor de n-de baggergift ($n > 1$) gelden de volgende uitgangspunten en aannames:

- de dikte van de menglaag voor de (n-1)-de baggergift is gelijk aan de dikte van de bodemlaag voor de eerste baggergift,
- de concentratie in de bodem net vóór de n-de baggergift is de concentratie berekend voor de menglaag in de (n-1)-de baggergift net voor de n-de verspreiding, lutumconcentratie van de ontvangende bodem is gelijk aan die berekend voor de menglaag voor de (n-1)-de baggergift,
- organische stof van de ontvangende bodem is gelijk aan de organischstofgehalte voor de eerste baggergift.

4. Parameters en scenario's voor modellering

4.1 K_{oc} waarden en depositiegegevens

In Tabel 7 worden K_{oc} waarden voor een groot aantal organische verbindingen gegeven. Deze data zijn invoergegevens voor Vergelijking 2. Tabel 8 levert de depositiedata benodigd als invoer voor Vergelijking 10.

Tabel 7. K_{oc} van organische contaminanten volgens Otte et al. (2001) na correctie evidente fouten (De Zwart, pers. mededeling).

Stof	$\log K_{oc}$	Stof	$\log K_{oc}$
<i>PAK</i>			
Anthraceen	4,30	<i>Organochloorbestrijdingsmiddelen</i>	
Benzo(a)anthraceen	5,79	Endrin	4,14
Benzo(a)pyreen	5,82	Aldrin	4,03
Benzo(ghi)peryleen	6,43	Dieldrin	4,09
Benzo(k)fluorantheen	6,24	Telodrin	
Chryseen	5,72	Isodrin	
Fenanthreen	4,23	Chloordaan	4,93
Fluorantheen	5,18	Hexachloorbutadiëen	
Indeno(1,2,3-cd)pyreen	6,02	4,4'-DDT	5,59
Naftaleen	2,99	4,4'-DDE	5,23
		4,4'-DDD	5,16
		2,4'-DDT	5,59
		2,4'-DDE	5,23
		2,4'-DDD	5,16
		α -endosulfan	3,77
<i>PCBs</i>			
2,4,4'-trichloorbifenyyl (PCB-28)	4,62	Som α -endosulfan en α -endosulfaat	
2,2',5,5'-tetrachloorbifenyyl (PCB-52)	4,70	α -HCH	3,33
2,2',4,5,5'-pentachloorbifenyyl (PCB-101)	5,58	γ -HCH	2,99
2,3',4,4',5'-pentachloorbifenyyl (PCB-118)	4,23	δ -HCH	3,10
2,2',3,4,4',5'-hexachloorbifenyyl (PCB-138)	5,71	η -HCH	
2,2',4,4',5,5'-hexachloorbifenyyl (PCB-153)	5,87	Heptachloor	4,18
2,2',3,4,4',5,5'-heptachloorbifenyyl (PCB-180)	5,99	Heptachloorepoxide	3,96
<i>Chloorbenzenen</i>			
Hexachloorbenzeen	3,98	<i>Chloorfenolen</i>	
		Pentachloorfenol	3,38

Tabel 8. Depositiegegevens (Duyzer en Vonk 2002)

Stof	depositie (g/ha/j)	Stof	depositie (g/ha/j)
<i>Metalen en metalloïden</i>		<i>Chloorbenzenen</i>	
Cadmium	0,8	Hexachloorbenzeen	0,005
Chroom	Nd		
Koper	21,5	<i>Chloorfenolen</i>	
Kwik	0,1	Pentachloorfenol	0,097
Nikkel	15,1		
Lood	37,8	<i>Organochloorbestrijdingsmiddelen</i>	
Zink	91	Aldrin	Nd
Arseen	Nd	Dieldrin	Nd
		Endrin	Nd
<i>PAK</i>			
Anthraceen	0,18	Isodrin	Nd
Benzo(a)anthraceen	0,08	Telodrin	Nd
Benzo(a)pyreen	0,12	4,4'-DDT	0,001
		4,4'-DDE	Nd

Stof	depositie (g/ha/j)	Stof	depositie (g/ha/j)
Benzo(<i>ghi</i>)peryleen	0,13	4,4'-DDD	Nd
Benzo(<i>k</i>)fluorantheen	0,23	2,4'-DDT	Nd
Chryseen	0,23	2,4'-DDE	Nd
Fenanthreen	7,38	2,4'-DDD	0,004
Fluorantheen	2,68	α -endosulfan	0,008
Indeno(1,2,3- <i>cd</i>)pyreen	0,13	Som α -endosulfan en α -endosulfaat	Nd
Naftaleen	6,34	Chloordaan	Nd
		α -HCH	Nd
<i>PCBs</i>		γ -HCH	0,078
2,4,4'-trichloorbifenyyl	0,006	δ -HCH	Nd
2,2',5,5'-tetrachloorbifenyyl	0,006	η -HCH	Nd
2,2',4,5,5'-pentachloorbifenyyl	0,002	Hexachloorbutadiëen	Nd
2,3',4,4',5-pentachloorbifenyyl	0,005	Heptachloor	Nd
2,2',3,4,4',5-hexachloorbifenyyl	0,002	Heptachloorepoxide	nd
2,2',4,4',5,5'-hexachloorbifenyyl	0,003		
2,2',3,4,4',5,5'-heptachloorbifenyyl	0,001	<i>Olie</i>	
		Minerale olie	nd

4.2 Mestgift

Aanvoer van metalen via de mestgift is gebaseerd op de berekening van lokatiespecifieke berekeningen in BOS-bagger van Alterra en grotendeels analoog aan de methode volgens De Vries et al. (2004) voor de berekening van zinkaanvoer via mest. Giften van dierlijke mest en kunstmest zijn berekend met het model CLEAN van het RIVM voor 4647 STONE plots welke bestaan uit 1 of meer 500m x 500 m grid cellen met een unieke combinatie van landgebruik, bodemtype en grondwatertrap. Voor dierlijke mest is de aanvoer van metalen berekend door de N-gift, te vermenigvuldigen met de gemiddelde metaal/N ratio van de onderscheiden mestsoorten opgesplitst naar runder-, varkens- en kippenmest volgens:

$$M_{in, dm} = N_{in, dm} \cdot \frac{M_{geh, dm}}{N_{geh, dm}}$$

Vergelijking 21:

waarin:

$$\begin{aligned} M_{in, dm} &= \text{aanvoer metalen in dierlijke mest} && (\text{g} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}) \\ N_{in, dm} &= \text{aanvoer N in dierlijke mest} && (\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}) \\ M_{geh, dm} &= \text{metaal concentratie dierlijke mest} && (\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}) \\ N_{geh, dm} &= \text{N concentratie dierlijke mest} && (\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}) \end{aligned}$$

Gemiddelde metaalconcentraties van de mestsoorten zijn gebaseerd op data van metaal- en N-concentraties in dierlijke mest (Driessen en Roos 1996).

Aanvoer via kunstmest is berekend via allokatie van de bekende nationale input naar STONE-plots volgens de P kunstmest gift zoals berekend met CLEAN volgens:

$$\text{Vergelijking 22: } M_{in, km, STONEplot} = P_{in, km, STONEplot} \cdot Me_{in, km, NL} / P_{in, km, NL}$$

De landelijke input van P en metalen met kunstmest zijn gebaseerd op data van het CBS (Delahaye et al. 2003). Omdat in de nu uitgevoerde berekeningen geen lokatiespecifieke data zijn gebruikt en geen onderscheid is gemaakt naar landgebruiktype is gebruik gemaakt van de 5, 50 en 95 percentielen zoals berekend met het BOS-bagger van Alterra (Tabel 9).

Tabel 9. Aanvoer van zware metalen via dierlijke mest en kunstmest voor landbouwgronden ($g \cdot ha^{-1} \cdot jaar^{-1}$).

percentiel	Cd	Cu	Pb	Zn
5	0,89	124,5	20,6	461,5
50	2,13	367,7	56,0	1097
95	3,42	996,4	109,2	1678

4.3 Baggerverspreidings- en bodembewerkingsscenario's

4.3.1 Invoergegevens voor afleiden enkele standaardscenario's

Het uitgangspunt bij het opstellen van baggerverspreidingsscenario's is dat het baggeren primair geschiedt om watergangen op diepte te houden. De frequentie van het baggeren en de hoeveelheid specie is hiermee sterk afhankelijk van het systeem. De baggerfrequentie wordt bepaald door zaken als de slibaangroeisnelheid, de geaccepteerde verondieping van de watergang, de schouwfrequentie en specifieke beheerskeuzes. Indien er geen lokale gegevens worden ingevoerd in *IRA-sed* (om een partij te beoordelen), kunnen enkele standaard-scenario's worden toegepast, zoals bijvoorbeeld noodzakelijk is bij de milieu-effect toetsingen voor de landelijke werkvoorraad.

De slibaangroeisnelheid loopt uiteen van 1 tot 6 cm per jaar, waarbij de aangroeisnelheid voor venige specie doorgaans groter is dan voor zandige en kleiige specie. Het model IRIS (Huiting et al. 1997; Kramer et al. 1997; Kramer et al. 1998; Van Dijk et al. 1999a; Van Dijk et al. 1999b), waarmee berekeningen kunnen worden uitgevoerd voor een standaardslot van 2 meter breed, gaat uit van een aangroeisnelheid van 2 cm/j voor zand/klei en 3 cm/j voor veen. Dit is in overeenstemming met aangroeisnelheden die worden genoemd door waterbeheerders.

Als gevolg van de slibaangroei moet er met een bepaalde frequentie worden gebaggerd. Afhankelijk van de specifieke systeemeigenschappen is dit eens in de 5 à 20 jaar, waarbij 10 jaar als een reëel landelijk gemiddelde wordt genoemd. Deze 10 jaar wordt ook in IRIS aangehouden.

De dikte van de opgebrachte sliblaag is afhankelijk van de slibaangroeisnelheid en de verspreidingsfrequentie, maar ook van de slootbreedte en de verspreidingsafstand. Bij een standaardslot, waarmee in IRIS wordt gerekend, is de dikte van de opgebrachte sliblaag zo'n 2 à 3 cm (1 à 2 cm na ontwatering). Hierbij wordt uitgegaan van een standaard verspreidingsafstand van 20 meter⁴. Voor brede watergangen kan de dikte van de opgebrachte baggerlaag in de praktijk oplopen tot 20 à 30 cm, uitgaande van een verspreidingsoppervlak dat ligt in de ordegruote van het oppervlak van de gebaggerde watergang. In de praktijk wordt specie na verloop van tijd vaak verder over het land verspreid en ingewerkt.

Er zijn twee specifieke situaties waarin sprake is van afwijkende sliblaagdiktes. De eerste is de situatie waarin het slib wordt gebruikt ter ophoging van een perceel. De dikte van de opgebrachte sliblaag kan dan oplopen tot zo'n halve meter. De tweede is de situatie waarin (venige) bagger wordt

⁴ Oppervlak van de met specie bedekte landbodem is een factor 10 groter dan het gebaggerde waterbodempoppervlak

opgebracht met een baggerspuit. In dat geval kan de opgebrachte sliblaag zeer dun zijn (< 1 cm), omdat er dikwijls frequenter wordt gebaggerd dan eens per 10 jaar (soms zelfs meerder malen per jaar) en de specie over een grotere oppervlakte wordt verspreid (oppervlakte > 10 keer oppervlakte van de gebaggerde watergang).

4.3.2 Realistische, veel voorkomende verspreidingsscenario's

De baggerspecieverspreidingsscenario's die zijn afgeleid uit de bovenstaande informatie zijn gepresenteerd in Tabel 10.

Tabel 10. Scenario's voor baggerfrequentie en dikte van opgebrachte gerijpte baggerlaag.

Scenario	Venige specie		Zandige en kleiige specie	
	1 maal baggeren per x jaar (x = ..)	laagdikte ⁵ (cm)	1 maal baggeren per x jaar (x = ..)	laagdikte (cm)
1 ⁶	10	2	10	2
2	10	10	10	10
3	Eenmalig	50	Eenmalig	50
4	1	0,3	n.v.t.	n.v.t.

In scenario 1 wordt de bagger eerst verder verspreid, voordat er wordt ingeplougd. Scenario 2 is gebaseerd op geen tot een beperkte verdere verspreiding.

4.3.3 Invoergegevens Bodembewerkingsscenario's

4.3.3.1 Vormen van bodembewerking

Na het opbrengen van de bagger zijn er verschillende vormen van bodembewerking denkbaar. Zo kan de bagger direct of na rijping worden ingewerkt, verder worden verspreid, of op een wal worden gezet ter verdere rijping (hierna wordt de bagger doorgaans alsnog verder verspreid).

4.3.3.2 Verdere verspreiding van bagger

In de scenariostudies zal verdere verspreiding van bagger niet worden meegenomen. De berekeningen worden uitgevoerd voor de laagdiktes in Tabel 10. Deze gaan, voor de scenario's 1 en 2, uit van een verspreiding van rond de 20 meter vanaf de watergang.

4.3.3.3 Mengdiepte

In de scenarioberekeningen wordt rekening gehouden met menging van de opgebrachte bagger met de liggende bodem. Conform het eerder opgestelde IRIS-model wordt uitgegaan van 30 cm mengdiepte voor bouwland (ploegen) en 5 à 10 cm mengdiepte voor grasland (uitslepen, infrezen, bioturbatie). In IRIS is gekozen voor een mengdiepte van 5 centimeter voor grasland. De achtergrond van deze keuze is de monsterdiepte van de graslandboor, waarmee validatiemonsters voor het model zijn genomen. Voor de lange termijn is 5 cm mengdiepte echter een worst-case scenario. Op zandgrond wordt grasland gemiddeld eens in de 10 jaar gescheurd, waarbij de landbodem gemengd wordt over 10 tot 20 cm. Daarnaast vindt in alle bodemtypen bioturbatie plaats, resulterend in menging over een actieve zone van 15 cm (Boels en Zweers 2001). Voor de scenarioberekeningen is daarom uitgegaan van 10 cm mengdiepte voor grasland. Voor niet-agrarische vormen van bodemgebruik wordt ook een mengdiepte van 10 cm aangehouden (bioturbatie).

⁵ Laagdikte voor verse specie. Tijdens rijping klinkt de specie in waardoor de laagdikte tot een factor 2 kan afnemen

⁶ Conform IRIS

4.3.4 Realistische, veel voorkomende bodembewerkingsscenario's

De bodembewerkingsscenario's die zijn afgeleid uit de bovenstaande informatie zijn gepresenteerd in Tabel 11.

Tabel 11. Bodembewerkingsscenario's.

<i>Bodemgebruik</i>	<i>Bodemtype</i>	<i>Mengdiepte (cm)⁷</i>
Bouwland	Zand	30
	Klei	30
	Veen	30
Grasland	Zand	10
	Klei	10
	Veen	10
Overig	Zand	10
	Klei	10
	Veen	10

Uitgaande van de geschetste scenario's lijkt het evident dat verspreiding van bagger leidt tot ophoging van de lokaties. In de praktijk is dit echter veelal niet het geval (met uitzondering van scenario 3 in Tabel 10 welke uitgaat van verspuiting van venige bagger over het perceel). Egalisatie, omzetting van organisch materiaal en recirculatie van specie naar de sloot zorgen ervoor dat lokale verhoging van de landbodem meestal niet of nauwelijks waarneembaar is.

4.3.5 Netto aantal scenario's

Het netto aantal concrete scenario's van baggerspecieverspreiding en grondbewerking is door de voorgestelde concrete keuzes relatief beperkt. Er moet echter rekening gehouden worden met het feit dat het aantal door te rekenen situaties een veelvoud zal zijn van deze concrete, realistische situaties. Zo kunnen de risico's worden berekend voor eenmalig of meermalig verspreiden, en zijn ze afhankelijk van de bodemgebruiksfunctie, de lokale bodemeigenschappen en de concentraties van de stoffen in bagger en de bodem. Na uitvoering van de scenarioberekeningen zal worden nagegaan of de gekozen baggerspreidings- en bodembewerkingsscenario's voldoende reikwijdte hebben om de werkelijkheid te beschrijven.

4.3.6 Bronnen voor standaard-scenario's

Bij het opstellen van de baggerspreidings- en bodembewerkingsscenario's zijn de volgende personen geraadpleegd: Cees van Bladeren (Unie van Waterschappen), Len Noteboom (Rijnland), Roland Kastelein (Stichtse Rijnlanden), Roel Dressler (Wilck en Wiericke), Ad Vermeulen (Groot IJsselmonde), Jeroen Haan (Syncera Water).

⁷ Deze mengdieptes gelden voor de opbrengsscenario's 1, 2 en 4; voor scenario 3, ophoging, is menging niet relevant.

5. Conclusies en Aanbevelingen

5.1 Conclusies

De PEC-module die in dit rapport beschreven wordt is onderdeel van een modelleertrein, die een reikwijdte heeft tussen het lokale verspreidings-scenario voor baggerspecie (beheershandelingen), en de voorspelling van lokale risiconiveaus (beschermdoelen). De lokale verspreidings-scenario's (beheer van het watersysteem en bestemming van de baggerspecie) genereren, tezamen met een aantal databestanden over stof- en bodemeigenschappen en een aantal formules, via de hier beschreven PEC-module, de concentratie-invoergegevens voor de bepaling van lokale risiconiveaus (zie Posthuma et al. (2006a)).

Voor een groot, maar nog steeds beperkt, aantal stoffen beschrijft dit rapport de primair van belang geachte processen in kwantitatieve zin en levert de hierbij benodigde parameters. Voor een aantal processen is de kwantitatieve beschrijving een eerste (vaak conservatieve) benadering. Aanbevelingen voor eventuele gewenste verbeteringen worden hieronder in detail uitgewerkt. Verbeteringen zijn des te belangrijker als ze invloed hebben op de verspreidingsbeslissing (de beleidsmatig gewenste verhoogde fractie verspreidbare specie), maar desalniettemin aan zouden tonen dat er geen of geringe milieuhygiënische consequenties zouden zijn. Validatiestudies over stofgedrag in bodems waarop specie is verspreid zouden moeten worden uitgevoerd om de voorspellingen van *IRA-sed* in veldcondities te toetsen.

De PEC-module in *IRA-sed* zoals hier beschreven is opgebouwd uit een serie afzonderlijke modules en databestanden. Deze modules en databestanden kunnen meervoudig worden ingezet voor andere risicobeoordelingen dan baggerspecieverspreiding, bij gevallen van bodemverontreiniging. Zowel in Nederland als in Europa wordt naar een dergelijke aanpak gestreefd, zowel voor humane- als voor ecologische risicobeoordelingen (Carlou 2005; Posthuma et al. 2005; Swartjes 2005). Hierbij wordt gesproken over een zogenaamde risicotoolbox, dat is een verzameling van wetenschappelijk onderbouwde modules die voor meerdere beleidsvragen kunnen worden ingezet.

5.2 Aanbevelingen

Een belangrijke vraag is of de gemodelleerde set van stoffen afdoende is voor verspreidingsbeslissingen, zowel voor het landelijke, algemene beleid (de doorsnee van de werkvoorraad), alsmede voor vaker vóórkomende of incidentele bijzondere verontreinigingssituaties. Aanbevolen wordt om de verzameling van gemodelleerde stoffen uit te breiden. Ten eerste aan de hand van de inventarisatie van de meest relevant geachte stoffen (voor de doorsnee van de werkvoorraad, zie Tabel 1). Ten tweede, in lijn met de risicotoolbox-filosofie, met andere relevante stofgroepen die bij andere bodemproblemen een

rol spelen, waardoor de toolbox ook voor die grotere verzameling van bodem-risicoproblemen kan worden ingezet.

Een volgende vraag is, of de PEC-module voldoende rekening houdt met het zelfreinigend vermogen van systemen, ofwel: met de halfwaardetijd van de beschouwde stoffen. De huidige modelbeschrijving voor organische microverontreinigingen levert, behalve PAKs, een schatting van bovengrenzen van concentraties, omdat de afbraak van die stoffen niet verdisconteerd wordt wegens het ontbreken van precieze parameterwaarden voor dit proces. Dit is een conservatieve, maar niet altijd realistische aanname. Aanbevolen wordt, om te onderzoeken welke (meer realistische) benadering de werkelijke afbraakprocessen beter kan benaderen. Het toevoegen van een grove algemene, en/of een precieze stofgroepgerichte benadering kan winst opleveren in het beoordelen van het zelfreinigend vermogen van verontreinigde systemen. Afbraak betekent immers dat de concentraties,- en dus de risico's afnemen, en dit kan nuttig zijn voor het afwegen tussen kosteneffectief beheer en milieuhygiënische consequenties. Een verdere uitwerking van afbraak in het model vraagt overigens om nadere beschouwing van de (tijdelijke) aanwezigheid van schadelijke afbraakproducten.

Vraagpunt is ook, of de vrij opgeloste concentraties een goede weergave zijn van de werkelijke vrij opgeloste concentraties in het veld:

1. Voor *metalen* zijn er relatief grote verbeteringen mogelijk wanneer de vrij opgeloste ionconcentraties in de startsituatie gemeten, hetzij berekend kunnen worden. Met de huidige methodiek wordt voor een metaal de som van het vrij opgeloste ion en alle wateroplosbare complexen berekend. Zeker wanneer de concentratie van het vrij opgeloste ion veel kleiner is dan de som van de complexen, zoals voor met name koper, zal het risico geassocieerd met de metaalverontreiniging overschat kunnen worden. Er zijn al enigszins redelijke modellen voorhanden voor de schatting van de mate van complexering. Verdere uitbouw van deze modellen en verdere ontwikkeling van meetmethoden voor de bepaling van vrije ionconcentraties zullen de kans op milieuhygiënisch onnodig scherpe beoordelingen verminderen.
2. Er lijken op termijn verbeteringen mogelijk rond de geschatte vrij opgeloste concentraties van *organische* microverontreinigingen in poriewater. Deze worden nu geschat op basis van een vaste aanname van de grootte van de snel desorberende fractie. Deze aanname is in beperkte zin experimenteel en modelmatig onderbouwd en leidt tot een onzekerheid van een factor 10 in de startconcentratie en daarnaast tot een onzekerheid in het verloop van de grootte van de snel desorberende fractie in de tijd. Het probleem rond de startconcentratie kan langs twee wegen worden opgelost:
 - (1) metingen van de feitelijke situatie met recent ontwikkelde methoden (en deze vertalen in aldus gevalideerde module voor *IRA-sed*), of
 - (2) berekening van de snel desorberende fractie met nog te ontwikkelen modellen. Op de korte termijn is het onzekerheidsprobleem rond startconcentraties op te lossen door het inzetten van recent ontwikkelde meetmethoden (optie 1).

Het onzekerheidsprobleem rond het verloop van de grootte van de snel desorberende fractie tijdens en na rijping is daarmee nog niet voldoende opgelost. Daarvoor zijn nog te ontwikkelen modellen nodig (optie 2) die gevalideerd dienen te zijn met veldmetingen.

3. *IRA-sed* is nog niet geschikt voor de beoordeling van het verloop van concentraties van minerale olie. Met de term “minerale olie” wordt een verzameling van stoffen aangeduid waarvan de fysisch chemische parameters onderling en in vergelijking met de overige stoffen die beoordeeld worden door *IRA-sed* verschillen. In het kader van INS (Internationale Normstelling Stoffen) zijn onder anderen door Verbruggen (2004) voorstellen gedaan om bij de beoordeling van de risico's van minerale olie rekening te houden met de verdeling over de verschillende fracties. Mogelijkerwijze is eenzelfde benadering ook bruikbaar voor de voorspelling van het gedrag van minerale olie in de bodem. Aangezien de concentraties minerale olie in sedimenten in de huidige beoordelingssystematiek vaak bepalend zijn voor de indeling in een baggerklasse, is het van belang om het beslismodel geschikt te maken voor de beoordeling van minerale olie.

Aanbevolen wordt om aan deze aspecten van stofgedrag en oplosbare fracties nadere aandacht te besteden, zodat de desbetreffende formularia minder onzekerheid zullen kennen.

Tenslotte, in hoofdstuk 3 is al aangegeven dat verbeteringen mogelijk zijn in (1) de berekening van de samenstelling van de menglaag (zie Bijlage 6 voor een uitwerking), (2) de berekening van het organischstofgehalte van de menglaag (zie Bijlage 7 voor een uitwerking) en (3) het verdisconteren van opname door planten (voor metalen staat een eerste uitwerking in Bijlage 8).

Voor alle verbeteringen geldt dat deze gepaard moet gaan met calibratie- en validatiemetingen in het veld en in het laboratorium.

Literatuur

- Bleeker A, Duyzer JH. 2003. Belasting van het oppervlaktewater door atmosferische depositie. Berekening van de directe depositie van 18 probleemstoffen naar water. Report nr R2003/476.
- Boels D, Zweers AJ. 2001. Evaluatie actief bodembeheer Krimpenerwaard; Fase I, verkennend onderzoek landbouwkundige risico's. Report nr 145.
- Carlou C. 2005. The development of EU Common References of site-specific ecological risk assessment for contaminated land within the Heracles Research Framework. In: Special Session "A European Framework for site specific ecological risk assessment. Report nr ConSoil 2005, Proceedings (CD). pp 3005-3010 p.
- De Vries W, Romkens PFAM, Ma WC, Faber JH, Bloem J, Harmsen J. in prep. Afleiding van bodemgebruikswaarden voor landbouw en natuur: de Alterra bijdrage.
- De Vries W, Römken PFAM, Voogd JC. 2004. Prediction of long term accumulation and leaching of zinc in Dutch agricultural soils: a risk assesment study. Report nr Alterra report no. 1030.
- Delahaye R, Fong PKN, Van Eerdt MM, Van der Hoek KW, Olsthoorn CSM. 2003. Emissie van zeven zware metalen naar landbouwgrond.: Centraal Bureau voor de Statistiek, Voorburg, the Netherlands.
- Driessen JJM, Roos AH. 1996. Zware metalen, organische microverontreinigingen en nutriënten in dierlijke mest, compost, zuiveringslib, grond en kunstmeststoffen. Wageningen: RIKILT. Report nr 96.14.
- Duyzer J, Vonk A. 2002. Atmosferische depositie van bestrijdingsmiddelen, PAK en PCB's in Nederland.: TNO/MEP. Report nr R2002/606.
- Groenenberg JE, Römken PFAM, De Vries W. 2005. Prediction of the long term accumulation and leaching of copper in Dutch agricultural soils: a risk assessment study. Wageningen: Alterra.
- Groenenberg JE, Wesseling JG, Harmsen J. 2004. BOS bagger versie 1.0.1: Beslissingsondersteunend systeem voor locatie specifieke evaluatie van het op de kant zetten van bagger. Version 1.0.1. Wageningen: Alterra.
- Harmsen J. 2004. Landfarming of polycyclic aromatic hydrocarbons and mineral oil contaminated sediments. Wageningen: Wageningen University. 344 p.
- Hoekstra C, Poelman JNB. 1982. Dichtheid van gronden gemeten aan de meest voorkomende bodemeenheden in Nederland. Wageningen: Netherlands Soil Survey Institute. Report nr 1582.
- Huizing AM, Kramer PRG, Beurkens JEM. 1997. Prognose van de PAK-gehalten in de landbodem onder invloed van het verspreiden van baggerspecie. Bilthoven, The Netherlands: National Institute for Public Health and the Environment. Report nr 733007 002.
- Kraaij H, Mayer P, Busser F, Van het Bolscher M, Seinen W, Belfroid A, Tolls J. 2003. Measured pore-water concentrations make equilibrium partitioning work - A data analysis. Environ. Sci. Technol. 37:268-274.
- Kramer PRG, Huizing AM, Beurkens 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, Beurkens 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.
- 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.
- Peijnenburg WJGM, De Groot A, Van Veen RPM. 2001. Experimental and theoretical study on equilibrium partitioning of heavy metals. In: Iskandar I, Kirkham MB, editors. Trace elements in soil. Bioavailability, flux and transfer. Boca Raton, FL, USA: CRC Press. p pp 91-126.
- Posthuma L, De Zwart D, Wintersen A, Lijzen J, Swartjes F, Cuypers C, Van Noort P, Harmsen J, Groenenberg BJ. 2006a. Beslissen over bagger op bodem. Deel 1. Systeembenadering, model en praktijkvoorbeelden. Bilthoven, the Netherlands: National Institute for Public Health and the Environment. Report nr 711701044.
- Posthuma L, Dirven - Van Breemen ME, Mesman M, Rutgers M, Swartjes FA, De Zwart D. 2005. Site-specific ecological risk assessment: tiers, targets and tools. Report nr ConSoil Proceedings (CD). pp. 3000-3005 p.
- Posthuma L, Lijzen J, Otte PF, De Zwart D, Wintersen A, Cuypers C, Van Noort P, Beek M, Harmsen J, Groenenberg BJ. 2006b. 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.
- Rietra RPJJ, Romkens PFAM, Japenga J. 2004. Cadmium en zink in bodem en landbouwgewassen in de Kempen. Onderzoek naar relatie tussen cadmium en zinkgehalte in de bodem en in gewas in de gemeente Cranendonck. Wageningen: Alterra. Report nr 974. pp. 72 p.
- Römkens PFAM, Groenenberg JE, Bonten LTC, De Vries W, Bril J. 2004a. Derivation of partition relationships to calculate Cd, Cu, Ni, Pb and Zn solubility and activity in soil solutions. Wageningen: Alterra. Report nr 305.
- Römkens PFAM, Rietra RPJJ, Lijzen JPA, Comans RNJ. 2004b. Cadmium opname door gewassen in moestuinen in de Kempen: risico-inventarisatie en maatregelen.: Alterra/ National Institute for Public Health and the Environment/ ECN. Report nr 918.
- Römkens PFAM, Van Hove, L.W.A. , Rietra RPJJ, Bonten LTC, De Vries W. in prep. Opname van metalen door landbouwgewassen: Een overzicht van beschikbare modellen en hun toepasbaarheid in het kader van de afleiding van referentiewaarden en randvoorwaarden. Wageningen: Alterra.
- Sauve S, Hendershot W, Allen HE. 2000. Solid-solution partitioning of metals in contaminated soils: Dependence on pH and total metal burden. Environ. Sci. Technol. 34(22):1125-1131.
- Swartjes FA. 2005. Toolbox-based risk assessment for contaminated sites: towards European harmonization, with preservation of national identity. Report nr ConSoil 2005 Proceedings (CD). pp 2452-2458 p.
- Ten Kate E. 2004. Dataset waterkwaliteitsgegevens. Lelystad, The Netherlands: RIZA.
- Van Dijk S, Kramer PRG, Beurskens JEM. 1998. Prognose van de metaalgehalten in de landbodem onder invloed van het verspreiden van baggerspecie. Bilthoven, The Netherlands: National Institute for Public Health and the Environment. Report nr 733007004.
- Van Dijk S, Kramer PRG, Beurskens JEM. 1999a. Indicatie van de (eco)toxicologische risico's van metaalgehalten in de landbodem onder invloed van het verspreiden van baggerspecie. Bilthoven, The Netherlands: National Institute for Public Health and the Environment. Report nr 733007005.

- Van Dijk S, Kramer PRG, Franken ROG, Posthuma L. 1999b. Vergelijking van de voorspelde metaalgehalten in standaardbodems met (eco)toxicologische risiconiveaus. Bilthoven, The Netherlands: National Institute for Public Health and the Environment-National Institute for Public Health and the Environment. Report nr 733007005.
- Van Wallenburg C. 1988. De dichtheid van moerige gronden. Report nr Netherlands Soil Survey Institute, Internal Report, Wageningen, 5pp.
- Verbruggen EMJ. 2004. Environmental Risk Limits for Mineral Oil. Report nr RIVM no. 601501021.
- Versluijs CW, Otte PF. 2001. Accumulatie van metalen in planten. Een bijdrage aan de evaluatie van de interventiewaarden en locatiespecifieke risicobeoordeling van verontreinigde bodem. Bilthoven: Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu. Report nr 711701 024. 138 p.
- 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.

Dankwoord

Het onderzoeksconsortium van RIVM, RIZA en Alterra bedanken het Kernteam Bagger & Bodem voor de intensieve gedachtenwisselingen over risicowetenschappen en beleid. De door het Kernteam ontworpen indeling van baggerspeciepartijen in de categorieën “Altijd”, “Soms”(of “Meestal”) en “Nooit” verspreidbaar, vanwege risico’s voor landbodemorganismen, en het gekozen adagium “Zorg met Lef”, waren heldere uitgangspunten om de balans tussen milieuhygiëne en verspreidbaarheid op land goed te onderzoeken. Het vertrouwen dat het Kernteam in de aanpak heeft gehad wordt duidelijk weergegeven in de aanbevelingen van het Kernteam voor implementatie.

In het bijzonder willen wij mevrouw Gemma van Eijdsen bedanken, die namens het Kernteam als onderzoekscoördinator / contactpersoon fungeerde.

Verder bedanken wij Dr. Chiel Cuypers, die dit rapport en beide andere rapporten op vrijwillige basis kritisch heeft doorgenomen. Dr. Cuypers is opgetreden als plaatsvervangend projectleider van het onderzoek voor het Kernteam Bagger & Bodem, en daarbinnen als deelprojectleider voor de PEC-module en als contactpersoon bij het RIZA, gedurende het eerste jaar van het onderzoek voor dit project. Dr. Cuypers is sinds die tijd als Senior Beleidsmedewerker Watersysteemkwaliteit werkzaam bij het Hoogheemraadschap van Delfland.

Bijlage 1 **Achtergrondgegevens bij de stoffenkeuze voor IRA-sed**

Groslijst stoffen en agentia, inclusief prioritering en toelichting op prioritering.

Stof	Prioriteit	Aantal data ⁸	mediaan concentratie ⁹ (mg/kg)	maximum concentratie (mg/kg)	IW ¹⁰ (indicatief)	Toelichting prioritering
Metalen						
Zink	1	7850	108,96	33200	720	effecten verwacht, transferfuncties beschikbaar
Koper	1	7846	18,6	18660	190	effecten verwacht, transferfuncties beschikbaar
Lood	1	7846	32,32	5846,45	530	effecten verwacht, transferfuncties beschikbaar
Nikkel	1	7659	13,5	3850	210	effecten verwacht, transferfuncties beschikbaar
Chroom	1	7578	21,5	3050	380	effecten verwacht, transferfuncties beschikbaar
Cadmium	1	7402	0,52	1300	12	effecten verwacht, transferfuncties beschikbaar
Kwik	2	7349	0,17	186	10	zelden effecten verwacht, geen transferfuncties beschikbaar, org. kwik moeilijk
Arseen	2	7259	8,58	2805	55	zelden effecten verwacht, geen transferfuncties beschikbaar
Mangaan	3	714	262,75	14000	NA	in NL geen effecten verwacht
Aluminium	3	641	8565,65	233300	NA	in NL geen effecten verwacht
Barium	2	637	75,59	710	625	in NL zelden effecten verwacht
Kobalt	3	70	7,93	39	240	geen effecten verwacht
Molybdeen	3	70	1,7	148	200	geen effecten verwacht
Tin	2	38	5,93	811	900i	Org Tin mogelijk marien probleem, geen effecten verwacht in sloten, weinig waarnemingen
Antimoon	3	7	4,68	30	15	in NL zelden effecten verwacht, weinig waarnemingen
Overige anorganische stoffen						
Cyanide	2	862	2,01	180	20	zelden effecten verwacht, vrijwel altijd gecomplexeed, anders afbreekbaar, humaan moeilijk
Cyanide complexen pH<5	2				650	zelden effecten verwacht, vrijwel altijd gecomplexeed, anders afbreekbaar, humaan moeilijk
Cyanide complexen pH>5	2				50	zelden effecten verwacht, vrijwel altijd gecomplexeed, anders afbreekbaar, humaan moeilijk
thiocyanaten	2				20	zelden effecten verwacht, vrijwel altijd gecomplexeed, anders afbreekbaar, humaan moeilijk
Aromaten						
Benzeen	3	16	0,01	0,02	1	geen effecten verwacht, weinig waarnemingen
Ethylbenzeen	3	16	0,02	0,05	50	geen effecten verwacht, weinig waarnemingen
Tolueen	3	16	0,02	0,05	130	geen effecten verwacht, weinig waarnemingen

⁸ Uit dataset van het RIZA, die is verzameld ten behoeve van de jaarlijkse waterbodempkwaliteitsrapportages in de periode 1992-1997

⁹ Mediaan- / maximumconcentratie in de dataset

¹⁰ IW = interventiewaarde; NA = niet aanwezig; de gedeelde getallen zijn indicatief en gebaseerd op de interventiewaarde van bijbehorende somparameters

Stof	Prioriteit	Aantal data ⁸	mediaan concentratie ⁹ (mg/kg)	maximum concentratie (mg/kg)	IW ¹⁰	Toelichting prioritering
1,2-xyleen	3	16	0,02	0,05	25/3	geen effecten verwacht, weinig waarnemingen
1,3-xyleen	3	15	0,02	0,02	25/3	geen effecten verwacht, weinig waarnemingen
1,4-xyleen	3	10	0,02	0,02	25/3	geen effecten verwacht, weinig waarnemingen
Styreen	3	1	0,06	0,06	100	geen effecten verwacht, weinig waarnemingen
Fenol	3	42	0	0,8	40	geen effecten verwacht, weinig waarnemingen
2-methylfenol	2	42	0	0,42	5/3	zelden effecten verwacht, weinig waarnemingen
3-methylfenol	2	42	0	0,21	5/3	zelden effecten verwacht, weinig waarnemingen
4-methylfenol	2	42	0	5,5	5/3	zelden effecten verwacht, weinig waarnemingen
o-dihydroxybenzeen	3				20	geen effecten verwacht, weinig waarnemingen
m-dihydroxybenzeen	3				10	geen effecten verwacht, weinig waarnemingen
p-dihydroxybenzeen	3				10	geen effecten verwacht, weinig waarnemingen
PAK SOM						
Fluorantheen	1	7796	0,52	6300	40/10	Effecten verwacht, partitie berekenbaar
Benzo(a)pyreen	1	7722	0,19	1500	40/10	Effecten verwacht, partitie berekenbaar
Benzo(ghi)peryleen	1	7702	0,17	760	40/10	Effecten verwacht, partitie berekenbaar
Benzo(k)fluorantheen	1	7700	0,12	690	40/10	Effecten verwacht, partitie berekenbaar
Chryseen	1	7700	0,23	1700	40/10	Effecten verwacht, partitie berekenbaar
Benzo(a)anthraceen	1	7686	0,19	1900	40/10	Effecten verwacht, partitie berekenbaar
Indeno(1,2,3-cd)pyreen	1	7652	0,17	780	40/10	Effecten verwacht, partitie berekenbaar
Anthraceen	1	7598	0,06	3200	40/10	Effecten verwacht, partitie berekenbaar
Fenanthreen	1	7593	0,21	8900	40/10	Effecten verwacht, partitie berekenbaar
Naftaleen	1	7529	0,06	4206,3	40/10	Effecten verwacht, partitie berekenbaar
Pyreen	2	7131	0,38	4100	NA	Effecten verwacht, maar gecorreleerd met overige PAKs
Benzo(b)fluorantheen	2	7124	0,26	1200	NA	Effecten verwacht, maar gecorreleerd met overige PAKs
Dibenzo(a,h)anthraceen	2	6957	0,08	390	NA	Effecten verwacht, maar gecorreleerd met overige PAKs
Fluoreen	2	6856	0,06	3900	NA	Effecten verwacht, maar gecorreleerd met overige PAKs
Acenafteen	2	6848	0,1	5800	NA	Effecten verwacht, maar gecorreleerd met overige PAKs
Acenaftyleen	2	6526	0,1	1100	NA	Effecten verwacht, maar gecorreleerd met overige PAKs
Gechloroerde koolwaterstoffen						
Vluchtige Cl-verbindingen						
Monochlooretheen	3	3	0,46	10	0.1	zelden effecten verwacht, partitie naar lucht, erg oplosbaar, lage Kow, weinig waarnemingen
Dichloormethaan	3	15	0,13	5	10	zelden effecten verwacht, partitie naar lucht, erg oplosbaar, lage Kow, weinig waarnemingen
1,1-dichloorethaan	3				15	zelden effecten verwacht, partitie naar lucht, erg oplosbaar, lage Kow, weinig waarnemingen

Stof	Prioriteit	Aantal data ⁸	mediaan concentratie ⁹ (mg/kg)	maximum concentratie (mg/kg)	IW ¹⁰	Toelichting prioritering
1,2-dichloorethaan	3	15	0,12	2	4	zelden effecten verwacht, partitie naar lucht, erg oplosbaar, lage Kow, weinig waarnemingen
1,1-dichlooretheen	3				--	zelden effecten verwacht, partitie naar lucht, erg oplosbaar, lage Kow, weinig waarnemingen
1,2-dichlooretheen (Z+E)	3				1	zelden effecten verwacht, partitie naar lucht, erg oplosbaar, lage Kow, weinig waarnemingen
Trichloormethaan	3	15	0,1	0,1	10	zelden effecten verwacht, partitie naar lucht, erg oplosbaar, lage Kow, weinig waarnemingen
1,1,1-trichloorethaan	3				15	zelden effecten verwacht, partitie naar lucht, erg oplosbaar, lage Kow, weinig waarnemingen
1,1,2-trichloorethaan	3				--	zelden effecten verwacht, partitie naar lucht, erg oplosbaar, lage Kow, weinig waarnemingen
Trichlooretheen	3	20	0,1	0,2	60	zelden effecten verwacht, partitie naar lucht, erg oplosbaar, lage Kow, weinig waarnemingen
Tetrachlooretheen	3	15	0,1	0,1	4	zelden effecten verwacht, partitie naar lucht, erg oplosbaar, lage Kow, weinig waarnemingen
Tetrachloormethaan	3	15	0,1	0,1	1	zelden effecten verwacht, partitie naar lucht, erg oplosbaar, lage Kow, weinig waarnemingen
Overige Cl-verbindingen						
Chloorbenzenen SOM					30	
monochloorbenzeen	3				30/12	geen effecten verwacht, weinig waarnemingen
1,3-dichloorbenzeen	3	44	0,01	0,5	30/12	geen effecten verwacht, weinig waarnemingen
1,2,3,4-tetrachloorbenzeen	3	43	0	0,01	30/12	geen effecten verwacht, weinig waarnemingen
1,2,3,5-tetrachloorbenzeen	3	43	0	0,05	30/12	geen effecten verwacht, weinig waarnemingen
1,2-dichloorbenzeen	3	43	0,01	0,5	30/12	geen effecten verwacht, weinig waarnemingen
1,4-dichloorbenzeen	3	43	0,01	0,5	30/12	geen effecten verwacht, weinig waarnemingen
1,2,3-trichloorbenzeen	3	42	0,01	0,1	30/12	geen effecten verwacht, weinig waarnemingen
1,2,4-trichloorbenzeen	3	42	0,01	0,1	30/12	geen effecten verwacht, weinig waarnemingen
1,3,5-trichloorbenzeen	3	42	0,01	0,1	30/12	geen effecten verwacht, weinig waarnemingen
1,2,4,5-tetrachloorbenzeen	3	31	0	0,05	30/12	geen effecten verwacht, weinig waarnemingen
Pentachloorbenzeen	2	2169	0	0,05	30/12	zelden effecten verwacht, MTR bodem = 0,12 mg/kg
Hexachloorbenzeen	1	6275	0	0,14	30/12	effecten verwacht, MTR bodem = 0,028 mg/kg
Chloorfenolen SOM					10	
2,3,4,5-tetrachloorfenol	3	192	0	0,2	10/19	geen effecten verwacht, weinig waarnemingen
2,3,4,6-tetrachloorfenol	3	192	0	0,05	10/19	geen effecten verwacht, weinig waarnemingen
2,3,4-trichloorfenol	3	192	0	0,05	10/19	geen effecten verwacht, weinig waarnemingen
2,3,5,6-tetrachloorfenol	3	192	0	0,05	10/19	geen effecten verwacht, weinig waarnemingen
2,3,5-trichloorfenol	3	192	0	0,06	10/19	geen effecten verwacht, weinig waarnemingen
2,3,6-trichloorfenol	3	192	0	0,05	10/19	geen effecten verwacht, weinig waarnemingen
2,3-dichloorfenol	3	192	0,01	0,2	10/19	geen effecten verwacht, weinig waarnemingen
2,4,5-trichloorfenol	3	192	0	0,07	10/19	geen effecten verwacht, weinig waarnemingen
2,4,6-trichloorfenol	3	192	0	0,05	10/19	geen effecten verwacht, weinig waarnemingen

Stof	Prioriteit	Aantal data ⁸	mediaan concentratie ⁹ (mg/kg)	maximum concentratie (mg/kg)	IW ¹⁰ (indicatief)	Toelichting prioritering
2,6-dichloorfenol	3	192	0,01	0,2	10/19	geen effecten verwacht, weinig waarnemingen
3,5-dichloorfenol	3	192	0,01	0,5	10/19	geen effecten verwacht, weinig waarnemingen
3,4-dichloorfenol	3	191	0,01	0,2	10/19	geen effecten verwacht, weinig waarnemingen
2-chloorfenol	3	189	0,02	0,1	10/19	geen effecten verwacht, weinig waarnemingen
3-chloorfenol	3	189	0,02	4	10/19	geen effecten verwacht, weinig waarnemingen
4-chloorfenol	3	188	0,02	4	10/19	geen effecten verwacht, weinig waarnemingen
3,4,5-trichloorfenol	3	187	0	0,65	10/19	geen effecten verwacht, weinig waarnemingen
2,5-dichloorfenol	3	181	0,01	0,4	10/19	geen effecten verwacht, weinig waarnemingen
2,4-dichloorfenol	3	123	0,01	0,4	10/19	geen effecten verwacht, weinig waarnemingen
Pentachloorfenol	1	860	0	7,2	5	effecten mogelijk, MTR sediment = 0,3 mg/kg
PCB						
2,2',3,4,4',5-hexachloorbifenyyl	1	6388	0	3,6	1/7	effecten verwacht
2,2',4,4',5,5'-hexachloorbifenyyl	1	6388	0	1,1	1/7	effecten verwacht
2,2',4,5,5'-pentachloorbifenyyl	1	6382	0	2,6	1/7	effecten verwacht
2,3',4,4',5-pentachloorbifenyyl	1	6381	0	0,5	1/7	effecten verwacht
2,2',3,4,4',5,5'-heptachloorbifenyyl	1	6378	0	1,9	1/7	effecten verwacht
2,4,4'-trichloorbifenyyl	1	6335	0	0,61	1/7	effecten verwacht
2,2',5,5'-tetrachloorbifenyyl	1	6332	0	0,76	1/7	effecten verwacht
overige PCBs	3					effecten verwacht, sterk gecorreleerd met 7 gids-PCBs
Chlooranilinen SOM	3				--	niet gemeten
Organochloor Bestrijdingsmiddelen						
Endrin	1	6394	0	0,8	4/3	effecten mogelijk, MTR bodem = 0,0029 mg/kg
Aldrin	1	6391	0	0,31	4/3	effecten mogelijk, MTR bodem = 0,05 mg/kg
Dieldrin	1	6389	0	1,4	4/3	effecten mogelijk, MTR bodem = 0,05 mg/kg
Telodrin	1	3765	0	0,01	NA	effecten mogelijk
Isodrin	1	3143	0	2,1	NA	effecten mogelijk
Chloordaan	1	1707	0	0,01	4	zelden effecten verwacht, MTR bodem = 0,0043 mg/kg
Hexachloorbutadiëen	1	2114	0,00104	0,200	--	effecten verwacht, toetsingswaarde = 20 mg/kg
4,4'-DDT	1	5975	0	4	--	zelden effecten verwacht, MTR bodem som DDT = 10 mg/kg,
4,4'-DDE	1	5879	0	0,79	--	zelden effecten verwacht, MTR bodem som DDE = 10 mg/kg
4,4'-DDD	1	5811	0	7	--	zelden effecten verwacht, MTR bodem som DDD = 10 mg/kg

Stof	Prioriteit	Aantal data ⁸	mediaan concentratie ⁹ (mg/kg)	maximum concentratie (mg/kg)	IW ¹⁰ (indicatief)	Toelichting prioritering
2,4'-DDT	1	5488	0	2,7	--	zelden effecten verwacht, MTR bodem som DDT = 10 mg/kg
2,4'-DDE	1	5003	0	0,29	--	zelden effecten verwacht, MTR bodem som DDE = 10 mg/kg
2,4'-DDD	1	5658	0	1,9	--	zelden effecten verwacht, MTR bodem som DDD = 10 mg/kg
α -endosulfan	1	6312	0	1	4/3	zelden effecten verwacht, MTR bodem = 0,05 mg/kg
β -endosulfan	3	1269	0	0	4/3	geen effecten verwacht
Som α -endosulfan en α -endosulfaat	1	1193	0	0,25	4/3	zelden effecten verwacht, toetsingswaarde 0,02 mg/kg
α -HCH	1	6396	0	0,34	2/5	zelden effecten verwacht, MTR sediment = 0,29 mg/kg
γ -HCH	1	6365	0	0,2	2/5	effecten verwacht, MTR bodem = 0,005 mg/kg
β -HCH	1	6298	0	0,01	2/5	geen effecten verwacht, MTR bodem = 0,092 mg/kg
δ -HCH	3	3928	0	0,45	2/5	zelden effecten verwacht
η -HCH	1	820	0	0	2/5	zelden effecten verwacht
Heptachloor	1	6353	0	0,31	4/2	effecten mogelijk, MTR bodem 0,0007 mg/kg
Heptachloorepoxide	1	6162	0	0,31	4/2	effecten mogelijk, MTR bodem 0,0007 mg/kg
Overige bestrijdingsmiddelen						
Som tributyltin-verbindingen	3	15	0	0,3	2.5/3	Vooraf marien probleem
Som trifenylnin-verbindingen	3	15	0	0,3	2.5/3	Vooraf marien probleem
Som tributyloxide verbindingen	3	4	0	0	2.5/3	Vooraf marien probleem
Atrazine	3	24	0	0,8	6	niet meer gebruikt, conc in sediment minder dan op perceel, weinig meetwaarden
Carbaryl	3				5	conc in sediment minder dan op perceel waar gebruikt, weinig meetwaarden
Carbofuran	3				2	conc in sediment minder dan op perceel waar gebruikt, weinig meetwaarden
Maneb	3	3	0,26	0,9	35	conc in sediment minder dan op perceel waar gebruikt, weinig meetwaarden
Overige organische verbindingen						
Cyclohexanon	3	1	0	0	45	conc in sediment minder dan op perceel waar gebruikt, weinig meetwaarden
Som van ftalaten	3	11	0,21	0,83	60	conc in sediment minder dan op perceel waar gebruikt, weinig meetwaarden
Minerale olie	1	3502	104,71	150000	5000	effecten verwacht, berekening risico mogelijk onder aanname homogene samenstelling
Pyridine	3	1	0,8	0,8	0.5	conc in sediment minder dan op perceel waar gebruikt, weinig meetwaarden
Tetrahydrofuraan	3				2	conc in sediment minder dan op perceel waar gebruikt, weinig meetwaarden
Tetrahydrothiofeen	3				90	conc in sediment minder dan op perceel waar gebruikt, weinig meetwaarden
Overige toxicanten						
Diazinon	3	24	0,00192	0,050	NA	conc in sediment minder dan op perceel waar gebruikt
Disulfoton	3	24	0,00192	0,050	NA	conc in sediment minder dan op perceel waar gebruikt
Ethylparathion	3	24	0,00174	0,030	NA	conc in sediment minder dan op perceel waar gebruikt
Malathion	3	24	0,00174	0,030	NA	conc in sediment minder dan op perceel waar gebruikt

Stof	Prioriteit	Aantal data⁸	mediaan concentratie⁹ (mg/kg)	maximum concentratie (mg/kg)	IW¹⁰	Toelichting prioritering
Methylparathion	3	24	0,00186	0,030	NA	conc in sediment minder dan op perceel waar gebruikt
Cypermethrin	3	15	0,0187	0,300	NA	conc in sediment minder dan op perceel waar gebruikt
Deltamethrin	3	15	0,0311	0,600	NA	conc in sediment minder dan op perceel waar gebruikt
Ethylazinfos	3	15	0,00154	20,000	NA	conc in sediment minder dan op perceel waar gebruikt
Fenitrothion	3	15	0,0008	0,050	NA	conc in sediment minder dan op perceel waar gebruikt
Methylazinfos	3	15	0,00146	30,000	NA	conc in sediment minder dan op perceel waar gebruikt
Permethrin	3	15	0,0187	0,300	NA	conc in sediment minder dan op perceel waar gebruikt
Triazofos	3	15	0,00077	0,015	NA	conc in sediment minder dan op perceel waar gebruikt
Trifluraline	3	12	0,00048	0,060	NA	conc in sediment minder dan op perceel waar gebruikt
Bifenthrin	3	9	0,1318	0,300	NA	conc in sediment minder dan op perceel waar gebruikt
Hexachloorethaan	3	41	0,00523	0,100	NA	conc in sediment minder dan op perceel waar gebruikt
1-chloornaftaleen	3	1	0,0012	0,0012	NA	conc in sediment minder dan op perceel waar gebruikt
Asbest	3				NA	moeilijk
Hormoonverstorende stoffen	3				NA	moeilijk
Carcinogenen	3				NA	moeilijk
Overige stressfactoren						
Ziektenverwekkers planten	2				NA	kwalitatief meewegen (proxies: piepers ed)
Ziektenverwekkers dieren	2				NA	kwalitatief meewegen (proxies: overstort)
Ziektenverwekkers mens	2				NA	kwalitatief meewegen (proxies: overstort)
Zuurgraad	-				NA	wel gebruiken in verband met beschikbaarheid
Fosfaten (onder anorganisch?)	-				NA	wel gebruiken in verband met beschikbaarheid
Stikstofverbindingen (anorganisch?)	-				NA	wel gebruiken in verband met beschikbaarheid
Zwavel(anorganisch?)	-				NA	wel gebruiken in verband met beschikbaarheid

Bijlage 2 Stofkeuze en Kader Richtlijn Water

De relevantie van de stoffenlijst van IRA-sed in relatie tot de stoffenlijst van de Europese Kaderrichtlijn Water.

(+): op IRA-sed stoffenlijst 2004

(*): niet op IRA-sed stoffenlijst 2004; nader bepalen relevantie uitbreiden prototype

(~): niet op groslijst, maar niet relevant voor IRA-sed

(#): wel op groslijst, maar lage prioriteit

Prioritaire stoffen	Toelichting
1,2-Dichloorethaan	# zie bijlage I; hydrofiel en vluchtig
Alachloor	~ K_{oc} relatief laag ($\pm 2,5$), beperkte ophoping in (water)bodem; beperkte opname door plant en dier; vervluchtigt of spoelt uit; afbreekbaar in landbodem
Benzeen	# zie bijlage I; vluchtig, afbreekbaar, geen hoge concentraties verwacht in waterbodem
Chloorfenvinfos	* redelijk afbreekbaar; relatief lage K_{oc} ; relevantie nader bepalen
Dichloormethaan	zie bijlage I; hydrofiel en vluchtig
Fluorantheen	+
Gebromeerde diphenylethers	* geen concrete stoffen; niet werkbaar binnen Bagger & Bodem; mogelijke relevantie nader bepalen
Nikkel	+
Trichloormethaan (chloroform)	# zie bijlage I; hydrofiel en vluchtig
Prioritaire stoffen onder evaluatie	
Anthraceen	+
Atrazine	* nagaan of toxische concentraties op landbodem kunnen optreden
Bis(2-ethylhexyl)ftalaat (DEHP)	* redelijk afbreekbaar; hoge K_{oc} ; relevantie nader bepalen
Chlorpyrifos	* redelijk afbreekbaar; hoge K_{oc} ; relevantie nader bepalen
Diuron	* relevantie nader bepalen
Endosulfan	+
Isoproturon	* persistent; relevantie nader bepalen
Lood	+
Naftaleen	+
Octylphenolen	* K_{oc} hoog; redelijk afbreekbaar (?); relevantie nader bepalen
Pentachloorfenol	+
Simazine	~ K_{oc} relatief laag, beperkte ophoping in (water)bodem; redelijk afbreekbaar
Trichloorbenzenen	# zie bijlage I
Trifluralin	# zie bijlage I; geen gegevens beschikbaar; niet toegestaan in Nederland
Prioritaire gevaarlijke stoffen	
Cadmium	+
C10-C13 chlooralkanen	* geen concrete stoffen; niet werkbaar binnen Bagger & Bodem; redelijk afbreekbaar ?; relevantie nader te bepalen
Hexachloorbenzeen	+
Hexachloorbutadiëen	+
Hexachloorcyclohexaan (lindaan)	+
Kwik	+
Nonylphenolen	* K_{oc} hoog; redelijk afbreekbaar ; relevantie nader bepalen
PAK (minus anthraceen, fluorantheen en naftaleen)	+
Pentabroomdifenyylether (PBDE)	* geen gegevens beschikbaar; relevantie nader bepalen
Pentachloorbenzeen	# geen effecten verwacht o.b.v. concentraties in dataset RIZA
Tributyltinverbindingen	* weinig waarnemingen; inschatten/vaststellen concentraties in kleine/regionale wateren en kans op optreden van toxische effecten bij verspreiding bagger op landbodem

Bijlage 3 Stofkeuze *IRA-sed* en Zwartelijststoffen

Tabel met zwartelijststoffen

- | | | |
|--|---|---|
| 1. Aldrin | 47. 2,4-Dichloorfenoxiazijnzuur (en zouten en esters van 2,4-D) | 96. Mecoprop (2-(2-methyl-4-chloorfenoxy) propionzuur) |
| 2. 2-amino-4-chloorfenol | 48. DDT's (en metaboliëten DDD en DDE) | 97. Methamidofos |
| 3. Antraceen | 49. Demeton (ook demeton-O-, S-,S-methyl en -S-methylsulfon) | 98. Mevinphos |
| 4. Atrazine | 50. 1,2-Dibroomethaan | 99. Monolinuron |
| 5. Arseen en arseenverbindingen | 51. Dibutyltindichloride | 100. Naftaleen |
| 6. Azinfos-ethyl | 52. Dibutyltinoxyde | 101. Omethoat |
| 7. Azinfos-methyl | 53. Dibutyltinzouten (andere dan dichloride en -oxide) | 102. Oxydemeton-methyl |
| 8. Bentazon | 54. Dichlooranilinen | 103. PAK (3,4-benzopyreen) |
| 9. Benzeen | 55. 1,2-Dichloorbenzeen | 104. Parathion (parathion-methyl) |
| 10. Benzidine | 56. 1,3-Dichloorbenzeen | 105. PCB (polychloorbifenylene en -terfenylen) |
| 11. Benzylchloride (chloortolueen) | 57. 1,4-Dichloorbenzeen | 106. Pentachloorfenol |
| 12. Benzylideenchloride (-dichloortolueen) | 58. Dichloorbenzidinen | 107. Foxim |
| 13. Bifenyl | 59. Dichloordiisopropylether | 108. Propanil (3,4-dichloorpropionanilide) |
| 14. Cadmium en cadmiumverbindingen | 60. 1,1-Dichloorethaan | 109. Pyrazon |
| 15. Koolstoftetrachloride (tertachloormethaan) | 61. 1,2-Dichloorethaan | 110. Simazin |
| 16. Chloralhydraat (trichlooracetaldehyde, gehydrateerd) | 62. 1,1-Dichloorethyleen | 111. 2,4,5-T (2,4,5-Trichloorfenoxiazijnzuur en zouten en esters van) |
| 17. Chloordaan | 63. 1,2-Dichloorethyleen | 112. Tetrabutyltin |
| 18. Chloorazijnzuur | 64. Dichloormethaan | 113. 1,2,4,5-Tetrachloorbezeen |
| 19. 2-Chlooraniline | 65. Dichloornitrobenzenen | 114. 1,1,2,2-Tetrachloorethaan |
| 20. 3-Chlooraniline | 66. 2,4-Dichloorfenol | 115. Tetrachloorethyleen |
| 21. 4-Chlooraniline | 67. 1,2-Dichloorpropan | 116. Tolueen |
| 22. Chloorbezeen (mono) | 68. 1,3-Dichloor-2-propanol | 117. Triazophos |
| 23. 1-Chloor-2,4-dintrobenzeen | 69. 1,3-Dichloorpropeen | 118. Tributylfosfaat |
| 24. 2-Chloorethanol | 70. 2,3-Dichloorpropeen | 119. Tributyltinoxide |
| 25. Chloroform (trichloormethaan) | 71. Dichloorprop (2-(2,4-dichloorfenoxy)propionzuur) | 120. Trichloorfon |
| 26. 4-Chloor-3-methylfenol | 72. Dichloorvos (2,2-dichloorvinyl dimethylfosfaat) | 121. Trichloorbezeen |
| 27. 1-Chloornaftaleen | 73. Dieldrin | 122. 1,2,4-Trichloorbezeen |
| 28. Chloornaftelenen (technisch mengsel) | 74. Diethylamine | 123. 1,1,1-Trichloorethaan |
| 29. 4-Chloor-2-nitro-aniline | 75. Dimethoat | 124. 1,1,2-Trichloorethaan |
| 30. 1-Chloor-2-nitrobenzeen | 76. Dimethylamine | 125. Trichloorethyleen |
| 31. 1-Chloor-3-nitrobenzeen | 77. Disulfoton | 126. Trichloorfenolen |
| 32. 1-Chloor-4-nitrobenzeen | 78. Endosulfan | 127. 1,1,2-Trichloortrifluorethaan |
| 33. 4-Chloor-2-nitrotolueen | 79. Endrin (Dichloorvos) | 128. Trifluralin |
| 34. Chloornitrotoluenen (andere dan nr. 33) | 80. Epichloorhydrine | 129. Trifenylinacetaat |
| 35. 2-chloorfenol | 81. Ethylbenzeen | 130. Trifenylinchloride |
| 36. 3-chloorfenol | 82. Fenitrothion | 131. Trifenylinhydroxyde |
| 37. 4-chloorfenol | 83. Fenthion | 132. Vinylchloride (chlooretheen) |
| 38. Chloropreen (2-chloorbutadieen 1,3) | 84. Heptachloor (en heptachloorepoxide) | 133. Xyleen (technisch mengsel van isomeren) |
| 39. 3-Chloorpropeen (allylchloride) | 85. Hexachloorbenzeen | |
| 40. 2-Chloortolueen | 86. Hexachloorbutadieen | |
| 41. 3-Chloortolueen | 87. Hexachloorcyclohexanen (alle isomeren) | |
| 42. 4-Chloortolueen | 88. Hexachloorethaan | |
| 43. 2-chloor-p-toluïdine | 89. Isodrin | |
| 44. Chloortoluïdinen (andere dan nr. 43) | 90. Isopropylbenzeen | |
| 45. Cumafos | 91. Kwik en kwikverbindingen | |
| 46. Caynuurzuurchloride (2,4,6-trichloor-1,3,5-triazine) | 92. Linuron | |
| | 93. Malathion | |
| | 94. MCPA (2-methyl-4-chloorfenoxiazijnzuur) | |
| | 95. Dibutyltindichloride | |

Bijlage 4 Verkenning relevantie depositie en uitspoeling

Relevantie depositie

Onderstaande tabel is het resultaat van een ruwe verkenning. Geschat is de verhouding is tussen de verontreinigingsvracht door eenmalige baggergift van 5 cm (g/ha) en de jaarlijkse gemiddelde verontreinigingsvracht als gevolg van depositie (g/ha/j). Uitgaande van een baggerfrequentie van eens per 10 jaar en de aanname dat depositie alleen relevant is indien die in 10 jaar tenminste 10% van de verontreinigingsgift door bagger bedraagt, kan worden gesteld dat depositie, bij gegeven verontreinigingsconcentraties, relevant is als de berekende verhouding lager is dan 100.

De verhoudingen zijn berekend voor bagger met 4 verschillende verontreinigingsniveau's: streefwaarde (SW), grenswaarde (GW), toetsingswaarde (TW), interventiewaarde (IW), zie Figuur 1. Verhoudingen kleiner dan 100 zijn in de tabel vet en onderstreept weergegeven. Vanwege de ruwe benadering hebben de waarden slechts semi-kwantitatieve betekenis.

Tabel Bijlage 4: Verhouding van opgebrachte vracht en depositie.

	opgebracht/depositie (g/ha)/(g/ha/j)			
	SW	GW	TW	IW
Zn	763	2616	3924	3924
Cu	831	831	2076	4383
Pb	1115	6954	6954	6954
Ni	1150	1150	1478	6898
Cd	496	1240	4650	7440
Hg	1488	2480	7936	49600
Fluorantheen	<u>6</u>	<u>56</u>		
Benzo(a)pyreen	<u>12</u>	207		
Benzo(ghi)peryleen	305	191		
Benzo(k)fluorantheen	<u>43</u>	431		
Chryseen	216	108		
Benzo(a)anthraceen	<u>1</u>	<u>9</u>		
	<u>19</u>	310		
Indeno(1,2,3-cd)pyreen	229	191		
Anthraceen	<u>0</u>	<u>7</u>		
	<u>3</u>	<u>0</u>		
Fenanthreen	<u>0</u>	<u>1</u>		
	<u>0</u>	<u>0</u>		
Naftaleen	<u>0</u>	<u>1</u>		
PCB-138	992	992	7440	
PCB-153	661	661	4960	
PCB-101	992	992	7440	
PCB-118	397	397	2976	
PCB-180	1984	1984	14880	
PCB-28	<u>83</u>	331	2480	
PCB-52	<u>83</u>	331	2480	
Hexachloorbenzeen	<u>4</u>	331	1653	
	<u>5</u>	397	1984	
Pentachloorfenol	<u>10</u>	102	25567	25567

4,4'-DDT	<u>22</u>	827	3307	330667
2,4'-DDD	<u>1</u>	207	827	82667
α -Endosulfan	<u>1</u>			248000
γ -HCH	<u>0</u>	<u>6</u>	127	

Bijlage 5 Verhouding opgebrachte vracht en uitspoeling

Relevantie uitspoeling

Eenzelfde verkenning is uitgevoerd voor uitspoeling (g/ha/j). Baggergift is 5 cm in 10 jaar. Baggerkwaliteit is constante waarde (alleen voor Zn en Pb is relatie baggergift-uitspoeling afhankelijk van verontreinigingsconcentratie; uitgegaan is hier van 500 mg/kg Zn en 300 mg/kg Pb). Berekening van de verhouding tussen verontreinigingsvracht uit baggergift en verontreinigingsvracht als gevolg van uitspoeling is berekend voor OS = 0,1 en 0,01 en pH = 8, 6,5 en 5 (pH alleen relevant voor metalen). Uitspoeling is irrelevant indien de uitkomst groter is dan 100. Verhoudingen kleiner dan 100 zijn in de tabel vet en onderstreept. Berekeningen uitspoeling uitgevoerd op basis van K_{oc} 's uit tabel 7 en K_d -metaal berekend o.b.v. pH, OS en/of C_{tot} volgens (Sauve et al. 2000).

Tabel: Verhouding van opgebrachte vracht en uitspoeling.

	<i>opgebracht/uitgespoeld (g/ha)/(g/ha/j)</i>					
	OS = 0.01			OS = 0.1		
	pH=8	pH=6,5	pH=5	pH=8	pH=6,5	pH=5
Zn	2155	271	<u>34</u>	2065	260	<u>33</u>
Cu	409	198	<u>96</u>	1269	615	298
Pb	35200	9807	2732	33731	9398	2618
Ni	1292	<u>38</u>	<u>1</u>	7813	231	<u>7</u>
Cr	203			194		
Cd	198	<u>38</u>	<u>7</u>	1253	239	<u>45</u>
Hg	203			194		
As	203			194		
Fluorantheen	176			1683		
Benzo(a)pyreen	768			7363		
Benzo(ghi)peryleen	3105			29758		
Benzo(k)fluorantheen	2026			19414		
Chryseen	599			5744		
Benzo(a)anthraceen	705			6752		
Indeno(1,2,3-cd)pyreen	1214			11629		
Anthraceen	<u>23</u>			221		
Fenanthreen	<u>20</u>			189		
Naftaleen	<u>1</u>			<u>11</u>		
PCB-138	591			5660		
PCB-153	854			8187		
PCB-101	438			4198		
PCB-180	1128			10813		
PCB-28	<u>48</u>			456		
PCB-52	<u>58</u>			559		
Hexachloorbenzeen	<u>11</u>			105		
Pentachloorfenol	<u>3</u>			<u>26</u>		
Endrin	<u>16</u>			154		
Aldrin	<u>12</u>			120		
Dieldrin	<u>14</u>			135		
Chloordaan	<u>98</u>			936		
4,4'-DDT	448			4289		
4,4'-DDE	198			1897		

4,4'-DDD	165	1581
2,4'-DDT	448	4289
2,4'-DDE	198	1897
2,4'-DDD	165	1581
α -Endosulfan	<u>7</u>	<u>66</u>
γ -HCH	<u>1</u>	<u>11</u>
δ -HCH	<u>1</u>	<u>14</u>
Heptachloor	<u>17</u>	167
Heptachloorepoxide	<u>10</u>	100

Bijlage 6 Optie aanpassing stap 1 PEC-module

Mogelijke aanpassing stap 1 in paragraaf 3.4.3 van de PEC-rekenmodule

Stap 1: in de eerste stap wordt de samenstelling van de menglaag van bagger en bodem op $t=0$ berekend (verontreinigingsconcentraties, lutum, OS). Dit is de samenstelling direct na het opbrengen van de bagger, uitgaande van instantane menging van de bagger met de bodem. Weliswaar treedt instantane menging in de praktijk niet op, maar gezien de complexiteit van het mengproces en de verwachte verschillen per veldsituatie kan gekozen worden voor instantane menging. De concentratie van individuele verontreinigingen in de vaste fase van de menglaag op $t=0$ wordt beschreven door:

$$\text{Vergelijking Bijlage 6-1: } Q_i = \frac{(Q_{i,ba} * M_{ba} + Q_{i,bod} * M_{bod})}{(M_{ba} + M_{bod})}$$

waarin:

- $Q_{i,ba}$ = de concentratie van stof i in de vaste fase van de bagger (mg/kg)
- $Q_{i,bod}$ = de concentratie van stof i in de vaste fase van de bodem (mg/kg)
- M_{ba} = Dikte toegepaste baggerlaag na inklinking (cm)
- M_{bod} = Dikte bodemlaag waarin de bagger wordt ingewerkt (cm)

De dikte van de gerijpte baggerlaag (d_{ba}) is ingegeven door het lokatiespecifieke verspreidingsscenario. De dikte van de bodemlaag (d_{bod}) die deel uitmaakt van de menglaag is afhankelijk van de dikte van de opgebrachte baggerlaag en van de mengdiepte. Indien d_{ba} groter is dan de diepte waarover menging plaatsvindt dan wordt d_{bod} gelijk gesteld aan nul. De verontreinigingsconcentratie van de menglaag is dan gelijk aan $Q_{i,ba}$. Dit is de situatie als bagger wordt gebruikt om de bodem op te hogen.

Voor de gevallen waarin d_{ba} kleiner is dan de mengdiepte kan de waarde voor d_{bod} als volgt worden afgeleid:

$$\text{Vergelijking Bijlage 6-2: } d_{bod} = d_{meng} - d_{ba}$$

waarin d_{meng} staat voor de mengdiepte die is ingegeven door het bodembewerkingsscenario. Deze mengdiepte is 0,3 m voor bouwland en 0,1 m voor alle overige vormen van landgebruik (grasland en overige).

Aan de hand van formules 6 en 10 worden de verontreinigingsconcentraties in de menglaag op $t=0$ berekend. Bij het afleiden van de concentraties worden de volgende aannames gedaan:

- pH van de menglaag is gelijk aan pH van de bodem
- lutum- en organischstofgehalte van de menglaag worden berekend volgens dezelfde methode als de verontreinigingsconcentraties in de menglaag.

$$\text{Vergelijking Bijlage 6-3: } \text{lutum}_{meng} = \frac{(\text{lutum}_{ba} * M_{ba} + \text{lutum}_{bod} * M_{bod})}{(M_{ba} + M_{bod})}$$

waarin:

- lutum_{meng} = lutumgehalte van de menglaag
- lutum_{ba} = lutumgehalte van de bagger
- lutum_{bod} = lutumgehalte van de bodem

$$\text{Vergelijking Bijlage 6-4: } \text{OS}_{meng,0} = \frac{(\text{OS}_{ba,0} * M_{ba,0} + \text{OS}_{bod} * M_{bod})}{(M_{ba,0} + M_{bod})}$$

Bijlage 7 Optie aanpassing Stap 2A van de PEC-module

Mogelijke aanpassing in onderdeel A van stap 2 in paragraaf 3.4.4.1 van de PEC-rekenmodule.

Het organisch-stofgehalte in de menglaag, direct na het opbrengen van bagger, is beschreven in Vergelijking 13. Deze vergelijking geeft het organischstofgehalte op $t=0$, dat zal veranderen onder invloed van een aantal processen, waaronder de afbraak van organische stof in de baggerspecie.

Het organischstofgehalte van de menglaag is beschreven als de som van drie termen:

1. OS afkomstig uit de oorspronkelijke bodem. Dit OS is sterk verweerd en wordt zeer traag afgebroken volgens een eerste orde proces. Ook hier echter vorming snel afbreekbare organische stof (wortel en bladresten, organische mest).
2. OS afkomstig uit de bagger. Dit organisch materiaal bestaat uit drie fracties die met verschillende snelheden worden afgebroken. In analogie met de afbraak van organische verontreinigingen is onderscheid gemaakt tussen snelle, trage en zeer trage afbraak, beschreven als drie eerste orde processen met verschillende snelheidsconstanten.
3. OS afkomstig van bodemvorming. Bodemvorming is een continu nulde-orde proces. Het is in feite een verzamelterm van processen die zorgen voor een toename van het organischstofgehalte van de bodem. Een voorbeeld is de aangroei en sterfte van plantmateriaal. Het nieuw gevormde organisch materiaal wordt weer afgebroken volgens een eerste orde proces.

In formulevorm:

$$\text{Vergelijking Bijlage 7-1: } OS_{\text{meng},t} = OS_{\text{bod},t} + OS_{\text{ba},t} + OS_{\text{bodenvorming},t}$$

waarin

$OS_{\text{meng},t}$ = het organischstofgehalte in de menglaag op tijdstip t
 $OS_{\text{bodenvorming},t}$ = het organischstofgehalte in de menglaag op tijdstip t als resultaat van bodemvorming

De hoeveelheid OS die afkomstig is uit de oorspronkelijke bodem is uitgedrukt als:

$$\text{Vergelijking Bijlage 7-2: } OS_{\text{bod},t} = OS_{\text{bod},0} * \frac{M_{\text{bod},t=0}}{M_{\text{ba},t=0} + M_{\text{bod},t=0}} * e^{-k_{\text{zeertraag}} * t}$$

waarin

$k_{\text{zeer traag}}$ = snelheidsconstante voor zeer trage afbraak van organisch materiaal (j^{-1})

De hoeveelheid OS die afkomstig is uit de bagger is uitgedrukt als:

$$\text{Vergelijking Bijlage 7-3: } OS_{\text{ba},t} = \frac{OS_{\text{ba},0}}{3} * \frac{M_{\text{ba},t=0}}{M_{\text{ba},t=0} + M_{\text{bod},t=0}} * \left[e^{-k_{\text{snel}} * t} + e^{-k_{\text{traag}} * t} + e^{-k_{\text{zeertraag}} * t} \right]$$

waarin

k_{snel} = snelheidsconstante voor snelle afbraak van organisch materiaal (j^{-1})
 k_{traag} = snelheidsconstante voor trage afbraak van organisch materiaal (j^{-1})

Op basis van ervaringen uit de praktijk is in eerste instantie aangenomen dat 1/3 van het organisch materiaal snel afbreekt, 1/3 traag en 1/3 zeer traag (factor 3 in vergelijking 15). Deze verdeling moet

worden gezien als het startpunt voor ijking van de procesbeschrijving. Voor individuele praktijksituaties is de exacte verdeling over de fracties doorgaans onbekend.

In Vergelijking 14 en 15 is aangenomen dat de massaverhouding tussen bagger en bodem onafhankelijk is van de tijd. De invloed van afbraak op de massaverhouding is verwaarloosd.

De toename van het organisch stofgehalte door bodemvorming is de resultante van de bodemvorming zelf en de afbraak van het nieuwgevormde materiaal. Het is daarmee een combinatie van een nulde-orde en een eerste orde proces.

Netto bodemvorming is uitgedrukt als:

$$\text{Vergelijking Bijlage 7-4: } \frac{dOS_{\text{bodenvorming}}}{dt} = n - k_{\text{zeertraag}} * OS_{\text{bodenvorming}}$$

waarin

n = de vormingssnelheid van organisch materiaal (kg OS/[kg vaste stof * j])

Er van uitgaande dat het organischstofgehalte in de oorspronkelijke bodem zich in een steady-state bevindt is n uitgedrukt als:

$$\text{Vergelijking Bijlage 7-5: } n = k_{\text{zeertraag}} * OS_{\text{bod},0}$$

De oplossing van Vergelijking 16 is dan:

$$\text{Vergelijking Bijlage 7-6: } OS_{\text{bodenvorming},t} = OS_{\text{bodenvorming},0} * e^{-k_{\text{zeertraag}} * t} + OS_{\text{bodenvorming},\infty} [1 - e^{-k_{\text{zeertraag}} * t}]$$

Omdat $OS_{\text{bodenvorming},0}$ gelijk is aan nul en $OS_{\text{bodenvorming},\infty}$ wordt bepaald door n en $k_{\text{zeertraag}}$ kan de vergelijking worden omgeschreven in:

$$\text{Vergelijking Bijlage 7-7: } OS_{\text{bodenvorming},t} = \frac{n}{k_{\text{zeertraag}}} * [1 - e^{-k_{\text{zeertraag}} * t}] = OS_{\text{bod},0} * [1 - e^{-k_{\text{zeertraag}} * t}]$$

Met de vergelijkingen 13 t/m 19 is het verloop van het organischstofgehalte in de tijd beschreven. Er moet echter worden benadrukt dat de beschrijving slechts een benadering is van de werkelijkheid. In de praktijk zullen afbraaksnelheden afhangen van de lokale omstandigheden, waaronder het nutriëntengehalte van de bodem. Algemeen kan worden gesteld dat de afbraak van organisch materiaal in veen sneller verloopt dan de afbraak in zand en klei.

Het organischstofgehalte in de oorspronkelijke bodem is bovendien niet in alle gevallen in steady-state. Denk daarbij aan veenbodems, waarvan het organischstofgehalte zich waarschijnlijk niet meer zal herstellen na het opbrengen van een bagger met een laag gehalte aan organische stof. Ook kan het organischstofgehalte in veen dalen als er diep ontwaterd wordt.

Voor de berekeningen zou in eerste instantie uitgegaan kunnen worden van de volgende afbraaksnelheden:

$$\begin{aligned} k_{\text{snel}} &= 9,2 \text{ (j}^{-1}\text{)} \\ k_{\text{traag}} &= 0,33 \text{ (j}^{-1}\text{)} \\ k_{\text{zeertraag}} &= 0,04 \text{ (j}^{-1}\text{)} \end{aligned}$$

Deze parameterwaarden dienen als beginwaarden bij ijking van de beschrijving van het verloop van het organischstofgehalte op de vuistregels.

In de toekomst zouden mogelijk meer accurate afbraaksnelheden per bodemtype kunnen worden afgeleid. Bovendien is het voor de berekeningen te overwegen om voor enkele bodems een aparte benadering te kiezen voor de ontwikkeling van het organischstofgehalte na verspreiding van bagger met een laag organischstofgehalte.

Bijlage 8 Mogelijke beschrijving opname metalen door gewas

Bij de berekeningen is vooralsnog geen rekening gehouden met de gewasopname. Gewasopname kan echter een belangrijke afvoerterm voor zware metalen zijn zoals blijkt uit modelberekeningen van Alterra voor Zn en Cu voor landbouwgronden in Nederland. Het gaat hier om landbouwgronden (gras en bouwland) met aanvoer van Zn en Cu via bemesting en depositie maar zonder aanvoer via bagger. (De Vries et al. 2004) berekenen voor Nederland een gemiddelde opname van bijna 50% van de aanvoer van Zn. (Groenenberg et al. 2005) berekenen in een vergelijkbare studie voor Cu een opname van gemiddeld 50% voor gras en 16% voor bouwland. Voor de opname van zware metalen in gewassen zijn empirische modellen beschikbaar, die uitgaan van de beschikbaarheid voor opname.

Waarden in de empirische functies (transferfuncties) zijn verkregen via regressieanalyse van gemeten data. Alle bodem/plant relaties zijn in de vorm:

Vergelijking Bijlage 8-1:

$$\text{Log}(Me_{\text{gewas}}) = a + b * \log(\%OM) + c * \log(\%klei) + d * \text{pH} + e \log(Me_{\text{bodem}})$$

waarin:

Me_{gewas} = metaalconcentratie gewas (mg.kg^{-1})

%OM = percentage organischestof in de bodem

Me_{bodem} = metaalconcentratie in de bodem (mg.kg^{-1})

De gebruikte coëfficiënten zijn gewasafhankelijk. In het BGW-rapport (De Vries et al. in prep.) zijn de bodem-plank relaties waarmee concentraties aan metalen in verschillende gewassen kunnen worden berekend op basis van concentraties in de bodem en bodemeigenschappen, gebaseerd op Versluijs en Otte (2001) en (Römkens et al. in prep.). De relaties die gegeven zijn door (Römkens et al. in prep.) zijn afgeleid van een tweetal databases waarin uitsluitend Nederlandse bodems voorkomen. Versluijs en Otte (2001) hebben tevens gebruik gemaakt van data uit de internationale literatuur.

Voor Cd en Zn konden in het algemeen significante relaties afgeleid worden. Voor Cu en Pb zijn de relaties in het algemeen slecht. Onderstaande tabel geeft de coëfficiënten a, b, c, d waarvoor significante bodem-gewasrelaties afgeleid konden worden met $R^2 > 0.5$.

Tabel Bijlage 8-1: Overzicht van coëfficiënten voor bodem-plank relaties uit Vergelijking

Bijlage 8-1.

<i>gewas</i>	<i>metaal</i>	<i>a</i>	<i>b</i>	<i>c</i>	<i>d</i>	<i>e</i>	R^2	<i>Se</i> (<i>y-est</i>)	Me_{plant} <i>max</i>
gras	Cd	0.17	-0.28	-	-0.12	0.49	0.53	0.22	0.93
gras [#]	Zn	2.02	-	-	-0.22	0.59	0.70	0.15	334
snijmais	Cd	0.90	-	-0.32	-0.21	1.08	0.62	0.26	6.10
snijmais [#]	Zn	2.02	-	-	-0.22	0.59	0.67		
suikerbiet	Cd	1.33	-	-0.13	-0.22	0.62	0.83	0.15	3.2
suikerbiet	Zn	2.69	-0.71	-0.37	-0.41	1.13	0.67	0.14	343
tarwe	Cd	0.35	-0.39	-	-0.15	0.76	0.72	0.17	0.58
tarwe	Zn	1.32	-	-0.24	-0.06	0.45	0.56	0.09	94
aardappel	Zn	0	-0.64	0.41	-0.09	0.68	0.74	0.04	25
aardappel	Pb	-1.4	-0.77	-0.66	-0.29	2.02	0.55	0.22	0.8
sla	Cd	2.55	-0.39	-0.19	-0.33	0.85	0.71	0.16	8.86
sla	Zn	2.76	-	-0.26	-0.21	0.34	0.71	0.08	203

* waarden volgens (De Vries et al. in prep.; Römkens et al. 2004b)

[#] waarden volgens (Rietra et al. 2004) op basis van 0.43 M HNO₃ geëxtraheerd metaal in de bodem

Voor de concentratie Zn in gras is een relatie gebruikt op basis van extractie met 0,43 M HNO₃, de relatie op basis van aqua regia extractie levert een relatie met een R²<0.5. Om de totaalconcentratie om te rekenen naar de 0,43 M HNO₃ extraheerbare concentratie Vergelijking 5 gebruikt worden

In de relatie wordt uitgegaan van een bodemconcentratie, bij voorkeur gemeten met een milde zure extractie. Hiervan waren voldoende data beschikbaar om de relatie af te leiden, dit in tegenstelling tot de relatie bodemvocht /plant. De weergegeven relatie voor bodem/plant bevat verder dezelfde bodemkenmerken als de bodem/bodemoplossing relatie, zodat het bodemvocht in feite impliciet is. Geen data zijn beschikbaar voor de periode direct na baggeren. Concentraties in de plant laten wel een snelle reactie zien op veranderingen van concentraties in de bodem. De invloed van anaërobie op plantopname is echter onbekend.

De beschikbaarheid van gegevens is sterk verschillend voor metalen. Voor Ni en Cr zijn er geen gegevens beschikbaar anders dan die uit de literatuur. Daarnaast bestaan er ook weinig tot geen gegevens over metaalconcentraties in sierteeltgewassen in relatie tot bodemkwaliteit.

De kwaliteit van de relatie tussen gewas en bodemconcentratie loopt sterk uiteen loopt voor de hier genoemde metalen. In het algemeen geldt dat voor metalen als Cd, Zn en in mindere mate Cu redelijk tot goed overdrachtsrelatie gevonden worden. Voor elementen als kwik, arseen en lood zijn er geen goede voorspellende modellen beschikbaar. Voor nikkel en chroom zijn alleen gegevens beschikbaar vanuit de literatuur en niet voor de Nederlandse situatie. In CSOIL wordt momenteel een vaste (mediane) BCF-waarde gebruikt omdat een goede relatie met de bodemeigenschappen niet is te leggen. In hoeverre dit kan leiden fouten in schattingen en hoe groot de foutenmarge is (tot factor 100), is momenteel in discussie. Voor lood geldt bovendien dat de basisdata mogelijk verouderd zijn. Ze zijn gebaseerd op data uit de jaren 80, een periode dat het verkeer de grootste bron was.

Verwijdering van metalen uit het systeem door oogsten van gewas kan worden beschreven met:

Vergelijking Bijlage 8-2: $F_{plant, i, t} = C_{plant, i, t} * P / d_{meng} * \rho_{meng, t} * 10$
waarin:

$F_{plant, i, t}$ = afvoerflux verontreiniging i door afvoer (oogst) van gewas (mg/kg/j)

$C_{plant, i, t}$ = concentratie verontreiniging i in gewas (mg/kg d.s.)

P = gewasproductie in droge stof (ton/ha)