

STOWA rapport nr. 99-19

RIVM rapport 733007 006

Beoordeling van de ecotoxicologische risico's van de verspreiding van baggerspecie op land.

Pilot-toetsing van de invloed van bodemeigenschappen op biobeschikbaarheid van metalen en PAKs in veldbodems.

L. Posthuma, A.C. de Groot, D.T. Jager, W.J.G.M. Peijnenburg, R. Baerselman, R. Ritsema, E.G van der Velde, A. de Jong & R.O.G. Franken

November 1999

Dit onderzoek werd verricht in opdracht en ten laste van het Ministerie voor Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Directoraat-Generaal voor Milieubeheer, Directie Bodem, in het kader van project MAP-Milieu 733007, 'Waterbodems', mede in opdracht van de Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer (STOWA).

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

Abstract

Dredging sediments is necessary to maintain the functions of ditches in water management and transport. Contrasting to earlier expectations, model calculations have predicted that metals and PAHs may accumulate in land soils on which sediments are deposited, to concentration levels beyond current generic Dutch soil quality standards. Proper handling of contaminated sediments requires further insight in the local ecotoxicological risks and effects. The introduction of this report presents a theoretical framework with which the ecotoxicological meaning of PAH and metal concentrations in soils along dredged ditches can be assessed, taking bioavailability differences among sites and mixture toxicity into account. The framework is designed to eventually calculate the combined toxic pressure of all compounds in a site-specific way, requiring total compound concentrations and limited additional information on soil characteristics. These will form the input for a calculation module, of which the output will be a value to quantify the local 'toxic pressure' of the contaminants present in the deposited sediments. Further, the report presents data from a pilot study designed to address the aspect of differences in bioavailability among soil types.

Voorwoord

Dit rapport is de weerslag van een gezamenlijke inspanning van de RIVM-laboratoria voor Ecotoxicologie (ECO), Water en Drinkwater (LWD), Organische Chemie (LOC) en Anorganische Chemie (LAC), binnen het project 'Waterbodems' (MAP-M98 nr. 733007) dat uitgevoerd is in opdracht van het Directoraat-Generaal Milieubeheer, Directie Bodem, mede in opdracht van de Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer (STOWA) in het kader van het project REGWABO ('Regionale waterbodemkwaliteit en beïnvloeding van de landbodem door specie op de kant').

Het projectteam bestond uit Rob Baerselman, Koos Beurskens (tot januari 1998), Liesbet Dirven-van Breemen, Arthur de Groot, Tjalling Jager, Ad de Jong, Roel Kramer (tot juni 1998), Willie Peijnenburg, Leo Posthuma, Rob Ritsema, Els van der Velde en Rens van Veen, en werd verder van adviezen en hulp voorzien door Sander van Dijk, Peter van Puijenbroek en Ron Franken. Bruikbaar commentaar op een concept-versie van dit rapport werd gegeven door de leden van de STOWA-begeleidingscommissie van het project REGWABO. De samenstelling van de commissie is vermeld in Bijlage 1.

Het project-team is op vele manieren ondersteund. Speciaal is dank verschuldigd aan Ruud Kampf en Patrick Mensonides, Hoogheemraadschap Uitwaterende Sluizen in Hollands Noorderkwartier (USHN), voor hulp bij planning en uitvoering van het veldonderzoek.

Inhoud

Samenvatting 6

Summary 7

1 Introductie 8

- 1.1 *Beoordeling ecotoxicologische risico's van bagger op land* 8
- 1.2 *Onderzoek omtrent water- en landbodemonverontreiniging* 10
- 1.3 *Onderzoek naar de betekenis van normoverschrijding* 11
- 1.4 *Pilot-validatie onderzoek en biobeschikbaarheid* 12
- 1.5 *Doelstelling en aanpak* 12
- 1.6 *Leeswijzer* 13

2 Materiaal en methoden 15

- 2.1 *Bemonstering* 15
 - 2.1.1 *Grond en baggerspecie* 15
 - 2.1.2 *Regenwormen uit het veld* 16
- 2.2 *Mengmonsters van landbodemonverontreiniging en baggerspecie* 17
- 2.3 *Fysisch-chemische bepalingen* 18
- 2.4 *Blootstellingsonderzoek* 19
- 2.5 *Bepaling lichaamsconcentraties* 20
 - 2.5.1 *Bioassay-wormen* 20
 - 2.5.2 *Regenwormen uit het veld* 20
- 2.6 *Statistische analyses* 20
 - 2.6.1 *Principale Component Analyse* 20
 - 2.6.2 *Partitie-coëfficiënten in de bodem* 21
 - 2.6.3 *Opname in de wormen* 21

3 Resultaten 24

- 3.1 *Vaste-fase eigenschappen* 24
 - 3.1.1 *Bodemeigenschappen* 24
 - 3.1.2 *Metaalconcentraties in de vaste fase* 24
 - 3.1.3 *PAK-concentraties in de vaste fase* 25
 - 3.1.4 *Klasse-indelingen* 26
- 3.2 *Metaal- en PAK concentraties in poriewater* 27
- 3.3 *Partitie-coëfficiënten* 28
 - 3.3.1 *Metalen* 28
 - 3.3.2 *PAKs* 29
- 3.4 *Bioassay-waarnemingen* 29
 - 3.4.1 *Blootstellingscondities* 29
 - 3.4.2 *Prestaties van de wormen* 29
 - 3.4.3 *Lichaamsconcentraties van metalen* 30
 - 3.4.4 *Lichaamsconcentraties van PAKs* 32
- 3.5 *Concentraties in regenwormen in het veld* 35
 - 3.5.1 *Metalen* 35
 - 3.5.2 *PAKs* 35
- 3.6 *De relatie tussen partitie-coëfficiënten en opname* 36
 - 3.6.1 *Metalen* 36
 - 3.6.2 *PAKs* 36

4 Discussie 37

- 4.1 *Bodemeigenschappen en metaal- en PAK concentraties* 37
- 4.2 *Partitie-coëfficiënten* 37

4.2.1	Metalen	37
4.2.2	PAKs	38
4.3	<i>Opname gedurende de bioassays</i>	41
4.3.1	Metalen	41
4.3.2	PAKs	42
4.4	<i>Concentraties in regenwormen uit het veld</i>	43
4.5	<i>Evaluatie en vooruitblik</i>	43
5	Conclusies en Aanbevelingen	47
5.1	<i>Pilot-onderzoek; het aspect biobeschikbaarheid</i>	47
5.2	<i>Perspectieven voor de bepaling van de ecotoxicologische risico van baggerspecies</i>	49
	Literatuur	50
	Bijlage 1. Verzendlijst	52
	Bijlage 2. Onderzoek naar biologische beschikbaarheid van zware metalen in INS-kader	54
	Bijlage 3. Bodemeigenschappen: vaste fase	55
	Bijlage 4. Metaalconcentraties: vaste fase	56
	Bijlage 5. PAK concentraties: vaste fase	57
	Bijlage 6. Bodemeigenschappen: poriewater (inclusief metalen)	58
	Bijlage 7. Bodemeigenschappen: poriewater (PAK)	59
	Bijlage 8. Partitie-coëfficiënten van de metalen	60
	Bijlage 9. Partitie-coëfficiënten van de PAKs	61
	Bijlage 10. Lichaamsconcentraties PAK in wormen als functie van de tijd	62
	Bijlage 11. K_{OC} van de PAKs	64

Samenvatting

Er is een pilot-onderzoek uitgevoerd naar de biologische beschikbaarheid van zware metalen (Cd, Cu, Pb, Zn) en PAKs bij het verspreiden van verontreinigde baggerspecie op land. De idee is dat de biologische beschikbaarheid van deze stoffen tussen bodemtypen sterk kan verschillen, waardoor de daadwerkelijke ecologische effecten van de verspreiding van (licht) verontreinigde baggerspecie afhankelijk zijn van zowel concentraties van toxische stoffen als van bodemeigenschappen. De resultaten van het onderzoek zijn bedoeld als bouwstenen voor een rekenmodule waarmee de lokatie-specifieke toxische druk van baggerspecies berekend kan worden. Doel van het huidige onderzoek was inzicht verkrijgen in de verschillen in biologische beschikbaarheid van metalen en PAKs tussen verschillende bodemtypen. Hiertoe werden 9 lokaties bemonsterd met licht verontreinigde baggerspecie. Monsters van verse baggerspecie en landbodem werden genomen op graslandlokatie met verschillende bodemtypen (*Zand, Klei, Veen*). De monsters werden per lokatie in vaste verhoudingen gemengd. De meng-monsters werden fysisch-chemisch gekarakteriseerd. De verdeling van metalen en PAKs over vaste fase en poriewater werd bepaald. De meng-monsters werden gebruikt in bioassays om de opname van metalen en PAKs in de compostworm *Eisenia andrei* vast te stellen. Tevens zijn lichaamsconcentraties van enkele individuele regenwormen uit het veld vastgesteld. De sorptie van metalen en PAKs aan de bodem bleek sterk beïnvloed te worden door de lokale bodemeigenschappen. De partitie van de metalen Cd, Cu en Zn, en in mindere mate Pb over de vaste fase en het poriewater bleek overeen te komen met de partitie-verschijnselen die in metaal-belaste bodems zijn waargenomen. De opname van de metalen door de compostworm was echter dusdanig laag dat er geen eenduidige relatie tussen potentiële beschikbaarheid (de concentratie in het poriewater) en de actuele beschikbaarheid (de concentratie in de compostwormen) kon worden gelegd. De sorptie van PAK aan de bodem bleek sterker dan verwacht werd op basis van literatuurgegevens. Dit ging gepaard met relatief lage bioaccumulatie-factoren in wormen.

De resultaten van het uitgevoerde pilot-onderzoek suggereren dat het, bij een vervolvalidatie onderzoek over het aspect biobeschikbaarheid, noodzakelijk is om:

- hoger belaste baggerspecies te gebruiken (klasse 4), omdat dit betere interpretatiemogelijkheden biedt voor opname studies (extrapolatie naar lager belaste species is dan echter noodzakelijk);
- opname studies uit te voeren met (wormen) soorten die in alle bodemtypen voorkomen en welke eveneens als bioassay ingezet kunnen worden;
- (om brede toepasbaarheid van de resultaten te verzekeren) de bemonsterde lokaties zodanig te kiezen dat de bodemeigenschappen de volledige breedte van de natuurlijke ranges van pH en organische stof concentraties omvatten.

De daarbij af te leiden rekenregels voor biobeschikbaarheidscorrectie vormen de bouwstenen voor een rekenmodule. De lokale toxische druk wordt met dit instrument berekend als resultante van de lokaal beschikbare concentraties van de toxische stoffen in de baggerspecie en hun te verwachten mengseffecten, terwijl er ook rekening gehouden wordt met de natuurlijke afbraak van organische contaminanten.

Summary

A pilot study has been executed to quantify the biological availability of heavy metals (Cd, Cu, Pb, Zn) and PAHs resulting from deposition of dredged sediments on land soil. The idea is, that biological availability is strongly influenced by soil type, so that environmental effects of deposited dredgings depend on both total contaminant concentrations and soil characteristics. The results of the investigations will eventually be used to construct a calculation module for the quantification of the total toxic pressure of deposited sediments. Aim of the current study was to obtain insight in the variation in bioavailability of compounds in different soil types. To this end, sites with slightly contaminated sediments were chosen. Locally, fresh sediments were dredged and land soils were collected on adjacent pasture locations with different soil types (sand, clay, peat). The samples of each site were mixed in fixed proportions. The physico-chemical characteristics of the mixed samples were determined, and partitioning of metals and PAHs over solid phase and pore water was quantified. Bioassays with the compostworm *Eisenia andrei* were executed to assess bioaccumulation of metals and PAHs from the mixed samples. Exploratively, the concentrations of metals and PAHs in field conditions was measured in some earthworm specimens collected at the field sites. Local soil characteristics appeared to have a large influence on metal and PAHs partitioning over solid and liquid phase. Partitioning of metals (Cd, Cu and Zn, and to a lesser extent Pb) over solid and liquid phase appeared to agree with observations on other metal-contaminated field soils. Uptake of metals in the bioassay-worms was low, so that there was no uniform relationship between potential availability (pore water concentration) and actual availability (uptake in worms). The sorption of PAH to soil was stronger than expected from literature data. This was associated with a relatively low PAH uptake in the worms.

It is recommended to take the following issues into account in further research on the availability of toxic compounds in sediment after deposition on land:

- to use sediments with higher contaminant loads (e.g., class-4), since this yields better interpretation possibilities for bioaccumulation studies (although extrapolation to lower contamination levels is required);
- to use (earthworm) species that naturally occur in the relevant field soil types, and that perform well in bioassay conditions;
- (to ensure broad applicability of the eventual results) to sample sediments and soils at such locations that sampled soils encompass the full the natural ranges of pH and organic matter contents in the field.

The formulae for bioavailability-correction to be eventually derived will be basic to the construction of a computer program. This program will calculate the local toxic pressure, as net result of the locally available concentrations of toxic compounds and their mixture effects, while natural breakdown of organic contaminants will be taken into account.

1 Introductie

1.1 Beoordeling ecotoxicologische risico's van bagger op land

In dit rapport wordt een eerste aanzet gegeven tot een gevalideerde methodiek waarmee ecotoxicologische beoordelingen van de verspreiding van (licht) verontreinigde baggerspecie op land uitgevoerd kan worden. Deze aanzet is gegeven in het licht van de voorspelling van het model IRIS (Integrated Risk Instrument for Sediments) dat landbodems door de verspreiding van klasse-2 sedimenten uit regionale waterlopen verontreinigd kunnen worden boven de Streefwaarde (zie verder paragraaf 1.2). Dit heeft geleid tot de vraag naar de ecotoxicologische betekenis van Streefwaarde-overschrijdingen.

De gevalideerde methodiek zou rekening moeten houden met de aspecten 'biobeschikbaarheid', 'afbraak' (van PAKs) en de 'gezamenlijke effecten van verschillende stoffen' (mengseleffecten), aangezien dit voor de beoordeling van risico's in het veld belangrijke variabelen zijn. In dit rapport wordt met name ingegaan op het aspect 'biobeschikbaarheid'. In Hoofdstuk 4.5 wordt de inhoudelijke realisatie-kans van de voorgestelde methodiek bediscussieerd, mede in het licht van de verkregen resultaten omtrent biobeschikbaarheid. Tevens wordt aangegeven op welke wijze klasse 2 specie (maar eventueel ook andere species) in de toekomst precieser gekarakteriseerd zouden kunnen worden wat betreft daadwerkelijke ecotoxicologische risico's in het veld.

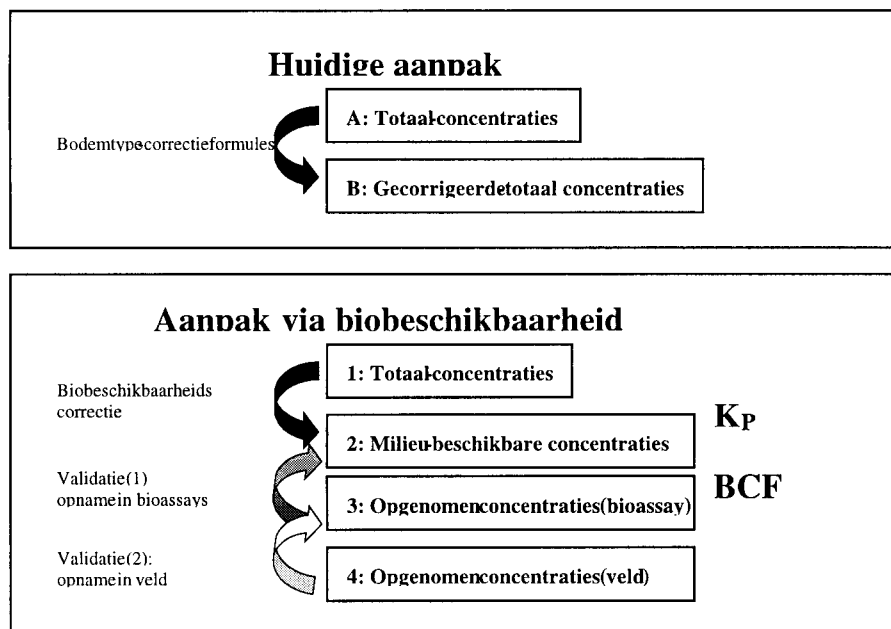
Het genoemde onderzoeks-raamwerk is opgesteld als vervolg van eerder RIVM onderzoek (Van Dijk *et al.* 1999), waaruit is gebleken dat de daadweklijke ecologische risico's van de verspreiding van baggerspecie op land vooral bepaald worden door de biologische beschikbaarheid van stoffen en mengseltoxiciteit. De biologische beschikbaarheid van zware metalen wordt voornamelijk bepaald door de pH; voor organische microverontreinigingen is de concentratie organische stof het belangrijkste. Naast biobeschikbaarheids-verschillen tussen bodems en mengsel-effecten moet er tevens rekening gehouden worden met accumulatie van stoffen als gevolg van herhaald opbrengen van klasse 2 baggerspecie, zelfs indien stoffen af kunnen breken (zoals PAKs, Huiting *et al.* 1997; Van Dijk *et al.* 1998).

In figuur 1 is het verschil aangegeven tussen de huidige beoordelingsmethode en de voorgestelde alternatieve methode, met name gericht op het meewegen van het aspect biobeschikbaarheid in de beoordeling van baggerspecie. De huidige beoordeling vindt plaats op basis van totaal-concentraties, die via bodemtype-correctieformules (VROM 1994) omgerekend worden naar gecorrigeerde totaal-concentraties (boven); op basis van deze gegevens worden species ingedeeld in klassen (boven). In de voorgestelde methode is het de bedoeling om uiteindelijk de gezamenlijke toxische druk van de aanwezige stoffen (mengseltoxiciteit), in afhankelijkheid van de bodemeigenschappen (biobeschikbaarheid), te kwantificeren voor veldbodems. Bij deze aanpak wordt gebruik gemaakt van onderbouwde biobeschikbaarheids-correcties, waarbij totaal-concentraties omgerekend naar de concentraties die daadwerkelijk beschikbaar zijn voor organismen in het milieu, dat wil

zeggen concentraties in het poriewater. Deze daadwerkelijke beschikbaarheid van stoffen is afhankelijk van de lokale bodemeigenschappen (zwarte pijl).

Het tweede blokje (de milieu-beschikbare concentratie) verbeeld de ‘leverende’ kant van het begrip ‘biologische beschikbaarheid’: wat kan een bodem, gezien zijn sorptie-eigenschappen, in potentie aan organismen leveren via het poriewater. Hierbij is de partitie-coëfficiënt tussen bodem en poriewater (K_p) van belang.

Het derde en vierde blokje (de opgenomen concentraties in organismen in laboratorium-condities of veld) duiden de *validatie* van de eerste stap aan: kan de partitie-coëfficiënt gebruikt worden als leidraad naar daadwerkelijke opname. Dit gebeurt door waarnemingen aan daadwerkelijke opname, via de Bioconcentratiefactor (BCF). Deze twee blokjes verbeelden de ‘vraagkant’ van biologische beschikbaarheid. De validatie met organismen uit het veld is moeilijker dan met organismen in bioassays, door het grotere aantal variabelen dat de opname in organismen beïnvloedt (leeftijd, temperatuur, vocht, enz.).



Figuur 1. Schema van de indeling van baggerspecie volgens de huidige beoordelingsmethodiek (boven) en volgens beoordeling met onderbouwde formules voor biologische beschikbaarheid (onder) van baggerspecie welke op land wordt gebracht.

Onderzoek naar de biologische beschikbaarheid van metalen in veldbodems (blok 2 in figuur 1) in relatie tot de fysisch-chemisch parameters wordt tevens in het kader van het project Integrale Normstelling Stoffen (INS) uitgevoerd. In dat project is onder meer een belangrijke invloed van pH op metaal-beschikbaarheid in veldbodems vastgesteld. Deze resultaten van het INS-project kunnen gebruikt worden om de biologische beschikbaarheid te berekenen (zie Bijlage 1; INS-project “Onderbouwing normstelling zware metalen”). De validatie (blok 3 en 4) van de biobeschikbaarheids-correcties via laboratorium- en veldonderzoek sluit aan op dit INS-project en is nodig om de *berekende* biologische beschikbaarheid te kunnen relateren aan *gemeten* (d.m.v. lab- & veldonderzoek) accumulatie in organismen.

Hieronder wordt nader ingegaan op de resultaten eerder door het RIVM uitgevoerd onderzoek, en op de hypothesen en de doelstellingen van het huidige onderzoek.

1.2 Onderzoek omtrent water- en landbodemverontreiniging

Wetenschappelijke onderzoek naar baggerspecie-verontreiniging vindt onder meer plaats in het RIVM-project 'Waterbodems' dat uitgevoerd wordt in opdracht van het Directoraat-Generaal Milieubeheer, Directie Bodem (DGM/Bo), en in het project 'REGWABO' ('Regionale waterbodemkwaliteit en beïnvloeding van de landbodem door specie op de kant'), dat uitgevoerd wordt in opdracht van de Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer (STOWA) met medefinanciering van DGM/Bo. In deze projecten wordt getracht de waterbodemproblematiek van de regionale waterbodems in beeld te brengen, zowel qua aard en omvang, als qua toekomstige kwaliteitsontwikkeling van de ontvangende landbodem. In eerdere rapportages uit deze projecten zijn achtereenvolgens de volgende aspecten aan de orde geweest: (1) toekomstige kwaliteitsontwikkeling van waterbodems voor de stofgroepen metalen en PAKs (Kramer *et al.* 1997 resp. Kramer *et al.* 1998); (2) idem voor landbodem waarop baggerspecie wordt gedeponerd (Huiting *et al.* 1997 resp. Van Dijk *et al.* 1998); en (3) overschrijding van bodemkwaliteitsnormen (alleen voor metalen, Van Dijk *et al.* 1999).

Wat betreft kwaliteitsontwikkeling (de aspecten 1 en 2) was de aandacht voornamelijk gericht op totaal-concentraties van de beide stofgroepen. Ter illustratie van de orde van grootte van de voorspelde ophoping van verontreinigingen in verschillende typen landbodem (*Zand*, *Klei* en *Veen*) worden in Tabel 1 enkele voorspellingen samengevat, zoals verkregen via het gebruikte model 'IRIS' ('Integrated Risk Instrument for Sediments', bronnen: Huiting *et al.* 1997, Van Dijk *et al.* 1998). De gekozen voorbeelden hebben betrekking op de voorspelde landbodem-concentraties van metalen en PAKs na het 4 maal opbrengen van verontreinigde baggerspecie binnen 50 jaar (alles uitgedrukt voor standaardbodem). De tabel toont dat er bij realistische baggerscenario's, en realistische aannames omtrent het gedrag van de stoffen in de bodem (waaronder afbraak van PAKs) concentraties boven de streefwaarde voorspeld worden voor alle onderzochte stoffen.

Tabel 1. Illustratie van de mate van normoverschrijding in de landbodem na verspreiding van klasse 1 of 2 baggerspecie op land. De berekende concentraties* zijn uitgedrukt als totaal-concentraties in standaardbodem, en zijn verkregen via het IRIS-model (landbodem module). (*zie volgende pagina)

Stof	S.W.	I.W.	Specie	Gras – zand	Gras - klei	Gras - veen	>S.W.	Figuur # (Rapport)
Cd (mg.kg ⁻¹)	0.8	12	4.75	1.3	2.1	2.5	Ja	5.1 ⁽¹⁾
(mmol.kg ⁻¹)	0.007	0.107	0.042	0.012	0.019	0.022		
Cu (mg.kg ⁻¹)	35	190	62.5	40	45	52	Ja	5.2 ⁽¹⁾
(mmol.kg ⁻¹)	0.551	2.990	0.984	0.629	0.708	0.818		
Pb (mg.kg ⁻¹)	85	530	530	180	370	440	Ja	5.3 ⁽¹⁾
(mmol.kg ⁻¹)	0.410	2.558	2.558	0.869	1.786	2.124		
Zn (mg.kg ⁻¹)	140	720	600	190	355	365	Ja	5.4 ⁽¹⁾
(mmol.kg ⁻¹)	2.141	11.011	9.176	2.906	5.429	5.582		
Σ10PAK (mg.kg ⁻¹)	1	40	10***	n.b.	1.3	3.7	Ja	5.7 ⁽²⁾

* De in de tabel getoonde waarden zijn de afgelezen mediaan-waarden uit de in de rapporten gepresenteerde Boxplots (zie figuurnummers in de rapporten). Hoewel de medianen van de voorspelde concentraties zijn gekozen als illustratie, toonden Monte Carlo simulaties ook lagere en (veel) hogere concentraties, bij andere realistische combinaties van parameterwaarden. S.W.=streefwaarde voor standaardbodem, I.W.=interventiewaarde voor standaardbodem. n.b.=niet berekend. Rapport (1)=Van Dijk *et al.* 1998, Rapport (2)=Huiting *et al.* 1997. Voor vergelijking met literatuurgegevens en gegevens in dit rapport zijn de waarden waar mogelijk zowel in mg.kg^{-1} als in mmol.kg^{-1} gegeven.

Bij de verkenning van normoverschrijding (aspect 3) werden de voorspelde metaalconcentraties vergeleken met ecotoxicologische risicogrenzen zoals die in verschillende landen gebruikt worden. Daarbij bleek dat het op land brengen van klasse 2 baggerspecie inderdaad zou kunnen leiden tot lokale overschrijding van (onder meer) de in Nederland geldende Streefwaarden en Maximaal Toelaatbare Risico niveaus voor verschillende metalen (zie ook Tabel 1). Dit leidt tot de vraag naar de *ecotoxicologische betekenis* van de verschillende mate waarin normoverschrijdingen op kan treden. Deze betekenis is niet *a priori* helder, aangezien de relatie tussen de mate van norm-overschrijding en de mate van daadwerkelijke effecten op ecosystemen¹ nog niet helder is (Van Dijk *et al.* 1999). Dit is in het algemeen toe te schrijven aan onzekerheden in de extrapolatie van de laboratorium-toxiciteitsgegevens per stof (op basis waarvan de normen zijn afgeleid) naar veld-effecten. Belangrijke onzekerheden daarbij zijn (bio)beschikbaarheid van de stoffen (in afhankelijkheid van lokale landbodemeigenschappen) en mengsel-effecten van simultaan voorkomende stoffen (Allen 1997, Peijnenburg *et al.* 1997, Posthuma *et al.* 1998a, Van Dijk *et al.* 1999, Posthuma *et al.* 1998b).

1.3 Onderzoek naar de betekenis van normoverschrijding

In vervolg op de onderzoeken naar kwaliteitsontwikkeling (aspecten 1 en 2) en normoverschrijding (aspect 3) is in 1998 gestart met een vervolgonderzoek, waarin de vraag naar *de ecotoxicologische betekenis van normoverschrijding ten gevolge van baggerspecieverspreiding in veldbodems* centraal staat. Dit vervolgonderzoek beoogt uiteindelijk een vertaalslag mogelijk te maken van totaalconcentraties van de in de baggerspecie aanwezige stoffen naar het gezamenlijke risico ('totale toxische druk') van die stoffen, gedifferentieerd naar type landbodem. Het theoretische raamwerk voor deze vervolgstudie is uiteengezet in de eerste paragraaf van dit rapport, en in Hoofdstuk 4.5. Het vervolg van dit rapport beschrijft de resultaten van een pilot-validatiestudie, waarin de beoogde beoordelingswijze voor het aspect 'biobeschikbaarheid' uit dit raamwerk is getoetst op validiteit. In de toekomst kan verder onderzoek worden verricht, volgens de lijnen die zijn uitgezet in het raamwerk. Implementatie van gegevens uit dit onderzoek in het baggerspecie-beleid is overigens afhankelijk van beleidsmatige overwegingen omtrent het omgaan met

¹ Het onderzoek richt zich met name op ecotoxicologische effecten, aangezien de normen grotendeels gebaseerd zijn op ecotoxicologische risico's. De mate van normoverschrijding kan ook humaan-toxicologische risico's inhouden, via opname in voedselgewassen en vee. Dit is echter onderwerp van studie elders, bijvoorbeeld in het kader van onderbouwing van LAC-siginaalwaarden (Landbouw Advies Commissie), d.w.z. kritische concentratiewaarden voor gewassen bedoeld voor humane consumptie en voor landbouwhuisdieren.

biobeschikbaarheid en mengseltoxiciteit in bredere zin, zoals bijvoorbeeld toepassing bij de beoordeling van locatie-specifieke risico's in geval van overschrijding van de Interventiewaarde.

1.4 Pilot-validatie onderzoek en biobeschikbaarheid

De werkhypothese van het in het vervolg van dit rapport beschreven praktische onderzoek is dat de landbodemeigenschappen sterk bepalend zijn voor de mate waarin stoffen beschikbaar zijn voor opname in organismen, en daarmee indirect bepalend zijn voor de daadwerkelijke risico's en effecten van baggerspecie-verontreinigingen in veldbodems. Kortom: bij hoge sorptie aan de vaste fase (door bodemeigenschappen) is naar verwachting de daadwerkelijke opname in organismen kleiner: 'hoge sorptie → lage opname' (en vice versa).

Om deze werkhypothese te toetsen, is praktisch onderzoek uitgevoerd aan monsters baggerspecie en landbodem die in het veld verzameld zijn. Het praktisch onderzoek bestond enerzijds uit fysisch-chemische bepalingen aan de verzamelde monsters, met als doel inzicht te krijgen in de rol van bodemeigenschappen in de fysisch-chemische partitie van metalen en PAKs over vaste fase en poriewater. Kern-aanname daarbij is, dat blootstelling van organismen bepaald wordt door transport via het poriewater. Anderzijds bestond het onderzoek uit bioassays, waarbij met behulp van opnamestudies met de compostworm *Eisenia andrei* getoetst werd of de fysisch-chemische partitie inderdaad gerelateerd is aan daadwerkelijke opname in een organisme dat met name via het poriewater wordt blootgesteld. Aangenomen wordt dat deze wormensoort model staat voor een groot aantal andere soorten die ook via het poriewater worden blootgesteld. Er is voor deze wormensoort gekozen, omdat er voor dit organisme inmiddels veel kennis aanwezig is over zowel de opnamekinetiek van metalen en PAKs (Janssen *et al.* 1997b, Jager *et al.* in press) als hun effecten (Van Gestel *et al.* 1991, Muijs *et al.* in prep.). Vanwege de relatief hoge organisch-materiaal gehalten van de baggerspecie is de soort, die hoge concentraties organisch materiaal prefereert (onder meer composthopen), in principe geschikt voor het onderzoek. De waarnemingen uit de bioassays met *E. andrei* worden vergeleken met de lichaamsconcentraties van enkele in het veld verzamelde wormensoorten.

Gezien de opzet van de studie was de aandacht dus met name gericht op de daadwerkelijke beschikbaarheid van verontreinigingen uit baggerspecie in poriewater voor landbodem-organismen; mengsel-effecten (het tweede aspect van het raamwerk) zijn nog niet bestudeerd.

1.5 Doelstelling en aanpak

Het in dit rapport beschreven pilot onderzoek had als doelstelling: *inzicht verkrijgen in de verschillen in biobeschikbaarheid van metalen en PAKs in de verschillende bodem- en gebruikstypen, bij een veld-realistische nabootsing van de baggerpraktijk, zowel onderling tussen verschillende landbodems, als in relatie tot voorspellingen op basis van laboratoriumstudies.*

Om deze doelstelling te bereiken werden separaat verse baggerspecie en landbodem bemonsterd, op locaties met verschillende typen landbodem (echter uitsluitend met de

gebruiksvorm grasland). Deze monsters werden per locatie in vaste verhoudingen gemengd en gebruikt voor enerzijds de fysisch-chemische bepaling en anderzijds de bioassays. Tevens werd als verkenning van de belasting in het veld ook de lichaamsconcentraties van enkele in het veld verzamelde individuele wormen vastgesteld. De resultaten van alle bepalingen worden zowel onderling- als met literatuurgegevens vergeleken. Met nadruk wordt vermeld dat de uitgevoerde studie (1) beperkt van aard was, en (2) dat er bij het maken van experimentele keuzen zo veel mogelijk aansluiting gezocht is bij de uitgangspunten van het model IRIS uit de eerdere onderzoeksfases van de projecten 'Waterbodems' en 'REGWABO'. Dit houdt onder meer in dat de gekozen meng-verhouding baggerspecie:landbodem overeenkomt met de bij het model IRIS gehanteerde uitgangspunten.

1.6 Leeswijzer

het vervolg van dit rapport volgt voor zover mogelijk steeds de indeling van Figuur 1 uit de eerste paragraaf van dit rapport, d.w.z. op volgorde wordt eerst ingegaan op totaalconcentraties en op bodemeigenschappen, dan op partitie-coëfficiënten als functie van bodemeigenschappen, dan op opname door *E. andrei* in bioassays, en tenslotte op concentraties in regenwormen uit het veld. Voor ogen moet worden gehouden, dat de analyses over de 'leverende kant' van biobeschikbaarheid (de blokken 1 & 2 van Figuur 1) de basis zouden kunnen worden om het aspect 'biobeschikbaarheid' bij de beoordeling van baggerspecie op pragmatische wijze te operationaliseren (via de K_p). De voor dit rapport uitgevoerde analyses over de 'vraag-kant' van biobeschikbaarheid (de blokken 3 & 4, daadwerkelijke opname in wormen) beogen slechts de validatie van de bruikbaarheid van de K_p als leidraad naar daadwerkelijke opname. Voor de beoordeling van baggerspecie is het dus niet de bedoeling dat er in de dagelijkse praktijk opnamestudies moeten worden uitgevoerd.

2 Materiaal en methoden

2.1 Bemonstering

2.1.1 Grond en baggerspecie

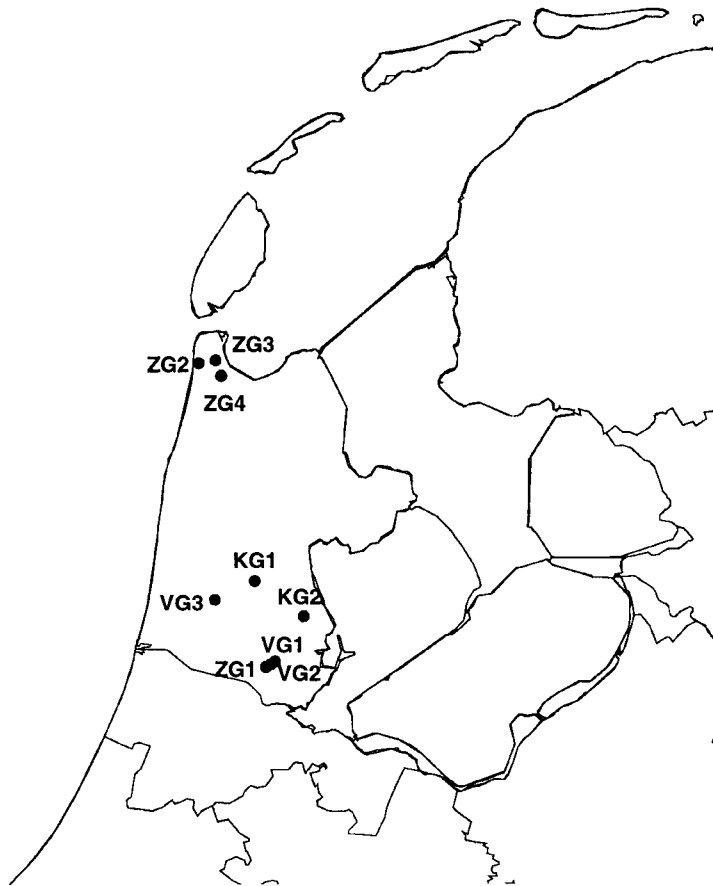
Baggerspecie- en landbodemmonsters werden in juni 1998 verzameld op 9 locaties (zie Tabel 2 en Figuur 2). Van de drie typen grond, *Zand* (ZG), *Veen* (VG) en *Klei* (KG), werden elk meerdere locaties bemonsterd. Per monsterlocatie werden separaat verse specie en landbodem gemonsterd.

De keuze van de monsterlocaties was gebaseerd op gegevens uit de database over waterbodem-verontreinigingsklassen van het Hoogheemraadschap van Uitwaterende Sluizen in Hollands Noorderkwartier (USHN) en een bodemtypenkaart (De Vries 1993). De selectie werd gericht op het verzamelen van verse klasse-2 baggerspecie (en hoger), waarbij deze kwalificatie zowel op metalen- als op PAK concentraties gebaseerd is. Op locatie ZG1 is bemonsterd in een recreatiegebied, waarbij landbodem en baggerspecie bij monsterring afwijkend leken van de zandgrond die op de bodemkaart geïndiceerd is. Op locatie VG1 is voldoende landbodem bemonsterd om deze met twee typen baggerspecie, verzameld in de nabijheid van deze landbodem, te kunnen mengen: (1) met baggerspecie direct uit de aangrenzende waterloop (opgave: klasse 2), (2) met baggerspecie verzameld in een waterloop direct ten ZW van een nabijgelegen baggerspeciedepot. Op deze laatste locatie (VG2), wordt de aanwezigheid van klasse-4 baggerspecie vermoed vanwege de nabijheid van het depot.

Op de locaties werden 3 vaatjes van 10 liter gevuld met grond, binnen 20 meter van de waterloop. In de waterloop werd 30 liter baggerspecie verzameld met behulp van een panschep (locaties ZG1 t/m ZG4) of met een plexiglas multi-sampler (beschikbaar gesteld door USHN, overige locaties). De baggerspecie werd verzameld door toepassing van de bij USHN voor de classificatie van baggerspecie gebruikelijke standaard-monstermethoden.

Tabel 2. Kenmerken van de monsterlocaties. In **vet** zijn de in de tekst gebruikte afgekorte codes en verkorte namen gegeven.

Code	Bodemtype vlg. bodemkaart	Amersfoort- coördinaten	Ligging t.o.v. Dichtsbijzijnde plaats	Lokale naam
ZG1	Zand	122.3 - 494.6	NO van Landsmeer	Het Twiske / Recreatie-gebied
ZG2	Zand	110.6 - 547.8	ZW van Den Helder	Langs Middenvliet / polder het Koegras
ZG3	Zand	113.6 - 548.3	ZO van Den Helder	Langs Korte Vliet / nabij Friese Buurt
ZG4	Zand	114.6 - 545.5	NW van Breezand	Langs Schorweg / nabij Breezand
KG1	Klei	120.3 - 509.8	W van Westbeemster	Nabij kruising / Wormer-Hobrederweg
KG2	Klei	129.0 - 503.5	O van Purmerend	Langs Noordweg
VG1	Veen	123.9 - 495.6	O van Den IJp	(grond en slib) Nieuwe Gouw (O-W tak)
VG2	Veen	123.2 - 495.1	O van Den IJp	(grond) als 8; (slib) ZW van speciedepot
VG3	Veen	113.3 - 506.5	ZW van De Woude	In Westwouderpolder



Figuur 2. Ligging van de monsterlocaties in de provincie Noord-Holland. Voor codes: zie Tabel 2..

In het vervolg worden de volgende afkortingen gebruikt: Z=*Zand*, K=*Klei*, V=*Veen*, G=*grond*, M=*mengsel*, S=*specie*, nummer=*monsterlocatie*. Bijvoorbeeld: ZS1=*Specie van locatie 'Zand 1'*, MZG1=*Mengsel van landbodem en specie van locatie 'Zandgrond 1'*.

2.1.2 Regenwormen uit het veld

Op locatie werden in de landbodem wormen verzameld via handmatig sorteren van de bovenste bodemlaag, op de plaats waar ook de landbodem bemonsterd was. De gevangen wormen zijn naar het laboratorium getransporteerd in vaatjes met de oorspronkelijke grond, in een koelbox, en daarin gedurende één- tot maximaal enkele dagen (locaties ZG2 en ZG4) bewaard bij 15 °C, onder een lamp. De dieren werden gedetermineerd met de determinatietabel van Sims and Gerard (1985). Daarbij is onderscheid gemaakt tussen volwassen dieren en juvenielen. Bij de juvenielen is determinatie tot soortsniveau niet altijd mogelijk; in dat geval werd gedetermineerd tot genus-niveau. De aangetroffen soorten zijn samengevat in Tabel 3. Op locatie ZG2 zijn geen wormen gevonden. Op locatie VG2 werden uitsluitend baggerspecie-monsters genomen.

Tabel 3. Op locatie verzamelde wormensoorten. A=adult; J=juveniel. De juvenielen konden niet in alle gevallen tot op soortsniveau gedetermineerd worden. De aanduiding 'J' duidt dan op aanwezigheid van het betreffende genus. Genusnamen zijn: A=*Allolobophora* (soort: *A. chlorotica*) of *Aporrectodea* (soorten: *A. caliginosa*, *A. longa* en *A. rosea*), L=*Lumbricus*, O=*Octolasion*

Code	<i>A. chlorotica</i>	<i>A. caliginosa</i>	<i>A. longa</i>	<i>A. rosea</i>	<i>L. castaneus</i>	<i>L. rubellus</i>	<i>L. terrestris</i>	<i>O. tyrtaeum</i>
ZG1		A & J				A & J		A
ZG2				<i>Geen wormen aangetroffen</i>				
ZG3		A & J	J	A			J	
ZG4		J				A		
KG1		A & J		A	A			
KG2		A & J		A	A	A & J	A & J	
VG1		A & J						A
VG2			<i>Geen bemonstering van landbodem plaatsgevonden</i>					
VG3	A	A				A & J		A

2.2 Mengmonsters van landbodem en baggerspecie

Na transport naar het laboratorium werden de baggerspecie- en landbodem-monsters in de afgesloten vaatjes opgeslagen bij 5 °C. Binnen 2 weken werden alle monsters, grond en baggerspecie afzonderlijk, gezeefd (4 mm) en gehomogeniseerd in een bakkersmolen (3 min.). Bij de baggerspeciemonsters werd het bovenstaande water vooraf gedecanteerd. Grond van locatie KG2, en ongeveer 1/3 deel van de gronden van locatie ZG1, VG1 en VG3, kon niet gezeefd worden. Via handmatig sorteren zijn deze monsterfracties ontdaan van wortels, stenen en andere grove delen. Na de voorbehandelingen werd een klein deel van het verzamelde materiaal opgeslagen, voor het bepalen van fysisch-chemische parameters, waaronder de bepaling van de baggerspecie-klasse volgens de huidige methodieken.

Het grootste gedeelte van het verzamelde materiaal werd gemengd, volgens vaste mengverhoudingen, voor de blootstellings-experimenten en voor de bepaling van fysisch-chemische parameters (inclusief PAK en metaal-concentraties). De vaste mengverhoudingen zijn afgeleid van de in het IRIS-model gebruikelijke 'standaardsloot' situatie, waarbij de op het land gebrachte baggerspecie na verloop van tijd gemengd wordt (ploegen) met de landbodem. De mengverhouding volgt uit de standaard-sloot parameters, gegeven als: 2 meter breed, met een sliblaag van 20, 20 of 40 cm (resp. *Zand*, *Klei* en *Veen*), een spreidbreedte van baggerspecie op land van 20 meter, en een steekdiepte bij menging van 5 cm (voor grasland). Deze mengverhoudingen imiteren een veld-realistische situatie, waarbij de op het land gebrachte bagger na verloop van tijd in de gegeven verhouding gemengd wordt (ploegen) met de landbodem. Hieruit volgen de volgende gehanteerde meng-verhoudingen (slib:bodem): voor *Zand* en *Klei*: 1:4, en voor *Veen* 1:2. Het gemengde materiaal werd gebruikt voor de bepaling van fysisch-chemische parameters en voor de bioassays. Het spreekt voor zich dat een andere aanpak zou kunnen leiden tot een ander partitie- en opname gedrag. Beide aspecten van biobeschikbaarheid ('vraag en aanbod') zijn in dit onderzoek echter aan dezelfde monsters gedaan, waardoor de resultaten in principe goed interpreteerbaar moeten zijn.

2.3 Fysisch-chemische bepalingen

- *Doelen en aanpak.* Fysisch-chemische bepalingen zijn uitgevoerd om:

- de verontreiniging (met PAK en metalen) van grond, baggerspecie en mengsels (landbodem+specie) te bepalen;
- de partitie-coëfficiënten vaste fase/poriewater te bepalen voor deze stoffen;
- de belangrijkste fysisch-chemische eigenschappen van de bodem te bepalen (zowel vaste als vloeibare fase), teneinde zowel bodemtype (*Zand, Klei, Veen*: relatie met IRIS) als ook de sorptie-eigenschappen te kunnen interpreteren (relatie met biobeschikbaarheid); dit betreft analyses aan een groot aantal bodemparameters, waarvoor een belangrijke rol in de sorptie vermoed wordt (Janssen *et al.* 1997a).

Voor de fysisch-chemische analyses werd een gedeelte van het monster van zowel de water-, landbodems als van het mengsel (landbodem+baggerspecie) aan de lucht gedroogd, waarna deze werden gezeefd over een 1 mm zeef. Alle hieronder aangeduide bepalingen werden uitgevoerd via standaard-methodieken, die elders uitvoerig beschreven zijn. Voor uitvoeringsdetails wordt verwezen naar Janssen *et al.* (1997a) (bodem-eigenschappen en metalen) en Jager *et al.* (in press) (PAK).

- *Vaste fase bepalingen.* De volgende bodemeigenschappen van de vaste fase zijn gemeten: pH(CaCl₂), loss-on-ignition (LOI), fractie klei ($\leq 2 \mu\text{m}$), gehaltes aan stikstof, zwavel, totaal koolstof, anorganisch koolstof, en organisch materiaal, en de concentraties van de metalen Cd, Cu, Pb en Zn en van de PAKs (16 van EPA). Voor de klasse-bepaling van de baggerspecie zijn de volgende 10 PAK van belang: Naftaleen, Antraceen, Fenantreen, Fluoranteen, Benz(a)antraceen, Chryseen, Benz(k)fluoranteen, Benz(a)pyreen, Benz(ghi)peryleen, en Indeno(123cd)pyreen (10 van VROM). De LOI-bepaling was onderverdeeld in twee stappen, de eerste stap bestond uit verhitting van ca. 5 g grond voor drie uur bij 550°C (LOI1, dit betreft de bepaling van de organisch-stof fractie) waarna deze grond nogmaals wordt verhit voor drie uur bij 900°C (LOI2, dit betreft de fractie anorganisch koolstof, carbonaten). Totaal-koolstof, anorganisch koolstof, stikstof en zwavel in de grond werden geanalyseerd m.b.v. de Elemental Analyzer (Fisons Instruments Model EA 1108). Het percentage organisch materiaal is berekend door het organisch koolstof in de grond te vermenigvuldigen met de factor 1.724 (Locher and De Bakker 1994). Het percentage lutum (deeltjes grootte $\leq 2 \mu\text{m}$), en de fractie deeltjes 2 - 38 μm , werden gravimetrisch bepaald.

- *CaCl₂ extractie.* De metaalconcentratie die via deze extractie bepaald wordt, wordt gezien als de labiel aan de vaste fase gebonden fractie. Tien g luchtdroge grond werd uitgeschud met 100 ml 0.01 M CaCl₂ (24 uur 150 rpm). Het supernatant werd gefiltreerd over een 0.45 μm acetaatfilter waarna de pH(CaCl₂) en de concentraties zware metalen werden gemeten.

- *Poriewaterbepalingen.* Voor het verzamelen van het poriewater zijn de mengmonsters (landbodem+baggerspecie) op een vochtgehalte van 50% van de Water Holding Capacity (WHC) gebracht om een leefbaar substraat voor de wormen te creëren. Na vier dagen equilibreren met het toegevoegde vocht (2 mmol Ca(NO₃)₂) werd van een deel van het mengmonster het poriewater verzameld door middel van centrifugeren (6000 g) in teflonvaatjes, bij 5°C. De tijd voor het afdraaien van poriewater is afhankelijk van de WHC

maar ligt tussen de 10 en 30 minuten (veengrond 10 minuten zandgrond 30 minuten). In de poriewaterfracties zijn de concentraties metalen en PAKs bepaald. Tenzij anders vermeld, zijn concentraties uitgedrukt op drooggewichtsbasis.

2.4 Blootstellingsonderzoek

Wormen van de soort *Eisenia andrei* werden verkregen uit een in het laboratorium gehouden massakweek. Er werd gewerkt met juveniele dieren, waardoor er geen of slechts beperkt reproductie op zou treden gedurende de bioassays. Hiermee werd een eventuele invloed van een extra excretieroute van de opgenomen stoffen (via geproduceerde cocons) geminimaliseerd. Eventuele reproductie in bioassay potten werd genoteerd.

Bij aanvang van de bioassays werden 80 individuen, na overnacht leging van de darmen op vochtig filtreerpapier, ingevroren in groepjes van 5 individuen. Deze dieren werden geanalyseerd op PAK en metaal concentraties, ter vastlegging van de achtergrondconcentraties in de dieren (t=0 dagen).

Voor de bioassays (blootstelling in mengsels (landbodem+specie) > 0 dagen) werden juveniele wormen gevangen. Deze dieren werden per 10 gewogen (versgewicht). Deze dieren werden in glazen kweekpotten (ca. 1 L) gedaan waarin reeds een hoeveelheid (600 - 900 g versgewicht) van de verschillende mengsels (landbodem+specie) aanwezig was. Er werden voldoende potten gevuld om destructief te kunnen monsteren op 7 tijdstippen tussen 1 en 49 dagen, in duplo. Van de 10 wormen per pot waren er 5 voor metaal- en 5 voor PAK analyse bestemd.

De vochtigheid van het substraat voor bioassays met *E. andrei* wordt bij voorkeur gesteld op het watergehalte bij pF2. Bij dit gehalte aan 'beschikbaar' vocht reproducieren de wormen optimaal (Van Gestel *et al.* 1992). Bepaling van een pF-curve kon echter niet in het analyse-schema ingepast worden vanwege de lange bewerkingstijd van deze bepaling. Daarom werd gekozen voor de snellere WHC (Water Holding Capacity)-bepaling, omdat de WHC50 gecorreleerd is met de (preciesere) pF2. Echter, enkele mengsels (landbodem+specie) waren reeds op een vochtgehalte hoger dan 50% van de WHC direct na menging. Daarom werden alle mengsels op WHC75 gebracht voor de fysisch-chemische bepalingen (zie boven); voor de bioassays was de toevoeging van vocht in enkele mengsels geringer, om 'dichtslaan' van de grond te voorkomen. De mengsels met onvoldoende vocht werden bevochtigd met behulp van 2 mmol/L Ca(NO₃)₂. Bij de aanvang van de bioassays werd het actuele vochtgehalte bepaald van de mengsels. Tevens werd het gedrag van de wormen genoteerd.

De potten werden, inclusief de toegevoegde wormen, gewogen en geïncubeerd bij 20 °C bij continu licht, om ingraving te bevorderen en ontsnapping te voorkomen. Waterverlies gedurende incubatie werd 1 maal per week vastgesteld door weging, en zo nodig werd er water aangevuld.

Na de verschillende blootstellingsperiodes (1, 3, 7, 14, 21, 35, 49 dagen) werden de wormen teruggevangen uit de potten, en verdeeld over twee deel-monsters van maximaal 5 individuen, voor resp. PAK en metaalanalyses. Sterfte, reproductie en opvallende gedragsaspecten (veel/weinig gangen, gespreide/geclusterde verdeling over de potinhoud,

e.d.) werden genoteerd. Na overnacht darmleging werd het versgewicht bepaald per deelmonster.

2.5 Bepaling lichaamsconcentraties

2.5.1 Bioassay-wormen

- *Metaanalyses*. Versgewicht en drooggewicht (na vriesdrogen) werden per wormenmonster bepaald. Vervolgens werden de monsters in een Braun dismembrator gehomogeniseerd. Een deel van het gehomogeniseerde monster werd gebruikt voor metaanalyses. Het wormenmateriaal werd met 4 ml geconcentreerd salpeterzuur gedurende 30 minuten bij een druk van 180 psi gedestruerd in een microwave oven van CEM, type MDS-2000, en daarna doorverdund tot 50 ml. Als referentiemateriaal werd Dogfish Liver (DOLT-2) gebruikt. Het gehalte aan de elementen werd bepaald met atomaire-absorptie spectrometrie (AAS). Cd en Pb werden bepaald met de P-E 5100 ZL (grafietoven) en Cu en Zn met de P-E AAnalyst 100 (vlam). Metaalconcentraties in het lichaam worden uitgedrukt als $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ drooggewicht.

- *PAK analyses*. Een bekend versgewicht van het wormen-deelmonster werd na homogenisatie in een Braun dismembrator geëxtraheerd in aceton, en na diverse tussenstappen (o.a. clean-up) gekwantificeerd via Solid Phase Extraction-High Performance Liquid Chromatography (SPE-HPLC.)

2.5.2 Regenwormen uit het veld

De in het veld gevangen dieren zijn in het laboratorium uitgezet in glazen petrischalen met vochtig filtreerpapier (24 uur bij 13 °C) voor darmleging. Vervolgens zijn de dieren individueel gewogen en ingevroren ten behoeve van de analyse van de lichaamsconcentraties van metalen en PAKs volgens de bovenomschreven werkwijzen.

Opgemerkt wordt, dat de waarnemingen aan de veldwormen slechts in beperkte zin de waarnemingen in de bioassays kunnen 'valideren', aangezien (1) de aantallen monsters in het veld zeer beperkt waren, (2) dat bioassay-wormen blootgesteld zijn aan mengmonsters van landbodem en baggerspecie, terwijl de nabij verzamelde veld dieren blootgesteld zijn aan een landbodem waarvan de (recente) bagger-historie niet bekend is, en (3) het aantal bronnen van variatie bij de veld dieren is toegenomen: andere soorten, verschillende leeftijden, en verschillende abiotische condities en individuele mate van blootstelling.

2.6 Statistische analyses

2.6.1 Principale Component Analyse

Principale Component Analyse (PCA) werd gebruikt om de bemonsterde gronden te categoriseren, om na te gaan of de monsterring inderdaad verschillende typen landbodem (met verschillende sorptie-eigenschappen) heeft opgeleverd, en om na te gaan welke bodemeigenschappen het meeste verschillen tussen de landbodems, dan wel om te identificeren welke bodemeigenschappen onderling sterk gecorreleerd zijn. De PCA-analyse resulteert in

zogenaamde 'score plots' en 'loading plots'. In de score plot komen bodemmonsters met vergelijkbare karakteristieken dicht bij elkaar te liggen. In de loading plot komen bodemeigenschappen die aan elkaar gerelateerd zijn, en daarmee op vergelijkbare wijze de partitie- en opnameprocessen beïnvloeden, dicht bij elkaar te liggen. PCA analyses werden uitgevoerd met SIMCA-S 6.0 voor Windows (Umetri AB 1994).

2.6.2 Partitie-coëfficiënten in de bodem

Partitie-coëfficiënten, K_p , worden gebruikt om de distributie van een component te berekenen tussen de vaste fase en de vloeistoffase. De K_p is als volgt gedefinieerd:

$$K_p = \frac{[stof]_{vastefase}}{[stof]_{vloeistoffase}}$$

Formule 1

De K_p kan, afhankelijk van de bodemsamenstelling, een aantal ordes van grootte variëren. Voor het berekenen van de K_p kunnen voor zowel de teller als voor de noemer verschillende uitdrukkingen voor de gehalten in de vaste en de vloeistof fase worden gebruikt. Het koningswater-destrueerbaar metaalgehalte en het metaalgehalte dat verkregen werd na extractie met 0.01 M CaCl₂ werden bepaald. De eerste als uitdrukking van het totaal-metaalgehalte, de tweede als maat voor het labiel aan de vaste fase gesorbeerde metaal. Voor het metaalgehalte in de vloeistoffase is uitgegaan van het totaalgehalte in het poriewater na filtratie over een 0.45 µM acetaat-filter. In het geval van PAKs is uitgegaan van de totaalgehalten in de beide fases. In een aantal gevallen was het niet mogelijk om de K_p te berekenen doordat er gegevens ontbraken (vaste- of vloeistoffase).

2.6.3 Opname in de wormen

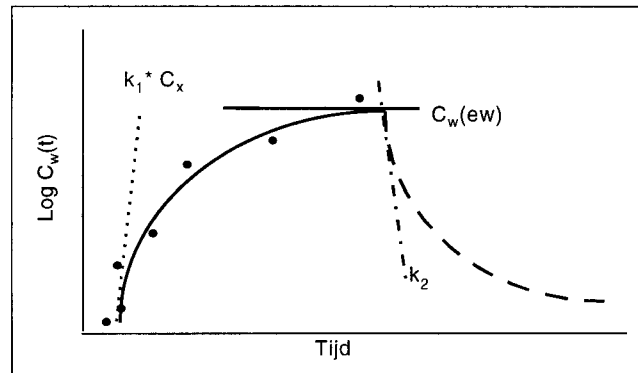
De concentraties van de onderzochte stoffen in de wormen werden per stof geanalyseerd. Eerst werd vastgesteld of de waarden boven de detectielimiet lagen. Indien dat niet het geval bleek te zijn, werden de betreffende data niet bruikbaar geacht voor de validatie van de werkhypothese dat een hogere sorptie leidt tot lagere opname. Vervolgens werd vastgesteld of het concentratie-verloop in de tijd overeen kon komen met het patroon van een één-compartimentsmodel. Het hierbij te verwachten opname-patroon is weergegeven in Figuur 3.

- *Modellering*. De lichaamsconcentraties van de afzonderlijke metalen en PAK die boven de detectielimiet lagen en voldeden aan het verwachte patroon werden geanalyseerd met behulp van een één-compartimentsmodel, volgens Formule 2 :

$$C_w(t) = C_w(0) + \frac{k_1 * C_x}{k_2} * (1 - e^{-k_2 * t})$$

Formule 2

Met: $C_w(t)$ = de concentratie in de worm als functie van de tijd (mmol/kg wormgewicht), $C_w(0)$ is de concentratie in het organisme op dag 0 (mmol/kg drooggewicht, het is een gemeten waarde, die afgeleid is van de concentraties PAK of metaal in de wormen uit de massakweek, na darmleging, waarbij verondersteld wordt dat deze concentratie inert is), t = de tijd (in dagen), k_2 = de eliminatieconstante (dag⁻¹), $k_1 * C_x$ = de opname-flux (mmol/kg wormgewicht per dag).



Figuur 3. De toename van de lichaamsconcentratie van een stof als functie van de tijd volgens een 1-compartiments benadering met constante opname, gevolgd door een depuratie-periode in schone grond. De punten geven hypothetische waarnemingen aan, de lijn geeft een gefitte curve aan. Na het fitten van de curve zijn voor dit onderzoek de parameters k_1 (opname-snelheidsconstante) en $C_w(ew)$, de concentratie in de worm in evenwicht, van belang.

Uit de opnamesnelheid laat de parameter k_1 (de opnamesnelheidsconstante) zich eenvoudig berekenen, en dat is van belang aangezien deze parameter de weerslag is van de overdrachtsnelheid van bodem naar organisme (beschikbaarheid). De eenheid van k_1 is afhankelijk van de veronderstelde biobeschikbare fractie X (waarvoor dus de koningswater-, de $CaCl_2$ - of de poriewaterconcentratie kan worden genomen). Het model werd op de data gefit met behulp van het programma GraphPad Prism™ 2.0.

- *Het gebruik van de geschatte parameters.* Aan de hand van de parameterwaarden van het model kunnen twee aspecten van het begrip ‘biobeschikbaarheid’ gekwantificeerd worden (Posthuma *et al.* 1998a), per grond en per stof, namelijk:

- de initiële opnamesnelheidsconstante (curve geëxtrapoleerd naar $t=0$, helling)
- de evenwichtsconcentratie (curve geëxtrapoleerd naar $t \rightarrow \infty$)

De initiële opnamesnelheid wordt gegeven door de parameter k_1 .

De evenwichtsconcentratie werd berekend met behulp van Formule 3:

$$\text{Formule 3: } C_w(\infty) = C_w(0) + \frac{k_1 C_x}{k_2}$$

Op basis van de evenwichtsconcentratie en de concentratie in de grond werd vervolgens de Biota-Substraat Bioaccumulatie Factor ($B_X AF$) berekend volgens Formule 4:

$$\text{Formule 4: } B_X AF_\infty = \frac{C_w(\infty)}{C_x}$$

Vergelijking van beide verkregen ‘biobeschikbaarheids’-parameters (resp. ‘initieel’ en ‘evenwicht’) met de partitie-coëfficiënten levert uiteindelijk de informatie over de relatieve verschillen in biobeschikbaarheid voor de bestudeerde stoffen tussen de substraten (vergelijking *Zand vs Klei vs Veen* grond), en de rol van de abiotische (partitie-) processen daarin.

- *Afwijkingen van het compartimentsmodel.* Compartimentsmodellen kunnen gebruikt worden in situaties waarbij de assimilatie constant is, en waarbij de uitscheiding een vast percentage is van de hoeveelheid in het lichaam, dat niet groeit of gewicht verliest. Afwijkingen van deze

randvoorwaarden kunnen bestaan uit gewichtsverlies of groei, een niet-constante levering vanuit het substraat, en gedragsveranderingen onder invloed van de bodemeigenschappen of de stoffen daarin. Er zijn diverse metingen verricht om het optreden en de omvang van de afwijkingen te kunnen constateren en kwantificeren. De metingen bestonden met name uit bepalingen van vers- en drooggewichten van wormen in de tijd, per substraat, en uit gedragswaarnemingen.

3 Resultaten

3.1 Vaste-fase eigenschappen

3.1.1 Bodemeigenschappen

De gemeten bodemeigenschappen van de baggerspeciemonsters, de landbodemmonsters en de mengsels (landbodem+baggerspecie) zijn weergegeven in Bijlage 3 en samengevat in Tabel 4. Voor elke bodemeigenschap zijn in de tabel de minimum-, mediane- en maximum waarden gegeven. De gegevens tonen aan dat de landbodems en baggerspecies onderling verschillen wat betreft hun bodemeigenschappen.

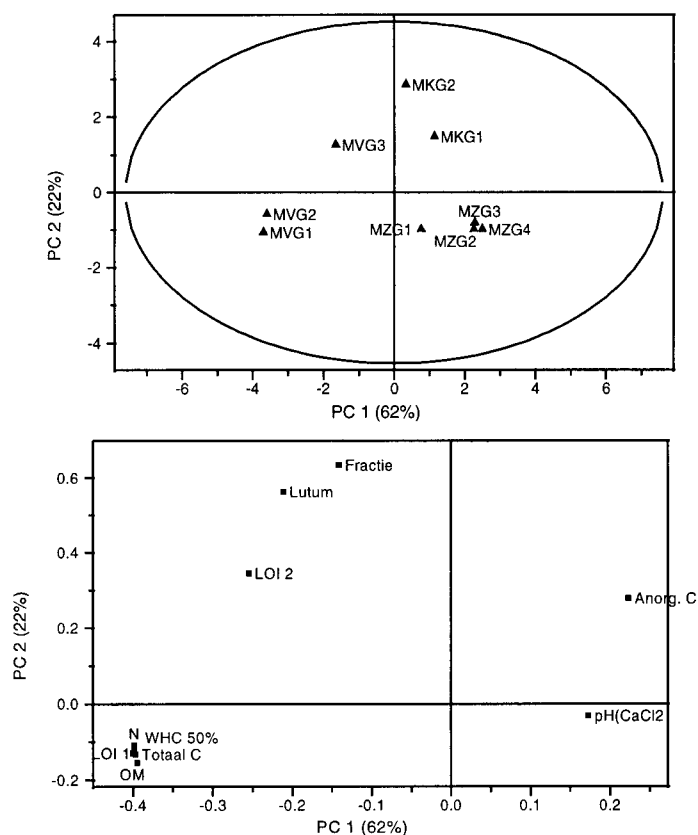
Tabel 4. Variatie van de belangrijkste bodemeigenschappen van de in deze studie onderzochte landbodems, baggerspecies en mengsels. In alle gevallen zijn de minimum, mediane en maximum waardes gegeven. W_1 = Water holding capacity (50%), LOI_1 = Loss-on-ignition 550°C. LOI_2 = Loss-on-ignition 900°C, Fractie= Deeltjes grootte tussen 2-38 μ m, lutum= deeltjes $\leq 2\mu$ m, OM= Organisch materiaal.

	W_1 (%)	pH (CaCl ₂)	LOI_1 (%)	LOI_2 (%)	Fractie (%)	Lutum (%)	Tot. C (mg/g)	Anorg. C (mg/g)	Org. C (mg/g)	OM (mg/g)	N (mg/g)
Min.	21.73	4.47	1.27	0.16	0.33	1.11	7.09	2.02	7.09	1.22	2.01
Med.	47.91	6.93	8.20	2.29	8.71	17.41	45.29	6.69	32.80	5.89	4.38
Max.	143.16	7.38	59.02	8.13	32.22	46.78	343.05	21.00	340.46	75.98	30.36

Via PCA zijn deze verschillen grafisch in beeld gebracht (Figuur 4). De eerste twee principale componenten verklaren samen 84% van de variantie in bodemeigenschappen tussen de locaties, de derde en vierde principale component verklaren respectievelijk nog 13 en 2% van de variantie. Het PCA-locatie diagram toont, dat de mengsels (landbodem+specie) op basis van de bodemeigenschappen primair differentiëren in *Zand* en *Klei* (rechts) ten opzichte van *Veen* (links), en dat secundair differentiatie gemaakt wordt tussen *Zand* en *Klei* (rechtsonder en rechtsboven). *Veen* wijkt dus wat betreft bodemeigenschappen het sterkst af, *Zand* en *Klei* differentiëren in mindere mate. Het PCA-bodemeigenschappen diagram toont dat de primaire differentiatie voor een belangrijk deel bepaald wordt door pH(CaCl₂) en Anorganisch-C gehalte ten opzichte van de overige bodemkenmerken.

3.1.2 Metaalconcentraties in de vaste fase

De gemeten metaalgehalten zijn opgenomen in Bijlage 4 en samengevat in Tabel 5. De landbodems, baggerspecies en mengsels bevatten verschillende metaalconcentraties, zowel qua totaal- als labiel gebonden concentraties. Dit maakt het noodzakelijk om de partitie-coëfficiënten en de bioaccumulatie-factoren te berekenen en te gebruiken bij de verdere interpretatie: bij die berekeningen worden de substraten immers ten opzichte van elkaar genormaliseerd (mits de werkhypothese geldig is, zie Formule 1 en Formule 4). Indien alle substraten dezelfde metaalgehalten zouden bevatten zou deze normalisatie niet nodig zijn,



Figuur 4. Grafische weergave van de verschillen tussen de monsterlocaties op basis van bodemeigenschappen van de vaste fase (boven), en van de bodemeigenschappen die de mate van verschil beïnvloeden (onder). Berekeningen uitgevoerd aan de hand van de gegevens van de mengsels (landbodem+baggerspecie).

Tabel 5. Variatie van de totaal (links)- en labiel gebonden (rechts) concentraties van vier metalen in de in deze studie onderzochte landbodems, baggerspecie en mengsels. In alle gevallen zijn minimum, mediane en maximum waarden gegeven.

	Koningswater destructie				CaCl ₂ -extractie			
	Cu	Cd	Pb	Zn	Cu	Cd	Pb	Zn
	mmol/kg	μmol/kg	mmol/kg	mmol/kg	μmol/kg	μmol/kg	μmol/kg	μmol/kg
Min.	0.054	0.704	0.031	0.278	0.717	0.000	0.016	0.270
Med.	0.225	2.210	0.095	1.145	1.900	0.010	0.093	2.251
Max.	3.185	23.006	2.909	14.114	5.396	0.652	0.644	143.538

aangezien verschillen in sorptie en opname dan direct zouden blijken uit de metaalconcentraties in het poriewater en de wormen.

3.1.3 PAK-concentraties in de vaste fase

De gemeten PAK-concentraties zijn opgenomen in Bijlage 5 en samengevat in Tabel 6. De landbodems, baggerspecie en mengsels blijken verschillende PAK-concentraties te bevatten. De getallen in de bijlage zijn het gemiddelde van een duplo meting. De duplo-waarden verschilden echter onderling in een aantal gevallen. Dit duidt heterogeniteit van de verdeling

van PAK over de monsters aan. Deze heterogeniteit kan van belang zijn voor zowel de bepaling van partitie-coëfficiënten als voor de opname in de wormen. Voor de huidige analyses wordt verder volstaan met de waarneming dat uitbijters in PAK-concentraties in de wormen mogelijk door bodem-heterogeniteit kunnen zijn veroorzaakt. Er heeft echter geen selectie van gegevens plaatsgevonden voor de statistische vervolganalyses.

Tabel 6. Variatie van de totaalgehalten van 15 gemeten PAKs in de in deze studie onderzochte landbodems, baggerspecies en mengsels. In alle gevallen zijn minimum, mediane en maximum waardes gegeven. *: PAK is mede-bepalend voor de klasse-indeling. **: De enkelvoudige piek van deze stof in het chromatogram geeft de totale, gesommeerde concentratie van de *b*, *j* en *k* congenere van benz(*x*)fluoranteen aan. Voor dit rapport zijn de berekeningen uitgevoerd alsof de gemeten concentratie in vaste fase en poriewater benz(*k*)fluoranteen is.

	Naftaleen mmol/kg	Acenafteen mmol/kg	Acenaf- tyleen mmol/kg	Fluoreen mmol/kg	Fenantreen mmol/kg	Antraceen mmol/kg	Fluoranteen mmol/kg	Pyreen mmol/kg
	*				*	*	*	
Min.	4.35E-08	1.17E-07	9.17E-07	1.44E-08	6.01E-06	2.35E-05	1.38E-05	1.86E-05
Med.	4.67E-05	6.41E-05	1.64E-04	4.36E-05	1.07E-03	1.92E-04	1.60E-03	1.95E-03
Max.	2.94E-03	8.55E-04	1.60E-02	2.86E-03	3.08E-02	7.78E-03	4.40E-02	4.03E-02
	Benz(a) antraceen mmol/kg	Chryseen mmol/kg	Benz(k) fluoranteen ** mmol/kg	Benz(a) pyreen mmol/kg	Dibenz (ah)antraceen mmol/kg	Benz(ghi)- peryleen mmol/kg	Indeno- (123cd)- pyreen mmol/kg	
	*	*		*		*	*	
Min.	1.29E-04	1.35E-04	6.09E-05	3.87E-05	3.51E-08	1.34E-05	1.01E-05	
Med.	8.50E-04	9.12E-04	6.33E-04	4.24E-04	8.85E-05	3.52E-04	4.37E-04	
Max.	3.27E-02	2.59E-02	2.24E-02	1.88E-02	4.88E-03	9.57E-03	1.24E-02	

3.1.4 Klasse-indelingen

Aan de hand van de gegevens over totaal-concentraties van metalen en PAKs in de baggerspeciemonsters is elk monster ingedeeld volgens het huidige classificatie-systeem. De resultaten zijn samengevat in Tabel 7.

Tabel 7. Klasse-indeling van de baggerspeciemonsters.

Code	Locatie	Gebruik	Me	PAK
ZG1	Het Twiske	Gras op zand	0	0
ZG2	Den Helder/Middenvliet	Gras op zand	0	3
ZG3	Den Helder/Korte Vliet	Gras op zand	0	3
ZG4	Breezand	Gras op klei	0	2
KG1	Westerbeemster	Gras op klei	0	2
KG2	Purmerend	Gras op klei	1	3
VG1	Den IJp	Gras op veen	3	0
VG2	Den IJp/speciedepot	Gras op veen	4	2
VG3	De Woude	Gras op veen	1	0

De bemonsterde baggerspecies omvatten de klassen 0 tot 4 voor metalen, en 0 tot 3 voor PAK, en zijn dus niet, zoals bedoeld (behalve VG2: depot, en ZG1: controle), als klasse-2 baggerspecies geïnclassificeerd. De consequentie hiervan is, dat (mede door de menging met de lager belaste landbodems) de mengsels (landbodem+specie) relatief lage stof-concentraties bevatten. Hierdoor kan het voorkomen dat de opname van deze stoffen in de worm gering is, waardoor de validatie van de werkhypothese 'hoge sorptie' → 'lage opname' (en vice versa) door technische (detectie)problemen en eigenschappen van het gebruikte organisme beperkt wordt (zie resultaten opnamestudies)¹.

3.2 Metaal- en PAK concentraties in poriewater

Het overzicht van de metingen aan poriewater eigenschappen (inclusief metalen en PAKs) is gegeven in Bijlage 6 en Bijlage 7, en samengevat in Tabel 8 en Tabel 9. Uit het overzicht blijkt, dat de eigenschappen van het poriewater verschillen. Tevens verschillen de concentraties van metalen en PAK in het poriewater tussen de locaties.

Tabel 8. Variatie in de samenstelling van het poriewater van de onderzochte landbodems, baggerspecies en mengsels. In alle gevallen zijn minimum, mediane en maximum waardes gegeven. Naast de karakteristieke eigenschappen van het poriewater zijn ook de concentraties van een viertal metalen weergegeven.

	Cu	Cd	Pb	Zn	pH(pw)	PO ₄	EC	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻
	µmol/l	µmol/l	µmol/l	µmol/l		µmol/l	µS/cm	mmol/l	mmol/l	mmol/l
Min.	0.2685	0.00043	0.006	0.11	4.88	0.5	543	0.497	0.064	0.193
Med.	0.6839	0.00191	0.01715	0.76	7.64	1.7	1560	2.983	0.727	4.926
Max.	1.4555	0.03924	0.3434	17.41	8.25	40.8	3170	18.891	6.612	20.757

Tabel 9. Variatie van de totaalgehalten van 15 PAKs in poriewater van de mengsels (landbodem+baggerspecie). In alle gevallen zijn minimum, mediane en maximum waardes gegeven. . *: PAK is mede-bepalend voor de klasse-indeling. **: zie Tabel 6.

	Naftaleen	Acenafteen	Acenaf- tyleen	Fluoreen	Fenantreen	Antraceen	Fluoranteen	Pyreen
	mmol/l	mmol/l	mmol/l	mmol/l	mmol/l	mmol/l	mmol/l	mmol/l
	*				*	*	*	
Min.	8.58E-07	3.09E-08	2.41E-08	2.62E-08	3.65E-08	1.12E-08	9.11E-09	2.46E-08
Med.	8.58E-07	8.94E-08	7.93E-08	5.78E-08	2.11E-07	4.28E-08	2.44E-07	2.61E-07
Max.	8.58E-07	1.67E-07	2.80E-07	1.13E-07	2.29E-06	2.79E-07	5.83E-06	6.04E-06
	Benz(a) antraceen	Chryseen	Benz(k) fluoranteen **	Benz(a) pyreen	Dibenz (ah)antraceen	Benz(ghi)- peryleen	Indeno- (123cd)- pyreen	
	mmol/l	mmol/l	mmol/l	mmol/l	mmol/l	mmol/l	mmol/l	
	*	*		*		*	*	
Min.	9.69E-09	4.25E-09	3.33E-09	1.63E-08	9.64E-08	1.63E-08	2.14E-08	
Med.	1.08E-07	1.63E-07	8.87E-08	3.82E-08	9.64E-08	7.04E-08	7.59E-08	
Max.	5.20E-06	8.21E-06	7.95E-06	2.37E-06	9.64E-08	7.26E-07	7.57E-07	

¹ Problemen bij de interpretatie van de opnamestudies met wormen betekenen niet dat er geen risico zou bestaan; het betekent alleen dat de worm *Eisenia andrei* in voorkomende gevallen niet geschikt is voor de validatie van de biobeschikbaarheids-werkhypothese met laag belaste species. Desgewenst kan dit probleem opgelost worden door de validatie uit te voeren met hoger belaste species, gevolgd door extrapolatie naar klasse-2 species, dan wel door het gebruik van een soort die bij de gegeven specie-concentraties heldere opnamepatronen geeft.

3.3 Partitie-coëfficiënten

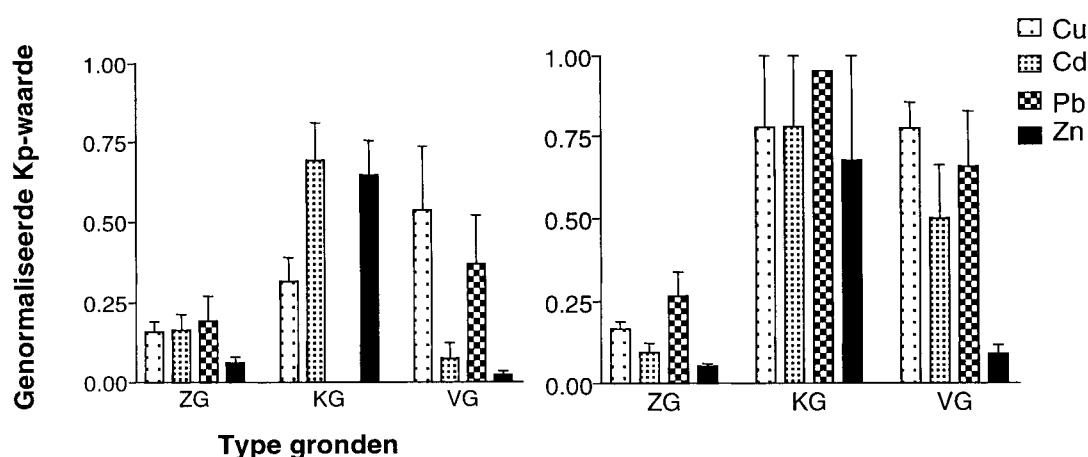
3.3.1 Metalen

Metaal- partitie-coëfficiënten zijn weergegeven in Bijlage 8 en samengevat in Tabel 10. De gegevens tonen aan, dat de sorptie-eigenschappen van de bodems in hoge mate verschillen. Dit geldt zowel voor de totaal-metaalconcentraties als voor de labiel gebonden fractie. De mate van sorptie verschilt ook tussen de metalen. Indien afgemeten aan de mediaan en de totaalconcentraties is de sorptie het sterkst voor lood, gevolgd door cadmium en zink, en tenslotte koper.

Tabel 10. Variatie van de gemeten K_p -waardes (L/kg) van een viertal metalen in landbodems, baggerspecie en mengsels. Weergegeven zijn partitie-coëfficiënten die gebaseerd zijn op ofwel totaalgehalten in de vaste fase (koningswater-destructie), danwel op 0.01 M CaCl_2 -extraheerbare metaalgehalten in de vaste fase. In alle gevallen zijn de minimum, mediane en maximum waardes gegeven.

	Koningswater destructie				CaCl_2 -extractie			
	Cu	Cd	Pb	Zn	Cu	Cd	Pb	Zn
Min.	102	154	278	148	1.13	0.38	0.05	1.45
Med.	233	1267	7675	969	4.13	15.17	5.93	4.33
Max.	937	6032	23224	14309	6.37	90.89	17.39	21.79

Bij onderverdeling van de bemonsterde bodems naar de typen *Zand*, *Klei* en *Veen* (conform de uitgangspunten van het IRIS-model en de PCA-analyse van de monsters) blijken er verschillen in metaal-partitie te bestaan tussen de bodems (Figuur 5). De partitie-coëfficiënten waren in het algemeen hoger voor de mengsels (landbodem+specie) dan voor de oorspronkelijke landbodems, wat duidt op een relatief sterkere sorptie in de mengsels. Verder bleek de sorptie in de regel het hoogst in de kleigronden, gevolgd door de veengronden en de zandgronden, hoewel deze volgorde per metaal verschilt.



Figuur 5. patroon van metaal-partitie in de 3 onderzochte bodemtypen (*Zand*, *Klei* en *Veen*). Het patroon is verkregen door de partitie-coëfficiënten te normaliseren op de hoogst waargenomen waarde voor één van de metalen, die daarbij op de waarde $K_p=1$ is gesteld om onderlinge vergelijkingen mogelijk te maken. Links: landbodems; rechts: mengsels (landbodem+baggerspecie).

3.3.2 PAKs

De partitie-coëfficiënten voor de PAKs zijn weergegeven in Bijlage 9 en samengevat in Tabel 11.

Tabel 11. Variatie van de gemeten K_p -waardes (L/kg) van een 15-tal PAKs in de in deze studie onderzochte landbodems, baggerspecie en mengsels. In alle gevallen zijn de minimum, mediane en maximum waardes gegeven. *: PAK is mede-bepalend voor de klasse-indeling. **: zie Tabel 6

	Naftaleen	Acenafteen	Acenaf- tyleen	Fluoreen	Fenantreen	Antraceen	Fluoranteen	Pyreen
	*				*	*	*	
Min.	302	4.06	1227	0.531	178	1842	667	1087
Med.	302	256	12724	559	4433	5395	8581	6670
Max.	302	18712	139607	44445	42677	61200	115627	140051
	Benz(a) antraceen	Chryseen	Benz(k) fluoranteen **	Benz(a) pyreen	Dibenz (ah)antraceen	Benz(ghi)- peryleen	Indeno- (123cd)- pyreen *	
	*	*		*		*		
Min.	3185	2000	2384	1697	8569	1034	1118	
Med.	13809	9238	11503	12433	17089	7261	13707	
Max.	969784	149559	832430	114474	25609	19828	21059	

De gegevens tonen aan, dat de sorptie-eigenschappen van de bodems verschillend zijn. Tevens tonen de gegevens aan, dat de PAKs onderling zeer sterk en systematisch verschillen wat betreft sorptie: sorptie nam toe met toenemende hydrofobiteit (in grote lijnen toenemend van Naftaleen tot Indeno(123cd)Pyreen).

3.4 Bioassay-waarnemingen

3.4.1 Blootstellingscondities

Gedurende de bioassays waren de blootstellingscondities temperatuur en licht constant binnen de ingestelde grenzen (ca. 20 °C, continu licht). De vochtgehalten van de bodem werden op het aanvangsniveau gehouden door wekelijkse aanvulling van het verdampte water. Gedurende het experiment bleek in diverse mengsels kieming van de aanwezige zaden op te treden. Verwacht wordt, dat de genoemde verschijnselen geen of slechts een verwaarloosbaar effect hebben gehad op de blootstelling.

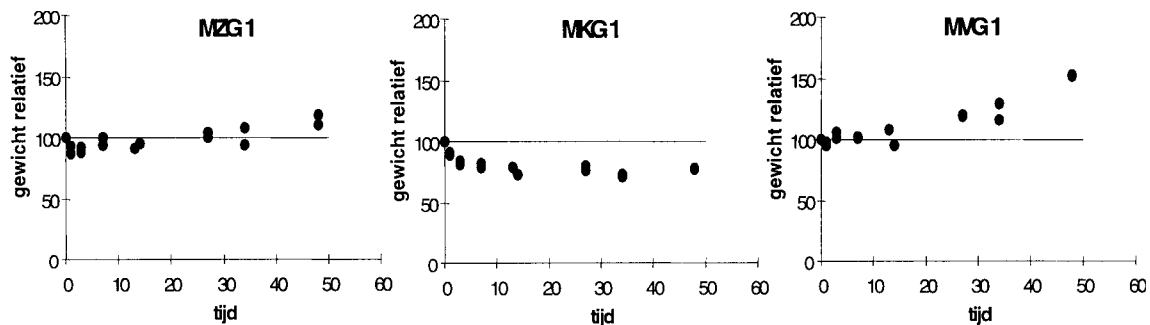
3.4.2 Prestaties van de wormen

- *Gedrag*. Wormen die blootgesteld werden in de *Zand* en de *Veen* mengsels gedroegen zich op de wijze die bekend is uit standaard-laboratorium experimenten (homogene verdeling over het substraat, vrijwel volledig onder oppervlakte, actief kruipen, incidentele paring). De wormen in de beide *Klei* mengsels daarentegen bleken op een kluitje te blijven zitten en waren niet of nauwelijks actief gedurende de blootstellingsperiode.

- *Sterfte*. Incidenteel werd sterfte waargenomen. Er waren geen mengsels waarin systematisch sterfte opgetreden is: na 14 en 21 dagen werd één dode worm aangetroffen in één van de

duplo's van KG2 en VG1; na 35 dagen in ZG2 en ZG3 (één van de duplo's) en ZG4 (beide duplo's); na 49 dagen in ZG2, ZG3, KG1 en KG2 (één van de duplo's).

- *Groei*. Een randvoorwaarde voor compartiments-modellering is, dat de omvang van het bestudeerde compartiment gelijk blijft. Gedurende de bioassays traden er echter gewichtsveranderingen op, die bestonden uit geringe lichaamsgroei in *Zand*, redelijke groei in *Veen*, en trad er gewichtsverlies op in *Klei* (Figuur 6), het type bodem waarin de wormen het minst actief waren. Het effect van de bodems op de groei kan veroorzaakt worden door bodem-eigenschappen, voedselrijkdom en/of door intoxicatie, waarbij de laatste mogelijkheid minder voor de hand ligt (zie verder bij de gegevens over de lichaamsconcentraties).



Figuur 6. Procentuele gewichtsverandering van de wormen gedurende de bioassays in enkele bioassay-mengsels: (links) *Zand 1*, (midden) *Klei 1* en (rechts) *Veen 1* (100% = aanvangsgewicht).

3.4.3 Lichaamsconcentraties van metalen

- *Initiele concentraties*. De initiële concentraties van de metalen in de wormen zijn samengevat in Tabel 12. Uit de gegevens blijkt dat er geringe (Pb, Cd, Cu) of wezenlijke (Zn) concentraties in het lichaam aanwezig zijn bij dieren uit de massakweek. Bij Cu en Zn kan sprake zijn van regulatie van de lichaamsconcentraties, vanwege de rol van deze metalen in diverse enzym-systemen.

Tabel 12. Initiële lichaamsconcentraties van metalen in wormen uit de massakweek (gemiddelde van 8 monsters), niet blootgesteld aan bioassay-mengsels. < d.g. = kleiner dan detectie-grens, n.b.= niet bepaald.

Stof	mmol/kg	st. dev.
Cd	0.083	0.019
Cu	0.138	0.008
Pb	< d.g.	n.b.
Zn	1.864	0.111

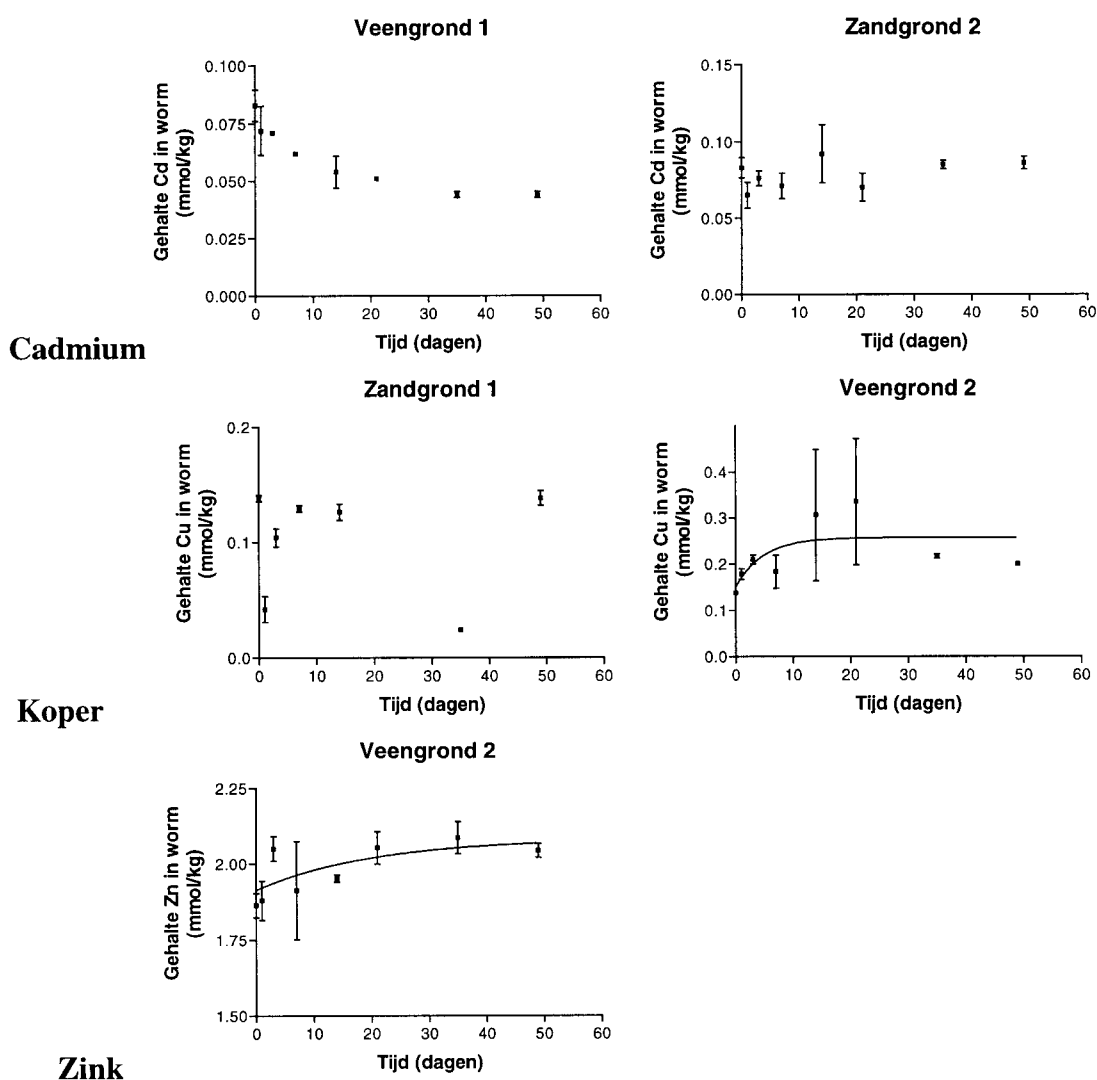
- *Verandering ten gevolge van blootstelling*. In bijna alle gronden vond geen of slechts een geringe accumulatie van zware metalen plaats. In enkele gevallen werd een afname van de lichaamsconcentratie gevonden. Enkele typerende voorbeelden zijn gegeven in Figuur 7. Samengevat luiden de bevindingen, per metaal, als volgt:

Cadmium. Bij KG2 en VG2 bleek de lichaamsconcentratie niet significant te veranderen; bij de overige gronden werd een concentratie-daling van cadmium waargenomen.

Koper. Bij ZG1 en VG2 bleek de lichaamsconcentratie te stijgen gedurende de bioassay. Bij de overige mengsels bleek de lichaamsconcentratie niet wezenlijk te veranderen. Bij MZG1 waren de lichaamsconcentraties op twee tijdstippen lager dan initiële concentratie. Het betreft uitscheiding of artefacten.

Zink. Bij VG2 bleek de lichaamsconcentratie te stijgen gedurende de bioassay, terwijl bij ZG2 een daling optrad. Voor de resterende zeven gronden geldt dat er geen verschil is aangetoond tussen $t=0$ en de opvolgende tijdstippen.

Lood. De recovery van lood varieerde tussen de 13 en 99%, hetgeen duidt op analytische problemen. Hierdoor worden de resultaten van lood niet geanalyseerd.



Figuur 7. Typierend verloop van de lichaamsconcentraties van cadmium (boven), koper (midden) en zink (onder) in de wormen gedurende de bioassays, slechts enkele gronden zijn getoond. De punten en de balkjes geven het gemiddelde van een duplo met standaarddeviatie. Lijnen geven de op de data gefitte modellen weer.

- *Resultaten modellering.* In het licht van de slechts incidentele toename van de lichaamsconcentraties van de metalen wordt geen duidelijk patroon verkregen van de invloed van bodemeigenschappen op opname. De validiteit van de werkhypothese (hoge sorptie → lage opname, en vice versa) kan door het ontbreken van betrouwbare opname-gegevens hierdoor niet met de huidige metaal-data getoetst worden. Zoals eerder opgemerkt betekent dit niet, dat er geen ecotoxicologische risico's aan de verspreiding van klasse-2 baggerspecie verbonden zouden zijn. Er zijn in dit onderzoek geen effect-gegevens verzameld die een uitspraak over risico's rechtvaardigen; hooguit kan gesteld worden dat de risico's in een bodem met hoge sorptie relatief lager zullen zijn dan bij dezelfde totaal-concentratie en lage sorptie.

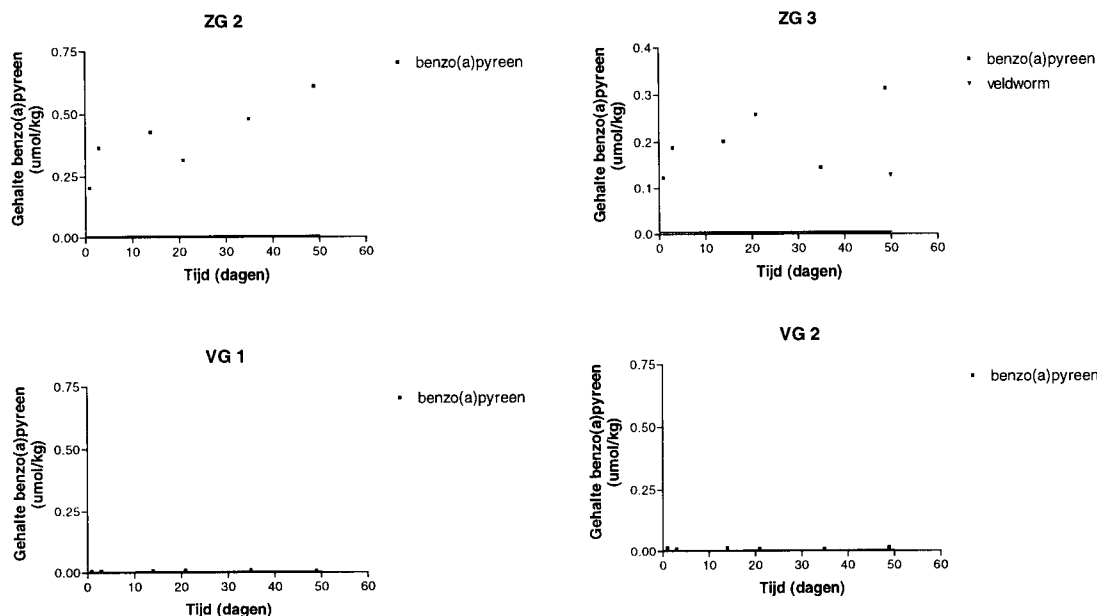
3.4.4 Lichaamsconcentraties van PAKs

- *Initiële concentraties.* Initiële PAK-concentraties in de wormen waren voor de verschillende PAKs vergelijkbaar met de bepalingsgrens, of lagen daaronder (Tabel 13). De bepalingsgrens verschilde per PAK en was afhankelijk van het monstergewicht (hoger gewicht, lagere bepalingsgrens).

Tabel 13. Initiële lichaamsconcentraties van PAKs in wormen uit de massaweek, niet blootgesteld aan bioassay-mengsels. De gegeven waarden liggen in de orde-grootte van de bepalingsgrenzen; voor de niet getoonde PAKs waren de waarden lager dan de bepalingsgrens (zelfde grootte-orde als getoonde PAKs).

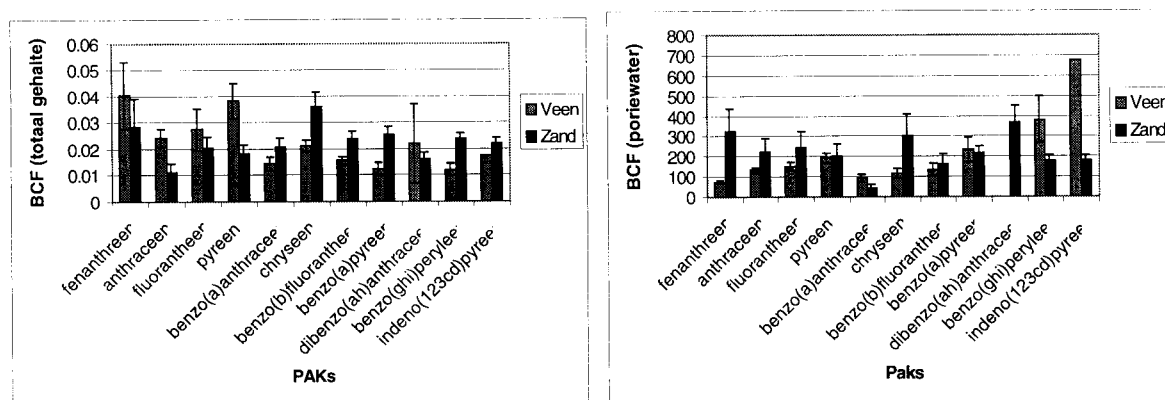
Stof	mmol/kg
fenantreen	4.70E-05
pyreen	2.28E-05
benz(a)antraceen	6.68E-06
chryseen	1.03E-05
benz(k)fluoranteen	6.36E-06
dibenz(ah)antraceen	1.95E-06
indeno(123cd)pyreen	1.03E-05

- *Verandering ten gevolge van blootstelling.* De verandering van de lichaamsconcentraties van PAKs in de wormen werd bepaald voor dieren blootgesteld in mengsels (landbodem+specie) met zandgrond (ZG2 en ZG3), kleigrond (KG1 en KG2), en veengrond (VG1 en VG2), in enkelvoud gemeten. De lichaamsconcentraties zijn samengevat in Bijlage 10. Een aantal voorbeelden van accumulatie zijn getoond in Figuur 8. Vergelijking met de initiële lichaamsconcentraties toont aan dat er wezenlijke opname van PAK plaats heeft gevonden, vooral bij 'hogere' PAK-verbindingen. De absolute toename van de lichaamsconcentratie blijkt voor de betreffende verbindingen het hoogste te zijn bij de beide mengsels (landbodem+specie) van de zandgronden.



Figuur 8. Accumulatie van benz(a)pyreen in *Eisenia andrei*, blootgesteld in vier verschillende mengsels (landbodem+specie) in bioassays, ten opzichte van de bepalingsgrens (horizontale lijnen). In de beide zandgronden is er sprake van wezenlijke opname, in beide veengronden niet. Voor zandgrond 3 is ook een waarneming aan een veldworm getoond.

- *Resultaten BCF-berekeningen.* BCF-waarden zijn gebaseerd op een deel van de verzamelde monsters, en zijn daarom berekend als gemiddelde van de laatste 3 meetpunten ten opzichte van de totaal-bodemconcentratie. De gegevens zijn samengevat in Figuur 9, als gemiddelde BCFs van beide *Zand*, resp. beide veenlokaties. Voor de klei-lokatie was de opname van PAK voor diverse PAK lager dan de bepalingsgrens, waardoor geen BCFs konden worden berekend. De gegevens tonen aan, dat er een relatief verschil is in opname tussen de verschillende bodems: de BCF was voor alle PAKs in zandgronden redelijk constant, terwijl de BCF in de veengronden met toenemende lipofiliteit afneemt (van links naar rechts in linker figuur). Indien de BCF berekend wordt op basis van poriewater-concentraties (figuur rechts) blijkt dat het beeld voor de zandgronden weer relatief constant is, maar dat de opname van de twee meest lipofiele PAKs relatief hoog is in de veengronden.



Figuur 9. BCF-waarden van de verschillende PAKs in *E. andrei*, blootgesteld in mengsels (landbodem+specie) van beide *Zand*- en beide *Veen* lokaties. BCF berekend op basis van totaal (links)- en poriewater (rechts) gehalten als ratio van totaal-lichaamsconcentratie en de betreffende externe concentratie. Voor de niet getoonde PAKs kon de BCF niet berekend worden, vanwege het ontbreken van één van beide benodigde concentraties.

Tabel 14. Lichaamsconcentraties van metalen in wormen die in veldgrond, naast de waterlopen, zijn verzameld. Weergegeven zijn steeds de gemiddelde metaalgehalten (mmol.kg^{-1}) en de daarbij behorende standaarddeviatie. Verder zijn de evenwichtgehalten van de genoemde metalen weergegeven, zoals gemeten in de compostworm *Eisenia andrei* na (laboratorium-)blootstelling in de mengsels van landbodem en baggerspecie (data in vet en gearceerd; mmol.kg^{-1}). n = aantal datapunten. *=identificatie waarschijnlijk, maar niet eenduidig.

Code	Soort	Zn	Cu	Pb	Cd	n
ZG1	<i>E. andrei</i>	1.84 ± 0.02	0.10 ± 0.04	0.006 ± 0.002	0.050 ± 0.004	3
	<i>A. juveniel</i>	7.75	0.26	0.02	0.03	1
	<i>A. caliginosa</i>	9 ± 3	0.19 ± 0.05	0.030 ± 0.009	0.050 ± 0.009	2
	<i>L. rubellus</i>	12.28	0.21	0.01	0.03	1
	<i>L. rubellus juv.*</i>	11 ± 4	0.21 ± 0.04	0.010 ± 0.001	0.040 ± 0.001	2
	<i>O. tyrtaeum</i>	3.5 ± 1.0	0.29 ± 0.06	0.04 ± 0.02	0.04 ± 0.02	3
ZG3	<i>E. andrei</i>	1.85 ± 0.09	0.17 ± 0.02	0.007 ± 0.004	0.07 ± 0.02	6
	<i>A. rosea</i>	5.1 ± 1.4	0.19 ± 0.05	0.02 ± 0.01	0.03 ± 0.01	3
	<i>A. caliginosa</i>	10 ± 5	0.18 ± 0.26	0.05 ± 0.02	0.07 ± 0.02	4
	<i>L. terrestris juv.</i>	7.69	0.13	0.03	0.03	1
	<i>A. juveniel</i>	12 ± 3	0.3 ± 0.3	0.040 ± 0.007	0.06 ± 0.03	3
	<i>A. longa</i>	87.58	1	0.18	0.52	1
ZG4	<i>E. andrei</i>	1.85 ± 0.09	0.17 ± 0.02	0.005 ± 0.007	0.059 ± 0.08	6
	<i>A. caliginosa</i>	4.21	0.24	0.02	0.08	1
	<i>L. rubellus</i>	5.88	0.26	0.02	0.03	1
KG1	<i>E. andrei</i>	1.81 ± 0.02	0.12 ± 0.05	0.012 ± 0.005	0.053 ± 0.007	5
	<i>A. rosea</i>	4.5 ± 0.9	0.24 ± 0.04	0.06 ± 0.02	0.09 ± 0.03	4
	<i>A. caliginosa</i>	9 ± 3	0.22 ± 0.04	0.04 ± 0.01	0.07 ± 0.04	5
	<i>O. tyrtaeum juv.*</i>	3.51	0.37	0.05	0.08	1
	<i>L. terrestris juv.*</i>	3.88	0.18	0.02	0.03	1
	<i>A. juveniel</i>	8 ± 1	0.22 ± 0.02	0.040 ± 0.004	0.050 ± 0.003	2
KG2	<i>E. andrei</i>	1.85 ± 0.08	0.12 ± 0.02	0.02 ± 0.01	0.07 ± 0.01	6
	<i>A. caliginosa</i>	9 ± 4	0.26 ± 0.15	0.03 ± 0.03	0.03 ± 0.01	6
	<i>A. rosea</i>	5.13	0.29	0.02	0.02	1
	<i>L. terrestris juv.*</i>	5.46	0.18	0.02	0.02	1
	<i>L. rubellus</i>	4.97	0.19	0.01	0.02	1
	<i>L. rubellus juv.*</i>	4.71	0.18	0.01	0.02	1
	<i>L. terrestris</i>	9.1	0.23	0.03	0.03	1
	<i>A. juveniel</i>	10.0 ± 0.3	0.18 ± 0.01	0.010 ± 0.003	0.030 ± 0.002	2
VG1	<i>E. andrei</i>	1.96 ± 0.07	0.16 ± 0.03	0.019 ± 0.007	0.046 ± 0.007	6
	<i>L. rubellus juv.</i>	6 ± 2	0.3 ± 0.1	0.09 ± 0.08	0.030 ± 0.006	3
	<i>L. rubellus</i>	7.60	0.31	0.14	0.03	1
VG3	<i>E. andrei</i>	1.9 ± 0.1	0.14 ± 0.01	0.010 ± 0.005	0.04 ± 0.01	6
	<i>A. juveniel</i>	2.95	0.37	0.08	0.01	1
	<i>A. caliginosa</i>	7.78	0.26	0.04	0.06	1
	<i>A. chlorotica</i>	2.8 ± 0.4	0.3 ± 0.1	0.07 ± 0.03	0.030 ± 0.008	4
	<i>L. rubellus</i>	6.30	0.25	0.07	0.03	1
	<i>L. rubellus juv.</i>	8 ± 1	0.30 ± 0.03	0.04 ± 0.06	0.05 ± 0.01	5
	<i>O. tyrtaeum</i>	4 ± 1	0.34 ± 0.06	0.16 ± 0.07	0.05 ± 0.01	5

3.5 Concentraties in regenwormen in het veld

3.5.1 Metalen

De metaalconcentraties die in regenwormen in het veld zijn aangetroffen zijn samengevat in Tabel 14. Ter vergelijking zijn tevens de evenwichtsconcentraties uit de bioassays met de compostworm *E. andrei* weergegeven. De spreiding in de interne metaalgehaltenes van de veldwormen is in het algemeen hoger dan bij *E. andrei*. De zinkgehaltenes in de veldwormen zijn in het algemeen hoger dan bij *E. andrei*. Dit is met name het geval in de kleigronden, waarin *E. andrei* weinig mobiel was. Hierbij moet het extreem hoge gehalte dat gemeten is in de worm *A. longa* in ZG3 opgemerkt worden. Dit laatste is mogelijk een gevolg van verschillen in blootstellingsroutes, terwijl vanwege de grootte van *A. longa* ook niet uitgesloten kan worden dat restanten aan gronddeeltjes in de gevriesdroogde worm zijn achtergebleven. Koper- en loodgehaltenes in de veldwormen zijn in het algemeen een fractie hoger dan de gehaltenes in *E. andrei*. Cadmiumgehaltenes zijn ook in de veldwormen laag, en vergelijkbaar met de gehaltenes in de laboratoriumdieren. Deze gegevens tonen aan, dat het technisch mogelijk is om veldwormen te vangen en te analyseren, maar dat er rekening gehouden moet worden met additionele variatie ten opzichte van de bioassays (verschillende soorten en leeftijden, ongecontroleerde blootstellingscondities).

3.5.2 PAKs

De lichaamsconcentraties van PAK in de regenwormen in het veld zijn samengevat in Tabel 15. Ook deze gegevens tonen aan dat het technisch mogelijk is om stof-concentraties in veld-dieren te bepalen. De concentraties liggen in dezelfde grootte-orde als bij *E. andrei*, maar zijn te incidenteel van karakter om verdere conclusies te formuleren omtrent verschillen tussen bodemtypen.

Tabel 15. Lichaamsconcentraties van PAKs in wormen die in veldgronden, naast de waterlopen, zijn verzameld. Weergegeven zijn steeds de gemiddelde PAK-gehaltenes (mmol.kg^{-1} , enkelvoudige metingen). *: zie Tabel 6, voor de dieren zijn de *b* en *k* congenereen apart gemeten en hier gesommeerd, **=identificatie waarschijnlijk, maar niet eenduidig. < = beneden detectielimiet. n.b.=niet bepaald.

		Naftaleen	Acenafteen	Acenaf- tyleen	Fluoreen	Fenantreen	Antraceen	Fluoroan- teen	Pyreen
		mmol/kg	mmol/kg		mmol/kg	mmol/kg	mmol/kg	mmol/kg	mmol/kg
<i>L. terrestris</i> juv.**	KG1	<	<	n.b.	<	1.89E-04	1.42E-05	4.45E-04	1.91E-03
<i>L. rubellus</i>	KG2	<	<	n.b.	<	3.78E-05	<	<	1.56E-05
<i>L. rubellus</i> juv.**	KG2	<	<	n.b.	<	2.73E-05	<	<	1.87E-05
<i>L. terrestris</i> juv.**	ZG3	<	<	n.b.	<	2.16E-04	3.79E-05	4.17E-04	3.43E-04
<i>L. rubellus</i>	VG1	<	<	n.b.	<	2.49E-06	<	6.77E-06	4.21E-06
		Benz(a)- antraceen	Chryseen	Benz(k)- fluoran- teen*	Benz(a)- pyreen	Dibenz(ah)a ntraceen	Benz(ghi)- peryleen	Indeno(12 3cd)- pyreen	
		mmol/kg	mmol/kg	mmol/kg	mmol/kg	mmol/kg	mmol/kg	mmol/kg	
<i>L. terrestris</i> juv.**	KG1	2.69E-05	4.37E-05	3.70E-05	2.43E-05	1.89E-06	2.36E-05	1.40E-05	
<i>L. rubellus</i>	KG2	<	2.55E-06	<	<	<	<	<	
<i>L. rubellus</i> juv.**	KG2	2.46E-06	4.88E-06	9.69E-07	1.67E-06	<	<	<	
<i>L. terrestris</i> juv.**	ZG3	1.55E-04	2.02E-04	1.73E-04	1.27E-04	9.93E-06	7.85E-05	6.53E-05	
<i>L. rubellus</i>	VG1	1.02E-06	2.63E-06	3.78E-06	8.79E-07	4.43E-07	1.35E-06	<	

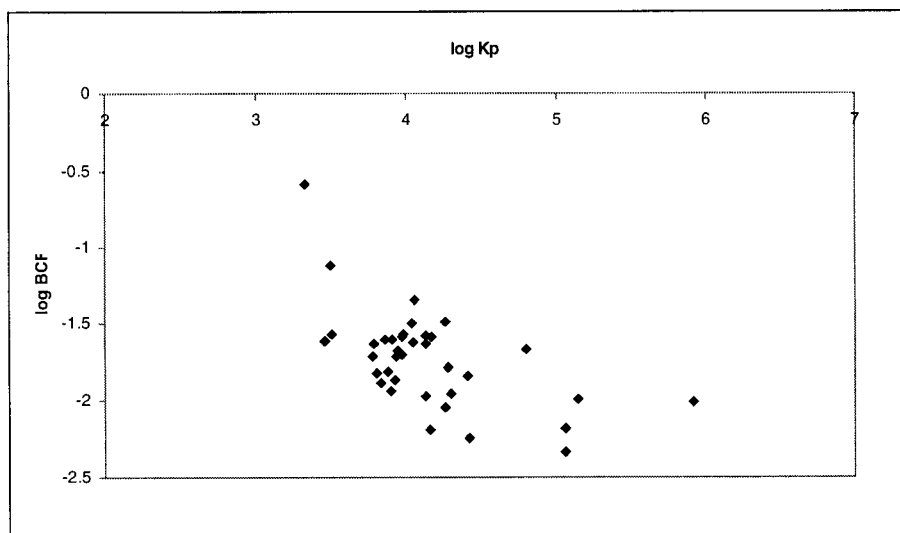
3.6 De relatie tussen partitie-coëfficiënten en opname

3.6.1 Metalen

Verwacht werd, dat er een inverse relatie zou bestaan tussen de (abiotische) partitie-coëfficiënt en de (biotische) opname: hoge sorptie → lage opname, en vice versa. Aangezien opname van de metalen in de bioassays en de veldgronden slechts incidenteel waargenomen werd, is patroon-herkenning omtrent de verwachte relatie niet mogelijk. De data zijn, door de relatief lage feitelijke opname in de bioassays, niet geschikt om de bedoelde relatie aan te tonen, dan wel te verwerpen. Dergelijke relaties zijn in de literatuur wel gevonden tussen partitie-coëfficiënten in metaal-verontreinigde veldbodems, en de opname in wormachtigen in bioassays, hoewel daar sprake was van hogere concentratie-niveaus in de bodem- en (deels) hogere opname in wormen (zie verder Discussie).

3.6.2 PAKs

Deze relatie tussen de partitie van PAK in de bodem en de opname in wormen is weergegeven in Figuur 10. Hierbij zijn alle PAKs gezamenlijk beschouwd. De figuur toont, dat bij toenemende partitie-coëfficiënt er een tendens bestaat tot afnemende opname in de wormen. Het patroon wordt echter sterk bepaald door twee punten met een lage partitie-coëfficiënt en een hoge opname. Opgemerkt wordt, dat een deel van de K_p en BCF-waarden afhankelijk is van lichaamsconcentraties dicht bij de detectielimiet. Dit kan een oorzaak zijn van de relatief grote spreiding in daadwerkelijke opname bij een gegeven K_p (ca. een factor 10 bandbreedte voor de BCF). Het verdient aanbeveling om het getoonde verband vast te stellen zonder dergelijke bias, bijvoorbeeld door het werken met klasse-3 of 4 baggerspecie in de onderzoeksfase, en dan te extrapoleren naar klasse-2 baggerspecie.



Figuur 10. Relatie tussen (abiotische) partitie en (biotische) opname, beide genormaliseerd naar totaal-PAK concentraties in de bodems; voor de grafiek zijn alle PAKs en bodems waarvoor beide data beschikbaar waren gebruikt en weergegeven als afzonderlijke punten.

4 Discussie

4.1 Bodemeigenschappen en metaal- en PAK concentraties

De bemonsterde landbodems, baggerspecie en mengsels (landbodem+specie) verschillen onderling wezenlijk wat betreft bodemeigenschappen en de belasting met stoffen. De monsters kunnen via PCA worden gegroepeerd in drie hoofdgroepen (*Zand*, *Klei* en *Veen*), die ook binnen het IRIS-model geparametriseerd zijn. Echter, ook binnen de clusters verschillen de bodems onderling, zij het in geringere mate. Daarom kunnen de lokaties het best afzonderlijk beschouwd worden bij het onderzoek naar partitie in relatie tot opname: immers, ook kleine verschillen in partitie die op kunnen treden tussen geclusterde bodems kunnen aantoonbaar zijn in opnamestudies. Om deze reden werden bij de data-interpretatie alle bodems als afzonderlijke eenheden beschouwd.

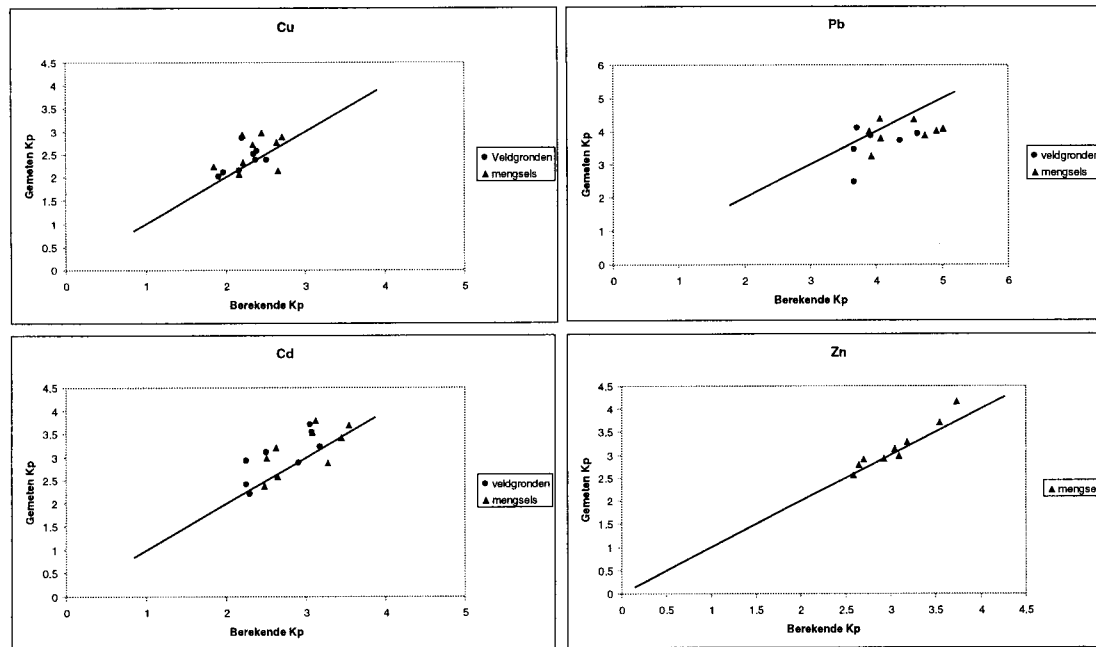
4.2 Partitie-coëfficiënten

Partitie-coëfficiënten kunnen een operationeel toepasbaar middel vormen om in het kader van risicoschattingen tussen bodems te normaliseren voor verschillen in biobeschikbaarheid van stoffen, mits (1) partitie voorspelbaar is op basis van eenvoudige bodemeigenschappen, en (2) partitie van de stoffen naar het poriewater inderdaad gerelateerd is aan daadwerkelijke opname in organismen. Ten behoeve van de voorspelbaarheid worden in toenemende mate modellen (zogenaamde transfer-functies) ontwikkeld om de stofconcentraties in het poriewater te berekenen op basis van simpele bodemeigenschappen (bijvoorbeeld Peijnenburg *et al.* 1997). Hierbij is van belang dat de genoemde transfer-functies van toepassing zijn op de hier bestudeerde situaties, waarbij baggerspecie op land gebracht wordt. Afwijkingen zouden bijvoorbeeld kunnen ontstaan door specifieke sorptie-eigenschappen na toepassing van baggerspecie (ten opzichte van de voor 'gemiddelde bodems' afgeleide modellen).

In deze paragraaf wordt geanalyseerd in hoeverre het partitie-gedrag in bodems met baggerspecie-belasting overeenkomt met het partitie-gedrag volgens literatuur-modellen. Indien beiden overeenkomen, dan kunnen de genoemde transfer-functies gebruikt worden om de beschikbare (poriewater)concentraties van de metalen en PAKs in veldbodems te berekenen. Indien beiden niet overeenkomen, kan het nodig zijn om specifieke transfer-functies voor bodems met baggerspecie belasting af te leiden.

4.2.1 Metalen

De partitie-coëfficiënten van metalen in de landbodems en de mengsels (landbodem+specie) kunnen worden vergeleken met de literatuur-partitiemodellen die gebaseerd zijn op metaal-belaste Nederlandse veld-bodems (De Groot *et al.* 1998). Figuur 11 toont de gevonden relaties.



Figuur 11. Vergelijking van de in de landbodems (dichte circels) en mengsels (landbodem+specie) (dichte driehoekjes) gemeten (log-getransformeerde) K_p -waarden ($L \cdot kg^{-1}$) voor Cu, Cd, Pb en Zn (punten) met de op basis van de door De Groot *et al.* (1998) voorspelde K_p -waarden (lijnen). De lengte van de voorspelde lijnen geeft het 'interpolatie-gebied' van de modellen van De Groot *et al.* (1998) aan, d.w.z. dat K_p -waarden links en rechts van de lijn buiten de voor de afleiding van het model gebruikte waarnemingsreeks liggen. Aangezien van de in deze pilot-studie verkregen mengsels niet alle voor de partitie van zink relevante bodemeigenschappen experimenteel zijn bepaald, konden geen K_p -waarden van zink voor de mengsels (landbodem+baggerspecie) worden voorspeld.

Voor alle metalen blijkt, dat de K_p -waarden voor mengsels (landbodem+specie) allemaal binnen het 'interpolatie-gebied' liggen van de literatuur-modellen. Voor koper, cadmium en met name ook zink, bestaat er een goede overeenstemming tussen gemeten en berekende K_p -waarden. Hieruit kan geconcludeerd worden dat de modellen van De Groot *et al.* (1998) voor koper cadmium en zink geschikt zijn voor het berekenen van de beschikbare metaalfractie in bodems die belast worden met baggerspecie. Voor Pb is de tendens dat de gemeten K_p -waarden lager liggen in vergelijking met de literatuurdata. Blijkbaar hebben de bemonsterde landbodems en mengsels allemaal relatief lage sorptie in vergelijking met de landsdekkende monsterring van De Groot *et al.* (1998). De vergelijking met de literatuurgegevens toont aan dat de voorspelling van beschikbaarheid in het poriewater (als functie van bodemeigenschappen) voor cadmium, zink en koper kan plaatsvinden op basis van bestaande transfer-functies, maar dat voor lood nader vastgesteld dient te worden of de voor baggerspecie-bodems waargenomen afwijking systematisch is.

4.2.2 PAKs

Voor hydrofobe organische verbindingen is aangetoond dat de partitie tussen de vaste fase en het poriewater gedomineerd wordt door interacties met organisch materiaal. Andere bodemeigenschappen hebben een marginale invloed op dit proces. Voor een groot aantal

uiteenlopende bodems is daarbij aangetoond én gevalideerd dat de partitie-coëfficiënten voor een stof die genormaliseerd zijn op basis van het organisch koolstof-gehalte van de bodem (K_{OC} , waarbij $K_{OC} = K_P / \text{fractie organisch koolstof in de vaste fase}$), ongeacht de bodemsoort waarin de meting is uitgevoerd, nagenoeg constant zijn. Sabljic *et al.* (1995) hebben daarnaast aangetoond dat er een verband bestaat tussen de grootte van de octanol-water partitiecoëfficiënt (K_{OW} , de lipofiliteit) van een stof en zijn K_{OC} -waarde:

$$\text{Formule 5: } \log K_{OC} = 0.10 + 0.81 * \log K_{OW}$$

De fit van deze formule op de data neemt overigens af met toenemende K_{OW} (Jager et al. 1997).

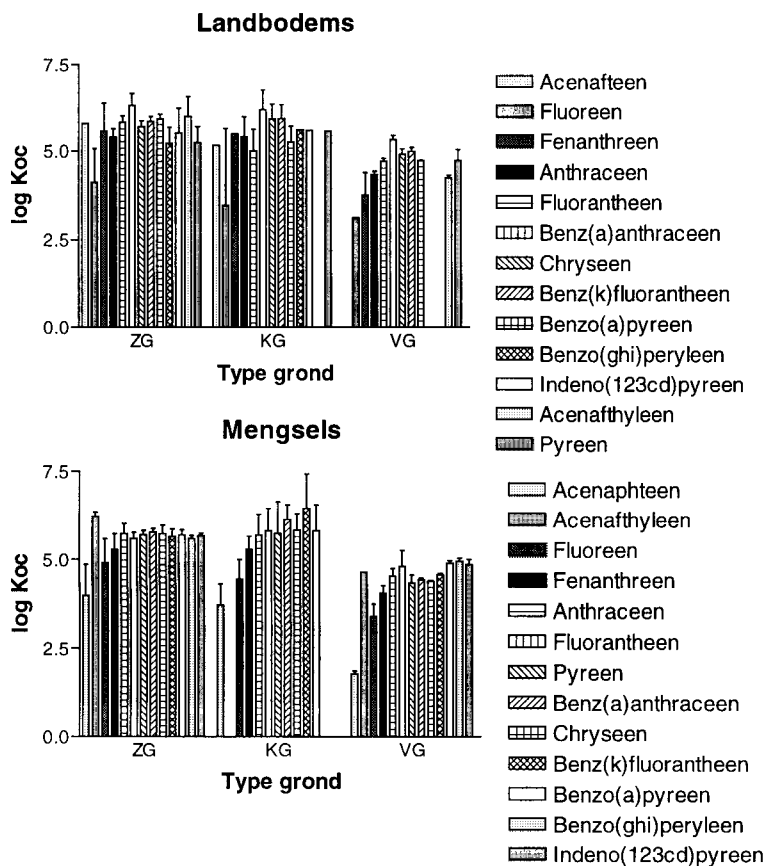
Om na te gaan in hoeverre het gedrag van de PAKs in mengsels (landbodem+specie) overeenkomt met deze algemene waarnemingen, zijn op basis van de in Bijlage 9 gegeven K_P -waardes ook de K_{OC} -waardes van deze monsters berekend. De berekende en voorspelde K_{OC} -waardes zijn voor alle PAKs afzonderlijk gegeven in Bijlage 11 en Tabel 16.

Tabel 16. Variatie van gemeten $\log(K_{OC})$ -waardes (L/kg organisch koolstof) van een 15-tal PAKs in de in deze studie onderzochte landbodems (boven) en mengsels (onder). In alle gevallen zijn minimum, mediane en maximum waardes gegeven, daarnaast zijn de met behulp van de formule berekende $\log(K_{OC})$ -waardes gegeven. n.b. = niet beschikbaar.

	Naftaleen	Acenafteen	Acenaf- tyleen	Fluoreen	Fenantreen	Antraceen	Fluoranteen	Pyreen
	*				*	*	*	
Min.		5.16	4.18	1.28	3.13	4.25	4.38	4.37
Med.		5.48	5.04	3.12	4.77	5.07	5.51	5.25
Max.		5.80	7.06	6.41	6.39	6.06	6.29	5.93
Berek.	2.77	3.29	3.29	3.49	3.79	3.70	4.28	4.05
	Benz(a) antraceen	Chrysean	Benz(k) fluoranteen **	Benz(a) pyreen	Dibenz (ah)antraceen	Benz(ghi)- peryleen	Indeno- (123cd)- pyreen	
	*	*		*		*	*	
Min.	5.18	4.76	4.87	4.73	5.69	4.78	4.81	
Med.	5.94	5.58	5.67	5.69	5.69	5.61	5.60	
Max.	7.32	6.36	6.35	6.23	5.69	5.68	6.24	
Berek.	4.79	4.56	n.b.	4.94	5.37	5.47	n.b.	
	Naftaleen	Acenafteen	Acenaf- tyleen	Fluoreen	Fenantreen	Antraceen	Fluoranteen	Pyreen
	*				*	*	*	
Min.	4.25	1.70	4.64	2.79	3.65	4.13	4.23	4.10
Med.	4.25	3.34	6.09	3.99	4.91	5.09	5.59	5.56
Max.	4.25	6.04	6.35	6.23	5.89	6.29	6.46	6.65
Berek.	2.77	3.29	3.29	3.49	3.79	3.70	4.28	4.05
	Benz(a) antraceen	Chrysean	Benz(k) fluoranteen **	Benz(a) pyreen	Dibenz (ah)antraceen	Benz(ghi)- peryleen	Indeno- (123cd)- pyreen	
	*	*		*		*	*	
Min.	4.37	4.35	4.49	4.83	6.23	4.87	4.71	
Med.	5.71	5.38	5.45	5.49	6.23	5.27	5.30	
Max.	6.56	6.35	7.43	6.57	6.23	5.68	5.76	
Berek.	4.79	4.56	n.b.	4.94	5.37	5.47	n.b.	

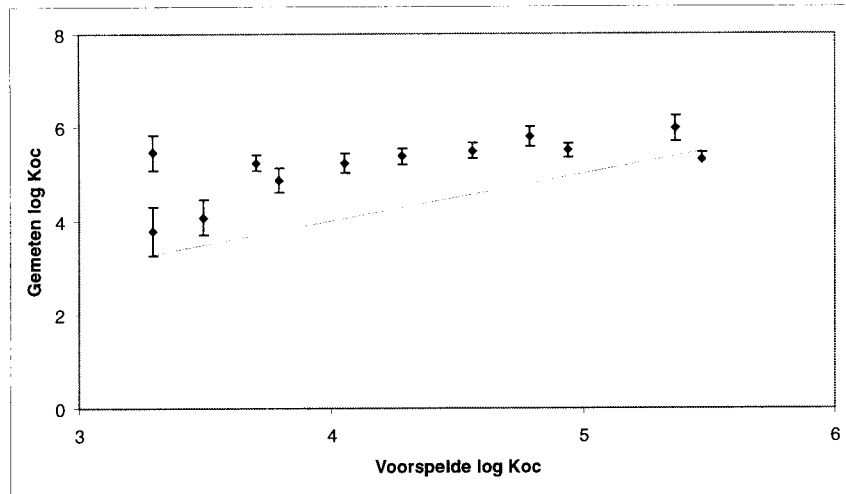
De gegevens tonen aan dat, behalve bij de lagere PAKs, de mediane K_{OC} waarden hoger zijn dan de voorspelling op basis van de formule, hoewel de spreiding tussen de veldbodems nog aanzienlijk is. Enerzijds betekent dit dat de sorptie in de veldbodems relatief hoger is dan verwacht, anderzijds dat er ondanks de verwachte normalisatie nog spreiding in sorptie tussen de bodems bestaat, die evenwel ten dele door inhomogeniteit kan zijn veroorzaakt. De hogere graad van sorptie in veldbodems kan ten dele toegeschreven worden aan de relatief hoge K_{OC} van PAKs (in vergelijking met de andere stofgroepen in de dataset van Sabljic *et al.*) en aan het breed voorkomende effect van ‘ageing’, waarbij sorptie van stoffen aan bodem in de orde van maanden en jaren sterker blijken te worden.

Figuur 12 toont de variatie in $\log(K_{OC})$ na middeling per bodemtype. Bij de landbodems is de variatie in $\log(K_{OC})$ -waarden hoger dan in de mengsels, mogelijk vanwege de lagere PAK-concentraties in vaste fase en poriewater: metingen en partitie-coëfficiënten zullen hierdoor relatief sterker beïnvloed worden door meetvariatie. Uit de gegevens blijkt dat de $\log(K_{OC})$ van de lagere PAKs in alle bodemtypen lager is dan voorspeld op basis van de formule, maar dat bij de hogere PAKs de $\log(K_{OC})$ in alle bodemtypen een waarde van ca. 5 heeft. Aangezien er genormaliseerd is op organisch koolstofgehalte, en aangezien dit gehalte systematisch verschilt tussen de bodemtypen, volgt hieruit (tenminste voor de hogere PAKs) dat de beschikbaarheid van PAKs verschilt tussen de bodemtypen.



Figuur 12. Illustratie van de variatie in gemiddelde K_{OC} -waarden van een 15-tal PAKs tussen de in deze studie bemonsterde landbodems (boven) en mengsels (onder). Naast de gemiddelde K_{OC} -waarden is per bodemtype de spreiding in de meetwaarden weergegeven. ZG=zandgrond, KG=Kleigrond, VG=Veengrond.

In Figuur 13 zijn de gemeten en voorspelde K_{OC} -waardes vergeleken, zonder onderscheid naar grondsoort. Met name voor $\log(K_{OC})$ -waardes tussen 4 en 5 zijn de gemeten waarden in het algemeen iets hoger dan de berekende waardes. Dit betekent dat de poriewatergehalten van deze PAKs iets lager zullen zijn dan de gehalten die berekend worden met behulp van de formule. Opvallend is, dat de grote verschillen tussen de PAKs wat betreft lipofiliteit gereduceerd zijn door de normalisatie op K_{OC} .



Figuur 13. Vergelijking van de in deze studie gemeten (\log -getransformeerde) K_{OC} -waardes (punten, met standaard fout van het gemiddelde) tegen de (volgens vergelijking 5) voorspelde K_{OC} -waardes (lijn).

4.3 Opname gedurende de bioassays

4.3.1 Metalen

De opname van metalen in *E. andrei* in bioassay-condities is recentelijk bestudeerd op basis van metaalbelaste veldbodems, zowel via een statische bepaling van de BCF na 21 dagen blootstelling (Janssen *et al.* 1997b) als via de voor de baggerspecies gevolgde dynamische aanpak (Peijnenburg *et al.* in press). Uit vergelijking van beide studies blijkt, dat de dynamische aanpak grote voordelen heeft boven de statistische aanpak, omdat verschijnselen zoals bijvoorbeeld regulatie (van essentiële elementen) alleen via de dynamische aanpak kunnen worden onderkend. In de bioassays met de baggerspecies werd slechts incidenteel metaalopname vastgesteld. Het al dan niet optreden van accumulatie gedurende de bioassays komt overeen met de dynamisch verkregen waarnemingen in bioassays met (in de regel) hoger belaste landbodems die gebruikt zijn door Peijnenburg *et al.*

De literatuurgegevens tonen aan dat koper en zink in diverse bodems niet tot meetbare stijging van de lichaamsconcentratie leiden, onafhankelijk van de bodemeigenschappen, en dat in de andere bodems binnen één- of enkele dagen een nieuwe evenwichtsconcentratie in de dieren bereikt was. Voor deze metalen bestaat blijkbaar een hoge regulatiecapaciteit. Regulatie van essentiële elementen is een extra factor die de relatie tussen poriewaterconcentratie en opname beïnvloedt. Door dit biologische fenomeen kan de validiteit van de transfer van metalen via het poriewater voor *E. andrei* voor deze metalen

(zeker met laag belaste gronden) niet beoordeeld worden, noch in de zin van bevestiging, noch in de zin van verwerping van de werkhypothese.

Voor cadmium suggereren de literatuurgegevens, dat opname door deze soort alleen plaatsvindt bij bodemconcentraties groter dan 10 $\mu\text{mol/kg}$ bodem, onafhankelijk van de bodemeigenschappen. De mediane cadmiumconcentratie in de mengsels (landbodem+specie) was echter lager, ca. 2 $\mu\text{mol/kg}$, zodat er inderdaad slechts in enkele bodems opname verwacht zou mogen worden. Voor lood bleek ook uit de literatuurgegevens dat de opname laag is, waardoor de relaties tussen opname en bodemeigenschappen (mede daardoor) niet in statistisch significante formules konden worden vastgelegd.

Samenvattend zijn dus voor koper en zink de transfer-functies van vaste fase naar poriewater het meest eenduidig, maar wordt de opname in wormen niet alleen beïnvloed door poriewaterconcentraties, maar ook door regulatie. Voor cadmium en lood waren de transfer-functies voor de baggerspecies relatief weinig precies, terwijl de opname vanuit de baggerspecies relatief laag was. Om te toetsen of de algemene, op Nederlandse veldbodems gebaseerde, transfer-functies voor metalen ook voor baggerspecies gelden verdient het daarom aanbeveling om bioassays uit te voeren met hoger belaste baggerspecies. Indien daaruit blijkt dat de transfer-functies (vaste fase \rightarrow poriewater) ook voor de baggerspecies (in het algemeen) gelden, dan kan deze conclusie geëxtrapoleerd worden naar (en toegepast worden) voor klasse-2 baggerspecies. Indien bovendien blijkt dat de opname vanuit de hoger belaste baggerspecies in wormen (of andere organismen) daarmee een inverse relatie heeft zou ook aan deze validiteits-toetsing voldaan zijn.

4.3.2 PAKs

De opname van PAKs (fenantreen, fluoranteen, pyreen en benz(a)pyreen) in *E. andrei* in bioassay-condities is recentelijk bestudeerd op basis van in het laboratorium met PAK verontreinigde OECD kunstgrond, ook via de dynamische aanpak (Jager *et al.* in press). Uit deze studie bleek, dat de BCF (ten opzichte van totale bodemconcentraties) van PAKs in de loop van de tijd verandert. Gedurende één tot enkele dagen bleek deze BCF sterk toe te nemen, waarna de BCF in de loop van de tijd weer afnam. Piek-BCF waarden waren 1,2 voor fenantreen, 0,66 voor fluoranteen, 1,4 voor pyreen, en 0,41 voor benz(a)pyreen. Na 21 dagen waren de uit modelberekeningen gedestilleerde BCF-waarden respectievelijk ca. 0,5, 0,4, 0,6 en 0,2. Opgemerkt wordt, dat de daling na 21 dagen nog voortzet. De BCF in de bioassays met baggerspecies bleken ook te variëren met de tijd, maar deze op vergelijkbare wijze berekende BCF-waarden (op basis van ca. 25 tot 50 dagen blootstelling) bleken een factor van ca. 10 lager te zijn dan de BCFs in gespikete OECD grond. In de mengsels (landbodem+specie) lijkt zodoende de biobeschikbaarheid lager dan in vers verontreinigde grond. Dit bleek ook het geval te zijn indien de vergelijking gemaakt werd op basis van BCF-waarden die berekend waren als ratio van lichaamsconcentratie en organisch-materiaal genormaliseerde PAK-bodemconcentraties, en van lichaamsconcentratie en poriewaterconcentratie. Dit is deels verklaarbaar in het licht van de relatief hoge K_{OC} -waarden die in dit onderzoek bepaald zijn. Het verdient aanbeveling om deze waarneming te

herbevestigen met hoger verontreinigde baggerspecie-mengsels, aangezien deze conclusie in dat geval voor meerdere PAKs, en met grotere zekerheid, vastgesteld kan worden.

4.4 Concentraties in regenwormen uit het veld

De veldwormen zijn geanalyseerd om de technische mogelijkheden te verkennen om de validatie van de werkhypothese (poriewatertransfer van metalen) ook te toetsen met veldwormen.

Voor metalen bleek daarbij, dat (indien deze analyses daadwerkelijk uitgevoerd zouden worden) er rekening gehouden moet worden met een hogere graad van variabiliteit in BCFs, enerzijds vanwege een toegenomen aantal variatiebronnen (ruimtelijke heterogeniteit, blootstellingsduur onbekend, etc.), maar ook met soortverschillen. Dit laatstgenoemde aspect hangt samen met de leefgewoonten van de soort. Regenwormen worden wat betreft hun voedselkeuze ruwweg in twee categorieën onderverdeeld: strooiseleTERS (detritivoor) en grondeters (geofagen) (Perel 1977). Binnen deze groepen kan nog verder onderscheid worden gemaakt al naar gelang de verticale distributie. De *Lumbricus*-soorten zijn bijvoorbeeld echte strooiseleTERS waarbij *L. rubellus* in het algemeen in de bovenste lagen bevindt, terwijl *L. terrestris* diepe permanente gangen maakt en aan het oppervlakte fourageert. De *Aporrectodea*, *Allolobophora* en *Octolasion* soorten kunnen als geofaag beschouwd worden. In de bioassays werd gebruik gemaakt van *Eisenia andrei*. Deze soort is een strooiseleTER maar geen echte bodembewoner. De *Eisenia*-soorten worden meestal aangetroffen in ophopingen van organisch materiaal (bijv. compost- en mesthopen). Waarschijnlijk is deze worm qua gedrag in de bodem het beste te vergelijken met *L. rubellus*. Wat betreft aantallen gevangen wormen in het veld zijn *A. caliginosa* en *L. rubellus* het meest relevant voor verder validatie- en veldonderzoek. Deze soorten zijn algemeen qua vóórkomen, vertegenwoordigen de beide voedselkeuze-groepen en beperken zich meestal tot de bovenste 20 cm van de bodem. Hierdoor zijn ze de meest geschikte veldsoorten die gebruikt zouden kunnen worden voor studies naar de beschikbaarheid van de vervuiling in deze zone, hetzij via uitsluitend analyses van veldwormen, hetzij via het uitvoeren van bioassays met deze soorten. Indien het onderzoek zich zou richten op concentraties in veldwormen, dan wordt het van belang om het aantal variatiebronnen in het veld te minimaliseren, bijvoorbeeld door het verzamelen van voldoende exemplaren per soort, en het monstereN op terreinen met een bekende geschiedenis van baggeren.

De opmerkingen die hierboven gemaakt zijn ten aanzien van beperkingen in de aanpak en conclusies voor metalen gelden ook voor PAKs.

4.5 Evaluatie en vooruitblik

Resultaten van het model IRIS hebben getoond dat er zich (bij realistische baggerscenario's) stoffen kunnen ophopen in de landbodem tot totaal-concentraties boven de Streefwaarde. Het model IRIS genereerde deze voorspelling op basis van probabilistische modellering van het gedrag van stoffen bij realistische baggerscenario's voor zogenaamde 'standaardsloten', met verschillende parameter-instellingen voor verschillende bodem- en gebruikstypen. Het model is niet bedoeld geweest om totaal-concentraties op specifieke lokaties te voorspellen, en om

aldus de daadwerkelijke risico's op lokaties vast te stellen. Op basis van concentratiemetingen op lokatie kan echter vastgesteld worden of de landbodem ter plaatse belast wordt, en de vraag daarbij is: wat is de betekenis van die lokale belasting. Om te kunnen komen tot een analyse van de ecotoxicologische betekenis van de normoverschrijding voor lokale situaties is een daarop toegesneden aanpak nodig, in aansluiting op de IRIS-analyses, die gebruik maakt van op lokatie verzamelde gegevens. Hiertoe zou een reken-platform (computerprogramma) kunnen worden ingericht, waarin de belangrijkste aspecten van de vertaling van totaal-concentraties naar gezamenlijk risico via rekenregels zijn geïmplementeerd, op een gebruikersvriendelijke wijze. Zoals genoemd, zijn dit de aspecten biobeschikbaarheid, mengseltoxiciteit en afbraaksnelheden (de laatste voor organische stoffen).

In dit rapport is de aandacht met name (experimenteel) gericht geweest op de biobeschikbare fractie van de totaal-concentraties. In het pilot-onderzoek dat in dit rapport is samengevat is middels experimenteel onderzoek aandacht besteed aan de validatie van de rekenregels voor biobeschikbaarheid in veldgronden, middels twee deelvragen:

- indien de partitie van metalen en PAKs over vaste- en vloeibare fase voorspeld kan worden, is deze partitie dan een goede leidraad naar de biobeschikbaarheid van deze stoffen in geconditioneerde omstandigheden (bioassays), tenminste voor de soorten die waarschijnlijk via het poriewater worden blootgesteld?
- indien de opname via partitie voorspeld kan worden onder geconditioneerde omstandigheden, is die voorspelling dan ook geldig voor organismen in het veld?

Beide vragen konden, via bioassays met (met name) klasse-2 baggerspecies niet volledig beantwoord worden, hoewel literatuurdata voor metalen grotendeels dezelfde trends vertonen voor zowel abiotische partitie als voor opname (per metaal verschillend), terwijl voor PAKs bleek dat de opname geringer was dan verwacht op basis van literatuurgegevens. Om meer zekerheid te verkrijgen omtrent de validiteit van de rekenregels voor beschikbaarheid van beide stofgroepen in klasse-2 baggerspecies, werd al gesteld dat onderzoek aan partitie- en opnamegedrag uitgevoerd zou kunnen worden met hoger belaste baggerspecies, en eventueel met andere (worm)soorten.

Het uitvoeren van dergelijk onderzoek is van belang omdat positieve antwoorden op de bovengestelde vragen het mogelijk maken om (per stof, en voor de gezamenlijke stoffen), een gevalideerde berekening te maken van het risico van die stof(fen) op een lokatie aan de hand van de volgende gegevens:

(De met '' gemarkeerde gegevens zijn in de regel bekend)*

- de concentratie van die stof in de baggerspecie (*, waterbeheerders)
- de samenstelling van de ontvangende landbodem, en dan met name gericht op de cruciale stuurvariabelen die de partitie-coëfficiënt, en daarmee de beschikbaarheid bepalen. Voor metalen o.a. pH, voor PAK o.a. organische stof-gehalte. (* waterbeheerders, GIS-systemen, bodemkaarten)
- de octanol-water partitie-coëfficiënt (in geval van PAKs, * literatuurgegevens)

- de mengverhouding baggerspecie-landbodem (*, waterbeheerders)
- de gevoeligheid van organismen voor de stof (* literatuurgegevens, o.a. INS, zie Bijlage 1)

Veel gegevens zijn hiervan voor alle te baggeren lokaties bekend, of via literatuurstudie af te leiden. In verband met operationalisatie in de richting van een rekenplatform dat in de dagelijkse praktijk bruikbaar is, is een kritische keuze van de stuurvariabelen voor biobeschikbaarheid (zoals pH, organisch-stof gehalte) van belang. Enerzijds dienen stuurvariabelen *kwantitatief* van belang te zijn voor sorptie, anderzijds moeten ze *eenvoudig meetbaar* zijn, of zelfs al in databestanden zijn opgenomen. Voor variabelen als pH (metalen) en organische stof (PAK) is het voorstelbaar dat de benodigde gegevens eenvoudig beschikbaar gemaakt kunnen worden.

Eén van de benodigde typen van (literatuur)gegevens is kennis van de gevoeligheid van organismen voor de stoffen in de baggerspecies. De gevoeligheid van organismen voor een stof wordt meestal bepaald via standaard-laboratorium toxiciteitstoetsen. Voor veel stoffen, waaronder metalen en in mindere mate PAKs, zijn toxiciteitsgegevens bekend voor verschillende organismen (Crommentuijn *et al.* 1997, Kalf *et al.* 1995, zie ook Bijlage 1). De toxiciteitsgegevens (in de vorm van zogenaamde No Observed Effect Concentrations [NOECs]) kunnen omgerekend worden naar een continue frequentie-verdeling van gevoeligheden (Species Sensitivity Distribution, Van Straalen and Denneman 1989). Deze verdeling geeft het non-lineaire verband tussen de concentratie van een stof (X , mg/kg) en het ecotoxicologische risico (Y , dimensieloos), uitgedrukt als percentage soorten dat potentieel wordt blootgesteld boven de NOEC. Enerzijds worden op basis van dergelijke verdelingen (bodem)normen afgeleid: bij een gekozen (maximaal toelaatbaar risico-niveau, MTR) wordt de kritische bodemconcentratie afgeleid ($Y \rightarrow X$). Anderzijds kan bij een gegeven bodemconcentratie (in baggerspecie) met dezelfde curve het risico van een stof-concentratie worden gekwantificeerd ($X \rightarrow Y$). In het laatste geval is een goede correctie voor de beschikbaarheid van de stof in de onderzochte veldbodem (ten opzichte van de beschikbaarheid in de laboratorium-toetsen) cruciaal. Via deze methode kan dus, per stof, het risico van een veldconcentratie berekend worden, rekening houdend met verschillen in beschikbaarheid tussen bodems. Bij het laatste kan gebruik gemaakt worden van de eerder genoemde (gevalideerde) rekenregels of 'bodem-poriewater transfer-functies'.

Het hierboven samengevatte principe van de risico-berekening staat bekend als een berekening van de zogenaamde PAF, de Potentieel Aangetaste Fractie (Klepper and Van De Meent 1997). Een waarde voor PAF drukt uit hoeveel procent van een hypothetische soortenverzameling er, vanwege blootstelling aan een stof in een bepaalde veldbodem, blootgesteld is boven zijn NOEC. Kortom, hoe hoger de PAF, hoe hoger de 'toxische druk' van de stof op het systeem. In tegenstelling tot de huidige klassen-indeling heeft de inschaling van baggerspecies volgens de PAF-methodiek het expliciete voordeel dat er rekening gehouden wordt met biobeschikbaarheidsverschillen tussen veldbodems en met de non-lineariteit van concentratie-effect relaties. Indien een milieu-monster meerdere stoffen bevat,

kan in theorie voor elke stof de PAF apart berekend worden. Via de reken-regels van de mengseltoxicologie kan vervolgens de integrale PAF van alle stoffen tesamen berekend worden. Daarbij wordt er van uitgegaan dat de effecten van een mengsel van stoffen met eenzelfde toxicologische werkingsmechanisme in toxicologische zin voorspelbaar zijn volgens de rekenregel van de concentratie-additie. Dit geldt bijvoorbeeld binnen de stofgroep van de PAKs. Effecten van stoffen met verschillende werkingsmechanismen zijn via de rekenregel van de respons-additie voorspelbaar, hoewel hier dan de aanname bij gemaakt wordt dat de stoffen geen interacties vertonen, en de gevoeligheden van de blootgestelde soorten onafhankelijk zijn. In de praktijk blijken de verschillende mensel-rekenregels in een gegeven geval tot min of meer vergelijkbare waarden voor de combi-PAF te leiden, hetgeen samenhangt met de mathematische eigenschappen van de gevoeligheidsverdelingen van de stoffen. Kortom, het *eindresultaat* van toepassing van het rekenplatform heeft de vorm van een dimensieloze lokatie-specifieke risico-maat, uitgedrukt als een getal tussen de 0 en 1 (dan wel tussen 0 en 100%), voor alle stoffen tesamen. Deze maat is de kwantificering van de totale toxische druk van stoffen op een lokaal ecosysteem. Toepassing van de rekenregels op verschillende lokaties met klasse-2 bagger leidt tot een gedifferentieerde beoordeling: hoewel de verschillende species in klasse-2 zijn ingedeeld, kan er op de ene lokatie sprake zijn van een hogere toxische druk dan op een andere lokatie, door bijvoorbeeld verschillen in de beschikbaarheid van de stoffen. Er kunnen zodoende lokaties met relatief hoog en relatief laag risico worden onderscheiden. Dit onderscheid is interpreteerbaar in het licht van een bekend ijkpunt: het sluit aan bij de in de norm-afleiding gehanteerde kritische concentratie: daar is een toxische druk van 0.05 (ofwel 5%) maatgevend voor het MTR.

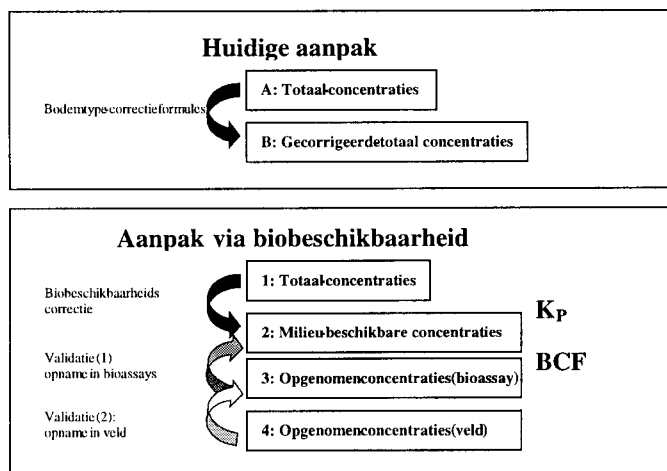
Voor metalen zijn de noodzakelijke onderzoeken om de PAF te bepalen reeds eerder uitgevoerd (Klepper and Van De Meent 1997). Bij de berekening van de PAFs van de metalen zijn de laboratorium-veld beschikbaarheidscorrectie-methoden reeds afgeleid, evenals de gevoeligheidsverdelingen. Bovendien is er in de methode rekening gehouden met de aanwezigheid van achtergrond concentraties, zoals die voor metalen kunnen voorkomen. Voor PAKs zijn nog geen PAF-berekeningen voor bodem uitgevoerd. De kennis over de verschillen in biobeschikbaarheid, achtergrondconcentraties en de gevoeligheidsverdelingen zullen voor PAKs geïnventariseerd moeten worden, voordat er PAF-berekeningen over de PAKs kunnen volgen. Een inventarisatie van dergelijke gegevens is recent gemaakt (Kalf *et al.* 1995). Daaruit blijkt, dat er voor deze stofgroep rekening gehouden moet worden met een beperkte beschikbaarheid van toxiciteitsdata.

Tenslotte moet vermeld worden, dat de ecotoxicologische risico's van de verspreiding van baggerspecie op land niet alleen afhankelijk zijn van totaal-concentraties, beschikbaarheden, en mengsel-effecten, maar ook van de tijd. In de tijd kan de sorptie van metalen en PAKs aan de vaste fase toenemen, maar met name voor PAKs kan ook de halfwaardetijd een belangrijke rol spelen. De overgang van anaeroob sediment naar aerobe landbodem is ook van belang voor het milieu-chemisch gedrag (sorptie) van de stoffen. Het aspect 'tijd' kan dan ook een belangrijke factor zijn om risico's en effecten accuraat te voorspellen, en zou dan ook in het rekenplatform geïmplementeerd moeten worden.

5 Conclusies en Aanbevelingen

5.1 Pilot-onderzoek; het aspect biobeschikbaarheid

Het uitgevoerde praktische pilot-onderzoek naar de omvang van biobeschikbaarheidsverschillen tussen veldbodems was enerzijds gericht op het bepalen van de milieubeschikbare concentraties van metalen en PAKs in de bemonsterde veldbodems (via de partitie-coëfficiënt, K_p), en anderzijds op de betekenis daarvan als leidraad naar daadwerkelijke blootstelling van organismen (validatie, via de bioconcentratie-factor, BCF), zie Figuur 14. Indien de daadwerkelijke opname inderdaad voorspeld kan worden op basis van de K_p , en indien die vervolgens bepaald kan worden als functie van eenvoudig meetbare bodemeigenschappen en de totaal-concentratie, dan ontstaat een eenvoudig bruikbaar, onderbouwd formulairium voor biobeschikbaarheidscorrectie.



Figuur 14. De huidige baggerspecie-beoordeling (boven) en de beoordelingsmethodiek via onderbouwde biobeschikbaarheidsformules (herhaling van Figuur 1).

Milieubeschikbare concentraties (blokje 2, onderste figuur):

Metalen

- Het waargenomen sorptie-gedrag van metalen in de landbodems en in de mengsels van baggerspecie en landbodems blijkt sterk te worden beïnvloed door bodemeigenschappen.
- Het sorptie-gedrag komt voor koper, cadmium en zink goed overeen met recente literatuurgegevens over de sorptie van metalen in hoger belaste veldbodems, terwijl voor lood de sorptie in het huidige onderzoek relatief lager was.
- Voorspelling van de milieubeschikbare concentraties van cadmium, koper en zink bij het deponeren van (relatief laag) metaal-belaste baggerspecies op land kan hierdoor plaatsvinden op basis van bestaande formules die hiervoor afgeleid zijn.

PAKs

- De sorptie van verschillende PAKs aan veldbodems verschilt sterk tussen de PAKs.

- Het waargenomen sorptie-gedrag van PAKs in de landbodems en in de mengsels van baggerspecie en landbodems blijkt sterk te worden beïnvloed door bodemeigenschappen, met name door het Organisch-C gehalte van de bodems.
- De sorptie van PAKs in veldbodems bleek relatief hoger te zijn dan verwacht werd op basis van literatuurgegevens. Er moet echter opgemerkt worden dat deze conclusie is gebaseerd op waarnemingen die een relatief hoge spreiding vertoonden.
- Voorspelling van de milieu-beschikbare concentraties van PAKs bij het deponeren van (relatief laag) metaal-belaste baggerspecies op land kan voor een belangrijk plaatsvinden op basis van correcties voor Organisch-C (corrigeert zowel voor verschillen tussen PAKs als tussen bodems), waarbij deze voorspelling waarschijnlijk een overschatting is van de daadwerkelijke milieu-beschikbaarheid in veldbodems.

Opgenomen concentraties (blokje 3 en 4, onderste figuur):

Algemeen:

- In de kleigronden vertoonde het toetsorganisme (de compostworm *Eisenia andrei*) afwijkend gedrag. Hierdoor zijn de opname-gegevens die in de kleigronden verzameld zijn slecht interpreteerbaar.

Metalen:

- Vastgesteld is dat de opname van metalen door het toetsorganisme uit zand-, veen- en kleibodems gedurende de bioassays dusdanig gering was dat de opname-waarnemingen niet geschikt bleken om de werkhypothese 'hoge sorptie → lage opname' te valideren.
- Deze waarnemingen aan metaalopname bevestigen niet dat het sorptiegedrag van metalen aan bodem een leidraad is naar daadwerkelijke opname in organismen, maar ontkrachten dat ook niet.

PAKs

- Vastgesteld is dat de opname van enkele PAKs (fenantreen, fluorantreen, pyreen en benz(a)pyreen) door het toetsorganisme uit zand- en veenbodems gedurende de bioassays circa een factor tien geringer was dan bij blootstelling in kunstmatig verontreinigde grond.
- Deze geringere mate van opname in de veldbodems bleef gehandhaafd bij normalisatie van de concentraties op Organisch-C gehalte, en bij vergelijking op basis van poriewaterconcentraties.
- De waarnemingen bevestigen voor deze PAKs de werkhypothese 'hoge sorptie → lage opname', waarbij de relatief sterke sorptie in de veldbodems samenhangt met een relatief geringe opname (relatief ten opzichte van literatuurgegevens).
- Vanwege de eerdergenoemde spreiding in de waarnemingen over de milieu-beschikbare concentraties dienen deze conclusies verder onderbouwd te worden door additionele waarnemingen (meer PAKs, minder experimentele variatie).

Aanbevolen wordt om in vervolgonderzoek naar het aspect biobeschikbaarheid:

- hoger belaste baggerspecies (bijv. klasse 4) te gebruiken, vanwege de verwachting dat dit een verbeterde interpretatie van de gegevens over milieu-beschikbare concentraties en daadwerkelijk opgenomen concentraties mogelijk maakt;

- de chronische opnamestudies uit te voeren met (wormen)soorten die in alle voorkomende bodemtypen voor (kunnen) komen, en tevens geschikt zijn voor het uitvoeren van (opname-)bioassays;
- de reeks bemonsteringslokaties, waar baggerspecies en landbodems verzameld worden, zodanig te kiezen dat de deze de in Nederland voorkomende variatie in bodemeigenschappen omvat, met name wat betreft de ranges van de factoren pH (metaalbeschikbaarheid) en organisch materiaal (beschikbaarheid PAKs).

5.2 Perspectieven voor de bepaling van de ecotoxicologische risico van baggerspecies

In de eerste paragraaf van dit rapport zijn de volgende drie aspecten genoemd als oorzaken van de beperkingen van de huidige classificatie-systematiek voor de beoordeling van risico's: (1) biobeschikbaarheid (dit rapport), (2) mengseltoxiciteit, en (3) afbraak (met name van belang voor organische verbindingen). Indien deze oorzaken opgeheven worden, wordt het mogelijk om naast de huidige classificatie desgewenst een *kwantitatieve* beoordeling van het daadwerkelijke risico van de stoffen op een lokatie uit te voeren. Dit kan bijvoorbeeld van belang zijn indien er een gedifferentieerde besluitvorming gewenst is omtrent het omgaan met klasse-2 baggerspecies.

In het licht van de ontwikkeling van een gedifferentieerd beoordelings-systeem op basis van daadwerkelijke lokale risico's wordt aanbevolen om:

- (aansluitend bij de in IRIS geïmplementeerde kennis) te onderzoeken of het IRIS-model, waarmee totaal-concentraties van verontreinigende stoffen in baggerspecie voorspeld kunnen worden, uitgebreid kan worden met een module/rekenregels om het daadwerkelijke risico van deze totaalconcentraties te berekenen, rekening houdend met (primair) de biobeschikbaarheid van de stoffen, (en tevens) mengseleffecten en afbraak;
- (aansluitend bij een praktijkgerichte toepassing) de module/rekenregels tevens in een gebruiksvriendelijk platform te operationaliseren, waarbij meetgegevens over verontreinigingsgraad van de baggerspecie (totaal-concentraties per stof) omgerekend worden naar gezamenlijke toxische druk.

Verder wordt aanbevolen om:

- het onderzoek naar de ecotoxicologische risico's af te stemmen met gerelateerd onderzoek over de opname van stoffen in landbouwgewassen en landbouwhuisdieren, zoals dat elders (SC-DLO, Wageningen) wordt uitgevoerd op basis van dezelfde theoretische onderbouwing
- de te ontwikkelen module voor ecosysteem-risico's en landbouw-risico's bruikbaar te maken in een geïntegreerd Beslissings Ondersteunend Systeem (BOS) dat door waterbeheerders toegepast kan worden als hulpmiddel bij de beoordeling van baggerspeciekwaliteit.

Literatuur

- Allen HE (1997) Standards for metals should not be based on total concentrations. SETAC-Europe News 8:7-9
- Crommentuijn T, Polder MD, Van De Plassche EJ (1997) Maximum Permissible Concentrations and Negligible Concentrations for metals, taking background concentrations into account. Bilthoven, The Netherlands, National Institute of Public Health and the Environment. RIVM-report no. 601501001
- De Groot AC, Peijnenburg WJGM, Van Den Hoop MAGT, Ritsema R, Van Veen RPM (1998) Heavy metals in Dutch field soils: an experimental and theoretical study on equilibrium partitioning. Bilthoven, The Netherlands, National Institute of Public Health and the Environment. RIVM report no. 607220 001
- De Vries F (1993) Een fysisch-chemische karakterisering van de eenheden van de Bodemkaart van Nederlandse schaal 1:250000. Wageningen, The Netherlands, Staring Centrum, SC-DLO Report no.265
- Huiting AM, Kramer PRG, Beurskens JEM (1997) Prognose van de PAK-gehalten in de landbodem onder invloed van het verspreiden van baggerspecie. Bilthoven, The Netherlands, National Institute of Public Health and the Environment. RIVM report no. 733007 002
- Jager DT, Antón-Sánchez FA, Muijs B, Van Der Velde EG, Posthuma L (in press) Toxicokinetics of polycyclic aromatic hydrocarbons in *Eisenia andrei* (Oligochaeta) using spiked soil. Environ. Toxicol. Chem.
- Janssen RPT, Peijnenburg WJGM, Posthuma L, Van Den Hoop MAGT (1997a) Equilibrium partitioning of heavy metals in Dutch field soils. I. Relationships between metal partition coefficients and soil characteristics. Environ. Toxicol. Chem. 16:2470-2478
- Janssen RPT, Posthuma L, Baerselman R, Den Hollander HA, Van Veen RPM, Peijnenburg WJGM (1997b) Equilibrium partitioning of heavy metals in Dutch field soils. II. Prediction of metal accumulation in earthworms. Environ. Toxicol. Chem. 16:2479-2488
- Kalf DF, Crommentuijn GH, Posthumus R, Van De Plassche EJ (1995) Integrated environmental quality objectives for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). National Institute of Public Health and the Environment, Bilthoven, The Netherlands, RIVM-report no. 679101018
- Klepper O, Van De Meent D (1997) Mapping the Potentially Affected Fraction (PAF) of species as an indicator of toxic stress. Bilthoven, The Netherlands, RIVM report no. 607504001
- Kramer PRG, Huiting AM, Beurskens JEM, Aldenberg T (1997) Verkenning bodemkwaliteit regionale wateren. Huidige en toekomstige gehalten van PAK in slootbodems. Bilthoven, The Netherlands, National Institute of Public Health and the Environment. RIVM report no. 733007 001
- Kramer PRG, Van Dijk S, Beurskens JEM (1998) Verkenning bodemkwaliteit regionale wateren. Huidige en toekomstige gehalten van metalen in slootbodems. Bilthoven, The Netherlands, National Institute of Public Health and the Environment. RIVM report no. 733007004
- Locher WP, De Bakker H (1994) Bodemkunde van Nederland. Deel 1. Algemene bodemkunde. Den Bosch: Malmberg
- Muijs B, Antón-Sánchez FA, Baerselman R, Jager DT, Posthuma L (in prep.) Toxicity of polycyclic aromatic hydrocarbons in *Eisenia andrei* (Oligochaeta) in spiked soil.
- Peijnenburg WJGM, Baerselman R, De Groot AC, Jager DT, Posthuma L, Van Veen RPM (in press) Relating environmental availability to bioavailability: Soil type dependent metal accumulation in the oligochaete *Eisenia andrei*. Ecotoxicol. Environ. Saf.
- Peijnenburg WJGM, Posthuma L, Eijsackers HJP, Allen HE (1997) A conceptual framework for implementation of bioavailability of metals for environmental management purposes. Ecotoxicol. Environ. Saf. 37:163-172
- Perel TS (1977) Differences in lumbricid organization connected with ecological properties. Ecol. Bull. 25:56-63
- Posthuma L, Notenboom J, De Groot AC, Peijnenburg WJGM (1998a) Soil acidity as major determinant of zinc partitioning and zinc uptake in two oligochaete worms (*Eisenia andrei* and *Enchytraeus crypticus*) exposed in contaminated field soils. In: Sheppard SC, Bembridge JD, Holmstrup M, Posthuma L, (Eds.) Progress in earthworm ecotoxicology. SETAC Press, Pensacola, FL, USA. p 111-127

- Posthuma L, Van Gestel CAM, Smit CE, Bakker DJ, Vonk JW (1998b) Validation of toxicity data and risk limits for soils: final report. Bilthoven, The Netherlands., National Institute of Public Health and the Environment. RIVM-report no. 607505004
- Sabljić A, Güsten H, Verhaar H, Hermens J (1995) QSAR modelling of soil sorption. Improvements and systematics of $\log K_{oc}$ vs. $\log K_{ow}$ correlations. *Chemosphere* 31:4489-4515
- Sims RW, Gerard BM (1985) Earthworms. Synopsis of the British fauna No. 31. Leiden, The Netherlands.: E.J. Brill, Publishing Company.
- Umetri AB (1994) Simca-S for Windows, version 5.1. Umeå, Sweden.,
- 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 of Public Health and the Environment. report no. 733007004
- Van Dijk S, Kramer PRG, Franken ROG, Posthuma L (1999) Vergelijking van voorspelde metaalgehalten in landbodems met (eco)toxicologische risiconiveaus. Bilthoven, The Netherlands, National Institute of Public Health and the Environment. RIVM report no. 733007005
- Van Gestel CAM, Dirven-Van Breemen EM, Baerselman R (1992) Influence of environmental conditions on the growth and reproduction of the earthworm *Eisenia andrei* in artificial soil substrate. *Pedobiologia* 36:109-120
- Van Gestel CAM, Van Dis WA, Dirven-Van Breemen EM, Sparenburg PM, Baerselman R (1991) Influence of cadmium, copper, and pentachlorophenol on growth and sexual development of *Eisenia andrei* (Oligochaeta: Annelida). *Biol. Fertil. Soils* 12:117-121
- Van Straalen NM, Denneman CAJ (1989) Ecotoxicological evaluation of soil quality criteria. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 18:241-251
- VROM (1994) Environmental Quality Objectives in the Netherlands. The Hague, The Netherlands: Dutch Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment. Samsom-Sijthoff, Alphen a/d Rijn, The Netherlands

Bijlage 1. Verzendlijst

1	Directoraat-Generaal voor Milieubeheer, Directie Bodem, t.a.v. Mr. A.B. Holtkamp	
2	Directoraat-Generaal voor Milieubeheer, Directie Drinkwater, Water en Landbouw, t.a.v. Drs. G.J.A. Al	
3	Directoraat-Generaal voor Milieubeheer, Directie Stoffen, Veiligheid en Straling, t.a.v. Dr. C.M. Plug	
4	(1e) Plv. Directeur-Generaal Milieubeheer, Dr. Ir. B.C.J. Zoeteman	
5	Dr. S. Boekhold	DGM/Bo
6	Dr. G.H. Crommentuijn	DGM/Bo
7	Drs. W.H. Munters	DGM/Bo
8	Drs. J.S. Raad	DGM/Bo
9	Dr. J.M. Roels	DGM/Bo
10	Drs. N.H.S.M. de Wit	DGM/Bo
11	Drs. M. van der Gaag	DGM-DWL
12	Drs. D. Jonkers	DGM-DWL
13	Dr. M. E.J. van der Weiden	DGM-SVS
14	Drs. B. van der Wal	STOWA
15	Ir. J.J.H. van den Akker	REGWABO-bgl.cie. / Alterra
16	Ing. C.J.H. Bes	REGWABO-bgl.cie. / Provincie N-Holland, Afd. Water & Groen, Bur. Bodem
17	Ir. A.J. Baks	REGWABO-bgl.cie. / Provincie Gelderland, Dienst Milieu & Water
18	Drs. T. Bakker	REGWABO-bgl.cie. / RIZA
19	Dr. P. den Besten	REGWABO-bgl.cie. / RIZA
20	Dr.ir. J.E.M. Beurskens	REGWABO-bgl.cie. / Waterschap de Maaskant
21	Ir. C. van Bladeren	REGWABO-bgl.cie. / Unie van Waterschappen
22	Drs. J. Brils	REGWABO-bgl.cie. / TNO-MEP, Den Helder
23	Dr. ir. C.A.M. van Gestel	REGWABO-bgl.cie. / VU-Amsterdam
24	Drs. J. Harmsen	REGWABO-bgl.cie. / Alterra
25	Ing. P. Hotsma	REGWABO-bgl.cie. / IKC-Landbouw
26	Ing. R. Kampf	REGWABO-bgl.cie. / HUSHN
27	Drs. P.R.G. Kramer	REGWABO-bgl.cie. / Rijkswaterstaat, Directie Limburg
28	Ing. J. van der Plicht	REGWABO-bgl.cie. / Waterschap Rijn en IJssel
29	MSc. R. Schuiling	REGWABO-bgl.cie. / Zuiveringsschap Drente
30-229	Verzendlijst STOWA	
230	Drs. L. de Poorter	Aqua Sense
231	Drs. M.M.H.E. van den Berg	Gezondheidsraad
233	Drs. S. Ouboter	PGBO
234	Drs. C. van de Guchte	RIZA
232	Dr. J.J. Vegter	TCB
235	Prof. dr. H.J.P. Eijsackers	Vrije Universiteit Amsterdam
236	Prof. dr. N.M. van Straalen	Vrije Universiteit Amsterdam
237	Dr. N.M. de Rooij	Waterloopkundig Laboratorium
238	Drs. B. Muijs	Witteveen en Bos
239	Depot Nederlandse Publikaties en Nederlandse Bibliografie	
240	Directie RIVM	
241	Dr. ir. G. de Mik	RIVM-Sector III / IV
242	Ir F. Langeweg	RIVM-Sector V
243	Dr. W.H. Könemann	RIVM-CSR
244	Drs. J.H. Canton	RIVM-ECO
245	Dr. H.A. van 't Klooster	RIVM-LAC
246	Ir. R. van den Berg	RIVM-LBG
247	Ir. T. Bresser	RIVM-LWD
248	Dr. D. Sijm	RIVM-CSR
249	Dr. A.P. van Wezel	RIVM-CSR
250	R. Baerselman	RIVM-ECO
251	Ing. A.C.de Groot	RIVM-ECO
252	Drs. D.T. Jager	RIVM-ECO
253	Dr. W.J.G.M. Peijnenburg	RIVM-ECO

254	Dr. L. Posthuma	RIVM-ECO
255	Ir. C. Roghair	RIVM-ECO
256	Dr. A. Sterkenburg	RIVM-ECO
257	Dr. J. Struijs	RIVM-ECO
258	Dr. R. Ritsema	RIVM-LAC
259	Ir. R.O.G. Franken	RIVM-LBG
260	Dr. ir. F. Swartjes	RIVM-LBG
261	Dr.ir. A. de Jong	RIVM-LOC
262	Drs. E. van der Velde	RIVM-LOC
263	Drs. T. Aldenberg	RIVM-LWD
264	Drs. S. van Dijk	RIVM-LWD
265	Drs. P. van Puijenbroek	RIVM-LWD
265	SBD/Voorlichting & Public Relations	
266	Bureau Rapportenregistratie	
267-268	Bibliotheek RIVM	
269-289	Reserve-exemplaren Bureau Rapportenbeheer	
290-300	Reserve-exemplaren	

Bijlage 2. Onderzoek naar biologische beschikbaarheid van zware metalen in INS-kader

In opdracht van DGM/SVS is binnen het project INS door Delft Hydraulics, AB-DLO en de LUW onderzoek uitgevoerd naar een “Methodiek voor het vaststellen van biologische beschikbaarheid van zware metalen in de bodem”. Dat onderzoek is uitgevoerd met het oog op onderbouwing van het zware-metalen beleid (toekomstige normstelling) uitgaande van de potentiële biologische beschikbaarheid. Daarbij wordt gebruik gemaakt van de partitie-coëfficiënt (K_p), als weergave van de verdeling van het metaal over vaste bodemfase en poriewater. Om inzicht in de potentiële biologische beschikbaarheid van zware metalen (Cd, Cu, Pb, Zn) in de bodem te vergroten zijn:

1. fysisch-chemische extractie-, destructie- en analyse-methoden toegepast voor het bepalen van beschikbare metaalgehalten in de bodem;
2. modellen ontwikkeld waarin de potentiële biologische beschikbaarheid (middels K_p) gerelateerd wordt aan de belangrijkste fysisch-chemische bodem-eigenschappen,

Inmiddels zijn uit dit onderzoek twee rapportages verschenen:

- Methodology for determination of heavy metal standards for soil; Phase I - Definition study (1997) WL Delft Hydraulics.
- Methodology for determination of heavy metal standards for soil; Phase II - Development of models and measuring techniques (1999) WL Delft Hydraulics.

In deze rapporten is relatief weinig aandacht besteed aan de actuele biologische beschikbaarheid; ofwel welk gedeelte van de potentiële biologische beschikbare concentratie daadwerkelijk door bodemorganismen wordt opgenomen. Inmiddels zijn er, in het kader van het project ‘Onderbouwing Normstelling Zware Metalen’ (onderdeel van INS-project) een aantal onderzoeken uitgevoerd naar daadwerkelijke opname van metalen in verschillende organismen (o.a. Janssen *et al.* 1997b, Posthuma *et al.* 1998a). Dat onderzoek is uitgevoerd met veldbodems met gemiddelde tot hoge metaalbelasting. Het onderzoek naar ‘Ecologische risico’s bij verspreiding van baggerspecie op land’, kan dan ook wat betreft de metalen in het verlengde gezien worden van het onderzoek dat in INS-kader is uitgevoerd. Het richt zich uiteraard specifiek op de bodemeigenschappen die voor de baggerspecie-problematiek van belang zijn, en tevens op de (t.o.v. de genoemde INS-onderzoeken) relatief lagere concentratie-niveaus. Op basis van veld en laboratorium onderzoek kunnen de resultaten uit het INS-project gevalideerd worden voor hoog, middel en lager belaste baggerspecies. Naast het onderzoek aan beschikbaarheid van zware metalen in veldbodems is het voor de baggerspecie-problematiek tevens van belang om te kijken naar de biologische beschikbaarheid van PAK in veldbodems. Voor PAK zal eveneens aandacht besteed moeten worden aan de potentiële biologische beschikbaarheid (in relatie tot fysisch-chemische bodemparameters) en actuele beschikbaarheid (via opnamestudies).

Bijlage 3. Bodemeigenschappen: vaste fase

Code	W ₁ (%)	PH(CaCl ₂)	LOI ₁ (%)	LOI ₂ (%)	Fractie (%)	Lutum (%)	Tot. C (mg/g)	Anorg. C (mg/g)	Org. C (mg/g)	OM (mg/g)	N (mg/g)	S (mg/g)
ZG1	48.43	7.37	8.95	2.42			52.85	6.01	56.27	9.70	2.40	< det.grens
ZG2	23.03	6.09	3.12	0.21			17.30	< det.grens	17.30	2.98	3.05	< det.grens
ZG3	24.12	6.79	2.66	0.47			12.14	< det.grens	12.14	2.09	2.02	< det.grens
ZG4	21.73	6.79	1.35	0.30			11.06	< det.grens	11.06	1.91	2.01	< det.grens
KG1	41.56	7.21	7.65	5.34			44.93	10.45	36.03	6.21	3.13	< det.grens
KG2	56.24	7.3	7.32	4.70			35.66	8.05	31.76	5.48	4.60	< det.grens
VG1	104.52	5.32	50.38	4.31			232.12	4.44	336.64	58.04	20.70	< det.grens
VG3	87.27	4.47	24.96	2.18			132.86	< det.grens	132.86	22.90	13.92	< det.grens
ZS1		7.14	23.63	1.71	2.67	8.09	172.87	6.69	185.34	31.95	11.15	13.38
ZS2		6.73	1.27	0.16	0.33	1.11	7.09	< det.grens	7.09	1.22	2.02	< det.grens
ZS3		6.81	3.42	0.59	3.57	4.91	16.19	2.02	14.33	2.47	2.02	< det.grens
ZS4		6.81	1.59	0.31	0.84	1.35	11.03	< det.grens	11.03	1.90	2.01	< det.grens
KS1		7.12	4.13	7.40	13.05	15.65	39.61	20.34	20.63	3.56	3.21	< det.grens
KS2		7.11	8.69	8.13	32.22	33.03	58.58	21.00	41.54	7.16	6.63	< det.grens
VS1		7.38	59.02	2.24	8.35	20.97	343.05	2.59	440.73	75.98	24.60	34.95
VS2		7.22	52.83	3.32	9.94	21.98	332.67	3.91	428.89	73.94	22.18	37.83
VS3		6.89	38.02	3.99	13.44	28.41	225.24	< det.grens	225.24	38.83	17.24	29.10
MZG1	65.55	7.3	12.73	2.35	2.78	5.48	73.39	6.48	72.22	12.45	6.48	< det.grens
MZG2	23.56	6.55	3.32	0.25	1.64	1.52	17.14	< det.grens	17.14	2.96	2.02	< det.grens
MZG3	26.15	6.97	3.19	0.54	2.66	3.37	15.16	< det.grens	15.16	2.61	2.02	< det.grens
MZG4	21.80	7.07	1.90	0.34	1.00	1.72	10.05	< det.grens	10.05	1.73	2.01	< det.grens
MKG1	34.69	7.24	7.86	5.16	15.18	19.18	45.65	14.53	32.30	5.57	4.15	< det.grens
MKG2	47.91	7.26	8.53	4.33	28.98	46.78	36.78	10.82	28.09	4.84	7.57	< det.grens
MVG1	143.16	6.5	53.02	3.95	9.08	20.61	239.50	2.94	347.59	59.92	29.39	< det.grens
MVG2	125.26	6.75	52.20	4.67	9.73	21.73	275.98	8.28	369.39	63.68	30.36	6.90
MVG3	80.11	5.13	27.79	2.09	22.38	40.86	137.33	< det.grens	137.33	23.68	13.86	< det.grens

W₁= Water holding capacity (50%), LOI₁= Loss-on-ignition 550°C, LOI₂= Loss-on-ignition 900°C, Fractie= Deeltjes grootte tussen 2-38µm, Lutum= Deeltjes ≤2µm, OM= Organisch materiaal

Bijlage 4. Metaalconcentraties: vaste fase

Code	Koningswater destructie					CaCl ₂ extractie				
	Cu mmol/kg	Cd µmol/kg	Pb mmol/kg	Zn mmol/kg	Zn mmol/kg	Cu µmol/l	Cd µmol/l	Pb µmol/l	Zn µmol/l	Zn µmol/l
ZG1	0.117	1.124	0.077	0.502	0.502	1.473	< det.grens	< det.grens	0.478	0.478
ZG2	0.067	0.965	0.095	0.483	0.483	1.199	0.076	0.016	12.909	12.909
ZG3	0.095	1.305	0.076	0.534	0.534	1.318	0.007	< det.grens	1.674	1.674
ZG4	0.097	0.704	0.031	0.278	0.278	1.163	0.012	< det.grens	1.045	1.045
KG1	0.243	3.976	< det.grens	1.385	1.385	1.264	0.008	< det.grens	1.233	1.233
KG2	0.262	2.210	< det.grens	1.620	1.620	0.812	< det.grens	< det.grens	0.455	0.455
VG1	0.458	7.820	0.651	1.697	1.697	2.479	0.181	0.637	39.480	39.480
VG3	0.530	6.024	0.417	2.582	2.582	2.233	0.652	0.430	143.538	143.538
ZS1	0.219	< det.grens	0.088	0.690	0.690	0.768	0.001	0.028	0.445	0.445
ZS2	0.054	0.777	0.034	0.379	0.379	1.123	0.010	< det.grens	4.605	4.605
ZS3	0.221	1.588	0.095	0.936	0.936	1.489	0.004	0.044	4.138	4.138
ZS4	0.085	1.128	0.046	0.483	0.483	0.717	0.004	0.051	2.251	2.251
KS1	0.159	0.962	0.068	0.897	0.897	0.962	0.004	0.016	0.370	0.370
KS2	0.299	2.433	0.165	1.739	1.739	1.601	0.004	0.025	< det.grens	< det.grens
VS1	1.927	15.805	1.848	8.084	8.084	4.666	0.015	0.644	9.062	9.062
VS2	3.185	23.006	2.909	14.114	14.114	3.353	0.012	0.223	22.699	22.699
VS3	0.528	3.931	0.275	2.160	2.160	2.498	0.003	0.093	4.542	4.542
MZG1	0.128	1.658	0.082	0.737	0.737	4.563	< det.grens	< det.grens	1.696	1.696
MZG2	0.070	0.800	0.127	0.605	0.605	3.199	0.012	0.025	7.266	7.266
MZG3	0.114	1.650	0.095	0.913	0.913	2.983	< det.grens	< det.grens	2.243	2.243
MZG4	0.110	1.139	0.039	0.349	0.349	2.719	0.001	< det.grens	1.794	1.794
MKG1	0.230	3.660	< det.grens	1.353	1.353	2.090	0.000	< det.grens	1.339	1.339
MKG2	0.252	2.594	0.133	1.574	1.574	1.709	< det.grens	< det.grens	0.270	0.270
MVG1	0.504	7.375	0.692	2.171	2.171	4.851	0.082	0.494	20.862	20.862
MVG2	0.888	9.298	1.024	3.866	3.866	5.396	0.031	0.500	34.279	34.279
MVG3	0.533	5.979	0.425	2.452	2.452	3.054	0.344	0.318	87.174	87.174

Bijlage 5. PAK concentraties: vaste fase

Code	NAF	ACE	ACEN	FLUe	FEN	ANT	FLUa	PYR	BaA	CHRY	BkF*	BaP	DahA	BghiP	I123cdP
	mmol/kg	mmol/kg	mmol/kg	mmol/kg	mmol/kg	mmol/kg	mmol/kg	mmol/kg	mmol/kg	mmol/kg	mmol/kg	mmol/kg	mmol/kg	mmol/kg	mmol/kg
ZG1	1.07E-05	< det.g.	4.49E-06	8.09E-07	< det.g.	5.36E-05	5.01E-03	4.05E-05	4.25E-04	3.89E-04	2.55E-04	1.62E-04	4.91E-06	1.39E-04	1.29E-04
ZG2	3.33E-04	8.55E-04	5.89E-03	2.86E-03	2.54E-02	7.78E-03	2.36E-02	2.41E-02	2.92E-02	2.25E-02	1.75E-02	1.79E-02	4.88E-03	9.27E-03	1.23E-02
ZG3	1.96E-04	1.09E-04	3.34E-03	4.97E-04	5.08E-03	3.04E-03	1.62E-02	1.54E-02	1.36E-02	9.62E-03	9.81E-03	9.30E-03	2.51E-03	5.13E-03	6.34E-03
ZG4	1.84E-06	< det.g.	3.10E-05	1.35E-07	< det.g.	7.27E-05	1.63E-04	< det.g.	4.49E-04	3.97E-04	2.99E-04	1.63E-04	2.54E-06	9.81E-05	1.07E-04
KG1	5.37E-05	1.19E-04	1.09E-03	3.29E-04	4.29E-03	2.09E-03	1.11E-02	8.62E-03	6.66E-03	4.99E-03	4.58E-03	4.28E-03	1.22E-03	2.83E-03	3.45E-03
KG2	4.35E-08	< det.g.	9.17E-07	1.44E-08	< det.g.	2.35E-05	1.38E-05	< det.g.	3.73E-04	2.63E-04	6.09E-05	3.87E-05	3.51E-08	1.34E-05	1.01E-05
VG1	3.93E-05	< det.g.	2.98E-04	1.01E-05	1.23E-04	1.32E-04	6.90E-04	2.74E-04	7.66E-04	8.60E-04	6.19E-04	3.39E-04	8.45E-05	3.71E-04	4.32E-04
VG3	3.54E-05	< det.g.	4.97E-05	1.82E-06	5.93E-05	1.27E-04	7.64E-04	3.74E-04	8.56E-04	8.55E-04	5.22E-04	3.30E-04	4.90E-05	2.63E-04	3.18E-04
ZS1	4.73E-04	2.02E-04	2.28E-05	1.25E-04	3.60E-04	1.65E-04	7.12E-04	2.57E-04	4.48E-04	4.25E-04	2.20E-04	1.24E-04	3.74E-06	8.16E-05	8.79E-05
ZS2	1.30E-04	7.52E-05	1.60E-02	7.58E-04	1.19E-02	2.67E-03	1.48E-02	1.34E-02	1.02E-02	8.08E-03	6.51E-03	5.80E-03	1.48E-03	2.64E-03	3.63E-03
ZS3	5.88E-05	6.85E-05	4.06E-04	1.27E-04	1.31E-03	5.41E-04	4.21E-03	3.40E-03	2.63E-03	2.01E-03	1.84E-03	1.63E-03	4.71E-04	9.33E-04	1.17E-03
ZS4	4.89E-06	< det.g.	4.12E-06	9.05E-07	< det.g.	4.93E-05	2.48E-04	1.86E-05	4.56E-04	3.35E-04	1.49E-03	7.95E-05	9.02E-07	4.54E-05	5.00E-05
KS1	1.15E-05	2.86E-06	8.69E-05	5.30E-05	4.95E-04	3.13E-04	1.93E-03	1.41E-03	8.43E-04	1.59E-03	5.48E-04	4.60E-04	4.22E-05	2.66E-04	3.08E-04
KS2	5.12E-05	8.20E-04	1.94E-04	4.44E-04	1.29E-02	6.44E-05	1.05E-02	9.30E-03	1.60E-03	4.32E-03	3.41E-03	1.96E-03	5.37E-04	1.66E-03	2.15E-03
VS1	5.97E-06	1.24E-06	1.01E-06	2.30E-05	6.01E-06	1.82E-04	1.02E-03	6.33E-04	1.37E-03	9.63E-04	3.34E-04	1.97E-04	8.94E-06	2.08E-04	2.22E-04
VS2	1.02E-04	6.07E-05	3.81E-04	1.46E-04	1.07E-03	7.34E-04	5.26E-03	4.69E-03	3.52E-03	2.91E-03	2.20E-03	1.93E-03	5.71E-04	1.21E-03	1.44E-03
VS3	4.23E-05	1.17E-07	2.38E-06	1.09E-05	< det.g.	8.11E-05	2.68E-04	< det.g.	6.26E-04	4.43E-04	1.36E-04	7.16E-04	6.50E-07	6.55E-05	6.68E-04
MZG1	1.13E-04	6.78E-07	9.54E-06	5.03E-06	1.22E-04	7.33E-05	4.31E-04	< det.g.	7.64E-04	6.36E-04	3.11E-04	2.24E-04	1.04E-05	1.68E-04	1.73E-04
MZG2	2.59E-04	5.78E-04	5.89E-03	2.05E-03	3.08E-02	7.22E-03	4.40E-02	4.03E-02	3.27E-02	2.59E-02	2.24E-02	1.88E-02	4.85E-03	9.57E-03	1.24E-02
MZG3	1.41E-04	5.47E-05	2.69E-03	3.11E-04	3.06E-03	1.90E-03	1.30E-02	1.30E-02	1.06E-02	8.63E-03	9.77E-03	9.14E-03	2.47E-03	5.27E-03	6.54E-03
MZG4	2.66E-05	4.41E-06	1.35E-04	3.42E-05	5.81E-04	2.74E-04	1.27E-03	1.06E-03	5.83E-04	6.27E-04	6.13E-04	5.13E-04	9.81E-05	3.38E-04	3.66E-04
MKG1	4.06E-05	6.76E-05	1.41E-03	2.74E-04	3.44E-03	1.50E-03	6.88E-03	5.65E-03	3.59E-03	2.91E-03	2.84E-03	2.79E-03	8.24E-04	1.84E-03	2.17E-03
MKG2	2.94E-03	1.80E-06	9.21E-07	5.05E-06	2.12E-04	5.50E-05	3.54E-04	1.18E-04	1.29E-04	1.35E-04	1.17E-04	7.22E-05	5.04E-07	4.57E-05	4.06E-05
MVG1	2.68E-05	1.05E-06	2.60E-04	2.06E-05	2.41E-04	2.02E-04	1.05E-03	7.55E-04	5.57E-04	6.76E-04	6.47E-04	3.88E-04	9.26E-05	3.67E-04	4.41E-04
MVG2	8.92E-05	8.87E-05	2.81E-04	1.23E-04	1.09E-03	4.69E-04	2.89E-03	2.50E-03	1.50E-03	1.42E-03	1.28E-03	9.95E-04	3.13E-04	6.80E-04	8.41E-04
MVG3	2.48E-05	4.86E-07	4.17E-05	9.48E-06	2.40E-04	1.16E-04	7.54E-04	4.78E-04	3.96E-04	5.63E-04	4.91E-04	3.21E-04	5.13E-05	2.47E-04	2.99E-04

NAF=naftaleen, ACE=Acenafteen, ACEN=Acenafityleen, FLUe=fluoreen, FEN=fenantreen, ANT=antracene, FLUa=Fluoranteen, PYR=pyteen, BaA=Benz(a)antracene, CHRY=chryseen, BkF=Benz(k)fluoranteen, BaP=Benz(a)pyreen, DahA=Dibenz(ah)antracene, BghiP=Benz(ghi)peryleen, I123cdP=Indeno(123cd)pyreen. De in dit lijstje vetgedrukte PAK zijn van belang voor de vaststelling van de baggerspecie-klasse. *BkF is in werkelijkheid een mengsel van de *b, j* en *k* congenen, die chromatografisch niet te onderscheiden waren.

Bijlage 6. Bodemeigenschappen: poriewater (inclusief metalen)

Code	pH	Cu µmol/l	Cd µmol/l	Pb µmol/l	Zn µmol/l	PO ₄ µmol/l	EC µS/cm	Cl mmol/l	NO ₃ mmol/l	SO ₄ mmol/l	DOC mmol/l
ZG1	7.89	0.5043	0.00069	0.0097	0.33	< det.grens	859.0	0.911	0.064	1.866	11.32
ZG2	7.17	0.6518	0.00387	0.3434	1.88	18.5	543.0	0.658	3.165	0.248	14.77
ZG3	7.70	0.6839	0.00103	0.0109	0.5	34.6	722.0	0.718	4.314	0.257	7.52
ZG4	7.64	0.789	0.00085	0.0116	0.4	11.0	583.0	0.497	3.587	0.193	6.60
KG1	8.06	1.066	0.00081	< det.grens	0.18	40.8	1300.0	1.552	6.612	0.526	8.36
KG2	8.25	0.7163	0.00064	< det.grens	0.15	12.8	696.0	1.358	1.127	0.283	8.53
VG1	5.29	1.4555	0.01047	0.1296	3.35	< det.grens	2970.0	18.188	1.988	6.185	20.85
VG3	4.88	0.7676	0.03924	0.0344	17.41	1.0	1950.0	1.217	3.537	10.199	7.62
MZG1	7.72	0.9264	0.00219	0.0111	0.76	1.5	1560.0	6.003	0.340	2.326	11.15
MZG2	7.08	0.6012	0.00342	0.0131	1.68	0.5	3170.0	2.983	0.727	20.757	10.95
MZG3	7.55	0.5534	0.0043	0.016	1.08	1.7	2610.0	8.055	0.251	10.301	9.24
MZG4	7.78	0.6584	0.0012	0.023	0.43	6.4	1510.0	4.381	1.280	3.970	18.52
MKG1	7.75	0.4428	0.00109	< det.grens	0.27	0.7	2330.0	3.931	0.512	10.077	10.17
MKG2	7.75	0.2685	0.00043	0.006	0.11	4.1	1340.0	2.499	0.109	5.076	9.05
MVG1	7.38	0.8742	0.00284	0.067	1.61	1.7	2780.0	18.669	0.395	4.926	30.21
MVG2	7.14	1.1745	0.00191	0.0842	2	1.7	3060.0	18.891	0.142	5.519	28.07
MVG3	6.40	0.6318	0.00379	0.0183	4	1.2	1720.0	4.236	0.192	7.946	16.65

Bijlage 7. Bodemeigenschappen: poriewater (PAK)

Code	NAF	ACE	ACEN	FLUe	FEN	ANT	FLUa	PYR	BaA	CHRY	BkF*	BaP	DahA	BghiP	I123cdP
	mmol/l	mmol/l	mmol/l	mmol/l	mmol/l	mmol/l	mmol/l	mmol/l	mmol/l	mmol/l	mmol/l	mmol/l	mmol/l	mmol/l	mmol/l
ZG1	< det.g.	1.06E-07 < det.g.	3.62E-08	1.10E-07	1.39E-07	1.39E-08	5.43E-08	3.73E-08	4.39E-10	6.57E-09	3.89E-09	6.14E-09	< det.g.	< det.g.	< det.g.
ZG2	< det.g.	7.89E-08	4.27E-07	6.49E-08	5.96E-07	3.94E-07	1.81E-06	1.64E-06	1.27E-06	1.98E-06	3.55E-06	2.25E-06	5.69E-07	8.97E-06	1.10E-05
ZG3	< det.g.	< det.g.	2.39E-08	4.67E-07	7.10E-06	9.78E-07	2.17E-06	4.52E-06	1.84E-06	4.81E-06	7.66E-07	4.49E-07	< det.g.	8.76E-07	3.01E-07
ZG4	< det.g.	< det.g.	2.53E-08	3.98E-08	1.35E-07	3.87E-08	6.04E-08	7.86E-08	3.25E-08	7.61E-08	4.38E-08	1.22E-08	< det.g.	< det.g.	< det.g.
KG1	< det.g.	2.39E-08 < det.g.	2.12E-08	4.01E-07	6.16E-07	6.16E-08	7.62E-07	6.63E-07	4.52E-07	4.64E-07	3.88E-07	2.38E-07	< det.g.	2.00E-07	2.52E-07
KG2	< det.g.	< det.g.	2.72E-08	1.27E-07	1.27E-07	1.27E-08	2.07E-08	6.23E-09	2.32E-09	4.16E-09	9.92E-10	2.28E-08	< det.g.	< det.g.	< det.g.
VG1	< det.g.	< det.g.	6.11E-08	3.36E-08	2.14E-08	2.14E-08	7.37E-08	4.48E-08	1.19E-08	3.30E-08	3.71E-08	2.77E-08	< det.g.	< det.g.	< det.g.
VG3	< det.g.	< det.g.	2.48E-08 < det.g.	3.34E-07	5.39E-08	9.11E-08	9.11E-08	2.54E-08	4.27E-08	1.11E-07	3.08E-08	4.49E-08	< det.g.	< det.g.	< det.g.
MZG1	< det.g.	1.67E-07 < det.g.	6.57E-08	1.87E-07	1.36E-07	1.36E-08	4.41E-08	2.46E-08	< det.g.	4.25E-09	3.33E-09	1.63E-08	< det.g.	< det.g.	< det.g.
MZG2	8.58E-07	3.09E-08	2.80E-07	7.08E-08	2.29E-06	2.79E-07	5.83E-06	6.04E-06	5.20E-06	8.21E-06	7.95E-06	2.37E-06	< det.g.	< det.g.	< det.g.
MZG3	< det.g.	1.15E-07	7.93E-08	5.84E-08	2.81E-07	1.00E-07	8.90E-07	9.66E-07	7.98E-07	7.59E-07	8.85E-07	9.80E-07	9.64E-08	7.26E-07	7.57E-07
MZG4	< det.g.	1.17E-07 < det.g.	5.58E-08	2.35E-07	5.13E-08	3.21E-07	9.09E-08	2.92E-07	9.19E-08	2.37E-07	2.57E-07	5.11E-08	< det.g.	1.06E-07	9.11E-08
MKG1	< det.g.	5.43E-08 < det.g.	2.62E-08	1.00E-07	1.73E-08	9.09E-08	6.77E-08	9.69E-08	< det.g.	< det.g.	1.35E-08	2.39E-08	< det.g.	< det.g.	< det.g.
MKG2	< det.g.	8.94E-08 < det.g.	3.52E-08	7.67E-08	1.12E-08	1.12E-08	9.11E-09	< det.g.	< det.g.	< det.g.	< det.g.	< det.g.	< det.g.	< det.g.	< det.g.
MVG1	< det.g.	< det.g.	4.75E-08	1.81E-07	5.00E-08	3.37E-07	2.61E-07	1.92E-07	1.92E-07	2.39E-07	1.55E-07	5.46E-08	< det.g.	3.43E-08	6.08E-08
MVG2	< det.g.	4.86E-08 < det.g.	1.13E-07	3.96E-07	6.20E-08	3.26E-07	2.74E-07	1.24E-07	1.24E-07	1.63E-07	8.87E-08	2.54E-08	< det.g.	1.63E-08	2.14E-08
MVG3	< det.g.	5.05E-08 < det.g.	5.73E-08	3.56E-08	3.57E-08	1.67E-07	9.73E-08	1.60E-08	1.60E-08	7.91E-08	3.88E-08	< det.g.	< det.g.	< det.g.	< det.g.

NAF=naftaleen, ACE=Acenafteen, ACEN=Acenaflyleen, FLUe=fluoreen, FEN=fenantreen, ANT=antracene, FLUa=Fluoranteen, PYR=pyreene, BaA=Benz(a)antracene, CHRY=chryseen, BkF=Benz(k)fluoranteen, BaP=Benz(a)pyreene, DahA=Dibenz(ah)antracene, BghiP=Benz(ghi)peryleen, I123cdP=Indeno(123cd)pyreene. De in dit lijstje vetgedrukte PAK zijn van belang voor de vaststelling van de baggerspecie-klasse. *BkF is in werkelijkheid een mengsel van de b, j en k congenen, die chromatografisch niet te onderscheiden waren.

Bijlage 8. Partitie-coëfficiënten van de metalen

Code	Koningswater destructie				CaCl ₂ extractie			
	Cu L/Kg	Cd L/Kg	Pb L/Kg	Zn L/Kg	Cu L/Kg	Cd L/Kg	Pb L/Kg	Zn L/Kg
ZG1	233	1630	7980	1522	2.92	< det.g.	< det.g.	1.45
ZG2	102	249	278	257	1.84	19.65	0.05	6.87
ZG3	139	1267	6987	1069	1.93	6.65	< det.g.	3.35
ZG4	123	828	2633	694	1.47	14.32	< det.g.	2.61
KG1	228	4909	< det.g.	7693	1.19	10.16	< det.g.	6.85
KG2	365	3454	< det.g.	10802	1.13	< det.g.	< det.g.	3.03
VG1	315	747	5024	507	1.70	17.24	4.91	11.79
VG3	690	154	12111	148	2.91	16.62	12.49	8.24
MZG1	138	757	7370	969	4.93	< det.g.	< det.g.	2.23
MZG2	116	234	9715	360	5.32	3.52	1.89	4.33
MZG3	205	384	5953	845	5.39	< det.g.	< det.g.	2.08
MZG4	167	949	1708	811	4.13	0.63	< det.g.	4.17
MKG1	518	3358	< det.g.	5012	4.72	0.38	< det.g.	4.96
MKG2	937	6032	22114	14309	6.37	< det.g.	< det.g.	2.45
MVG1	577	2597	10334	1348	5.55	28.95	7.37	12.96
MVG2	756	4868	12167	1933	4.59	16.03	5.93	17.14
MVG3	843	1578	23224	613	4.83	90.89	17.39	21.79

Bijlage 9. Partitie-coëfficiënten van de PAKs

Code	NAF L/kg	ACE L/kg	ACEn L/kg	FLU L/kg	FEN L/kg	ANT L/kg	FLUa L/kg	PYR L/kg	BaA L/kg	CHRY L/kg	BkF* L/kg	BaP L/kg	DiBaha L/kg	BghiP L/kg	I123cdP L/kg
ZG1	< det.g.	< det.g.	< det.g.	22	< det.g.	3855	92347	1087	969784	59188	65507	26436	< det.g.	< det.g.	< det.g.
ZG2	< det.g.	10841	13820	44445	42677	19719	13055	14635	23036	11375	4912	7950	8569	1034	1118
ZG3	< det.g.	< det.g.	139607	1065	715	3112	7446	3405	7356	2000	12812	20701	< det.g.	5853	21059
ZG4	< det.g.	< det.g.	1227	3	< det.g.	1877	2701	< det.g.	13809	5221	6827	13340	< det.g.	< det.g.	< det.g.
KG1	< det.g.	4965	< det.g.	15514	10705	34009	14538	13012	14746	10745	11971	18001	< det.g.	14193	13707
KG2	< det.g.	< det.g.	< det.g.	1	< det.g.	1842	667	< det.g.	160478	63111	61350	1697	< det.g.	< det.g.	< det.g.
VG1	< det.g.	< det.g.	4877	300	5726	6150	9354	6112	64405	26076	16710	12227	< det.g.	< det.g.	< det.g.
VG3	< det.g.	< det.g.	2006	< det.g.	178	2361	8381	14715	20035	7731	16959	7343	< det.g.	< det.g.	< det.g.
MZG1	< det.g.	4	< det.g.	77	653	5395	9769	< det.g.	< det.g.	149559	93261	13766	< det.g.	< det.g.	< det.g.
MZG2	302	18712	21030	28983	13455	25847	7549	6670	6292	3154	2822	7923	< det.g.	< det.g.	< det.g.
MZG3	< det.g.	474	33962	5330	10903	18937	14629	13452	13299	11373	11035	9317	25609	7261	8637
MZG4	< det.g.	38	< det.g.	612	2476	5345	3944	3618	6342	2649	2384	10040	< det.g.	3170	4024
MKG1	< det.g.	604	< det.g.	3090	14177	61200	89976	140051	114164	63165	832430	114474	< det.g.	< det.g.	< det.g.
MKG2	< det.g.	33	< det.g.	193	2118	3172	3890	1739	13308	5727	8650	3024	< det.g.	< det.g.	< det.g.
MVG1	< det.g.	12	< det.g.	586	3139	18105	115627	< det.g.	< det.g.	< det.g.	< det.g.	< det.g.	< det.g.	< det.g.	< det.g.
MVG2	< det.g.	< det.g.	11628	2596	6028	9387	8581	9555	7803	5936	8283	18210	< det.g.	19828	13843
MVG3	< det.g.	10	< det.g.	84	607	1865	2314	1745	3185	3460	5535	12639	< det.g.	15122	13932

NAF=naftaleen, ACE=Acenafteen, ACEN=Acenaftyleen, FLUe=fluoreen, FEN=fenantreen, ANT=antracene, FLUa=Fluoranteen, PYR=pyreen,

BaA=Benz(a)antracene, CHRY=chryseen, BkF=Benz(k)fluoranteen, BaP=Benz(a)pyreen, DahA=Dibenz(ah)antracene, BghiP=Benz(ghi)peryleen,

I123cdP=Indeno(123cd)pyreen. De in dit lijstje vetgedrukte PAK zijn van belang voor de vaststelling van de baggerspecie-klasse. *BkF is in werkelijkheid een mengsel van de

b, j en *k* congenen, die chromatigrafisch niet te onderscheiden waren.

det. 1	1.01E-04	1.36E-04	2.41E-05	2.25E-05	1.12E-05	9.41E-05	3.96E-05	1.32E-05	1.75E-05	2.78E-05	3.97E-06	7.93E-06	7.19E-06	1.09E-05	1.81E-05
0	<	<	<	< 4.70E-05	<	<	< 2.28E-05	<	<	<	<	<	< 1.95E-06	<	< 1.03E-05
MKG2	0	<	<	<	<	<	<	< 6.68E-06	1.03E-05	<	<	<	<	<	<
1	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<
3	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
14	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<
21	2.29E-04	<	<	<	<	<	<	<	3.96E-05	8.09E-06	1.51E-05	<	4.47E-06	5.35E-06	<
35	<	<	<	<	<	<	<	<	5.17E-05	<	1.94E-05	<	7.14E-06	9.74E-06	<
49	<	<	<	<	<	<	<	<	1.71E-05	<	<	<	<	<	<
det. 1	5.46E-05	5.84E-05	1.20E-05	1.12E-05	5.61E-06	3.96E-05	1.48E-05	4.39E-06	8.76E-06	1.19E-05	3.97E-06	3.96E-06	3.60E-06	3.62E-06	7.25E-06
0	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<
MVG1	0	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<
1	<	<	<	<	<	<	<	<	3.67E-05	6.25E-06	1.11E-05	<	3.48E-06	3.35E-06	<
3	<	<	<	<	<	<	<	<	4.25E-05	8.36E-06	1.54E-05	1.01E-05	5.03E-06	4.80E-06	<
14	<	<	<	<	<	<	<	<	3.06E-05	9.02E-06	1.42E-05	1.09E-05	4.55E-06	4.98E-06	<
21	<	<	<	<	<	<	<	<	3.69E-05	8.55E-06	1.47E-05	1.10E-05	7.22E-06	6.22E-06	<
35	<	<	<	<	<	<	<	<	1.93E-05	7.66E-06	5.74E-05	1.38E-05	2.13E-05	5.67E-06	7.82E-06
49	<	<	<	<	<	<	<	<	1.29E-05	4.34E-06	2.70E-05	2.88E-05	7.09E-06	1.19E-05	4.43E-06
det. 1	4.68E-05	5.19E-05	1.20E-05	5.62E-06	5.61E-06	3.47E-05	1.48E-05	4.39E-06	4.38E-06	1.19E-05	3.97E-06	3.96E-06	3.60E-06	3.62E-06	7.25E-06
0	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<
MVG2	0	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<
1	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<
3	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<
14	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<
21	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<
35	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<
49	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<

det. 1. = detectie-limiet, verschildt per grond als gevolg van verschillen in wormen-eindgewichten; t=0 getallen betreft steeds twee wormen die niet zijn blootgesteld in grond.
n.b.=niet bepaald.

Bijlage 11. Koc van de PAKs

Code	NAF L/kg	ACE L/kg	Acen L/kg	FLUe L/kg	FEN L/kg	ANT L/kg	FLUa L/kg	PYR L/kg	BaA L/kg	CHRY L/kg	BkF* L/kg	BaP L/kg	DiBahA L/kg	BghiP L/kg	I123cdP L/kg
ZG1	< det.g.	< det.g.	< det.g.	4.77E+02	< det.g.	8.23E+04	1.97E+06	2.32E+04	2.07E+07	1.26E+06	1.40E+06	5.64E+05	< det.g.	< det.g.	< det.g.
ZG2	< det.g.	6.27E+05	7.99E+05	2.57E+06	2.47E+06	1.14E+06	7.55E+05	8.46E+05	1.33E+06	6.57E+05	2.84E+05	4.59E+05	4.95E+05	5.98E+04	6.46E+04
ZG3	< det.g.	< det.g.	1.15E+07	8.78E+04	5.89E+04	2.56E+05	6.14E+05	2.81E+05	6.06E+05	1.65E+05	1.06E+06	1.71E+06	< det.g.	4.82E+05	1.74E+06
ZG4	< det.g.	< det.g.	1.11E+05	3.06E+02	< det.g.	1.70E+05	2.44E+05	< det.g.	1.25E+06	4.72E+05	6.17E+05	1.21E+06	< det.g.	< det.g.	< det.g.
KG1	< det.g.	1.44E+05	< det.g.	4.50E+05	3.10E+05	9.86E+05	4.22E+05	3.77E+05	4.28E+05	3.12E+05	3.47E+05	5.22E+05	< det.g.	4.12E+05	3.98E+05
KG2	< det.g.	< det.g.	< det.g.	1.92E+01	< det.g.	6.67E+04	2.41E+04	< det.g.	5.81E+06	2.29E+06	2.22E+06	6.15E+04	< det.g.	< det.g.	< det.g.
VG1	< det.g.	< det.g.	2.14E+04	1.32E+03	2.51E+04	2.70E+04	4.11E+04	2.68E+04	2.83E+05	1.15E+05	7.34E+04	5.37E+04	< det.g.	< det.g.	< det.g.
VG3	< det.g.	< det.g.	1.51E+04	< det.g.	1.34E+03	1.78E+04	6.31E+04	1.11E+05	1.51E+05	5.82E+04	1.28E+04	5.53E+04	< det.g.	< det.g.	< det.g.
MZG1	< det.g.	6.07E+01	< det.g.	1.14E+03	9.76E+03	8.06E+04	1.46E+05	< det.g.	< det.g.	2.24E+06	1.39E+06	2.06E+05	< det.g.	< det.g.	< det.g.
MZG2	1.76E+04	1.09E+06	1.23E+06	1.69E+06	7.85E+05	1.51E+06	4.40E+05	3.89E+05	3.67E+05	1.84E+05	1.65E+05	4.62E+05	< det.g.	< det.g.	< det.g.
MZG3	< det.g.	3.13E+04	2.24E+06	3.52E+05	7.19E+05	1.25E+06	9.65E+05	8.87E+05	8.77E+05	7.50E+05	7.28E+05	6.15E+05	1.69E+06	4.79E+05	5.70E+05
MZ4	< det.g.	3.76E+03	< det.g.	6.09E+04	2.46E+05	5.32E+05	3.92E+05	3.60E+05	6.31E+05	2.64E+05	2.37E+05	9.99E+05	< det.g.	3.15E+05	4.00E+05
MKG1	< det.g.	1.94E+04	< det.g.	9.93E+04	4.55E+05	1.97E+06	2.89E+06	4.50E+06	3.67E+06	2.03E+06	2.67E+07	3.68E+06	< det.g.	< det.g.	< det.g.
MKG2	< det.g.	1.28E+03	< det.g.	7.42E+03	8.16E+04	1.22E+05	1.50E+05	6.70E+04	5.13E+05	2.21E+05	3.33E+05	1.16E+05	< det.g.	< det.g.	< det.g.
MVG1	< det.g.	4.96E+01	< det.g.	2.48E+03	1.33E+04	7.65E+04	4.89E+04	4.89E+05	< det.g.	< det.g.	< det.g.	< det.g.	< det.g.	< det.g.	< det.g.
MVG2	< det.g.	< det.g.	4.34E+04	9.70E+03	2.25E+04	3.51E+04	3.21E+04	3.57E+04	2.91E+04	2.22E+04	3.09E+04	6.80E+04	< det.g.	7.41E+04	5.17E+04
MVG3	< det.g.	7.28E+01	< det.g.	6.10E+02	4.42E+03	1.36E+04	1.68E+04	1.27E+04	2.32E+04	2.52E+04	4.03E+04	9.20E+04	< det.g.	1.10E+05	1.01E+05

NAF=naftaleen, ACE=Ace-naftaleen, ACEN=Ace-naftyleen, FLUe=fluoreen, FEN=fenantreen, ANT=antracene, FLUa=Fluorantreen, PYR=pyreene,

BaA=Benz(a)antracene, CHRY=chryseen, BkF=Benz(k)fluorantreen, FLUa=fluoreen, FEN=fenantreen, ANT=antracene, FLUa=Fluorantreen, PYR=pyreene,

I123cdP=Indeno(123cd)pyreene. De in dit lijstje vetgedrukte PAK zijn van belang voor de vaststelling van de baggerspecie-klasse. *BkF is in werkelijkheid een mengsel van de

b, j en k congenen, die chromatigrafisch niet te onderscheiden waren.