

2339J/G2

RWS - Directie Gelderland

Methode voor de schatting
van milieurisico's
in de Gelderse Uiterwaarden

F. Balk, J.W. Dogger, F. Noppert,
A.L.M. Rutten, M. Hof en F.B.A. van Lamoen

Delft, 17 maart 1993



16 SEP. 1993

Postbus 5094, 2600 GB Delft
Telefoon 015-625299*
Telefax 015-619326
Bezoekadres: Poortweg 10 Delft

 **bkh adviesbureau**
raadgevende ingenieurs
milieu bouw infrastructuur

581092*

TEN GELEIDE

In het voor u liggende rapport wordt een methode beschreven voor het schatten van risico's van microverontreinigingen in de uiterwaarden. Op basis van een beperkte set van gegevens over concentraties in uiterwaardsediment wordt de blootstelling van plant, dier en mens geschat. Nieuw bij de gevolgde methode is dat risico's kunnen worden uitgedrukt in een kanspercentage op een schadelijk effect. Hierdoor is het mogelijk risico's van verschillende stoffen en voor verschillende diersoorten onderling te vergelijken.

Er moet benadrukt worden dat voor een groot aantal combinaties van (chemische) stoffen en (biologische) soorten, waaronder de mens, veel informatie ontbreekt. Nadrukkelijk wordt gesteld dat validatie in het veld - een toetsing die noodzakelijk is bij elke ontwikkelde methode - nog niet heeft plaatsgevonden.

Desalniettemin geeft de studie aan dat de geschatte risico's van sommige stoffen voor sommige soorten aanzienlijk zijn en aanvullend onderzoek gewenst is. Bij het opstellen van prioriteiten hierin kan deze studie een goede leidraad vormen.

Dit rapport is eerder uitgegeven als BKH rapport, d.d. 30 juni 1992.

VOORWOORD

In opdracht van Rijkswaterstaat, directie Gelderland is door BKH Adviesbureau een literatuuronderzoek uitgevoerd naar de risico's voor gebruiksfuncties in relatie tot de kwaliteit van de uiterwaardbodem (Overeenkomst nr. GL-5090, d.d. 14.08.91).

Het werk is uitgevoerd door Mw. ir. F. Balk (projectleiding en eindredactie), drs. J.W. Dogger (ecotoxicologie), drs. F. Noppert (ecologie, statistiek, landbouw), Mw. ir. A.L.M. Rutten (humane toxicologie), Mw. ir.M. Hof (humane toxicologie) en drs. F.B.A. van Lamoen (gebruiksfuncties Uiterwaarden).

De coördinatie bij RWS, directie Gelderland was eerst in handen van Mw. drs. J.M.H. Demon en werd later overgenomen door drs. T. Smits. De begeleidingscommissie werd gevormd door ir. J.E. van de Weijer (RWS, dir. Gld), Mw. ir. C. van de Mark en ing. N.S.M. Douben (RIZA, Arnhem), ir. A.J. Hendriks en drs. M.T.M. Vossen (RIZA, Lelystad), ing. J. van Leeuwen (RWS, dir. Limburg) en dr. ir. W.C. Ma (DLO-IBN, Arnhem).

SAMENVATTING

Uit een studie van Rijkswaterstaat in 1989 bleek dat de uiterwaardbodem in Nederland sterk is verontreinigd. De uiterwaarden zijn van belang voor de landbouw, de recreatie en de natuur. Bij de beoordeling van de risico's van verontreinigingen voor deze gebruiksfuncties zijn verschillende risicogroepen te onderscheiden. (1) De veeteelt kan schade ondervinden door effecten op het vee en op de grasproductie, en door verontreiniging van dierlijke producten; (2) Bij recreatie in de uiterwaarden zijn de risicogroepen volkstuinders, sportvissers, kampeerders en dagrecreanten; en (3) Voor de natuur wordt het risico beoordeeld voor dieren die kenmerkend zijn voor de uiterwaarden en daarin het grootste deel van hun leven doorbrengen. Hiervoor is een modelvoedselnet gekozen bestaande uit gras, lagere bodemdieren, veldmuis en aardmuis, bosspitsmuis, mol, das, steenuil en torenvalk.

Voor de beoordeling van het risico van de verontreinigingen wordt de blootstelling van de risicogroepen aan de stoffen die in de uiterwaarden voorkomen, vergeleken met een toetsingswaarde. Het risico voor de verschillende risicogroepen is uitgedrukt als de kans dat de blootstelling de toetsingswaarde overschrijdt. Voor de veeteelt wordt als toetsingswaarde de LAC-Signaalwaarde genomen; dit is de laagste concentratie waarbij nadelige effecten kunnen optreden voor de opbrengst en de gezondheid van mens en dier. Als toetsingswaarde voor de recreatie wordt de TDI (totale dagelijkse inname) gebruikt. Voor de natuur is de toetsingswaarde voor elke soort in het voedselnet een waarde voor de NOEC (hoogste concentratie zonder effect) afgeleid uit resultaten met vergelijkbare proefdieren.

Voor de recreatie wordt de blootstelling berekend als de som van opname van de betreffende stoffen direct uit de grond door hand-mond gedrag en door opname uit verontreinigde producten (groente, vis). Hieruit wordt een dagelijkse blootstelling verkregen die vergeleken wordt met de TDI.

De blootstelling van een soort in het voedselnet hangt af van de plaats in de voedselketen, de dagelijkse voedselbehoefte en soms ook van de levensduur. Lagere bodemdieren en gras worden direct blootgesteld aan stoffen in de bodem. Voor de risicoschatting worden de concentraties in de bodem direct vergeleken met de NOEC voor die groepen. Voor de berekening van de concentratie in de regenworm is gebruik gemaakt van empirische relaties met de concentratie in de grond. Voor de spitsmuis, mol, das en steenuil die voornamelijk regenwormen eten, wordt de blootstelling bepaald door de concentratie in de regenworm en de hoeveelheid wormen die zij dagelijks consumeren. Voor de blootstelling van herbivore muizen is de concentratie in het gewas van belang, die wordt berekend via gemeten concentratiefactoren. Voor de blootstelling van de torenvalk is de accumulatie van de stoffen in zijn prooi (muizen en spitsmuis) geschat. Hiervoor is gebruik gemaakt van literatuurgegevens over de kinetiek van opname en afgifte van de verschillende stoffen.

Door gebruik te maken van de variatie in de concentraties in de bodem en van de natuurlijke variatie in een aantal ecologische parameters zoals levensduur, gewicht en voedselbehoefte, kan de blootstelling worden weergegeven als een kansverdeling rond een gemiddelde waarde. Voor de berekening hiervan is gebruik gemaakt van de Monte Carlo sampling techniek. Hierdoor wordt het mogelijk de kans te berekenen dat de blootstelling de toetsingswaarde overschrijdt.

De hier ontwikkelde methode om risico's te schatten is toegepast op onderzoeksgegevens voor de uiterwaarden van de Maas (Cd, Zn en Cu), de Waal of de Rijn (HCB, PCB's, DDT; Ni en PAK). De resultaten geven dan ook een indicatie van de risico's van de stoffen voor de risicogroepen in die specifieke gebieden. Vooral de metalen blijken risico's te geven. Voor de veeteelt zijn dit vooral cadmium, koper en zink, terwijl voor volkstuinders cadmium een risico kan zijn. Voor de natuur vormen alle vier, cadmium, koper, zink en nikkel een groot risico. Vooral de bodembewonende soorten en soorten die veel regenwormen eten, zoals de Mol, Bosspitsmuis, Das en Steenuil lopen de grootste risico's.

De vier onderzochte organische stoffen leveren geen problemen op voor de veeteelt en voor de natuur. PCB's vormen wel een risico voor sportvisseren die regelmatig vis uit de uiterwaarden consumeren.

De hier ontwikkelde risicoschattingsmethode kan vooral gebruikt worden om risico's van verschillende situaties met elkaar te vergelijken. De belangrijkste verontreinigende stoffen en risicogroepen kunnen worden geïdentificeerd. Het beoordelen van de aanvaardbaarheid van de geschatte risico's is echter een politieke zaak.

SUMMARY

A study carried out by the Ministry of Transport, Public Works and Water Management in 1989 showed that the floodplains in The Netherlands are severely polluted. These floodplains are of interest to agriculture, recreation and nature. For an analysis of the risks of pollution to these user functions, various risk groups can be distinguished:

1. animal husbandry may be faced with damage caused by the effects on cattle and grass production and by pollution of animal products;
2. with respect to recreation the risk groups are gardeners, and people angling, camping or at leisure in the floodplains;
3. the risk to nature is assessed for animals characteristic to and passing the main part of their lives in the floodplains. A model food chain has been chosen consisting of grass, soil invertebrates, common vole and short tailed vole, common shrew, mole, badger, little owl and kestrel.

To assess the risk of pollution, the exposure of the risk groups to the substances in the floodplains is compared to a critical level. The risk to the various risk groups is expressed as the possibility of the exposure exceeding the critical level. For animal husbandry the LAC-signal value is taken as the critical value; this is the lowest concentration at which adverse effects may occur on the yield and on human and animal health. As the critical value for recreation the TDI (tolerable daily intake) is used. For nature the critical value for each species in the food chain is the NOEC (highest concentration without effect) derived from toxicological tests carried out with closely related test animals.

For recreation the exposure is calculated as the sum of the intake of the substances directly from the soil by hand-to-mouth contact and by intake from polluted products (vegetables, fish). This results in a daily exposure which is compared to the TDI. The exposure of a species in the food chain depends on its place in the chain, the feeding rate and sometimes on the life span. Terrestrial invertebrates and grass are directly exposed to substances in the soil. For the risk estimation concentrations in the soil are compared directly to the NOEC for these groups. For calculating the concentration in the earthworm, empiric relations between the concentration in earthworm and soil have been used. For the shrew, mole, badger and little owl, feeding mainly on earthworms, the exposure is determined by the concentration in the earthworm and the feeding rate. For the exposure of herbivorous mice the concentration in the vegetation is estimated from measured concentration factors. For the exposure of the kestrel the accumulation of substances in its prey (mice and shrew) is estimated. To this end literature data were used on the kinetics of the uptake and elimination of the various substances.

Using the variability of the measured concentrations in the soil and the natural variability in a number of parameters, such as life span, weight, food intake or feeding rate, exposure can be expressed as a distribution around a mean value. The distribution was generated by the Monte Carlo sampling technique, enabling the estimation of the probability of exposure exceeding the critical value.

The method has been applied to test results from soil studies in the floodplains of the River Meuse (Cd, Zn and Cu), the River Waal or the River Rhine (HCB, PCBs, DDT; Ni and PAH). Hence the results give an indication of the risks of these substances to the risk groups in these specific areas. Especially metals appear to pose severe risks. For animal husbandry these metals are cadmium, copper and zinc, while cadmium may be a risk for gardeners. Cadmium, copper, zinc and nickel impose a severe risk on nature. Particularly soil-dwelling species and species feeding preferably on earthworms such as the mole, common shrew, badger and little owl face the highest risks.

The four organic substances in the investigation do not bring about problems to animal husbandry and nature. However, PCBs do cause pose a problem for anglers regularly consuming fish caught in the floodplains.

The risk assessment method developed is especially suited for the comparison of the risks in different situations. The main polluting substances and risk groups can be identified. Judging the acceptability of the estimated risks, however, is a political matter.

INHOUDSOPGAVE	BLZ.
TEN GELEIDE	i
VOORWOORD	ii
SAMENVATTING	iii
SUMMARY	v
INHOUDSOPGAVE	vi
ALGEMEEN GEDEELTE I	
1. INLEIDING	1
2. GEBRUIKSFUNCTIES VAN DE UITERWAARDEN	
2.1. Karakterisering uiterwaardengebied	3
2.2. Huidige situatie	3
2.3. Toekomstige ontwikkeling	6
3. BODEMVERONTREINIGING IN DE UITERWAARDEN	
3.1. Inleiding	8
3.2. Concentraties aan verontreinigende stoffen	8
3.3. Keuze van stoffen voor gebiedsdekkende risicoschatting	9
3.4. Stofkeuze en verdeling	11
3.5. Keuze van ruimtelijke schaal voor risico-uitspraken	11
4. PRINCIPE VAN KWANTITATIEVE RISICOSCHATTING	
4.1. Inleiding	12
4.2. Kwantitatieve risicoschatting	13
4.3. Discussie	15
RISICO'S PER GEBRUIKSFUNCTIE: LANDBOUW	
5. LANDBOUW	
5.1. Risicogroepen	17
5.2. Methode voor de risicoschatting in de landbouw	17
5.3. Risicoschatting	18
RISICO'S PER GEBRUIKSFUNCTIE: RECREATIE	
6. RECREATIE	
6.1. Risicogroepen	20
6.2. Methode voor de gezondheidkundige risicoschatting	20
6.3. Bepalen van de blootstelling	21
6.3.1. Volkstuinieren	21
6.3.2. Sportvissen	23
6.3.3. Kamperen	26
6.3.4. Recreatie op zon-, speel- en/of ligweiden	27
6.4. Gezondheidkundige toetsingscriteria	27
6.5. Risicoschatting	28
6.6. Discussie	31

INHOUDSOPGAVE

BLZ.

RISICO'S PER GEBRUIKSFUNCTIE: NATUUR

7.	EXPOSITIE-ANALYSE VOOR HET ECOSYSTEEM	
7.1.	Risicogroepen	33
7.2.	Beschrijving van de blootstelling	33
	7.2.1. Blootstelling in een voedselketen	33
	7.2.2. Blootstelling als stochastische variabele	34
7.3.	Stofstromen naar de trofische niveaus	35
	7.3.1. Stofstroom bodem-vegetatie	35
	7.3.2. Stofstroom naar bodemevertebraten	35
	7.3.3. Stofstroom naar zoogdieren en vogels	38
8.	SCHATTING VAN DE BLOOTSTELLING VAN HET ECOSYSTEEM	
8.1.	Ecologische parameters	43
8.2.	Toxicokinetische parameters	44
	8.2.1. Cadmium	45
	8.2.2. Hexachloorbenzeen	53
	8.2.3. PCB's	55
	8.2.4. DDT en derivaten	57
	8.2.5. Koper	58
	8.2.6. Zink	60
	8.2.7. Nikkel	61
	8.2.8. PAK	62
8.3.	Berekening van de blootstelling per stof en per soort	63
9.	TOXICITEITSGEGEVENS VOOR DE RISICOGROEPEN	
9.1.	Inleiding	66
9.2.	Toxiciteitsgegevens per stof	67
	9.2.1. Cadmium	67
	9.2.2. HCB	69
	9.2.3. PCB's	71
	9.2.4. DDT en derivaten	73
	9.2.5. Koper	73
	9.2.6. Zink	74
	9.2.7. Nikkel	74
	9.2.8. PAK	75
10.	RISICOSCHATTING VOOR HET ECOSYSTEEM	
10.1.	Inleiding	76
10.2.	Risico's per stof per soort	76
10.3.	Discussie	80

INHOUDSOPGAVE

BLZ.

ALGEMEEN GEDEELTE II

11.	DISCUSSIE EN CONCLUSIES	
11.1.	Methode	82
11.2.	Resultaten	83
11.3.	Leemtes in de kennis	83
11.4.	Conclusies	84

LITERATUUR

Annex I	Kwaliteit en overzicht ecologische parameters
Annex II	Statistische analyse voor ecologische parameters
Annex III	Toxiteit van de verschillende stoffen voor bodemorganismen
Annex IV	Statistische analyse van bodemconcentraties
Annex V	Berekeningen van de risicoschatting voor de natuur

1. INLEIDING

Uit een literatuurstudie die in 1989 door Rijkswaterstaat is uitgevoerd bleek dat de uiterwaarbodem in Nederland sterk verontreinigd is. Landbouwkundig gebruik van de uiterwaarden zou mogelijk risico's voor de volksgezondheid met zich meebrengen en er waren tevens aanwijzingen dat de natuurfunctie bedreigd werd. Daarop werd door RWS een beperkt aanvullend onderzoek gedaan naar de kwaliteit van de waterbodem in het winterbed van de Waal en de Rijn. De monsters zijn daarbij onderzocht op het standaard RIZA-pakket (zware metalen, PAK, PCB's) en dioxine. De resultaten van dit onderzoek bevestigden de bevindingen van het literatuuronderzoek.

Vervolgens is door RWS, directie Gelderland opdracht verleend aan onderzoeksbureau CSO om een gebiedsdekkend onderzoek van de uiterwaarden voor te bereiden. Daarbij wordt een strategie ontwikkeld (bemonsteringsprogramma) voor de uitvoering. Het gebiedsdekkend onderzoek zal leiden tot de vervaardiging van verontreinigingskaarten waarin de bodemkwaliteit van de uiterwaardgraslanden wordt weergegeven. In dit onderzoek zal tevens duidelijk worden met welke ruimtelijke variatie in ruimte en tijd rekening moet worden gehouden.

Tegelijkertijd is er een literatuuronderzoek geïnitieerd naar de risico's van de verontreinigingen voor de gebruiksfuncties van de uiterwaarden. Doel van dit onderzoek is het schatten van de risico's voor het milieu en voor de mens bij de nu bekende concentraties aan verontreinigingen. De resultaten van de risicoschatting worden gebruikt bij de invulling van het hierbovengenoemde gebiedsdekkende bemonsteringsprogramma. In een later stadium wordt de ontwikkelde methode toegepast om een gebiedsdekkende risicoschatting uit te voeren.

De uiterwaarden hebben diverse functies. Naast de primaire functie, de afvoer van water, zijn de uiterwaarden ook van belang voor de landbouw, recreatie en de natuur. Bij de beoordeling van de risico's voor gebruiksfuncties kunnen dan ook verschillende risicogroepen worden onderscheiden. Ruim driekwart van de Nederlandse uiterwaarden is nog in agrarisch gebruik, voornamelijk als grasland. Hoge concentraties aan verontreinigingen kunnen invloed hebben op de grasproductie, op de gezondheid van het vee (runderen) en op de kwaliteit van het dierlijke produkt (melk, vlees en organen). De kwaliteitseisen die wettelijk worden gesteld aan dierlijke en plantaardige produkten bepalen meestal de concentratiegrenzen van de verontreinigingen in de uiterwaarden waarboven agrarisch gebruik een risico kan inhouden. Deze grenzen zijn vastgelegd als IAC-Signaalwaarden.

Recreatief gebruik van de uiterwaarden door de mens kan bestaan uit diverse activiteiten waarbij de kans op blootstelling aan de aanwezige verontreinigingen al dan niet groot is. Voor een risicoschatting zijn activiteiten zoals vissen, volkstuinieren en kamperen van meer belang dan fietsen, wandelen en varen. De risicoschatting is uitgevoerd voor volkstuinders, sportvisser, kampeerders en voor recreanten die gedeelten van de uiterwaarden gebruiken als lig- en/of speelweide (risicogroepen). Grenzen waaronder geen schadelijke effecten voor de volksgezondheid worden verwacht worden zijn vastgelegd als TDI-waarden (Toegestane Dagelijkse Inname).

In de toekomst zal in de uiterwaarden sprake zijn van een verschuiving van de landbouwfunctie naar een natuur- en recreatieve functie. In het kader van de ontwikkeling van een ecologische hoofdstructuur zoals voorgesteld in het Natuurbeleidsplan (LNV, 1990) is versterking van de natuurfunctie nodig.

Er zijn daarom plannen opgesteld om op kansrijke lokaties een aantal grootschalige natuurbouwprojecten uit te voeren. In verband hiermee is het van belang om de mogelijke gevaren van een verontreinigde bodem voor het beoogde streefbeeld in de natuurontwikkeling in te schatten. Voor de risicoschatting voor de natuurfunctie is uitgegaan van een modelvoedselnet dat kenmerkend is voor de uiterwaarden, bestaande uit regenwormen en muizen als primaire consumenten, en de mol, spitsmuis, das, steenuil en torenvalk als secundaire of tertiaire consument. Grenzen waarbij geen effect op een soort wordt verwacht, zijn zogenaamde No Observed Effect Concentraties (NOEC) in de bodem of in het voedsel, of No Effective Dose (NED) als dosis per kg lichaamsgewicht (per dag). In de meeste gevallen moeten deze waarden voor de soorten in het modelvoedselnet worden afgeleid uit waarden die met standaard testdieren zijn verkregen.

In het rapport dat nu voor u ligt, wordt de methode voor de risicoschatting voor de verschillende functies in de uiterwaarden uiteengezet. De methode is toegepast voor een aantal verontreinigende stoffen die in hogere concentraties en wijd verspreid voorkomen en de betrouwbaarheid van de schattingen wordt aangegeven.

2. GEBRUIKSFUNCTIES VAN DE UITERWAARDEN

2.1. Karakterisering uiterwaardengebied

De uiterwaarden vormen een strook aan weerszijden van de grote rivieren tussen het zomerbed en de bandijk. Ze zijn de enige plek waar de oorspronkelijke dynamiek van het rivierengebied nog enigszins tot uiting komt. Oorspronkelijk was het rivierengebied een natuurlijk systeem met gradiënten tussen hoogdynamische milieus in de nabijheid van de geulen tot milieus met een lage dynamiek in de kommen. Door bedijking van de rivieren werden de geulen vastgelegd en ontstond er een scherpe grens tussen een hoog-dynamisch milieu buitendijks en een laag-dynamisch milieu binnendijks.

In veel uiterwaarden zijn nog resten van oude rivierlopen (strangen), rivierduinen of kronkelwaardgeulen en ruggen zichtbaar. Deze elementen worden als zeer waardevol beschouwd, vooral omdat ze bijdragen aan een grote diversiteit aan natuurwaarden (Gonggrijp, 1988; Baerselman, 1989).

De hoofdfunctie is de afvoer van water, ijs en sediment in perioden van hoog water. De uiterwaarden zijn daarnaast in gebruik voor landbouw, natuur, recreatie, klei- en zandwinning en industrie. In de omgeving van Arnhem en Nijmegen liggen in het buitendijkse gebied een aantal stortplaatsen.

Het grootste deel van de uiterwaarden heeft een agrarische functie, voornamelijk grasland voor rundveehouderij. Hierdoor kunnen de uiterwaarden globaal worden gekarakteriseerd als een open weidelandschap, met verspreide beplanting en enkele karakteristieke elementen als steenfabrieken.

Naar verwachting zal in de toekomst het belang van de agrarische functie afnemen, ten gunste van natuurontwikkeling. De belangrijkste oorzaken liggen in de produktiebeperingen in de melkveehouderij, de verontreiniging van de bodem en het feit dat bij de huidige landbouwmethoden het overstromingsrisico niet meer acceptabel is (Prov. Gelderland, 1990; Stuurgroep Rivierengebied, 1991).

2.2. Huidige situatie

Ongeveer 75% van de Nederlandse uiterwaarden ligt in de provincie Gelderland (circa 20.000 ha). In het beleidsplan Gelderland Uiterwaardenland zijn op een aantal kaarten de functies van dit gebied weergegeven (Prov. Gelderland, 1990). Uit de kaarten kan voor de verschillende rivieren een eigen karakter worden afgeleid.

Ruimtelijke differentiatie

De IJssel heeft een bochtig verloop. De uiterwaarden zijn hoog gelegen, vrijwel onvergraven, en kennen veel begroeiing. Het grootste deel van de uiterwaarden bestaat uit grasland. Een aantal agrarische bedrijven zijn voor hun voortbestaan geheel afhankelijk van buitendijkse grond. Op de uiterwaarden heeft zich, door een grote variatie in milieucondities als gevolg van de relatieve rijkdom aan reliëf, een rijke stroomdalflora kunnen ontwikkelen. De uiterwaarden kennen tevens een rijke fauna. De IJssel biedt het meest oorspronkelijke rivierlandschap van Nederland.

De Nederrijn/Lek heeft smalle uiterwaarden. Hierin zijn relatief veel kleiputten gelegen. Het landschap bestaat mede hierdoor voornamelijk uit kleinschalige elementen met veel hagen. Door de nabijheid van stuwwallen treedt in de uiterwaarden kwel op. Op deze plaatsen heeft zich een karakteristieke flora kunnen ontwikkelen.

Het karakter van de uiterwaarden langs de Waal is grootschalig. Het landschap is zeer open, met een afwisseling van grasland, moerassige gedeelten en waterpartijen. In tegenstelling tot de andere rivierarmen zijn de oevers zeer zandig. De hoge dynamiek van het milieu in de uiterwaarden (veelvuldige overstroming) maakt het land minder geschikt voor agrarische doeleinden. In de uiterwaarden wordt veel klei gewonnen, vaak in omvangrijke putten.

Het landschap langs de Maas kent weinig variatie. De uiterwaarden zijn vlak en hoog gelegen. In het bovenstroomse gedeelte ontbreken vanwege de hoge ligging van de oevers de bandijken. Door kanalisatie en verlaging van de waterstand zijn waardevolle vegetaties verdwenen. Het geringe overstromingsrisico maakt de uiterwaarden geschikt voor landbouw. Het grootste deel bestaat dan ook uit grasland.

Landbouw

Meer dan driekwart van de uiterwaarden is in agrarisch gebruik. In Gelderland hebben circa 1400 bedrijven landbouwgrond in de uiterwaarden. Zo'n 100 bedrijven zijn volledig afhankelijk van dergelijke grond. Het gemiddelde aandeel van buitendijkse gronden in de bedrijven bedraagt 40%. Een afhankelijkheidspercentage (aandeel buitendijkse grond per bedrijf) van 35% wordt gezien als de grens voor een gezonde bedrijfsvoering.

Naast een afhankelijkheidspercentage kan een gebruikswaarde van de grond worden onderscheiden. Deze gebruikswaarde wordt grotendeels bepaald door de frequentie waarmee in de zomerperiode overstromingen optreden. Een frequentie van meer dan eens in de 2 jaar wordt als slecht en een frequentie van minder dan eens in de 17 jaar wordt als goed beoordeeld. Op basis van het afhankelijkheidspercentage en de gebruikswaarde kunnen een drietal categorieën worden onderscheiden:

1. Uiterwaarden met een goede gebruikswaarde, en een wisselende afhankelijkheid (alle Maas- en Rijn-uiterswaarden en de Waal-uiterswaarden benedenstrooms van Zaltbommel).
2. Uiterwaarden met een redelijke tot slechte gebruikswaarde en een hoge afhankelijkheid (de Waal-uiterswaarden bovenstrooms van Zaltbommel en de uiterwaarden langs de IJssel in de trajecten Westervoort-Brummen en Deventer-IJsselmonding).
3. Uiterwaarden met een redelijke tot slechte gebruikswaarde en een lage afhankelijkheid (IJssel-uiterswaarden tussen Brummen en Deventer).

Natuur

Door het dynamische milieu, de relatieve rijkdom aan reliëf en de gradiënten van natte naar droge gebieden hebben de uiterwaarden een hoge natuurwaarde. Hierbij kan onderscheid worden gemaakt tussen de rivier en haar oevers, de natte gebieden in de uiterwaarden, de dijken, kaden en andere hooggelegen delen en natuurwaarden van de overige graslanden. Bedreigingen voor de natuurwaarden zijn de verontreiniging van bodem en oppervlaktewater, dijkverzwaringen en oeverbeheer en intensivering van de landbouw.

De natuur in de water- en moerasgebieden is niet verweven met een landbouwfunctie. De natuurwaarden zijn hier gekoppeld aan natuurlijke vormen (strangen) of menselijke ingrepen (kleiputten). In een aantal gevallen is sprake van reservaten. De natuurgebieden spelen op Europees niveau een belangrijke rol als doortrekgebied voor watervogels en als verbindingszone tussen Midden-Europa en de Noordzeekust.

Op de dijken en andere hooggelegen en dus droge gronden heeft zich, met name langs de IJssel, een rijke stroomdalflora kunnen ontwikkelen. De lager gelegen graslanden zijn vooral van belang voor weidevogels en ganzen.

Recreatie

Bij het recreatief gebruik van de uiterwaarden kan een onderscheid worden gemaakt tussen extensieve en intensieve recreatie. In de toekomst wordt een uitbreiding van de extensieve en een afname van de intensieve vormen van recreatie verwacht.

Voor de waterrecreatie ligt het accent op de Maas en de Nederrijn/Lek. Langs deze rivieren bevinden zich de meeste jachthavens. Intensieve oeverrecreatie (zwemmen, surfen) vindt voornamelijk plaats rond en op oude zandwinningsputten. Steile oevers en verontreiniging van het water beperken de gebruiksmogelijkheden van deze plassen. Verblijfsrecreatie beperkt zich tot de hoger gelegen gronden, zoals terreinen van voormalige steenfabrieken.

De extensieve recreatie omvat recreatief medegebruik van natuur- en landbouwgebieden en de zogenaamde natuurgerichte recreatie. De activiteiten beperken zich vaak tot bepaalde routes (wandelen, fietsen). In de plassen wordt gevist.

Klei- en zandwinning

De hoeveelheid klei die in de uiterwaarden wordt gewonnen bedraagt circa 1,3 tot 1,4 miljoen m³/j voor de baksteenindustrie en 0,4 m³/j ten behoeve van dijkverzwaring. De huidige kleivoorraad is ongeveer voldoende voor 30 jaar.

Klei wordt gewonnen in putten van vaak beperkte omvang. Een groot aantal putten is na gebruik opnieuw in cultuur gebracht. Andere putten zijn als plas in het landschap aanwezig. Deze plassen hebben door hun geringe diepte vaak een hoge natuurwaarde.

Zandwinning vindt plaats in diepe en omvangrijke putten, meestal dicht langs de rivier. Het zand wordt gebruikt in de industrie of als ophoogmateriaal. Aan industrieel zand worden hoge eisen gesteld. De winning hiervan vindt plaats in de uiterwaarden van de bovenrivieren.

De plassen, die na de winning achterblijven, krijgen veelal een recreatieve bestemming. Door de steile oevers en de grote diepte is de natuurwaarde gering.

Bedrijvigheid

Op de Gelderse uiterwaarden bevinden zich circa 40 terreinen van steenfabrieken. Slechts enkelen hiervan zijn nog als zodanig in gebruik. Dit aantal blijft waarschijnlijk stabiel. De overige terreinen hebben een recreatieve functie (camping) of worden als opslagplaats gebruikt.

De omvang van de overige bedrijvigheid in het buitendijkse gebied is gering. Uitbreiding hiervan is op grond van het huidige ruimtelijke beleid niet toegestaan.

2.3. Toekomstige ontwikkeling

De huidige schaalvergroting in de landbouw en de grootschalige ontgroningen ten behoeve van zand-, grind- en kleiwinning dreigen de landschappelijke en natuurwaarden van het uiterwaardengebied sterk aan te tasten. In de Vierde Nota Ruimtelijk Ordening (VROM, 1988) werd de behoefte gesignaleerd aan een visie op de ruimtelijke ontwikkeling van het rivierengebied, gericht op de ontwikkeling van natuur en toeristisch-recreatieve voorzieningen in relatie tot rivierbeheer en agrarische ontwikkeling van het komgebied.

De visie op de ontwikkeling van het uiterwaardengebied staat samengevat in de Nadere Uitwerking Rivierengebied (Stuurgroep, 1991). Het beleid voor de provincie Gelderland is beschreven in het beleidsplan Gelderland uiterwaardenland (Prov. Gelderland, 1990). Dit plan is tevens opgesteld als bouwsteen voor de landelijke visie.

Randvoorwaarde voor de ontwikkeling van de uiterwaarden is uiteraard dat de primaire (afvoer-)functie niet in gevaar komt. Hierdoor zal het op een aantal plaatsen bijvoorbeeld niet mogelijk zijn om grootschalige bosontwikkeling te realiseren, omdat dit de doorstroming van water beperkt. Daarnaast streeft de Provincie Gelderland naar handhaving of versterking van de agrarische functie in landbouwkundig waardevolle gebieden. Tevens wordt gestreefd naar behoud van de landschappelijke structuur en handhaving en versterking van bestaande natuurwaarden.

Als gevolg van deze plannen zal er in de toekomst sprake zijn van een verschuiving van de landbouwfunctie naar een natuur- en recreatieve functie. De plaatsen waar deze verschuiving plaatsvindt worden vooral bepaald door de landbouwkundige waarden. De verschuiving is mogelijk door de afnemende behoefte aan landbouwgronden, waarbij de weinig produktieve graslanden op de uiterwaarden als eerste in aanmerking komen voor afstoting. Versterking van de natuurfunctie is nodig in het kader van de ontwikkeling van een ecologische hoofdstructuur, zoals die is voorgesteld in het Natuurbeleidsplan (LNV, 1990).

Door de ligging van het rivierengebied in de zich sterk ontwikkelende Centrale Stedenring, zal in toenemende mate behoefte ontstaan aan mogelijkheden voor openluchtrecreatie. In een aantal gevallen zal verweving van agrarische, recreatieve en natuurfuncties mogelijk zijn. In andere gevallen, zoals bij natuur in laag-dynamische milieus en bij intensieve vormen van recreatie, zullen functies gescheiden moeten worden.

De natuurfunctie zal versterkt worden door een aantal grootschalige natuurbouwprojecten op kansrijke lokaties. De aanzet tot deze ontwikkeling is destijds gegeven in het plan Ooievaar (De Bruin et al., 1987). Het belangrijkste kenmerk van dit plan is de scheiding tussen landbouw in het binnendijkse gebied en natuur in het buitendijkse gebied. De natuur zou zich hierbij moeten ontwikkelen via natuurlijke processen in plaats van via beheersmaatregelen. Voor een aantal gebieden, zoals de Gelderse Poort tussen Nijmegen en de Duitse grens, zijn reeds plannen opgesteld (Helmer et al., 1987).

In de nadere uitwerking rivierengebied worden op basis van een waardering van de landbouwgronden en een inventarisatie van de mogelijkheden voor natuurontwikkeling, een aantal streefbeelden geschetst. Deze zijn genoemd naar de voor het streefbeeld kenmerkende diersoorten:

- Kraanvogel : Natuur in aaneengesloten gradiëntrijke gebieden, zowel binnen- als buitendijks. Het gaat hierbij om ruimtelijke vernieuwing, gericht op natuurontwikkeling.

Geschikte gebieden zijn te vinden langs de Bovenrijn in het Rijnstrangengebied, langs de Waal tussen Millingen en Nijmegen (Gelderse Poort) en tussen Heerwaarden en Zaltbommel, langs de Nederrijn tussen Oosterbeek en Amerongen, langs het Panterdensch kanaal en langs de IJssel tussen Velp en Zutphen. Het betreft binnen- en buitendijkse kwelgebieden, veelal grenzend aan stuwwallen. De agrarische afhankelijkheid van buitendijkse gronden is groot, de gebruikswaarde wisselt sterk. De mogelijkheid voor verplaatsing van landbouw naar het binnendijkse gebied is gering.

- Das : Natuur in reservaten, zo mogelijk verweven met landbouw. Het betreft hier voornamelijk aanpassing van de ruimtelijke structuur met behoud van de agrarische functie.

Geschikte gebieden zijn te vinden langs de Maas tussen Cuyk en Lith en tussen Kerkdriel en Ammerzoden en langs de Nederrijn tussen Amerongen en Maurik. De gebieden liggen in weinig overstroomde uiterwaarden en hebben een hoge gebruikswaarde.

- Grutto : Natuur, verweven met landbouw. De ruimtelijke structuur blijft behouden.

Geschikte gebieden zijn te vinden langs de IJssel tussen Brummen en Deventer. De gebieden hebben een lage agrarische afhankelijkheid en een geringe gebruikswaarde. Verplaatsing van landbouw naar het binnendijkse gebied is moeilijk.

- Zwarte wouw : Dynamische natuur. De ruimtelijke structuur wordt vernieuwd waarbij de agrarische functie wordt teruggedrongen.

Geschikte gebieden zijn te vinden langs de Waal tussen Nijmegen en Heerwaarden en langs de IJssel benedenstrooms van Deventer. De agrarische afhankelijkheid is groot, de gebruikswaarde beperkt. Er is een mogelijkheid voor verplaatsing van landbouw naar het binnendijkse gebied.

3. BODEMVERONTREINIGING IN DE UITERWAARDEN

3.1. Inleiding

Het gebied waarvan de verontreiniging uiteindelijk in kaart moet worden gebracht behelst de uiterwaarden van de IJssel, Nederrijn/Lek, Waal en Maas. Het gaat om in het totaal zo'n 30.000 ha uiterwaarde, waarvan ongeveer driekwart uit grasland bestaat. De bemonstering heeft plaats gevonden in het grasland tot 10 cm diep. In principe is er van elke riviertak een gegevensbestand beschikbaar, waarvan echter vaak de omvang en het spectrum aan geanalyseerde stoffen beperkt is. Voor de risicoschatting zal in dit rapport gebruik gemaakt worden van de gegevens van het gebied Millingen (48 monsters), van het gebied Geldermalsen - Millingen (74 monsters) en (voor de metalen) van een bestand voor de Maas (IB, 1987; 443 monsters).

Van te voren is een selectie gemaakt van de stoffen waarvoor de risicoschatting zal worden uitgevoerd. Voor deze selectie is gebruik gemaakt van de gegevens van het gebied Millingen en van 12 monsters van de Waal uit 1989.

Voor meer informatie over de gemeten concentraties, de bemonsteringswijze, de relatie tussen concentraties in de bodem en de overstromingsfrequentie wordt verwezen naar de rapportage van CSO (1992).

3.2. Concentraties aan verontreinigende stoffen

De concentraties aan verontreinigende stoffen die in de uiterwaarden van de Maas en Waal zijn gevonden, zijn samengevat in tabel 3.1 en 3.2.

Uit de tabellen blijkt dat geen enkele stof in 100 % van de monsters voldoet aan de waarden voor de algemene milieukwaliteit (AMK). Stoffen die het frequentst de AMK-waarde overschrijden zijn HCB (78 %) gevolgd door Cd (37 %), Cu (33 %), Zn (24 %) en Hg (21 %). Voor PCB's bestaat geen AMK-waarde. Alle monsters voldoen echter wel aan de voorlopige toetsingswaarde.

Tabel 3.1. Concentraties in de bodem (mg/kg) van een zestal metalen in de uiterwaarden van de Maas (n=443 monsters) en het percentage van de monsters dat de AMK-waarde overschrijdt (IB, 1987).

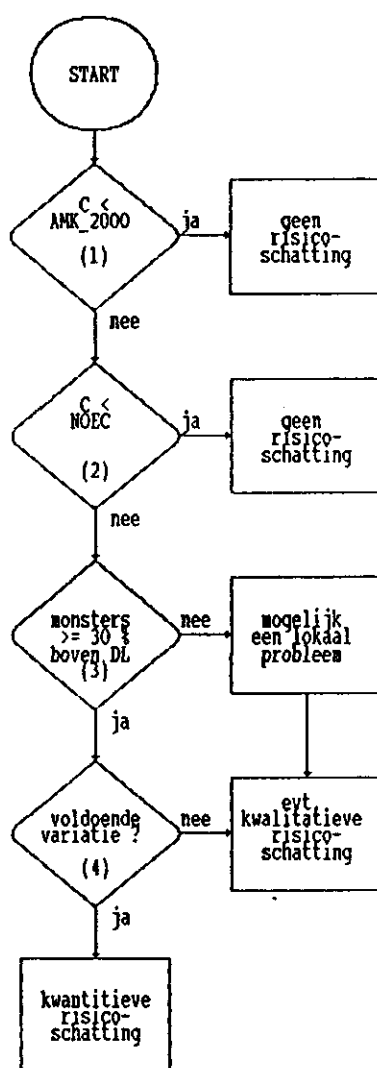
	mediaan	gemiddelde	S_{n-1}	minimum	maximum	overschrijding. AMK %
cadmium	1,3	2,7	3,6	0,1	30,7	37
zink	186	317	319	8	1751	24
lood	81	118	107	9	639	0,7
koper	22	31	27	3	162	33
kwik	0,16	0,32	0,39	0,02	2,48	21
arseen	11	13	8	2	86	0,2

Tabel 3.2. Concentraties in de bodem van cadmium, HCB en som PCB's in de uiterwaarden van de Waal (n=74) en het percentage van de monsters dat de AMK-waarde overschrijdt (CSO, 1991).

	mediaan	gemiddelde	S_{n-1}	minimum	maximum	overschrijding AMK %
cadmium (mg/kg)	1,1	1,4	0,6	0,6	3,1	19
HCB (μ g/kg)	6	9	7	2	33	78
som PCB's (μ g/kg)	18	22	12	4	60	-

3.3. Keuze van stoffen voor gebiedsdekkende risicoschatting

Voor de keuze van de stoffen waarvoor een risicoschatting kan worden uitgevoerd, is uitgegaan van het gegevensbestand van de Waal bij Millingen (n=74). Dit bestand bevat metingen voor de volgende organische stoffen: hexachloorbenzeen (HCB), PCB's, DDT en metabolieten, α -, β -, γ -, δ - en ϵ -HCH, heptachlor en heptachloorepoxide, aldrin, dieldrin, endrin, isodrin, α -endosulfan en PAK. Omdat dit bestand, op cadmium na, geen gegevens voor metalen bevat, is voor het onderling vergelijken van de metalen uitgeweken naar een klein gegevensbestand (n=12) van monsters voornamelijk uit de uiterwaarden van de Waal uit 1989. De monsters in het kleine gegevensbestand zijn geanalyseerd op Cr, Ni, Cu, Zn, Cd, Hg, Pb, As. In het totaal gaat het om 35 stoffen.



Figuur 3.1. Schema voor de selectie van stoffen voor een kwantitatieve risicoschatting.

C : gemiddelde concentratie van een stof in de bodem
 AMK : Waarde voor de Algemene Milieu Kwaliteit
 NOEC : No Observed Effect Concentration
 DL : Detectielimiet

Tabel 3.3. Resultaat van de selectieprocedure voor de keuze van stoffen voor de kwantitatieve risicoschatting.
Per stof is aangegeven aan welke criteria is voldaan, bijvoorbeeld Cd 1234: cadmium voldoet aan alle vier criteria; ?: onbekend.

Stof	Concentraties			
	>AMK 2000	>laagste NOEC	>30% boven detectielimiet	Voldoende variatie
Cr	-			
Ni	1	2	3	4
Cu	1	2	3	4
Zn	1	2	3	4
Cd	1	2	3	4
Hg	1	-		
Pb	-			
As	-			
Σ PAK	1		3	4
α-endosulfan	1	2	3	-
α-HCH	?	2	-	
β-HCH	?	2	-	
γ-HCH	1	2	-	
δ-HCH	?		-	
ε-HCH	?		-	
Aldrin	1	2	3	-
Dieldrin	1	2	-	
Endrin	1	2	-	
Isodrin	?		-	
HCB	1	2	3	4
Heptachloor(epoxide)	?		-	
Σ PCB	?	2	3	4
Σ DDT	1	2	3	4

De keuze van stoffen is gebaseerd op een aantal criteria die achtereenvolgens zijn toegepast. Dit resulteert in een selectieproces zoals weergegeven in Figuur 3.1. Het gaat hier om een ruwe selectie omdat is uitgegaan van gemiddelde concentraties die niet zijn genormaliseerd voor organisch stof en lutumgehalte. Telodrin en heptachlor zijn in geen enkel monster gedetecteerd.

In de eerste stap zijn de stoffen afgevalen waarvan de gemiddelde concentratie onder de AMK-waarde ligt (criterium 1). Uitgangspunt is hierbij dat een risicoschatting alleen zinvol is voor stoffen met concentraties boven de AMK 2000-waarden. Op de overblijvende stoffen is vervolgens een toxicologisch criterium toegepast door voor de gemiddelde concentratie de overschrijding vast te stellen van een laagste No Observed Effect Concentration (NOEC) voor bodemorganismen of een schatting daarvoor (criterium 2, zie Annex III).

In de volgende stap is geselecteerd op de ruimtelijke spreiding van de stof. Uitgegaan is van de veronderstelling dat de stof mogelijk in het hele gebied een probleem kan vormen als 30% van de metingen boven de detectiegrens ligt (criterium 3).

Als laatste stap is onderzocht of de concentraties van de stof te weinig variatie vertonen (criterium 4), bijvoorbeeld doordat de stof steeds maar net boven de detectiegrens uitkomt. In dat geval is een kwantitatieve risicoschatting niet mogelijk omdat de verdeling van de stof niet goed te schatten is. Het resultaat van de selectie is weergegeven in Tabel 3.3.

Hieruit blijkt dat 10 stoffen (die voldoen aan selectiecriterium 3) mogelijk een probleem zijn in het gehele gebied. Voor 8 daarvan lijkt een kwantitatieve risicoschatting zinvol. Dit zijn Ni, Cu, Zn, Cd, ΣPAK, HCB, ΣPCB's en ΣDDT.

3.4. Stofkeuze en verdeling

Voor het kwantitatief schatten van het risico is een enkel kental als gemiddelde of mediane concentratie niet voldoende. Het is nodig de hele frequentieverdeling van een stof te karakteriseren. De metingen van de hiervoor geselecteerde stoffen zijn gebruikt voor het kiezen van de best bijpassende verdeling en voor de berekening van de bijbehorende kentallen voor ligging en spreiding. De resultaten staan aangegeven in tabel 3.4. Het blijkt dat de verdeling van de meeste stoffen voldoet aan de Log-Normale verdeling (zie Annex IV).

Tabel 3.4. De voor de risicoschatting gekozen stoffen met gemiddelde en standaarddeviatie van ongetransformeerde en ln-getransformeerde bodemconcentraties. De metalen staan gegeven in mg/kg, de organische stoffen in µg/kg

Stof	n	Ongetransformeerd		Getransformeerd		Geometrisch gemiddelde
		gem	Sdn-1	gem	Sdn-1	
Ni	12	39,5	13,33	3,589	0,4674	36,2
Cu	443	71,8	42,79	3,423	0,6482	30,7
Zn	443	598,8	360,0	5,550	0,9111	257,2
Cd	443	3,1	3,58	0,621	0,9880	1,86
ΣPAK	12	4000	2430	8,067	0,7777	3187,5
HCB	71	86,6	74,72	3,969	1,156	52,9
ΣPCB	71	289,6	167,80	5,431	0,8023	228,4
ΣDDT	74	45,9	32,24	3,484	0,9560	32,6

3.5. Keuze van de ruimtelijke schaal voor risico-uitspraken

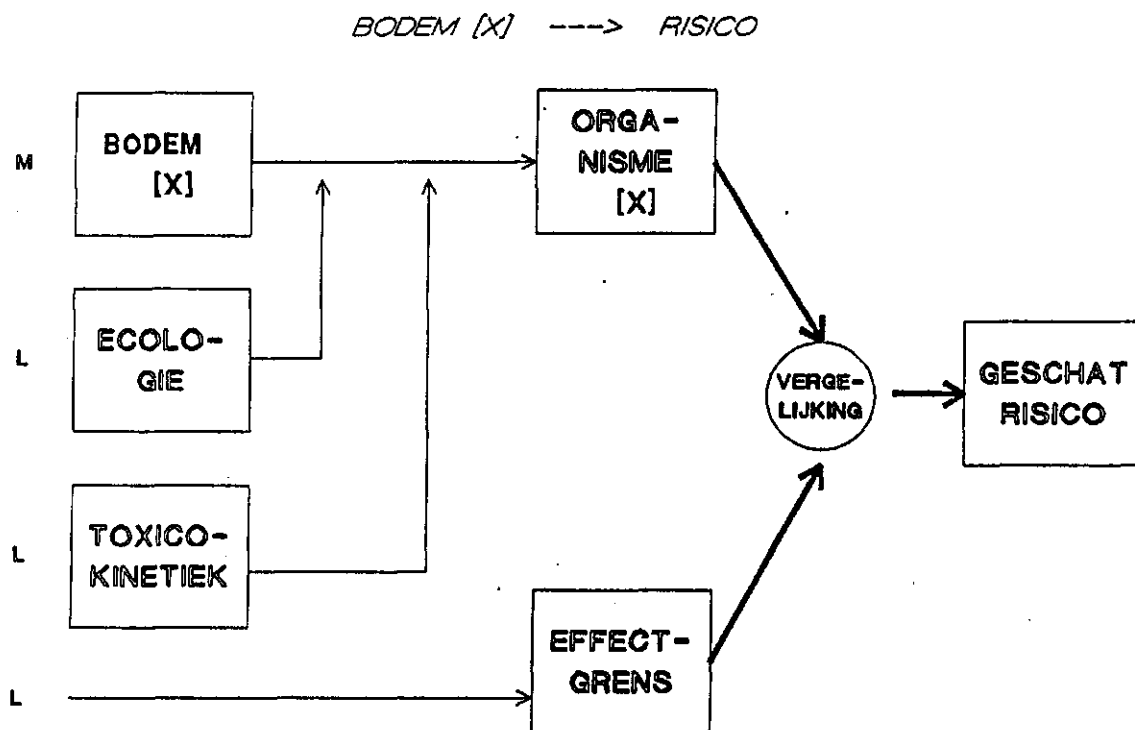
Een risico-uitspraak voor bijvoorbeeld Cadmium en Torenvalken is geldig voor een bepaalde ruimtelijke schaal. Zo kan het risico voor de Torenvalk voor het hele uiterwaardengebied of voor een riviertak geschat worden. In principe kan zelfs voor elk perceel apart een dergelijk risico geschat worden. In de praktijk zal het gegevensbestand van bodemconcentraties bepalend zijn voor de schaal waarop de uitspraak over het risico geldig is. In deze studie wordt uitgegaan van de uiterwaarden van een riviertak als ruimtelijke schaal.

4. PRINCIPE VAN KWANTITATIEVE RISICOSCHATTING

4.1. Inleiding

Risico in algemene zin is de kans op schade of verlies. In de context van dit rapport wordt risico gedefinieerd als de kans dat een stof (toxische) effecten veroorzaakt op een organisme. Voor beoordeling van risico's voor een planten- of diersoort wordt hun blootstelling vergeleken met kritische grenswaarden, bijvoorbeeld toxiciteitsgegevens. Dit is weergegeven in figuur 4.1.

Figuur 4.1. Algemene aanpak risicoschatting



In figuur 4.1. is te zien dat met behulp van gemeten (M) bodemconcentraties [X] in combinatie met literatuurgegevens (L) over ecologie en toxicokinetiek, de blootstellingsconcentratie in het organisme kan worden berekend. De blootstellingsconcentratie wordt vervolgens vergeleken met een grens (effectgrens) waarboven toxische effecten in het organisme kunnen optreden. Vaak wordt de blootstelling gedeeld door de grenswaarde om de mate van overschrijding te kwantificeren. Daarbij worden arbitraire klasse-indelingen gebruikt, bijvoorbeeld: verhouding < 0,1 is een gering risico, verhouding > 0,5 is een groot risico en tussen 0,1 en 0,5 is een aanzienlijk risico. Aan deze benadering kleef een aantal nadelen:

- het begrip risico wordt niet echt gekwantificeerd, maar slechts subjectief aangegeven;
- impliciet wordt aangenomen dat spreiding in de blootstelling afwezig of constant is;
- concentraties vlak onder de norm worden in eenzelfde risicoklasse geplaatst als concentraties ver onder de norm;
- risico's van verschillende stoffen zijn niet goed vergelijkbaar.

Een benadering die wel enigermate met spreiding rekening houdt, is het berekenen van twee extremen: een "worst-case" en een "best-case". In een "worst-case" benadering probeert men een beeld te krijgen van de ergst denkbare situatie. Dit gebeurt gewoonlijk door de blootstelling te berekenen op basis van de hoogste gevonden bodemconcentratie en deze te vergelijken met de laagste concentratie waarbij geen effect wordt waargenomen (no effect level, NOEL). Als de laagste NOEL zelfs in het ergste geval niet wordt overschreden, dan is het waarschijnlijk dat de hele populatie geen gevaar loopt. In alle overige gevallen is de interpretatie lastig.

Een ander probleem is dat de "worst-case" op vele manieren te definiëren is. Om tot een hoogste blootstelling te komen neemt men uiteraard de hoogst gemeten bodemconcentratie. Maar dit zou kunnen worden gecombineerd met een dier van gemiddeld gewicht en gemiddelde voedselbehoefte of met een dier met het laagste gewicht en een maximale voedselbehoefte? Dezelfde problemen gelden voor een "best-case".

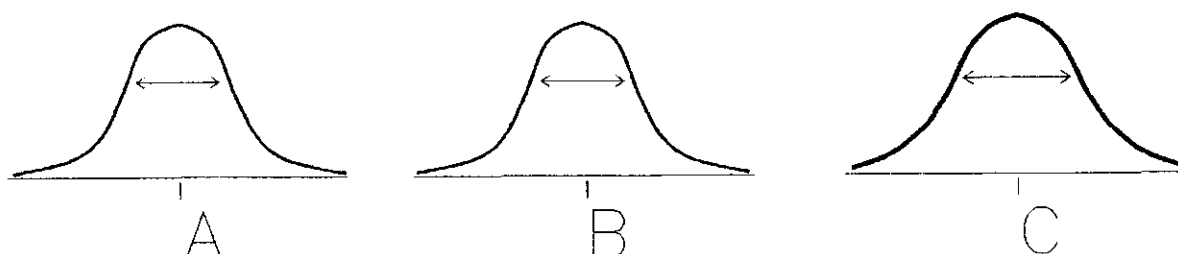
Los van dit soort problemen is het resultaat van een "worst case" benadering weinig representatief. Het is sterk van het toeval afhankelijk welke hoogste bodemconcentratie en welke laagste NOEL men vindt. Steekproefgemiddelden neigen zoals bekend meer naar het werkelijke gemiddelde als de steekproefgrootte toeneemt. De waarde van extremen zoals maxima zijn echter telkens op slechts één meting gebaseerd. In principe neemt de kans op een extreme waarde toe met toenemende steekproefgrootte. De waarde van een maximum is mede afhankelijk van de steekproefgrootte. En uiteraard zijn extremen precies die plaatsen waar meetfouten en uitbijters terechtkomen.

4.2. Kwantitatieve risicoschatting

Een minder subjectieve oplossing is het maken van een kwantitatieve risicoschatting. Dit maakt het eveneens beter mogelijk om risico's van verschillende stoffen of risico's voor verschillende diersoorten in verschillende gebieden te vergelijken. Monte Carlo simulatie is een techniek die dat mogelijk maakt.

Bij een Monte Carlo simulatie worden variabelen niet als vaste getallen (punt-schatting) maar als verdelingen ingevoerd. Het principe kan worden geïllustreerd met een voorbeeld (zie fig. 4.2). Een bosspitsmuis eet regenwormen die cadmium bevatten. De dagelijkse consumptie (A) wordt vermenigvuldigd met het cadmiumgehalte (B) om de dagelijkse dosis cadmium (C) te berekenen. In figuur 4.2. worden de puntschattingen aangegeven als verticale streepjes, de spreiding wordt gesymboliseerd door de pijlen. De uitkomst verdeling (C) is analytisch te berekenen, maar kan ook geschat worden door het berekenen van de uitkomst van een groot aantal willekeurige combinaties uit de verdelingen van (A) en (B). De Monte Carlo methode doet het laatste.

Door het gebruik van puntschattingen wordt het bestaan van spreiding genegeerd. In werkelijkheid zal de consumptie van de muis en ook het Cd-gehalte van de regenwormen een zekere spreiding vertonen. Deze spreiding zal doorwerken in de dosis die een muis in een populatie spitsmuizen dagelijks binnen krijgt. Dit is schematisch weergegeven in Figuur 4.2.



Figuur 4.2. Schematische weergave van het rekenen met verdelingen.

Voor de risicoschatting is het noodzakelijk de geschatte blootstelling te vergelijken met een kritische grenswaarde. Stel dat als uitkomst van de Monte Carlo analyse voor de blootstelling van de bosspitsmuis een normale verdeling is gevonden met een gemiddelde van 1,4 en een standaarddeviatie van 0,8 mg/kg lichaamsgewicht per dag. Bij een kritische grenswaarde of no effect concentratie (NOEC) van 3 mg levert dit een verhouding van $1,4 / 3 = 0,5$ op. Dit is kleiner dan 1, dus de NOEL wordt niet overschreden. Gemiddeld zijn er geen toxische effecten te verwachten van Cd op de bosspitsmuis. Dit betekent niet dat voor de hele populatie geen effecten te verwachten zijn. Welk deel van de populatie aan de veilige kant blijft en welk deel de NOEL overschrijdt, is met deze methode niet te zeggen.

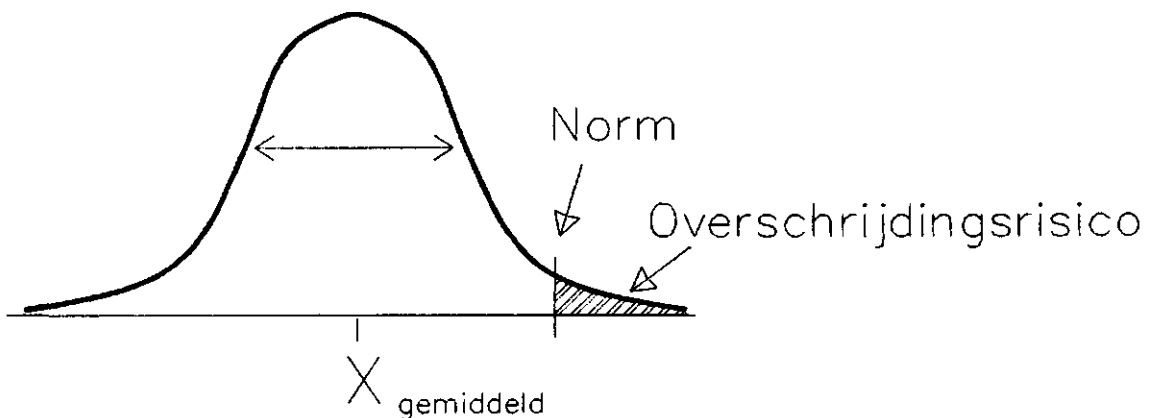
Met de kwantitatieve methode blijkt in dit voorbeeld de overschrijdingskans 23% te zijn. Dit kan geïnterpreteerd worden als "ongeveer 75% van de populatie zit aan de veilige kant" of "bij ongeveer 25% van de populatie kunnen zich toxische effecten voordoen".

Kwantitatieve risicoschatting is daarmee een directe en concrete manier van het omgaan met risico's. Interpretatie van kwantitatieve risico's is gemakkelijker en flexibeler. Men kan nu stellen dat 95% van de populatie beschermd moet zijn tegen toxische effecten. Aan de hand van de kwantitatieve risico's is dit direct per stof en per soort te beoordelen. Als men later besluit dat 99% beschermd moet zijn, kan dit direct bekeken worden zonder dat nieuwe berekeningen nodig zijn.

Bij de kwantitatieve risico-analyse wordt gebruik gemaakt van de spreiding zoals die uit de metingen zelf te schatten is. Daarbij wordt wel aangenomen dat de bodemconcentraties (log-) normaal zijn verdeeld. De houdbaarheid van deze aanname wordt getoetst aan de beschikbare gegevens, alvorens de schattingsmethode wordt toegepast. De verwachting is dat - althans bij diffuse verontreiniging - de aanname meestal zal voldoen.

Het principe van de schattingsmethode is eenvoudig en zal geïllustreerd

worden aan de hand van normaal verdeelde meetwaarden. Als de gemeten waarden voldoen aan de normale verdeling, is het verantwoord om de bijbehorende normale verdeling te genereren (figuur 4.3.). Door deze verdeling over de grenswaarde heen te leggen, wordt onmiddellijk duidelijk dat - naar verwachting - een deel van de meetwaarden deze grens zal overschrijden. Dit risico is gelijk aan de rechteroverschrijdingskans van de grenswaarde.



Figuur 4.3. Het begrip overschrijdingsrisico bij een normale verdeling
Terwijl de gemiddelde blootstelling duidelijk onder de norm (of "no effect concentratie") ligt, zal naar verwachting toch een deel de norm (of NOEC) overschrijden. Voor deze fractie van de populatie zijn effecten te verwachten.

4.3. Discussie

Het mag duidelijk zijn dat kwantitatieve risicoschatting voordelen biedt boven een schatting gebaseerd op de verhouding tussen een concentratie in het milieu en een effect-grenswaarde, zeker wanneer daarbij een "worst case" benadering wordt gebruikt. Dit is niet verwonderlijk omdat bij de kwantitatieve schatting veel meer gebruik wordt gemaakt van de informatie in de gegevensverzameling. Naast ligging (zoals gemiddelde) wordt ook gebruik gemaakt van de spreiding in de gegevens. Deze informatie moet dan wel beschikbaar zijn. Een steekproefgrootte van 5 is niet voldoende basis om een verdeling te schatten. Maar ook een grote steekproefomvang is niet altijd een garantie dat de verdeling goed te schatten is.

De metingen zelf moeten voldoende nauwkeurig zijn. Bij gehalten op het niveau van de detectiegrens is het vaak een probleem om een goede schatting van de spreiding te krijgen.

Het is dan de vraag of een slechte schatting van de spreiding beter is dan geen schatting. Uit een kleine steekproef kan bijvoorbeeld gemakkelijk een te lage schatting van de spreiding gehaald worden, die op zijn beurt weer tot onrealistisch lage overschrijdingsrisico's kan leiden. In dat geval lijkt het raadzamer om - bij gebrek aan informatie - over te gaan op een kwalitatieve risicoschatting, waarbij gebruik wordt gemaakt

van gemiddelde waarden.

Als bezwaar tegen een kwantitatieve risicoschatting kan worden aangevoerd dat deze beperkter toepasbaar is omdat er meer aannamen voor nodig zijn. Dit is maar ten dele waar. Natuurlijk worden er bij een kwantitatieve risicoschatting naast aannamen over de ligging ook aannamen over de spreiding en de vorm van de verdeling gedaan. Maar zodra twee kwalitatieve risico's met elkaar worden vergeleken, gebeurt dat in feite ook. De vorm van de verdelingen en de spreiding van twee blootstellingen worden impliciet aan elkaar gelijk gesteld. Pas dan is het geoorloofd te zeggen dat een hogere verhouding ook een hoger risico met zich meebrengt. Bij een kwantitatieve risicoschatting wordt daar niet zonder meer vanuit gegaan. De te gebruiken verdelingen kunnen uit de gegevens zelf geschat worden. Vervolgens kan getoetst worden of de gekozen verdeling de gegevens voldoende beschrijft.

Aan de andere kant moet het belang van kwantitatieve risicoschatting niet te zeer worden overschat. Bij hele kleine of hele grote verhoudingen (bijvoorbeeld 0,01 of 100) zal het geschatte risico in de praktijk vaak gelijk aan 0 resp. 1 zijn. Een kwalitatieve risicoschatting die uitgaat van gemiddelde waarden leidt dan tot dezelfde conclusies als een kwantitatieve risicoschatting. Vooral bij verhoudingen in de buurt van 1 kan een kwantitatieve risicoschatting zijn diensten bewijzen.

5. LANDBOUW

5.1. Risicogroepen

Ongeveer driekwart van de Nederlandse uiterwaarden is in gebruik voor de landbouw. Het merendeel hiervan is grasland. Contaminatie van de bodem kan het gebruik ervan voor de landbouw in gevaar brengen. De functie van een weiland komt in gevaar als de grasproduktie wordt geremd, als het vee kans loopt op vergiftiging of als de produkten ontoelaatbaar hoge gehalten aan microverontreinigingen bevatten. In deze gevallen is er sprake van produktieverlies.

In 1991 heeft de Landbouw Advies Commissie voor de belangrijkste gebruiksfuncties kritische grenswaarden, zogenaamde LAC-Signaalwaarden opgesteld. De LAC-Signaalwaarde geeft de laagste concentratie aan waarbij nadelige effecten kunnen optreden voor de opbrengst en de gezondheid van mens en dier. Risicogroepen zijn hier dus mens en dier. Overschrijding van de LAC-Signaalwaarden is aanleiding voor nader onderzoek.

De LAC-Signaalwaarden zijn uitgedrukt als een concentratie in de bodem (mg/kg d.s.). De in de bodem gemeten concentraties kunnen direct hiermee worden vergeleken. Als de concentraties de LAC-Signaalwaarde niet overschrijden, is er naar verwachting geen produktieverlies. LAC-Signaalwaarden zijn afgeleid voor verschillende landbouwkundige functies. In dit rapport is gebruik gemaakt van de waarden voor grasland op kleigrond.

5.2. Methode voor de risicoschatting in de landbouw

Dieren (rundvee) die grazen op grasland kunnen worden blootgesteld aan verontreinigingen in de bodem, niet alleen door consumptie van gras of ander veevoer, maar ook door de ingestie van grond. Bij de vaststelling van de LAC-Signaalwaarde voor runderen is uitgegaan van een dagelijks rantsoen ruwvoer van 15 kg d.s., voor melkgevend vee 20 kg d.s. (10 kg ruwvoer en 10 kg krachtvoer), en een melkproduktie van 20 à 25 l per dag (1 kg melkvet per dag). Daarnaast is er voor runderen uitgegaan van een maximale grondinname van 0,5 kg/dag.

Via overdrachtsfactoren uit de bodem naar gewas kan een schatting worden gemaakt van de totale blootstelling van het vee door de verontreinigingen die in de uiterwaarden voorkomen.

Deze procedure is toegepast, in omgekeerde richting, door de Landbouw Advies Commissie om "gevaarsondergrenzen" voor bepaald agrarisch gebruik van grond af te leiden. Hierdoor is het in deze studie overbodig om eerst de blootstelling van het vee aan de geselecteerde stoffen te berekenen als een dagelijkse dosering in mg stof per kg voer, die vervolgens vergeleken moet worden met een dosering waarbij schadelijke effecten optreden. In deze risicoschatting kunnen concentraties in de bodem direct worden vergeleken met waarden waarbij de gezondheid van mens en dier juist niet zullen worden aangetast. Bij de vaststelling van de LAC-signaalwaarde is eveneens rekening gehouden met mogelijke remming van de grasproduktie, waardoor de risicoschatting voor de totale landbouwkundige functie geldt.

5.3. Risicoschatting

In tabel 5.1. worden de concentraties van de verontreinigingen in de uiterwaarden vergeleken met de LAC-Signaalwaarden voor grasland op klei. Voor de Waal (n= 71..74) zijn de monsters genomen in de bovenste 10 cm van de bodem. De LAC-Signaalwaarden (uitgaande van de bovenste 5 cm) geven aan tot welke grens de in de bodem gevonden concentraties mogen oplopen zonder dat de landbouwkundige functie gevaar loopt. Overschrijding van de LAC-Signaalwaarde is direct te zien door de gemiddelde concentratie te delen door de LAC-Signaalwaarde. Een quotiënt groter dan 1 duidt op overschrijding, bij kleiner dan 1 wordt de LAC-Signaalwaarde niet overschreden. Het risico op overschrijding is eveneens berekend.

Tabel 5.1. De geschatte risico's van de geselecteerde stoffen voor de landbouw
(n=12) kleine verzameling monsterplekken langs de Waal
(n=443) uiterwaarden langs de Maas
(n=71..74) uiterwaarden tussen Geldermalsen en Millingen

Stof	Gem. ¹⁾	LAC-Signaalwaarde	Gem./LAC	Risico LAC-overschrijding
Metalen (mg/kg d.s.)				
Ni (n=12)	36,2	50	0,7	25%
Cu (n=443)	30,7	30	1,0	51%
Zn (n=443)	257,2	350	0,7	37%
Cd (n=443)	1,9	3	0,6	32%
Cd (n=74)	2,7	3	0,9	45%
Cd (n=48)	0,9	3	0,3	1%
Organisch (µg/kg d.s.)				
ΣPAK (n=12)	3187,5	-	-	-
HCB (n=71)	52,9	300	0,2	7%
ΣPCB (n=71)	228,4	900 ²⁾	0,3	4%
ΣDDT (n=74)	32,6	2500 ³⁾	0,01	<0,01%

1) Geometrisch gemiddelde

2) LAC-(geschat) = (100+100+100) = 300 voor PCB 138, PCB 153 en PCB 180.
Voor ΣPCB: 300x3 = 900 (naar Büther 1988)

3) Gesteld is LAC EDDT = LAC DDT

Uit tabel 5.1. blijkt dat voor de landbouw de grootste risico's van de metalen te verwachten zijn. Er is gebruik gemaakt van verschillende gegevensbestanden om tot een volledig beeld van de gekozen stoffen te komen. De risico-uitspraak voor Ni is ruw (n=12) en slechts geldig voor deze kleine verzameling monsterplekken langs de Waal. De uitspraak voor Cu, Zn en Cd (n=443) is geldig voor de Maas (data I.B. 1987). De uitspraak voor de organische stoffen is geldig voor het gebied tussen Geldermalsen-Millingen (n=71..74).

Voor Cd konden voor drie gebieden de risico-uitspraken worden vergeleken: voor de uiterwaarden langs de Maas (n=443), het gebied tussen Geldermalsen en Millingen (n=74) en voor de uiterwaarden bij Millingen (n=48), zie tabel 5.1. Het blijkt, als de risico's voor cadmium worden vergeleken voor drie verschillende gebieden, dat het risico sterk kan verschillen per gebied.

Hoewel alleen voor koper de LAC-waarde wordt overschreden, is er voor alle vier de metalen toch sprake van een aanzienlijk risico op produktieverlies. De grootste risico's doen zich voor bij koper (51%), gevolgd door zink (37%) en cadmium (45%). Gezien de verhouding bodemconcentratie/LAC-Signaalwaarde valt voor nikkel een risico te verwachten van dezelfde orde van grootte als voor zink. Samengevat valt er voor een aanzienlijk deel van het grasland langs de Maas (51%, koper) en langs de Waal tussen Millingen en Geldermalsen (45%, cadmium) produktieverlies te verwachten.

De organische stoffen lijken nauwelijks een risico te vormen. Voor PAK is echter geen LAC-Signaalwaarde vastgesteld. Daardoor kon het risico niet worden beoordeeld.

6. RECREATIE

6.1. Risicogroepen

Hoge gehalten van verontreinigingen in de bodem van de uiterwaarden kunnen bij recreatieve activiteiten bepaalde gezondheidkundige risico's opleveren. Deze risico's kunnen ontstaan door direct contact met de verontreinigde bodem maar ook als gevolg van indirect contact, bijvoorbeeld via consumptie van gecontamineerde gewassen. In principe kan bij blootstelling aan stoffen opname plaatsvinden via ingestie (via de mond), dermaal contact (via de huid) en inhalatie (via de longen).

Voor het inschatten van de gezondheidsrisico's met betrekking tot de gebruiksfunctie recreatie van de uiterwaardbodem is uitgegaan van de gevoeligste vormen van openluchtrecreatie. In het rapport "Milieu, openluchtrecreatie en gezondheid" (CML, 1990) blijkt dat de volgende recreatieve activiteiten het gevoeligst zijn (de mogelijke blootstellingsroutes voor de afzonderlijke recreatie-activiteiten staan tussen haakjes vermeld):

- volkstuinieren (consumptie van zelfgeteelde gewassen, ingestie van bodemdeeltjes, dermaal contact met de bodem, inhalatie van gasen en bodemdeeltjes);
- sportvissen (consumptie van vis);
- recreatie op zon-, speel- en/of ligweiden (ingestie van bodemdeeltjes, dermaal contact met de bodem, inhalatie van gasen en bodemdeeltjes);
- kamperen (ingestie van bodemdeeltjes, dermaal contact met de bodem, inhalatie van gasen en bodemdeeltjes);
- zwemmen (ingestie oppervlaktewater, dermaal contact oppervlaktewater).

In het hier gepresenteerde onderzoek zijn de risico's voor de uiterwaardbodem alleen bepaald voor de landbodem. De recreatie-activiteiten sportvissen en zwemmen vallen daarom strikt genomen buiten het kader van dit onderzoek. Omdat met name het consumeren van vis uit een verontreinigd gebied in grote mate kan bijdragen aan de opname van verontreinigingen is voor de sportvissen toch een nadere risicoschatting uitgevoerd.

6.2. Methode voor de gezondheidkundige risicoschatting

Centraal in de gezondheidkundige risicoberekeningsmethode staat de berekening van de blootstelling. De blootstelling is voor individuele stoffen en per blootstellingsroute berekend uit de concentratie van de betreffende stof in het contactmedium (bodem, water, lucht of voedsel) vermenigvuldigd met de innamehoeveelheid van het contactmedium; eventuele combinatiewerking door blootstelling aan meerdere verontreinigingen blijft hier buiten beschouwing. De totale blootstelling is verkregen door de uitkomsten van alle afzonderlijke blootstellingsroutes bij elkaar op te tellen. Bij de blootstellingsberekening is zoveel mogelijk uitgegaan van reëel voorkomende situaties. Er is dus geen "worst case" benadering toegepast, maar een benadering waarbij als uitgangspunt de actuele blootstelling bij recreatieve activiteiten in de uiterwaarden is genomen. Er is, voor zover mogelijk, rekening gehouden met spreiding in concentraties en spreiding in innamehoeveelheden.

Aangenomen is dat effecten voor de verschillende blootstellingsroutes vergelijkbaar zijn. Eveneens is aangenomen dat bij ingestie 100% van de verontreiniging wordt geabsorbeerd door het lichaam (inname=opname) met andere woorden de absorptiecoëfficiënt bij orale opnamen is 1. Deze absorptiecoëfficiënt is in de formules in hoofdstuk 6.4. niet expliciet aangegeven. De aanname dat 100% absorptie plaatsvindt is wel een worst-case bandering. Bij gebrek aan informatie is voor deze benadering gekozen.

Een eerste indicatie van mogelijke gezondheidsrisico's is verkregen door de berekende concentratie (range) in het contactmedium (bijvoorbeeld gewas, vis) te vergelijken met relevante normen (hoofdstuk 6.5.).

Het uiteindelijke gezondheidsrisico is bepaald door voor de geschatte totale blootstelling de overschrijdingskans van een gezondheidkundige advieswaarde, de toelaatbare dagelijkse inname (TDI, hoofdstuk 6.5.), te bepalen.

In onderhavig onderzoek is voor de gezondheidkundige risicoschatting onderscheid gemaakt tussen kinderen (in de leeftijdscategorie t/m 6 jaar) en volwassenen (in de leeftijdscategorie vanaf 6 jaar). Kinderen zijn op grond van leeftijdsgeboden factoren namelijk kwetsbaarder.

6.3. Bepalen van de blootstelling

6.3.1. Volkstuinieren

Risicogroep

Blootstelling aan verontreinigde bodem kan indirect plaatsvinden door het consumeren van zelfgeteeld gewas waarin verontreinigingen zijn opgenomen of waarop verontreinigingen zijn terechtgekomen. Ook kan directe blootstelling plaatsvinden door het inslikken (ingestie) van verontreinigde grond na hand-mond contact (bijv. tijdens roken of eten), door huidcontact met verontreinigde grond en door inhalatie van verontreinigde, opgewaaide bodemdeeltjes en damp.

Uitgangspunten

Uitgangspunt voor het kwantificeren van de blootstelling van volkstuinders is dat de blootstelling van volwassenen aan verontreiniging voornamelijk wordt bepaald door de consumptie van gewassen. De blootstelling van kinderen, die spelen in de volkstuin, wordt bepaald door zowel gewasconsumptie als door ingestie van verontreinigde grond tijdens het spelen in de volkstuin. Blootstelling door huidcontact en inhalatie speelt een ondergeschikte rol voor de opname voor verontreinigingen (CML, 1990).

Kwantificeren van de blootstelling

De opname van verontreinigingen (zware metalen en organische verbindingen) door volwassenen kan als volgt worden berekend (in mg/kg lichaamsgewicht/dag):

$$O_v = \frac{\text{gew.cons.} \cdot 10^{-3} \cdot C_{\text{gewas}}}{\text{l.g.}}$$

Waarin

O_v	:	opname van verontreinigingen door volwassenen (mg/kg l.g./dag)
gew.cons.	:	gewasconsumptie (gram vers gewicht/dag)
C_{gewas}	:	concentratie verontreiniging in gewas (mg/kg vers gewicht)
l.g.	:	lichaamsgewicht (70 kg)
10^{-3}	:	omrekeningsfactor bij grootheden in de aangegeven dimensies

De opname door kinderen:

$$O_k = \frac{\text{gew.cons.} * C_{\text{gewas}} * 10^{-3} + I_{\text{grond}} * C_{\text{bodem}} * 10^{-6}}{\text{l.g.}}$$

Waarin

- O_k : opname van verontreinigingen door een kind (mg/kg l.g./dag)
 gew.cons. : gewasconsumptie (gram versgewicht)
 C_{gewas} : concentratie verontreiniging in gewas (mg/kg vers gewicht)
 I_{grond} : ingestie grond (mg d.s./dag)
 C_{bodem} : concentratie verontreiniging in bodem (mg/kg d.s.)
 l.g. : lichaamsgewicht (14 kg).
 10^{-3} : Omrekeningsfactor bij grootheden in de aangegeven dimensies
 10^{-6} : Omrekeningsfactor bij grootheden in de aangegeven dimensies

Bij consumptie van gewas (gew.cons.) uit eigen tuin wordt uitgegaan van gegevens van Hulshof (1988). Voor volwassenen bedraagt de consumptie gemiddeld 147 gram en voor kinderen 42 gram.

De concentratie verontreiniging in gewas (C_{gewas}) is berekend met behulp van stofspecifieke BCF-waarden. Er geldt:

$$C_{\text{gewas}} = \text{BCF}_{\text{gewas}} * C_{\text{bodem}}$$

Waarin

- C_{gewas} : concentratie verontreiniging in gewas
 $\text{BCF}_{\text{gewas}}$: bioconcentratie factor gewas (mg/kg vers gewicht / mg/kg d.s.)
 C_{bodem} : concentratie verontreiniging in bodem (mg/kg d.s.)

In tabel 6.1. zijn $\text{BCF}_{\text{gewas}}$ voor zware metalen en organische microverontreinigingen opgenomen.

Tabel 6.1. $\text{BCF}_{\text{gewas}}$ voor zware metalen en voor organische verontreinigingen

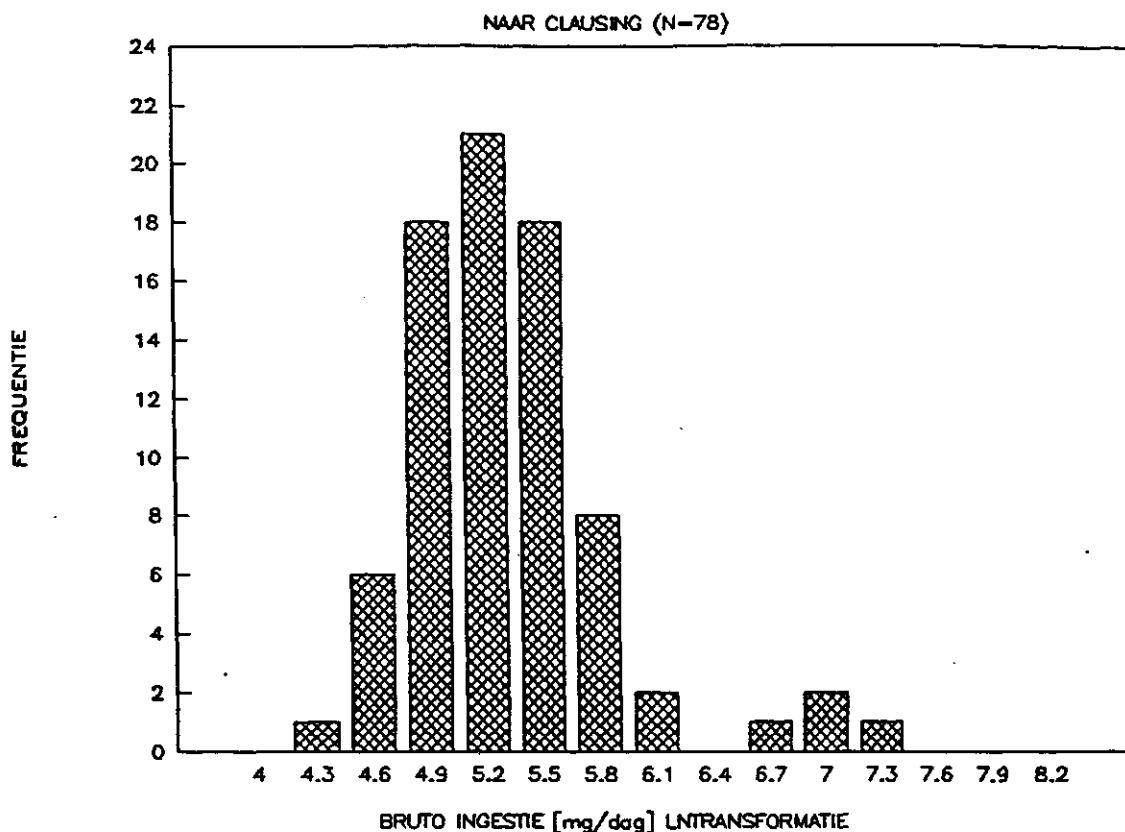
Metaal	Organische micro-verontreiniging	$\text{BCF}_{\text{gewas}}$ ^{a), b)} (mg/kg versgewicht/mg/kg d.s.)
Ni		0,047 ^{c)}
Cu		0,022
Zn		0,032
Cd		0,054
	HCB	0,02
	PCB	0,002
	PAK (BaP)	0,02
	DDT + derivaten	0,02

a) $\text{BCF}_{\text{gewas}}$ zware metalen (behalve Ni) zijn gemeten waarden uit het rapport van de projectgroep zware metalen (Projectgroep, 1988)

b) $\text{BCF}_{\text{gewas}}$ organische microverontreinigingen uit LACrapport (LAC, 1991) gecorrigeerd voor de verhouding drooggewicht-versgewicht (0,2 kg d.s./kg versgewicht)

c) PIMM, 1988

Bij ingestie van grond (I_{grond}) is uitgegaan van gegevens van Clausing et al. (1989). In dit onderzoek wordt door middel van het meten van tracers in de faeces van kinderen die op een camping verblijven, een schatting gemaakt van de ingestie van grond. Gemiddeld bedraagt de ingestie 120 mg d.s./dag. De spreiding in meetgegevens kan worden aangegeven door middel van een standaarddeviatie (s.d.). Bij nadere analyse van de gegevens blijken er twee verschillende groepen kinderen te zijn: één groep met een "normale" ingestie van 89 mg d.s./dag en één met een extreem hoge ingestie van 519 mg d.s./dag (figuur 6.1.). Voor de risicoschatting wordt er vanuit gegaan dat de ingestie van grond door kinderen die op een camping verblijven vergelijkbaar is met die van kinderen die spelen in een volkstuin.



Figuur 6.1. Bodemingestie kinderen van kinderen op een camping (Clausing et al., 1989)

6.4.2. Sportvissen

Risicogroep

Verhoogde blootstelling aan verontreinigde (water)bodem kan indirect plaatsvinden bij het consumeren van door sediment gecontamineerde vis.

Uitgangspunten

Uitgangspunten voor het kwantificeren van de blootstelling via consumptie van gecontamineerde vis is, dat de concentraties in deze organismen evenredig zijn met de concentraties in sediment. Daarbij wordt onderscheid gemaakt tussen zware metalen en organische microverontreinigingen. Aangenomen is dat opname van contaminanten door vis via de waterfase plaatsvindt (verdelingsevenwichten).

Voor de berekeningen is de concentratie in het poriewater gebruikt. Dit is de maximale concentratie van een verbinding bij volledig evenwicht tussen het sediment en water.

Kwantificeren van de blootstelling

De opname van verontreinigingen (zware metalen en organische verbindingen voor een volwassene door consumptie van vis kan als volgt worden berekend (in mg/kg_{lichaamsgewicht}/dag):

$$O_{\text{mens}} = \frac{\text{vis.cons.} * C_{\text{vis}} * 10^{-3}}{\text{l.g.}} \quad (1)$$

Waarin

- O_{mens} : opname van verontreinigingen door een volwassene (mg/kg l.g./dag)
 vis.cons. : visconsumptie (g versgewicht/dag)
 C_{vis} : concentratie in vis (mg/kg versgewicht)
 l.g. : lichaamsgewicht (70 kg)
 10^{-3} : omrekeningsfactor bij grootheden in de aangegeven dimensies

Vergelijking van de visconsumptiefrequentie tussen de Nederlandse bevolking en sportvisseren laat zien dat sportvisseren frequenter vis eten. Dit blijkt uit een onderzoek onder sportvisseren (Potting, 1989). Vooral de aal/paling, snoekbaars en forel worden door binnenwater-sportvisseren gegeten. In het visconsumptie-onderzoek zijn geen gegevens beschikbaar over de hoeveelheid vis die de sportvisseren gemiddeld per dag of per portie eten.

In Amerika is bij een onderzoek bij sportvisseren in de staat Wisconsin echter zowel de consumptie van de eigen vangst als van de vis, gekocht in de winkel, meegenomen voor berekening van de dagelijkse visconsumptie (Fiore et al., 1989).

In tabel 6.2. worden de gemiddelde visconsumptie van de eigen vangst en van de totale visconsumptie weergegeven voor de vissers in de staat Wisconsin. Deze getallen zijn als uitgangspunt voor de visconsumptie (vis.cons.) genomen.

Tabel 6.2. Visconsumptie (g/dag) van sportvisseren in de staat Wisconsin in Amerika (Fiore et al., 1989)

	Visconsumptie eigen vangst	Totale visconsumptie
Per dag	12,3 g	26,1 g
75e percentiel	15,5 g	34,2 g
95e percentiel	37,3 g	63,4 g

Voor het berekenen van de concentratie van verontreinigingen in vis wordt onderscheid gemaakt tussen zware metalen en organische microverontreinigingen.

De concentratie van zware metalen in vis wordt berekend met behulp van stofspecifieke BCF-waarden. In de evenwichtssituatie geldt:

$$C_{vis} = BCF * C_w * 10^{-3} \quad (2)$$

Waarin

BCF : stofspecifieke bioconcentratiefactor (l/kg versgewicht)
 C_w : concentratie opgeloste contaminant in water ($\mu\text{g/l}$)
 10^{-3} : omrekeningsfactor bij grootheden in de aangegeven dimensies

De concentratie van zware metalen in water (in $\mu\text{g/l}$) kan worden berekend met behulp van het evenwichtsmodel gebruikt in "Kansen voor waterorganismen" (Stortelder et al., 1989):

$$C_w = \frac{1.5}{K_d} * C_{bodem} \quad (3)$$

Waarin

K_d : partitiecoëfficiënt water/vaste fase (l/g; voor zwevend stof)
 C_{bodem} : concentratie van verontreinigingen in bodemmateriaal (mg/kg d.s.)

De concentratie van organische microverontreinigingen in vis kan worden berekend met behulp van de volgende vereenvoudigde formule (DBW/RIZA, 1989):

$$C_{vis} = \frac{2 * f_v}{f_{oc}} * C_{bodem} \quad (4)$$

Waarin

f_v : fractie vet in vis (dimensieloos)
 Hier is ervan uitgegaan dat het percentage vet in vis 10% bedraagt
 f_{oc} : fractie organisch koolstof in de (water)bodem (dimensieloos)
 Hier is een f_{oc} van 0,074 aangehouden, berekend uit gegevens voor de uiterwaarden

Door substitutie van C_{vis} en C_w in formule (1) is de opname als volgt berekend (in mg/kg l.g/dag);

Voor zware metalen:

$$O_{mens} = \frac{1.5 * \text{vis.cons.} * BCF * 10^{-6} * C_{bodem}}{K_d * \text{l.g.}} \quad (5)$$

Voor organische microverontreinigingen:

$$O_{mens} = \frac{2 * \text{vis.cons.} * f_v * 10^{-3} * C_{bodem}}{f_{oc} * \text{l.g.}} \quad (6)$$

Voor de berekeningen is gebruik gemaakt van de BCF- en K_d -waarden (mediane waarden) zoals genoemd in tabel 6.3.

Tabel 6.3. Gebruikte K_d - en BCF-waarden

Metaal	$K_d^a)$ (l/g)	BCF_{vis} (l/g)
Cadmium	130	39 ^{b)}
Koper	50	1000 ^{c)}
Nikkel	8	250 ^{d)}
Zink	110	4280 ^{e)}

a) Storteleder et al., 1989; mediane waarden

b) Romijn et al., 1991, geometrisch gemiddelde, range: 4,3-540

c) Wayland et al., 1975; hoogste gevonden waarde

d) Blaylock and Frank, 1979; enige gevonden BCF

e) Chernoff and Kooley, 1979; hoogste gevonden waarde

6.3.3.

Kamperen

Risicogroep

Verhoogde blootstelling aan verontreinigde bodem kan plaatsvinden tijdens kamperen in het verontreinigd gebied. Kampeerders kunnen verontreinigde grond inslikken na hand-mond contact (bijv. tijdens roken of eten). Tevens kunnen verontreinigingen door huidcontact of door inhalatie worden opgenomen.

Uitgangspunten

Uitgangspunt voor het kwantificeren van de blootstelling van kampeerders is dat de blootstelling voornamelijk wordt bepaald door de ingestie van grond. Opname van verontreinigingen door de huid of door inhalatie speelt een ondergeschikte rol (CML, 1990).

Kwantificeren van de blootstelling

De opname van verontreinigen (zware metalen en organische verbindingen) kan als volgt worden berekend (in mg/kg_{lichaamsgewicht}/dag):

$$O_{\text{mens}} = \frac{I_{\text{grond}} * C_{\text{bodem}} * 10^{-6}}{l.g.}$$

Waarin

- O_{mens} : opname van verontreinigingen door een mens (mg/kg l.g./dag)
- I_{grond} : ingestie grond (mg d.s./dag)
- C_{bodem} : concentratie verontreinigingbodem (m/kg d.s.)
- l.g. : lichaamsgewicht (kind 14 kg, volwassen 70 kg)
- 10^{-6} : omrekeningsfactor bij grootheden in de aangegeven dimensie

Evenals bij de recreatie-activiteit volkstuinieren is bij ingestie van grond uitgegaan van gegevens van Clausing et al. (1989).

Er wordt vanuit gegaan dat de ingestie van grond door volwassenen die kamperen gelijk is aan die van kinderen.

6.3.4. Recreatie op zon-, speel- en /of ligweiden

Risicogroep

Verhoogde blootstelling aan verontreinigde bodem kan plaatsvinden tijdens recreatie op zon-, speel- en/of ligweiden in het verontreinigde gebied. Recreanten op deze weiden kunnen verontreinigde grond inslikken na hand-contact (bijv. tijdens roken of eten). Tevens kunnen verontreinigingen door huidcontact of door inhalatie worden opgenomen.

Uitgangspunten

Uitgangspunt voor het kwantificeren van de blootstelling van recreanten is dat de blootstelling voornamelijk wordt bepaald door de ingestie van grond. Opname van verontreinigingen voor de huid of door de inhalatie speelt een ondergeschikte rol (CML, 1990).

Kwantificeren van de blootstelling

De opname van verontreinigen (zware metalen en organische verbindingen) kan als volgt worden berekend (in mg/kg_{lichaamsgewicht}/dag):

$$O_{\text{mens}} = \frac{I_{\text{grond}} * C_{\text{bodem}} * 10^{-6}}{\text{l.g.}}$$

Waarin

- O_{mens} : opname van verontreinigingen door een mens (mg/kg l.g./dag)
- I_{grond} : ingestie grond (mg d.s./dag)
- C_{bodem} : concentratie verontreinigingbodem (m/kg d.s.)
- l.g. : lichaamsgewicht (kind 14 kg, volwassen 70 kg)
- 10^{-6} : omrekeningsfactor bij grootheden in de aangegeven dimensies

Evenals bij de recreatie-activiteit volkstuinieren is bij ingestie van grond uitgegaan van gegevens van Clausing et al. (1989). Er wordt verondersteld dat de ingestie van grond voor volwassenen die recreëren gelijk is aan die van kinderen.

6.4. Gezondheidskundige toetsingscriteria

In de Nederlandse Warenwet en Bestrijdingsmiddelenwet worden maximale gehalten van bepaalde verontreinigingen in gewas aangegeven. Deze gehalten staan vermeld in tabel 6.4.

Verder zijn standaarden voor verontreinigingen in visprodukten in Nederland en in andere landen aangegeven in tabel 6.5.

Tabel 6.4. Maximale gehalten van verontreinigingen in gewas

Verontreiniging	Maximale gehalten in gewas (mg/kg versgewicht)
Cd ^{a)}	0,03 - 0,2 ^{b)}
DDT (+derivaten) ^{c)}	0,1
HCB ^{c)}	0,05

a) Warenwet, uitvoeringsvoorschriften CIII-9i, art. 1

b) Het gehalte is afhankelijk van het soort gewas

c) Bestrijdingsmiddelenwet, uitvoeringsvoorschriften CII-4

Tabel 6.5. Standaarden voor verontreiniging in visprodukten

Verontreiniging	Standaard (mg/kg versgewicht) ^{a)}	
	Nederland	Overige landen
Cd	0,05	0,35-0,5
DDT	0,5 ^{b)}	2,0 -5,0
HCB	0,05 ^{b)}	0,2 -0,5
PCB	0,08-0,6 ^{c)}	0,08-5,0 ^{d)}

a) Van der Valk, 1989

b) voorgesteld

c) afhankelijk van het type PCB

d) totaal PCB

De TDI is de toelaatbare dagelijkse inname van een stof die gedurende het hele leven kan worden ingenomen zonder merkbaar risico voor de gezondheid op grond van alle op dat moment bekende gegevens. Een overzicht van gezondheidkundige advieswaarden is gegeven in tabel 6.6.

Tabel 6.6 Overzicht van de gezondheidkundige advieswaarden (Vermeire et al., 1991)

Stof	TDI (mg/kg l.g./dag)
cadmium	0,001
koper	0,140
nikkel	0,050
zink	1,0
DDT/DDE	0,020
hexachloorbenzeen	0,0005
PAK (benzo-a-pyreen)	0,002
PCB	0,00009

6.5. Risicoschatting

Voor de risicoschatting is hier weer uitgegaan van dezelfde combinatie van gegevens als bij de risicoschatting voor de landbouw, namelijk van gegevens voor de uiterwaarden van de Maas voor cadmium, koper en zink, van een onderzoek langs de Waal voor nikkel, en van gegevens uit het gebied tussen Millingen en Geldermalsen voor de organische stoffen, zie ook tabel 5.1.

In tabel 6.7. worden de concentraties van verontreinigingen in gewas en in vis, die zijn berekend uit de concentraties van verontreinigingen in de uiterwaarden met behulp van de formules uit paragraaf 6.3., vergeleken met maximale gehalten, toegestaan in Nederland. Uit de tabel blijkt dat het mogelijk is dat het in Nederland maximaal toegestane gehalte HCB en PCB in vis in de uiterwaarden wordt overschreden, wat zou betekenen dat het eten van vis een risico met zich meebrengt. De berekende concentraties verontreiniging in gewas en in vis zijn slechts een ruwe benadering van de werkelijk aanwezige concentraties. Door metabolisme van B(a)P door vissen mag worden verwacht dat de concentratie in vissen aanmerkelijk lager ligt dan berekend in (4). Uit veldgegevens blijkt dat de concentraties 20 tot 200-maal lager liggen dan verwacht. Hier is gerekend met een factor 20 (tabel 6.7). Voor een nauwkeuriger risicoschatting zou dan ook gebruik gemaakt moeten worden van gemeten concentraties verontreinigingen in gewas en in vis.

Tabel 6.7. Berekende concentraties verontreiniging in gewas en in vis en maximaal toegestane gehalten in Nederland

Verontreiniging	Berekende concentra- tie in ge- was (mg/kg vers gew.)	Maximaal toegestane gehalte (mg/kg vers gew.)	Berekende concentra- tie in vis (mg/kg vers gew.)	Maximaal toegestane gehalte (mg/kg vers gew.)
Ni	1,701	-	1,697	-
Cu	0,675	-	0,921	-
Zn	8,230	-	15,011	-
Cd	0,103	0,03-0,2	0,001	0,05
HCB	1,058 ¹⁾	50 ¹⁾	0,142	0,05
PCB	0,457 ¹⁾	-	0,613	0,08-0,6
PAK (BaP)	0,064	0,1	0,432	-
DDT (+ der.)	0,652 ¹⁾	-	0,088	0,05

1) gegevens in µg/kg versgewicht

In tabel 6.8., 6.9. en 6.10. zijn de resultaten van de kwalitatieve en de kwantitatieve risicoschatting voor iedere risicogroep en voor iedere verontreiniging weergegeven. De blootstelling is berekend m.b.v. de formules uit paragraaf 6.3. Bij de kwalitatieve risicoschatting wordt de verhouding blootstelling/TDI berekend. Wanneer deze verhouding groter is dan 1, is er sprake van een gezondheidskundig gevaar.

Met behulp van de kwantitatieve risicoschatting kan een uitspraak worden gedaan over de kans op overschrijding van de TDI. Een kwantitatieve risicoschatting is gebaseerd op de spreiding in de beschikbare gegevens, onder andere op de spreiding in de concentraties van de verontreinigingen in de bodem. Voor nikkel en PAK waren te weinig gegevens voorhanden om deze spreiding te schatten en daarom zijn voor deze twee stoffen alleen kwalitatieve schattingen uitgevoerd.

Tabel 6.8. Kwalitatieve en kwantitatieve risicoschatting voor volkstuinders

1 Verontreiniging		2 Blootstelling mg/kg lichaamsgewicht/dag			3 TDI mg/kg lich. gew./ dag a)	4 Verhouding (kolom 2/kolom 3)			5 Risico I		
Stof	Conc. mg/kg d.s. a)	Volw.	Kind 1 b)	Kind 2 b)		Volw.	Kind 1 b)	Kind 2 b)	Volw.	Kind 1 b)	Kind 2 b)
Ni ^{c)}	36,2	0,004	0,005	0,006	0,005	0,07	0,11	0,13	c)	c)	c)
Cu	30,7	0,001	0,002	0,003	0,14	0,01	0,02	0,02	0	0	0
Zn	257,2	0,017	0,026	0,034	1,0	0,02	0,03	0,03	0	0	0
Cd	1,0	0,000(2)	0,000(3)	0,000(4)	0,001	0,22	0,32	0,38	6	12	15
HCB ^{a)}	32,0	0,002	0,003	0,005	0,50	0,00	0,01	0,01	0	0	0
PCB ^{a)}	228,4	0,001	0,003	0,000	0,09	0,01	0,03	0,11	0	0	0
PAK ^{c)}	3,2	0,000	0,000	0,000	0,002 ^{d)}	0,00	0,01	0,02	c)	c)	c)
DDT (+ der.) ^{a)}	32,6	0,001	0,002	0,003	20,0	0,00	0,00	0,00	0	0	0

- a) De concentratie, blootstelling en TDI van HCB, PCB en DDT (+ derivaten) zijn uitgedrukt in µg/kg d.s. resp. µg/kg lichaamsgewicht/dag.
- b) De blootstelling en de verhouding zijn berekend voor volwassenen, voor kinderen met een "normale" bodemingestie van gemiddeld 89 mg/dag (kind 1) en voor kinderen met een extreem hoge bodemingestie van 519 mg/dag (kind 2).
- c) Voor Ni en PAK zijn te weinig gegevens over de conc. in de bodem beschikbaar om een kwantitatieve risicoschatting uit te voeren, er is daarom slechts een kwalitatieve risicoschatting uitgevoerd.
- d) De TDI is gebaseerd op Benzo(a)pyreen.

Tabel 6.9. Kwalitatieve en kwantitatieve risicoschatting voor sportvis-sers

1 Verontreiniging		2 Blootstelling mg/kg lich.- gewicht/dag a)	3 TDI mg/kg lich.- dag a)	4 Verhouding (kolom 2/ kolom 3)	5 Risico %
Stof	Concentratie mg/kg d.s. a)				
Ni ^{b)}	36,2	0,000	0,005	0,006	b)
Cu	30,7	0,000	0,14	0,001	0
Zn	257,2	0,002	1,0	0,001	0
Cd	1,9	0,000	0,01	0,000	0
HCB ^{a)}	52,9	0,016	0,50	0,032	1
PCB ^{a)}	228,4	0,071	0,09	0,79	43
PAK ^{b)}	3,2	7,5*10 ⁻⁵	0,002 ^{c)}	0,04	b)
DDT (+ der.) ^{a)}	32,6	0,011	20,0	0,001	0

- a) De concentratie, blootstelling en TDI van HCB, PCB en DDT (+ derivaten) zijn uitgedrukt in µg/kg d.s. resp. µg/kg lichaamsgewicht/dag.
b) Voor Ni en PAK zijn te weinig gegevens voor de conc. in de bodem beschikbaar om een kwantita-tieve risicoschatting uit te voeren, er is daarom slechts een kwalitatieve risicoschatting uitgevoerd.
c) De TDI is gebaseerd op Benzo(a)pyreen.

Tabel 6.10. Kwalitatieve en kwantitatieve risicoschatting voor kampeer-ders en recreanten op zon-/speel- en ligweiden

1 Verontreiniging		2 Blootstelling mg/kg lichaamsgewicht/dag			3 TDI mg/kg lich. gew./ dag	4 Verhouding (kolom 2/kolom 3)			5 Risico %		
Stof	Conc. mg/kg d.s. a)	Volw.	Kind 1 b)	Kind 2 b)		Volw.	Kind 1 b)	Kind 2 b)	Volw.	Kind 1 b)	Kind 2 b)
Ni ^{c)}	36,2	0,000	0,000	0,001	0,005	0,001	0,005	0,027	c)	c)	c)
Cu	30,7	0,000	0,000	0,001	0,14	0,000	0,001	0,008	0	0	0
Zn	257,2	0,000	0,002	0,010	1,0	0,000	0,002	0,010	0	0	0
Cd	1,9	0,000	0,000	0,000	0,001	0,000	0,012	0,070	0	0	0,3
HCB ^{a)}	52,9	0,000	0,000	0,000	0,50	0,000	0,001	0,004	0	0	0
PCB ^{a)}	228,4	0,000(3)	0,001	0,002	0,09	0,003	0,016	0,094	0	0	0,2
PAK ^{c)}	3,2	0,000	0,000	0,008	0,002 ^{d)}	0,000	0,001	0,006	c)	c)	c)
DDT (+ der.) ^{a)}	32,6	0,000	0,000	0,000	20,0	0,000	0,000	0,000	0	0	0

- a) De concentratie, blootstelling en TDI van HCB, PCB en DDT (+ derivaten) zijn uitgedrukt in µg/kg d.s. resp. µg/kg lichaamsgewicht/dag.
b) De blootstelling en de verhouding zijn berekend voor volwassenen, voor kinderen met een "normale" bodemingestie van gemiddeld 89 mg/dag (kind 1) en voor kinderen met een extreem hoge bodemingestie van 519 mg/dag (kind 2).
c) Voor Ni en PAK zijn te weinig gegevens over de conc. in de bodem beschikbaar om een kwantita-tieve risicoschatting uit te voeren, er is daarom slechts een kwalitatieve risicoschatting uitgevoerd.
d) De TDI is gebaseerd op Benzo(a)pyreen.

In tabel 6.9. is te zien dat voor sportvis-sers die gevangen vis consume-ren de blootstelling aan PCB de TDI benadert maar niet overschrijdt. De kans op overschrijding van de TDI van PCB voor sportvis-sers bedraagt 43%.

De kans op overschrijding van de TDI van cadmium bij volkstuintieren (tabel 6.8) is ongeveer 6% voor volwassenen, en 12% en 16% voor kinderen respectievelijk voor kinderen met een extreem hoge ingestie van grond. Het risico voor kinderen wordt niet alleen veroorzaakt door de consump-tie van groente uit eigen tuin, maar vooral ook door de activiteiten rond het tuintieren.

Geconcludeerd kan worden dat dagrecreatie in de uiterwaarden weinig gezondheidsrisico's met zich meebrengt. Het geregeld consumeren van vis die in de uiterwaarden is gevangen is echter af te raden in verband met het voorspelde hoge PCB-gehalte. Ook is het in verband met het verhoogde risico van cadmium, beter geen volkstuin-activiteiten in de uiterwaarden te bedrijven.

6.6.

Discussie

De gepresenteerde risicoschatting voor de gebruiksfunctie recreatie is gebaseerd op diverse aannames waardoor onzekerheden worden geïntroduceerd.

- De opname van verontreinigingen door recreanten in de uiterwaarden wordt vergeleken met de TDI (Toelaatbare Dagelijkse Inname). De TDI is een gemiddelde waarde; dat wil zeggen dat een levenslange dagelijkse inname van een hoeveelheid verontreiniging ter hoogte van de TDI geen gezondheidkundig risico met zich meebrengt. Recreatie in de uiterwaarden zal echter niet iedere dag, een levenlang plaatshebben en daarom is de TDI eigenlijk geen goed toetingscriterium. Als toetingscriterium voor kortdurende, incidentele blootstelling zou moeten worden uitgegaan van waarden, vergelijkbaar met een TDI, maar gebaseerd op een blootstellingsduur en -frequentie zoals voorkomt bij recreatie in de uiterwaarden. Deze waarden zijn echter nooit bepaald.
- Een andere beperking van het gebruik van TDI-waarden is dat ze zijn afgeleid van waarden, verkregen uit dierexperimenten. Om deze NOEC's te extrapoleren naar mensen, is gebruik gemaakt van arbitrair gekozen veiligheidsfactoren (correctie voor onzekerheden en voor een verschil in gevoeligheid tussen mens en dier). Dit betekent dat TDI-waarden enige onzekerheden bevatten en dus ook slechts met enige voorzichtigheid kunnen worden ingezet als toetsingscriterium voor het inschatten van risico's.
- Bepaalde zware metalen en organische verbindingen komen van nature voor, of als verontreiniging voor in voedsel, water of lucht. Dit betekent dat de mens sowieso blootstaat aan een bepaalde hoeveelheid van deze componenten (achtergrondblootstelling); met andere woorden een gedeelte van de TDI wordt reeds opgevuld. Strikt genomen, zou slechts het gedeelte van de TDI dat niet door achtergrondblootstelling wordt opgevuld, moeten worden gebruikt als gezondheidkundig toetsingscriterium voor risico's. In de uitgevoerde risicoschatting is geen rekening gehouden met achtergrondblootstelling, omdat slechts het gezondheidkundige risico als gevolg van bodemverontreiniging is bepaald en niet het totale gezondheidkundige risico.
- Bij de beoordeling van risico's voor recreanten is slechts rekening gehouden met systemische effecten. Dit zijn effecten die optreden nadat een verontreiniging in het lichaam(systeem) is binnengedrongen. Sommige stoffen kunnen echter ook lokale reacties zoals irritatie van de huid of luchtwegen en eczeem veroorzaken. Hiermee is bij de risicoschatting geen rekening gehouden.
- Wanneer de mens wordt blootgesteld aan meer verontreinigingen tegelijk, is het mogelijk dat het totale toxische effect groter of kleiner is dan het effect van iedere verontreiniging afzonderlijk. Over de mechanismen van combinatietoxiciteit is weinig bekend. Risico's van combinaties van verontreinigingen kunnen nog niet worden geschat.

- Met het voor de risicoschatting gebruikte blootstellingsmodel (hoofdstuk 6.3.) wordt de werkelijke blootstelling vereenvoudigd beschreven. Bij de berekening van de concentratie van verontreiniging in planten en vis is uitgegaan van een lineaire relatie met de bodemconcentratie. In werkelijkheid zal de relatie complexer zijn. Voor een nauwkeuriger risicoschatting zou gebruik gemaakt moeten worden van gemeten concentraties in plant en vis.
- Bij de uitgevoerde risicoschatting voor recreatie is slechts rekening gehouden met landbodemgebruik. Blootstelling aan verontreinigde waterbodem en aan verontreinigd oppervlaktewater is niet beoordeeld omdat geen gegevens voorhanden waren over concentraties van verontreinigingen in de waterbodem en in oppervlaktewater. Het is reëel te veronderstellen dat in de uiterwaarden wordt gezwommen en dat zwimmers, doordat ze kunnen blootstaan aan verontreinigingen in de waterbodem en in oppervlaktewater een risicogroep vormen. In het CML rapport (CML, 1990) is voor zwemmen een nadere risicoanalyse uitgevoerd. Er zijn concentraties in het oppervlaktewater berekend waaronder geen gezondheidkundige risico's worden verwacht. De berekende concentraties zijn vele malen hoger dan de IMP-waterkwaliteitsnormen. Dit betekent dat zolang oppervlaktewater aan de IMP-normen voldoet, geen nadelige gezondheidseffecten zijn te verwachten.

7. EXPOSITIE-ANALYSE VOOR HET ECOSYSTEEM

7.1. Risicogroepen

Voor de schatting van de risico's voor de natuur wordt het risico van de geselecteerde stoffen voor een aantal representatieve soorten in het grasland-ecosysteem in de uiterwaarden bepaald.

Bij de keuze van representatieve soorten hebben de volgende uitgangspunten een rol gespeeld: relevantie voor het graslandecosysteem, binding met het graslandbiotoop, voldoende hoge dichtheden, representativiteit voor de verschillende tropische niveaus. Tenslotte moesten er - naar verwachting - voldoende ecologische en toxicologische gegevens beschikbaar zijn. De volgende soorten zijn als representatieve soorten genomen:

- regenworm als voorbeeld van een evertebraat en bodembewoner;
- bosspitsmuis als voorbeeld van een consument van wormen en insecten;
- torenvalk als voorbeeld van een toppredator;
- veldmuis als voorbeeld van een herbivoor;
- aardmuis als voorbeeld van een herbivoor.

Daarnaast zijn er nog een aantal soorten die naar verwachting een verhoogd risico lopen vanwege een grote consumptie van regenwormen. Dit zijn:

- mol;
- das;
- steenuil.

De gekozen soorten staan niet op zich, maar zij vormen een onderdeel van voedselketens die samen weer een klein voedselweb vormen, zoals weergegeven in Figuur 7.1. De twee belangrijke stofstromen, de herbivore route (gras -> torenvalk) en de detritivore route (worm -> torenvalk) zijn vertegenwoordigd. Verder zijn de diverse trofische niveaus vertegenwoordigd.

7.2. Beschrijving van de blootstelling

7.2.1. Blootstelling in een voedselketen

Het effect van een stof op een organisme is afhankelijk van de mate waarin het aan de stof wordt blootgesteld. Er zijn verschillende routes waarlangs een organisme aan een stof in zijn omgeving kan worden blootgesteld. Terrestrische organismen kunnen aan stoffen worden blootgesteld door (direct) contact met stoffen in de bodem of in de lucht. Blootstelling vindt "indirect" plaats door consumptie van voedsel (ingestie) waarin de stoffen zich bevinden. De blootstellingsroute via de lucht wordt hier niet beschouwd, omdat de blootstellingsconcentratie in feite een achtergrondconcentratie is en dus niet specifiek voor de situatie in de uiterwaarden.

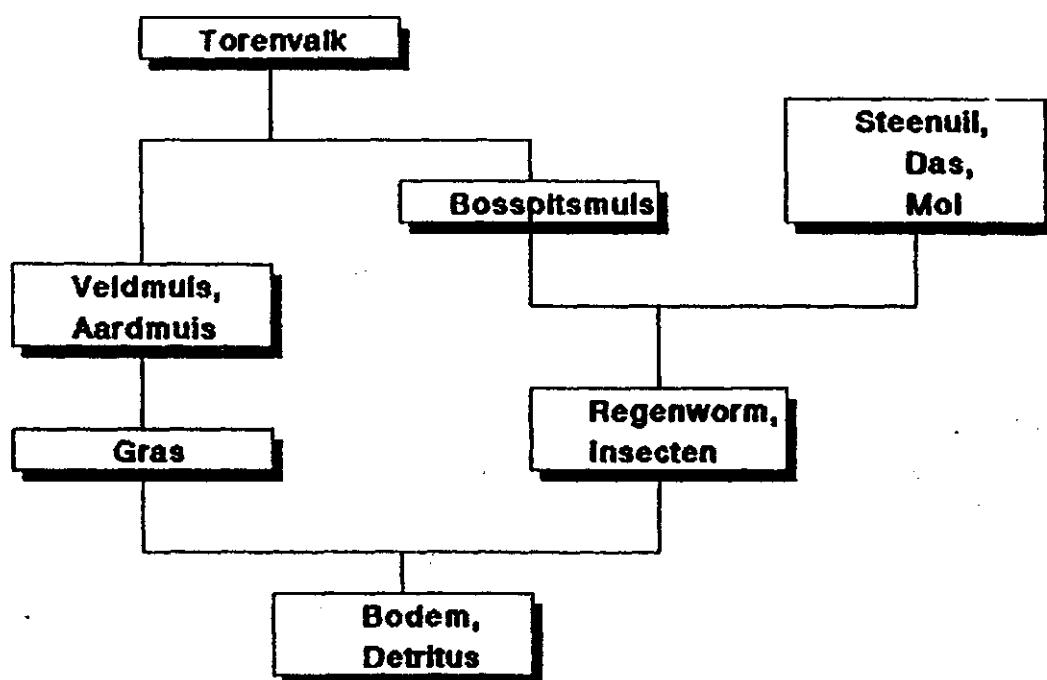
Opname van stoffen door direct contact met de bodem vindt plaats via de huid. Opname van stoffen uit het voedsel vindt plaats in het spijsverteringsstelsel.

In de gekozen voedselketens is de blootstellingsroute ingestie voor ieder trofisch niveau afhankelijk van de concentraties één trofisch niveau lager.

Beschouwen we bijvoorbeeld de voedselketen:

bodem → worm → spitsmuis → torenvalk

dan wordt de worm blootgesteld aan de concentraties van een stof in zijn voedsel, dus aan de concentratie in de bodem. De mate waarin een stof zich ophoopt (accumuleert) in de worm bepaalt de mate van blootstelling van de spitsmuis (één trofisch niveau hoger), en op dezelfde manier bepaalt de mate van accumulatie in de spitsmuis de blootstelling van de torenvalk.



Figuur 7.1. Voedselnet met de gekozen soorten

Accumulatie wordt in de volgende hoofdstukken uitgedrukt als:

1. een concentratiefactor (CF): de verhouding tussen de concentratie in een organisme en de concentratie in het omringende milieu ¹, of als
2. een bioaccumulatie(magnificatie)factor (BAF): de verhouding tussen de concentratie in een predator en de concentratie in het voedsel-organisme (prooi-organisme).

7.2.2. Blootstelling als stochastische variabele

De berekening van de blootstelling aan stoffen wordt gemaakt op basis van een aantal parameters. Voor de berekening van de blootstelling van de spitsmuis aan een stof kunnen o.a. de volgende parameters worden gebruikt: de concentratie van de stof in de bodem, een aantal bodemparameters die van invloed zijn op de concentratiefactoren (CF's) voor de regenworm en de hoeveelheid wormen die een spitsmuis per dag eet.

¹ In het geval van de regenworm is dit de verhouding tussen de concentratie van een stof in de regenworm en de concentratie van die stof in de bodem

Voor iedere parameter valt een zekere variatie te verwachten. De concentratie in de bodem zal niet op iedere plaats hetzelfde zijn. De empirische relatie tussen de bodemparameters en de concentratiefactoren veroorzaakt een variatie in de concentratie in de regenworm enz. Het gevolg is dat ook de blootstelling in werkelijkheid een zekere mate van variatie bezit.

Dit heeft consequenties voor de risicoschatting, zoals die staat beschreven in hoofdstuk 4 (kwantitatieve risicoschatting).

7.3. Stofstromen naar de trofische niveaus

De blootstellingsconcentraties voor de verschillende organismen in de uiterwaarden worden berekend, uitgaande van concentraties van stoffen in de bodem. Per trofisch niveau wordt aangegeven hoe in het algemeen de accumulatie van organische microverontreinigingen en zware metalen kan worden gekwantificeerd. Hierin komen kinetische aspecten aan de orde. De accumulatie van de geselecteerde stoffen in de verschillende trofische niveaus wordt in hoofdstuk 8 behandeld.

7.3.1. Stofstroom bodem-vegetatie

Voor planten is geen model voorhanden om de accumulatie van zware metalen te bepalen. In diverse studies zijn wel concentratiefactoren vermeld. Het gemiddelde en bijbehorende spreiding kunnen worden gebruikt voor de risicoschatting. Zoveel mogelijk is gezocht naar gegevens van bodems met vergelijkbare eigenschappen als de bodems in de uiterwaarden.

Lipofiele stoffen accumuleren in het algemeen nauwelijks in bovengrondse delen van planten. In de wortel kan wel sprake zijn van accumulatie van organische stoffen. De concentratie in de wortels kan worden berekend met de formule (overgenomen uit Nijs en Vermeire, 1990):

$$\log (\text{RCF}-0,82) = 0,77 \log K_{ow} - 1,52 \quad (n = 7, r = 0,981)$$

waarin

RCF : concentratie in wortel (mg/kg versgewicht)/concentratie in het poriewater (mg/dm³).

De dieren in de voedselketen die gras consumeren zullen maar ten dele ondergrondse delen consumeren. Daarom wordt in eerste instantie gebruik gemaakt van metingen van concentraties in bovengrondse delen van gras in verhouding tot de bijbehorende concentraties in de bodem.

7.3.2. Stofstroom bodem-evertibraten

Zowel zware metalen als organische microverontreinigingen kunnen door de regenworm worden opgenomen uit de bodem. De accumulatie van organische microverontreinigingen in de worm kan worden bepaald met behulp van octanol-water verdelingscoëfficiënten en het organische koolstofgehalte in de bodem. Voor de bepaling van de accumulatie van zware metalen in de regenworm ontbreekt een dergelijk theoretisch model. De accumulatie kan worden geschat met empirisch vastgestelde relaties bepaald uit laboratoriumexperimenten en afgeleid uit metingen in het veld.

Accumulatie van organische microverontreinigingen in de regenworm

Accumulatie van organische microverontreinigingen in de regenworm is afhankelijk van de concentratie van deze stoffen in het poriewater (Lord et al., 1980; Van Gestel en Ma, 1988).

De concentratie van deze stoffen in het poriewater hangt af van de concentratie in de bodem en van de verdeling van de stof over bodem en poriewater. Deze verdeling over bodem en poriewater is afhankelijk van de fractie organische koolstof in de bodem: hoe hoger deze fractie, hoe meer de stof wordt geadsorbeerd in de bodem. Bij een hoge fractie organische koolstof zal de concentratie in het poriewater daardoor lager zijn dan bij een bodem met een lagere fractie organische koolstof.

In feite is er voor een stof een vaste verdeling tussen organische koolstof in de bodem en het poriewater. Behalve van de fractie organische koolstof hangt de verdeling tussen bodem en poriewater ook af van de hydrofobiciteit van een stof. Bij een grotere hydrofobiciteit neemt de binding aan (affiniteit voor) organische koolstof in de bodem toe. De hydrofobiciteit van een stof wordt uitgedrukt in de octanol-water verdelingscoëfficiënt (K_{ow}). Voor de bepaling van de K_{ow} wordt de stof uitgeschud in water met octanol, zodat de stof zich over beide fasen kan verdelen. Een $\log K_{ow}$ van 5 bijvoorbeeld betekent dat er zich 10^5 keer zoveel van de stof in de octanolfase bevindt als in de waterfase. De verdeling van een stof over octanol en water blijkt overeen te komen met de verdeling tussen organische koolstof en water (met een constante factor hiertussen van ongeveer 2). De concentratie van een stof in het poriewater is te berekenen met:

$$C_b = 0,5 * f_{oc} * K_{ow} * C_p \quad (1)$$

waarin

C_p : concentratie van een stof in het poriewater
 C_b : concentratie van een stof in de bodem
 f_{oc} : fractie organisch koolstof in de bodem
 K_{ow} : octanol-water verdelingscoëfficiënt

De verdeling van een stof tussen poriewater en de regenworm is in principe analoog aan de verdeling tussen bodem en poriewater (zie bijv. Connell en Markwell, 1990). Ook hier is sprake van een passieve verdeling tussen de regenworm en het poriewater. Het verschil is dat de adsorptie bepaald wordt door de fractie vet in het compartiment regenworm, terwijl in de bodem de fractie organische koolstof bepalend is. De verhouding tussen de concentratie in het poriewater en de concentratie in de fractie vet in de regenworm komt overeen met de octanol-water verdelingscoëfficiënt (binnen de range $\log K_{ow}$ 2-6).

In formule:

$$C_{org} = f_{vet} * K_{ow} * C_p \quad (2)$$

waarin

C_{org} : concentratie van een stof in de regenworm
 C_p : concentratie van een stof in het poriewater
 f_{vet} : fractie vet in de regenworm
 K_{ow} : octanol-water verdelingscoëfficiënt

De verhouding tussen de concentratie in de bodem en in de regenworm is direct te berekenen. Uit combinatie van (1) met (2) volgt immers:

$$\frac{C_{org}}{C_b} = \frac{f_{vet} * K_{ow} * C_p}{f_{oc} * K_{ow} * C_p * 0,5} \quad (2)$$

$$\frac{C_{org}}{C_b} = \frac{f_{vet} * 2}{f_{oc}} \quad (3)$$

Uitgaande van 1% vet in de worm en 5% organisch koolstof in de standaardbodem kan formule (3) worden geschreven als:

$$\frac{C_{org}}{C_b} = 0,4 \quad (4)$$

Behalve de passieve verdeling van een stof kan ook omzetting van de stof in de regenworm (biotransformatie) bepalend zijn voor de mate van accumulatie in de regenworm. Bij biotransformatie van hydrofobe stoffen wordt de stof in het algemeen omgezet in een stof die minder hydrofoob is, met andere woorden beter oplosbaar in water. Stoffen die goed oplosbaar zijn in water kunnen beter worden uitgescheiden dan stoffen die slecht oplosbaar zijn. De accumulatie in de regenworm wordt hierdoor mede afhankelijk van de mogelijkheid om een stof te biotransformeren en de snelheid waarmee dit gebeurt.

Indien bruikbare gegevens over biotransformatie beschikbaar zijn, zullen deze worden meegenomen in de berekeningen. Bij het ontbreken van bruikbare gegevens wordt uitgegaan van de passieve verdeling.

Accumulatie van zware metalen in de regenworm

Onderzoek naar de accumulatie van zware metalen in bodemorganismen is voor een groot deel uitgevoerd met de regenworm. Om diverse redenen is de regenworm een goede keuze. De regenworm kan 60-80% van de bodemzoo-massa uitmaken (Ma, 1983) waardoor het relatieve aandeel in de voedsel-pyramide groot is. Bovendien kan een regenworm dagelijks grote hoevee-lheden grond verwerken. De blootstelling is daardoor constant en vormt mogelijk daardoor een goede afspiegeling van de concentraties in de bodem. (Voor veel andere bodemorganismen is de mate van blootstelling veel moeilijker te bepalen.) De accumulatie van zware metalen in de regenworm wordt veelal uitgedrukt als een concentratiefactor. Deze con-centratiefactor is de verhouding tussen de concentratie in de worm en de concentratie in de bodem. De concentratiefactoren voor de regenworm zijn afhankelijk van de mate waarin de zware metalen gebonden zijn aan de bodem en de vorm(en) waarin het metaal in de bodem voorkomt (bijvoor-beeld als chloride, hydroxide, carbonaat).

De binding van het zware metaal is afhankelijk van diverse bodempara-meters zoals de capaciteit van een bodem om kationen te binden (Cation Exchange Capacity), de pH van de bodem, fractie lutum en fractie organische koolstof. Per metaal kan de relatie tussen de accumulatie in de regenworm en de bodemparameters verschillend zijn. Met behulp van multiple regressie-vergelijkingen zijn deze relaties per metaal beschre-ven. Voor de keuze van een bruikbare regressievergelijking dient rekening te worden gehouden met de volgende overwegingen:

- Verschillen in bijvoorbeeld fysiologie tussen verschillende soorten wormen onderling kunnen een verschillend accumulatiegedrag ten gevolge hebben. Voor dit rapport wordt dan ook de voorkeur gegeven aan regressievergelijkingen voor de soort *Lumbricus rubellus*.

- De verschillende bodemconcentraties waarop de regressievergelijkingen zijn gebaseerd kunnen verschillen veroorzaken. Accumulatie van zware metalen kan concentratie-afhankelijk zijn als gevolg van homeostase in de regenworm. Vooral voor de essentiële elementen voor de regenworm - Fe, Zn, Cu, Cr, Ni en Mn - is regulering van de concentraties door de regenworm van belang.
- Tenslotte is van belang wat de range is van de gemeten bodemparameters die zijn gebruikt voor het opstellen van de regressievergelijkingen.

Voor de berekening van de concentratie in de regenworm van de metalen cadmium, lood, zink en koper wordt gebruik gemaakt van de regressievergelijkingen uit Ma (1983). De concentraties in de regenworm *Lubricus rubellus* zijn in deze vergelijkingen gebaseerd op drooggewicht. Uitgaande van het opgegeven gehalte van 15-16% droge stof, wordt de concentratie omgerekend naar een concentratie gebaseerd op versgewicht. De gebruikte regressievergelijkingen staan vermeld in tabel 8.2.

Accumulatie in andere evertibraten

De verschillen in accumulatie van zware metalen in verschillende soorten en klassen evertibraten is groot. Er is geen model beschikbaar om de accumulatie direct te berekenen en daarom wordt een schatting gemaakt aan de hand van veldgegevens. Een probleem bij het gebruik van dergelijke gegevens is dat in deze onderzoeken vaak geen bodemparameters zijn vermeld en het in een aantal gevallen bosbodems betreft. Met deze gegevens zijn dan ook alleen eerste orde schattingen mogelijk.

Een alternatieve methode is om concentraties in evertibraten te relateren aan concentraties in de regenworm als beide zijn gemeten in hetzelfde gebied. De achterliggende gedachte is dat de regenwormen de biologische beschikbaarheid in de bodem goed weergeven en dat deze beschikbaarheid dan ook geldt voor de andere evertibraten.

Een berekening of schatting van concentraties van organische stoffen in evertibraten is niet te maken, omdat zowel laboratorium als veldgegevens ontbreken.

7.3.3. Stofstroom naar zoogdieren en vogels

Accumulatie van organische microverontreinigingen in zoogdieren en vogels

Een groot aantal van de organische microverontreinigingen waarvoor in dit rapport een risicoschatting wordt gemaakt, zijn slecht oplosbaar in water (hydrofoob). Stoffen die slecht oplosbaar zijn in water worden door organismen nauwelijks uitgescheiden in gal, faeces en urine. Veel organismen bezitten echter mogelijkheden om bepaalde stoffen die slecht oplosbaar zijn in water om te zetten in stoffen die beter in water oplosbaar zijn, waardoor uitscheiding mogelijk wordt. Door dit proces (biotransformatie) wordt de accumulatie van bepaalde stoffen in een organisme beperkt. Om inzicht te krijgen in de mate waarin een stof accumuleert in organismen is het noodzakelijk om voor de afzonderlijke stoffen te bepalen in welke mate de stoffen kunnen worden uitgescheiden (geëlimineerd). Behalve eliminatie van de stof is voor de accumulatie uiteraard ook van belang in hoeverre een organisme een stof opneemt uit het voedsel. De vorm van toediening kan daarbij van groot belang zijn, zoals blijkt uit een studie van Koss and Koransky (1975). Hexachloorbenzeen (HCB) werd toegediend aan ratten, zowel opgelost in olie als in water. Opgelost in olie werd 80% van de toegediende dosis HCB geabsorbeerd door het organisme, terwijl in water opgelost maar 6% werd geabsorbeerd.

Aangezien hydrofobe stoffen sterk kunnen concentreren in de vetfractie van een organisme, is de "toedieningsvorm" in een voedselketen beter vergelijkbaar met een oplossing van de stof in olie dan in water.

Gegevens van de mate waarin stoffen worden geabsorbeerd door organismen dienen dan ook op deze toedieningsvorm te zijn gebaseerd.

Een methode om de accumulatie te kwantificeren - op basis van de (kinetische) deelprocessen opname en eliminatie - wordt hieronder uitgewerkt.

Als een organisme een stof opneemt die zich in het voedsel bevindt met een bepaalde constante concentratie (C_{food}), dan zal sprake zijn van een evenwichtsinstelling als de opnamesnelheid (O) in balans is met de eliminatiesnelheid (E).

De opnamesnelheid kan worden geschreven als:

$$O = C_{\text{food}} * Af * f \quad (1)$$

waarin

O : opnamesnelheid (mg geabsorbeerd/kg lichaamsgewicht/dag)
 C_{food} : concentratie in voedsel (mg/kg)
 Af : geabsorbeerde fractie van C_{food}
 f : fractie van het lichaamsgewicht dat dagelijks wordt geconsumeerd door het organisme

De eliminatiesnelheid kan worden uitgedrukt met behulp van de halfwaardetijd ($t_{1/2}$, in dagen). De halfwaardetijd kan als volgt worden bepaald. Na een periode waarin een organisme een bepaalde dosis van een stof krijgt toegediend - waardoor het organisme een bepaalde interne concentratie heeft - volgt een periode zonder blootstelling. De halfwaardetijd is de tijd waarbij de concentratie nog maar de helft is van de concentratie die aanwezig was bij het beëindigen van de blootstelling (C_i). De eliminatiesnelheid (E) uitgedrukt met de halfwaardetijd is dan:

$$E = \frac{0.5 * C_i}{t_{1/2}} \quad (2)$$

waarin

E : eliminatiesnelheid (mg geëlimineerd/kg lichaamsgewicht/dag)
 C_i : concentratie in het hele organisme (concentratie intern) in mg/kg in de evenwichtssituatie

Bij evenwicht (opnamesnelheid O = eliminatiesnelheid E) geldt dan:

$$C_{\text{food}} * Af * f = \frac{0.5 * C_i}{t_{1/2}} \quad (3)$$

De bioaccumulatiefactor (BAF) is de verhouding tussen de interne concentratie (C_i) en de concentratie in het voedsel (C_{food}). Na omwerking van (3) volgt:

$$BAF = \frac{C_i}{C_{\text{food}}} = 2 * Af * t_{1/2} * f \quad (4)$$

Benadrukt moet worden dat de halfwaardetijd representatief moet zijn voor de eliminatiesnelheid vlak na het eindigen van de toediening. De eliminatiesnelheid van organische stoffen is vaak bifasisch, dat wil zeggen in het begin is de eliminatiesnelheid (E) hoog en na enige tijd is de eliminatiesnelheid lager. De eliminatiesnelheid vlak na het beëindigen van de blootstelling is het meest representatief voor de snelheid waarmee de stof wordt geëlimineerd gedurende de blootstelling.

De concentratie in een organisme op een willekeurig tijdstip bij een constante blootstelling in het voedsel kan worden berekend met de formule (Bruggeman et al., 1981):

$$C_{\text{org}} = \frac{A \cdot f}{k} * C_{\text{food}} * (1 - e^{-k \cdot t}) \quad (5)$$

waarin

C_{org} : concentratie in het organisme (mg/kg)
 A : absorptie-efficiëntie
 f : dagelijkse consumptie als fractie van het lichaamsgewicht
 k : eliminatiesnelheidsconstante (per dag)
 C_{food} : concentratie in het voedsel (mg/kg)
 t : (leef)tijd in dagen.

In principe is dit dezelfde relatie als beschreven in formule (3), maar hier is een tijdsafhankelijkheid ingevoerd, waardoor geen sprake hoeft te zijn van een evenwichtssituatie. Om de accumulatie te berekenen wordt de (gemiddelde) leeftijd van het organisme ingevuld in formule 5.

Accumulatie van zware metalen in zoogdieren en vogels

Vogels en zoogdieren worden blootgesteld aan zware metalen door consumptie van voedsel waarin zich deze stoffen bevinden. Om een schatting te kunnen maken van de mate van accumulatie van zware metalen in vogels en zoogdieren moeten drie deelprocessen (direct of indirect) kwantificeerbaar zijn. Deze drie deelprocessen zijn de absorptie van het metaal uit het voedsel, de verdeling van het metaal over de verschillende weefsels en organen en vervolgens de mate van uitscheiding door het organisme. Soms kan de accumulatie ook op een andere manier worden berekend als de eliminatie dusdanig laag is dat de stof vrijwel lineair accumuleert. Als dan bekend is welke fractie van een dosis achterblijft in het organisme (retentie) is het niet nodig de afzonderlijke routes in beschouwing te nemen.

In feite is de retentie een resultante van de drie deelprocessen absorptie, verdeling en uitscheiding. Het lijkt voor de hand liggend om alleen gegevens over de retentie te gebruiken voor de accumulatie van zware metalen. De retentie van zware metalen in zoogdieren kan per metaal van zeer veel factoren afhankelijk zijn. Het is daarom noodzakelijk om enige kwalitatieve en kwantitatieve kennis van de onderliggende (kinetische) processen absorptie, verdeling en uitscheiding te hebben.

Op grond van de kinetische processen is bovendien een andere kijk mogelijk op dosis-effect relaties. Als een kritische concentratie van een zwaar metaal in een kritisch orgaan wordt bereikt, is er sprake van een toxisch effect. Met behulp van kinetische processen kan dit effect worden gerelateerd aan een bepaalde - mogelijk cumulatieve - dosis. In deze paragraaf wordt de kinetiek van zware metalen in algemene zin besproken.

In hoofdstuk 8.2. wordt de kinetiek per metaal besproken en wordt aangegeven hoe de accumulatie kan worden berekend. Voor enkele metalen biedt dat de huidige kennis van de kinetiek onvoldoende basis voor berekeningen. Soms kan dan nog gebruik worden gemaakt van empirische relaties uit veldonderzoek.

Absorptie

Na ingestie van voedsel waarin zich een bepaalde stof bevindt, zal een gedeelte van deze stof vanuit het spijsverteringsstelsel worden opgenomen (geabsorbeerd) in het organisme. Het gedeelte dat niet in het organisme wordt opgenomen, wordt uitgescheiden met de faeces. De absorptie wordt (meestal) uitgedrukt als het percentage (of fractie) van de toegediende hoeveelheid (dosis) dat daadwerkelijk wordt opgenomen in het organisme.

In feite wordt met absorptie hetzelfde bedoeld als met biologische beschikbaarheid. Diverse aspecten spelen een rol bij de absorptie van stoffen in het spijsverteringssysteem.

De absorptie is stofafhankelijk: de ene stof wordt beter opgenomen dan de andere stof. De vorm waarin de stof gebonden is in het voedsel kan ook de mate van absorptie bepalen. Sommige organometalen bijvoorbeeld worden voor een groter gedeelte geabsorbeerd dan de overeenkomende metalen in anorganische vorm (Task Force, 1973).

Ook soortspecifieke eigenschappen kunnen verschillen in absorptie tot gevolg hebben. Factoren die hiervoor van belang zijn, zijn bijvoorbeeld:

- de verblijftijd van het voedsel in het spijsverteringsstelsel;
- de pH-waarde van de verschillende functionele onderdelen van het spijsverteringsstelsel (maag, darm);
- de samenstelling van de darmflora;
- interacties met andere metalen of met calcium;
- het proteïnegehalte in het voedsel.

Deze soortspecifieke aspecten worden voornamelijk in kwalitatieve termen besproken.

Verdeling over organen

Na absorptie van een stof uit het spijsverteringsstelsel wordt de stof door het bloed verder getransporteerd. De verdeling over andere compartimenten dan bloed hangt af van de binding van de stof aan de verschillende bloedbestanddelen (binding aan plasma-eiwitten, bloedcellen of opgelost in plasma) en de doorbloeding van de verschillende organen. Bovendien hangt de verdeling af van de vorm waarin het metaal in het bloed aanwezig is. Dit kunnen verschillende vormen tegelijk zijn, bijvoorbeeld als ion en hydroxide. De overdracht tussen bloed en weefsels is zeer complex en de kwantitatieve aspecten zijn nauwelijks bekend. Berekening van de verdeling over de verschillende weefsels (waarvan de overdracht bloed-weefsels een deelproces is) is dan ook niet mogelijk. Voor metalen afzonderlijk blijken uit metingen in sommige gevallen echter goede vuistregels te kunnen worden afgeleid.

Uitscheiding

In principe zijn er voor zoogdieren en vogels een aantal mogelijke routes waarlangs uitscheiding kan plaatsvinden. Uitscheiding is mogelijk via de nieren en de longen. Verder kunnen stoffen worden uitgescheiden in galsap, faeces, zweet, moedermelk, haren, veren en nagels.

Afhankelijk van de specifieke eigenschappen van een stof zal de ene weg belangrijker zijn dan de andere. Indien mogelijk zal dit per metaal worden aangegeven.

8. SCHATTING VAN DE BLOOTSTELLING VAN HET ECOSYSTEEM

8.1. Ecologische parameters

Voor het schatten van de blootstelling van de representatieve soorten zijn verschillende ecologische parameters nodig. In deze studie zijn gebruikt: lichaamsgewicht, voedselbehoefte, levensduur en monofagie. Daarnaast was het in een aantal gevallen nodig om het vochtgehalte (bodem, gras, worm, muizen) en het vetgehalte (worm) te weten. De gebruikte kengetallen, gemiddelde en spreiding, zijn bij voorkeur uit metingen bepaald of geschat met behulp van literatuurgegevens. Daarbij is gelet op representativiteit, nauwkeurigheid en informatiegehalte. Voor de representativiteit is de voorkeur gegeven aan Nederlandse gegevens boven buitenlandse en aan gegevens voor de uiterwaarden boven die van andere biotopen. Als er geen gegevens van dezelfde soort waren, is gebruik gemaakt van gegevens van een verwante soort. In verband met de nauwkeurigheid is de voorkeur gegeven aan grote steekproeven boven kleine. Het informatiegehalte van individuele meetgegevens is uiteraard veel groter dan van gemiddelde waarden uit de literatuur. Zo kan de frequentieverdeling van bijvoorbeeld het lichaamsgewicht wel worden bepaald met meetgegevens maar niet op basis van een enkel gemiddelde. De uiteindelijk gebruikte waarden van de ecologische parameters staan vermeld in tabel 8.1 De verantwoording en de bron staan vermeld in Annex I en II.

Tabel 8.1. Samenvatting van de gebruikte ecologische parameters
Per soort en parameter is de gebruikte verdeling, gemiddelde (x) en standaarddeviatie (sd) gegeven.

Soort	Levens- verwachting jaar (dag)	Versgewicht (g) x (sd)	Voedsel- behoefte (g), vers x (sd)	Mono- fagie, fractie	Vocht- gehalte, fractie
regenworm (<i>L. rubellus</i>)	0,5598 (204)	1,2 (0,35)	0,188 (const) ¹⁾	1,00 grond ²⁾	0,84
Veldmuis	0,1630 (59)	30 (9,8)	14 (2,7)	1,00 gras ²⁾	0,70
Aardmuis	0,2714 (99)	30 (7,3)	14 (2,0)	0,92 gras ²⁾	0,70
Bospitsmuis	0,2895 (103)	7,9 (1,73)	8,5 (1,10)	0,47 worm ²⁾	0,70
Mol	1,4457 (528)	79 (21,4)	57 (12,9)	0,84 worm ²⁾	0,70
Das	3,010 (1099)	10300 (2777)	3107 (659,4)	0,50 worm ²⁾	n.r.
Steenuil	2.1460 (783)	175 (19,8)	65 (const)	0,34 worm	n.r.
Torenvalk	1.6090 (587)	238 (23,2)	75 (5,1)	0,98 ³⁾ herbivoor 0.01 carnivoor	n.r.
Verdeling	Exponentieel	Normaal	Normaal	Constant	Constant

1) Constant verondersteld wegens gebrek aan gegevens.

2) Type voedsel (alleen indien het voedsel deel uitmaakt van het gekozen voedselnet).

3) Het voedsel van de torenvalk bestaat uit herbivore muizen (vnl. veldmuizen) en carnivore muizen (vnl. bospitsmuizen).

n.r. = niet relevant

De keuze van de vorm van de verdelingen is gebaseerd op theoretische verwachtingen, maar is getoetst aan de gegevens. Daarbij is gebleken dat de levensduur niet exact exponentieel verdeeld is (Kolmogorov-Smirnov, $p < 0.05$). Dit komt vooral doordat jonge dieren een hogere kans op sterfte hebben dan adulten. Van de gewichten heeft de bosspitsmuis als enige een verdeling die afwijkt van zowel de normale als de lognormale verdeling. De oorzaak is onbekend. Voor zijn voedselbehoefte geldt hetzelfde. De statistische analyse van de ecologische parameters wordt gegeven in Annex II.

8.2. Toxicokinetische parameters

Voor de schatting van de blootstelling worden de stofstromen in de voedselketen gekwantificeerd. De parameters waarmee de stofstromen worden berekend, worden in deze paragraaf per stof behandeld. Voor de accumulatie van de verschillende stoffen in gras en in de regenworm wordt echter verwezen naar tabel 8.2. waarin de concentratiefactoren voor gras en de voor metalen gebruikte regressievergelijkingen voor regenwormen staan vermeld. De accumulatie van organische stoffen in de regenworm wordt berekend met formule 4 uit paragraaf 7.3.2.

Zowel gegevens uit laboratoriumexperimenten als uit veldonderzoeken worden gebruikt voor de schatting van de blootstelling. Met behulp van de gegevens uit de laboratoriumexperimenten kan een eerste voorspelling worden gemaakt van de accumulatie van de stof in een organisme. De in het veld gemeten concentraties in een organisme en in het voedsel kunnen vervolgens worden gebruikt ter validatie van deze schattingen. Op grond van deze vergelijking wordt beoordeeld welke waarden uiteindelijk worden gebruikt voor de berekening.

Tabel 8.2. Concentratiefactoren voor gras en regressievergelijkingen voor berekening van de accumulatie van zware metalen in *L. rubellus*

Stof	Concentratiefactor voor gras (drooggewicht)	Berekening van accumulatie in <i>L. rubellus</i>
Cadmium	0,05 ¹⁾	$\ln C_{\text{worm}} = 5,54 + 0,66 \ln C_{\text{bodem}} - 0,4\text{pH}^{5)}$
Koper	0,18 ¹⁾	$C_{\text{worm}} = 18,43 + 0,34 C_{\text{bodem}} - 0,74 \text{ pH}^{5)}$
Zink	0,09 ¹⁾	$\ln C_{\text{worm}} = 6,79 + 0,34 \ln C_{\text{bodem}} - 0,27 \text{ pH}^{5)}$
Nikkel	0,1 - 0,2 ⁶⁾	$C_{\text{worm}} = 0,162 C_{\text{bodem}} - 0,045 \text{ CEC} + 0,33^{5)}$
DDT, DDE	0,05 - 0,2 ²⁾	)
PCB's	0,01 ²⁾³⁾	)
HCB	0,01 ⁴⁾	) formule (4) in 7.3.2.
PAK	0,0001 - 0,183 ⁷⁾	)

1) Berekend uit gegevens uit IB, 1987: metingen in de Maaswaterwaarden

2) CF-factoren uit LAC, 1991

3) Maximale waarde voor gras en akkerbouwgewassen uit 2)

4) Gelijkgesteld aan waarde voor PCB's

5) Overgenomen uit Ma, 1983, concentraties in *L. rubellus* en in de bodem op basis van drooggewicht.

6) PIMM, 1987.

7) Edwards, 1983.

8.2.1. Cadmium

Accumulatie van cadmium in evertibraten

Voor de berekening van de accumulatie van cadmium in de regenworm wordt verwezen naar tabel 8.2.

De accumulatie van cadmium in andere evertibraten wordt gerelateerd aan de accumulatie van cadmium in de worm. In twee veldonderzoeken (Hunter et al., 1987a en Ma et al., 1991) zijn zowel de concentraties in oligochaeten als de concentraties in diverse andere evertibraten gemeten. De concentratie in de andere evertibraten is uitgedrukt als fractie van de concentratie in de regenworm. Deze waarden zijn weergegeven in tabel 8.3.

Tabel 8.3. Verhouding tussen de cadmium concentratie in andere evertibraten en in regenwormen (berekend uit Hunter et al., 1987a en Ma et al., 1991)

Klasse/Orde/Familie	controle	1 km site	refinery	Budel	Arnhem
Diplopoda (miljoenpoten)	1,36	0,41	0,17		
Opiliones (hooiwagens)				0,32	0,25
Araneida (spinnen)	0,63 ¹⁾	0,77 ¹⁾	0,87 ¹⁾	0,52	0,5
Isopoda (pissebedden)	3,5	3,82	2,3		
Collembola (springstaarten)	0,5	0,34	0,48		
Diptera larven (vliegen)	0,53	0,2	0,23		
Lepidoptera (vlinders)	0,15	0,2	0,20	0,05	0,02
Coleoptera (kevers)					
- Carabidae	0,17	0,16	0,14		
- Staphylinidae	0,14	0,14	0,13		
- Curculionidae	0,15	0,1	0,14		
- Predatore larven	0,53	0,23	0,19		
- Larven (algemeen)				0,1	0,07
- Adulten (algemeen)				0,1	0,14

1) gem. van drie soorten

In het onderzoek van Hunter et al. (1987a) is gemeten op drie locaties: een controlegebied waar achtergrondconcentraties zware metalen zijn gemeten en twee gebieden in de nabijheid van een zinksmelterij (op 1 km afstand en direct bij de zinksmelterij). Ondanks de verschillen in bodemconcentraties (0,8 - 15,4 mg Cd/kg d.s.) en mogelijke verschillen met betrekking tot bodemparameters is voor de meeste taxonomische groepen de verhouding tussen de concentratie in het dier en de concentratie in de regenworm redelijk constant. Vergelijking van deze verhouding in de gebieden Arnhem en Budel (pH 3,5 en 5,7; Ma et al., 1991) levert hetzelfde beeld op. Hierbij moet worden aangetekend dat het hier een jaargemiddelde betreft. Per seizoen zal de verhouding van de concentraties aanmerkelijk minder stabiel zijn.

De verhoudingen van de concentraties in de andere evertibraten en in de worm in de beide onderzoeken zijn onderling niet zonder meer te vergelijken omdat er verschillende groepen zijn gemeten. Voor de groepen die in beide gebieden zijn gemeten: Araneida, Lepidoptera en Coleoptera zijn de concentratieverhoudingen systematisch iets lager in Budel en Arnhem dan in de andere studie.

De voedselsamenstelling van de bosspitsmuis bestaat voor ongeveer 50% uit regenwormen. Het resterende gedeelte bestaat uit diverse evertibraten ondermeer kevers, rupsen en spinnen. Een gewogen gemiddelde van de concentratiefactoren in deze dieren is ongeveer 0,5.

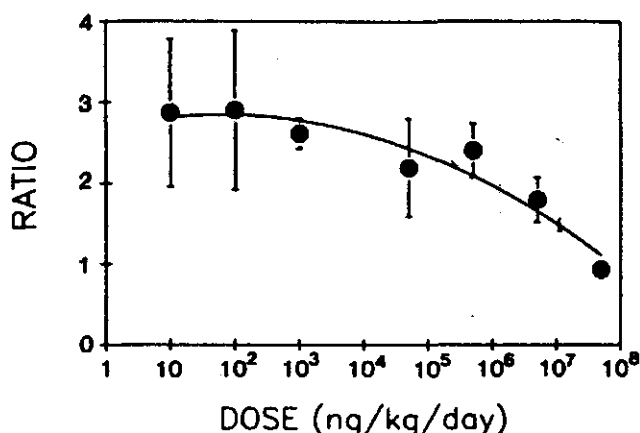
Accumulatie van cadmium in vogels en zoogdieren

Absorptie

In zoogdieren is de absorptie van cadmium afhankelijk van de dosis. Bij lage doses ligt de absorptie in de range van 0,1 en 0,5% van de dosis. Bij hogere dosering neemt de absorptie toe, bij 0,5-50 mg/kg lichaamsgewicht is de absorptie 0,6 tot 2%. Dezelfde relatie is gevonden voor vogels. Vermoedelijk is beschadiging van het darmepitheel de oorzaak van de verhoogde absorptie bij een grote dosis (Scheuhammer, 1987, 1988).

Verdeling

In bloed en een groot aantal weefsels wordt cadmium gebonden aan het "defensie-eiwit", methallothionine (MT). Cadmium induceert de synthese van dit eiwit dat bij vrijwel alle diersoorten voorkomt. Bij een lage blootstellingsconcentratie is er voldoende MT aanwezig om het cadmium te binden. Accumulatie van cadmium is dan het hoogste in de nieren. Bij een hoge blootstellingsconcentratie (> 5 mg/kg l.g./dag) is er onvoldoende MT om het cadmium te binden. Binding vindt dan ook plaats aan het "bloedeiwit" albumine, waardoor de concentratie in de lever ten opzichte van de nieren hoger wordt, zie figuur 8.1.



Figuur 8.1. Dosis-afhankelijke afname van de verhouding tussen de concentratie cadmium in de nier en in de lever (Scheuhammer, 1988).

Van de totale hoeveelheid cadmium in een zoogdier blijkt na chronische blootstelling 50-80% gelokaliseerd te zijn in de lever en de nier (Ros en Slooff, 1987). De nier alleen bevat bij lage blootstellingsconcentratie ongeveer 1/3 van de totale body burden (Task Force, 1973).

Uitscheiding

De uitscheiding van cadmium in zoogdieren is bijzonder langzaam. Voor de muis is een halfwaardetijd van 650 dagen vermeld (dit correspondeert met een eliminatiesnelheidsconstante van $0,001 \text{ d}^{-1}$). Een halfwaardetijd van 30 jaar (eliminatiesnelheidsconstante: $0,00007$) is berekend voor de mens (Krajnc, 1987). Een hogere eliminatiesnelheid van cadmium kan worden veroorzaakt door nierschade als gevolg van hoge concentraties cadmium in de nier (>100 - 200 ug per gram nier in drooggewicht). Boven deze concentratie in de nier wordt een verhoogde uitscheiding in de urine

waargenomen en een afname van de concentratie cadmium in de nier (Scheuhammer, 1987).

Door deze verhoogde uitscheiding uit de nier verandert mogelijk de verhouding tussen de concentratie in de nier en de concentratie in de lever (herverdeling van cadmium van lever naar nier is langzaam). Dit kan van belang zijn bij het interpreteren van metingen in organen van dieren in een veldsituatie. De biomagnificatie van cadmium in de voedselketen kan hierdoor worden begrensd of verlaagd bij hoge blootstellingsconcentraties. Hoge doseringen hebben immers een hogere eliminatie tot gevolg waardoor de accumulatie afneemt.

Retentie

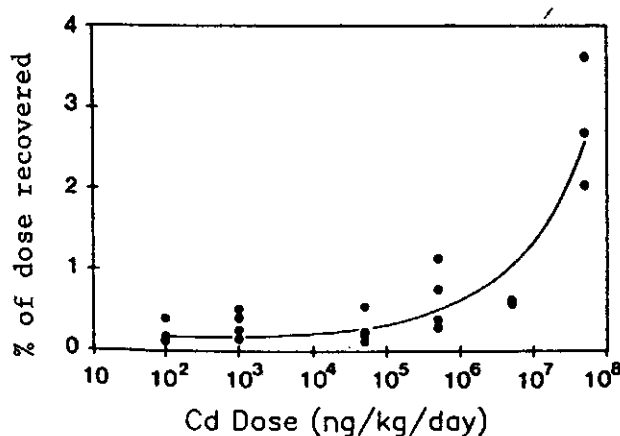
De retentie is de fractie van de dosis die aanwezig blijft in het organisme. Omdat de eliminatie van cadmium bijzonder gering is, komt de retentie waarschijnlijk overeen met de absorptie. Deze bedraagt voor zoogdieren 0,1-2% van de dosering van cadmium.

De retentie kan worden berekend met de volgende formule:

$$\text{retentie} = \frac{\text{concentratie in het organisme}}{\text{dagelijkse inname} * \text{blootstellingsperiode}}$$

De retentie van cadmium bij Japanse kwartels afhankelijk van de dosering is weergegeven in figuur 8.2. De blootstellingsduur in dit experiment is kort.

In hoeverre deze relatie ook voor een chronische blootstellingsduur geldt, is onbekend.



Figuur 8.2. De relatie tussen de dosering van cadmium in het voer en de retentie (in procenten) van cadmium in de Japanse kwartel in nier, lever en 8 cm van de darm (Scheuhammer, 1988).

Behalve dosisafhankelijk is de retentie van cadmium ook leeftijdsafhankelijk. De cadmium opname is gerelateerd aan de calcium behoefte. Aangezien die bij jonge dieren hoger is, absorberen jonge dieren over het algemeen een iets hoger percentage van de oraal toegediende dosis cadmium dan adulte dieren (Krajnc et al., 1987).

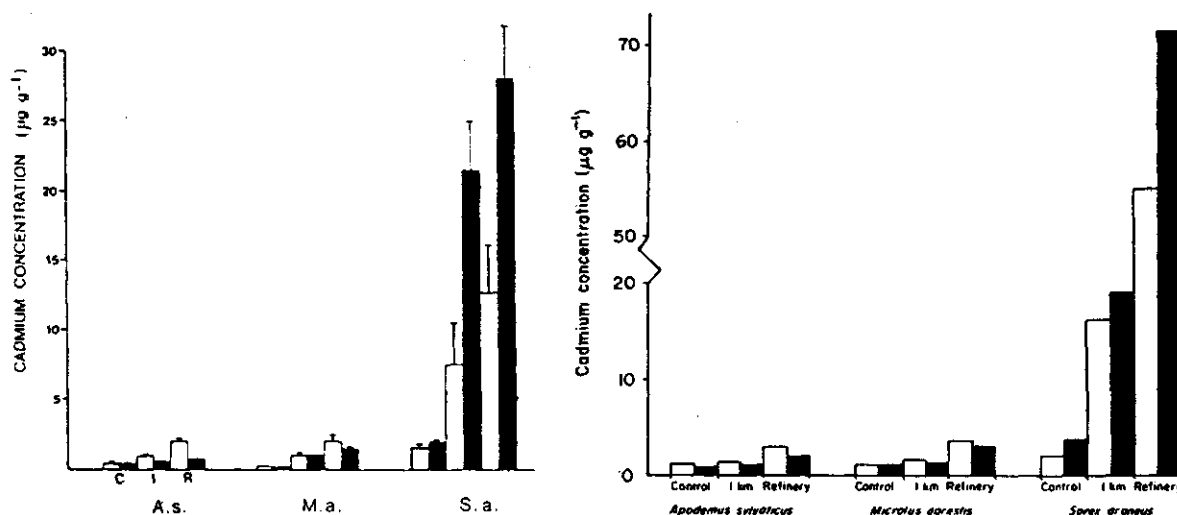
Beschikbaarheid en kinetiek van biologisch gebonden cadmium

In het voedsel van vogels en zoogdieren zal cadmium voornamelijk in een biologisch gebonden vorm voorkomen. Kinetische studies worden vaak uitgevoerd met cadmiumzouten (meestal cadmiumchloride). Een vergelijking tussen de kinetiek van beide vormen van cadmium is dan ook van belang. In een studie van Weigel et al. (1989) werden ratten gedurende 8 weken blootgesteld aan biologisch gebonden cadmium in het voer (raaigras van een verontreinigde bodem). De verhouding tussen concentraties in lever en nier bleek overeen te komen met de verhouding gemeten bij toediening van cadmium als cadmiumoxyde en cadmiumchloride. Voor de retentie van cadmium werden geen verschillen geconstateerd tussen dit onderzoek met biologisch gebonden cadmium en onderzoek uitgevoerd met anorganisch cadmium (Weigel et al, 1989).

Veldgegevens voor cadmium in kleine zoogdieren

A. Accumulatie en retentie in muizen

Voor een nadere onderbouwing van de parameters voor de accumulatie (en retentie) van cadmium in kleine zoogdieren zoals hiervoor is beschreven met laboratoriumexperimenten worden hier drie veldonderzoeken besproken. In twee onderzoeken (Hunter en Johnson, 1982 en Hunter et al., 1987b) zijn de concentraties van cadmium in het voedsel van drie soorten muizen gemeten. De dagelijkse inname van cadmium is geschat aan de hand van de variatie van de menusamenstelling in de verschillende seizoenen van de muizen en de bijbehorende concentratie van cadmium in het voedsel. De gemiddelde concentratie van cadmium in de muizen is eveneens gemeten. De concentraties in het voedsel en in de muizesoorten zijn weergegeven in figuur 8.3.



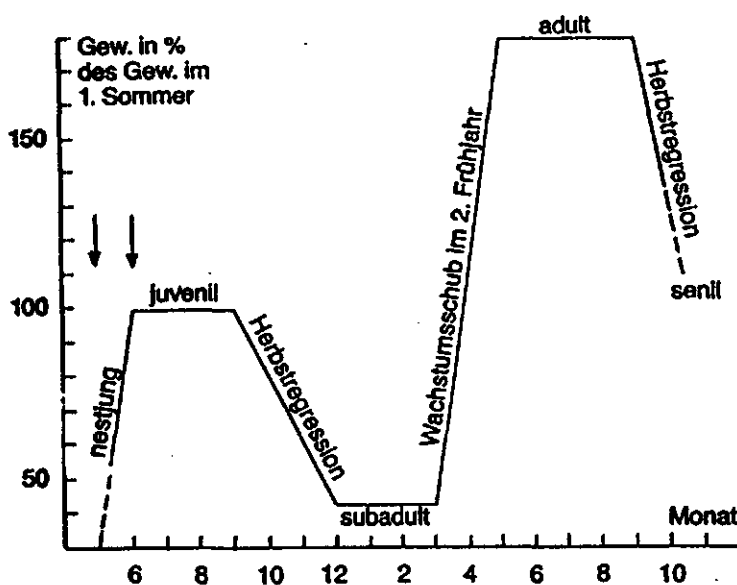
Figuur 8.3. De cadmiumconcentratie gemeten in drie soorten muizen (zwarte staven) en in hun voedsel (witte staven) op drie verschillende afstanden van een zinksmelterij. Concentraties in drooggewicht (Hunter en Johnson, 1982; Hunter et al., 1987b).

A.s. *Apodemus sylvaticus* (bosmuis)
M.a. *Microtus agrestis* (aardmuis)
S.a. *Sorex araneus* (bosspitsmuis)

De retentie is te berekenen als de dagelijkse inname, de concentratie in het organisme en de blootstellingsperiode bekend is. In de twee genoemde onderzoeken (Hunter en Johnson, 1982 en Hunter et al., 1987b) zijn de concentraties van cadmium gemeten in adulte muizen. Aangezien de feeding rate (en daarmee de dagelijkse inname van cadmium) van het juveniele stadium en het adulte stadium sterk varieert met de seizoenen (zie ook figuur 8.4., herfst en winter recessie) is de retentie niet rechtstreeks af te leiden uit deze twee veldonderzoeken.

De ontbrekende gegevens worden voor de spitsmuis afgeleid uit het derde veldonderzoek dat is uitgevoerd op dezelfde locaties als de andere twee onderzoeken (Hunter et al., 1989).

In dit derde veldonderzoek zijn de concentraties van cadmium gemeten in de bosspitsmuis, *Sorex araneus* o.a. in de lever en nier van juveniele en adulte muizen. Eveneens zijn de totale concentraties bepaald in deze juveniele en adulte muizen. Aan de hand van deze gegevens (relatie leeftijd-concentratie in de muis) en de gegevens uit de andere twee onderzoeken kan de retentie worden geschat. In alle drie de onderzoeken zijn concentraties van cadmium gemeten in adulte muizen. Het valt te verwachten dat de feeding rate afhangt van het seizoen en van het gewicht van *S. araneus* (zie figuur 8.4.)



Figuur 8.4. Relatieve gewichten van *Sorex araneus* in de verschillende levensfasen (uit Hauser, 1990).

De juveniele en adulte bosspitsmuizen in het onderzoek van Hunter (1989) zijn gevangen in de late zomer en hebben gezien figuur 8.4. een leeftijd van respectievelijk 100 en 450 dagen.

De meeste gegevens over cadmiumconcentraties in het onderzoek hebben echter betrekking op adulte muizen. De retentie voor een adulte muis kan hieruit niet berekend worden, omdat de feeding rate van de adult nogal variabel is. Na het einde van de juveniele fase tot aan het voorjaar van het tweede jaar eet *S. araneus* namelijk veel minder dan in de voorgaande periode, zie figuur 8.4.

Voor jongere muizen kan de retentie wel berekend worden, als de interne concentratie bekend is. Aangezien de totale concentratie van cadmium in de adulte muis ten opzichte van de juveniele muizen tweemaal zo hoog was (93,3 respectievelijk 47,5 mg/kg) worden voor de berekening van de retentie de concentraties van de adulte muizen door 2 gedeeld en wordt gerekend met de leeftijd van de juveniele muis (100 dagen), in formule:

$$\text{retentie} = \frac{\text{Concentratie in de adulte muis}}{2 * 100 \text{ dagen} * \text{dagelijkse inname}}$$

De gegevens die voor de berekening van de retentietijden zijn gebruikt en de berekende retenties staan vermeld in tabel 8.4.

De berekende retenties variëren van 0,42% tot 1%. Deze waarden liggen binnen de range van retenties afkomstig van laboratoriumexperimenten (0,1-2%).

Tabel 8.4. Gegevens voor de berekening van de retentie van cadmium in *Sorex araneus*

conc. in voer (mg/kg droog- gewicht)	dagelijkse opname ¹⁾ (mg/kg vers- gewicht)	conc. in muis (mg/kg droog- gewicht)	conc. in muis ²⁾ (mg/kg vers- gewicht)	berekende retentie ³⁾ (in %)
1,9	0,836	3,5	1,15	0,68
2,0	0,88	3,0	0,99	0,56
6,9	3,0	19,68	6,49	1,1
11,3	4,97	24,86	8,08	0,81
16,2	7,128	19,93	6,57	0,46
55,60	24,5	70,06	23,11	0,47

¹ De dagelijkse opname is de concentratie in het voer vermenigvuldigd met 0,44 (uit Hunter et al., 1987b)

² Omrekening: conc. versgewicht = 0,3 * conc. drooggewicht (zie tabel 8.1.)

³ Retentie (van juveniel) = $C_{\text{adulte muis}} / 2 * 100 \text{ d} * \text{dag.inname}$

Op het eerste gezicht lijkt de relatie tussen de dosis en de retentie niet overeen te komen met de kinetiek beschreven in de vorige paragraaf, namelijk dat de absorptie toeneemt bij hogere dosering. Een hogere absorptie heeft in principe een hogere retentie tot gevolg. Bij de concentratie van 6,9 mg/kg drooggewicht in het voedsel blijkt de concentratie in de nier 139 mg/kg (drooggewicht) te zijn (Hunter en Johnson, 1982). Dit is ongeveer de kritische nierconcentratie. De hogere blootstellingsconcentraties hebben mogelijk een lagere retentie tot gevolg doordat de nier door beschadiging "doorslaat".

Uit de (korter durende) laboratoriumexperimenten wordt geconcludeerd dat een hogere dosering een hogere retentie tot gevolg had als gevolg van een grotere absorptie door darmbeschadiging. Bij een chronische blootstelling zullen dergelijke doseringen (>5 mg/kg l.g./ dag) mogelijk leiden tot nierbeschadigingen.

Op basis van de laboratoriumexperimenten en de veldonderzoeken wordt gekozen voor een retentie van 0,7%. De concentratie van muizen wordt berekend met de gemiddelde leeftijd van de populatie (zie tabel 8.1.)

B. Accumulatie in lever en nieren

In het veld worden vaak alleen de concentraties van cadmium in de lever en nier gemeten en niet in het gehele organisme. De verhouding tussen de concentratie in de nier en in de lever van *S. araneus* kan worden gerelateerd aan een blootstellingsconcentratie (i). De hoeveelheid cadmium in *S. araneus*, kan worden gebruikt voor de berekening in de Torenavalk (ii). Concentraties van cadmium in *S. araneus* zijn afhankelijk van het seizoen. In welk seizoen is gemeten, is dus van belang voor de interpretatie van concentratie van cadmium in *S. araneus* (iii). Er zijn verschillen in de kinetiek van cadmium tussen verschillende soorten muizen (iv). Hoewel in grote lijnen de kinetiek van cadmium die hier beschreven is, hetzelfde zal zijn in andere kleine zoogdieren, zullen er op detail verschillen tussen de soorten zijn. Deze vier onderwerpen worden hier kort besproken.

i Verhouding tussen concentraties cadmium in de nier en de lever

In het laboratoriumexperiment beschreven in paragraaf 7.3.3. waarbij Japanse kwartels gedurende een korte periode aan cadmium in het voer werden blootgesteld, blijkt de verhouding van de concentraties in de nier en de lever kleiner te worden bij een toenemende dosering.

Deze relatie is ook terug te vinden in de veldstudies. In tabel 8.5. staan de geschatte concentraties in het voedsel en de verhouding tussen de concentratie in de nier en de lever vermeld (zie ook figuur 8.1.).

Tabel 8.5. Cadmium concentraties in voedsel en de verhouding tussen concentraties in nier en lever van *S. araneus* (Hunter en Johnson, 1982, Hunter et al., 1989).

Conc. in voedsel (mg/kg droog gew.)	$C_{\text{nier}}/C_{\text{lever}}$
2,0	1
6,9	0,58
11,3	0,68
16,2	0,63
55,6	0,43

De verhouding van de concentratie in nier en lever wordt beïnvloed door de concentratie van cadmium in het voedsel (7.3.3.) Naarmate de concentratie in het voedsel hoger is wordt de nier/lever-verhouding kleiner.

Bij een concentratie in het voedsel van 6,9 mg/kg bedraagt de concentratie in de nier 139 mg/kg (drooggewicht). Deze waarde is ongeveer de kritische concentratie in de nier. Boven deze concentratie kan de nier mogelijk gaan "lekkeren" waardoor de verhouding nier/lever daalt (herverdeling van de lever naar nier is een uiterst langzaam proces).

ii Het percentage van de totale body burden in lever en nier

In juveniele en adulte spitsmuizen (Hunter et al., 1989) zijn de percentages van de totale hoeveelheid cadmium in het lichaam respectievelijk in de nier $\pm 5\%$ (4,45% voor adult, 5,7% voor juveniel) en in de lever 88% (88,3% voor adult, 87,2% voor juveniel).

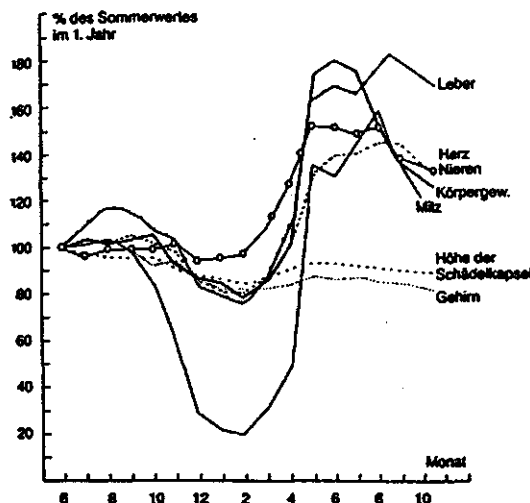
De gewichten van de lever en nier bedragen 8,5-10% (lever) en 0,8-1,1% (nier) van het totale lichaamsgewicht op basis van drooggewicht (orgaan en body weight). Met deze gegevens kunnen concentraties in de nier en lever worden vertaald naar een concentratie in het organisme.

iii Seizoensafhankelijke concentraties van cadmium in een populatie

In een onderzoek van Ma et al. (1991) zijn concentraties van cadmium gemeten in de nieren en lever van *S. araneus* en *Microtus agrestis* in de verschillende seizoenen. Enige gegevens van *S. araneus* uit deze studie zijn vermeld in tabel 8.6.

Tabel 8.6. Concentraties in *Sorex araneus* uit een veldonderzoek in Budel (Ma et al., 1991)

Periode	feb-mar	mei-juni	okt-nov
Concentratie in nier (mg/kg)	200	81	126
Concentratie in lever (mg/kg)	268	77	180
Dagelijks inname (mg/kg lichaam.gew./dag)		11,3	15,9
Gewicht (g)	6,0	8,4	7,4



Figuur 8.5. Verandering van het lichaamsgewicht en het gewicht van enige organen gedurende het leven van *Sorex araneus* ten opzichte van het lichaamsgewicht in juni (Hauser, 1990)

Aan de hand van figuur 8.5. wordt een poging gedaan om deze resultaten te verklaren.

In februari-maart bestaat de populatie volgens figuur 8.4. voornamelijk uit (sub)adulte muizen die een lichaamsgewicht hebben onder het zomergewicht van juveniele muizen. In deze muizen zijn hoge concentraties cadmium te verwachten. In mei-juni zal de populatie voornamelijk bestaan uit juveniele muizen die in het vroege voorjaar zijn geboren waardoor lagere concentraties zijn te verwachten.

In oktober-november zal de populatie voornamelijk bestaan uit juveniel-subadulte muizen met een iets lager lichaamsgewicht dan de juveniele muizen in de zomer, met een hogere concentratie cadmium ten gevolge van een langere belasting.

Uitgaande van een leeftijd van 60 dagen voor de spitsmuizen in mei-juni en gegevens van Hunter et al. (1989) volgt na omrekening van de nier naar het lichaamsgewicht een retentie van 0,7%:

1. de nier vormt ¹⁰1% van het totaalgewicht (drooggewicht),
2. de hoeveelheid in de nier is 0,057 * de hoeveelheid in het gehele lichaam, ^{0,88}

De concentratie in de nier is dan 5,7 * zo hoog als in het gehele dier ^{8,8}

3. de cadmium concentratie in de nier is 81 mg/kg drooggewicht,

De concentratie in de spitsmuis is $81/5,7 = 14,2$ mg Cd/kg muis (drooggew.) en $14,2 * 0,33 = 4,68$ mg/kg muis (versgewicht).

De retentie van cadmium in de spitsmuis wordt berekend uit
retentie = $C_{\text{muis}} / (60 \text{ dg} * \text{dag. inname}) = 4,68 / (60 * 11,3) = 0,7\%$.

iv Verschillen tussen kleine zoogdieren

De concentratie cadmium in *S. araneus* in verhouding tot de dagelijkse inname van cadmium lijkt consequent hoger te zijn dan in de aardmuis *M. agrestis* (Hunter en Johnson, 1992; Hunter et al., 1987b; Ma et al., 1991).

M. agrestis is een planteneter. Uit laboratoriumexperimenten blijkt niet dat de biologische beschikbaarheid van cadmium in planten lager is (Weigel et al., 1987) dan de beschikbaarheid van cadmium in regenwormen (Stoewsand et al., 1986).

Een ander verschil tussen beide soorten is de verhouding tussen de concentratie in de nier en de lever van beide soorten. De nier/lever verhouding is consequent lager bij *S. araneus* dan bij *M. agrestis*, ook bij vergelijkbare concentratie in nier en lever (Hunter et al., 1989).

Voor zowel *S. araneus* als voor de andere soorten wordt ervan uitgegaan dat de retentie 0,7% bedraagt, onderkende dat dit mogelijk een overschatting is voor de andere soorten dan *S. araneus*.

8.2.2. Hexachloorbenzeen

Accumulatie van hexachloorbenzeen in kleine zoogdieren

De concentratie van hexachloorbenzeen (HCB) in kleine zoogdieren kan worden berekend met de halfwaardetijd (of de eliminatiesnelheidsconstante k) en de absorptie efficiëntie (A) van HCB voor zoogdieren.

De halfwaardetijden die voor HCB zijn gevonden staan vermeld in tabel 8.7. Voor verdere berekeningen wordt de gemiddelde halfwaardetijd van de rat gebruikt: 35 dagen.

De halfwaardetijd is om te rekenen in een eliminatiesnelheidsconstante (k) met:

$$T_{1/2} = \frac{0,69}{k} \text{ (in dagen)}$$

Voor HCB volgt hieruit een k van 0,019.

Tabel 8.7. Halfwaardetijden voor hexachloorbenzeen

organisme	$T_{1/2}$	auteur
Schaap	90 d	Mull et al., 1978
Schaap	70-126 d	Avrahami, 1972a
Rat ¹	47 d	uit Hesse et al., 1991
Rat ²	23 d	uit Hesse et al., 1991

- 1) omgerekend uit: intraperitoneale dosis (2 à 3x een dosis). Na 4 weken was 1/3 uitgescheiden, met
: $C_t = C_0 \times 2^{-t/T_{1/2}}$
- 2) uitgaande van 30% excretie in 12 dagen

De absorptie-efficiëntie voor HCB is 80% ($A=0,8$) (Koss en Koransky, 1976). Met de feeding rate en de concentratie in het voedsel is de interne concentratie - op elke leeftijd - te berekenen met (5) uit 7.3.3.

In een aantal laboratoriumexperimenten waarbij HCB werd toegediend in het voedsel is de concentratie in het vetweefsel bepaald (Geijer et al., 1980). De verhouding tussen de concentratie in het vetweefsel en in het voedsel (BAF_{vet}) varieerde van 7,5 tot 14. Bij evenwicht is $BAF = A.f/k$. Wanneer wordt uitgegaan van de volgende gegevens voor het testdier (aangenomen waarden: halfwaardetijd 35 dagen; feeding rate $f = 0,05$; vetpercentage 7%; opname-efficiëntie $A = 0,8$ en de vermelde blootstelingsperiode van 12 weken) zou de berekende verhouding tussen de concentratie in het vetweefsel en in het voer 23 bedragen.

In orde van grootte komt de berekende waarde overeen met de gemeten verhouding concentratie in vet/concentratie in voedsel ondanks diverse aannames voor de laboratorium omstandigheden. Voor de berekening van de accumulatie wordt daarom een halfwaardetijd van 35 dagen en een opname-efficiëntie van 0,8 gebruikt.

Veldgegevens voor HCB

In de Volgermeerpolder zijn de concentraties van HCB gemeten in regenwormen en in muizen (bosmuis en bosspitsmuis).

De verhouding concentratie in de muis en de concentratie in de worm varieerde van 0,2 tot 10 op basis van versgewicht. Opvallend is dat de hoogste waarde gemeten is in de bosmuis en niet in de bosspitsmuis, terwijl de laatste soort voornamelijk regenwormen eet en de bosmuis voornamelijk planten en vruchten.

Deze getallen zijn niet lager dan op grond van laboratoriumexperimenten werd verwacht. De range 0,2 tot 10 is gebaseerd op versgewicht. Voor de vergelijking met de laboratoriumgegevens, moet deze range worden omgerekend naar de verhouding $Conc_{voedsel}/conc_{vet}$. Uitgaande van 5 % vet voor de muis liggen de concentratiefactoren daarmee in de range 4 tot 200.

De aard van de verontreiniging in de Volgermeerpolder is overigens niet te vergelijken met de diffuse verontreiniging van de uiterwaarden.

8.2.3. PCB's

PCB's in de bodem

PCB's zijn in het verleden gebruikt voor diverse industriële toepassingen in de vorm van technische mengsels (bijvoorbeeld Arachlors, Clophens, Kanechlors). Deze technische mengsels worden gekarakteriseerd aan de hand van het gewichtspercentage chloor dat zich in het mengsel bevindt. Het mengsel Arachloor 1254 bijvoorbeeld bevat 54% chloor op gewichtsbasis. In tabel 8.8. staat voor een aantal mengsels de samenstelling vermeld van de verdeling van chlooratomen per PCB-molecuul.

Tabel 8.8. Gemiddelde samenstelling in gewichtspercentages van PCB-mengsels (Ballsmitter et al., 1989).

Arachlor	Cl%	Biphenyl	Mono	Di	Tri	Tetra	Penta	Hexa	Hepta	Octa	Nona
1221	21	10	50	35	4	1					
1232	32-33		26	29	24	15					
1016	38		2	19	57	22					
1242	40-42		1	13	45	31	10				
1248	48			1	2	49	27	2			
1254	52-54				1	15	53	26	4		
1260	60						12	42	38	7	1

Clophen	Mono	Di	Tri	Tetra	Penta	Hexa	Hepta	Octa	Nona
A30	2	20	56	20	2	1	0.01	0.01	-
A40	1	2	23	50	19	4	1	1	0.01
A50	-	1	9	28	44	16	2	1	0.01
A60	-	0,01	2	3	20	43	25	5	0,1

Elk mengsel bevat minstens 50-60 van de mogelijke 209 PCB-congeneren. Daardoor komen veel PCB-congeneren vrijwel altijd voor in milieumonsters. De standaard gemeten congenen (no. 28, 52, 101, 153, 138 en 180) zijn in het verleden gekozen vanwege hun relatief hoge bijdrage in onderzochte milieumonsters en omdat deze congenen wat betreft de chloringsgraad representatief (zouden) zijn voor een breed spectrum, variërend van trichloor (28) tot heptachloor (180) PCB's.

Aangezien alleen deze standaardcongeneren worden gemeten, moeten voor de risicoschatting eerst twee vragen worden beantwoord over de PCB's in de bodem: (1) met welk technisch mengsel de samenstelling van het "congeneerpatroon" in de bodem het beste te vergelijken is, en (2) wat de totale hoeveelheid aan PCB's van alle congenen samen is.

1. In het algemeen worden concentraties in (rivier) sediment het beste gekarakteriseerd door een mengsel met een chloorgehalte van 54% of 60% (bijvoorbeeld Arachlor 1254 of Arachlor 1260). Na analyse van diverse congenen in het sediment van de Waddenzee (Duinker, 1983) blijkt het congeneerpatroon het meeste op een Chlophen A50 of A60 mengsel te lijken (of op Arachlor 1254 en Arachlor 1260). Voor deze studie is het uitgangspunt dat de PCB-congeneren in de bodem van de uiterwaarden vergelijkbaar zijn met een Arachlor 1254 mengsel.
2. De totale hoeveelheid aan PCB's wordt geschat aan de hand van de gemeten standaardcongeneren. Vooral de hogere standaardcongeneren (no. 138, 153, 180) zijn zeer persistent in het milieu, en kunnen daardoor dienen als referentiestoffen om een schatting te maken van de totale hoeveelheid PCB's. Voor de omrekening van de standaard congenen naar totaal PCB's worden de congenen 138, 153 en 180 opgeteld en vermenigvuldigd met 3 (Büther, 1988).

Accumulatie van PCB's in de regenworm

Uitgaande van formule 4 (hoofdstuk 7.3., zie ook tabel 8.2.) is er een vaste verhouding tussen de concentraties van PCB's in de bodem en concentraties van PCB's in de regenworm. Aangezien voor de bodem wordt uitgegaan van een Arachlor 1254 mengsel komt de samenstelling van de PCB's in de worm overeen met dit technische mengsel. Hierbij wordt aangenomen dat PCB's niet worden gemetaboliseerd in regenwormen.

Accumulatie van PCB's in kleine zoogdieren

Een berekening van de accumulatie van PCB's op basis van kinetische parameters is zeer gecompliceerd en leidt tot onzekere schattingen. Een aantal PCB-congeneren is goed metaboliseerbaar; een aantal PCB-congeneren is zeer persistent. Bovendien is per congeneer de fractie (concentratie) in het Arachlormengsel verschillend. Een ruwe schatting zou eventueel mogelijk zijn door het mengsel in te delen in bijvoorbeeld 3 fracties met verschillende halfwaardetijden. Aangezien de halfwaardetijden niet per congeneer zijn bepaald (en bovendien soortafhankelijk kunnen zijn) is alleen een zeer ruwe schatting mogelijk.

Op grond van deze complicaties is gekozen voor een directere manier om een schatting te maken van de accumulatie. Voor de blootstelling aan PCB's wordt uitgegaan van een Arochlor 1254 mengsel. De mate van accumulatie wordt rechtstreeks bepaald uit testen, waarbij een proefdier langdurig is blootgesteld aan Arachlor 1254 en waarbij de concentraties in het proefdier zijn bepaald. De blootstellingsduur moet bij voorkeur overeenkomen met de levensverwachting van de diverse muizen. Enkele testen waarbij de blootstelling aan Arachlor 1254 lang genoeg was ten opzichte van de levensverwachting van de muis staan vermeld in tabel 8.9.

Tabel 8.9. Concentratiefactoren van PCB's (Arochlor 1254) in zoogdieren

soort	blootstellings- duur (dagen)	dag. dosis (A) (mg/kg l.g. dag)	conc. in organisme (B) mg/kg l.g.	CF (B/A)	referentie
rat	246	7 1)	24,3 2)	3,6	Grant, 1974
		1,4 1)	4,36 2)	3,1	
		0,14 1)	1,82 2)	13,1	
	120	1,4	5,3	3,7	
		7	43,3	6,2	
rat 3)	243	7 1)	15,5 2)	2,2	Burse, 1974
	304	7 1)	13,16 2)	1,9	
Japanse kwartel	84	0,5 4)	5	10	Waid, 1986
		2,5 4)	20	8	
		10 4)	88	8,8	

1) omgerekend uit concentratie in voer, uitgaande van een feeding rate van 0,07

2) omgerekend uit concentratie in vet, uitgaande van 7% lichaamsvet (van totaalgewicht)

3) blootgesteld aan Arachlor 1016

4) uitgaande van een feeding rate van 0,1

Het congenerepatroon van de PCB's in de zoogdieren zal anders zijn dan het congenerepatroon van het toegediende mengsel. De congenere die metaboliseerbaar zijn zullen in verhouding minder in het zoogdier aanwezig zijn dan in het toegediende mengsel. Naarmate de halfwaardetijd groter is, zal een congeneer sterker accumuleren (evenwicht bij ± 4 maal de halfwaardetijd). Als gevolg hiervan zal bij langere blootstelling de chloreringsgraad van het mengsel toenemen ten opzichte van het toegediende mengsel.

De consequentie van deze constatering voor eventuele effecten bij de torenvalk zijn niet eenduidig in te schatten (mede vanwege het verschil in toxiciteit van de verschillende congenen, zie hoofdstuk 9). Om toch een uitspraak te kunnen doen voor de torenvalk wordt ervan uitgegaan dat het congenerpatroon "verschoven" is naar een mengsel met een hogere chloreringsgraad en dat dit patroon het beste overeenkomt met een Arochlor 1254 of 1260 mengsel. In verband met de grotere toxiciteit van Arochlor 1254, wordt de blootstelling vergeleken met de gegevens voor Arochlor 1254.

De berekening van de accumulatie hoeft alleen te worden gemaakt voor de verschillende soorten muizen. De gemiddelde levensverwachting varieert voor deze soorten tussen de 58 en 105 dagen. Voor de mate van accumulatie wordt daarom een concentratiefactor gebruikt die is gemeten bij een vergelijkbare blootstellingsduur. Gekozen wordt voor de concentratiefactor 6,2 uit tabel 8.9., omdat de blootstellingsperiode in dit experiment 120 dagen was.

Veldgegevens PCB's

In de Volgermeerpolder zijn de PCB-concentraties in de bosspitsmuis en in wormen gemeten (Prins, 1982), zie tabel 8.10.

De juveniele bosspitsmuis consumeert dagelijks ongeveer zijn lichaamsgewicht, de concentratie in de regenworm is daarmee vergelijkbaar met de dagelijkse dosis. De concentratiefactoren voor de bosspitsmuis zijn 11 en 5,6 in dit onderzoek; deze waarden komen goed overeen met de uitgekozen concentratiefactor 6,2 uit de laboratoriumtesten.

Tabel 8.10. Concentraties van PCB's in de bosspitsmuis en de regenworm in de Volgermeerpolder. *L. rubellus* is de overheersende soort op deze locaties: $\pm 80\%$

locatie	soort worm	conc. in worm (mg/kg versgew.)	conc. in bosspitsmuis (mg/kg versgew.)	
1	<i>L. rubellus</i>	0,2	$2,2 \pm 1,13$	n = 2
2	<i>L. rubellus</i>	0,9	$5,1 \pm 4,26$	n = 3
2	<i>Dendrobaena rubida</i>	1,4		

8.2.4. DDT en derivaten

Accumulatie van DDT en DDE in kleine zoogdieren

Uit laboratoriumstudies blijkt dat DDT en derivaten van DDT een sterk accumulerend vermogen bezitten (zie tabel 8.11).

De gegevens hebben op één na betrekking op de accumulatie in vogels.

De concentratiefactor geeft de verhouding weer tussen de concentratie in het (hele) organisme en de concentratie in het drinkwater of in het voer. De concentraties in het organisme zijn uitgedrukt op basis van versgewicht, behalve bij de torenvalk en de pelikaan waarvoor de concentratie is uitgedrukt op basis van drooggewicht (WHO, 1989).

Tabel 8.11. Accumulatiegegevens van DDT en stabiele derivaten van DDT (voornamelijk DDE) in vogels en zoogdieren. CF: concentratiefactor.

Organisme	blootstellingsduur	blootstellingsconc.	CF-waarde	Referentie
Witte Pelikaan	10 wkn	72 µg/l	11,9 ^{1,4)}	WHO, 1989
Aalscholver <u>Phalacrocorax</u>	9 wkn	0,95 µg/l	236 ^{1,3)}	WHO, 1989
Torenvalk <u>Falco sparverius</u>	11-16 mnd	2,8 µg/l	103,9 ^{1,4)}	WHO, 1989
Albino rat p,pDDT p,pDDE			1,3 ^{2,3)} 0,7 ^{2,3)}	Geyer, 1980

- 1) CF is de verhouding tussen de concentratie in het hele organisme en in het drinkwater
- 2) CF is de verhouding tussen de concentratie in het gehele organisme en in het voer, omgerekend uit de concentratie in het vet.
- 3) CF (versgewicht)
- 4) CF (drooggewicht)

Het is moeilijk om op basis van deze gegevens een goede halfwaardetijd te bepalen. De vogels zijn blootgesteld aan concentraties in het drinkwater, maar hierbij is niet vermeld hoeveel de dagelijkse inname van water per kg lichaamsgewicht is. De concentratiefactoren voor de rat gebaseerd op concentraties in het vet zijn 18,5 en 10,3. Uitgaande van 7% vet ten opzichte van het totaalgewicht van de rat (Anderson et al., 1987) zijn de concentratiefactoren respectievelijk 1,3 en 0,7.

Uitgaande van een feeding rate van 0,05 en een opname-efficiëntie van 0,8 (aangenomen voor alle organische stoffen), zou dit bij evenwicht een halfwaardetijd betekenen van respectievelijk 23 dagen en 13,8 dagen. De blootstellingsduur van dit experiment is niet vermeld waardoor het onduidelijk is of hier van evenwicht sprake is. Verder geldt dat in het algemeen geen rekening wordt gehouden met groeiverdunning. Doordat een organisme groeit wordt de concentratie in het organisme lager.

In feite moet de groeisnelheid dan ook worden beschouwd als een eliminatiesnelheidsconstante. De groeisnelheid bij een jonge rat bedraagt bijvoorbeeld 1-2% van het lichaamsgewicht per dag (afgeleid uit Jørgensen et al., 1979).

De eliminatie van DDT en derivaten via de faeces (bij duiven) wordt door Walker (1987) geschat op 0,004 mg/kg/dag. Voor de berekeningen van de concentraties in de verschillende soorten muizen wordt gerekend met deze waarde, omdat dit de enige direct gemeten eliminatiesnelheid is. Deze waarde ligt onder de waarde van de groeisnelheid van de rat waardoor mogelijk de groeisnelheid de mate van accumulatie bepaalt.

De eliminatiesnelheidsconstante van 0,004 mg DDT/kg/dag komt volgens (5) in 7.3. overeen met een halfwaardetijd van 172 dagen. In het algemeen geldt dat er na 3 à 4 halfwaardetijden sprake is van evenwicht (516-688 dagen).

8.2.5. Koper

Accumulatie van koper in evertebraten

De accumulatie van koper in diverse evertebraten wordt gerelateerd aan de accumulatie van koper in regenwormen. Deze verhoudingen worden bepaald aan de hand van een veldonderzoek, waarbij de concentraties zijn gemeten in zowel de regeworm als andere evertebraten (Hunter et al., 1987a).

In deze studie zijn de concentraties in evertibraten bepaald op drie locaties met verschillende concentraties koper in de bodem (13,3, 494 en 9720 mg Cu/kg d.s.). De verhouding tussen de concentratie in evertibraten en de concentratie in de regenworm van drie locaties staan vermeld in tabel 8.12.

Tabel 8.12. De verhouding tussen de concentraties gemeten in diverse evertibraten en in regenwormen (berekend uit metingen van Hunter et al., 1987a)

Klasse/Orde/Familie	controle	1 km site	refinery
Diplopoda (miljoenpoten)	5,8	3,2	0,66
Opiliones (hooiwagens)	1,1	0,55	0,17
Araneida (spinnen)	2,6	1	0,83
Isopoda (pissebedden)	3,3	5,39	2,0
Collembola (springstaarten)	2,08	1	2,0
Diptera larven (vliegen)	0,58	0,44	0,13
Coleoptera (kevers)			
- Carabidae	0,9	0,29	0,39
- Staphylinidae	1,24	0,37	0,44
- Predators larven	1,4	0,34	0,25

De verhoudingen van deze lokaties vormen het uitgangspunt voor de berekening van de concentraties koper in de diverse evertibraten. Aangezien ongeveer evenveel groepen een hogere als een lagere concentratie koper bevatten dan de regenworm, wordt ervan uitgegaan dat de koperconcentratie in de andere evertibraten gelijk is aan de die in de regenworm.

Accumulatie van koper in kleine zoogdieren

Koper is voor ieder organisme een essentieel element. Bij zoogdieren speelt koper een rol bij enzymfuncties en bij een groot aantal andere metabolische processen, bijvoorbeeld bij de vorming van bloedcellen en bij het koolhydraatmetabolisme.

Zoogdieren zijn goed in staat om de hoeveelheid koper te reguleren. Dit blijkt ook uit de verhouding tussen de concentratie in het voer van *Sorex araneus* en de concentratie in deze spitsmuis. De concentratie in de spitsmuis, het voer en de verhouding tussen beide concentraties staan vermeld in tabel 8.13. Ondanks een toename van de concentratie koper in het voedsel met een factor 30, is de koperconcentratie in de spitsmuis maar 2,5 keer zo hoog.

Tabel 8.13. De concentratie van koper in de spitsmuis *Sorex araneus*, in zijn voedsel en de concentratiefactor (Laskowski, 1991)

Geschatte concentratie in het voer (mg/kg droog gew.)	Concentratie in <i>Sorex araneus</i> (mg/kg droog gew.)	CF
22,7 ¹⁾	12,03	0,53
45,5	15,02	0,33
86,4	14,69	0,17
102,8	19,53	0,19
568,0	34,08	0,06
699,5	27,98	0,04

1) Controlegebieden

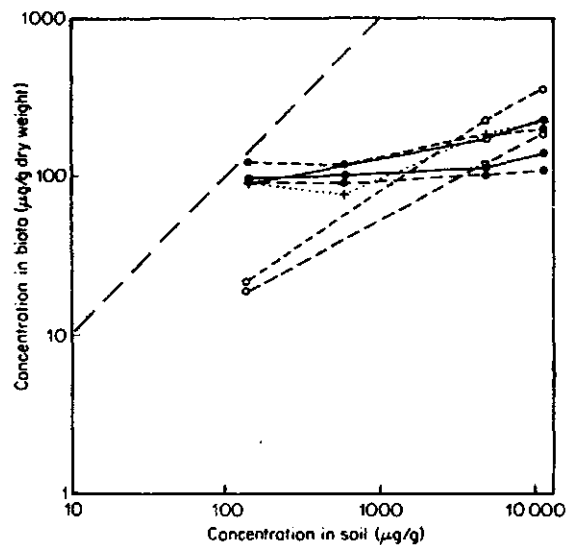
De koperconcentraties die in de uiterwaarden voorkomen, variëren tussen 8 en 140 (gem. 72 voor de Waal) mg/kg. Deze bodemconcentraties leiden tot concentraties in de regenworm (en andere evertrebraten) van (gem. 38) en maximaal 61 mg/kg. Om voor het merendeel van de gegevens de juiste concentratiefactor te nemen, is gekozen voor $CF = 0,36$. Daarmee wordt de accumulatie vanuit de sterker verontreinigde gebieden enigszins overschat. De CF behorende bij de maximale concentratie in de bodem is 0,25.

8.2.6. Zink

Accumulatie van zink in evertrebraten

Zink wordt in het algemeen goed gereguleerd door evertrebraten. In een onderzoek van Beyer (1985) werden op twee plaatsen zinkconcentraties gemeten in de grond en in evertrebraten. De concentratie in het ene gebied was 230 mg/kg (locatie Bake Oven Knob, Al-horizont, pH 5) en in het andere gebied 2900 mg/kg (locatie Palmerton, Al-horizont, pH 5,9). Ondanks de grote verschillen in concentraties in de bodem, verschillen de concentraties van zink in de evertrebraten maximaal slechts een factor 2. Ook bij de regenworm heeft een tienvoudige toename in de bodemconcentratie slechts ongeveer een verdubbeling van de concentratie tot gevolg (zie de regressievergelijkingen in tabel 8.2.).

Voor de accumulatie van zink wordt er voor deze risicoschatting vanuit gegaan dat de regenworm representatief is voor de concentraties in de andere evertrebraten.



Figuur 8.6. Concentratie van zink in de bodem en de concentraties in drie soorten muizen en in het voedsel van deze soorten (Moriarty, 1985)

+---+ regenwormen - - - *Apodemus sylvaticus*
_____ *Sorex araneus* - - - - *Microtus agrestis*
O concentraties in het voedsel
● concentraties in de verschillende muizen

Accumulatie van zink in kleine zoogdieren

Zink wordt zeer goed gereguleerd in zoogdieren, dit is ook af te lezen uit figuur 8.6. In deze figuur is de concentratie van zink in de bodem uitgezet tegen de zinkconcentraties gemeten in de soorten *Sorex araneus*, *Microtus agrestis* en *Apodemus sylvaticus*. De concentraties in de voedselorganismen van deze soorten staan eveneens in deze figuur weergegeven. Een honderdvoudige toename in de bodemconcentratie geeft ongeveer een tienvoudige toename in het voedsel van de soorten muizen, terwijl de concentratie in de muizen zelf nagenoeg niet toeneemt. Aangezien de interne concentratie van zink in muizen zo goed als onafhankelijk van de blootstellingsconcentratie is, is doorvergiftiging voor zink niet relevant.

8.2.7. Nikkel

Accumulatie van nikkel in evertebraten

De accumulatie van nikkel in wormen wordt berekend met behulp van de relatie in tabel 8.2. Bij gebrek aan gegevens voor andere evertebraten wordt deze waarde ook gebruikt voor de andere bodemorganismen.

Accumulatie van nikkel in zoogdieren

Absorptie

Nikkel wordt slecht geabsorbeerd vanuit het voedsel. Toediening van dagelijkse doses van 0,1 tot 1 mg/kg l.g/dag resulteerde in een opname van 1 tot 10%. Geen opname van Nikkel wordt geconstateerd bij ratten bij een levenslange blootstelling aan 5 mg/l in het drinkwater (Ware, 1988).

Verdeling

De verdeling van nikkel over de verschillende organen is afhankelijk van de concentratie in het voer. Kalveren die voedsel kregen toegediend met 62,5, 250 en 1000 mg nikkel per kilogram voer, hadden een lichte verhoging van de concentraties nikkel in de alvleesklier, testis en botten bij 250 mg/kg voer. Een duidelijke stijging van de concentratie in de organen werd geconstateerd bij 1000 mg/kg voer (Ware, 1988).

Uitscheiding

Nikkel wordt voornamelijk uitgescheiden in de urine. Uitscheiding vindt ook plaats via de gal en in de haren.

Veldgegevens

In drie veldonderzoeken (PIMM, 1986, 1987 en 1988) zijn de concentraties van nikkel gemeten in de regenworm en in de nier en lever van de mol. De concentratie in de nier en lever van de mol varieerde van 1/10 van de concentratie in de regenworm tot ongeveer de concentratie in de regenworm. De onderzoekers concludeerden dat biomagnificatie van worm naar mol niet of nauwelijks optreedt (PIMM, 1986, 1987 en 1988). Voor de risicoschatting wordt vanwege deze constatering en het ontbreken van kinetische parameters de accumulatie van nikkel in zoogdieren niet berekend.

8.2.8. PAK

Accumulatie van PAK in de regenworm

Hoewel veel organismen in staat zijn PAK te metaboliseren, is dit bij oligochaete wormen nooit waargenomen (Slooff et al., 1989). De accumulatie van PAK in de regenworm wordt daarom berekend met formule 4 uit par. 7.3.2. In Zuid-Holland zijn metingen verricht aan de PAK gehalten in regenwormen en in de bodem (PIMM, 1987). Voor de 6 PAK van Borneff staan deze vermeld in tabel 8.14.

Tabel 8.14. Gemeten PAK concentraties in de regenworm en in de bodem (PIMM, 1987)

	Concentratie in regenwormen (mg/kg d.s.)	Concentratie in de bodem (mg/kg d.s.)
fluorantheen	0,1	0,068
benzo(b)fluorantheen	0,04	0,04
benzo(k)fluorantheen	0,03	0,02
benzo(a)pyreen	0,03	0,03
benzo(ghi)peryleen	0,03	0,03
indeno(1,2,3-c,d) peryleen	0,03	0,03
totaal 6 PAK	0,25	0,21

De verhouding tussen de concentratie van de som van 6 PAK in de regenworm en in de bodem (de concentratiefactor CF) bedraagt 0,2. Voor de berekening van deze verhouding zijn de concentraties in de regenworm omgerekend van droog naar versgewicht (16% versgewicht = drooggewicht) en de concentraties in de bodem zijn omgerekend naar een standaardbodem (organisch stofgehalte in dit grasland was 10,8%).

Volgens (4) uit 7.3.2. wordt een verhouding van 0,4 verwacht. Gezien de spreiding in de bodemgehalten komen deze waarden onderling goed overeen.

Accumulatie van PAK in kleine zoogdieren

In het algemeen worden PAK snel opgenomen na orale inname (Slooff et al., 1989). Een klein gedeelte van de dosis komt na opname door het maagdarmkanaal in het lymfestelsel terecht vanwaar het wordt verspreid naar andere weefsels (Rees et al., 1970). Het grootste gedeelte van de geadsorbeerde dosis komt echter in het bloed terecht en wordt door de poortader naar de lever getransporteerd. Bij deze eerste passage van PAK door de lever wordt 20-65% uit het bloed verwijderd (Foth et al., 1988). PAK worden in het algemeen snel omgezet in de lever tot beter wateroplosbare metabolieten die vervolgens in gal worden afgevoerd (eventueel na conjugatie). Het gedeelte van de dosis dat de lever passeert, verdeelt zich over de verschillende weefsels. Voor de accumulatie van PAK in kleine zoogdieren is vooral de accumulatie in vetrijke weefsels van belang. Voor de berekening van de accumulatie van PAK wordt uitgegaan van de halfwaardetijd in vet van benz(a)anthraceen, chryseen en triphy-lene. Deze halfwaardetijd is ongeveer 16 uur (Modica et al., 1983 en Bartosek et al., 1984). Deze halfwaardetijd in vet is een overschatting van de halfwaardetijd in het hele organisme. Aangezien de omzettingssnelheid in de lever zeer snel is, wordt ervan uitgegaan dat het vrijkomen van PAK uit het vetweefsel het beperkende proces is bij de eliminatie.

Veldgegevens voor de accumulatie van PAK in kleine zoogdieren

In het veld gemeten concentraties van PAK in muizen zijn niet voorhanden.

In hetzelfde onderzoek in Zuid-Holland waar de concentraties PAK in de regenworm zijn bepaald (zie begin van deze paragraaf) zijn ook concentraties gemeten in de lever van de mol.

De concentraties lagen onder de detectiegrens ($<10 \mu\text{g/kg}$). Uitgaande van de concentratie van de som van 6 PAK in de regenworm van $0,25 \text{ mg/kg}$, een halfwaardetijd van 16 uur, een feeding rate van 0,7 (tabel 8.1) en een opname-efficiënte van 0,8 is de berekende concentratie in de mol $0,19 \text{ mg/kg}$. Doordat de halfwaardetijd van PAK in de lever aanmerkelijk korter kan zijn, zal de concentratie in de lever beduidend lager zijn dan $0,2 \text{ mg/kg}$. De verwachte concentraties van de afzonderlijke PAK komen daarmee in de richting van de detectiegrens (er onder of net daarboven). Aan de hand van de veldgegevens kan alleen worden geconcludeerd dat een halfwaardetijd van 16 uur geen onderschatting van de accumulatie oplevert. Voor de berekening van de accumulatie van PAK in kleine zoogdieren wordt uitgegaan van een halfwaardetijd van 16 uur.

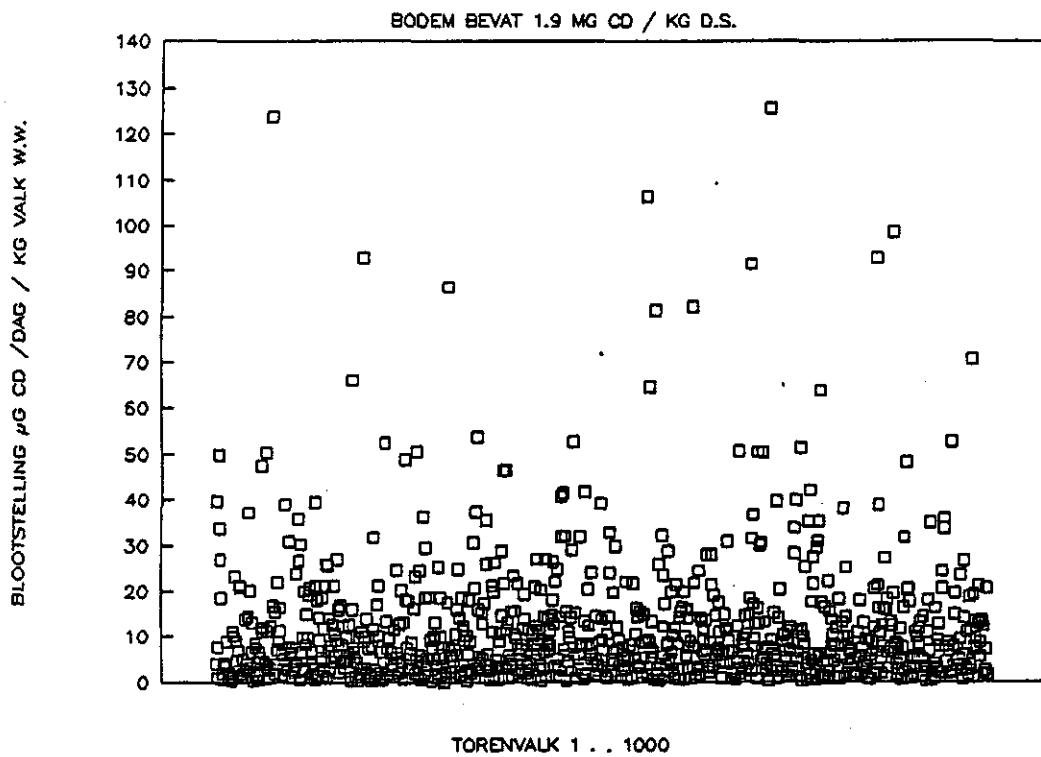
8.3 Berekening van de blootstelling per stof en per soort

De blootstelling van elke soort uit het voedselweb is geschat met behulp van Monte Carlo analyse. Gegeven is de mediaan: die waarde waar 50% onder en 50% boven ligt. De mediaan is verkozen boven het gemiddelde omdat het in alle gevallen gaat om scheve verdelingen. Voor nikkel en PAK waren onvoldoende bodemmetingen beschikbaar voor het betrouwbaar schatten van de frequentieverdeling. Daarom is voor deze twee stoffen de schatting gebaseerd op de (geometrisch) gemiddelde bodemconcentratie.

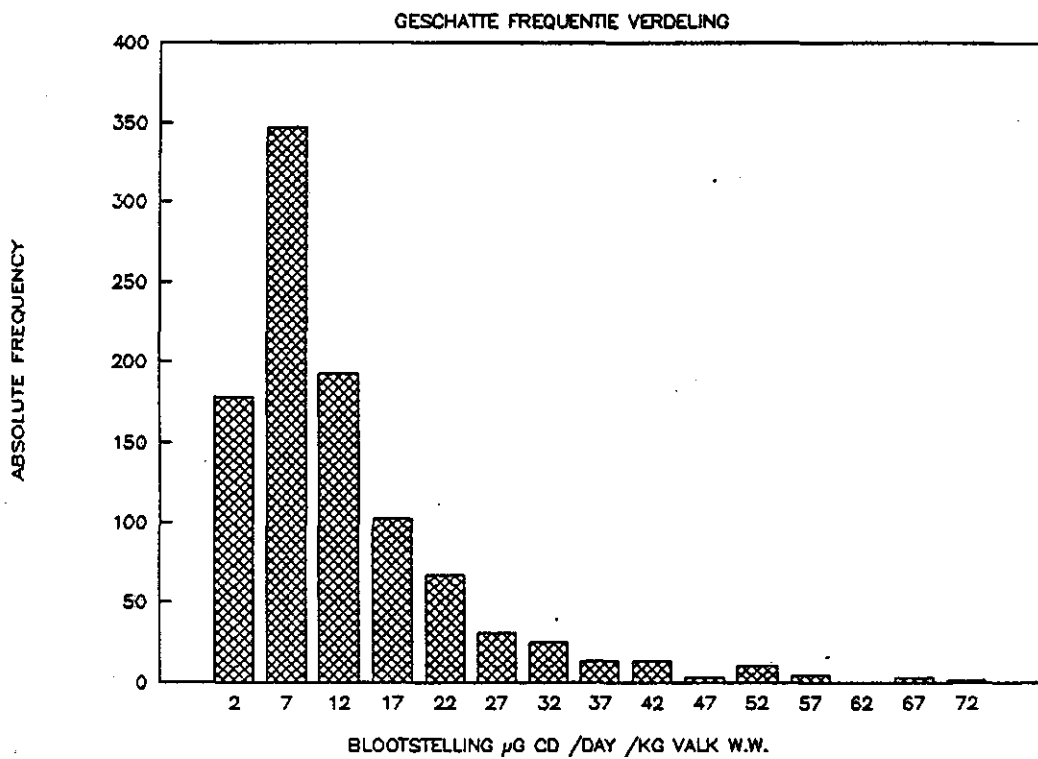
In figuur 8.7 is het resultaat van de Monte Carlo simulatie voor de Torenvalk weergegeven. Op de X-as staan de 1000 individuen waarvoor de berekening is gesimuleerd en op de Y-as staat de geschatte blootstelling uitgezet. Uit de figuur blijkt dat verreweg de meeste Torenvalken een lage blootstelling hebben, maar ook dat er flinke uitschieters naar boven zijn. Dit fenomeen resulteert in een scheve frequentieverdeling zoals weergegeven in figuur 8.8. Hierin is de blootstelling uitgezet tegen de relatieve frequentie. De verdeling is scheef naar rechts. In deze situatie is het geometrisch gemiddelde of de mediaan een betere maat voor de meest voorkomende blootstelling dan het gewone rekenkundige gemiddelde.

In tabel 8.15. is per soort en per stof de geschatte mediane blootstelling weergegeven. Voor gras en bodemorganismen, inclusief de regenworm is de blootstelling gelijkgesteld aan de concentratie in de bodem (mg/kg ds). Voor de andere soorten wordt de blootstelling gegeven als die hoeveelheid die per dag en per kg lichaamsgewicht (vers) binnenkomt met het voedsel. De spreiding die met behulp van de Monte Carlo simulatie om deze mediane waarde heen wordt gecreëerd, is niet weergegeven.

De blootstelling van "gras" en bodemorganismen, met inbegrip van de regenworm is gelijk gesteld is aan de concentratie in de bodem. Voor de andere soorten is het algemene patroon dat de hoogste blootstelling wordt gevonden bij de Mol en de Bosspitsmuis. Daarna volgen de Das en de Steenuil. De blootstelling van de Torenvalk is betrekkelijk laag behalve voor DDT, en de blootstelling van de herbivore Veldmuis en Aardmuis is het laagst.



Figuur 8.7. Gesimuleerde blootstelling aan cadmium voor de Torenvalk ($\mu\text{g Cd /kg}$ vers lichaamsgewicht/dag)



Figuur 8.8. De frequentieverdeling van de blootstelling aan cadmium voor de Torenvalk.

Tabel 8.15. De geschatte (mediane) blootstelling per stof en per soort, uitgedrukt als concentratie in de bodem (μg of mg/kg grond) of als dagelijkse dosis (μg of mg/kg l.g./dag). Getallen $<0,05$ zijn weergegeven als 0,0 .

Soort	Cd [mg]	Cu [mg]	Zn [mg]	Ni [mg]	HCB [μg]	PCB [μg]	DDT [μg]	PAK ¹⁾ [mg]
Gras	1.9	30.7	257.2	36.2	52.8	228.0	32.5	0.4
Bodem- organismen	1.9	30.7	257.2	36.2	52.8	228.0	32.5	0.4
Regenworm	1.9	30.7	257.2	36.2	52.8	228.0	32.5	0.4
Veldmuis	0.0	0.8	3.3	0.5	0.1	0.3	0.8	0.0
Aardmuis	0.0	0.7	3.1	0.5	0.1	0.2	0.7	0.0
Bosspitsmuis	2.6	2.0	87.8	13.4	7.0	31.4	4.4	0.1
Mol	3.1	2.4	105.2	16.0	9.2	35.5	5.4	0.1
Das	0.8	0.6	26.2	4.0	2.2	9.3	1.4	0.0
Steenuil	0.6	0.5	21.9	3.3	1.8	7.7	1.1	0.0
Torenvalk	0.0	nb	nb	nb	1.0	1.2	7.9	0.0

1) Teruggerekend tot de concentratie B[a]P, omdat daarvoor toxiciteitsgegevens bekend zijn.

9. TOXICITEITSGEGEVENS VOOR DE RISICOGROEPEN

9.1. Inleiding

Voor toxiciteitsgegevens wordt gebruik gemaakt van diverse handboeken (Sax, 1989; Verschueren, 1983; Nikunen, 1991), basisdocumenten en review-artikelen.

Er is gezocht naar testen met voldoende lange blootstellingsduur, met testdieren die zo goed mogelijk kunnen worden vergeleken met de gekozen soorten in het voedselweb (taxonomisch, maar ook wat betreft levensduur) en naar doseringen die zoveel mogelijk in dezelfde orde van grootte liggen als verwacht in het uiterwaardengebied.

Toxiciteit voor bodemorganismen en planten

Vaak zijn de toxiciteitsgegevens voor planten en evertebraten uitgedrukt als een concentratie in een "standaardbodem" met 25% lutum en 10% organisch stof. Om deze toxiciteitsgegevens vergelijkbaar te maken met de in de bodem aangetroffen concentraties is omrekening vanuit de standaardbodem naar de actuele situatie noodzakelijk. Voor de bodem in de uiterwaarden zijn gemiddelde gehalten gemeten van 11,6% lutum en 8,2% organisch stof. Voor correctie wordt de toxische concentratie (standaardbodem) vermenigvuldigd met een correctiefactor.

Voor organische verontreinigingen is de correctiefactor

$$F = OS / 10$$

Voor zware metalen is de correctiefactor

$$F_j = \frac{a_j + LU * b_j + OS * c_j}{a_j + 25 * b_j + 10 * c_j}$$

waarin

F_j : correctiefactor voor stof j
 a_j , b_j en c_j : stofafhankelijke parameters (zie Tabel 9.1)
 LU : lutumgehalte (%)
 OS : organisch stofgehalte (%)

Tabel 9.1. Parameters voor de omrekening van concentraties voor zware metalen in standaard bodem naar de actuele bodem (RIZA 1988)

Stof	a	b	c
Zink	50	3	1,5
Koper	15	0,6	0,6
Chroom	50	2	0
Lood	50	1	1
Cadmium	0,4	0,007	0,021
Nikkel	10	1	0
Kwik	0,2	0,0034	0,0017
Arseen	15	0,4	0,4

Toxiciteit voor zoogdieren en vogels

De berekende dosis (concentratie in het voedsel * geconsumeerde hoeveelheid/kg lichaamsgewicht/dag) is rechtstreeks vergelijkbaar met toxiciteitsgegevens voor zoogdieren en vogels als die zijn uitgedrukt in dezelfde eenheid. Veel toxiciteitsgegevens hebben (helaas) als eenheid een concentratie in voer (mg stof/kg voer). Deze eenheid is slecht vergelijkbaar met een dagelijkse dosis per kg lichaamsgewicht aangezien meestal onbekend is hoeveel voer het testdier heeft geconsumeerd. Omrekening is alleen goed mogelijk als van het testdier het gewicht en de voedselbehoefte goed kan worden geschat. Dit levert dan wel een extra onbetrouwbaarheid op. Zoveel mogelijk wordt de dosis vergeleken met toxiciteitsgegevens uit chronische testen.

Naast de vergelijking met standaardtoxiciteitsgegevens (LOEC, NOEC, LC50, LD50²) kan ook gebruik worden gemaakt van andere gegevens over effecten. Te denken valt bijvoorbeeld aan kritische concentraties van cadmium in de nieren. Als de verdeling van cadmium in het organisme - na chronische blootstelling - gerelateerd kan worden aan een dosis, kan dit worden gebruikt voor de schatting van de toxiciteit.

9.2. Toxiciteitsgegevens per stof

9.2.1. Cadmium

Toxiciteit voor planten en evertibraten

De kritische cadmium concentratie voor plantengroei is 5 - 10 mg/kg voor gevoelige gewassen (Kloke et al., 1984). De bodemsamenstelling was niet gegeven. Hier wordt uitgegaan van 7,5 mg/kg grond.

De NOEC's voor ongewervelde bodemdieren variëren van 0,75 mg/kg grond (standaardbodem) tot 155 mg/kg grond met een gemiddelde waarde van 30 mg/kg. (Van de Meent et al., 1990). De laagste NOEC voor de regenworm is 8,1 mg/kg (Ma, 1982). Voor de risicoschatting is deze concentratie gecorrigeerd voor de situatie in de bodem van de uiterwaarden.

Toxiciteit voor zoogdieren en vogels

Voor zoogdieren kan de toxiciteit van cadmium worden bepaald met behulp van de kritische concentratie in het "target"-orgaan van cadmium - de nier - in combinatie met kennis van de kinetiek van cadmium in zoogdieren. Dit wordt uitgewerkt voor de mol gebaseerd op gegevens uit Ma (1987) en Task Force (1973).

Gegevens:

kritische concentratie in de nier:	120 µg Cd/g nier (dr.gew.)
drooggewicht van de nier	153 mg
voedselbehoefte	57 g/dag
lichaamsgewicht	80 g
retentie	0,7%
verhouding hoeveelheid in de nier/body burden	1/3

² LOEC : Lowest Observed Effect Concentration
NOEC : No Observed Effect Concentration
LC₅₀, LD₅₀ : Lethal Concentration (Dose) voor 50% van de testdieren

De kritische concentratie in de nier ($120 \mu\text{g Cd/g}$ nier) komt overeen met $18,36 \mu\text{g Cd/nier}$ van de mol. De totale cumulatieve dosis in voer die nodig is om deze concentratie te bereiken, kan worden berekend met de retentie vermenigvuldigd met de fractie die in de nier terecht komt: $0,7\% \times 1/3 = 0,23\%$.

Deze $0,23\%$ is dus de fractie van de dosis die in de nieren terecht komt. De cumulatieve dosis behorende bij een concentratie van $18,36 \mu\text{g/nier}$ is daardoor $18,36/0,0023 = 7,9 \text{ mg cadmium/dier}$.

Uitgaande van een blootstelling gedurende 527 dagen (leversverwachting van de mol) is de dagelijkse dosis waarbij na 527 dagen nierschade optreedt $15 \mu\text{g}$. Omgerekend naar een concentratie in voer, uitgaande van een consumptie van

57 g voer/dag resulteert dit in $0,245 \text{ mg cadmium/kg voer}$. Uitgedrukt als een dagelijks dosis is de effectconcentratie $0,18 \text{ mg/kg l.g./dag}$.

De totale accumulatieve dosis per kg lichaamsgewicht is $7,9 \text{ mg/80 g} = 100 \text{ mg/kg}$ lichaamsgewicht. Om een idee te krijgen hoe representatief dit getal is, wordt deze cumulatieve dosis vergeleken met cumulatieve gegevens afgeleid uit een aantal testen vermeld in tabel 9.2.

Tabel 9.2. Cumulatieve dosis van cadmium in relatie tot nierschade

organisme	dagelijkse dosis (mg/kg l.w.)	blootstelling (dagen)	cumulatieve dosis van cadmium (mg/kg l.g.)	effect of concentratie in de nier ($\mu\text{g/g}$, vers gewicht)
Rhesusaap ³⁾	$1,5^{1)}$	168	252	635 (d.w.)
rat ³⁾	$0,5^{1)}$	287	143	nierschade
rat ³⁾	2,5	280	700	nierafwijkingen
muis ³⁾	0,3	70	21	nierschade
rat ³⁾	2,5	280	700	
wilde eend ⁴⁾	10	60	600	130-140
Japanse kwartel ⁴⁾	3,75	28	105	nierschade
wilde eend ⁴⁾	1	70	70	nierschade
konijn ³⁾	15	200	3000	170
rat ³⁾	$6,1^{2)}$	140	854	nierschade
rat ³⁾	$20^{2)}$	330	6600	250

1) berekend uit concentratie in voer uitgaande van 5% consumptie/kg lichaamsgewicht

2) berekend uit concentratie in drinkwater uitgaande van 100 ml/kg lichaamsgewicht

3) Krajnc et al., 1987

4) Scheuhammer, 1987

In de meeste gevallen zijn de berekende cumulatieve doses van de toxiciteitstesten hoger dan de cumulatieve doses berekend voor de mol (100 mg/kg l.g.). Vooral de waarden voor het konijn (3000 mg/kg l.g.) en voor de rat (6600 en 854 mg/kg l.g.) zijn aanmerkelijk hoger. Opvallend is dat in deze gevallen blootstelling heeft plaatsgevonden via het drinkwater. Bij de hoogste twee waarden zijn de concentraties in het drinkwater respectievelijk 150 en $200 \text{ mg cadmium per liter}$. Mogelijk speelt aversie tegen het drinkwater hier een rol, waardoor de berekende dosis sterk wordt overschat.

Bij de berekende cumulatieve doses van cadmium in tabel 9.2. is nier-schade waargenomen. Afgezien van de hiervoor genoemde hoge waarden liggen de cumulatieve doses tussen 21 en 700 mg/kg l.g. Voor de muizen en de bosspitsmuis wordt de cumulatieve dosis van 21 mg/kg l.g. gebruikt, die gekoppeld is aan een dosis van 0,3 mg/kg l.w./dag. Voor de andere dieren wordt uitgegaan van de voor de mol berekende cumulatieve dosis van 100 mg/kg l.g. (grenswaarde waarbij de kritische concentratie in de nier wordt bereikt). Door correctie op de levensverwachting wordt per dier een Niet Effectieve Dosis geschat. Deze waarden staan vermeld in tabel 9.3.

Tabel 9.3. Toxiciteitsgegevens voor cadmium

	Geschatte niet effectieve concentratie of dosis
Gras	7,5 mg/kg grond (st. bodem)
Bodemorganismen	0,75 mg/kg grond "
Regenworm	
<i>L. rubellus</i>	10 mg/kg grond
Veldmuis	0,3 mg/kg l.g./dag
Aardmuis	0,3 mg/kg l.g./dag
Bosspitsmuis	0,3 mg/kg l.g./dag
Mol	0,18 mg/kg l.g./dag
Das	0,09 mg/kg l.g./dag
Steenuil	0,12 mg/kg l.g./dag
Torenvalk	0,16 mg/kg l.g./dag

9.2.2.

HCB

Toxiciteit voor planten en evertebraten

De toxiciteitsgegevens van HCB voor planten en evertebraten staan vermeld in tabel 9.4.

Tabel 9.4. Toxiciteitsgegevens voor HCB

Soort	Effect criterium	Effect concentratie mg/kg	Referentie
<i>L.sativa</i> (Planten)	NOEC	100	Denneman, 1990
Regenwormen	NOEC	426 ¹⁾	Hooftman en de Kreuk, 1981
Evertebraten (algemeen)	NOEC	426 ¹⁾	Hooftman en de Kreuk, 1981

1) Concentraties van 17 µg/l veroorzaken geen effecten op aquatische evertebraten. Deze concentratie van HCB in water is omgerekend naar een concentratie in de (standaardbodem) met de formule:

$$C_{\text{bodem}} : C_{\text{water}} \times K_{\text{ow}} \times f_{\text{oc}} \text{ waarin:}$$

C_{bodem} : concentratie in de bodem

C_{water} : concentratie in water (17 µg/l)

K_{ow} : octanal-water partiticoëfficiënt ($10^{5,7}$)

f_{oc} : fractie organisch koolstof (0,05 voor standaardbodem)

Toxiciteit voor vogels en zoogdieren

De toxiciteitsgegevens van HCB voor vogels en zoogdieren staan vermeld in tabel 9.5. In hoofdstuk 8 is de kinetiek van stoffen in zoogdieren besproken. In feite is in de toxiciteit van een stof de kinetiek van de stof al geïntegreerd. De deelprocessen metabolisme, absorptie, uitscheiding en de interactie van een stof met de "site of action" komen uiteindelijk tezamen in één getal, een concentratie waarbij effect optreedt. Bij vissen treedt sterfte op als een specifieke interne concentratie van chloorbenzenen is bereikt ongeacht de blootstellingsduur of blootstellingsroute (Van Hoogen en Opperhuizen, 1988). De LD50 voor vissen (intraperitoneaal) blijkt gecorreleerd te zijn aan de LD50 van een stof voor ratten (Hodson, 1985).

Tabel 9.5. Toxiciteit van HCB voor zoogdieren en vogels

- A. Subchronische test, "hoge" dosering, criterium sterfte
- B. Subchronische test, "lage" dosering, criterium sterfte
- C. Chronische test, "lage" dosering, criterium sterfte
- D. Chronische test, criterium NOEC, LOEC
- E. Eenmalige dosis, criterium LD₅₀

soort	dosis (mg/kg l.g/dag)	tijdsduur (dagen)	fractie evenwichts concentratie	interne concentratie (mg/kg l.g)	effect
A. rat ¹⁾	100	51	0,63	2520	13/33 +
rat ¹⁾	300	10	0,18	2160	3/10 +
rat ¹⁾	150	30	0,44	2640	6/10 +
B. rat ¹⁾	50	30	0,44	880	3/10 +
rat ♂ ³⁾	25	13,3	0,23	230	8/11 +
rat ♀ ³⁾	25	15,6	0,26	260	5/11 +
cavia ³⁾	25	12	0,21	210	LC100
cavia ³⁾	25	9	0,16	160	LC100
C. beagle ²⁾	12,5	365	1	525	sterfte
Jap.kwartel ³⁾	10	90	0,82	344	sterfte
rat ³⁾	25	120	0,9	945	3/10 +
					14/20 +
rat ³⁾	50	120	0,9	1890	3/10 +
					19/20 +
D. rat ²⁾	0,14	203	0,98	5,5	NOEC ⁴⁾
rat ²⁾	0,05	365	1	2	NOEC ⁴⁾
varken ³⁾	0,4	91	0,83	13,3	NOEC ⁵⁾
E. rat ¹⁾	3500			2800	LD ₅₀
muis ¹⁾	4000			3200	LD ₅₀
konijn	2600			2080	LD ₅₀
kat	1700			1360	LD ₅₀

¹ Verschuieren, 1983

² Hesse et al., 1991

³ Hooftman en de Kreuk, 1981

⁴ Histopathologische afwijkingen in de lever

⁵ Effect niet gespecificeerd

+ Sterfte

Op basis van de kinetiek van HCB beschreven in hoofdstuk 8.2.2. is voor iedere toxiciteitstest de interne concentratie in het testorganisme berekend. Deze interne concentratie en de fractie van het evenwicht dat is bereikt gedurende de test (de maximale BAF) staan vermeld in tabel 9.5.

De tabel is opgedeeld in vijf verschillende groepen toxiciteitsgegevens (A t/m E). Groep D zijn "No observed Effect Concentrations", de overige groepen zijn testen, waarbij sterfte optrad. De indeling van de andere groepen is gebaseerd op de dosering: hoog (A) of laag (B,C) en de duur van de blootstelling: subchronisch (B), chronisch (C) of eenmalig (E).

Van de verschillende groepen testen waarbij sterfte optrad, hebben de groepen A en E de hoogste berekende interne concentraties. Bij beide groepen toxiciteitstesten is de toegediende dosis aanmerkelijk hoger dan bij de groepen B en C.

Een mogelijke verklaring kan een lagere absorptie-efficiëntie zijn bij een dergelijke hoge dosering. De werkelijke interne concentratie is bij een lagere absorptie-efficiëntie lager. Bij vissen is voor PCB's waargenomen dat de absorptie-efficiëntie afneemt bij toenemende concentraties (Opperhuizen en Schrap, 1988). De bij A en E gebruikte doseringen liggen ver buiten de doseringen die in het veld zijn te verwachten en zijn daardoor voor deze risicoschatting niet relevant.

Ook bij de toxiciteitstesten uit de groepen B en C geven de twee hoogste dagelijkse doses de hoogste berekende interne concentraties te zien. De berekende interne concentraties bij de toxiciteitstesten van de groepen B en C zijn ongeveer vergelijkbaar, ondanks het verschil in de blootstellingsduur van beide groepen. Dit is een indicatie dat de kinetiek van HCB goed kan worden beschreven met de geselecteerde parameters.

Voor de risicoschatting wordt de NOEC (groep D) voor de rat van 0,05 mg/kg lichaamsgewicht per dag gebruikt. Deze NOEC heeft betrekking op histopathologische veranderingen in de lever.

9.2.3. PCB's

Toxiciteit voor planten en evertebraten

Toxiciteitsgegevens van PCB's voor planten ontbreken. Voor evertebraten is de waarde afgeleid uit een aquatische test met een mariene organisme. De test is uitgevoerd met Arachlor 1254 in een minimale bodem (3,4 mg/kg) en is omgerekend naar een standaardbodem met behulp van verdelingscoëfficiënten (K_{ow}). De waarden die voor de risicoschatting zijn gebruikt staan gegeven in tabel 9.6.

Tabel 9.6. Toxiciteitsgegevens van PCB's voor evertebraten

Soort	Effect criterium	Effect concentratie mg/kg	Referentie
Regenwormen	NOEC	8,5 ²⁾	
Crangon septemspinosa (evertebraten)	NOEC	8,5 ¹⁾	Denneman, 1990

- 1) Omgerekend van de concentratie in water naar de concentratie in de bodem.
2) Waarde overgenomen van overige evertebraten.

Toxiciteit voor vogels en zoogdieren

De concentraties waaraan de verschillende organismen in de uiterwaarden worden blootgesteld, worden uitgedrukt als concentraties van Arochlor 1254 en Arochlor 1260. Deze concentraties worden vergeleken met toxiciteitsgegevens van deze technische Arochlormengsels.

Een "no effect level" voor PCB's is niet te geven voor de verschillende diersoorten. De effecten die optreden bij een blootstelling aan een specifiek PCB-mengsel zijn per soort verschillend. Bovendien zijn de effecten bij de blootstelling aan verschillende PCB-mengsels voor één soort verschillend. Een PCB-mengsel kan bestaan uit 209 congenere waarvan een aantal congenere een dioxine-achtige werking vertoont en extreem toxisch kan zijn (afhankelijk van de diersoort).

De halfwaardetijden in zoogdieren en vogels verschillen per congener als gevolg van de mate van de metaboliseerbaarheid en lypofiliteit van een congener. Als gevolg hiervan zijn er grote verschillen in accumulatie van de congenere te verwachten (afhankelijk van de blootstellingsperiode en de diersoort). De toxiciteit hangt samen met de mate van accumulatie.

In tabel 9.7 zijn de laagste gevonden effectconcentraties vermeld waarbij nog net wel of juist geen effect werd waargenomen. De waarde van 0,012 mg/kg l.g./dag voor de aap is in verhouding tot andere toxiciteitsgegevens voor PCB's uitzonderlijk laag. Aangenomen wordt dat deze waarde niet representatief is voor de zoogdieren en vogels waar het hier om gaat. Voor vogels en zoogdieren wordt uitgegaan van een NOEC-waarde van 0,5 mg/kg lichaamsgewicht per dag.

Tabel 9.7. Toxiciteit van PCB's voor zoogdieren en vogels

Testsoort	Mengsel	Periode	Criterium	effect conc. mg/kg l.g./dag
Rat ¹⁾	Kanach400	gehele dracht	NOECpostnatale sterfte	0,67
Hond ¹⁾	Ar.1254	dracht en lactatie	NOECpostnatale sterfte gespleten verhemelte	1,0
Aap ¹⁾	Ar.1248	6 maanden	NOECpostnatale sterfte	<0,12
		18 maanden	verlaging geboortegew.	0,012
Fazant ²⁾	Ar.1254	17 weken	LOECeiproductie	12,5
Duiven ³⁾	Ar.1254	-	LOECverstoord broedgedrag	1,0 ⁴⁾
Kippen ⁵⁾	Ar.1254		verstoord broedgedrag	1,0 ⁴⁾

1) DGA, 1989

2) Waid, 1985

3) Heinz et al., 1980

4) geschat op basis van een feeding rate van 0,10

5) IARC, 1978

9.2.4

DDT en derivaten

De toxiciteitsgegevens voor DDT en derivaten staan vermeld in tabel 9.8.

Tabel 9.8. Toxiciteitsgegevens voor DDT en derivaten

Soort	Effect criterium	Effect concentratie mg/kg	Referentie
Planten	NOEC	100 ²⁾	
Regenworm	NOEC	2000	WHO, 1989
Collembola (Evertebraten)	NOEC	2	PIMM, 1989
Muis	NOEC ¹⁾	0,9 mg/kg l.g./dag	Sax, 1989
Torenvalk	NOEC ³⁾	0,1 mg/kg l.g./dag	WHO, 1989

1) LOEC voor teratogeniteit/10.

2) Geen kwantitatieve gegevens, maar fytotoxiciteit is gering (PIMM, 1985). Voor de risicoschatting wordt uitgegaan van 100 mg/kg.

3) NOEC voor vermindering van de eischaaldikte.

9.2.5.

Koper

De toxiciteitsgegevens voor koper staan vermeld in tabel 9.9.

Tabel 9.9. Toxiciteitsgegevens voor koper

Soort	Expositie-duur dagen	Effect criterium	Effect concentratie mg/kg	Referentie
Gras en voedingsgewassen		⁴⁾	≥ 80	Slooff et al., 1987
<i>L. rubellus</i> (Regenwormen)	12 wkn	NOEC ¹⁾	39,6 ²⁾	Schobben, 1989
<i>Arion ater</i> (Slakken)	27 dgn	NOEC ³⁾	12,5 ²⁾	Schobben, 1989
beagle (Hond)	1 jaar	NOEC ⁵⁾	8 mg/kg l.g./dag	Slooff et al., 1987
Vogels		NOEC ⁶⁾	8 mg/kg ⁶⁾ l.g./dag	

1) NOEC voor coconproductie.

2) Ongerekend naar standaardbodem.

3) NOEC voor consumptie.

4) Toxische effecten, niet gedefinieerd.

5) NOEC voor sterfte en histopathologische veranderingen in de lever.

6) Voor vogels is de waarde voor zoogdieren overgenomen.

9.2.6. Zink

De toxiciteitsgegevens voor zink staan vermeld in tabel 9.10.

Tabel 9.10. Toxiciteitsgegevens voor zink

Soort	Expositie duur	Effect criterium	Effect concentratie mg/kg	Referentie
Planten gevoelige soort		NOEC	150-200	Kloke, 1984
<i>Eisenia foetida</i> (mestworm)	20 wkn	NOEC ¹⁾	1120 ²⁾	Schobben, 1989
<i>Arion ater</i> (slak)	27 dgn	NOEC ³⁾	72,7 ²⁾	Schobben, 1989
Rat	22 dgn	NOEC ⁴⁾	100 mg/kg l.g./dag	Sax, 1984
Vogels		NOEC ⁵⁾	100 mg/kg l.g./dag ⁵⁾	

1) NOEC voor coconproductie.

2) Omgerekend naar standaardbodem.

3) NOEC voor groei.

4) LOEC voor teratogeniteit van zinkoxide is 342 mg/kg l.g./dag, aangenomen wordt dat de NOEC 100 mg/kg l.g./dag is.

5) Voor vogels is de waarde voor zoogdieren overgenomen.

9.2.7. Nikkel

De toxiciteitsgegevens voor nikkel staan vermeld in tabel 9.11.

Tabel 9.11. Toxiciteitsgegevens voor nikkel

Soort	Expositie- duur	Effect criterium	Effect concentratie mg/kg	Referentie
Planten		LOEC	50-100	PIMM, 1985
<i>L. rubellus</i>		NOEC	50	Ma, 1983
Evertebraten		NOEC	50 ³⁾	
Rat	2 jaar	NOEC ¹⁾	5 mg/kg l.g./dag	Ware, 1988
Vogels		NOEC	5 mg/kg l.g./dag ²⁾	

1) Heeft betrekking op de verhouding tussen het gewicht van organen en het totale gewicht.

2) Voor vogels is de waarde voor zoogdieren overgenomen.

3) Toxische effecten van nikkel zijn alleen gevonden voor wormen. Voor de andere evertebraten is de waarde voor *L. rubellus* overgenomen

9.2.8. PAK

Voor planten en bodemorganismen hebben de toxiciteitswaarden betrekking op de groep van PAK. Voor vogels en zoogdieren geldt dat de effectconcentratie van benzo(a)pyreen veel lager is dan de effectconcentraties van de andere PAK. Daarom worden voor vogels en zoogdieren de toxiciteitsgegevens voor benzo(a)pyreen gebruikt. De toxiciteitsgegevens voor de verschillende organismen staan vermeld in tabel 9.12.

Tabel 9.12. Toxiciteitsgegevens voor PAK

Soort	Expositie	Effect duur	Effect criterium mg/kg	Referentie concentratie
Planten		NOEC ²⁾	600 ²⁾	Slooff, 1989
Evertebraten	chronisch	NOEC	25 ¹⁾	BKH/RIZA, 1991
Muis	"life"	LOEC	0,25 mg/kg 1.g./dag ³⁾	Slooff, 1989
Vogels		LOEC	0,25 mg/kg 1.g./dag ⁴⁾	

- 1) Deze waarde is gebaseerd op de laagste NOEC voor plankton met benzo(a)pyreen en benzo(k)fluorantheen, en is omgerekend naar standaardbodem.
- 2) Blootstelling van planten aan PAK kan zowel resulteren in groeistimulatie (lage concentraties) als in groeiremming. Bij 12 µg/l werd een geringe groeiremming gevonden bij gesuspenseerde cellen van diverse planten (Slooff et al, 1989).
- 3) Deze waarde heeft betrekking op een carcinogeniteitstest met benzo(a)pyreen. Bij deze waarde werden tumoren geconstateerd.
- 4) Waarde voor vogels is overgenomen van zoogdieren.

10. RISICOSCHATTING VOOR HET ECOSYSTEEM

10.1. Inleiding

Voor de risicoschatting voor de soorten in het voedselweb wordt de blootstelling van die soorten vergeleken met de toxiciteit van de betreffende stoffen. Volgens de methode die beschreven is in hoofdstuk 8 en met de daar geselecteerde stofspectifieke parameters is de blootstelling van de representatieve soorten uit het voedselweb van de uiterwaarden geschat. Door gebruik te maken van de bekende spreiding in een aantal parameters, is de blootstelling nu uitgedrukt als een verdeling met een gemiddelde en een spreiding. Hierdoor kan de kans worden berekend dat de toxiciteitsgrenzen die gegeven zijn in hoofdstuk 9, worden overschreden.

In dit hoofdstuk wordt een overzicht gegeven van de risico's per stof en per soort. De details van de berekeningen zijn opgenomen in Annex V.

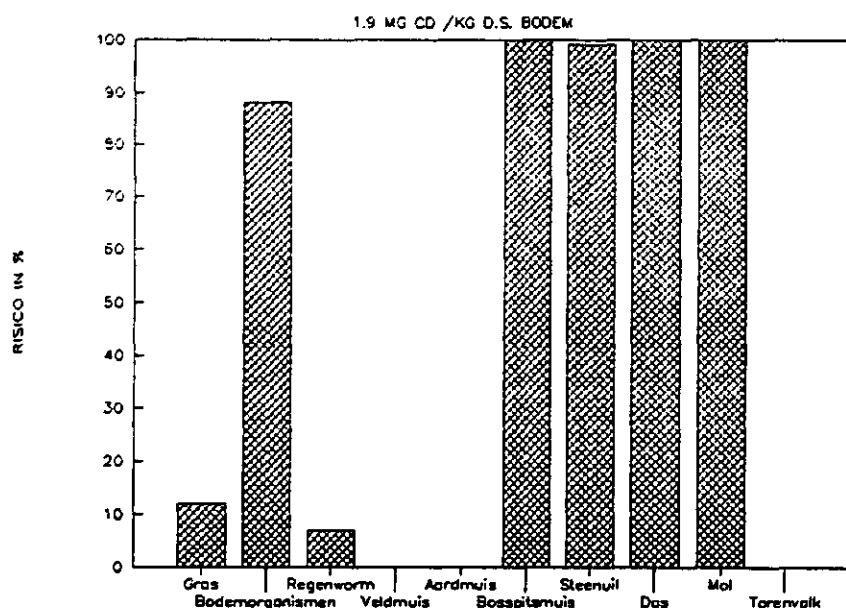
10.2. Risico's per stof en per soort

Als voorbeeld is in tabel 10.1 de risicoschatting voor cadmium weergegeven in tabel 10.1 en in figuur 10.1. Hierin worden de geschatte (mediane) blootstelling en het 90% betrouwbaarheidsinterval weergegeven ($X_5 - X_{95}$). De blootstelling wordt vergeleken met de grens voor chronische effecten (NOEC) door de verhouding Blootstelling/NOEC. Tevens wordt de geschatte kans op overschrijding van de NOEC in procenten gegeven. Deze risicoschatting is uitgevoerd met gegevens voor de Maas (n=443). De tabellen voor de overige stoffen zijn te vinden in Annex V.

Per soort is het risico (0 - 100%) op toxische effecten als gevolg van blootstelling aan cadmium gegeven. Het zijn vooral bodemorganismen en predatoren van de regenworm die een groot risico lopen. Voor de regenworm zelf en voor de vegetatie is het risico verhoogd. Voor de herbivore muizen en de Torenvalk is het risico te verwaarlozen.

Tabel 10.1. Resultaten van de risicoschatting voor cadmium (gegevens voor de Maas, n=443)

Compartiment	Blootstelling		NOEC	Verhouding Blootst/NOEC	Risico %
	med.	$X_5 - X_{95}$			
Gras	1,86	0,36- 9,45	5,88	0,3	12,2
Bodemorga- nismen	1,86	0,36- 9,45	0,59	3,2	87,7
Regenworm	1,86	0,36- 9,45	7,84	0,2	7,2
Veldmuis	0,01	0,00- 0,08	0,30	0,03	0,2
Aardmuis	0,01	0,00- 0,07	0,30	0,03	0,1
Bosspitsmuis	2,58	0,85- 8,30	0,30	8,6	99,9
Mol	3,13	0,86-10,93	0,18	17,4	100,0
Das	0,76	0,21- 2,30	0,09	8,4	99,7
Steenuil	0,64	0,21- 1,93	0,12	5,3	99,2
Torenvalk	0,01	0,00- 0,04	0,16	0,1	0,3



Figuur 10.1. Kwantitatieve risicoschatting voor cadmium

Bij verhoudingen Blootstelling/NOEC ≥ 1 is de gemiddelde blootstelling hoger dan de toxische grenswaarde en zijn toxische effecten te verwachten. Uit Tabel 10.2 blijkt dat het vooral de metalen zijn die tot overschrijdingen van de grenswaarde leiden. De verhouding is het hoogste voor cadmium (5x), gevolgd door zink (3x), koper (2x) en nikkel (1x). Verhoudingen >1 komen vooral voor bij de Mol (Cd, Zn en Ni) en bodemorganismen (Cd, Cu, Zn). Verder komen verhoudingen >1 voor bij de Bosspitsmuis (Cd), de Das (Cd), de Steenuil (Cd), de regenworm (Cu) en bij gras (Zn).

Tabel 10.2. Overzicht van de verhouding Blootstelling / NOEC per stof en per soort.

Verhouding 0,0: werkelijke getal $<0,05$; nb: niet berekend.

Soort	Cd ¹⁾	Cu ¹⁾	Zn ¹⁾	Ni ³⁾	HCB ²⁾	PCB ²⁾	DDT ²⁾	PAK ³⁾
Gras	0,3	0,5	1,7	0,4	0,0	nb	0,0	0,0
Bodemorganismen	3,2	3,2	4,7	0,7	0,0	0,0	0,0	0,2
Regenworm	0,2	1,0	0,1	0,7	0,0	0,0	0,0	nb
Veldmuis	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
Aardmuis	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
Bosspitsmuis	8,5	0,3	0,9	0,7	0,1	0,1	0,0	0,4
Mol	17,0	0,3	1,1	3,2	0,2	0,0	0,0	0,5
Das	8,4	0,1	0,3	0,8	0,0	0,1	0,0	0,1
Steenuil	5,3	0,1	0,2	0,7	0,0	0,0	0,0	0,1
Torenvalk	0,1	nb	nb	nb	0,0	0,0	0,1	0,0

1) gegevens voor de Maas, n=443

2) gegevens voor de Waal tussen Millingen en Geldermalsen, n=71..74

3) gegevens voor de Waal, n=12

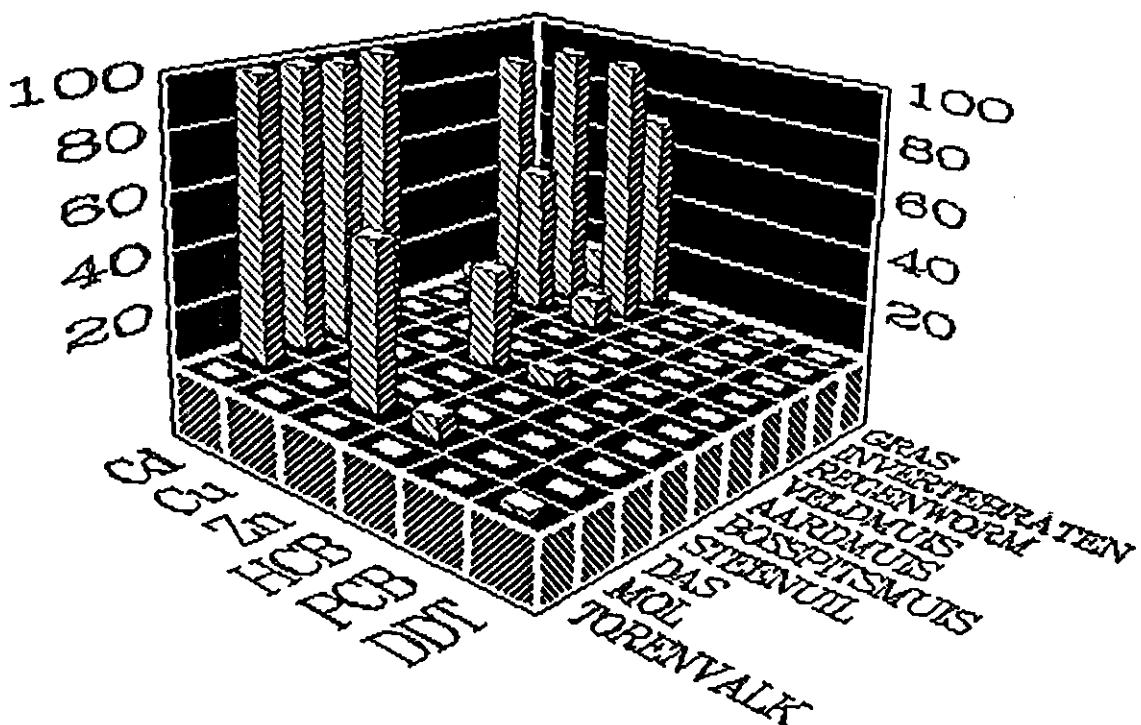
Voor PAK en nikkel waren onvoldoende bodemmetingen beschikbaar om gebruik te maken van de spreiding in de gegevens. Daarom kon voor deze twee stoffen geen kwantitatieve risicoschatting worden uitgevoerd, maar moeten we ons beperken tot de verhouding Blootstelling/NOEC. In tabel 10.3. en figuur 10.2. zijn de overschrijdingsrisico's (%) weergegeven. Niet berekende risico's zijn aangegeven als nb en risico's lager dan 0.5% zijn afgerond naar 0.

Tabel 10.3. Overzicht van de risico's (%) op toxische effecten per stof en per soort

Soort	Cd ¹⁾	Cu ¹⁾	Zn ¹⁾	HCB ²⁾	PCB ²⁾	DDT ²⁾
Gras	12	14	72	0	nb	0
Bodemorganismen	88	96	96	0	0	0
Regenworm	7	51	10	0	0	0
Veldmuis	0	0	0	0	0	0
Aardmuis	0	0	0	0	0	0
Bosspitsmuis	100	0	34	6	0	0
Mol	100	0	57	7	0	0
Das	100	0	0	0	0	0
Steenuil	99	0	0	0	0	0
Torenvalk	0	nb	nb	0	0	2

1) gegevens voor de Maas, n=443

2) gegevens voor de Waal tussen Millingen en Geldermalsen, n=71..74



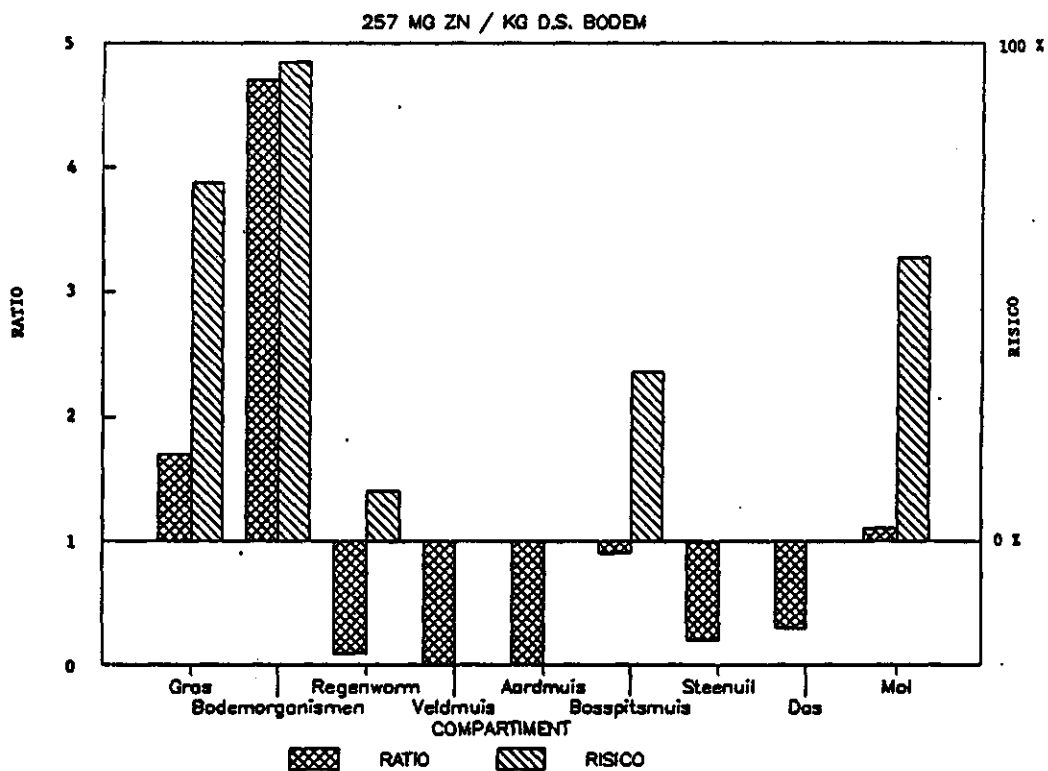
Figuur 10.2. Overzicht van de risico's per stof en per compartiment

De geschatte overschrijdingsrisico's geven ongeveer hetzelfde beeld te zien als de verhouding Blootstelling/NOEC in tabel 10.2. Risico's doen zich voor bij cadmium (7x), zink (5x), koper (3x), HCB (2x) en DDT (1x).

Bij de volgende soorten vormen steeds drie stoffen een risico: de Mol, Bosspitsmuis, regenworm, bodemorganismen en gras. De Steenuil en de Das lopen alleen risico door cadmium. De Torenvalk loopt een gering risico door DDT. Aanzienlijk grote risico's (> 50 %) doen zich voor bij de Mol (Cd, Zn), de Das (Cd), de Steenuil (Cd), de Bosspitsmuis (Cd), de regenworm (Cu), bodemorganismen (Cd, Cu, Zn) en gras (Zn).

Bij verhoudingen kleiner dan 1 kan er evengoed sprake zijn van een behoorlijk risico. Dit is voor zink geïllustreerd in figuur 10.3. Een verhouding van 0,9 voor de Bosspitsmuis komt hier overeen met een risico van 34%. Verhoudingen in opklimmende volgorde (bijvoorbeeld 0.1, 0.2, 0.3 voor respectievelijk de regenworm, de Steenuil en de Das) gaan niet noodzakelijkerwijs gepaard met risico's in opklimmende volgorde (resp. 10, 0, 0%).

De overeenkomst tussen dieren met vergelijkbare voedselpatronen komt duidelijk naar voren. De Bosspitsmuis, Mol, Das en Steenuil eten alle vier voornamelijk regenwormen en bij stoffen die sterk in wormen accumuleren, lopen deze soorten steeds de grootste risico's. De herbivore Veldmuis en Aardmuis lopen - door de hier onderzochte stoffen - geen risico. Het risico op doorvergiftiging van de Torenvalk is afwezig voor alle onderzochte stoffen, alleen voor DDT is een zeer gering risico van 2% berekend.



Figuur 10.3. Vergelijking van verhoudingen Blootstelling/NOEC en risico's bij zink

10.3. Discussie

Bij elk individu waarvan de blootstelling aan een stof de kritische grens (NOEC) overschrijdt, kunnen effecten optreden. Het kwantitatieve risico geeft de kans op overschrijding van de NOEC aan. Een risico van 10% kan voor cadmium en gras worden geïnterpreteerd als: 10% van de bodemonsters komt van plekken waar toxische effecten van cadmium op gras te verwachten zijn. Bij de Torenvalk zou de interpretatie kunnen luiden: bij 10 op de 100 Torenvalken zijn toxische effecten te verwachten.

In Figuur 4.1 staat het hele traject aangegeven dat nodig is om van bodemmetingen tot risicoschattingen te komen. Bij elke stap en door elke informatiebron wordt een onzekerheid toegevoegd. Het uiteindelijk geschatte risico kan daardoor slechts als indicatie worden gezien. Verder geeft het risico niets anders aan dan de kans op een toxisch effect.

Het type effect hangt uiteraard geheel af van de gekozen effectgrens. Voor sommige stoffen en soorten kon deze effectgrens beter worden onderbouwd dan voor andere. Met het merendeel van de geselecteerde soorten in de voedselketen wordt geen toxiciteitsonderzoek uitgevoerd. Bij gebrek aan soortspecifieke gegevens moest worden uitgeweken naar een zo verwant mogelijke testsoort (kip voor de vogels en rat voor de zoogdieren). Om "worst-case" schattingen te vermijden is geen correctiefactor toegepast voor het verschil tussen soorten.

De gebruikte toxiciteitswaarden zijn NOECs, "No Observed Effect Concentrations". De effecten waarop deze waarden betrekking hebben, kunnen zowel per stof als per diersoort verschillen. Voor de ene stof kan de NOEC bijvoorbeeld betrekking hebben op effecten op de nakomelingen (teratogeniteit), voor een andere stof kan het effect nierschade zijn. Het is tot nog toe onmogelijk is voor ieder criterium aan te geven wat de gevolgen zijn voor een populatie als de blootstellingsconcentraties boven een NOEC liggen. Een geringe verhoging van de sterfte in een populatie, of een geringe vermindering van de reproductie in een populatie hoeft niet per definitie grote gevolgen te hebben voor de gehele populatie.

De risicoschatting voor de natuur is gebaseerd op een schatting van de accumulatie van de stoffen in de verschillende soorten. Voor elke soort is getracht de accumulatie te schatten met behulp van:

1. laboratoriumexperimenten met verwante soorten.
2. veldgegevens. Deze gegevens leveren een betere schatting op naarmate de veldsituatie behorende bij deze gegevens beter overeenkomt met de condities in de uiterwaarden.
3. theoretische kennis van de processen. Deze kennis levert een raamwerk om zowel veldgegevens als gegevens van laboratoriumexperimenten te beoordelen.

Afhankelijk van de beschikbaarheid of betrouwbaarheid is voor de risicoschatting voor de verschillende soorten uitgegaan van veldgegevens of laboratoriumgegevens. Indien zowel laboratoriumgegevens als (lokatie-specifieke) veldgegevens voorhanden waren, heeft in feite de validatie van de schatting al plaatsgevonden.

De risicoschatting is per stof uitgevoerd. Er is in deze risico-benadering geen rekening gehouden met combinatie-toxiciteit. Voor sommige soorten, zoals bijvoorbeeld de Mol, wordt de NOEC voor diverse metalen overschreden.

Verwacht mag worden dat effecten van sommige metalen elkaar zullen versterken.

Ook zijn er met de hier toegepaste methoden geen voorspellingen mogelijk over het verloop van concentraties in soorten in de tijd. Veranderingen in de structuur van het voedselnet zijn er niet mee te voorspellen, evenmin als veranderingen in de relaties binnen het voedselnet. Met de hier gevolgde benadering kan wel een indruk worden verkregen van de risico's van afzonderlijke stoffen op een tiental soorten die representatief zijn voor het voedselweb van de uiterwaarden.

11. DISCUSSIE EN CONCLUSIES

11.1. Methode

Kwantitatieve risicoschatting blijkt toepasbaar in elk deelgebied: landbouw, recreatie en natuur. De kwantitatieve risico's kunnen daarna weer worden vergeleken met de verhouding (gemiddelde) Blootstelling/NOEC. Dan blijkt (cf. Hoofdstuk 4) dat deze verhouding vaak een onderschatting van het risico geeft. Dit valt te verwachten omdat bij gebruik van de verhouding Gemiddelde Blootstelling/NOEC geen gebruik wordt gemaakt van de variabiliteit in de bodemmetingen en in andere gegevens. Daarnaast blijkt dat als verhouding A > verhouding B, lang niet altijd geldt risico A > risico B. Verhoudingen vormen daarmee geen goede basis voor het vergelijken van risico's van verschillende stoffen of voor verschillende soorten. Verder is, zoals verwacht, gebleken dat extreem hoge of extreem lage verhoudingsgetallen gepaard gaan met risico's van 100 respectievelijk 0%. Kwantitatieve risico schatting levert in die gevallen weinig voordeel op omdat de invloed van variabiliteit in deze gevallen te verwaarlozen is.

Als was uitgegaan van een "worst case" schatting, dwz. van de hoogste gemeten concentratie in de bodem, waren de risico's uiteraard veel hoger ingeschat. Ter illustratie wordt de risicoschatting uit tabel 10.2. en 10.3. voor vier stoffen vergeleken met een "worst case" benadering in tabel 11.1. Bij alle vier de stoffen komen verhoudingen (Maximale Blootstelling/NOEC) in de buurt van of hoger dan 1 voor, waarbij de overschrijdingskans 0 of hoogstens 7% is. Deze gevallen zijn aangegeven in de tabel. Met de "snelle" inschatting, uitgaande van de hoogste gemeten concentratie, lijkt zich een ernstige situatie voor te doen, maar bij nader inzien is er geen risico.

Tabel 11.1. Vergelijking van risicoschattingmethoden: kans op overschrijding van een NOEC (%), verhouding Gemiddelde Blootstelling/NOEC (GB/N) en verhouding Maximale Blootstelling/NOEC (MB/N)

	Cu %	GB/N	MB/N	Zn %	GB/N	MB/N	HCB %	GB/N	MB/N	PCB %	GB/N	MB/N
Gras	14	0,5	2,4	72	1,7	12	0	0,0	0,0	nb	nb	nb
Bodemorg.	96	3,2	15,1	96	4,7	33	0	0,0	0,0	0	0,0	0,3
Regenworm	51	1,0	4,7	10	0,1	0,4	0	0,0	0,0	0	0,0	0,3
Veldmuis	0	0,1	0,5	0	0,0	0,2	0	0,0	0,0	0	0,0	0,0
Aardmuis	0	0,1	0,4	0	0,0	0,2	0	0,0	0,0	0	0,0	0,0
Bosspits- muis	0	0,3	<u>1,2</u>	34	0,9	6,1	6	0,1	<u>0,8</u>	0	0,1	<u>0,9</u>
Mol	0	0,3	<u>1,4</u>	57	1,1	7,4	7	0,2	<u>1,0</u>	0	0,0	<u>1,0</u>
Das	0	0,1	0,3	0	0,3	<u>1,8</u>	0	0,0	0,3	0	0,1	0,3
Steenuil	0	0,1	0,3	0	0,2	<u>1,5</u>	0	0,0	0,2	0	0,0	0,2
Torenvalk	nb	nb	nb	nb	nb	nb	0	0,0	0,1	0	0,0	0,0

Geconcludeerd kan worden dat kwantitatieve risicoschatting als grootste meerwaarde heeft dat ze een betere schatting geeft, omdat uit dezelfde gegevens (bijv. bodemmetingen) meer informatie wordt benut. Tevens zijn risico's van verschillende stoffen vergelijkbaar geworden. Tenslotte geeft de kwantitatieve risicoschatting de meest directe maat voor wat een risico per definitie is: de kans op schade of verlies.

11.2. Resultaten

De geschatte risico's zijn gebaseerd op een groot aantal bodemmetingen in de uiterwaarden van de Maas (Cd, Zn en Cu), de Waal of de Rijn (HCB, PCB's, DDT; Ni en PAK). De resultaten geven dan ook een indicatie van de risico's van de stoffen in die uiterwaarden. Voor de landbouw, recreatie en natuur blijkt dat - van de onderzochte stoffen - vooral de metalen aanleiding geven tot risico's. Voor de landbouw geldt dit vooral voor cadmium, koper en zink, terwijl voor volkstuinders cadmium een risico vormt. De vier onderzochte organische stoffen leveren geen problemen op voor de landbouw en voor de natuur. PCB's vormen wel een risico voor sportvissers die regelmatig vis uit de uiterwaarden consumeren.

Als vervolg op het vooronderzoek van CSO wordt een gebiedsdekkende bemonstering van het gehele Gelderse uiterwaardengebied voorbereid. Daarbij worden de bodemonsters 'random' genomen en lokaal sterk verontreinigde plaatsen worden vermeden. Daarna kan als vervolg op dit BKH onderzoek een gebiedsdekkende risicoschatting worden uitgevoerd. De resultaten van een dergelijke risicoschatting kunnen dan ook worden gezien als maat voor een "achtergrond risico". De ernst van een lokale verontreiniging kan dan worden afgemeten aan een toename van het risico ten opzichte van deze achtergrond. Dit is alleen mogelijk voor de risicogroepen waarvoor de achtergrondrisico's betrekkelijk laag zijn, dus bijvoorbeeld voor de organische stoffen. Voor een lokale verontreiniging met cadmium kan geen extra bijdrage ten opzichte van het achtergrond risico voor de natuur worden geschat (dat risico is al zeer groot). De toename van het risico kan dan worden bepaald voor een andere risicogroep, in dit geval bijvoorbeeld voor volkstuinders.

De hier ontwikkelde methode van risicoschatting kan vooral gebruikt worden om risico's van verschillende situaties met elkaar te vergelijken. De belangrijkste verontreinigende stoffen en risicogroepen kunnen worden geïdentificeerd. Het beoordelen van de aanvaardbaarheid van de geschatte risico's is echter een politieke zaak.

11.3. Leemtes in de kennis

Toepassing van de techniek van kwantitatieve risicoschatting brengt met zich mee dat een enkel getal per parameter niet meer voldoende is. Per parameter zijn veel meer getallen nodig om een goede schatting te krijgen van de frequentieverdeling van die parameter. In het traject van bodemmeting tot geschat risico zijn vele van die parameters en variabelen nodig. Uiteraard zal de kwaliteit van het geschatte risico vooral afhangen van de zwakste schakel in dit traject. Bij schatting van de blootstelling liggen de beperkingen in de ecologie, de toxicokinetiek en in de bodemmetingen. De ecologische informatie is vaak wel soortspecifiek, maar er zijn vaak weinig meetgetallen beschikbaar. Toxicokinetische parameters zijn vaak wel bekend maar die informatie is meestal niet specifiek voor de gekozen soorten. Investeren in meer en nauwkeuriger chemische metingen heeft voor de kwaliteit van deze risicoschattingen weinig zin als niet wordt geïnvesteerd in het verkrijgen van betere kennis uit de ecologie en toxicokinetiek.

In het hierboven al genoemde gebiedsdekkende onderzoek van het Gelderse uiterwaardengebied zal, in verband met een efficiënte inzet van financiële middelen, het aantal monsters en aantal te analyseren stoffen worden beperkt tot enkele "gidsstoffen". Vanuit het oogpunt van de risicoschatting zijn hierover twee opmerkingen te plaatsen. Voor de keuze van de gidsstoffen voor de zware metalen is cadmium geen slechte keus.

Cadmium geeft zelf de hoogste risico's en heeft daarnaast voldoende variabiliteit voor het schatten van de concentraties van de overige metalen. Voor de organische stoffen ligt dat moeilijker. PCB's leveren weliswaar de hoogste risico's op (sportvisser), maar zijn als gidsstof misschien minder geschikt. PCB's komen voor in mengsels, waardoor het vaststellen van de variabiliteit problemen kan opleveren.

De PCB's die zijn gemeten zijn de standaard PCB congenen, informatie over andere congenen ontbreekt. Aangezien de risico's van PCB's voornamelijk zullen worden veroorzaakt door concentraties in de regenworm, lijkt het verstandig om een (beperkt) aantal monsters van regenwormen te analyseren op diverse PCB's. Voor cadmium (en andere metalen) geldt eveneens dat een directe bepaling in de regenworm de betrouwbaarheid van de schatting ten goede komt.

Een tweede opmerking behelst de ruimtelijke schaal van de bodemmetingen. Als het in de toekomst gewenst is om aan te geven op welke locaties zich risico's voordoen, dan is het beslist noodzakelijk om de variabiliteit van de gemeten stoffen op lokaal niveau te meten.

11.4. Conclusies

De kwantitatieve risico's zoals die in deze studie geschat zijn, zijn uitgedrukt als een kans (in procenten) op het optreden van toxische effecten bij de mens of in de natuur of een kans op het optreden van productieverlies in de landbouw. Voor nikkel en PAK waren onvoldoende bodemmetingen beschikbaar om de kwantitatieve risicoschatting uit te voeren.

Risico's voor de landbouw

- (1) Van de onderzochte stoffen is het risico op overschrijding van de LAC-Signaalwaarde het grootst bij de metalen in de volgorde koper (51%), zink (37%) en cadmium (32%). Voor de organische stoffen is het risico veel kleiner (HCB 7% en PCB's 4%).
- (2) Gezien de verhouding Gemiddelde Bodemconcentratie/LAC waarde zal het risico van nikkel in de orde-grootte van zink liggen.
- (3) Voor PAK is ook geen kwalitatief risico te schatten door het ontbreken van een LAC-Signaalwaarde.

Risico's voor de mens

- (4) Bij regelmatige consumptie van vis uit de uiterwaarden wordt het risico op overschrijding van de Toegestane Dagelijkse Inname van PCB geschat op 43%.
- (5) Volkstuinactiviteiten in de uiterwaarden leveren een risico op door cadmium zowel voor kinderen als voor volwassenen (6% en 12%). Bij extreem hoge ingestie van grond door kinderen is het risico 16%.
- (6) Dagrecreatie levert weinig risico op (<< 1%).

Risico's voor de natuur

- (7) Van de onderzochte stoffen zijn het vooral de metalen die risico's met zich mee brengen.
- (8) Vooral de bodembewonende soorten worden sterk blootgesteld aan de verontreinigingen in de bodem. Soorten die specifiek op bodemevertebraten prederen, zoals de Mol en de Bosspitsmuis lopen de grootste risico's. De Torenvalk loopt, behalve voor DDT (2%) geen risico op doorvergiftiging.
- (9) De blootstelling aan cadmium levert aanzienlijke risico's op voor de Mol (100%), de Das (100%), de Steenuil (99%) en voor bodemevertebraten (88%). Koper en zink geven een groot risico voor bodemevertebraten (beide 96%) en het risico van zink is ook aanzienlijk voor de Mol (57%) en voor de Bosspitsmuis (34%).

LITERATUUR

LITERATUUR

- Anderson, M.E., Clewell H.J., Gargas M.L., Smith F.A. and Reitz R.H., 1987. Physiologically based pharmacokinetics and the risk-assessment process of methylene chloride. Toxicology and Applied pharmacology, 87: 185-205.
- Avrahami, M. and R.T. Steele, 1972. Hexachlorobenzene I. Accumulation and elimination of HCB in sheep after oral dosing. N.Z.J. Agri Res. 15: 476-481.
- Baerselman, F. en F.W.M. Vera, 1989. Natuurontwikkeling, een verlenende studie. Ministerie van Landbouw en Visserij SDU, Den Haag.
- Baerselman, F. en Vera, F.W.M., 1989. Natuurontwikkeling, een verken-
nende studie. Ministerie van Landbouw en Visserij SDU, Den Haag.
- Ballschmiter, K., Rappa C. and H.R. Buser, 1989. In: Halogenated biphenyls, terphenyls, naphthalenes, dibenzodioxins and related products (eds. Kimbrough R.D. and Jensen A.A.), pp. 47-70. Elsevier, Amsterdam.
- Bartosek, I. et al., 1984. Comparative kinetics of oral benz[a]anthracene, chrysene and triphenylene in rats: study with hydrocarbon mixtures. Toxicol. Lett. 23 (3), 333-339.
- Bestrijdingsmiddelenwet, Uitvoeringsvoorschriften CII-4. Residubeschik-
king 1987, Stcrt. 145.
- Beyer, W.N., O.H. Patter, Sileo L., D.J. Hoffman and Mulhern B.M, 1985. Metal contamination in wildlife living near two zine smelter, Env. Poll. Serie A. 38 : 63-86.
- Blayclock and Frank, 1979 uit EG-rapport ENV/859/80.
- Bruggeman, W.A., Matron L.B.J.M., Kooiman D. and Hutzinger O., 1981. Accumulation and elimination kinetics of di-, tri- and tetra-chloro-biphenyls by goldfish after dietary and aqueous exposure. Chemosphere 10: 811-832.
- Bruin, D. de e.a. (1987). Ooievaar, de toekomst van het rivierengebied. Gelderse Milieufederatie, Arnhem.
- Burse, V.W., Kimbrough R.D. et al., 1974. Polychlorinated Biphenyls: Storage, distribution, excretion and recovery. Arch. Environ. Health 29: 301-307.
- Büther, H., 1988. Distribution of chlorinated organic compounds in levers of Limanda limanda of the southern and central North Sea. Mitt. Geol. Paläont. Institut. Univ. Hamburg.
- Chernoff and Kooley, 1979 uit EG-rapport ENV/859/80.
- CSO, 1992. Provincie GLD 1990
- Clausing, P., B. Brunekreef, J. van Wijnen, 1989. Een schatting van de ingestie van bodem- en stofdeeltjes door jonge kinderen, rap. no. 364, Vakgroep Gezondheidsleer LUW, Wageningen.
- CML, 1990. Milieu, open luchtrecreatie en gezondheid, CML-mededelingen no. 66, Centrum voor Milieukunde van de Rijksuniversiteit Leiden.

Connell, D.W. and Markwell, R.D., 1990. Bioaccumulation in the soil to earthworm system. Chemosphere 20; 81-100.

CSO, 1992. Onderzoek waterbodempkwaliteit van het winterbed van de grote rivieren: Bemonsteringsstrategie gebiedsdekkend onderzoek rapport no. 92029.

Onderzoek naar de relatie tussen verontreiniging van de uiterwaardbodem en relatieve terreinhoogten rapport no. 92030.

Denneeman, C.A.J. en C.A.M. van Gestel, 1990. Bodemverontreiniging en bodemecosystemen: voorstel voor C-(toetsings)waarden op basis van ecotoxicologische risico's. RIVM rapport 725201001.

DGA, Directoraat-Generaal van de Arbeid, 1989. Schadelijke effecten van PCBs op voortplanting en nageslacht, anders dan via inwerking op het erfelijk materiaal. ISBN 90 5307 005 2.

Dogger, J.W. en Balk F., 1991. Schatting van effecten van contaminanten in de Rijn op soorten van de rivier-amoebe. BKH rapport.

Duinker, J.C., Hillebrand M.T.J. and Boon J.P., 1983, Organochlorines in benthic invertebrates and sediments from the Dutch Wadden Sea. Netherlands Journal of Sea Research 17:19-38.

Edwards, N.T., 1983. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the terrestrial environment. J. Environ. Qual. 12: 427-441.

Fiore, B.J., H.A. Anderson, L.J. Olson and Sonzogni, W.C., 1989. Sport fish consumption and body burden levels of chlorinated hydrocarbons: a study of Wisconsin anglers. Archives of Environmental Health 44 (2), 82-88.

Foth, H., Kahl R. and Kahl G.F., 1988. Pharmacokinetics of low doses of Benzo(a)pyrene in the rat. Fd. Chem. Toxic. 26: 45-51.

Gestel van, C.A.M. and Ma W.C., 1988. Toxicity and bioaccumulation of chlorophenols in earthworms, in relation in bioavailability in soil. Ecotox. and Environ. Saf. 15: 289-297.

Geyer, H., Kraus A.G. and Klein W., 1980. Relationship between water solubility and bioaccumulation potential of organic chemicals in rats. Chemosphere 9: 277-291.

Gonggrijp, G.P. (1988). GEA-objecten van Gelderland. RIN, Arnhem.

Grant, D.L., Moodie C.A. and Phillips W.E.J., 1974. Toxicodynamics of Arochlor 1254 in rat. Environ. Physiol. Biochem. 4: 214-225.

Hauser, 1990 in: Hand buch der Säugetiere. Europas ISBN - 3-89104-027.

Heinz, G.H., E.F. Hill & J.F. Contrera, 1980. Dopamine and norepinephrine depletion in ring doves fed DDE, dieldrin and Aroclor 1254. Tox. Appl. Pharmacol. 53: 75-82.

Helmer, W., e.a. (1987). Natuur en landschapsontwikkeling in de Gelderse Poort. Ministerie van LNV, Reeks bouwen aan een levend landschap (12), Utrecht.

Hesse, J.M., Speyers G.J.A. and Taalman R.D.F.M., 1991. Integrated criteria document chlorobenzenes effects. National Institute of Public Health and Environmental protection. The Netherlands appendix to report no. 710401005.

Hodson, P.V., Dixon D.G. and Kaiser K.L.E., 1988. Estimating the acute toxicity of waterborne chemicals in trout from measurements of median lethal dose and the octanol-water partition coefficient. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 7: 443-454.

Hooftman, R.N. and Kreuk J.F. de, 1981. Investigation on the environmental load of chlorinated benzenes. Netherlands organization for applied scientific research, Delft, report no. A 81/153a.

Hoogen, G. van and Opperhuizen A., 1988. Toxicokinetics of chlorobenzenes in fish. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 7: 213-219.

Hulshof, P., 1988. De groenconsumptie van volkstuinders, Staatstoezicht op de Volksgezondheid.

Hulshof, P., 1988. De groenconsumptie van volkstuinders, Staatstoezicht op de Volksgezondheid.

Hunter, B.A., Johnson M.S. and Thompson D.J., 1987b. Ecotoxicology of Copper and Cadmium in a contaminated grassland ecosystem III Small mammals. *Journal of Applied Ecology* 24 : 601-614.

Hunter, B.A. and Johnson M.S., 1982. Food chain relationships of copper and cadmium in contaminated grassland ecosystems. *Oikos* 38 : 108-117.

Hunter, B.A., Johnson M.S. and Thompson D.J., 1987a. Ecotoxicology of Copper and Cadmium in a contaminated grassland ecosystem II invertebrates. *Journal of Applied Ecology* 24(2) : 587-600.

Hunter, B.A., Johnson M.S. and Thompson D.J., 1989. Ecotoxicology of copper and cadmium in a contaminated grassland ecosystem. *Journal of Applied Ecology* 26: 89-99.

IARC, 1978. IARC monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans, Vol. 18, Polychlorinated biphenyls and polybrominated biphenyls. International Agency for Research on Cancer, Lyon.

* IB, 1987. Zware metalen in oevergronden en daarop verbouwde gewassen in het stroomgebied van Maas, Geul en Roer in de provincie Limburg. Instituut voor Bodemvruchtbaarheid. Haren.

Ireland, M.P. and Wooten R.J., 1976. Variations in lead, zine and calcium content of *Dendrobaena rubic* (Oligochaeta) in a base metal mining area. *Environ. Pollut.* (10) 201-208.

Jørgensen, S.E., Nielsen S.N. and Jørgensen L.A., 1991. Handbook of ecological parameters and ecotoxicology. Elsevier Amsterdam, ISBN 0-444-88604-4.

Kloke, A., D.R. Sauerbeck and Vetten, H., 1984. The contamination of plants and soils with heavy metals and the transport of metals in terrestrial food chains. In: J.O. Nriagu (ed.). *Changing metal cycles and human health*. Dahlen Konferenzen 1984. Springer Verlag, Berlin, 113-141.

Koss, G. and Koransky, W., 1975. Studies on the toxicology of Hexachlorobenzene: I Pharmacokinetics. Arch. Toxicol. 34: 203-212.

Koss, G., et al. (1976). Residues of hexachlorobenzene in wild mammals of Germany Bull. Environ. Contam. Toxicol. 19: 189-191.

Krajnc, E.I., Gestel C.A.M. van, Mulder H.C.M. et al., 1987. Integrated criteria document cadmium. National Institute of Public Health and Environmental Hygiene, Bilthoven, The Netherlands.

LAC, 1991. LAC-Signaalwaarden. Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, Den Haag.

LAC, 1991. LAC-signaalwaarden. Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, Den Haag.

Laskowski, P., 1991. Are the top carnivores endangered by heavy metal biomagnification Oikos 60(3) : 387-390.

Lord, K.A., Briggs G.G., Neale M.C. and Manlove, R., 1980. Uptake of pesticides from water and soil by earthworms. Pestic. Sci. 11; 401-408.

Ma, W.C., 1987. Heavy metal accumulation in the Mole, *Talpa europea*, and earthworms as an indicator of metal bioavailability in terrestrial environments. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 39 : 933-938.

Ma, W.C., 1983. Regenwormen als bioindicatoren van bodemverontreiniging. Staatsuitgeverij. Den Haag.

Ma, W.C., Denneman W. and Faber J., 1991. Hazardous exposure of ground-living small mammals to cadmium and lead in contaminated terrestrial ecosystems. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 20: 266-270.

Meent van de, D., Aldenberg, T., Canton, J.H., Gestel van, C.A.M. en Slooff, W., 1990. Streven naar waarde. RIVM rapport no. 670101001.

x Mekel, O.C.R. en Van der Naald, W.G.H., 1990. Milieu, openluchtrecreatie en gezondheid.

Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, 1990. Natuurbeleidsplan. SDU, Den Haag.

Ministerie van VROM, 1988. Vierde nota ruimtelijke ordening. SDU, Den Haag.

Modica, R. et al., 1983. Comparative kinetics of benz[a]anthracene, chrysene and triphenylene in rats after oral administration. I. Study with single compounds. Toxicol. Lett. 18(1-2), 103-109.

Moriarty F. 1987. Bioaccumulation in food chains. Ecotox. Saf 13 : 208-215.

Mull R.L. et al., 1978. Hexachlorobenzene I. Uptake, distribution and excretion of hexachlorobenzene (HCB) in growing lambs. J. Environ. Pathol. Toxicol. 1: 865-878.

Nijs, A.C.M. and Vermeire T.G., 1990. Soil-plant and plant-mammal transfer factors. RIVM-rapport no. 670203001.

Nikunen, E., Leinonen R., Kultamaa A., 1990. Environmental properties of chemicals. Ministry of the Environment, report 91, 1990. VAPK-Publishing, Helsinki.

Oppehuizen, A. and Schrap S.M., 1988. Uptake efficiencies of two polychlorobiphenyls in fish after dietary exposure to five different concentrations. Chemosphere 17: 253-262.

PIMM, 1990. Polycyclische aromatische koolwaterstoffen in het milieu van Zuid-Holland. Provincie Zuid-Holland. Dienst Water en Milieu.

PIMM, 1987. Centrale droogmakerij 1985. Provincie Zuid-Holland.

PIMM, 1988. Rapportage de Waarden Dienst Water en Milieu, Provincie Zuid-Holland.

PIMM, 1988. Bollenstreek 1986. Dienst Water en Milieu, provincie Zuid-Holland.

PIMM, 1989. De Eilanden 1987. Provincie Zuid-Holland. Dienst Water en Milieu.

PIMM, 1983. Project Integratie Milieumetingen, Bodegraven-noord, Midden Delfland 1983, Provinciale Waterstaat in Zuid-Holland, maart 1986.

Potting, S.M.C, 1989. De consumptie van vis door sportvisser, Hoofdinsectie van de volksgezondheid voor de levensmiddelen en de keuring van waren, sector Volksgezondheid en Milieu, GGD Amsterdam.

Prins, E., 1982. Bioconcentrering van organochloorverbindingen in een voedselketen op de vuilstortplaats in de Vogelmeerpolder in Amsterdam RIN rapport 8a/8.

✓ Projectgroep, 1987. Zware metalen in oevergronden en daarop verbouwde gewassen in het stroomgebied van Maas, Geul en Roei in de provincie Limburg, Rapport 1, 2 en 3, Instituut voor bodemvruchtbaarheid, Haren.

Provincie Gelderland (1990). Beleidsplan Gelderland uiterwaardenland. Provincie Gelderland, Arnhem.

Rees, E.D. et al., 1971. A study of the mechanism of intestinal absorption of benzo[a]pyrene. Biochim. Biophys. Acta 225, 96-107. v.d. Meent et al.

RIZA/BKH, 1991. Inventarisatie aquatische toxiciteitsgegevens van 16 PAKs.

✓ RIZA 1988. Baggerspecie - en waterbodem- problematiek. Nota 88034.

Romijn, C.A.F.M., R. Luttik, D. v.d. Meent, W. Slooff, and Canton, J.H., 1991. Presentation and analysis of a general algorithm for riskassessment on secondary poisoning, rep. nr. 679102002, RIVM, Bilthoven.

Ros, J.P.M. en Slooff W., 1987. Ontwerp Basisdocument Cadmium RIVM-rapport no. 758476002.

Sax, N.I., 1988. Dangerous properties of industrial materials. Van Nostrand Reinhold, New York, ISBN 0-442-28020-3.

Scheuhammer, A.M., 1988. The dose-dependent deposition of cadmium into organs of Japanese quail following oral administration. Toxicol. Appl. Pharmacol. 95: 153-161.

Scheuhammer, A.M., 1987. The chronic toxicity of aluminium, cadmium, mercury and lead in birds: a review. Environ. Pollut. (series A) 46: 263-295.

Schobben, J.H.M., Denneman C.A.J., Straalen N.M. van en Joosse-Van Damme E.N.G. Een oecotoxicologische risico-evaluatie van referentie, Lac- en EEG-waarden voor de gehalten van zware metalen in de bodem. TCB-rapport TCB A89/04-R, Leidschendam.

Slooff, W., Janus J.A., Matthysen A.J.C.M., Montziaan G.K. en Ros J.P.M., 1989. Basisdocument PAK RIVM-rapport no. 758474007.

Slooff, W., R.F.M.J. Cleven, J.A. Janus en J.P.M. Ros, 1987. Ontwerp basisdocument koper RIVM rapport no. 75847003.

Stoewsand, G.S., Babish J.C., Telford J.N., Bahm C., Bache C.A., Cutenmann W.H. and Lisk D.J. 1986. Response of Japanese quail fed seed meal from sunflowers grown on municipal sludge-amended soil: Elevation of cadmium in tissue and eggs. J. Toxicol. Environ. Health 17 : 91-100.

Stortelder, P.B.M., Gaag M.A. van der en Kooy L.A. van der, 1989. Kansen voor waterorganismen; een ecotoxicologische onderbouwing voor kwaliteitsdoelstellingen voor water en waterbodem. Deel 1: resultaten en berekeningen. Deel 2: gegevens DBW/RIZA nota no. 89.016a en b.

Stuurgroep Rivierengebied (1991). Nadere uitwerking rivierengebied. Stuurgroep rivierengebied, Den Haag/Arnhem.

Task force on metal accumulation (1973). Environ. Physiol. Biochem. 3: 65-107.

Van der Valk, F., 1989. Overview of standards for contaminants in fishery products, RWO.

Vermeire, T.C., M.E. van Apeldoorn, J.C. de Fouw, P.J.C.M. Janssen, 1991. Voorstel voor de humaan-toxicologische onderbouwing van C-(toet-sings)waarden, rap. nr. 725201005, RIVM, Bilthoven.

Verschueren K., 1983. Handbook of environmental data on organic chemicals, 2nd ed. Van Nostrand Reinhold, New York.

Waid, J.S. (ed.), 1986. PCBs in the Environment. CRC Press Vol. I, II and III.

Walker, C.H., 1987. Kinetic models for predicting bioaccumulation of pollutants in ecosystems. Environmental pollution, 44: 227-240.

Ware, G.W. (ed.), 1988. Reviews of Environmental Contamination and Toxicology, Volume 106. Springer Verlag, New York.

Warenwet, Uitvoeringsvoorschriften CIII-91, Regeling normen zware metalen (Warenwet) 1988, Stcrt-121.

Wayland et al, 1975 uit EG-rapport ENV/859/80.

Weigel, H.J., Ilge D., Elmadfa I. and Jager H.J., 1987. Availability and toxicological effects of low levels of biological bound cadmium.

WHO, 1989. DDT and its Derivates. Environmental Health Criteria 83.

WHO, 1989. DDT and its derivatives. Environmental Health Criteria 83.

Annex I

Kwaliteit en overzicht ecologische parameters

ANNEX I. KWALITEIT EN OVERZICHT ECOLOGISCHE PARAMETERS

Gegeven wordt telkens;

type D/S/A = data / schatting / aanname (steekproefgrootte)

(referentie No)

representativiteit: 111 = soort (zelfde), land (NL), habitat (grasland/ui-
terwaarde)

222 = verwante soort etc.

333 = niet verwante soort etc.

Soort	parameter				
	Levens- verwachting j (d)	Gewicht [g] vers X(sd)	Voedsel- behoefte [g] vers X(sd)	Mono- fagie	Vocht- gehalte
gras	-	-	-	-	-
regenworm	S (10) (5,9) 113	D (11) (5) 113	S (2) (9,10) 213	A	A
Veldmuis	S (1) (1) 133	D (20) (1) 122	S (20) (1,2) 122	A	S (1) (1) 133
Aardmuis	S (1) (1) 133	D (20) (1) 133	S (20) (1,2) 133	S (6) (3) 113	S (1) (1) 233
Bosspitsmuis	S (1) (1) 113	D (21) (1) 133	S (21) (1,2) 133	S (6) (3) 113	S (1) (1) 333
Mol	S (426) (1) 123	D (22) (1) 122	S (22) (1,2) 122	D (4) (1) 123	S (1) (1) 333
Das	S (64) (4) 112	S (64) (4) 112	S (1) (4) 112	S (1) (4) 111	n.r.
Steenuil	S (35) (6) 123	D (45) (7) 113	D (1) (7) 133	S (1) (7) 133	n.r.
Torenavalk	S (481) (8) 112	D (43) (7) 113	S (8) (2,7,8) 113	S (5) (8) 112	n.r.

Annex II

Statistische analyse voor ecologische parameters

Statistische analyse t.b.v. Monte Carlo analyse

DATASET

ECOLOGISCHE DATA testen op vorm van de verdelingen.

Soorten:

- 1 LR regenworm *Lumbricus rubellus*
- 2 VM Veldmuis *Microtus arvalis* Pall.
- 3 AM Aardmuis *Microtus agrestis* L.
- 4 BS Bosspitsmuis *Sorex araneus* L.
- 5 MO Mol *Talpa europaea* L.
- 6 DA Das *Meles meles* L.
- 7 SU Steenuil *Athene noctua* Scop.
- 8 TV Torenvalk *Falco tinnunculus* L.

extra soorten

- 9 BM Bosmuis *Apodemus sylvatica*
- 10 LT *Lumbricus terrestris*
- 11 AC *Alobophora caliginosa*

Parameters

- 1 gewicht
- 2 voedselbehoefte
- 3 leeftijd

Voor de parameters monofagie en vochtgehalte zijn te weinig gegevens gevonden om een verdeling op te baseren. Zij zijn constant verondersteld.

GEWICHT

(vers in g, gebruikt 1 tm 6; 7 tm 12 extra data Ma, 13 extra data Cave)
opm. Steenuil en Torenvalk gewichten is combinatie van steekproeven.

1	2	3	4	5	6	7	8
LR	VM	AM	BS	MO	DA	MO2	AM2
0.829	23	23.5	7.5	101	10100	86.7	16.6
0.822	40	23	6.5	95	10700	70.1	16.6
0.929	23	24.5	7	89	13900	84.5	14.5
0.84	29	23.5	6.3	108	10500	89.2	16.6
1.011	25	14	7	37	12000	76.6	15.4
0.865	19	28	7	36	10000	109.2	16.7
1.206	46	25.5	7	105	9400	108.6	16.9
0.944	34	35	6	91	12000	79.6	18.8
0.85	31	28.5	7.5	75	14400	88.8	19.1
0.924	25	38	7.5	95	9400	82.7	17
1.021	43	32	8	96	9700	103.3	14.6
	35	35	7	69	11800	116.7	15.2
	21	44	8	95	11000	80.1	16.4
	29	35	9	45	8300	103.9	18.2
	8	28	9	90	4100	95.4	12.8
	32	19	9	79	10300	76.3	16.1
	33	33	9	54	6200	89.5	17.2
	44	40	11.5	90	7400		
	40	32	7.5	73	14800		
	20	27.5	7.5	80	10500		
			10.5	63			
				62			
9	10	11	12	13			
BM	BS2	LT	AC	TV			
14.6	6.8	3.856	0.752	215			
12.9	7.1	4.119	0.663	226			
14.5	6.8	4.275	0.839	252			
13.5	5.8	3.576	0.65	226			
13.9	6.7	3.971	0.853	265			
10	6.6	4.117	0.813	255			
9.7	6.5	3.882	0.802	265			
12.4	5.8	4.132	0.85	272			
15.1	7.1	4.028	1.089				
21.8	6.6	4.406	0.869				
14.2	6.7	3.208	0.851				
13.1	7.4	3.641	0.977				
19.2	6.7	3.785	0.779				
12	8.5						
15.6	6.7						
15.4	6.6						
18.7	6.5						

VOEDSELBEHOEFTE (g DROOGgewicht /ind /dag)
 opm. schattingen afgeleid van lichaamsgewicht mbv Nagy '83
 directe literatuuropgaven gebruikt voor LR, SU

1	2	3	4	5	6
VM	AM	BS	MO	DA	TV
3.6	3.7	1.2	10.4	460	21.12
5	3.6	1.1	9.9	482	21.18
3.6	3.8	1.2	9.4	598	22.84
4.1	3.7	1.1	11	475	21.18
3.8	2.8	1.2	4.6	530	23.65
3.3	4.1	1.2	4.5	456	23.03
5.4	3.8	1.2	10.8	433	23.65
4.5	4.6	1	9.6	530	24.07
4.3	4.1	1.2	8.2	616	
3.8	4.8	1.2	9.9	433	
5.2	4.4	1.3	10	445	
4.6	4.6	1.2	7.6	523	
3.5	5.2	1.3	9.9	493	
4.1	4.6	1.4	5.4	391	
2	4.1	1.4	9.5	219	
4.4	3.3	1.4	8.5	467	
4.5	4.5	1.4	6.2	308	
5.2	5	1.7	9.5	356	
5	4.4	1.2	8	630	
3.4	4	1.2	8.6	475	
		1.6	7.1		
			7		

LEVENSDUUR (vaak slechts puntschatting, soms verdeling)

t	MO	SU	TV
0	100	100	100
1	60		43.04
2	20	34.29	24.12
3	10	25.71	14.14
4	5	17.14	7.07
5	3.3	8.57	4.37
6	2.1	8.57	3.91
7	0.2		1.87
8			1.04
9			0.83
10			0.42

stap	j	j	j
n -	426	35	480

DESCRIPTIVE STATISTICS

	AC	AM	AM2	BM	BS
CASES	13	20	17	17	21
MEAN	8.298E-01	29.45	16.39	14.51	7.871
S.D.	1.161E-01	7.339	1.583	3.116	1.370
S.E. (MEAN)	3.220E-02	1.641	3.839E-01	7.557E-01	2.990E-01
LOWER 95.0% C.I.	7.596E-01	26.02	15.58	12.90	7.248
UPPER 95.0% C.I.	8.999E-01	32.88	17.21	16.11	8.495
C.V.	13.99	24.92	9.66	21.48	17.41
MEDIAN	8.390E-01	28.25	16.60	14.20	7.500
MINIMUM	6.500E-01	14.00	12.80	9.700	6.000
MAXIMUM	1.089	44.00	19.10	21.80	11.50

	BS2	DA	LR	LT	MO
CASES	17	20	11	13	22
MEAN	6.759	1.033E+04	9.310E-01	3.923	78.55
S.D.	5.990E-01	2.601E+03	1.148E-01	3.197E-01	21.42
S.E. (MEAN)	1.453E-01	581.6	3.462E-02	8.867E-02	4.566
LOWER 95.0% C.I.	6.451	9.108E+03	8.539E-01	3.730	69.05
UPPER 95.0% C.I.	7.067	1.154E+04	1.008	4.116	88.04
C.V.	8.86	25.19	12.33	8.15	27.27
MEDIAN	6.700	1.040E+04	9.240E-01	3.971	84.50
MINIMUM	5.800	4.100E+03	8.220E-01	3.208	36.00
MAXIMUM	8.500	1.480E+04	1.206	4.406	108.0

	MO2	TV	VM
CASES	17	8	20
MEAN	90.66	247.0	30.00
S.D.	13.43	21.61	9.766
S.E. (MEAN)	3.257	7.639	2.184
LOWER 95.0% C.I.	83.75	228.9	25.43
UPPER 95.0% C.I.	97.56	265.1	34.57
C.V.	14.81	8.75	32.55
MEDIAN	88.80	253.5	30.00
MINIMUM	70.10	215.0	8.000
MAXIMUM	116.7	272.0	46.00

MOMENTS

VARIABLE	CASES	MEAN	BIASED VARIANCE	SKEW	KURTOSIS
AC	13	8.298E-01	1.244E-02	5.339E-01	4.057E-01
AM	20	29.45	51.17	-3.356E-02	-3.335E-01
AM2	17	16.39	2.358	-3.436E-01	8.340E-02
BM	17	14.51	9.137	7.066E-01	2.724E-01
BS	21	7.871	1.788	1.098	7.616E-01
BS2	17	6.759	3.377E-01	1.142	2.719
DA	20	1.033E+04	6.427E+06	-4.010E-01	3.212E-01
LR	11	9.310E-01	1.198E-02	1.255	9.279E-01
LT	13	3.923	9.436E-02	-6.645E-01	8.478E-02
MO	22	78.55	437.8	-6.474E-01	-6.503E-01
MO2	17	90.66	169.7	4.386E-01	-8.934E-01
TV	8	247.0	408.5	-3.537E-01	-1.470
VM	20	30.00	90.60	-1.962E-01	-4.112E-01

Kolmogorov-Smirnov test op normaliteit

GEWICHTEN

soort		n	d	dkrit(0.05)	dkrit(0.01)	Conclusie
LR		11	0.162	0.249		ns
VM	20	0.096	0.190		ns	
AM	20	0.078	0.190		ns	
BS	21	0.226	0.187	0.224	p < 0.01	
MO	22	0.118	0.183		ns	
DA	20	0.110	0.190		ns	
MO2	17	0.167	0.206		ns	
AM2	17	0.116	0.206		ns	
BM	17	0.139	0.206		ns	
BS2	17	0.237	0.206	0.245	p < 0.01	
LT	13	0.095	0.234		ns	
AC	13	0.119	0.234		ns	
TV	8	0.180	0.285		ns	

VOEDSEL BEHOEFTE

soort	n	d	dkrit(0.05)	dkrit(0.01)	Conclusie
VM	22	0.079	0.183		ns
AM	21	0.112	0.187		ns
BS	20	0.293	0.190	0.231	p < 0.01
MO	20	0.135	0.190		ns
DA	20	0.086	0.190		ns
TV	8	0.243	0.285		ns

Analyse Bosspitsmuis gewicht na log transformatie

	n	d
log BS	21	0.204 *
log BS2	17	0.220 *

Conclusie beide steekproeven zijn ook niet lognormaal verdeeld. Uit de plaatjes blijkt dat er een haperige frequentie verdeling ontstaat (veel gaten). Daar voedselbehoefte uit de gewichten is geschat, geldt de conclusie ook voor de voedselbehoefte.

Annex III

Toxiciteit van de verschillende stoffen voor bodemorganismen

Basis voor Selectie criterium 2 uit hoofdstuk 3.3.

Laagste NOEC voor bodemorganismen (experimenteel, ref.1 en 3; via QSARS of afgeleid uit aquatische testen via evenwichtspositie, ref. 2)

	mg/kg	bron
Cd	0,75	1
Zn	7,3	1
Ni	26	1
Hg	2	1
Pb	23,4	1
Cr	24	1
Cu	12,5	1
As	71	1
DDT e.a.	36	2
	1 (geschat)	4
	8,8	
HCB	8,0	2
PCB's 28	9,1	2
52	10,1	2
101	11,2	2
118	11,2	2
138	12,3	2
153	0,7	2
180	1,3	2
γ HCH	0,25	2
Endrin	0,5	3
Aldrin		3
Dieldrin	0,5	3

ref. 1: Van de Meent et al., 1991

ref. 2: Stortelder et al., 1989

ref. 3: Traas et al., 1989

ref. 4: DDT criteria document WHO, 1989

Annex IV

Statistische analyse van bodemconcentraties

Statistische analyse t.b.v. Monte Carlo simulatie

DATASETS

0 Voor de analyse zijn 3 datasets gebruikt

	Naam	N	Jaar
-	oude dataset Waal/Rijn	12	1989
-	maas dataset	443	1987 IB
-	waal dataset	74	1991 CSO/Tauw

Tijdens de selectie van stoffen was de Maas dataset nog niet beschikbaar. Voor de analyse van de vorm en parameters van de frequentieverdelingen is wel van alle drie de datasets gebruikgemaakt. Voor wat betreft de metalen is de Maas dataset gebruikt voor het beoordelen van Cu, Zn en Cd, de Oude dataset voor Cr en Ni. De organische stoffen zijn beoordeeld met de Oude dataset voor ΣPAK en de Waal dataset voor HCB, ΣPCB, ΣDDT.

0 Verklaring variabelen

(DS is % totaalgewicht, rest op DS basis)

KGV16 [%] Slib korrelgrootteverdeling; fractie < 16 um

KGV2 [%] Lutum korrelgrootteverdeling; fractie < 2 um

DS [%] fractie droge stof

GLR [%] gloeirest

CaCo3 [%] Calcium carbonaat

OS [%] Organisch stof

PHKCL log[H+] met de KCl methode

As [mg/kg] Arseen

Cd [mg/kg] Cadmium

Cu [mg/kg] Koper

Cr [mg/kg] Chroom

Hg [mg/kg] Kwik

Ni [mg/kg] Nikkel

Pb [mg/kg] Lood

Zn [mg/kg] Zink

PCBxxx	[µg/kg]	Polychloorbiphenyl
SPCB3H	[µg/kg]	3 x de Som over PCB congeneer 138, 153 en 180
DDE	[µg/kg]	
DDD	[µg/kg]	
DDT	[µg/kg]	
STDDT	[µg/kg]	somDDT berekend over alle monsters inclus missing values
HCB	[µg/kg]	
PAKTOT	[mg/kg]	somPAK 6 van Borneff

AENDO
AHCH
BHCH
CHCH
DHCH
EHCH
ALDRIN
DIELDRIN
ENDRIN
HEPO
ISODRIN

Variabelen beginnend met LN zijn de lngetransformeerde vorm van de gelijknamige variabelen.

OUDE DATASET

VARIABLE	CASES	MEAN	S.D.	SE(MEAN)	MINIMUM	MAXIMUM
AS	12	26.25	15.47	4.466	0.000	57.00
CD	9	3.556	2.068	6.894E-01	1.000	7.000
CR	12	104.1	55.12	15.91	27.00	195.0
CU	12	71.75	42.79	12.35	8.000	140.0
HCB	11	120.0	142.2	42.87	0.000	450.0
HG	12	1.417	0.967	2.790E-01	2.000E-01	3.500
KGv2	12	24.20	8.964	2.588	2.900	33.00
NI	12	39.50	13.33	3.848	10.00	56.00
OS	12	7.196	2.192	6.328E-01	2.300	10.50
PAKTOT	12	4.016	2.428	7.009E-01	8.100E-01	7.600
PB	12	141.3	84.64	24.43	30.00	300.0
PCBTOT	6	290.0	136.5	55.72	165.0	540.0
ZN	12	598.8	360.0	103.9	125.0	1.250E+03

MAAS DATASET

VARIABLE	CASES	MEAN	S.D.	SE(MEAN)	MINIMUM	MAXIMUM
AS	443	14.99	7.866	3.737E-01	3.900	96.00
CACO3	443	1.144	2.785	1.323E-01	0.000	21.90
CD	443	3.091	3.580	1.701E-01	1.300E-01	24.90
CU	443	38.07	27.21	1.293	5.000	145.0
HG	443	3.540E-01	4.199E-01	1.995E-02	2.300E-02	2.700
KGv16	443	31.17	14.73	6.997E-01	5.400	78.00
KGv2	443	15.96	7.690	3.654E-01	2.500	41.20
OS	443	4.955	3.189	1.515E-01	8.700E-01	19.54
PB	443	132.1	108.2	5.141	13.00	680.0
PHKCL	443	6.253	8.252E-01	3.920E-02	3.750	7.660
ZN	443	381.5	350.0	16.63	18.00	1.794E+03

WAAL DATASET

VARIABLE	CASES	MEAN	S.D.	SE (MEAN)	MINIMUM	MAXIMUM
AENDO	22	3.273	1.804	3.847E-01	1.000	8.000
AHCH	13	2.846	1.994	5.529E-01	1.000	8.000
ALDRIN	24	3.188	2.047	4.179E-01	1.000	10.00
BHCH	17	63.76	97.42	23.63	1.000	350.0
CACO3	73	5.374	1.790	2.095E-01	5.000E-01	8.200
CD	74	3.347	1.722	2.002E-01	2.000E-01	7.000
CHCH	7	7.143	6.256	2.365	1.000	15.00
DDD24	63	29.40	17.54	2.210	2.000	80.00
DDD44	26	9.038	6.083	1.193	2.000	25.00
DDE44	55	9.255	4.431	5.975E-01	2.000	20.00
DDT24	9	3.111	2.088	6.961E-01	1.000	8.000
DDT44	43	15.05	12.21	1.862	1.000	60.00
DHCH	2	3.500	3.536	2.500	1.000	6.000
DIELDRIN	13	2.654	1.519	4.213E-01	1.000	6.000
DS	74	71.70	3.518	4.090E-01	64.20	80.10
EHCH	1	1.000		0.000	1.000	1.000
ENDRIN	2	2.000	0.000	0.000	2.000	2.000
GLR	74	87.39	2.960	3.441E-01	81.00	96.00
HCB	73	86.63	74.72	8.745	2.000	300.0
HEPO	13	4.231	3.723	1.033	1.000	15.00
ISODRIN	4	9.000	1.414	7.071E-01	7.000	10.00
KGV16	74	47.56	10.40	1.208	21.80	67.40
KGV2	74	26.63	5.723	6.652E-01	11.50	37.30
PCB101	69	27.59	18.53	2.231	1.000	70.00
PCB118	70	32.41	20.20	2.414	2.000	80.00
PCB138	73	39.67	22.75	2.663	3.000	90.00
PCB153	73	33.81	19.22	2.250	3.000	80.00
PCB180	71	22.10	15.28	1.814	1.000	100.0
PCB28	56	18.41	9.910	1.324	2.000	45.00
PCB52	52	40.65	40.29	5.588	2.000	200.0
SOMDDT	7	55.00	27.23	10.29	15.00	82.00
SPCB3H	71	289.6	167.8	19.91	21.00	750.0

KEUZE VAN SOM DDT

data

VARIABLE	CASES	MEAN	S.D.	SE(MEAN)	MINIMUM	MAXIMUM
DDD24	63	29.40	17.54	2.210	2.000	80.00
DDD44	26	9.038	6.083	1.193	2.000	25.00
DDE44	55	9.255	4.431	5.975E-01	2.000	20.00
DDT24	9	3.111	2.088	6.961E-01	1.000	8.000
DDT44	43	15.05	12.21	1.862	1.000	60.00

somparameters

SOMDDT	7	55.00	27.23	10.29	15.00	82.00
S3MDDT	35	54.20	29.61	5.005	8.000	120.0
STDDT	74	45.91	32.24	3.748	4.000	135.5

SOMDDT [$\mu\text{g/kg}$] som over DDT en derivaten. Alleen monsters zijn meegenomen waarvan alle variabelen boven de detectie limiet zaten.

SOM3MDDT [$\mu\text{g/kg}$] idem, maar nu de som over de drie meest voorkomende DDT's en derivaten; DDD24, DDE44 en DDT44.

STDDT [$\mu\text{g/kg}$] somDDT berekend over alle monsters inclusief missing values. Getallen onder de detectielimiet zijn hierbij vervangen door het minimum/2. Deze laatste is uiteindelijk als de beste schatting van de totale hoeveelheid DDT gekozen. Dit geeft naar alle waarschijnlijkheid een zuivere schatting van het gemiddelde gehalte. De geschatte variantie zal echter systematisch lager zijn dan de populatie variantie.

TOETSING VAN DE DATA TEGEN EEN NORMALE EN LOGNORMALE VERDELING
Kolmogorov-Smirnov toets (afwijking van (log)normale verdeling)

Stof	n	NORMAAL	LOGNORMAAL		
		Dmax	significantie	Dmax	significantie
Cr	12	0.086	ns	0.800	ns
Ni	12	0.152	ns	0.170	ns
Cu	443	0.165	p < 0.01	0.062	ns
Zn	443	0.145	p < 0.01	0.042	ns
Cd	443	0.214	p < 0.01	0.048	ns
ΣPAK	12		0.146	ns	0.176ns
HCB	71	0.196	p < 0.01	0.092	ns
ΣPCB	71	0.051	ns	0.096	ns
ΣDDT	74		0.077	ns	0.114ns

BESCHRIJVENDE STATISTIEK NA LN TRANSFORMATIE VAN 9 GESELECTEERDE STOFFEN.

VARIABLE	CASES	MEAN	S.D.	SE(MEAN)	MINIMUM	MAXIMUM
-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----
LNSTDDT	74	3.484	0.956	1.111E-01	1.386	4.909
LNHCB	73	3.969	1.156	1.353E-01	6.931E-01	5.704
LNPCB3H	71	5.431	8.023E-01	9.522E-02	3.045	6.620
LNCR	12	4.482	6.421E-01	1.854E-01	3.296	5.273
LNNI	12	3.598	4.674E-01	1.349E-01	2.303	4.025
LNPAKTOT	12	1.159	7.777E-01	2.245E-01	-2.107E-01	2.028
LNCU	443	3.423	6.482E-01	3.080E-02	1.609	4.977
LNZN	443	5.550	9.111E-01	4.329E-02	2.890	7.492
LNCD	443	6.206E-01	0.988	4.693E-02	-2.040	3.215

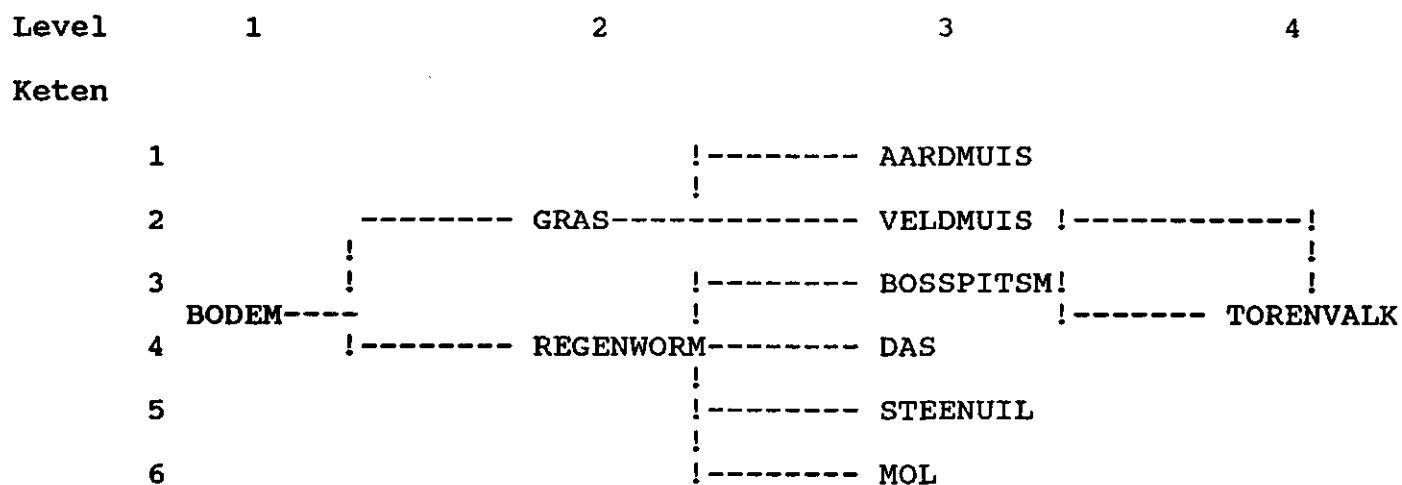
Annex V

Berekeningen voor de risicoschatting Natuur

BEREKENINGEN VOOR DE GEBRUIKSFUNCTIE NATUUR VOOR:
Cd, Cu, Zn, Ni, HCB, PCB, DDT en PAK

- (1) INHOUDSOPGAVE
Algemeen
- (2) VOEDSELNET BESCHRIJVING
- (3) ECOLOGISCHE PARAMETERS
Per Stof
- (4) TOXICOLOGISCHE PARAMETERS
- (5) INPUT (bodem concentraties)
- (6) OUTPUT (resultaten)

(2) VOEDSELNET



(3) ECOLOGISCHE PARAMETERS

	Levens verwach- ting [j]	Massa/ex [Kg]	Monofagie t.o.v. input		Voedselbe- hoefte [kg/ind/ dag]	Droge Stof
			#1	#2		
Bodem	nvt	0.00018	nvt		nvt	
Worm	0.5598	0.0012	1		0.000188	0.16
Bosspits	0.2895	0.0079	0.47		0.0085	
Torenvalk	1.609	0.238	0.01	0.98	0.075	
Gras	nvt	0.014	1		nvt	0.31
Veldmuis	0.163	0.03	1		0.014	
Aardmuis	0.2714	0.03	0.92		0.014	
Steenuil	2.146	0.175	0.34		0.065	
Das	3.01	10.3	0.5		3.107	
Mol	1.4457	0.079	0.84		0.057	

Bij valk; monofagie m.b.t. spitsmuis (#1), rest muizen (#2).

4) TOXICOLOGISCHE PARAMETERS

	Retentie (fractie)	BCF (fractie)	NOEC 1)
odemorganismen	nvt		750
egenworm	0.4		10000
osspsitsmuis	0.007		300
orenvalk	0.007		160
ras		0.05	7500
eldmuis	0.007		300
ardmuis	0.007		300
teenuil	0.007		120
as	0.007		90
ol	0.007		180

) $\mu\text{g/Kg}$ lg ww /dag; No Observable Effect Level
an concentratie in voer

mrekening van standaard NOEC naar NOEC voor actuele bodem
.b.v. bodem organismen (en regenworm en gras)

a =	0.4	corfact =	0.784292
b =	0.007	NOEC st =	750
c =	0.021	NOEC act =	588

5) INPUT Bodemconcentratie				Bodem parameters		
admium	$\mu\text{g/kg}$ ds	mg/kg ds		pH_KCL	OS %	LUTUM %
	1860	1.9	standaard	6.3	5.0	16.0
				7.0	10.0	25.0

6) OUTPUT [$\mu\text{g/kg}$]						
ompar- iment	1 Concen- tratie	2 Bloot- stelling	3 NOEC	4 PEC/NEC	5 BCF	
odem	1860.0	nvt	nvt	nvt	nvt	
ras	28.8	1860.0	5882	0.32	0.02	
odemorganismen	nvt	1860.0	588	3.16	nvt	
egenworm	5037.9	1860.0	7843	0.24	2.71	
eldmuis	5.6	13.5	300	0.04	0.19	
ardmuis	8.6	12.4	300	0.04	0.30	
osspsitsmuis	1884.4	2547.7	300	8.49	0.37	
teenuil	3488.4	636.2	120	5.3	0.69	
as	5843.7	759.8	90	8.44	1.16	
ol	11278.5	3053.4	180	16.96	2.24	
orenvalk	31.5	7.7	160	0.05		Totaal
orenvalk via vm	7.1	1.7			1.27	Herbivoor
orenvalk via bsm	24.4	5.9			0.01	Carnivoor

) $\mu\text{g/kg}$ lg ww; De concentratie in het lichaam op versgewicht basis
) $\mu\text{g/kg}$ lg ww /dag; De concentratie in het dagelijkse voer per
 kg eigen lichaamsgewicht op versgewicht basis
) $\mu\text{g/kg}$ lg ww /dag; No Observable Effect Level
) mate van overschrijding van de NOEC [dim.loos]
) Berekende BCF; (conc per soort)/(conc voedsel)

RESULTATEN KWANTITATIEVE RISICOSCHATTING CADMIUM

Geometrisch gemiddelde Cd = 1.9 mg / kg d.s. bodem (n=443)

Compartiment	Bloot- stelling	$x_5 - x_{95}$	NOEL	Ratio	Risico %
Gras	1.86	0.36 - 9.45	5.88	0.32	12.19
Bodemorganismen	1.86	, ,	0.59	3.15	87.70
Regenworm	1.86	, ,	7.84	0.24	7.23
Veldmuis	0.01	0.00 - 0.077	0.30	0.03	0.2
Aardmuis	0.01	0.00 - 0.072	0.30	0.03	0.1
Bosspitsmuis	2.58	0.85 - 8.30	0.30	8.60	99.9
Steenuil	0.64	0.21 - 1.93	0.12	5.33	99.2
Das	0.76	0.21 - 2.30	0.09	8.44	99.7
Mol	3.13	0.86 - 10.93	0.18	17.39	100.0
Torenvalk	0.01	0.00 - 0.04	0.16	0.06	0.3

(4) TOXICOLOGISCHE PARAMETERS

	Retentie (fractie)	BCF (fractie)	NOEC 1)
Bodemorganismen	nvt		12500
Regenworm	nvt		39600
Wosspitsmuis	nvt		8000
Boorenvalk	nvt		8000
Gras		0.0558	80000
Veldmuis	nvt		8000
Wardmuis	nvt		8000
Steenuil	nvt		8000
Was	nvt		8000
Vol	nvt		8000

) $\mu\text{g/Kg}$ lg ww /dag; No Observable Effect Level
van concentratie in voer

Omrekening van standaard NOEC naar NOEC voor actuele bodem
b.v. bodem organismen (en regenworm en gras)

a =	15	corfact =	0.765166
b =	0.6	NOEC st =	12500
c =	0.6	NOEC act =	9565

				Bodem parameters		
5) INPUT	Bodemconcentratie			pH_KCL	OS %	LUTUM %
	$\mu\text{g/kg ds}$	mg/kg ds		6.3	5.0	16.0
	30700	30.7	standaard	7.0	10.0	25.0

6) OUTPUT [$\mu\text{g/kg}$]	1	2	3	4	5	
Compar- iment	Concen- tratie	Bloot- stelling	NOEC	PEC/NEC	BCF	
Bodem	30700	nvt	nvt	nvt	nvt	
Gras	1713.06	30700	61213	0.5	0.06	
Bodemorganismen	nvt	30700	9565	3.21	nvt	
Regenworm	3878.88	30700	30301	1.01	0.13	
Veldmuis	nvt	799.428	8000	0.1	nvt	
Wardmuis	nvt	735.4737	8000	0.09	nvt	
Wosspitsmuis	nvt	1961.534	8000	0.25	nvt	
Steenuil	nvt	489.8471	8000	0.06	nvt	
Was	nvt	585.0330	8000	0.07	nvt	
Vol	nvt	2350.895	8000	0.29	nvt	
Boorenvalk	nvt	nvt	8000	nvt		Totaal
Boorenvalk via vm	nvt	nvt			nvt	Herbivoor
Boorenvalk via bsm	nvt	nvt			nvt	Carnivoor

-) $\mu\text{g/kg}$ lg ww; De concentratie in het lichaam op versgewicht basis
-) $\mu\text{g/kg}$ lg ww /dag; De concentratie in het dagelijkse voer per
kg eigen lichaamsgewicht op versgewicht basis
-) $\mu\text{g/kg}$ lg ww /dag; No Observable Effect Level
-) mate van overschrijding van de NOEC [dim.loos]
-) Berekende BCF; (conc per soort)/(conc voedsel)

RESULTATEN KWANTITATIEVE RISICOSCHATTING KOPER

Geometrisch gemiddelde Cu = 30.8 mg / kg d.s. bodem (n=443)

Compartment	Bloot- stelling	$x_5 - x_{95}$	NOEC	Ratio	Risico %
Gras	30.6	10.54 - 89.01	61.2	0.50	14.26
Bodemorganismen	30.6	,,	9.6	3.19	96.30
Regenworm	30.6	,,	30.3	1.01	50.67
Veldmuis	0.8	0.27 - 2.32	8	0.10	0.0
Aardmuis	0.7	0.25 - 2.13	8	0.09	0.0
Bosspitsmuis	2.0	1.41 - 3.57	8	0.25	0.0
Steenuil	0.5	0.35 - 0.89	8	0.06	0.0
Das	0.6	0.42 - 1.06	8	0.07	0.0
Mol	2.4	1.69 - 4.27	8	0.29	0.2
Torenvalk	nvt		nvt	nvt	nvt

4) TOXICOLOGISCHE PARAMETERS

	Retentie (fractie)	BCF (fractie)	NOEC 1)
odemorganismen	nvt		72200
egenworm	nvt		1120000
ossplitsmuis	nvt		100000
orenvalk	nvt		100000
ras		0.0279	200000
eldmuis	nvt		100000
ardmuis	nvt		100000
teenuil	nvt		100000
as	nvt		100000
ol	nvt		100000

) $\mu\text{g/Kg}$ lg ww /dag; No Observable Effect Level
an concentratie in voer

rekening van standaard NOEC naar NOEC voor actuele bodem
.b.v. bodem organismen (en regenworm en gras)

a =	50	corfact =	0.752178
b =	3	NOEC st =	72200
c =	1.5	NOEC act =	54307

5) INPUT Bodemconcentratie			Bodem parameters		
n	$\mu\text{g/kg}$ ds	mg/kg ds	pH KCL	OS %	LUTUM %
	257200	257.2	6.3	5.0	16.0
		standaard	7.0	10.0	25.0

6) OUTPUT [$\mu\text{g/kg}$]	1	2	3	4	5	
ompar- iment	Concen- tratie	Bloot- stelling	NOEC	PEC/NEC	BCF	
odem	257200	nvt	nvt	nvt	nvt	
ras	7175.9	257200.0	150436	1.71	0.03	
odemorganismen	nvt	257200.0	54307	4.74	nvt	
egenworm	173620.0	38580.0	842440	0.05	0.68	
eldmuis	nvt	3348.7	100000	0.03	nvt	
ardmuis	nvt	3080.8	100000	0.03	nvt	
ossplitsmuis	nvt	87799.0	100000	0.88	nvt	
teenuil	nvt	21925.7	100000	0.22	nvt	
as	nvt	26186.3	100000	0.26	nvt	
ol	nvt	105226.9	100000	1.05	nvt	
orenvalk	nvt	nvt	100000	nvt		Totaal
orenvalk via vm	nvt	nvt			nvt	Herbivoor
orenvalk via bsm	nvt	nvt			nvt	Carnivoor

) $\mu\text{g/kg}$ lg ww; De concentratie in het lichaam op versgewicht basis
) $\mu\text{g/kg}$ lg ww /dag; De concentratie in het dagelijkse voer per
 kg eigen lichaamsgewicht op versgewicht basis
) $\mu\text{g/kg}$ lg ww /dag; No Observable Effect Level
) mate van overschrijding van de NOEC [dim.loos]
) Berekende BCF; (conc per soort)/(conc voedsel)

RESULTATEN KWANTITATIEVE RISICOSCHATTING

Geometrisch gemiddelde Zn = 257.2 mg / kg d.s. bodem (n=443)

Compartiment	Bloot- stelling	$X_5 - X_{95}$	NOEL	Ratio	Risico %
Gras	256.84	57.45 - 1143.35	150.4	1.71	72.19
Bodemorganismen	256.84	, ,	54.3	4.73	95.57
Regenworm	256.84	, ,	842.4	0.30	9.57
Veldmuis	3.34	0.75 - 14.89	100.00	0.03	0.0
Aardmuis	3.08	0.69 - 13.70	100.00	0.03	0.0
Bosspitsmuis	87.76	52.74 - 145.81	100.00	0.88	33.7
Steenuil	21.92	13.17 - 36.41	100.00	0.22	0.0
Das	26.17	15.73 - 43.49	100.00	0.26	0.0
Mol	105.18	63.21 - 174.75	100.00	1.05	56.5
Torenavalk	nvt		nvt	nvt	nvt

(4) TOXICOLOGISCHE PARAMETERS

	Retentie (fractie)	BCF (fractie)	NOEC 1)
Bodemorganismen	nvt		50000
Regenworm	nvt		50000
Bosspitsmuis	nvt		5000
Porenvalk	nvt		5000
Gras		0.031	100000
Veldmuis	nvt		5000
Aardmuis	nvt		5000
Steenuil	nvt		5000
Das	nvt		5000
Mol	nvt		5000

1) $\mu\text{g/Kg}$ lg ww /dag; No Observable Effect Level
van concentratie in voer

Omrekening van standaard NOEC naar NOEC voor actuele bodem
t.b.v. bodem organismen

a =	10	corfact =	0.977142
b =	1	NOEC st =	50000
c =	0	NOEC act =	48857

(5) INPUT Bodemconcentratie			Bodem parameters		
NI	$\mu\text{g/kg}$ ds	mg/kg ds	pH_KCL	OS %	LUTUM %
	36200	36.2	7.0	7.2	24.2
		standaard	7.0	10.0	25.0

(6) OUTPUT [$\mu\text{g/kg}$]	1	2	3	4	5	
Compar-	Concen-	Bloot-	NOEC	PEC/NEC	BCF	
timent	tratie	stelling				
Bodem	36200.0	nvt	nvt	nvt	nvt	
Gras	1122.2	36200.0	97714	0.37	0.03	
Bodemorganismen	nvt	36200.0	48857	0.74	nvt	
Regenworm	26474.9	36200.0	48857	0.74	0.73	
Veldmuis	nvt	523.7	5000	0.1	nvt	
Aardmuis	nvt	481.8	5000	0.1	nvt	
Bosspitsmuis	nvt	13388.3	5000	2.68	nvt	
Steenuil	nvt	3343.4	5000	0.67	nvt	
Das	nvt	3993.1	5000	0.8	nvt	
Mol	nvt	16045.8	5000	3.21	nvt	
Porenvalk	nvt	nvt	5000	nvt		Totaal
Porenvalk via vm	nvt	nvt			nvt	Herbivoor
Porenvalk via bsm	nvt	nvt			nvt	Carnivoor

- 1) $\mu\text{g/kg}$ lg ww; De concentratie in het lichaam op versgewicht basis
- 2) $\mu\text{g/kg}$ lg ww /dag; De concentratie in het dagelijkse voer per
kg eigen lichaamsgewicht op versgewicht basis
- 3) $\mu\text{g/kg}$ lg ww /dag; No Observable Effect Level
- 4) mate van overschrijding van de NOEC [dim.loos]
- 5) Berekende BCF; (conc per soort)/(conc voedsel)

geen kwantitatieve resultaten (gebrek aan bodemmetingen)

(4) TOXICOLOGISCHE PARAMETERS

	Opn.Eff. (fractie)	Eliminati (fractie)	BCF (fractie)	NOEC 1)
Bodemorganismen	nvt			426000
Regenworm	nvt		0.268	426000
Bosspitsmuis	0.800	0.019		50
Torenvalk	0.800	0.019		50
Gras			0.008	100000
Veldmuis	0.800	0.019		50
Aardmuis	0.800	0.019		50
Steenuil	0.800	0.019		50
Das	0.800	0.019		50
Mol	0.800	0.019		50

1) $\mu\text{g/Kg lg ww /dag}$; No Observable Effect Level
van concentratie in voer

Omrekening van standaard NOEC naar NOEC voor actuele bodem
t.b.v. bodem organismen en regenworm

corfact	=	1.26
NOEC st	=	426000
NOEC act	=	536760

Omrekening Organisch stof naar Org. C

OS %	=	12.6
Factor	=	1.69

Org. C	=	0.074556
standaard		0.05

5) INPUT	Bodemconcentratie			pH_KCL	Bodem parameters		
CB	µg/kg ds	mg/kg ds		6.9	OS %	LUTUM %	DS %
	53	0.053	standaard	7.0	12.6	26.6	71.7
					10.0	25.0	

6) OUTPUT [µg/kg]	1	2	3	4	5	
ompar- iment	Concen- tratie	Bloot- stelling	NOEC	PEC/NEC	BCF	
odem	52.9	nvt	nvt	nvt	nvt	
ras	0.1	52.9	126000	0	0.00	
odemorganismen	nvt	52.9	536760	0	nvt	
egenworm	14.2	52.9	536760	0	0.27	
eldmuis	1.7	0.1	50	0	13.30	
ardmuis	2.0	0.1	50	0	15.32	
ossplitsmuis	261.7	7.2	50	0.14	18.43	
teenuil	75.5	1.8	50	0.04	5.32	
as	90.2	2.1	50	0.04	6.35	
ol	362.3	8.6	50	0.17	25.52	
orenvalk	57.2	1.4	50	0.03		Totaal
orenvalk via vm	22.5	0.5			13.00	Herbivoor
orenvalk via bsm	34.7	0.8			0.13	Carnivoor

-) µg/kg lg ww; De concentratie in het lichaam op versgewicht basis
-) µg/kg lg ww /dag; De concentratie in het dagelijkse voer per kg eigen lichaamsgewicht op versgewicht basis
-) µg/kg lg ww /dag; No Observable Effect Level
-) mate van overschrijding van de NOEC [dim.loos]
-) Berekende BCF; (conc per soort)/(conc voedsel)

	Evenwicht fractie
odem	nvt
ras	1.000
odemorganismen	nvt
egenworm	1.000
eldmuis	0.677
ardmuis	0.848
ossplitsmuis	0.866
teenuil	1.000
as	1.000
ol	1.000
orenvalk	1.000

RESULTATEN KWANTITATIEVE RISICOSCHATTING HCB

Geometrisch gemiddelde HCB = 52.96 µg / kg d.s. bodem (n=71)

Compartiment	Bloot- stelling	$x_5 - x_{95}$	NOEC	Ratio	Risico %
Gras	52.8	7.9 - 351.3	126000	0.00	0.0
Bodemorganismen	52.8	,,	536760	0.00	0.0
Regenworm	52.8	,,	536760	0.00	0.0
Veldmuis	0.1	0.008 - 0.46	50	0.00	0.0
Aardmuis	0.1	0.008 - 0.42	50	0.00	0.0
Bosspitsmuis	7.0	1.1 - 54.3	50	0.14	5.7
Steenuil	1.8	0.3 - 11.9	50	0.04	0.2
Das	2.2	0.3 - 15.3	50	0.04	0.4
Mol	9.2	1.1 - 63.1	50	0.18	7.2
Torenvalk	1.0	0.1 - 8.0	50	0.02	0.0

(4) TOXICOLOGISCHE PARAMETERS

	Opn.Eff. (fractie)	Eliminatie (fractie)	BCF (fractie)	NOEC 1)
Bodemorganismen	nvt	nvt	nvt	8500
Regenworm			0.268	8500
Bosspitsmuis			6.671	500
Forenvalk	0	0.004		500
Gras			0.008	
Veldmuis			2.893	500
Aardmuis			2.893	500
Steenuil	0	0.004		500
Das	0	0.004		500
Mol	0	0.004		500

1) $\mu\text{g/Kg lg ww /dag}$; No Observable Effect Level
van concentratie in voer

Omrekening Organisch stof naar Org. C

OS % = 12.6
Factor = 1.69

Org. C = 0.074556
standaard 0.05

Omrekening van standaard NOEC naar NOEC voor actuele bodem
t.b.v. bodem organismen

corfact = 1.26
NOEC st = 8500
NOEC act = 10710

(5) INPUT		Bodemconcentratie		standaard	Bodem parameters			
		$\mu\text{g/kg ds}$	mg/kg ds		pH_KCL	OS %	LUTUM %	DS %
PCB		228	0.228		6.9 7.0	12.6 10.0	26.6 25.0	71.7

(6) OUTPUT [$\mu\text{g/kg}$]	1	2	3	4	5	
Compar- timent	Concen- tratie	Bloot- stelling	NOEC	PEC/NEC	BCF	
Bodem	228.4	nvt	nvt	nvt	nvt	
Gras	0.6	228.4	nvt	nvt	0.00	
Bodemorganismen	nvt	228.4	10710	0.02	nvt	
Regenworm	61.3	228.4	10710	0.02	0.27	
Veldmuis	1.6	0.3	500	0	2.89	
Aardmuis	1.6	0.2	500	0	2.89	
Bosspitsmuis	192.1	31.0	500	0.06	3.14	
Steenuil	nvt	7.7	500	0.02	nvt	
Das	nvt	9.2	500	0.02	nvt	
Mol	nvt	37.1	500	0.07	nvt	
Torenvalk	nvt	1.1	500	0		Totaal
Torenvalk via vm	nvt	0.5			nvt	Herbivoor
Torenvalk via bsm	nvt	0.6			nvt	Carnivoor

- 1) $\mu\text{g/kg lg ww}$; De concentratie in het lichaam op versgewicht basis
- 2) $\mu\text{g/kg lg ww /dag}$; De concentratie in het dagelijkse voer per kg eigen lichaamsgewicht op versgewicht basis
- 3) $\mu\text{g/kg lg ww /dag}$; No Observable Effect Level
- 4) mate van overschrijding van de NOEC [dim.loos]
- 5) Berekende BCF; (conc per soort)/(conc voedsel)

WANTITATIEF

RESULTATEN KWANTITATIEVE RISICOSCHATTING PCB

gemiddelde PCB = 228.4 μg / kg d.s. bodem (n=71)

compartiment	Bloot- stelling	$x_5 - x_{95}$	NOEL	Ratio	Risico %
ras	228.0	6.7 - 156.9	nvt	nvt	nvt
odemorganismen	228.0	,,	10710	0.02	0.0
egenworm	228.0	,,	10710	0.02	0.0
eldmuis	0.3	0.2 - 4.4	500	0.00	0.0
ardmuis	0.2	0.1 - 3.5	500	0.00	0.0
osspsitsmuis	31.4	0.9 - 21.5	500	0.06	0.0
teenuil	7.7	0.2 - 5.3	500	0.02	0.0
as	9.3	0.3 - 7.3	500	0.02	0.1
ol	35.5	1.0 - 28.1	500	0.07	0.3
orenvalk	1.2	0.7 - 62.5	500	0.00	0.0

(4) TOXICOLOGISCHE PARAMETERS

	Opn.Eff. Eliminatie (fractie)	BCF (fractie)	NOEC 1)
Bodemorganismen	nvt		2000
Regenworm	nvt	0.268	2000000
Bosspitsmuis	0.800	0.004	900
Torenvalk	0.800	0.004	100
Gras		0.158	100000
Veldmuis	0.800	0.004	900
Aardmuis	0.800	0.004	900
Steenuil	0.800	0.004	100
Das	0.800	0.004	900
Mol	0.800	0.004	900

1) $\mu\text{g/Kg lg ww /dag}$; No Observable Effect Level
van concentratie in voer

Omrekening van standaard NOEC naar NOEC voor actuele bodem
t.b.v. bodem organismen

corfact	=	1.26
NOEC st	=	2000
NOEC act	=	2520

Omrekening Organisch stof naar Org. C

OS %	=	12.6
Factor	=	1.69

Org. C	=	0.074556
standaard	=	0.05

(5) INPUT	Bodemconcentratie			Bodem parameters			DS %
				pH_KCL	OS %	LUTUM %	
DDT	μg/kg ds	mg/kg ds		6.9	12.6	26.6	71.7
	33	0.033	standaard	7.0	10.0	25.0	

(6) OUTPUT [μg/kg]	1	2	3	4	5	
Compar-	Concen-	Bloot-	NOEC	PEC/NEC	BCF	
timent	tratie	stelling				
Bodem	32.6	nvt	nvt	nvt	nvt	
Gras	1.6	32.6	126000	0	0.05	
Bodemorganismen	nvt	32.6	2520	0.01	nvt	
Regenworm	8.7	32.6	2520000	0	0.27	
Veldmuis	31.6	0.7	900	0	19.77	
Aardmuis	44.9	0.7	900	0	28.09	
Bosspitsmuis	304.9	4.4	900	0	34.86	
Steenuil	211.2	1.1	100	0.01	24.16	
Das	260.5	1.3	900	0	29.79	
Mol	931.6	5.3	900	0.01	106.53	
Torenvalk	1940.2	10.7	100	0.11		Totaal
Torenvalk via vm	1766.3	9.8			55.87	Herbivoor
Torenvalk via bsm	173.8	1.0			0.57	Carnivoor

- 1) μg/kg lg ww; De concentratie in het lichaam op versgewicht basis
- 2) μg/kg lg ww /dag; De concentratie in het dagelijkse voer per kg eigen lichaamsgewicht op versgewicht basis
- 3) μg/kg lg ww /dag; No Observable Effect Level
- 4) mate van overschrijding van de NOEC [dim.loos]
- 5) Berekende BCF; (conc per soort)/(conc voedsel)

	Evenwicht
	fractie
Bodem	nvt
Gras	1.000
Bodemorganismen	nvt
Regenworm	1.000
Veldmuis	0.212
Aardmuis	0.327
Bosspitsmuis	0.345
Steenuil	0.956
Das	0.988
Mol	0.879
Torenvalk	0.905

RESULTATEN KWANTITATIEVE RISICOSCHATTING DDT

Geometrisch gemiddelde DDT = 32.6 μg / kg d.s. bodem (n=74)

Compartiment	Bloot- stelling	$x_5 - x_{95}$	NOEC	Ratio	Risico %
Gras	32.5	6.7 - 156.9	126000	0.00	0.0
Bodemorganismen	32.5	, ,	2520	0.00	0.0
Regenworm	32.5	, ,	2520000	0.00	0.0
Veldmuis	0.8	0.2 - 4.4	250	0.00	0.0
Aardmuis	0.7	0.1 - 3.5	250	0.00	0.0
Bosspitsmuis	4.4	0.9 - 21.5	250	0.02	0.0
Steenuil	1.1	0.2 - 5.3	250	0.00	0.0
Das	1.4	0.3 - 7.3	250	0.01	0.0
Mol	5.4	1.0 - 28.1	250	0.02	0.0
Torenvalk	7.9	0.7 - 62.5	250	0.03	2.3

4) TOXICOLOGISCHE PARAMETERS [voornamelijk B(a)P]

	Opn.Eff. (fractie)	Eliminatie	BCF (fractie)	NOEC 1)
bodemorganismen	nvt			25000
tegenworm	nvt		0.469	
hospitsmuis	0.800	1.035		250
orenvalk	0.800	1.035		250
gras			0.014	600000
veldmuis	0.800	1.035		250
ardmuis	0.800	1.035		250
teenuil	0.800	1.035		250
as	0.800	1.035		250
ol	0.800	1.035		250

.) $\mu\text{g/Kg lg ww /dag}$; No Observable Effect Level
 van concentratie in voer. Bij bodemorganismen, worm en gras op basis
 van som6paks

omrekening Organisch stof naar Org. C

OS % = 7.2

factor = 1.69

Org. C = 0.042603

standaard 0.05

omrekening van standaard NOEC naar NOEC voor actuele bodem
 .b.v. bodem organismen

corfact	=	0.72
NOEC st	=	25000
NOEC act	=	18000

(5) INPUT	Bodemconcentratie µg/kg ds mg/kg ds			Bodem parameters		
				pH KCL	OS %	LUTUM %
PAK	414*	0.414	standaard	7.0	7.2	24.2
				7.0	10.0	25.0

(6) OUTPUT [µg/kg]	1	2	3	4	5	
Compar- timent	Concen- tratie	Bloot- stelling	NOEC	PEC/NEC	BCF	
Bodem	414.375	nvt	nvt	nvt	nvt	
Gras	1.8	414.4	56160	0.01	0.00	
Bodemorganismen	nvt	414.4	2340	0.18	nvt	
Regenworm	194.5	414.4	0	nvt	0.47	
Veldmuis	0.6	0.8	250	0	0.36	
Aardmuis	0.6	0.8	250	0	0.33	
Bosspitsmuis	76.0	98.4	250	0.39	0.39	
Steenuil	19.0	24.6	250	0.1	0.10	
Das	22.7	29.3	250	0.12	0.12	
Mol	91.1	117.9	250	0.47	0.47	
Torenvalk	0.3	0.4	250	0		Totaal
Torenvalk via vm	0.2	0.2			0.24	Herbivoor
Torenvalk via bsm	0.2	0.2			0.00	Carnivoor

- 1) µg/kg lg ww; De concentratie in het lichaam op versgewicht basis
- 2) µg/kg lg ww /dag; De concentratie in het dagelijkse voer per kg eigen lichaamsgewicht op versgewicht basis
- 3) µg/kg lg ww /dag; No Observable Effect Level
- 4) mate van overschrijding van de NOEC [dim.loos]
- 5) Berekende BCF; (conc per soort)/(conc voedsel)

	Evenwicht fractie
Bodem	nvt
Gras	1.000
Bodemorganismen	nvt
Regenworm	1.000
Veldmuis	1.000
Aardmuis	1.000
Bosspitsmuis	1.000
Steenuil	1.000
Das	1.000
Mol	1.000
Torenvalk	1.000

Geen kwantitatieve risico schatting bij gebrek aan voldoende bodemgegevens

* Benzo(a)pyreen 0.13 x Σ 6 PAK

PUBLICATIES EN RAPPORTEN VAN HET PROJECT "ECOLOGISCH HERSTEL RIJN"

- 1 - 1988 Ecological rehabilitation of the river Rhine: a proposal for a Netherlands research programme. (RIZA, RIVM, RIVO-DLO)
- 2 - 1988 Fish and their environment in large European river ecosystems; the Dutch part of the river Rhine. W.G. Cazemier, Science de l'Eau 7, 95-114 (1988). (RIVO-DLO)
- 3 - 1988 High rates of denitrification in a storage reservoir fed with water of the river Rhine. W. Admiraal and J.C. van der Vlugt, Arch. Hydrobiol. 113, 593-605 (1988). (RIVM)
- 4 - 1988 Impact of biological activity on detritus transported in the lower river Rhine: an exercise in ecosystem analysis. W. Admiraal en B. van Zanten, Freshwater Biology 20, 215-225 (1988). (RIVM)
- 5 - 1988 Continue signalering van toxische stoffen in het aquatische milieu met behulp van biologische bewakingssystemen - literatuurstudie. J. Botterweg, 31 pp., Den Haag (1988). (RIZA)
- 6 - 1988 Environmental stress in five aquatic ecosystems in the floodplain of the river Rhine. W. Admiraal, E.D. de Ruyter van Steveninck en H.A.M. de Kruif. The Science of the Total Environment 78, 59-75 (1988). (RIVM)
- 7 - 1989 Bioaccumulation in yellow eel (*Anguilla anguilla*) and perch (*Perca fluviatilis*) from the Dutch branches of the Rhine- mercury, organochlorine compounds and polycyclic aromatic hydrocarbons. F. van der Valk, H. Pieters en R.C.C. Wegman. (RIVO-DLO)
- 8 - 1989 Beoordeling en evaluatie van biologische alarmeringssystemen op het meetstation Lobith. Bio-alarm project fase I. J. Botterweg. (RIZA)
- 9 - 1989 Ecologisch herstel Rijn - beleid en onderzoek. Symposium - verslag 26 mei. E.C.L. Mantelijn (red.). (RIZA)
- 10 - 1989 Summary of results and conclusions from the first phase (1988-1989) of the Netherlands research programme "Ecological Rehabilitation Rhine". J.A.W. de Wit, W. Admiraal, C. van der Guchte and W.G. Cazemier. (RIZA)
- 11 - 1989 Literature survey into the possibility of restocking the River Rhine and its tributaries with Atlantic salmon (*Salmo salar*). S.J. de Groot. (RIVO-DLO)
- 12 - 1989 Literature survey into the possibility of restocking the River Rhine and its tributaries with sea trout (*Salmo trutta trutta*). S.J. de Groot. (RIVO-DLO)
- 13 - 1989 Water- en oeverplanten in het zornetbed van de Nederlandse grote rivieren in 1988. Hun voorkomen en relatie met algemene fysische en chemische parameters. M.M.J. Maenen. (RIZA)
- 14 - 1989 Ecologisch herstel van de Rijnmakrofauna. B. van Dessel. (RIZA)
- 15 - 1989 Comparison of nitrification rates in three branches of the lower river Rhine. Biogeochemistry 8, 135-151. W. Admiraal and Y.J.H. Botermans. (RIVM)
- 16 - 1990 Vegetatie in de uiterwaarden: de invloed van hydrologie, beheer en substraat. M.C.C. de Graaf, H.M. van de Steeg, L.A.C.J. Voetsenak en C.W.P.M. Blom. (RIZA)
- 17 - 1990 Chemicals affecting the spawning migration of anadromous fish by causing avoidance responses or orientational disability, with special reference to concentrations in the River Rhine. T.C. van Brummelen. (RIZA)
- 18 - 1990 Biomonitoring met de larven van Chironomiden en kokerjuffers. F. Heinis en T. Krommentuijn. (RIZA)
- 19 - 1990 Changes in plankton communities in regulated reaches of the lower River Rhine. E.D. de Ruyter van Steveninck, W. Admiraal and B. van Zanten. (RIVM)
- 20 - 1990 Fixation of dissolved silicate and sedimentation of biogenic silicate in the lower River Rhine during diatom blooms. W. Admiraal, P. Breugem, D.M.L.H.A. Jacobs and E.D. de Ruyter van Steveninck. (RIVM)
- 21 - 1990 On the potential of basing an ecological typology of aquatic sediments on the nematode fauna: an example from the River Rhine. T. Bongers and J. van de Haar. (RIVM)
- 22 - 1990 Monitoring the toxicity of organic compounds dissolved in Rhine water. D. de Zwart and A.J. Folkerts. (RIVM)
- 23 - 1990 The kinetics of the degradation of chloroform and benzene in anaerobic sediment from the River Rhine. P. van Beelen and F. van Keulen. (RIVM)
- 24 - 1990 Phases in the development of riverine plankton: examples from the rivers Rhine and Meuse. E.D. de Ruyter van Steveninck, B. van Zanten and W. Admiraal. (RIVM)
- 25 - 1990 Typologie en waardering van stagnerende wateren langs de grote rivieren in Nederland, op grond van waterplanten, plankton en macrofauna, in relatie tot fysisch-chemische parameters. F.W.B. van den Brink. (RIZA)
- 26 - 1990 Ecologische ontwikkelingsrichting grote rivieren. Aanzet tot kwantitatieve uitwerking van ecologische doelstellingen voor de grote rivieren in Nederland. J.A.M. Vanhemelrijk en A.L.M. van Broekhoven. (RIZA)
- 27 - 1991 Monitoring macroinvertebrates in the River Rhine. Results of a study made in 1988 in the Dutch part. A. bij de Vaate and M. Greijdanus-Klaas. (RIZA)
- 28 - 1991 Voedsel生态学 van vissen in de Nederlandse Rijnakken. P.J.M. Bergers. (RIZA)
- 29 - 1991 Natuurontwikkeling in uiterwaarden. Perspectieven voor het vergroten van rivierdynamiek en het ontwikkelen van oobossen in de uiterwaarden van de Rijn. H. Ducl. (RIZA)
- 30 - 1991 Phytoplankton in the river Rhine, 1989. Comparison between Lobith and Maassluis. R. Bijkerk. (RIVM)
- 31 - 1991 Inventarisatie van en verbeteringsplanning voor de fysieke belemmeringen voor de migratie van vis op de grote Nederlandse rivieren. A.W. de Haas (RIZA)
- 32 - 1991 Visintrekbaarheden in de Rijn in Nederland. J.A.M. Vanhemelrijk (RIZA)
- 33 - 1991 Nevengeulen - onderzoek naar de mogelijkheden, de consequenties en de te stellen eisen bij de aanleg van nevengeulen in de uiterwaarden. A.W. de Haas (RIZA)
- 34 - 1991 The Asiatic clam, *Corbicula fluminea* (Müller, 1774), a new immigrant in the River Rhine. A. bij de Vaate (ed.) (RIZA)
- 35 - 1991 The effects of micropollutants on components of the Rhine ecosystem. Ed. J.A.W. de Wit et al. (RIZA)
- 36 - 1991 Aquatische makro-evertetraten in de Duursche Waarden 1989- 1991. A. Klink, E. Mantelijn, J. Mulder en B. bij de Vaate (RIZA)
- 37 - 1991 Sensitivity of bacterioplankton in the Rhine river to various toxicants measured by thymidine incorporation and activity of exoenzymes. D.M.J. Tubbing and W. Admiraal (RIVM)

- 38 - 1992 Schatting van risico's van microverontreinigingen in de Rijn voor groepen organismen van de rivier-AMOEBA. J.W. Dogger, F. Balk, L.L. Bijlmakers en A.J. Hendriks (RIZA)
- 39 - 1992 Macrofauna in de diepe waterbodem van het noordelijk Deltabekken. H.C. Dudok van Heel, H. Smit en S.M. Wiersma. (RIZA)
- 40 - 1992 Ecological rehabilitation of the Rivers Rhine and Meuse: Netherlands research programme(1992-1995). Anonymous. (RIZA, RIVM, IBN-DLO, RIVO-DLO, SC-DLO).
- 41 - 1992 Projekt Ecologisch Herstel Maas. J. Boterweg en W. Silva (RIZA).
- 42 - 1992 Groei en overleving van Vlootende wateranankel (Ranunculus Fluitans Lam.) in de Maas: transplantatie en semi-veldexperimenten. M. de la Haye (RIZA).
- 43 - 1992 Microverontreiniging in Blankvoorns en schelpdieren uit de Maas en Maasplassen, 1991. B. van Hattem en S. Dirksen (RIZA).
- 44 - 1992 Vegetaties en het oevermilieu van de Grensmaas: I Veldopname en verwerking van gegevens. D. de Boer (RIZA).
- 45 - 1992 Waterplanten en de Maasplassen: inventarisatie 1990 - 1991 B. Paffen, P. van Avesaath en W. Overmars (RIZA).
- 46 - 1992 De visstand in de Grensmaas. T. Vriese (RIZA).
- 47 - 1992 Methode voor de schatting van milieu risico's in de Gelderse uiterwaarden (RIZA).

Aanvragen/requests:

- (RIZA): Institute for Inland Water Management and Waste Water Treatment, P.O. Box 17, 8200 AA Lelystad, The Netherlands.
- (RIVM): National Institute for Public Health and Environmental Protection, P.O. Box 1, 3720 BA Bilthoven, The Netherlands.
- (RIVO-DLO): Netherlands Institute for Fishery Investigations, P.O. Box 68, 1970 AB IJmuiden, The Netherlands.
- (IBN-DLO): Institute for Forestry and Nature Research, P.O. Box 9201, 6800 HB Arnhem, The Netherlands.
- (SC-DLO): The Winand Staring Centre for Integrated Land, Soil and Water Research, P.O. Box 125, 6700 AC Wageningen, The Netherlands.