



**Universiteit
Leiden**
The Netherlands

BIOMAG : risicoanalyse van bodemverontreiniging van terrestrische vertebraten

Elbers, M.A.; Traas, T.P.

Citation

Elbers, M. A., & Traas, T. P. (1993). BIOMAG : risicoanalyse van bodemverontreiniging van terrestrische vertebraten.

Retrieved from <https://hdl.handle.net/1887/8044>

Version: Not Applicable (or Unknown)

License: [Leiden University Non-exclusive license](#)

Downloaded from: <https://hdl.handle.net/1887/8044>

Note: To cite this publication please use the final published version (if applicable).

**BIOMAG: RISICO-ANALYSE
VAN BODEMVERONTREINIGING
VOOR TERRESTRISCHE VERTEBRATEN**

**Ontwikkeling van een analysemethode voor bepaling van de risico's voor
terrestrische vertebraten van bodemverontreiniging door persistente stoffen**

**Mark A. Elbers
Theo P. Traas**

**Centrum voor Milieukunde
Rijksuniversiteit Leiden
Postbus 9518
NL-2300 RA Leiden**

CML report 93 - Section Ecosystems and Environmental Quality

PCBB-project 89-75, onderzoekslijn A1-1b

Dit rapport kan op de volgende wijze worden besteld:

- telefonisch: 071-277486

- schriftelijk: Bibliotheek CML, Postbus 9518, 2300 RA Leiden, hierbij graag duidelijk naam besteller en verzendadres aangeven.

De nota wordt per aparte post toegezonden.

CIP-GEGEVENS KONINKLIJKE BIBLIOTHEEK, DEN HAAG

Elbers, Mark A.

Risico-analyse van bodemverontreiniging voor terrestrische vertebraten : ontwikkeling van een analysemethode voor bepaling van de risico's voor terrestrische vertebraten van bodemverontreiniging door persistente stoffen / Mark A. Elbers, Theo P. Traas. - Leiden : Centrum voor Milieukunde, Rijksuniversiteit Leiden. - (CML report ; 93)

PCBB-project 89-75, onderzoekslijn A1-1b. - Met lit. opg. - Met samenvatting in het Engels.

ISBN 90-5191-065-7

Trefw.: bodemverontreiniging / ecosystemen.

Druk: Biologie, Leiden

© Centrum voor Milieukunde, Leiden 1993

Het rapport dat nu voor u ligt is de neerslag van een onderzoek in het kader van het Speerpuntprogramma Bodem, en is uitgevoerd door Theo Traas en Mark Elbers. Ruud Cuperus (CML) leverde een bijdrage in de begeleiding. Tussentijdse resultaten van dit onderzoek zijn gepresenteerd op het PCBB symposium in 1989, 1990 en 1991 en op het SECOTOX congres in Sheffield, Engeland in 1991. Het project is voorbereid door Magdalena van den Berg (nu Gezondheidsraad) en Geert de Snoo (CML; zie: De Snoo, 1989), en uitgevoerd in de periode januari 1990 - april 1992. Wij willen graag de heer Ma (IBN-DLO) dankzeggen voor de bereidheid toen nog ongepubliceerde data ter beschikking te stellen. Wat de mathematische aspecten van de ontwikkelde methodiek betreft, is het onderzoek begeleid door het Instituut voor Theoretische Biologie, Rijksuniversiteit Leiden. Hierbij bedanken we drs. E. Meelis en Prof. Dr. J. Metz voor de geboden hulp. Drs. J.H. Blankespoor (HTS Rijswijk), dr. W. Slob (RIVM) en drs. T. Aldenberg (RIVM) willen wij bedanken voor hun hulp bij het totstandkomen van de methode.

INHOUDSOPGAVE

Samenvatting/Summary	vii
1. Inleiding	1
1.1 Risico-analyse	1
1.2 Leeswijzer	2
2. Principes van de procedure	3
2.1 Methodiek van BIOMAG	3
2.2 Beschermingsprincipe	6
2.3 Keuze van voedselketens	6
3. Materiaal en methoden	9
3.1 Bronnen en beschikbare gegevens	9
3.2 Soft- en hardware	10
3.3 Methoden	10
3.3.1 Algemeen	10
3.3.2 Eéncompartiment-accumulatiemodel	11
3.3.3 Tweecompartiment-accumulatiemodel	13
3.4 Monte Carlo simulaties	14
3.4.1 Trekkingen	14
3.4.2 Loglogistisch verdeelde BCF's	16
3.4.3 Afleiding van 95% beschermingsniveau	16
3.5 Voedselpakketvariatie	17
4. Resultaten met BIOMAG	19
4.1 Cadmium	19
4.2 Lood	23
4.3 Lindaan	25
5. Discussie en conclusies	29
5.1 Algemeen	29
5.2 Beschermingsprincipe en normstelling	30
5.3 Resultaten	31
5.4 Andere risico-analysemethoden	31
5.5 Aanbevelingen	32

Literatuur	35
Bijlage I: Fact Sheets	41
I.1 Bioconcentratiefactoren, gebruikt in de berekeningen	41
I.2 Informatie over de organismen, gebruikt in de berekeningen	47
I.3 Stoffeigenschaften	57
Bijlage II: Analytische methode	59
II.1 Inleiding	59
II.2 De analytische methode	60
II.3 Bepaling overschrijdingskansen	63
II.4 Resultaten voor de cadmium case	64
Bijlage III: Uitwerking tweecompartiment-accumulatiemodel	67
III.1 Waarom een tweecompartiment-accumulatiemodel?	67
III.2 Oplossing voor de differentiaalvergelijkingen	68
III.3 Enige aanpassingen van de vergelijkingen t.b.v. gebruik voor γ -HCH	70

SAMENVATTING/SUMMARY

De belangstelling voor het modelleren van risico's voor organismen als gevolg van langdurige blootstelling aan persistente stoffen is groot. De aandacht bij het ontwikkelen van risico-analysemethoden is voornamelijk gericht op bodemvertebraten en aquatische organismen. Aan terrestrische vertebraten wordt wel veel fundamenteel onderzoek verricht, maar deze gegevens worden nauwelijks gebruikt in risico-analysemethoden.

In het kader van het Speerpuntprogramma Bodemonderzoek is een onderzoek uitgevoerd waarbij de ontwikkeling van een analysemethode voor bepaling van de risico's voor terrestrische vertebraten van bodemverontreiniging door persistente stoffen vooropstond. Dit onderzoek sluit aan op onderzoek dat wordt uitgevoerd door MT-TNO en dat is gericht op de ontwikkeling van een risico-model voor emissie, verspreiding en beschikbaarheid van stoffen.

Centraal in de methode staan een aantal gekozen voedselketens met aan het eind een doelsoort, waarvoor het risico wordt bepaald. De methode bestaat uit twee delen.

In het eerste deel wordt het gehalte aan verontreinigende stof in het voedsel van de doelsoort berekend met behulp van bioconcentratiefactoren (BCF's), die inzicht geven in de verhouding van de gehalten tussen trofische niveaus en tussen organismen en bodem. De BCF's zijn per definitie niet constant. Dit ligt aan leeftijdsvariatie van de gemonsterde organismen, discontinuïteit van de accumulatie of de verontreiniging waardoor verschillende accumulatie-niveaus optreden, en verschillen in biologische beschikbaarheid. BCF's worden daarom als stochasten beschouwd; ze nemen met een zekere kans een bepaalde waarde aan. Uitgangspunt van de methode is dat de BCF's een aselechte trekking vormen uit alle mogelijke BCF's.

In het tweede deel wordt het gehalte van de verontreinigende stof in de doelsoort of organen daarvan bepaald. Hierbij wordt gebruik gemaakt van accumulatiemodellen waarmee de concentratie in (organen van) de doelsoort kan worden berekend.

De methode is toegepast voor berekeningen aan de metalen cadmium en lood en het bestrijdingsmiddel lindaan. De risico's zijn berekend voor een viertal doelorganismen: ree, torenvalk, wezel en kerkuil. Voor deze doelsoorten zijn bijbehorende voedselketens opgesteld.

Voor het uitvoeren van de methode zijn gegevens nodig over:

- het dieet van de doelsoort;
- de dagelijkse inname van de stof via het voedsel, en
- de dosis-effect relatie bij langdurige blootstelling.

Dieetgegevens en dagelijkse inname zijn op basis van literatuuronderzoek bepaald of geschat. Gegevens over chronische dosis-effectrelaties ontbreken echter veelal.

Het resultaat van de methode bestaat uit gegevens over het gehalte in (organen) van de doelsoort, gegeven de bodemconcentratie van de stof. Aan de hand daarvan kan de mate van overschrijding van de No Observed Effect Concentration (NOEC) worden bepaald. De aanname die ten grondslag ligt aan het beschermingsprincipe bij deze methode is dat de populatie van de doelsoort geen effecten ondervindt, zelfs als bij 5% van de individuen de NOEC-waarde wordt overschreden. Op basis van de methode is het mogelijk het bodemgehalte vast te stellen waarbij de kans op overschrijding van de NOEC maximaal 5% bedraagt.

De berekeningen zijn in eerste instantie uitgevoerd volgens een analytische en een numerieke methode; later is uitsluitend gerekend volgens de numerieke methode. De analytische methode is omslachtig, onder meer vanwege de ingewikkelde formules die worden gebruikt, waardoor fouten in de berekeningen kunnen sluipen. In de numerieke methode wordt de waarde van de BCF getrokken uit een verdeling. De techniek voor het verrichten van trekkingen is ontleend aan Monte-Carlo simulaties.

De ontwikkelde methode is bruikbaar voor het inzichtelijk berekenen van de risico's voor terrestrische vertebraten. De resultaten laten zien dat de risico's het grootst zijn voor de kerkuil.

In het vervolg van het project wordt aandacht besteed aan een uitgebreide gevoeligheidsanalyse van het model. Tevens zullen eventueel aanpassingen en uitbreidingen van het model plaatsvinden, bijvoorbeeld met betrekking tot de voor opname beschikbare fractie van de verontreiniging in de bodem en variabelen als leeftijd, voedselpakket en stress (winterperiode). Een belangrijke doelstelling voor de toekomst vormt de integratie van beschikbare normen ten aanzien van bodemverontreiniging. Daarvoor zal een voorstel voor een methode worden ontwikkeld.

SUMMARY

BIOMAG: risk assessment of soil pollution for terrestrial vertebrates.

Development of a method for the assessment of risks of soil pollution by persistent substances for terrestrial vertebrates

A large interest exists in modeling the risks for organisms, caused by prolonged exposure to persistent substances. Research for the development of risk assessment methods has been primarily focused on soil vertebrates and aquatic organisms. Although much fundamental research has been done on terrestrial vertebrates, the results of this research are rarely used in risk assessment methods.

The present research was part of the Netherlands Integrated Soil Research Programme (NISRP), and was directed at the development of a method for the assessment of risks of persistent soil polluting substances for terrestrial vertebrates. The research

was connected to the research of the Netherlands Organization for Applied Scientific Research, dept. Environmental Technology (MT-TNO) aimed at the development of a risk model for the emission, dispersal and biological availability of substances.

As a central part of the method, a number of food chains was chosen which end up in a target species: the species for which the risks should be assessed. The method consists of two parts.

In the *first* part the concentration of the polluting substance in the food of the target species is calculated by means of bioconcentration factors (BCF's), which give the ratio between the concentration in one trophic level and the next lower level, and the ratio between the concentration in organisms and the soil. De BCF's are no constants. The variability of a BCF is caused by age variations of the sampled organisms, discontinuity of the accumulation of the toxicant leading to varying accumulation levels, and differences in biological availability. Hence, BCF's are considered as stochastic variables: with a certain probability they have certain values. In this method the BCF's are assumed to be an aselect sample drawn from all possible BCF's.

In the *second* part of the method, the concentration of the toxicant in the (organs of the) target species is calculated, by means of accumulation models.

The method has been applied to the metals cadmium and lead, and the pesticide lindane. The risks for four target organisms have been calculated: roe, kestrel, weasel and barn owl. The respective food chains of these organisms have been described.

The application of the method requires data on:

- the diet of the target species;
- the daily intake of the toxicant via its food;
- the dose-effect relation of long term exposure.

Data on diet and daily intake were estimated on the basis of literature. Data on chronic dose-effect relations are usually lacking, however.

The method results in data on the concentration of the toxicant in (organs of) the target species, in relation to the soil concentration. With these data one can estimate to what extent the No Observed Effect Concentration (NOEC) is exceeded. This method is based on the assumption or protection principle, that the population of the target species is not affected if the NOEC of not more than 5% of the individuals has been exceeded. This method enables the calculation of the soil concentration that leads to a 5% probability of exceeding the NOEC. This soil concentration can be considered as a maximum allowable concentration.

In the first instance, the calculations are carried out by both an analytical and a numerical method; later on only the numerical method was used. The analytical method is more laborious, a.o. because of the intricate formulas used, which easily leads to errors in the calculations. In the numerical method, the value of the BCF is drawn from a distribution function. The sampling method was adopted from Monte-Carlo simulations.

The method thus developed is an understandable method for the assessment of the risks for terrestrial vertebrates. The model predicts that the risks for the barn owl are highest.

In the follow-up of the project attention will be paid to an elaborate sensitivity analysis of the model. The model will possibly be adjusted and extended, a.o. with data on the fraction of the toxicant concentration in the soil which is available for organisms, and data on diet and stress (winter period). An important aim for the future is the integration of existing norms for soil pollution. A proposal for an integration method will be developed.

HOOFDSTUK 1:

INLEIDING

1.1 Risico-analyse

Bepaalde microverontreinigingen als gechlloreerde koolwaterstoffen en zware metalen zijn niet gevoelig voor fotolyse, bacteriële afbraak of afbraak door andere abiotische of biotische processen, en worden om deze reden persistent genoemd. Inmiddels is gebleken dat deze categorie stoffen via voedselketen-doorgifte aangetroffen wordt in vertebraten, en dat deze dieren daarvan nadelige effecten kunnen ondervinden (Brouwer, 1991; Opdam *et al.*, 1987). Sinds eind jaren '60 leeft de gedachte dat topcarnivoren een hoog risico lopen voor deze stoffen, omdat de concentratie van deze stoffen toeneemt met elke stap in de voedselketen. Deze theorie is inmiddels onhoudbaar gebleken (Moriarty, 1983), maar in bepaalde gevallen is aangetoond dat voedselketen-doorgifte van zware metalen daadwerkelijk leidt tot nadelige effecten op vertebraten (Ma *et al.*, 1991). Nagegaan dient te worden welke stoffen tot nadelige effecten kunnen leiden, en welke factoren de totstandkoming van effecten beïnvloeden.

Interesse vanuit het milieubeleid in deze stoffen heeft geleid tot de ontwikkeling van methoden om de risico's van deze groep stoffen in te kunnen schatten. Risico-analysmethoden zijn ontwikkeld voor met name bodemvertebraten en aquatische organismen (van Straalen en Denneman, 1989; Stortelder *et al.*, 1989). In deze methoden wordt geen aandacht besteed aan doorgifte van toxische stoffen via de voedselketen. Het doel van onderhavige studie is het ontwikkelen van een risico-

analyse methodiek voor terrestrische vertebraten, en richt zich speciaal op de risico's voor terrestrische vertebraten van voedselketen-doorgifte van persistente toxische stoffen. Deze methode is BIOMAG genoemd. De methode kan worden gebruikt om vast te stellen bij welke bodemconcentratie er nog net geen nadelige effecten op geselecteerde vertebraten optreden. Omgekeerd is het ook mogelijk om vast te stellen of een no-observed effect concentratie (NOEC) overschreden wordt bij een bestaande graad van verontreiniging. De methode is ontwikkeld aan de hand van case studies over cadmium, lood en lindaan.

Het voorliggende onderzoek vindt plaats in de A1-lijn van het Speerpuntprogramma Bodemonderzoek (project 8975) en sluit aan op onderzoek dat wordt uitgevoerd door MT-TNO, gericht op de ontwikkeling van een risico-model voor emissie, verspreiding en beschikbaarheid van stoffen.

1.2 Leeswijzer

In hoofdstuk 2 worden de algemene uitgangspunten van de methoden besproken. Dit betreft de keuze van de voedselketens, het stochastische karakter van de methode en enige bronnen van informatie die in de methode zijn gebruikt. Hoofdstuk 3 gaat nader in op de wiskundige achtergrond van de methode. In hoofdstuk 4 wordt ingegaan op de resultaten die zijn verkregen met de ontwikkelde methoden. In hoofdstuk 5 worden conclusies getrokken over het gebruik van de methode, de verkregen resultaten en het gekozen beschermingsprincipe. Vervolgens wordt een aantal aanbevelingen gedaan voor verder onderzoek.

HOOFDSTUK 2: PRINCIPES VAN DE PROCEDURE

2.1 Methodiek van BIOMAG

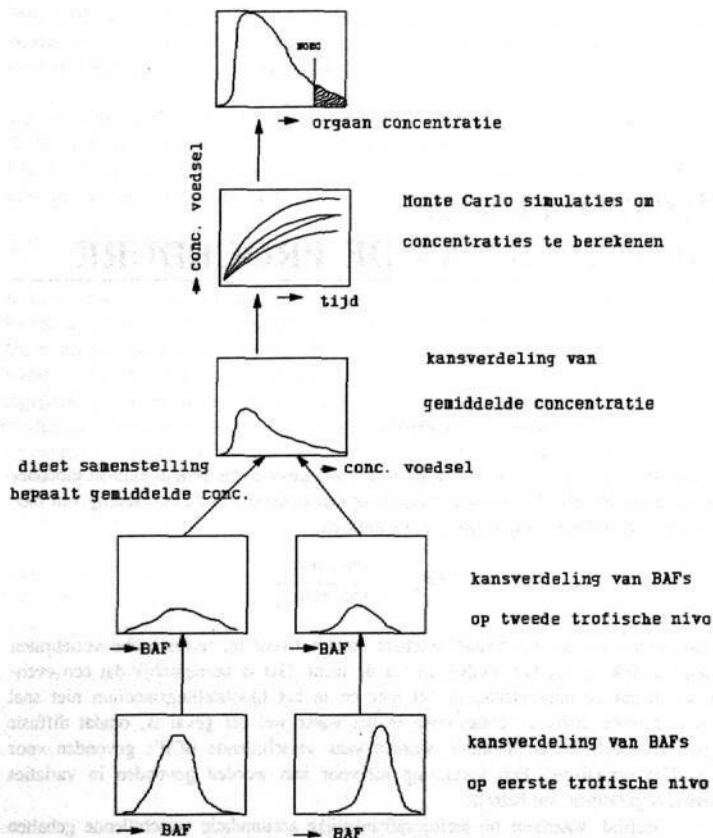
Tussen trofische niveaus onderling en tussen organismen en bodem kunnen bioconcentratiefactoren (BCF's) worden bepaald, geheel analoog aan de berekening van bioconcentratiefactoren voor aquatische organismen:

$$BCF_n = \frac{\text{conc. nivo}_n}{\text{conc. nivo}_{n-1}}$$

Blootstelling aan slecht metaboliseerbare stoffen treedt bij terrestrische vertebraten hoofdzakelijk op via het voedsel en via de lucht. Het is aannemelijk dat een evenwicht tussen de concentratie in het dier en in het blootstellingsmedium niet snel wordt bereikt, zoals bij organismen in het water wel het geval is, omdat diffusie geen rol speelt. In de literatuur worden vaak verschillende BCF's gevonden voor hetzelfde organisme. Een verklaring hiervoor kan worden gevonden in variaties tussen organismen wat betreft:

- leeftijd, waardoor bij leeftijdsafhankelijke accumulatie verschillende gehalten worden gemeten;
- discontinuë accumulatie of discontinuë verontreiniging waardoor verschillende accumulativeniveaus kunnen ontstaan;
- intraspecifieke variatie in opname- en eliminatiekarakteristieken.

Het gearceerde gebied is onbeschermd,
d.v.z. overschrijdt de WOEC



Figuur 2.1: Schematische weergave van de BIOMAG-methode. De bioconcentratiefactor BCF wordt in dit schema BAF genoemd

Daarnaast wordt de variatie in BCF's bepaald door verschillen in biologische beschikbaarheid van de stof. *Gesteld wordt dat in terrestrische voedselketens BCF's per definitie niet constant zijn.* De BCF's worden om bovenstaande redenen als *stochasten* beschouwd, dat wil zeggen dat de BCF een waarde aanneemt uit een bepaalde kansverdeling. De belangrijkste aanname is, dat verschillende BCF's gevonden in de literatuur voor dezelfde soort een aselechte trekking zijn uit alle mogelijke BCF's. In het geval dat er binnen een onderzoek de spreiding van de BCF bepaald is of berekend kan worden, voldoen deze resultaten uiteraard ook.

De risico-analyse methode, BIOMAG, is voor een belangrijk deel gebaseerd op het gebruik van stochastische BCF's, en is schematisch weergegeven in figuur 2.1. Aan de basis van de methode staan vooraf gedefinieerde voedselketens (zie par. 2.3). In figuur 2.1 geven de verdelingen het stochastische karakter aan van de BCF's, het gehalte van de toxicant in het voedsel van de doelsoort en het gehalte in de topcarnivoor of grote herbivoor. Het laagste niveau heeft betrekking op de BCF tussen bodem en vegetatie of tussen bodem en bodemfauna. Op het tweede niveau gaat het om BCF's tussen vegetatie en herbivoren, of bodemfauna en carnivore muizen. De volgende stap is van kleine zoogdieren naar topcarnivoren. Met behulp van de verdeling van de BCF's wordt het gehalte in het voedsel van de herbivoor of carnivoor berekend, waarbij de carnivoor een langere voedselketen heeft en er dus meer BCF's nodig zijn voor de berekening. Hiervoor zijn gegevens nodig over de bodemconcentratie, verdeling van de BCF's en de voedselsamenstelling van de doelsoort. Op het vierde niveau wordt de concentratie in de top-predator of in organen daarvan berekend. Vervolgens kan beoordeeld worden of, gegeven de bodemconcentratie, de doelsoort nadelige effecten ondervindt. Een nadelig effect is gedefinieerd als overschrijding van een passende No Observed Effect Concentratie (NOEC).

Het BIOMAG-model gaat uit van de volgende veronderstellingen:

- de doelsoort wordt chronisch blootgesteld aan verontreiniging via het voedsel
- de voedselbehoefte van de top-predator is constant
- de voedselpakketsamenstelling blijft gedurende blootstelling hetzelfde.

Omdat in de meeste gevallen onvoldoende bekend is over de relatie tussen gehalten in grote vertebraten en hun voedsel, wordt de belasting van grote herbivoren of top-predatoren berekend via een één- of tweecompartimenten model. De keuze voor een dergelijk model wordt bepaald door het (toxico-) kinetische gedrag van de stof in het organisme. Zo wordt voor cadmium het organisme beschouwd als één compartiment; in het geval van lood en lindaan is gerekend met een tweecompartiment-accumulatie-model. Een ééncompartiment model heeft drie parameters: voedselopname, assimilatie-efficiëntie en excretiesnelheid. Een tweecompartiment model vereist twee extra parameters, namelijk de snelheidsconstanten voor het tweede compartiment.

De doorwerking van de variatie in BCF's in de variatie in de gehalten in (organen van) grotere vertebraten is berekend met behulp van Monte Carlo simulaties. In een eerder stadium is een wiskundige benadering gekozen uit de foutentheorie (Johnson & Kotz, 1969), waarbij geconstateerd werd dat deze techniek vergelijkbare resultaten opleverde, maar minder praktisch was. Deze techniek wordt weergegeven in Bijlage II.

2.2 Beschermingsprincipe

Het eindresultaat van de berekening is een kansverdeling van gehalten in de vertebraat, of organen daarvan. Uit deze verdeling kan berekend worden hoe groot de kans is dat gehalten boven een bepaalde NOEC liggen, of omgekeerd hoe laag het bodemgehalte moet zijn bij een toegestane kans op overschrijding. Voorgesteld wordt dat de kans niet groter dan 5% mag zijn dat gehalten in (organen van) de vertebraat optreden die boven een geaccepteerd No Observed Effect Concentration (NOEC) liggen. Het moge duidelijk zijn dat deze grens niet objectief tot stand komt. Het gekozen beschermingsprincipe sluit goed aan bij de risicobenadering die gekozen is door het Ministerie van VROM om normen voor bodemverontreiniging vast te stellen (VROM, 1989). Benadrukt dient te worden dat in de voorliggende methode *niet* de bescherming van soorten in een ecosysteem vooropstaat, maar dat bij het gekozen beschermingsniveau voldoende (gemiddelde) individuen van een populatie beschermd moeten zijn tegen nadelige effecten. Op deze wijze wordt verondersteld dat de populatie als geheel geen nadelige effecten ondervindt.

In de case study cadmium is gekozen voor een NOEC in de nier, waarbij nog geen negatieve effecten optreden: 150 $\mu\text{g Cd/gDW}$ (Nicholson *et al.*, 1983). Volgens het beschreven principe wordt voldoende bescherming geboden wanneer de kans dat de nierconcentratie hoger is dan 150 $\mu\text{g/gDW}$, 5% of kleiner is.

Het wordt nu mogelijk om te beoordelen of de gehalten in een vertebraat leiden tot een overschrijdingskans die groter of kleiner is dan 5%. Indien deze kans kleiner is, kan worden berekend op welk tijdstip de 5% overschrijding wordt bereikt. Hiervoor is een voorspelling nodig van de stijging van het bodemcadmiumgehalte in de tijd. Tevens biedt de methode de mogelijkheid om het bodemgehalte te bepalen waarbij precies 95% van de individuen van een populatie wordt beschermd. Dit berekende bodemgehalte kan dan worden beschouwd als de maximum aanvaardbare bodemconcentratie met betrekking tot doorgifte via de voedselketen naar de doelsoort.

2.3 Keuze van voedselketens

In de methode wordt aangesloten bij modellen voor berekening van doorgifte zoals die zijn toegepast door Ma (1989b) en De Vries (1990). Dat betekent dat in de

methode voedselketens worden geselecteerd. Deze voedselketens zijn selecties uit complexere voedselwebben, afhankelijk van het gebied en het type ecosysteem. Getracht is voor onderstaande voedselketens (zie figuur 2.2) de belasting van de vertebraten met drie persistente stoffen te berekenen. Voldoende gegevens waren beschikbaar voor de ketens naar het ree, de torenvalk, de wezel en de kerkuil. Voor sperwer en havik konden vanwege onvoldoende beschikbaarheid van gegevens geen berekeningen worden uitgevoerd. Bij de keuze van de voedselketens is rekening gehouden met drie verschillende vormen van bodemgebruik, zodat de geselecteerde voedselketens een zekere representativiteit hebben voor in Nederland veel voorkomende vormen van landgebruik.

bos (grootschalig):

bodem --> kruiden --> ree

grasland (grootschalig):

bodem --> vegetatie --> woelmuis --> torenvalk

gemengd (kleinschalig):

bodem --> kruiden/gras --> ware muis
 --> gras --> woelmuis --> wezel
 --> bodemevert. --> spitsmuis

bodem --> kruiden/gras --> ware muis
 --> gras --> woelmuis --> kerkuil
 --> bodemevert. --> spitsmuis

Figuur 2.2: Overzicht voedselketens

HOOFDSTUK 3: MATERIAAL EN METHODEN

3.1 Bronnen en beschikbare gegevens

Literatuur over gehalten van verontreinigingen in vertebraten handelt voor het overgrote deel over DDT, drins, en gehalogeneerde alifaten of aromaten. Metaalgehalten in vertebraten worden vooral bepaald aan organen of veren. Deze gehalten hoeven geen betrouwbare afspiegeling te vormen van de gehalten in het hele dier (Goede & de Bruin, 1984). In veel gevallen worden metaalgehalten in dieren bepaald zonder deze te relateren aan gehalten in voedsel en/of bodem (Froslie *et al.*, 1986; Frank, 1986; Heliövaara & Väisänen, 1989). Dat betekent dat biomonitor onderzoek voornamelijk bruikbaar is voor het vaststellen van ranges van mogelijke concentraties, maar niet voor het opstellen van BCF's. Onderstaande bronnen vermelden soms BCF's, maar in enkele gevallen is de BCF door ons berekend uit de gepresenteerde gegevens. Algemene informatie omtrent cadmium, lood en lindaan is ontleend aan de diverse basisdocumenten (RIVM, 1987a, 1987b) en CCRX-rapportages (Krasowski & Doelman, 1990). Gehalten in bodem, vegetatie en muizen voor die voedselketens waarin muizen belangrijk zijn, werden ontleend aan Andrews *et al.* (1984), Hunter & Johnson (1982), Hunter *et al.* (1987a, 1987b, 1987c en 1989), Ma (1989a, 1989b), Ma *et al.* (1991) en Roberts & Johnson (1978).

Gehalten in kruiden als voedsel voor reeën werden ontleend aan Müller (1985a, 1985b).

Gegevens over de voedselvoorkeur van de torenvalk werden ontleend aan Masman (1986), voor de wezel aan Brugge (1977), Delattre (1987) en King (1980). De Bruijn (1979) heeft uitgebreid gerapporteerd over voedselvoorkeur van de kerkuil. Uit Nederlands onderzoek (Poutsma, *mond. med.*) blijkt dat de voedselsamenstelling van reeën gevarieerder is dan in het Duitse onderzoek van Müller wordt aangenomen. In deze berekeningen is echter nog uitgegaan van een menusamenstelling van 100% kruiden (Müller, 1985a, 1985b). Gegevens over de voedselbehoefte van de doelsoorten zijn berekend op basis van allometrische vergelijkingen (Nagy, 1987). Alle informatie over BCF's, dieetsamenstelling, voedselinname en gebruikte toxicokinetische parameters is opgenomen in bijlage I.

3.2 Soft- and hardware

De berekeningen zijn uitgevoerd met het rekenprogramma MathCad (versie 2.5, Mathsoft Inc., 1987). Een array (of de som van meerdere array's) in MathCad kan maximaal 8000 getallen bevatten. Bij het verrichten van Monte-Carlo simulaties dient hiermee rekening gehouden te worden. De rekentijd van een Monte-Carlo simulatie bedraagt enkele minuten op een 286 PC met coprocessor.

3.3 Methoden.

3.3.1 Algemeen

Vertebraten kunnen door consumptie van natuurlijke vegetatie, ongewervelde en gewervelde dieren verontreinigende stoffen binnenkrijgen. Daarnaast kunnen deze stoffen uit de lucht en uit drinkwater worden opgenomen. In deze studie wordt alleen aandacht besteedt aan de blootstellingsroute via het voedsel.

De bioaccumulatie in het organisme wordt in dit rapport beschreven met een één- of tweecompartiment-accumulatiemodel. Het is gebleken dat cadmium in nieren en lever in aanzienlijk hogere concentraties wordt aangetroffen dan in de rest van het lichaam, bij zowel kleine (Hunter *et al.*, 1987c) als grote zoogdieren (Müller, 1985a). Dit zijn argumenten om gebruik te maken van een multicompartment-accumulatiemodel. Uit literatuurgegevens blijkt echter dat de verhouding tussen de concentratie in de nier en in de rest van het lichaam bij muizen vrij constant is (Andrews *et al.* 1984). Door gebruik te maken van een concentratie factor Nier/Lichaam kan met een ééncompartiment-model toch een niergehalte worden berekend.

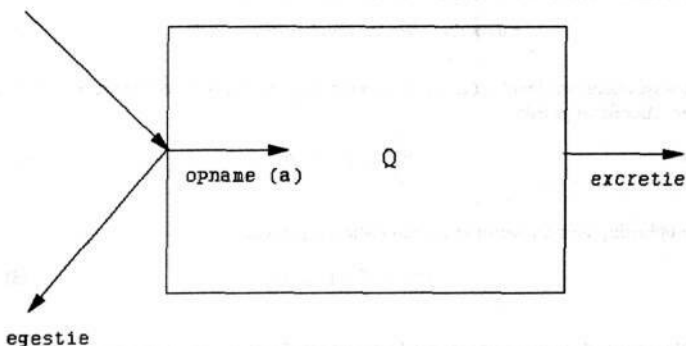
Om de mogelijkheden voor het rekenen met ingewikkelder accumulatie modellen te verkennen, is voor lood en lindaan gerekend met een tweecompartimenten-accumulatiemodel. Lood wordt aangetroffen in zeer hoge gehalten in het beendergestel, zodat

dit als een 'sink' beschouwd kan worden. Lipofiele stoffen als linaan worden vooral aangetroffen in vetreserves. Men veronderstelt dat lipofiele stoffen onder bepaalde extreme omstandigheden opnieuw beschikbaar komen. Vetreserves die worden aangesproken tijdens hongering of koudeperiodes bevatten de lipofiele stof die vervolgens in de bloedbaan terechtkomt (Koeman *et al.*, 1968, 1972).

3.3.2 *Eéncompartiment-accumulatiemodel*

In het gebruikte ééncompartiment-accumulatiemodel (fig. 3.1) gaat men ervan uit dat de instantane assimilatie snelheid van de stof uit het voedsel in de darm proportioneel is met de instantane snelheid van voedselinname door het dier.

inname toxicant



Figuur 3.1: Schematische weergave van ééncompartiment-accumulatiemodel, zoals gebruikt voor cadmiumaccumulatie in de doelsoort.

Varianten van dit model zijn ontwikkeld (Goldstein & Elwood, 1971), maar deze bevatten meer parameters dan het eenvoudige model dat hier wordt gebruikt. De vooronderstelling bij dit model is dat de voedselopname a constant is (eenheid: $\mu\text{g}/(\text{dag} \cdot \text{gDW})$). a is de hoeveelheid toxische stof die het dier binnenkrijgt per eenheid lichaamsgewicht, per dag. Om deze te kunnen berekenen moet bekend zijn wat het dier bij benadering eet, hoeveel het eet, wat de concentratie toxicant in de prooi is en met welke efficiëntie de toxicant wordt opgenomen uit het voedsel. De concentraties worden in dezelfde eenheid uitgedrukt. Hier is gekozen voor micro-

gram per gram drooggewicht ($\mu\text{g/gDW}$). De modelformulering voor het eencompartiment model wordt hieronder weergegeven, voor de case study cadmium.

De opname a is

$$a = \text{VoedselInname} \cdot \text{CdVoedsel} \cdot K_{af} \quad (2)$$

waarbij *VoedselInname* de hoeveelheid voedsel (gDW/d), *CdVoedsel* het gemiddelde cadmiumgehalte van het voedsel (in $\mu\text{g/gDW}$) en K_{af} de assimilatie-efficiëntie van cadmium uit het voedsel (dimensieloos) is.

Het gemiddelde gehalte in het voedsel wordt berekend met behulp van bioconcentratiefactoren, en het bodemgehalte. Een voorbeeld voor een voedselketen naar de veldmuis bevat twee BCF 's. BCF_1 voor gras/bodem en BCF_2 voor muis/gras. *CdVoedsel* wordt in dit voorbeeld dus als volgt berekend:

$$\text{CdVoedsel} = \text{Bodemgehalte} \cdot BCF_1 \cdot BCF_2 \quad (3)$$

De uitscheidingsnelheid k ($\mu\text{g}/\mu\text{g}/\text{d}$) is recht evenredig met de concentratie P in het dier. Hieruit volgt dat:

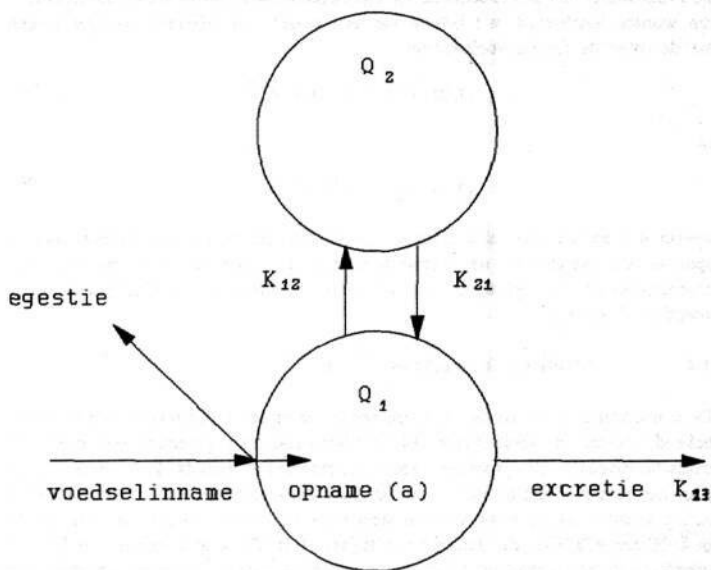
$$\frac{dP}{dt} = a - k \cdot P \quad (4)$$

De oplossing hiervan wordt in de berekeningen gebruikt:

$$P(t) = \frac{a}{k} \cdot (1 - e^{-(t \cdot k)}) \quad (5)$$

Aldus wordt de concentratie in het hele dier berekend. Om te kunnen beoordelen of dit gehalte hoog of laag is, moet gerefereerd worden aan een geaccepteerde NOEC. Voor cadmium wordt gebruik gemaakt van gehalten in de nier. Indien dit een waarde van $150 \mu\text{g/g DW}$ overschrijdt is sprake van schade voor het dier (Nicholson *et al.*, 1983). Uit onderzoek aan *Sorex araneus* is gebleken dat de niergehalten ongeveer een factor 3 hoger zijn dan het gemiddelde gehalte van Cd in het hele dier (Andrews *et al.*, 1984). De BCF_{nier} wordt gesteld op 3. Hogere nier/hele dier verhoudingen zijn echter ook gevonden. Het niergehalte Q wordt als volgt berekend:

$$Q(t) = \frac{a}{k} \cdot (1 - e^{-(t \cdot k)}) \cdot BCF_{nier} \quad (6)$$



Figuur 3.2: Schematische weergave van een tweecompartimenten-accumulatiemodel in de doelsoort zoals gebruikt voor lood en lindaan. a , k_{12} , k_{13} en k_{21} zijn snelheidsconstanten.

3.3.3 Tweecompartiment-accumulatiemodel

Voor lood en lindaan is gekozen voor een tweecompartimenten-accumulatiemodel voor de berekening van orgaangehalten bij een continuë opname via het voedsel. Een dergelijk meercompartmenten model vertoont twee fasen wanneer de belasting met de toxicant wordt gestopt. Eerst daalt de gemiddelde concentratie in het dier snel, om vervolgens te blijven dalen, maar dan in een langzamer tempo (Moriarty, 1983). Er kan dus een snelle en een langzame fase worden onderscheiden. Het gebruikte model is weergegeven in figuur 3.2. De hoeveelheid toxicant die geassimileerd wordt (a), wordt op dezelfde wijze berekend als voorheen bij het eencompartiment model. Vanuit het centrale compartiment Q_1 verdeelt de stof zich over de twee

compartimenten Q_1 en Q_2 , de stof wordt verwijderd uit het organisme door excretie, die evenredig is met de concentratie Q_1 . Het tweecompartimenten-accumulatiemodel kan worden beschreven met behulp van een stelsel van differentiaalvergelijkingen met de volgende standaardoplossingen:

$$Q_1(t) = C_1 + A_1 \cdot e^{-\lambda_1 t} + B_1 \cdot e^{-\lambda_2 t} \quad (7)$$

en

$$Q_2(t) = C_2 + A_2 \cdot e^{-\lambda_1 t} + B_2 \cdot e^{-\lambda_2 t} \quad (8)$$

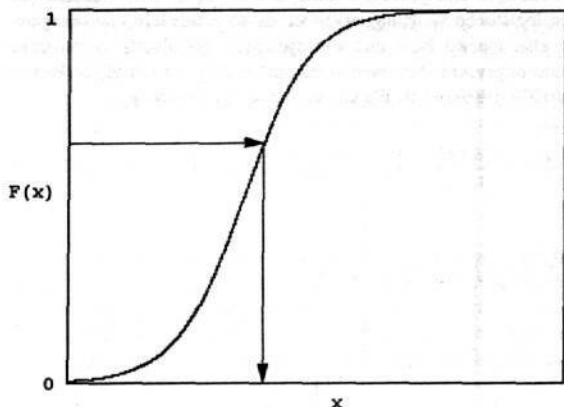
waarin A, B en C en de beide λ 's constanten zijn die bepaald worden door de opname, de excretie en de evenwichtsconstanten tussen de twee onderscheiden compartimenten. De oplossing van het stelsel differentiaalvergelijkingen is bijgevoegd in bijlage III.

3.4 Monte Carlo simulaties

De concentratie in het voedsel van een herbivoor of een topcarnivoor is niet precies bekend, omdat er verschillende bioconcentratiefactoren gemeten zijn tussen de trofische niveau's. Dit probleem, zoals gesignaleerd in hoofdstuk 2, lossen we op door aan te nemen dat de BCF's een bepaalde kansverdeling hebben. Deze kansverdeling schatten we op basis van een steekproef van BCF's, wat in de praktijk alle beschikbare BCF's uit de literatuur zijn (bijlage I.1). De waarde van een BCF wordt getrokken uit een verdeling. Wanneer nu een groot aantal trekkingen wordt verricht (bijvoorbeeld 1000) en de accumulatiefunctie Q met deze trekkingen 1000 keer wordt doorgerekend, volgt hieruit een verdeling van de waarden van Q . Afhankelijk van het gekozen model kunnen we een verdeling berekenen van gemiddelde concentraties, orgaanconcentraties of vetconcentraties.

3.4.1 Trekkingen

De techniek voor het doen van trekkingen is ontleend aan Monte-Carlo simulaties. In deze simulaties wordt de gevoeligheid van een model voor de variatie in een van de parameters van het model getoetst door de parameter te trekken uit een gespecificeerde verdeling. Het principe van de trekking is als volgt: Er wordt een random getal getrokken uit een uniforme verdeling. Dit is de RANDOM functie zoals die in veel rekenpakketten aanwezig is. Door de random getallen als invoer te gebruiken voor de inverse van de verdelingsfunctie, worden voor de BCF verschillende waarden gegenereerd (fig. 3.3). Het is niet precies duidelijk welke verdeling de BCF's in werkelijkheid volgen, maar een normale of lognormale verdeling lijkt voor de hand te liggen. Aangezien de logistische verdeling sterk lijkt op de normale



Figuur 3.3: Mechanisme voor het genereren van trekkingen uit de logistische verdeling, m.b.v. de inverse van deze verdeling.

verdeling en rekenkundig gezien eenvoudiger is te hanteren, worden de BCF's getrokken uit een logistische of loglogistische verdeling. De functie van deze logistische verdeling luidt als volgt:

$$F(x) = (1 + \exp(-x - \alpha/\beta))^{-1} \quad (9)$$

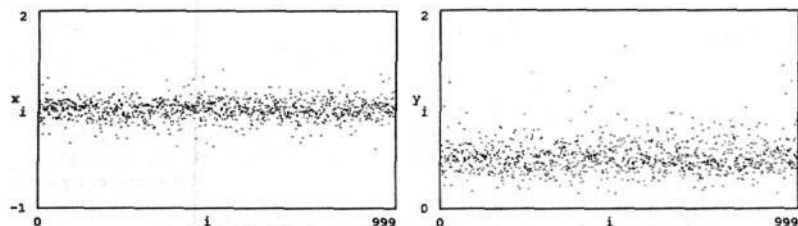
waarin *alpha* en *beta* de parameters van de verdeling zijn, en $F(x)$ de kansdichtheid. *Alpha* en *beta* kunnen geschat worden met de volgende relaties met het gemiddelde en de variantie van de BCF-steekproef:

$$\alpha = BCF \quad \beta = \sqrt{\frac{\sigma_{BCF}^2 \cdot 3}{\pi^2}} \quad (10)$$

De trekking van de waarde van de BCF vindt nu plaats door in de inverse functie van $F(x)$ F uniform te trekken, waarbij we een waarde x vinden.

$$x = -\beta \cdot \ln \left[\frac{1}{F} - 1 \right] + \alpha \quad (11)$$

Wanneer er 1000 trekkingen zijn gedaan, ontstaat er dus een set BCF-waarden (zie figuur 3.4) met een logistische verdeling, waarmee de accumulatiefunctie doorgerekend wordt. Voor elke nieuwe BCF met zijn specifieke gemiddelde en variantie wordt deze procedure uitgevoerd. Een berekening met 6 BCF's zoals bij de kerkuil kent dus 6 sets van 1000 getrokken BCF's uit een logistische verdeling.



Figuur 3.4: Weergave van twee sets van 1000 BCF's uit een logistische verdeling. De linkse figuur heeft betrekking op ongetransformeerde BCF's, de rechte op ln-getransformeerde BCF's.

3.4.2 Loglogistisch verdeelde BCF's

De simulaties worden eveneens uitgevoerd met loglogistisch verdeelde BCF's. Elke BCF heeft nu een gemiddelde en variantie van de ln-getransformeerde data. Hiermee wordt de trekking verricht uit de inverse verdeling. De getallen die hierdoor worden gegenereerd worden daarna als een e-macht geschreven (terug-getransformeerd). De set terug-getransformeerde getallen zijn trekkingen uit een loglogistische verdeling. In figuur 3.4 (rechts) is weergegeven hoe deze set trekkingen er uit ziet. Vervolgens wordt met deze set de accumulatiefunctie Q doorgerekend.

3.4.3 Afleiding van 95% beschermingsniveau

De Monte-Carlo simulaties met het accumulatiemodel leveren als uitkomst een kansverdeling van concentraties in (organen van) de doelsoort. Vervolgens moet de kans berekend worden dat gehalten in de nier van de vertebraat boven de gekozen NOEC's voor de diverse stoffen komen te liggen. Bij het uitvoeren van voldoende trekkingen (> 1000) kan de rechtsoverschrijdingskans berekend worden door het aantal trekkingen boven de NOEC te scoren, en dit te delen op het totaal aantal trekkingen. Dit percentage is een benadering van de werkelijke rechtsoverschrijdingskans, en is nauwkeuriger naarmate de simulatie meer trekkingen bevat.

Vervolgens kan nu berekend worden:

- a) De grootte van de rechtsoverschrijdingskans bij een gegeven bodemconcentratie ergens in Nederland en daarmee het percentage (on)beschermde individuen van een populatie.
- b) Wanneer de overschrijdingskans van de NOEC ongelijk 5% is, kan de bodemconcentratie berekend worden waarbij de kans precies 5% is dat de NOEC overschreden wordt. Deze bodemconcentratie is dan de maximum aanvaardbare concentratie voor de doelsoort m.b.t. doorgifte via de voedselketen.

Twee verdelingen zijn mogelijk: een gebaseerd op normaal verdeelde BCF's, en een gebaseerd op log-getransformeerde BCF's. De verschillende verdeling van de BCF's leidt duidelijk tot verschillende verdelingen van het niergehalte Q .

Deze histogrammen zouden gebruikt kunnen worden om een verdelingsfunctie te 'fitten'. Vervolgens wordt hiermee de rechtsoverschrijdingskans bepaald, zoals in de analytische methode. Er is een eenvoudiger manier om de rechtsoverschrijdingskans te bepalen. De rechtsoverschrijdingskans is het aantal trekkingen dat waarden van Q oplevert, die boven de NOEC voor bijvoorbeeld cadmium van $150 \mu\text{g/gDW}$ uitkomen. Door de bodemconcentratie te variëren (trial and error) kan het bodemgehalte worden gevonden waarbij $P(Q = 150 \mu\text{g/gDW})$ 5% is, ofwel 50 van de 1000 trekkingen boven de NOEC liggen.

Het gemiddelde niergehalte voor de logistische BCF's is het gewone meetkundige gemiddelde. Het gemiddelde niergehalte voor de loglogistische BCF's is de mediaan. De mediaan is de waarde van Q die het aantal waarnemingen exact in tweeën deelt, dat wil zeggen 50% van de waarnemingen ligt links en de andere helft rechts van Q . Deze mediaan wordt als een goede schatter van het gemiddelde van een log-getransformeerde verdeling gezien (Slob & De Nijs, 1989).

3.5 Voedselpakketvariatie

Uit de kerkuilexperimenten bleek dat de voedselpakket-samenstelling een grote invloed had op het uiteindelijke cadmiumgehalte in de nier. Deze voedselpakketvariatie is onder andere afhankelijk van de streek waarin de kerkuil zijn prooien vindt. In bijlage I.2 is weergegeven hoe per streek (Groningen, Flevoland, Pleistoocene gebieden) de voedselpakket-samenstelling kan worden gekarakteriseerd. Op basis van de in de bijlage gegeven percentages woelmuizen, spitsmuizen en ware muizen zijn risicoberekeningen uitgevoerd voor deze drie gebieden.

De voedselsamenstelling van *Tyto alba* in Nederland is extreem goed gedocumenteerd. Individuele dieren kunnen echter een wisselende voedselkeuze hebben die niet overeen hoeft te stemmen met de vermelde gemiddelde voedselsamenstelling. Om de

invloed van voedselpakket variatie te bestuderen, zijn aanvullende simulaties verricht. De voedselsamenstelling wordt gevarieerd door het percentage van een prooidier in het voedselpakket van de predator random te trekken uit een gespecificeerde range, bijvoorbeeld tussen 10 en 20%. Omdat de trekkingen onafhankelijk van elkaar worden verricht (wat tevens een aanname is omtrent het fourageergedrag van de predator), kan het totale percentage boven of onder de 100% komen. De trekkingen moeten vervolgens gecorrigeerd worden tot 100%.

HOOFDSTUK 4: RESULTATEN MET BIOMAG

Voor de drie stoffen cadmium, lood en linaan zullen in de volgende drie paragrafen de uitkomsten van de berekeningen met BIOMAG worden gepresenteerd. In de tabellen worden de orgaangehalten in de doelsoorten, de kans dat NOEC-waarden worden overschreden en de bodemconcentratie waarbij 95% van de individuen van een populatie worden beschermd, vermeld. Tevens is per paragraaf vermeld bij welk bodemgehalte de berekeningen zijn uitgevoerd en waar dergelijke bodemgehalten worden aangetroffen. Eveneens is aangegeven welke NOEC-waarde in de berekeningen voor de drie stoffen is gehanteerd. Resultaten die betrekking hebben op een variatie in het voedselpakket, zoals beschreven in 3.5, zijn alleen voor cadmiumaccumulatie door de kerkuil beschikbaar en worden in 4.1 besproken.

4.1 Cadmium

Het bodemgehalte waarmee in de berekeningen is gewerkt is het gehalte zoals dat in Budel wordt aangetroffen in de bovenste 10 cm (Ma *et al.*, 1991) en bedraagt 2.9 $\mu\text{g/g}$ DW. Dit gehalte betreft het totaalgehalte cadmium. In een later stadium wordt meer aandacht besteedt aan de biologische beschikbaarheid, die nu verdisconteerd is in de verdeling van de bioconcentratiefactor van de primaire producenten en insecten. De NOEC-waarde heeft betrekking op niergehalten en bedraagt 150 $\mu\text{g/g}$ DW (Nicholson *et al.*, 1983). Tabel 4.1 en 4.2 geven de resultaten weer voor logistisch en loglogistisch verdeelde BCF's.

Tabel 4.1: Eerste en tweede kolom: het berekende gemiddelde orgaangehalte Cd ($\mu\text{g/g DW}$) en de berekende kans op een orgaangehalte kleiner dan de NOEC (nier, $150 \mu\text{g/g DW}$), bij $2.9 \mu\text{g Cd/g grond (DW)}$; derde kolom: de berekende bodemconcentratie bij een kans van 5% op overschrijding van de NOEC. Berekening met logistisch verdeelde BCF's.

	berekend gem. orgaangehalte Cd ($\mu\text{g/g DW}$)	% bescherming bij $2.9 \mu\text{g/g DW grond}$	95% bescherming bij [Cd]-grond ($\mu\text{g/g DW}$)
torenavalk	na 6 jr: 2.4	>99.7	84.2
ree	na 6 jr: 13.4	>99.7	19.1
wezel	na 2 jr: 117.1	74.6	1.8
kerkuil	na 6 jr:		
pleistoceen	574.1	6.4	0.4
Flevoland	146.0	57.4	1.5
Groningen	769.7	4.1	0.3

Tabel 4.2: Eerste en tweede kolom: het berekende gemiddelde orgaangehalte Cd ($\mu\text{g/g DW}$) en de berekende kans op een orgaangehalte kleiner dan de NOEC (nier, $150 \mu\text{g/g DW}$), bij $2.9 \mu\text{g Cd/g grond (DW)}$; derde kolom: de berekende bodemconcentratie bij een kans van 5% op overschrijding van de NOEC. Berekening met loglogistisch verdeelde BCF's.

	berekend gemiddeld orgaangehalte Cd ($\mu\text{g/g DW}$)	% bescherming bij $2.9 \mu\text{g/g DW}$ grond	95% bescherming bij [Cd]-grond ($\mu\text{g/g DW}$)
torenvalk	na 6 jr: 2.4	>99.7	81.3
ree	na 6 jr: 13.9	>99.7	17.4
wezel	na 2 jr: 123.7	76.2	1.6
kerkuil	na 6 jr:		
pleistoceen	605.1	3.9	0.3
Flevoland	154.4	62.3	1.2
Groningen	811.1	2.3	0.2

Uit de tabellen 4.1 en 4.2 blijkt dat het risico op overschrijding van de NOEC voor de kerkuil het grootst is. De wezel loopt minder gevaar, en voor de torenvalk en ree is er nauwelijks sprake van een risico. Indien wordt gekeken naar de regionale verschillen voor de kerkuil blijkt dat kerkuilen op pleistocene zandgronden en in Groningen een veel groter risico lopen op overschrijding van de NOEC dan kerkuilen die zich ophouden in Flevoland. Deze verschillen hangen samen met de samenstelling van het voedselpakket van de kerkuil (percentage herbivore en carnivore muizen). Een vergelijking van de berekeningen met logistisch en loglogistisch verdeelde BCF's laat zien dat voor de torenvalk, ree en kerkuil loglogistisch verdeelde BCF's leiden tot iets lagere veilige bodemconcentraties. In het algemeen zijn de verschillen echter gering.

Voedselpakketvariatie kerkuil

Tabel 4.3 geeft de resultaten weer van beperkte voedselpakketvariatie rondom de percentages zoals gebruikt voor de kerkuilberekeningen. Er is bij de berekeningen van uitgegaan dat tijdens de levensduur geen afwijking van de variatie in het voedselpakket optreedt. De berekeningen zijn uitgevoerd bij BCF's die waren ingesteld op het gemiddelde. Deze berekening geeft daarom de gevoeligheid van de modeluitkomst weer voor variatie in voedselsamenstelling, terwijl alle andere parameters constant gehouden worden.

De verdeling die ontstaat is linksscheef verdeeld (niet getoond). Uit de tabel blijkt dat het berekende gemiddelde goed overeenkomt met de resultaten van de numerieke methode. Opvallend is de grote variatie-coëfficiënt (standaard deviatie gedeeld door gemiddelde) voor Flevoland. De relatieve gevoeligheid voor variatie in dieetsamenstelling is voor Flevoland dus hoger dan voor de andere twee gebieden. Dit is te verklaren uit het feit dat de meest belaste voedselcomponent, de spitsmuizen, in Flevoland relatief een veel kleiner deel van het dieet uit maakt dan in de twee overige gebieden.

Tabel 4.3: Gemiddelde, standaarddeviatie (sd) en de Variatie-Coëfficiënt (V.C.) van de niergehalten Q ($\mu\text{g/g DW}$) bij beperkte voedselpakketvariatie voor de kerkuil in drie verschillende gebieden.

	Voedselpakketvariatie in %		
	pleistoceen	Flevoland	Groningen
woelmuizen	34-50	57-82	24-47
spitsmuizen	25-39	3-14	28-50
ware muizen	8-17	8-20	5-16
rest	11-21	4-15	11-26
<i>gemiddelde</i>	554.3	142.1	683.6
<i>sd</i>	42.5	48.7	75.1
<i>V.C.</i>	0.078	0.34	0.11

4.2 Lood

De concentratie lood in de bodem van een verontreinigde locatie waarvoor de kans op effecten wordt berekend is, evenals voor cadmium, ontleend aan onderzoek rondom de zinksmelterij van Budel. Het gehalte bedraagt volgens Ma *et al.* (1991) 90 $\mu\text{g/g DW}$. De NOEC is bepaald op basis van sublethale effecten in de nier, die optreden bij een gehalte van 25 $\mu\text{g/g DW}$ (Ma, 1989a). De berekeningen zijn uitgevoerd met een tweecompartiment-accumulatiemodel. Voor lood zijn onderscheiden de harde delen van het organisme ("skelet") en de zachte delen, waaronder de nier. In tabel 4.4 en 4.5 staan de resultaten van de berekeningen vermeld.

Tabel 4.4: Eerste en tweede kolom: het berekende gemiddelde orgaangehalte Pb ($\mu\text{g/g DW}$) en de berekende kans op een orgaangehalte kleiner dan de NOEC (nier, 25 $\mu\text{g/g DW}$), bij 90 $\mu\text{g Pb/g grond (DW)}$; derde kolom: de berekende bodemconcentratie bij een kans van 5% op overschrijding van de NOEC. Berekening met logistisch verdeelde BCF's, volgens numerieke methode.

	berekend gemiddeld orgaangehalte Pb ($\mu\text{g/g DW}$)	% bescherming bij 90 $\mu\text{g/g DW}$ grond	95% bescherming bij [Pb]-grond ($\mu\text{g/g DW}$)
torenavalk	na 6 jr: 3.2	99.5	216
ree	na 6 jr: 0.9	>99.7	740
wezel	na 2 jr: 6.6	98.2	129
kerkuil	na 6 jr:		
pleistoceen	11.5	98.9	121
Flevoland	6.1	99.1	146
Groningen	13.9	98.9	114

Tabel 4.5: Eerste en tweede kolom: het berekende gemiddelde orgaangehalte Pb ($\mu\text{g/g DW}$) en de berekende kans op een orgaangehalte kleiner dan de NOEC (nier, 25 $\mu\text{g/g DW}$), bij 90 $\mu\text{g Pb/g grond (DW)}$; derde kolom: de berekende bodemconcentratie bij een kans van 5% op overschrijding van de NOEC. Berekening met loglogistisch verdeelde BCF's, volgens numerieke methode.

	berekend gemiddeld orgaangehalte Pb ($\mu\text{g/g DW}$)	% bescherming bij 90 $\mu\text{g/g DW}$ grond	95% bescherming bij [Pb]-grond ($\mu\text{g/g DW}$)
torenavalk	na 6 jr: 6.2	96.8	185
ree	na 6 jr: 3.5	98.7	346
wezel	na 2 jr: 7.9	96.4	110
kerkuil	na 6 jr:		
pleistoceen	5.5	98.0	165
Flevoland	7.4	96.8	124
Groningen	5.0	98.1	189

De resultaten voor lood geven voor geen enkele doelsoort aanwijzing voor een verhoogd risico. De berekeningen met loglogistisch verdeelde BCF's leiden tot een lagere veilige bodemconcentratie voor de torenvalk, het ree en de wezel. Bij de kerkuil leiden logistisch verdeelde BCF's in Flevoland tot een hoger beschermingspercentage dan de overige twee voedselpatronen. Dit is precies andersom bij loglogistisch verdeelde BCF's, waarbij ineens het beschermingspercentage van het Flevoland dieet het laagste is. De voorspelde bodemconcentraties waarbij precies 95% van de individuen in een populatie beschermd zijn, liggen voor de wezel en de kerkuil niet heel erg ver boven de reeds aanwezige concentratie in een vervuild gebied. Bij een voortschrijdende looddepositie kan dit niveau bereikt worden. Bij koppeling aan een milieuchemisch model kan berekend worden hoe lang het duurt voor de berekende gehalten bereikt worden, bij een blijvende depositie van lood.

Een van de oorzaken van de lage niergehalten is de sterke ophoping van lood in het botstelsel, waarbij botweefsel als een sink werkt. Gebruik van andere snelheidsconstanten (k_{12} en k_{21}) in de berekeningen zal leiden tot wezenlijk andere resultaten.

4.3 Lindaan

Het bodemgehalte lindaan (γ -HCH) dat in de berekeningen wordt gebruikt voor een verontreinigde locatie bedraagt 250 $\mu\text{g/g}$ DW. Dit gehalte is het maximale gehalte dat in landbouwgrond gemeten is (van de Meent *et al.*, 1990). Een groot deel van het totaal aanwezige lindaan wordt verondersteld niet beschikbaar te zijn. Bij de berekening van het beschikbare lindaan is uitgegaan van 5% organisch stofgehalte en 30% vochtgehalte (Linders, 1983). Bij deze bodemparameters bedraagt de retentie ongeveer 99%, zodat uitgegaan is van 1% beschikbaarheid van het totaalgehalte.

Als NOEC is gehanteerd een waarde van 30 $\mu\text{g/g}$ DW in de zachte organen van het organisme, waarboven effecten op foetussen bij muizen optreden (Romijn *et al.*, 1991). Berekeningen aan lindaan zijn voor de torenvalk en de ree vooralsnog niet uitgevoerd. Lindaan wordt in de bovengrondse delen van planten aangetroffen (Thomas *et al.*, 1988), maar gegevens over transport van wortel naar bovengrondse delen ontbreken evenals BCF's voor vegetatie/bodem. Er wordt verondersteld dat het lindaan via de vegetatie niet beschikbaar is voor hogere trofische niveaus. Voor de wezel en de kerkuil is uitgegaan van voedselketens waarin regenwormen een belangrijke plaats innemen. Regenwormen worden beschouwd het belangrijkste bestanddeel te zijn van het voedsel van spitsmuizen (Denneman, 1989). In de doelsoort is een tweecompartiment-accumulatiemodel gehanteerd: gehalten in het vetweefsel en de zachte organen, zoals nier en lever, worden apart berekend. In tabel 4.6 en 4.7 staan de resultaten van de berekeningen als gehalte in zachte organen vermeld.

Om rekentechnische redenen, is de blootstellingsduur van zowel wezel als kerkuil niet langer dan twee jaar. De resultaten laten zien dat berekeningen uitgevoerd met loglogistisch verdeelde BCF's leiden tot hogere veilige bodemgehalten; de eisen aan bodemkwaliteit met betrekking tot HCH zijn dan lager. In een aantal gevallen wordt niet voldaan aan het gewenste beschermingsprincipe: voor de kerkuil (pleistoceen en Groningen) wordt bij een bodemgehalte van 250 $\mu\text{g/g}$ DW niet voldaan aan het principe van 95% bescherming van de individuen van een populatie. Ook in dit geval hebben de kerkuilen met een hoog percentage spitsmuizen in het dieet een grotere kans op sublethale effecten van lindaan dan het 'flevoland'-dieet met weinig spitsmuizen. Bij een belasting met HCH langer dan twee jaar, is de kans groot dat alle kerkuil populaties sublethale effecten van HCH ondervinden.

Tabel 4.6: Eerste en tweede kolom: het berekende gemiddelde orgaangehalte γ -HCH ($\mu\text{g/g DW}$) en de berekende kans op een orgaangehalte kleiner dan de NOEC (orgaangehalte, $30 \mu\text{g/g DW}$), bij $250 \mu\text{g } \gamma\text{-HCH/g grond (DW)}$; derde kolom: de berekende bodemconcentratie bij een kans van 5% op overschrijding van de NOEC. Berekening met logistisch verdeelde BCF's.

	berekend gemiddeld orgaangehalte γ -HCH ($\mu\text{g/g DW}$)	% bescherming bij $250 \mu\text{g/g DW}$ grond	95% bescherming bij [γ -HCH]-grond ($\mu\text{g/g DW}$)
torenvalk	-	-	-
ree	-	-	-
wezel	na 2 jr: 4.0	99.8	628.0
kerkuil	na 2 jr:		
pleistoceen	15.8	84.8	159
Flevoland	4.6	99.4	545
Groningen	25.0	69.6	100

Tabel 4.7: Eerste en tweede kolom: het berekende gemiddelde orgaangehalte γ -HCH ($\mu\text{g/g DW}$) en de berekende kans op een orgaangehalte kleiner dan de NOEC (orgaangehalte, $30 \mu\text{g/g DW}$), bij $250 \mu\text{g } \gamma\text{-HCH/g grond (DW)}$; derde kolom: de berekende bodemconcentratie bij een kans van 5% op overschrijding van de NOEC. Berekening met loglogistisch verdeelde BCF's.

	berekend gemiddeld orgaangehalte γ -HCH ($\mu\text{g/g DW}$)	% bescherming bij $250 \mu\text{g/g DW}$ grond	95% bescherming bij [γ -HCH]-grond ($\mu\text{g/g DW}$)
torenvalk	-	-	-
ree	-	-	-
wezel	na 2 jr: 2.7	>99.7	1152.0
kerkuil	na 2 jr:		
pleistoceen	12.7	94.8	246
Flevoland	3.1	99.8	997
Groningen	17.0	89.6	183

HOOFDSTUK 5: DISCUSSIE EN CONCLUSIES

5.1 Algemeen

Aan de hand van de gepresenteerde methode (BIOMAG) voor de bepaling van de risico's van bodemverontreiniging met persistente stoffen voor terrestrische vertebraten zijn de gehalten berekend van cadmium, lood en lindaan in vier doelsoorten. De keuze voor deze doelsoorten, als representanten voor verschillende typen voedselketens, is mede op grond van de beschikbaarheid van gegevens gebaseerd. De gegevens die nodig zijn voor gebruik van deze methode (BCF's, inname, excretie, verdeling, lichaamsgewichten etc.) zijn beperkt aanwezig, met name daar waar het BCF's betreffen. Veel gegevens zijn afkomstig uit onderzoek waarbij gehalten in muizen zijn bepaald (Andrews *et al.*, 1984; Hunter *et al.*, 1987; Ma, 1989). De kansverdeling van de BCF's is gebaseerd op slechts een beperkt aantal waarnemingen. Een groter aantal beschikbare gegevens zou de betrouwbaarheid van de kansverdeling en daarmee het resultaat van de berekeningen vergroten. Het is daarom noodzakelijk voor het bereiken van een grotere betrouwbaarheid dat door onderzoek meer gegevens over bioconcentratie beschikbaar komen.

Factoren zoals variatie in belasting in relatie tot leeftijd en voedselaanbod zijn in de methode vooralsnog niet in beschouwing genomen. Een zo goed mogelijk inzicht in de samenstelling van het voedselpakket van de doelsoort is daarentegen een voorwaarde voor het uitvoeren van berekeningen. In het algemeen kon op basis van de beschikbare informatie een schatting van de inname van de doelsoorten gemaakt

worden. Enig inzicht in variatie in voedselaanbod is verkregen doordat de voedselsamenstelling van de kerkuil in verschillende regio's in Nederland uitgebreid is onderzocht (De Bruin, 1979). De berekeningen bevestigen de veronderstelling dat uilen waarbij het voedselpakket voor een groot deel uit carnivore muizen bestaat, zwaarder belast worden en als gevolg daarvan hogere concentraties aan verontreinigende stoffen in hun lichaam hebben. Dit in vergelijking tot uilen die zich voeden met herbivore muizen.

In de methode wordt impliciet aangenomen dat het gaat om een denkbeeldige populatie van "gemiddelde" individuen. De gevoeligheid van alle individuen wordt namelijk gelijk verondersteld. Intraspecifieke verschillen in gevoeligheid (bijvoorbeeld verschillen tussen geslacht en leeftijd) en interspecifieke verschillen (voor alle doelsoorten is dezelfde NOEC-waarde gebruikt) zijn, door gebrek aan kennis, buiten beschouwing gelaten. Het verdient aanbeveling om door middel van nader onderzoek een beter inzicht te krijgen in de betekenis van dergelijke verschillen voor het bepalen van de risico's.

5.2 Beschermingsprincipe en normstelling

De aanname die ten grondslag ligt aan het beschermingsprincipe bij deze methode is dat de populatie van de doelsoort geen effecten ondervindt, zelfs als bij 5% van de individuen de NOEC-waarde wordt overschreden. Het beschermingsprincipe kan niet volledig wetenschappelijk worden onderbouwd. De oorzaak daarvan zijn leemten in kennis, die slechts door nieuw onderzoek kunnen worden opgeheven. Het gekozen principe sluit goed aan bij de algemene risicobenadering die gekozen is door het Ministerie van VROM om normen voor bodemverontreiniging vast te stellen (Ministerie van VROM, 1989). Het uitgangspunt van de methode is wel volledig anders: bescherming van 95% van de populatie in plaats van 95% van de soorten.

In de berekeningen is gekozen voor een viertal doelsoorten, op grond van representativiteit en beschikbaarheid van gegevens. Bij soorten, waaraan vanuit het beleid een beschermde status is toegekend, bestaat het nadeel dat als gevolg van het gekozen beschermingsprincipe, een zekere belasting als aanvaardbaar wordt beschouwd. Voor deze soorten is, gezien de status nader onderzoek gewenst indien de soorten grote risico's lopen volgens de hier gehanteerde berekeningswijze.

De berekende risico's en bodemgehalten kunnen niet zonder meer gebruikt worden in het kader van algemene normstelling. Kennis omtrent de toxische effecten van de onderzochte stoffen is uitgebreid aanwezig, echter NOEC-waarden voor de specifieke doelsoorten ontbreken. Door het gebruiken NOEC-waarden uit de literatuur, vastgesteld bij andere toetsorganismen is aan de methode een beoordeling van de effecten gerelateerd door middel van het hanteren van het gekozen beschermings-

principe. Door het gebruik van NOEC-waarden van andere organismen dan de doelsoorten bestaat het gevaar dat meer gevoelige doelsoorten onvoldoende beschermd zouden worden. Het is daarom gewenst voor de doelsoorten nader onderzoek te verrichten om NOEC-waarden te verkrijgen. Daarmee wordt de betrouwbaarheid van de resultaten vergroot, aangezien extrapolatie van NOEC-waarden achterwege kan blijven.

5.3 Resultaten

Van de resultaten zijn die bij de kerkuil het meest interessant, omdat ze vergeleken kunnen worden met onderzoeksgegevens uit het veld (Denneman, 1991). De met BIOMAG berekende resultaten voor cadmium blijken ongeveer een factor 100 hoger te zijn dan gemeten gehalten in het veld. Als mogelijke oorzaken zijn te noemen:

- een lage opname-efficiëntie van cadmium vanuit het voedsel;
- een lage BCF'nier/hele dier;
- selectieve consumptie van de prooi;
- de gehanteerde BCF's die zijn bepaald aan de hand van het totaalgehalte van de verontreiniging in de bodem;
- variatie in bodemgehalten in relatie tot areaalgrootte;
- een lagere gemiddelde leeftijd van de onderzochte uilen uit het veldonderzoek (verkeersslachtoffers) waardoor er korter geaccumuleerd wordt dan hier is verondersteld.

Voor lood en lindaan zijn voor doelsoorten geen veldgegevens ter validatie beschikbaar. Voor beide stoffen is een twee-compartimentenaccumulatiemodel gebruikt voor berekening van de interne gehalten. Het is mogelijk gebleken om dergelijke accumulatiemodellen te ontwikkelen, echter de onzekerheid van de methode neemt door de introductie van een extra compartiment sterk toe.

5.4 Andere risico-analysemethoden

Een belangrijk probleem voor alle methoden is het belang van NOEC-waarden bij de beoordeling van berekende gehalten in organismen. Veel van de beschikbare NOEC-waarden zijn verkregen door laboratoriumonderzoek aan toetsorganismen die voor dit type onderzoek zeer geschikt zijn. Het hanteren van deze NOEC-waarden in risico-analysemethoden leidt tot de introductie van een grote bron van onzekerheid in de resultaten (extrapolatie van laboratoriumgegevens naar de veldsituatie).

De methoden lopen uiteen wat betreft het gekozen beschermingsprincipe en het feit of in de methode rekening gehouden wordt met voedselketeneffecten (doorvergiftiging) en zogenaamde combinatietoxiciteit. In de methode die is ontwikkeld door DBW/RIZA voor normen voor aquatische ecosystemen (DBW/RIZA, 1989), maar

ook in het CATS-model (Traas & Aldenberg, 1992) wordt wel rekening gehouden met biomagnificatie in de voedselketen. De hier beschreven methode, BIOMAG, komt op dat punt met de methoden van DBW/RIZA en CATS overeen. In de DBW/RIZA-methode wordt aandacht besteed aan combinatietoxiciteit, al is wetenschappelijk gezien vooralsnog onduidelijk hoe hiermee in de normstelling rekening moet worden gehouden. In de methode, zoals in dit rapport is beschreven, wordt goed rekening gehouden met biomagnificatie, aangezien de methode is gebaseerd op geselecteerde voedselketens. Als voordeel van de methode in vergelijking met de andere methoden kan worden genoemd het relatief lage aantal benodigde gegevens voor het uitvoeren van de gegevens. Hiermee wordt bereikt dat op een snelle, inzichtelijke wijze de risico's voor doelsorten kunnen worden berekend.

In recente publicaties (o.a. Romijn *et al.*, 1991) worden voorstellen gedaan voor een relatief eenvoudig te hanteren methode voor de bepaling van maximum toelaatbare risiconiveaus (MTR) voor aquatische en terrestrische ecosystemen. De berekende MTR's zijn eveneens gebaseerd op de extrapolatie van NOEC's die in het laboratorium zijn vastgesteld, volgens de methode van Van Straalen & Denneman (1989). In deze methode worden geen interne gehalten berekend maar wordt uitsluitend gebruik gemaakt van BCF's en NOEC-waarden. De onzekerheid die ontstaat door het hanteren van één- of tweecompartiment-accumulatiemodellen, zoals in de in dit rapport beschreven methode, blijft daardoor achterwege.

5.5 Aanbevelingen

In de toekomst moet aandacht worden besteed aan de afronding van het BIOMAG-model. Daarnaast zal nagedacht moeten worden over eventuele aanpassingen of uitbreidingen van het model en dienen de toepassingsmogelijkheden van het model te worden onderzocht. De afronding zal in de nabije toekomst, fase II van het PCB-RAB project, plaatsvinden. De overige onderwerpen kunnen deel uit maken van een vervolgproject.

Afronding model:

Tot nu toe is vooral aandacht besteed aan de bouw van het model. Voordat een model klaar is voor gebruik moeten na de modelbouw echter nog enkele belangrijke stappen genomen worden: calibratie, gevoeligheids- of onzekerheidsanalyse en validatie. Het is echter nu al duidelijk dat voor een goede calibratie en validatie verder onderzoek vereist is. Empirisch onderzoek en meetprogramma's aan de opname van schadelijke stoffen door vertebraten en de effecten hiervan zijn dringend gewenst.

Een tweede onderwerp dat moet worden uitgevoerd in de afrondingsfase is de koppeling tussen BIOMAG en het bij TNO ontwikkelde model gericht op emissie,

verspreiding en beschikbaarheid van stoffen. Een probleem hierbij is dat het TNO-model de beschikbare hoeveelheid van een stof in de bodem als resultaat levert, terwijl het CML-model uitgaat van de totale hoeveelheid. Als wordt uitgegaan van de totale hoeveelheid bestaat het nadeel dat geen rekening gehouden wordt met de beschikbaarheid van de stof, die o.a. bepaald wordt door pH, percentage organische stof etc. Hierdoor is het model niet bruikbaar om voorspellingen te doen voor verschillende bodemtypen. Aanpassing van BIOMAG aan de beschikbare fractie van een stof in de bodem maakt het model geschikt voor meerdere bodemtypen en vergemakkelijkt de koppeling met het TNO-model.

Uitbreiding model:

BIOMAG berekent het risico voor "gemiddelde" dieren maar houdt geen rekening met kwetsbare individuen of situaties. Daarom zou de mogelijkheid ingebouwd kunnen worden om rekening te houden met verschillen in de gevoeligheid van individuen voor een stof, door de invloed van factoren als leeftijd, geslacht, stress (streng winter), etc. op de gevoeligheid te onderzoeken en eventueel in BIOMAG op te nemen. De voedselpakketvariatie bij de kerkuil heeft aangetoond dat dit een belangrijke invloed kan hebben op de inname van een toxische stof. Daarom kan gedacht worden aan het variabel maken van het voedselpakket voor andere soorten.

Toepassing model:

Normstelling met betrekking tot bodemverontreiniging is één van de belangrijkste doelstellingen van het project. BIOMAG kan in principe gebruikt worden ter onderbouwing van normen ten aanzien van bodemverontreiniging. Een methode voor normstelling mede gebaseerd op de resultaten van BIOMAG moet echter nog ontwikkeld worden. Een van de belangrijkste taken in de toekomst zal daarom het ontwikkelen van zo'n methode zijn. Hierbij dient een integratie plaats te vinden van de resultaten van verschillende risico-analyse methoden en van de resultaten voor verschillende doelorganismen.

LITERATUUR

Anderson, H.P. & J.H. Blankespoor, 1990. Inleiding tot de statistische analyse. Nijgh & Van Ditmar, Den Haag.

Andrews S.M., M.S. Johnson & J.A. Cooke, 1984. Cadmium in small mammals from grassland established on metalliferous mine waste. *Environ. Pollut. (Ser. A)* 153-162.

Andrews S.M., M.S. Johnson & J.A. Cooke, 1989. Distribution of trace element pollutants in a contaminated grassland ecosystem established on metalliferous fluorspar tailings. 1. Lead. *Environ. Pollut.* 58: 73-85.

Atkins, G.L., 1969. Multicompartment models for biological systems. Methuen & Co. Ltd., London.

Brouwer, A., 1991. Role of Biotransformation in PCB-Induced Alterations in Vitamin-A and Thyroid Hormone Metabolism in Laboratory and Wildlife Species. *Biochem. Soc. Trans.* 19: 731-737.

Brugge T., 1977. Prooidierkeuze van wezel, hermelijn en bunzing in relatie tot geslacht en lichaamsgrootte. *Lutra* 19: 39-49.

Bruijn, O. de, 1979. Voedseleecologie van de kerkuil *Tyto alba* in Nederland. *Limosa* 52: 91-154.

CARDBOX PLUS, Version 4, Reference manual. Business Simulations Ltd., London 1988.

Delattre, P., 1987. La belette et l'Hermine. Encyclopédie des carnivores de France. Société française pour l'étude et la protection des mammifères.

Denneman, W.D., 1989. De bosspitsmuis (*Sorex araneus*) als biomonitor voor bodemverontreiniging met zware metalen. *Milieu* 45: 159-165.

Elbers, M. & P. Doelman, 1990. Studie naar de mogelijke effecten op flora en fauna als gevolg van de noordpunt Oost-Abtspolder als definitieve opslagplaats voor verontreinigde grond. Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Arnhem.

Frank, A., 1986. In search of biomonitors for Cadmium: Cadmium content of wild Swedish fauna during 1973-1976. *Sci. Tot. Environ.* 57: 57-65.

Froslie, A., A. Haugen, G. Holt & G. Norheim, 1986. Levels of Cadmium in liver and kidneys from Norwegian cervides. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 37 (3): 453-460.

Gestel, C.A.M. van, W.C. Ma, D.M.M. Adema & N.W.H. Houx, 1992. Toxiciteit van chemische stoffen voor bodemorganismen in relatie tot hun beschikbaarheid in de bodem. *Toxpost* 5 (11): 2-4.

Goede, A.A. & M. de Bruin, 1984. The use of bird feather parts as a monitor for metal pollution. *Environ. Pollut. Ser. B.* 8 (4): 281-298.

Goldstein, R.A. & J.W. Elwood, 1971. A two-compartment, three parameter model for the absorption and retention of ingested elements by animals. *Ecology* 52: 935-939.

Heliövaara, K. & R. Väisänen, 1989. Between-species differences in heavy metal levels in four pine diprionids (Hymenoptera) along an air pollutant gradient. *Environ. Pollut.* 62: 253-261.

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

Hunter, B.A., M.S. Johnson & D.J. Thompson, 1987a. Ecotoxicology of copper and cadmium in a contaminated grassland ecosystem. I: soil and vegetation. *J. Appl. Ecol.* 24: 573-586.

Hunter, B.A., M.S. Johnson & D.J. Thompson, 1987b. Ecotoxicology of copper and cadmium in a contaminated grassland ecosystem. II: Invertebrates. *J. Appl. Ecol.* 24: 587-599.

Hunter, B.A., M.S. Johnson & D.J. Thompson, 1987c. Ecotoxicology of copper and cadmium in a contaminated grassland ecosystem. III: small mammals. *J. Appl. Ecol.* 24: 601-614.

Hunter, B.A., M.S. Johnson & D.J. Thompson, 1989. Ecotoxicology of copper and cadmium in a contaminated grassland ecosystem. IV: Tissue distribution and age accumulation in small mammals. *J. Appl. Ecol.* 26: 89-99.

Johnson, N.L. & S. Kotz, 1969. Discrete distributions. *Distributions in statistics.* Houghton Mifflin Company, Boston

King, C.M., 1980. The weasel *Mustela nivalis* and its prey in an english woodland. *J. Animal Ecol.* 49: 127-159.

Koeman, J.H., Ensink, H.J.A., Fuchs, P., Hoskam, E.G., Mörzer, M.F., de Vos R., 1968. Vogelsterfte door landbouwvergiften. *Landbouwkundig Tijdschrift* 80 (5): 206-214.

Koeman, J.H., Velzen-Blad, H.C.W., de Vries, R., Vos, J.G., 1972. The impact of persistent pollutants on piscivorous and molluscivorous birds. *TNO-nieuws* 27: 561-569.

Krasowski, M. & P. Doelman, 1990. Lood in milieu en voeding in Nederland. CCRX-rapport, Leidschendam.

Linders, J.B.H.J, 1983. Studie naar beschikbare wiskundige modellen voor beschrijving van het gedrag van bestrijdingsmiddelen in de bodem. RID mededelingen 83-6. Rijksinstituut voor de Drinkwater voorziening, Den Haag.

Ma, W., 1982. The influence of soil properties and worm related factors on the concentration of heavy metals in earthworms. *Pedobiologia* 24: 109-119.

Ma, W., 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., 1989a. Effect of soil pollution with metallic lead pellets on lead bioaccumulation and organ/body weight alterations in small mammals. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 18: 617-622.

Ma, W., 1989b. Risicoschatting voor de bodembelasting met cadmium en lood voor terrestrische kleine zoogdieren. symposiumverslag tweede PCBB symposium, november 1989 Luntenen.

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

Ma, W., Th. Edelman, I. van Beersum & Th. Jans, 1983. Uptake of cadmium, zinc, lead and copper by earthworms near a zinc-melting complex: influence of soil pH and organic matter. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 30: 424-427.

Masman, D., 1986. The annual cycle of the kestrel *Falco tinnunculus*. A study in behavioural energetics. Thesis, Rijksuniversiteit Groningen

MathSoft, 1987. MathCad 2.0. MathSoft Inc. Cambridge, Massachusetts.

Meent, D. van de, T. Aldenberg, J.H. Canton, C.A.M. van Gestel & W. Slooff, 1990. Streven naar waarden. Achtergrondstudie ten behoeve van de nota Milieukwaliteitsnormering water en bodem. RIVM, rapport nr. 670101 001, Bilthoven.

Moriarty, F., 1983. Ecotoxicology. 2nd ed. Academic Press, London.

Müller, P., 1985a. Cadmium concentration in roe deer (*Capreolus capreolus*) and food plants. Naturwissenschaften 72 (12): 664-665.

Müller, P., 1985b. Cadmium-Konzentrationen bei Rehpopulationen (*Capreolus capreolus*) und deren Futterpflanzen. Zeitschrift (für) Jagdwiss. 31 (3): 146-153.

Nagy, K.A., 1987. Field metabolic rate and food requirements scaling in mammals and birds. Ecological Monographs 57 (2): 111-128.

Nicholson, J.K., M.D. Kendall & D. Osborn, 1983. Cadmium and nephrotoxicity 304: 633-635.

Opdam, P., J. Burgers & G. Muskens, 1987. Population trend, reproductions and pesticides in Dutch sparrow hawks following the ban on DDT. Ardea 75: 205-212.

PIMM, 1989. Project integratie milieumetingen, De eilanden. Prov. Zuid-Holland, Dienst Water en Milieu.

Projectgroep Zware Metalen in oevergronden van de Maas en zijrivieren, 1988. Zware metalen in oevergronden en daarop verbouwde gewassen in het stroomgebied van Maas, Geul en Roer in de provincie Limburg. Dl. 3: bodem-gewasrelaties. IB, Haren.

- RIVM, 1987a. Basisdocument cadmium (rapportnummer 758476002), Bilthoven.
- RIVM, 1987b. Ontwerpbasisdocument Hexachloorcyclohexanen (rapportnummer 75847004), Bilthoven.
- Roberts, R.D. & M.S. Johnson, 1978. Dispersal of heavy metals from abandoned mines and their transfer through terrestrial foodchains. *Environ. Pollut.* 16: 293-309.
- Romijn, C.A.F.M., R. Luttik, D. van de Meent, W. Slooff & J.H. Canton, 1991. Presentation and analysis of a general algorithm for risk-assessment on secondary poisoning. Reportnr. 679102002, RIVM, Bilthoven.
- Slob, W. & A.C.M. de Nijs, 1989. Risk assessment of new chemical substances. Quantification of uncertainty in estimated PEC-values of aquatic ecosystems. RIVM reportnr. 958804001, RIVM Bilthoven.
- Snoo, G. de, 1989. Ontwikkeling Risico-analyse methodiek van bodemverontreiniging voor terrestrische vertebraten. Symposiumverslag tweede PCBB symposium, november 1989.
- Stoop, J.M. & A.J.M. Rennen, 1990. Schadelijke stoffen voor land- en tuinbouw. Lood. Centrum voor Landbouw en Milieu, Utrecht.
- Stortelder P.B.M., van der Gaag M.A., van der Kooij L.A., 1989. Kansen voor waterorganismen. DBW/RIZA Lelystad. Ministerie van verkeer en waterstaat, Den Haag.
- Straalen, N.M. van & C.A.J. Denneman, 1989. Ecotoxicological evaluation of soil quality criteria. *Ecotox. Environ. Saf.* 18: 241-251.
- TCB - Technische Commissie Bodembescherming, 1990. Advies bodembescherming en bestrijdingsmiddelen. Rapport TCB A89/05, Leidschendam.
- Thomas, W., A. Rühling & H. Simon, 1984. Accumulation of airborne pollutants (PAH, chlorinated hydrocarbons, heavy metals) in various plant species and humus. *Environ. Pollut.* 36: 295-310.
- Thomas, W., H. Simon & A. Rühling, 1985. Classification of plant species by their organic (PAH, PCB, BHC) and inorganic (heavy metals) trace pollutant concentrations. *Sci. Total. Environ.* 46: 83-94.

Traas, Th.P. & T. Aldenberg, 1992. CATS-1: a model for predicting contaminant accumulation in a meadow ecosystem. The case of cadmium. Report nr. 719103001, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne, Bilthoven.

Vries, M.B. de, 1990. UPTAQUE/CHEOPS, documentatie en gebruikershandleiding. Waterloopkundig Laboratorium, Delft. 47 pp.

VROM, 1989. Omgaan met risico's. Ministerie van VROM, Leidschendam.

BIJLAGE I: FACT-SHEETS

I.1 Bioconcentratiefactoren, gebruikt in de berekeningen.

A. Cadmium

1. Vegetatie als voedsel voor *Capreolus capreolus*.

Bioconcentratiefactor vegetatie/bodem (Müller, 1985a, 1985b):

BCF1 = 1.3 (*Artemisia*)

BCF2 = 0.56 (*Epilobium*)

BCF3 = 0.78 (*Achillea*)

niet getransformeerde BCF's:

gemiddelde = 0.88

SD = 0.38

getransformeerde BCF's:

gemiddelde (ln BCF)

SD (ln BCF)

= - 0.189

= 0.424

2. Vegetatie als voedsel voor *Microtus agrestis*.

Bioconcentratiefactor vegetatie/bodem (Ma *et al.*, 1991). Het cadmiumgehalte, gemeten in de bovenste 10 cm van de grond, is gebruikt.

BCF1 = 0.124

BCF2 = 0.141

BCF3 = 0.262

niet getransformeerde BCF's:

gemiddelde = 0.176

SD = 0.075

getransformeerde BCF's:

gemiddelde (ln BCF)

SD (ln BCF)

= -1.795

= 0.340

3. *Microtus agrestis* als voedsel voor roofvogels en marterachtigen.

De bioconcentratiefactoren *M. agrestis*/vegetatie zijn uit verschillende onderzoeken gehaald. Het muisgehalte is het gemiddelde lichaamsgehalte, dus body-burden/body-weight.

BCF1 = 0.40 (Andrews *et al.*, 1984; vervuilde situatie)

BCF3 = 0.61 (Hunter *et al.*, 1987c; vervuilde situatie)

niet getransformeerde BCF's:

gemiddelde = 0.505

SD = 0.148

getransformeerde BCF's:

gemiddelde (ln BCF)

SD (ln BCF)

= - 0.705

= 0.298

4. Vegetatie als voedsel voor *Apodemus sylvaticus*.

De bioconcentratiefactor vegetatie/bodem is uit onderzoeken gehaald die het voedsel van *A. sylvaticus* hebben onderzocht en doorgemeten. De BCF's uit de artikelen van Hunter (1987a; 1987b; 1987c) zijn berekend. Door uit te gaan van een bepaald muigewicht en consumptie is het cadmiumgehalte van het voedsel bepaald. Dit is gedeeld op het cadmiumgehalte van de bovenste 10 cm (gemiddeld).

$$BCF1 = 0.55$$

$$BCF2 = 0.17$$

niet getransformeerde BCF's:

$$\text{gemiddelde} = 0.36$$

$$SD = 0.269$$

getransformeerde BCF's:

$$\text{gemiddelde (ln BCF)} = -1.185$$

$$SD (\ln BCF) = 0.830$$

5. *Apodemus sylvaticus* als voedsel voor roofvogels en marterachtigen.

De bioconcentratiefactor *A. sylvaticus*/vegetatie is berekend of afgelezen uit onderstaande literatuur. Let wel: het muisgehalte is het gemiddelde lichaamsgehalte!!

$$BCF1 = 0.61 \quad (\text{Hunter et al., 1987c; refinery site})$$

$$BCF2 = 0.99 \quad (\text{Roberts \& Johnson, 1978; control site})$$

$$BCF3 = 0.65 \quad (\text{Hunter \& Johnson, 1982})$$

$$BCF4 = 2.50 \quad (\text{Roberts \& Johnson, 1978; mine site})$$

$$BCF5 = 0.80 \quad (\text{Roberts \& Johnson, 1978; 100 m site})$$

$$BCF6 = 0.50 \quad (\text{Hunter et al., 1987c; 1000 m site})$$

$$BCF7 = 0.68 \quad (\text{Hunter et al., 1987c; control site})$$

$$\text{gemiddelde} = 0.961$$

$$SD = 0.696$$

$$\text{gemiddelde (ln BCF)} = -0.189$$

$$SD (\ln BCF) = 0.532$$

6. Insecten als voedsel voor *Sorex araneus*.

Voor de berekeningen van deze BCF's is uitgegaan van het gemiddelde voedselpakket, zoals vermeld in Ma et al. (1991). De BCF's voor de vervuilde Budel-situatie zijn lager dan voor de 'schone' Arnhem-situatie.

$$BCF1 = 20.3 \quad \text{Budel, zomer}$$

$$BCF2 = 17.4 \quad \text{Budel, herfst}$$

$$BCF3 = 34.7 \quad \text{Arnhem, zomer}$$

$$BCF4 = 31.7 \quad \text{Arnhem, herfst}$$

BCF's 1-4:

$$\text{gemiddelde} = 26.025$$

$$SD = 8.458$$

$$\text{gemiddelde (ln BCF)} = 3.218$$

$$SD (\ln BCF) = 0.336$$

7. *Sorex araneus* als voedsel voor roofvogels en marterachtigen.

De BCF *Sorex araneus*/insecten is:

BCF1 = 2.272	(Andrews <i>et al.</i> , 1984; vuil)
BCF2 = 2.160	(Roberts & Johnson, 1978; mine site)
BCF3 = 1.300	(Hunter <i>et al.</i> , 1987c; refinery site)

niet getransformeerde BCF's:

gemiddelde	= 1.911
SD	= 0.532

getransformeerde BCF's:

gemiddelde (ln BCF)	= 0.618
SD (ln BCF)	= 0.309

B. Lood

1. Vegetatie als voedsel voor *Capreolus capreolus*.

Voor voedsel van de ree zijn geen specifieke artikelen zoals voor cadmium beschikbaar. Wellicht is het mogelijk deze gegevens af te leiden uit artikelen over loodgehalten van vegetatie in het algemeen. Voor de berekeningen is gebruik gemaakt van de BCF's die konden worden afgeleid uit de artikelen van Ma *et al.* (1991), Andrews *et al.* (1989) en Roberts & Johnson (1978). Deze staan vermeld bij de informatie onder de paragrafen 2 en 4.

BCF1 = 0.031	BCF5 = 0.008
BCF2 = 0.036	BCF6 = 0.100
BCF3 = 0.192	
BCF4 = 0.038	

niet getransformeerde BCF's:

gemiddelde	= 0.068
SD	= 0.068

getransformeerde BCF's:

gemiddelde (ln BCF)	= - 3.142
SD (ln BCF)	= 0.094

Uit Stoop & Rennen (1990) kunnen BCF's worden afgeleid voor diverse landbouwgewassen (gehalten in mg/kgDW).

BCF7 = 0.009	gras	4.9	zuiveringsslib	520
BCF8 = 0.077	mais	10	Kempen, vuil	130
BCF9 = 0.001	mais	0.3	zuiveringsslib	520
BCF10 = 0.007	haver	3.8	zuiveringsslib	520
BCF11 = 0.0004	slaboon	0.23	zuiveringsslib	520
BCF12 = 0.018	sla	9.2	zuiveringsslib	520
BCF13 = 0.0005	spinazie	0.24	zuiveringsslib	520
BCF14 = 0.001	populier	0.5	zuiveringsslib	520

niet getransformeerde BCF's:

gemiddelde	= 0.014
SD	= 0.026

getransformeerde BCF's:

gemiddelde (ln BCF)	= -5.749
SD (ln BCF)	= 1.961

Worden alle BCF's meegenomen in de berekening voor het gemiddelde en de SD, dan blijkt:

<u>niet getransformeerde BCF's:</u>	<u>getransformeerde BCF's:</u>
gemiddelde = 0.037	gemiddelde (ln BCF) = -4.632
SD = 0.054	SD (ln BCF) = 2.079

2. Vegetatie als voedsel van *Microtus agrestis*.

Bioconcentratiefactor vegetatie/bodem (Ma *et al.*, 1991). Het bodemgehalte in Budel in de bovenste 10 cm bedraagt 90 $\mu\text{g/gDW}$.

BCF1 = 0.031	gemiddeld voedselgehalte zomer:	2.76 $\mu\text{g/gDW}$
BCF2 = 0.036	gemiddeld voedselgehalte herfst:	3.28 $\mu\text{g/gDW}$
BCF3 = 0.192	gemiddeld voedselgehalte winter:	17.25 $\mu\text{g/gDW}$

Ook is gebruik gemaakt van Andrews *et al.* (1989). Alle genoemde bodemgehalten voor de verontreinigde locatie zijn gemiddeld. Het gemiddelde bodemgehalte bedraagt 4178 $\mu\text{g/gDW}$.

BCF4 = 0.038	gemiddeld voedselgehalte:	158 $\mu\text{g/gDW}$
--------------	---------------------------	-----------------------

<u>niet getransformeerde BCF's:</u>	<u>getransformeerde BCF's:</u>
gemiddelde = 0.074	gemiddelde (ln BCF) = -2.930
SD = 0.079	SD (ln BCF) = 0.857

3. *Microtus agrestis* als voedsel voor roofvogels en marterachtigen.

De bioconcentratiefactoren *M. agrestis*/vegetatie zijn bepaald op gemiddeld muisgehalte, dat wil zeggen body-burden/bodyweight.

Volgens Roberts & Johnson (1978):

BCF1 = 1.17	voedsel 120 $\mu\text{g/gDW}$, muis 140.4 $\mu\text{g/gDW}$; mine site
BCF2 = 0.44	voedsel 39 $\mu\text{g/gDW}$, muis 17.3 $\mu\text{g/gDW}$; 100 m site

Volgens Andrews *et al.* (1989):

BCF3 = 0.38	gemiddelde
-------------	------------

<u>niet getransformeerde BCF's:</u>	<u>getransformeerde BCF's:</u>
gemiddelde = 0.663	gemiddelde (ln BCF) = -0.544
SD = 0.440	SD (ln BCF) = 0.611

4. Vegetatie als voedsel voor *Apodemus sylvaticus*.

De hier berekende BCF's vegetatie/bodem zijn tot stand gekomen door het terugrekenen van de bodemgehalten in Roberts & Johnson (1978). Voor regenwormen worden loodgehalten vermeld. In de tekst worden BCF's genoemd voor de regenworm. Dan is het mogelijk om de bodemconcentraties te berekenen, om met de bekende voedselgehalten een BCF te kunnen berekenen.

BCF1 = 0.008	vegetatie 39 $\mu\text{g/gDW}$, bodem 4866 $\mu\text{g/gDW}$; mine site
BCF2 = 0.100	vegetatie 10 $\mu\text{g/gDW}$, bodem 100 $\mu\text{g/gDW}$; control site

niet getransformeerde BCF's:

gemiddelde = 0.054
SD = 0.065

getransformeerde BCF's:

gemiddelde (ln BCF) = -3.565
SD (ln BCF) = 1.786

5. *Apodemus sylvaticus* als voedsel voor roofvogels en marterachtigen.

De bioconcentratiefactoren *A. sylvaticus*/vegetatie zijn afkomstig uit het artikel van Roberts & Johnson (1978).

BCF1 = 0.685 muis 26.7 $\mu\text{g/gDW}$, vegetatie 39 $\mu\text{g/gDW}$; mine site
BCF2 = 0.352 muis 7.75 $\mu\text{g/gDW}$, vegetatie 22 $\mu\text{g/gDW}$; 100 m site

niet getransformeerde BCF's:

gemiddelde = 0.519
SD = 0.235

getransformeerde BCF's:

gemiddelde (ln BCF) = -0.711
SD (ln BCF) = 0.471

6. Bodemfauna als voedsel voor *Sorex araneus*.

Voor de berekeningen van de BCF's bodemfauna/bodem is gebruik gemaakt van Ma *et al.* (1991). Het betreft opnieuw de Budel-locatie.

BCF1 = 1.31 bodemfauna 117.6 $\mu\text{g/gDW}$, bodem 90 $\mu\text{g/gDW}$; zomer
BCF2 = 1.18 bodemfauna 106.4 $\mu\text{g/gDW}$, bodem 90 $\mu\text{g/gDW}$; herfst

Tevens is gebruik gemaakt van Andrews *et al.* (1989).

BCF3 = 0.094 bodemfauna 391 $\mu\text{g/gDW}$, bodem 4178 $\mu\text{g/gDW}$; mine site

niet getransformeerde BCF's:

gemiddelde = 0.861
SD = 0.668

getransformeerde BCF's:

gemiddelde (ln BCF) = -0.643
SD (ln BCF) = 1.492

7. *Sorex araneus* als voedsel voor roofvogels en marterachtigen.

Andrews *et al.* (1989):

BCF1 = 0.25 muis 98.6 $\mu\text{g/gDW}$, voedsel 391 $\mu\text{g/gDW}$; mine site

Roberts & Johnson (1978) schatten het gemiddelde voergehalte en bepaalden het hele diergehalte:

BCF2 = 0.56 muis 34.7 $\mu\text{g/gDW}$, voedsel 62 $\mu\text{g/gDW}$; mine site

BCF3 = 0.25 muis 10.7 $\mu\text{g/gDW}$, voedsel 42 $\mu\text{g/gDW}$; 100 m site

niet getransformeerde BCF's:

gemiddelde = 0.353
SD = 0.179

getransformeerde BCF's:

gemiddelde (ln BCF) = -1.117
SD (ln BCF) = 0.466

C. Lindaan

1. Regenwormen als voedsel voor *sorex araneus*.

Opname van γ -HCH door vegetatie is volgens Thomas *et al.* (1984; 1985) niet noemenswaardig en is vooralsnog niet in het model opgenomen. In de risicobereke-

ningen voor de wezel en kerkuil zijn alleen de lijnen via de spitsmuis (*Sorex araneus*) relevant, waarbij is verondersteld dat het voedselpakket van de spitsmuis voor 100% uit regenwormen bestaat. Gegevens over gehalten γ -HCH in andere bodemfaunasoorten ontbreken.

Volgens Van Gestel (mond. meded.) en Van Gestel *et al.* (1992) wordt de blootstelling van regenwormen aan stoffen in de bodem in belangrijke mate bepaald door de beschikbaarheid van de stof in de bodem. Deze beschikbaarheid blijkt samen te hangen met het adsorptiegedrag in de bodem. Regenwormen kunnen dan ook worden vergeleken met vissen indien bekend is wat het in de bodemoplossing opgeloste deel van het totaal gehalte γ -HCH in grond is. Van Gestel (mond. meded.) raadt een BCF regenworm/bodem aan van 1. Uit Romijn *et al.* (1991) zijn gegevens gehaald over linaangehalten in de grote rivieren en in vis, waarbij gecorrigeerd is voor het vetgehalte. Het gemiddelde van deze (8) waarnemingen bedraagt 0.858 met een SD = 0.586

<u>niet getransformeerde BCF's</u>	<u>getransformeerde BCF's:</u>	
gemiddelde = 0.858	gemiddelde (ln BCF)	= -0.406
SD = 0.586	SD (ln BCF)	= 0.789

Linders (1983) geeft een verdelingscoëfficiënt voor adsorptie-desorptie voor organische verbindingen in grond volgens welke:

$$\log K_p = 0.72 \log K_{ow} + \log f_{oc} + 0.49$$

K_p is de verdelingscoëfficiënt, K_{ow} is de octanol-water verdelingscoëfficiënt en f_{oc} is de fractie organisch koolstof in de grond.

Bij 5% organisch koolstof en een $\log K_{ow} = 3.75$ bedraagt de K_p 77.44. Dit betekent dat slechts 1.3% van het totaal aanwezige γ -HCH in oplossing aanwezig is.

Onder normale omstandigheden bedraagt de halfwaarde-tijd als gevolg van biologische afbraak en vervluchtiging 190 dagen. Dit levert een k_{half} = 0.00364 (TCB, 1990). In de berekeningen is nog geen rekening gehouden met de halfwaardetijd, aangezien de mogelijkheid ontbreekt om te rekenen met een veranderend bodemgehalte.

2. *Sorex araneus* als voedsel voor roofvogels en marterachtigen.

Elbers & Doelman (1990) geven een maximale waarde van 2.7 voor de BCF zoogdier/voedsel. Deze BCF is ook in de berekeningen gebruikt. Andere gegevens zijn niet gevonden. Wordt eenzelfde verhouding van gemiddelde en SD aangehouden als de BCF regenworm/bodem dan geldt:

<u>niet getransformeerde BCF's:</u>	<u>getransformeerde BCF's:</u>	
gemiddelde = 2.700	gemiddelde	= 0.993
SD (geschat) = 1.844	SD (geschat)	= 1.930

Veel gegevens zijn nodig om de inname en excretie juist te schatten. Hierbij is vooral dankbaar gebruik gemaakt van basisdocumenten, een CCRX-rapport over lood, diverse RIVM rapporten en het onderzoek van Ma (IBN). Daarnaast is, wanneer het lichaamsgewicht van het dier bekend was, gebruikt gemaakt van de allometrische relaties van Nagy (1987) om de hoeveelheid voedsel/dag te berekenen. Ook in de rekendocumenten wordt zoveel mogelijk naar de afzonderlijke auteurs verwezen. De totale hoeveelheid verzamelde literatuur is opgenomen in een CARDBOX database (CARDBOX, 1988).

A. Ree (*Capreolus capreolus*)

De volgende gewichtgegevens zijn aangeleverd door Dhr. Poutsma.

1. Wildbraadgewicht, zonder hart, longen en ingewanden, met kop
2. Idem maar zonder kop

De huid weegt 1.5 kg. Ingewanden, hart en longen wegen 5.3 kg. De kop weegt 1.2 kg.

Gemeten volgens 2.:

kalf	10.3 kg
bok 1 jaar	15.7 kg
geit adult	15.1 kg
bok adult	17.7 kg.

Enig rekenwerk levert op dat een gemiddeld adult dier 23.2 kg weegt. De voedselinname per dag is berekend volgens de formule:

$$\log y = \log 0.577 + 0.727 \log x \text{ (Nagy, 1987)}$$

met x in gFW en y in gDW voedsel/dag. Deze allometrische vergelijking laat zien dat een lager lichaamsgewicht leidt tot een hogere voedselopname per gram per dag. In het geval van lood is bekend dat vooral jongere dieren (lager lichaamsgewicht) een hogere opname-efficiëntie hebben, waardoor meer lood vanuit het voedsel in het bloed wordt opgenomen.

B. Torenvalk (*Falco tinnunculus*)

Uitgangspunt in de berekeningen is een lichaamsgewicht van de torenvalk van 1000 g. Volgens de formule:

$$\log y = \log 0.648 + 0.651 \log x \text{ (Nagy, 1987)}$$

levert dit een voedselopname van 0.057 gDW voedsel/gFW/dag.

In de berekeningen is ervan uitgegaan dat de torenvalk zich uitsluitend voedt met herbivore muizen (*Microtus agrestis*).

C. Wezel (*Mustela nivalis*)

Lichaamsgewicht:

mannetjes: 65-180 g, volwassen 150 à 180 g

vrouwtjes: 40-85 g, volwassen 75 à 85 g

Voedsel: muizen, met sterke voorkeur voor woelmuizen, *M. arvalis* en *M. agrestis*.

Verder, insecten, vogeltjes, kikkers, eieren.

Voor de berekeningen is gebruik gemaakt van de volgende percentages muizen in het voedsel. Data hiervoor zijn afkomstig uit Brugge (1977), King (1980), Delattre (1987). De percentages in de encyclopedie zijn aantallen. Om deze terug te rekenen naar een bepaald gewicht zijn gewichtsfactoren nodig. Deze vindt men in De Bruijn (1979). Daarnaast is gebruik gemaakt van gegevens van het RIN (nu IBN; Brugge, 1977) en King (1980). Een wezel eet voor 87.8 % van het totale dieet muizen. Dit is voor gebruik in de berekeningen op 100 % gezet.

Het aandeel aardmuis bedraagt 0.74, dat van de spitsmuis 0.058 en van de bosmuis 0.097. In de berekeningen is een restpercentage gedefinieerd van $1 - (0.74 + 0.058 + 0.097) = 0.105$. Dit restpercentage wordt beschouwd voor 100% te bestaan uit aardmuizen.

De voedselbehoefte is berekend voor een wezel met een lichaamsgewicht van 180 g. Volgens:

$$\log y = \log 0.235 + 0.823 \log x \text{ (Nagy, 1987)}$$

bedraagt de voedselbehoefte 0.094 gDW/gFW/dag.

D. Kerkuil (*Tyto alba*)

Prooisamenstelling van Tyto alba in Nederland (De Bruijn, 1979).

Het aandeel van soorten in totale voedselpakket is vaak gegeven als percentage prooien. Het gewichtsaandeel van soorten is echter ook van belang bij de berekening van doorgifte van toxische stoffen. In het artikel van De Bruijn is een tabel met omrekeningsfactoren gegeven, waarbij 1 unit 30 gram vertegenwoordigt (zijnde ongeveer het gewicht van een gemiddelde woelmuis).

Er bestaat zowel een streekgebonden als een seizoensgebonden variatie in prooisamenstelling. Ook is vastgesteld dat de samenstelling niet at random fluctueert; er zijn topjaren en daljaren wat het aantal veldmuizen betreft. In die jaren vangen kerkuilen meer huis- en bosspitsmuizen. In veldmuisarme jaren zijn er sowieso minder kerkuilen. Er zijn dus drie bronnen van variatie. De variatie als gevolg van de streek en de fluctuatie per jaar zou een zelfde type verschuiving kunnen laten zien, namelijk vervanging van veldmuizen door andere muizen. De variatie per seizoen is wat belasting betreft op de lange termijn (enkele jaren) van minder belang.

Streekgebonden variatie

In de tabellen I.1 en I.2 is de variatie weergegeven op basis van plantengeografische districten, in gewichtpercentages.

Tabel I.1: Gewichtpercentage in het voedselpakket van de kerkuil voor 7 muize-soorten, weergegeven voor twee plantengeografische districten.

	HAF 1	HAF 2	HAF 3	HAF 4	FLU 1	FLU 2	FLU 3	FLU 4
<i>Microtus arvalis</i>	69.1	60.4	36.4	42.2	22.4	39.0	53.3	57.8
<i>Sorex araneus</i>	7.0	22.7	40.1	32.0	11.5	32.4	16.3	14.1
<i>Apodemus sylv.</i>	-	-	5.8	2.8	16.2	4.1	2.7	4.2
<i>Mus musculus</i>	-	-	4.5	1.9	15.2	2.0	1.6	1.5
<i>Crocidura russ.</i>	-	-	-	-	4.3	4.9	5.4	7.8
<i>Microtus agrest.</i>	-	-	-	-	-	4.5	6.4	1.3

Dit illustreert de koppeling van het voedselpakket aan bepaalde soorten: als er totaal erg weinig *M. arvalis* en *S. araneus* worden gevangen, worden er veel *A. sylvaticus* en *M. musculus* gevangen.

Tabel I.2: Gemiddelde gewichtpercentages, gescheiden in Holoceen (HAF, FLU) en Pleistoceen (de overige), in het voedselpakket van de kerkuil.

	HOLOCEEN	PLEISTOCEEN
<i>Microtus arvalis</i>	48.2	34.4
<i>Sorex araneus</i>	26.3	21.0
<i>Apodemus sylvaticus</i>	4.6	6.4
<i>Mus musculus</i>	3.4	3.2
<i>Crocidura russula</i>	2.8	9.0
<i>Microtus agrestis</i>	1.6	7.5
TOTAAL	86.9	81.5

In de berekeningen is gewerkt met de volgende gewichtpercentages die afgeleid zijn van de tabel streekgebonden variatie, waarbij de aardmuis *M. agrestis* representatief geacht wordt voor de woelmuisen, *S. araneus* voor de insectivore muizen en *A. sylvaticus* voor de ware muizen (zie tabel I.3).

Tabel 1.3: Omgerekend aandeel van drie soorten muizen in het voedselpakket van de kerkuil, voor vier onderscheiden gebieden.

	aandeel veldmuis	aandeel spitsmuis	aandeel bosmuis
Groningen	0.364	0.403	0.103
Flevoland	0.691	0.074	0.141
Pleistoceen	0.420	0.300	0.096
Holoceen	0.500	0.290	0.080

De voedselbehoefte van de kerkuil is afgeleid met behulp van de formule:

$$\log y = \log 0.648 + 0.651 \log x \text{ (Nagy, 1987).}$$

Bij een lichaamsgewicht van 337 g geeft dit een voedselbehoefte van 0.085 gDW/-gFW/dag.

E. Spitsmuis (*Sorex Araneus*)

Voor de berekening van inname is kennis over de omvang van het voedselpakket noodzakelijk. De voedselbehoefte bedraagt volgens Hunter *et al.* (1987c): 2.8 ± 0.3 g/d.

Het gemiddelde lichaamsgewicht bedraagt 8 g (FW).

F. Bosmuis (*Apodemus sylvaticus*)

Voor berekeningen van de inname is gerekend met een gegeven afkomstig uit Roberts & Johnson (1978): per dier 10 gDW/d.

Het gewicht van *A. sylvaticus* volgens Hunter *et al.* (1987c): 18.6 gFW.

G. Das (*Meles meles*)

Enige gegevens omtrent de maisconsumptie van dassen zijn verzameld. Gegevens over mais komen uit de rapportage van de Projectgroep Zware Metalen in oevergronden van Maas en zijrivieren (1988), deel 3. De BCF's zijn bepaald op basis van gewicht van loof en kolf. De relatie tussen cadmium in gewas en bodem is volgens de auteurs niet goed te leggen. Het werken met een verdeling is dus geoorloofd. Wanneer alle gegevens worden gepooled (zie hoofdstuk 6 van het rapport) is de $BCF_{\text{gemiddeld}} = 0.23$, met een SD van 0.218.

De das eet veel wormen. Voor meer dan 90% zijn dat exemplaren van *Lumbricus terrestris*. Uit onderzoek van S. Broekhuizen (IBN, Arnhem) en een bewerking daarvan door J. Mulder (CML, Leiden) zijn de volgende gegevens over het voedsel van dassen in het rivierengebied naar voren gekomen (gemiddeld over het jaar):

37.1 % mais, 39.7 % regenwormen, en 8 % vertebraten, waarvan de helft veldmuisen en de andere helft egel en konijn.

Problemen met de berekening van de belasting van de das ontstaan omdat het cadmiumgehalte van regenwormen sterk afhangt van de bodemeigenschappen. Wanneer de variatie van bodemeigenschappen in het rivierengebied bekend is, kan met behulp van de formules van Ma (1989b; zie onder mol, deze bijlage) de spreiding in wormgehalten bepaald worden. Dan kan ook voor de das de verdeling van het cadmiumgehalte in de nier worden vastgesteld. Vooralnog hebben geen berekeningen met dassen als doelsoort plaatsgevonden.

H. Mol (*Talpa Europea*)

Mollen voeden zich voornamelijk met regenwormen. In Ma (1987) wordt *Lumbricus rubellus* beschouwd als het hoofdvoedsel (op zandgronden). Voor *L. rubellus* is onderzocht wat de invloed van zuurgraad (pH) en organisch stofgehalte (%OM) op het gehalte in de worm is. De afgeleide relatie is alleen geldig voor zandgronden (zie tabel I.4).

In PIMM (1989) wordt *Allolobophora caliginosa* en/of *Lumbricus terrestris* als hoofdvoedsel beschouwd. Voor *A. caliginosa* is onderzocht wat de invloed van pH, %OM en CEC (kationuitwisselingscapaciteit) is. Deze relatie is geldig voor zowel zand-, veen- als kleibodems.

Een ander belangrijk verschil is dat in sommige onderzoeken, zoals het onderzoek van Ma (IBN, Arnhem) de wormen gehongerd worden, zodat er geen grond in de worm aanwezig is op het moment van de bepaling van het gehalte. In de PIMM-onderzoeken wordt de worm inclusief grond doorgemeten. Grond kan zo'n 20% van het drooggewicht van de worm vertegenwoordigen. Metaal gebonden aan de grond kan in de maag van de mol door de lage pH opneembaar worden.

Tabel I.4: Gegevens over %OM, pH en cadmiumgehalte in zandige podzolbodems, op verschillende monsterlocaties (Ma, 1987).

	%OM	pH KCl	cadmiumgehalte in $\mu\text{g/gDW}$ grond
Budel, weiland	5.0	5.2	1.8
Budel, weiland	7.3	6.0	6.0
Budel, weiland	10.2	6.5	9.2
Budel, heide	2.0	4.1	0.3
Arnhem, weiland	5.7	4.0	0.1

De in het onderzoek gebruikte wormen waren van de soort *Lumbricus rubellus*. In Ma *et al.* (1983) en Ma (1982) is een multiple-regressie-analyse verricht waarmee de invloed van %OM en pH op de bioaccumulatie in regenwormen is beschreven. Deze worden nog steeds gebruikt in risico-analyses voor de mol (Ma 1989b).

De volgende regressievergelijking kan gebruikt worden voor *L. rubellus* in zandgronden:

$$\ln(Cd_{worm}) = 6.02 + 0.787 \ln(Cd_{bodem}) - 0.11 \%OM - 0.40 pH$$

Tabel I.5: Voorspelde en gemeten gehalten in regenwormen *Lumbricus rubellus* (in mg/kgDW) en berekende BCF's.

	voorspeld gehalte	gemeten gehalte	voorspelde BCF	gemeten BCF
Budel, weiland	47.1	nd	26.2	nd
Budel, weiland	68.5	79	11.4	13.2
Budel, weiland	57.1	114	6.2	12.4
Budel, heide	24.8	nd	82.6	nd
Arnhem, weiland	7.2	19	72.0	190.0

Uit tabel I.5 blijkt dat bioconcentratiefactoren enorm uiteenlopen vanwege de invloed van bodemfactoren op de accumulatie. Biologische beschikbaarheid is in het geval van wormen niet te verwaarlozen. De gemeten concentraties en voorspelde concentraties kunnen ruim een factor twee verschillen, wat evenredig doorwerkt in de BCF. Wat bovendien opvalt is dat, als het cadmiumgehalte onder de één daalt, de BCF's enorm stijgen (zie Budel, heide en Arnhem, weiland). Dat betekent dat in het bereik van de meetfouten van de metaalbepaling een daling van het cadmiumgehalte van 0.2 naar 0.1 $\mu\text{g/gDW}$ een verdubbeling van de BCF tot gevolg heeft.

In het algemeen, ook na terugrekening van de BCF's naar een "standaard"-bodem met pH 5 en %OM van 5 (waarden arbitrair), blijkt dat de regressie leidt tot hogere BCF's bij lage bodemgehalten en omgekeerd (zie tabel I.6). De omrekening van BCF's naar een standaardbodem verliep als volgt:

$$BCF_{\text{standaardbodem}} = \text{wormgehalte}_{(5,5)} / \text{bodemgehalte}$$

Het wormgehalte werd voorspeld met de eerder genoemde formule (Ma, 1989b), bij pH 5 en %OM van 5%.

Tabel I.6: Wormgehalten, gegeven een bepaalde bodemconcentratie cadmium en berekende BCF's volgens Ma (1989b). Alle concentraties in $\mu\text{g}/\text{gDW}$.

	wormgehalte _(5,5)	bodemgehalte	BCF _{standaardbodem}
Budel, weiland	51.0	1.8	28.3
Budel, weiland	131.6	6.0	22.7
Budel, weiland	184.3	9.2	20.0
Budel, heide	12.5	0.3	41.7
Arnhem, weiland	5.3	0.1	53.0

Bioconcentratiefactoren zijn voor wormen niet constant over het experimentele bereik van het bodemgehalte (hoe lager het bodemgehalte, des te hoger de BCF). In genoemde risico-analyse van Ma (1989b) noemt hij een BCF worm/bodem met een range van 6.2 - 83 met een gemiddelde van 26. Deze range is te verklaren met de bovengenoemde berekeningen.

In Ma (1987) worden cadmiumgehalten bepaald in organen van de mol. Nier- en levertotaalgehalten zijn bepaald, omdat dat organen zijn waarin cadmium accumuleert. Hierbij is uitgegaan van de gemiddelde orgaangewichten (DW) per monsterplaats (zie tabel I.7).

Tabel I.7: Lichaamsgewichten, nier- en levergehalten van mollen op 5 verschillende monsterlocaties (Ma, 1987).

	gemiddeld lichaamsgewicht (gFW)	cadmiumgehalte in nier ($\mu\text{g}/\text{gDW}$)	cadmiumgehalte in lever ($\mu\text{g}/\text{gDW}$)
Budel, weiland	82	112	94
Budel, weiland	87	224	227
Budel, weiland	93	221	172
Budel, heide	106	186	145
Arnhem, weiland	89	59	30

De totale belasting van de mollen op de vijf verschillende locaties is weergegeven in tabel I.8. Tussen haakjes is steeds het gemiddelde nier- of levergewicht (in mgDW) erbij gezet.

Tabel 1.8: Totale nier- en leverbelasting, en totale body-burden in μg van mollen op vijf verschillende onderzoekslocaties (Ma, 1987). Tussen haakjes wordt het gemiddelde gewicht van nier en lever vermeld (in mgDW).

	nierbelasting	leverbelasting	total body-burden
Budel, weiland	17.2 (153)	78.6 (836)	95.8
Budel, weiland	39.9 (178)	225.4 (993)	265.3
Budel, weiland	43.8 (198)	168.2 (978)	212.0
Budel, heide	34.8 (187)	162.1 (1118)	196.9
Arnhem, weiland	8.9 (151)	21.8 (727)	30.7

In Ma (1987) wordt een gemiddelde BCF nier/worm berekend van 4.4. De range voor de BCF nier/worm loopt van 2.4 tot 7.4. Uit de berekende wormgehalten valt deze range af te leiden door de blanco situatie (Arnhem, weiland) niet mee te nemen.

Risico analyse procedure volgens Ma (1989b).

BCF nier/worm is 4.4. Het kritische cadmiumgehalte voor de nier is 200 mg/kgDW. pH-waarde en %OM variëren. De berekening gaat uit van

a. wormgehalte = $200 / 4.4 = 45.5$

b. $(Cd_{\text{bodem}}) = \exp \{ (\ln (Cd_{\text{worm}}) + 0.11 \%OM + 0.4 \text{ pH} - 6.02) / 0.79 \}$

De berekening van inname en excretie van de mol vindt plaats met behulp van een ééncompartiment-accumulatiemodel waarbij:

$$dQ/dt = a - kQ \quad \text{en} \quad Q(t) = a/k (1 - \exp\{-kt\}).$$

Bekend is:

- bij benadering de body-burden van de mol (Q),
- het metaalgehalte in regenwormen, berekend voor verschillende locaties, en
- bij benadering hoeveel wormen een mol eet.

Onbekend is:

- de excretiesnelheid van de mol (k), en
- daardoor de tijdsduur waarin steady-state wordt bereikt.

De excretieconstante k valt hieruit te berekenen als de aanname wordt gedaan dat de gevonden body-burdens het gevolg zijn van een steady-state concentratie, en dat de body-burden correct is. Dat laatste is niet geheel het geval. Immers, het cadmium in spieren en botten zou nog meegerekend dienen te worden. In steady-state geldt:

$$I = (1 - \exp\{-kt\}) \quad \text{en daardoor geldt} \quad Q_{\text{steady}} = a/k.$$

Voor bepaling van de hoeveelheid consumptie per dag voor zoogdieren is gebruik gemaakt van Nagy (1987). De bijbehorende formule luidt:

$$\log y = \log 0.621 + 0.564 \log x$$

met x het lichaamsgewicht in gFW, en y de voedselbehoefte in gDW/dag. In tabel I.9 wordt een overzicht gegeven van de berekende cadmiumopname van mollen op vijf verschillende locaties en wordt tevens de steady-state waarde Q en de excretieconstante k gegeven.

Tabel I.9: Berekening van de cadmiumopname door mollen op vijf verschillende locaties ($\mu\text{g/d}$), de body-burden (μg) uit tabel 8 en de excretieconstante (Ma , 1987).

	cadmiumopname	body-burden Q_{steady}	excretieconstante k (d^{-1})
Budel, weiland	350.4	95.8	$3.3 \cdot 10^{-3}$
Budel, weiland	609.0	265.3	$5.0 \cdot 10^{-3}$
Budel, weiland	1023.5	212.0	$2.2 \cdot 10^{-3}$
Budel, heide	215.4	196.9	$8.6 \cdot 10^{-3}$
Arnhem, weiland	148.4	30.7	$2.3 \cdot 10^{-3}$

De excretieconstante k varieert enigszins maar is in dezelfde orde van grootte. Er is dus of een natuurlijke variatie in excretiesnelheid (waarbij de aanname dat er een steady state is) of de dieren zijn nog niet volgelopen met cadmium zodat er geen steady state is. Een laatste versturende invloed is dat het cadmium in andere weefsels dan nier of lever niet in de body-burden is meegeteld.

PIMM onderzoeken

In deze onderzoeken wordt vaak met zeer geringe aantallen (2 of 3) mengmonsters gewerkt, en worden de gemeten gehalten in verschillende terreinen gemiddeld. Het is duidelijk dat spreiding van gehalten door bodemheterogeniteit, intraspecifieke gevoeligheid en tijdsduur van accumulatie op deze manier niet tot uiting komen. Daarnaast is het onduidelijk welke wormen gemeten zijn. In PIMM (1989) is dit *Allobophora caliginosa* geweest, eventueel aangevuld met *Lumbricus terrestris*. De individuele PIMM publicaties waar uitgebreid over de wormen en mollen wordt gerapporteerd zouden daarop moeten worden nageslagen.

Conclusies

Het is van essentieel belang te weten welke wormen de mollen eten en in welke verhouding. De regressieanalyse van Ma voor *L. rubellus* en *A. caliginosa* is bruikbaar voor het voorspellen van het uiteindelijke wormgehalte. Hierdoor wordt de onzekerheid in de BCF kleiner, en de range van BCF's waarmee gerekend moet

worden als de BCF als stochast wordt beschouwd kleiner. De BCF nier/worm en de BCF lever/worm is niet constant. Dat komt omdat de verdeling van het metaal over de organen niet constant is; de lever kan bijvoorbeeld langzaam vollopen en daarna pas kan Cd-metallothioneïne in de nierschors ophopen.

Uit de gegevens die beschikbaar zijn is de keuze voor een BCF mollenier/worm van 4.4 een vrij subjectieve, er komen ook zeer hoge waarden (22.5) voor. Dit versterkt het idee om een verdeling te construeren van BCF's nier/worm of eventueel BCF's lever/worm. Bij het berekenen van de standaarddeviatie moet dan wel uitgegaan worden van de oorspronkelijke meetgegevens (PIMM) en niet van de gemiddelden. Er zijn geen berekeningen met de mol als doelsoort uitgevoerd.



De BCF's worden berekend op basis van de volgende gegevens:

Organisme	BCF
Mollenier	4.4
Worm	22.5

De BCF's worden berekend op basis van de volgende gegevens:

Organisme	BCF
Mollenier	4.4
Worm	22.5

I.3 Stofeigenschappen

A. Cadmium

Bodemgehalte waarbij berekeningen zijn uitgevoerd: $\mu\text{g/gDW}$	2.9
Opgenomen fractie uit darm in vertebraten:	0.05
Halfwaardetijd verwijdering cadmium uit nier vertebraten:	200 d
BCFnier/hele dier	3
<i>Beoordeling niergehalten:</i> gehanteerde NOEC (nierschade; Nicholson <i>et al.</i> , 1983) $\mu\text{g/gDW}$	150

B. Lood

Bodemgehalte waarbij berekeningen zijn uitgevoerd: $\mu\text{g/gDW}$	90
Opgenomen fractie uit darm in vertebraten: Bij jonge dieren kan dit aandeel oplopen tot:	0.1 0.5
Opgenomen fractie in de nier:	0.02
<i>Berekening volgens ééncompartiment-accumulatiemodel</i> Halfwaardetijd verwijdering cadmium uit nier vertebraten:	30 d
<i>Berekening volgens tweecompartiment-accumulatiemodel:</i> Halfwaardetijd verwijdering lood uit de zachte weefsels:	36 d
Halfwaardetijd voor afgifte lood uit zachte weefsels naar botstelsel:	27 d
Halfwaardetijd verwijdering lood uit het botstelsel:	5000 d
BCFnier/hele dier (berekening op basis van Andrews <i>et al.</i> , (1989) geldend voor <i>Microtus agrestis</i> en <i>Sorex araneus</i> , waarnemingen gemiddeld). Standaarddeviatie SD:	0.906 0.528
<i>Beoordeling gehalten zachte weefsels:</i> gehanteerde NOEC (nierschade; Ma, 1989b) $\mu\text{g/gDW}$	25

C. Lindaan

Bodemgehalte waarbij berekeningen zijn uitgevoerd: $\mu\text{g/gDW}$	250
Halfwaardetijd voor biologische afbraak en vervluchtiging:	190 d
Octanol-water verdelingscoëfficiënt $\log K_{ow}$:	3.75
Fractie absorptie van γ -HCH vanuit voedsel bij zoogdieren:	1.0
<i>Berekening volgens tweecompartiment-accumulatiemodel:</i>	
Hoeveelheid γ -HCH opgenomen vanuit het voedsel in het vetweefsel:	0.75
Hoeveelheid γ -HCH opgenomen vanuit voedsel in zachte weefsels:	0.25
Halfwaardetijd verwijdering γ -HCH uit de zachte weefsels:	14 d
Halfwaardetijd γ -HCH uit vetweefsel richting zachte weefsels:	2 d
<i>Beoordeling gehalten zachte weefsels:</i>	
gehaanteerde NOEC (foetale effecten muizen; Romijn <i>et al.</i> , 1991) $\mu\text{g/gDW}$	30

BIJLAGE II: ANALYTISCHE METHODE

De doorwerking van de variatie in BCF's in de uiteindelijk berekende concentraties is in eerste instantie berekend met een analytische methode ontleend aan de foutentheorie (Johnson & Kotz, 1969). Deze theorie is uiteengezet en toegepast op biologische problemen in een dictaat van het Instituut voor Theoretische Biologie, Rijks universiteit Leiden (Metz & Meelis, datum onbekend). Deze theorie wordt in deze bijlage toegepast op de variatie in BCF's.

II.1 Inleiding

Bij een fouten Discussie wil men aangeven hoe groot de spreiding van een grootheid is, in dit geval de concentratie in een doelsoort op een bepaald tijdstip, ten gevolge van fouten of onzekerheid in één of meerdere onafhankelijke variabelen. Vaak is de onzekerheid in een variabele bij benadering normaal verdeeld. We nemen nu voor het gemak aan, dat BCF's, zijnde een quotient van twee concentraties, ook onafhankelijke, stochastische grootheden zijn met een normaalverdeling. Gehalten in organismen hoeven niet normaal verdeeld te zijn, maar kunnen ook rechts-scheef verdeeld zijn. (zie bijvoorbeeld Ma *et al*, 1991). In zo'n geval ligt een lognormale verdeling, zoals voor veel biologische grootheden, voor de hand. De bioconcentratiefactoren zijn echter quotienten van concentraties. Nu geldt dat het quotiënt van lognormaal verdeelde concentraties ook lognormaal verdeeld is (Slob & de Nijs, 1989). Een lognormale verdeling voor BCF's is dan legitiem. Op grond van deze deels empirische, deels theoretische overwegingen, nemen we aan dat BCF's normaal of lognormaal verdeeld zijn.

Wanneer de verwachting en de variantie van elk van de stochastische BCF's bekend is, dan is het in principe mogelijk om een *benadering* voor de verwachting en de variantie van de concentratie in de doelsoort te geven. Hieronder wordt de afleiding van formules behandeld waarmee deze grootheden benaderd kunnen worden.

Bij een vergelijking van deze methode met de numerieke methode gebaseerd op Monte Carlo simulaties voor de stof cadmium, blijkt dat de analytische benadering heel goed overeenstemt met de numerieke methode. Omdat de analytische methode vereist, dat voor elke nieuwe voedselwebstructuur nieuwe benaderende formules moeten worden afgeleid, is gekozen voor het werken met de numerieke methode. Het afleiden van benaderende formules kan dan achterwege blijven. Ter vergelijking zijn de berekende beschermingskansen bij een vastgestelde concentratie of de veilige bodemconcentratie bij 95% bescherming van de individuen in een populatie, op dezelfde wijze gepresenteerd als in de hoofdttekst.

II.2 De analytische methode

De concentratie cadmium, lood of linaan in het voedsel van vertebraten is niet met zekerheid te bepalen. De bioconcentratiefactoren (BCF's) waarmee de concentratie in het voedsel van de vertebraten wordt berekend, worden dan ook als onafhankelijke stochastische variabelen beschouwd. Deze variabelen worden verondersteld normaal of lognormaal verdeeld te zijn. Als we het gemiddelde en de variantie van elke BCF kunnen bepalen, kunnen we met behulp van deze methode het gemiddelde en de variantie van de accumulatiefunctie bepalen. Alle BCF's, het gemiddelde en de variantie van de oorspronkelijke en de getransformeerde waarden zijn te vinden in bijlage 1: fact-sheets.

II.2.1 Normaal verdeelde bioconcentratiefactoren.

Eén stochast in de berekening

De nu volgende formule wordt gebruikt voor een accumulatieberekening waar maar één BCF voor nodig is, zoals in het geval van de ree. De gebruikte accumulatiefunctie Q luidt (zie hoofdstuk 1):

$$Q(t) = \frac{a}{k} \cdot (1 - e^{-k \cdot t}) \cdot BCF_{\text{ree}} \quad (1)$$

De variatie in BCF zorgt voor een variatie in inname a .

Wanneer een BCF een gemiddelde μ en een variantie σ^2 heeft, kan het gemiddelde E van de accumulatiefunctie Q (EQ) worden beschreven als

$$EQ = Q(\mu) + 1/2 \sigma^2 \cdot \ddot{Q}(\mu) \quad (2)$$

De tweede afgeleide (weergegeven met twee puntjes) van de accumulatiefunctie Q is in dit geval echter 0, zodat het gemiddelde E van de accumulatiefunctie Q gelijk is aan $Q(\mu)$.

De variantie van Q , $\sigma^2 Q$ wordt als volgt berekend:

$$\sigma^2 Q = \sigma^2 \cdot (\dot{Q}(\mu))^2 \quad (3)$$

De eerste afgeleide (weergegeven met één puntje) van de accumulatiefunctie moet nu bepaald worden. De inname a wordt berekend door de stochastische BCF te vermenigvuldigen en te delen door constanten. Voor a/k kan dus ook geschreven worden: $C_1 \cdot BCF$.

De tweede term bestaat uit $(1 - \exp(-k^*t)) \cdot BCF$ nier. Dit is in steady state eveneens een constante, de limiet van $(1 - \exp(-k^*t)) = 1$. Voor de duidelijkheid schrijven we dit nu als C_2 . De functie is dus een produkt van twee termen:

$$Q = (C_1 \cdot BCF) \cdot C_2 \quad (4)$$

Volgens de regels voor de afgeleide van een produkt is de afgeleide van Q :

$$\dot{Q} = (C_1 \cdot 1) \cdot C_2 \quad (5)$$

In de formules voor de benadering van de variantie betekent dit dat de BCF vervangen wordt door een 1.

Meerdere stochasten in de berekening

Analoog aan het voorgaande kunnen formules worden afgeleid voor meerdere stochasten, aangegeven als BCF_1 tot BCF_n . De gemiddelden van de BCF 's worden geschreven als μ_1 tot μ_n en de varianties als σ_1^2 tot σ_n^2 . De verwachting E van Q voor meerdere stochasten wordt dan:

$$EQ = Q(\mu_1, \dots, \mu_n) + 1/2 \sigma_1^2 \cdot \frac{\partial^2 Q}{\partial BCF_1^2} + \dots + 1/2 \sigma_n^2 \cdot \frac{\partial^2 Q}{\partial BCF_n^2} \quad (6)$$

Voor *normaal verdeelde* BCF 's is de tweede partiële afgeleide echter nul, zodat overblijft

$$EQ = Q(\mu_1, \dots, \mu_n) \quad (7)$$

De variantie σ^2 van Q is omschreven met de volgende formule:

$$\sigma^2 Q = \sum_{i=1}^n \sigma^2(BCF_i) \cdot \left[\frac{\partial Q}{\partial BCF_i} \right]^2 \quad (8)$$

De sommatie vindt plaats over $i = 1..n$ BCF 's die in de berekening gebruikt zijn. De eerste partiële afgeleiden worden eenvoudig bepaald, geheel analoog aan het bovenstaande voor één stochast. In de partiële afgeleide voor BCF_1 wordt $BCF_1 = 1$ en de overige BCF 's blijven staan. Met inachtneming van de vereenvoudiging die leidt tot de constanten C_1 en C_2 wordt dit:

$$\frac{\partial^2 Q}{\partial BCF_1^2} = (C_1 \cdot 1) \cdot C_2 \quad (9)$$

waarbij C_1 nu ook de overige BCF 's bevat en C_2 ongewijzigd is gebleven. De andere partiële afgeleiden worden op identieke wijze bepaald.

Algemeen

Gehalten in dieren blijken vaak lognormaal verdeeld te zijn, dat wil zeggen dat de originele data na transformatie op een logschaal wel normaal verdeeld zijn. Voor een uitgebreide verhandeling over de eigenschappen van de lognormale verdeling wordt verwezen naar Slob (1986). Om de gevoeligheid van de uitspraken omtrent het 95% beschermingsniveau tegen nierschade voor verschillende verdelingen te testen, zijn de beschikbare gegevens volgens de natuurlijke logaritme (\ln) getransformeerd. Let wel: de $\ln(\text{gemiddelde van ongetransformeerde BCF's})$ is niet hetzelfde als de $\text{gemiddelde van } \ln(\text{getransformeerde BCF's})$. De laatste is correct. De bewerking die vervolgens met deze getransformeerde getallen wordt uitgevoerd moet ook logaritmis "bewerkt" worden. Indien de ongetransformeerde bewerking zou bestaan uit het produkt van gemiddelde BCF's zal dit de som van de gemiddelde getransformeerde BCF's worden, waarbij rekening wordt gehouden met het bovenvermelde over het juist berekenen van de gemiddelde BCF.

De oorspronkelijke accumulatiefunctie ziet er dan als volgt uit:

$$\ln Q(t) = \ln(a) - \ln(k) + \ln(1 - e^{-kt}) + \ln(\text{BCF}_{\text{mer}}) \quad (10)$$

De hiermee berekende getallen worden vervolgens teruggetransformeerd naar de oorspronkelijke schaal door ze als e-macht te schrijven.

Eén stochast in de berekening

Bovenstaande formules voor het berekenen van het gemiddelde (de verwachting) en de variantie van de accumulatiefunctie gelden uiteraard ook voor de nu getransformeerde functie (formule 10). De eerste en tweede afgeleide hiervan kunnen nu worden bepaald. De enige BCF die afgeleid kan worden is verscholen onder de inname a . Alle overige termen zijn constanten waarvan de afgeleide 0 is, zodat de enige term waarvoor een afgeleide bepaald moet worden $\ln(a)$ is. De inname a kan, zoals hiervoor is aangetoond, vereenvoudigd worden en geschreven als een constante maal de BCF: $C \cdot \text{BCF}$. De afgeleide van $\ln(C \cdot \text{BCF})$ wordt als volgt geschreven:

$$\dot{a} = \frac{1}{C \cdot \text{BCF}} \cdot C = \frac{C}{C \cdot \text{BCF}} \quad (11)$$

Deze afgeleide kan vervolgens in vergelijking 3 gesubstitueerd worden voor Q . De tweede afgeleide van a kan met gebruik van de regel voor de afgeleide van een quotiënt aldus bepaald worden:

$$\ddot{a} = - \frac{C^2}{(C \cdot \text{BCF})^2} \quad (12)$$

Deze tweede afgeleide \ddot{a} kan vervolgens in vergelijking 2 gesubstitueerd worden voor Q .

Meerdere stochasten in de berekening

Analoog aan het voorgaande over normaal verdeelde BCF's kunnen formules worden afgeleid voor meerdere stochasten, aangegeven als BCF_1 tot BCF_n . De partiële afgeleiden voor de verschillende BCF's worden op dezelfde wijze afgeleid als in de vergelijkingen 11 en 12. Hieronder een voorbeeld voor twee BCF's waarbij de overige factoren in de berekening van de inname a weer als constante C worden geschreven. Stel $a = C \cdot BCF_1 \cdot BCF_2$, dan geldt voor de eerste partiële afgeleide voor BCF_1

$$\dot{a} = \frac{1}{(C \cdot BCF_1 \cdot BCF_2)} \cdot (C \cdot BCF_2) = \frac{C \cdot BCF_2}{(C \cdot BCF_1 \cdot BCF_2)} \quad (13)$$

Deze partiële afgeleide moet vervolgens in vergelijking 8 worden gesubstitueerd. Voor elke BCF moet dus de bijbehorende partiële afgeleide worden bepaald, en in vergelijking 8 worden gesommeerd.

De tweede partiële afgeleide wordt daarna

$$\ddot{a} = \frac{(C \cdot BCF_2)^2}{(C \cdot BCF_1 \cdot BCF_2)^2} \quad (14)$$

Substitutie in vergelijking 6 zorgt voor het gemiddelde van de functie Q waarbij eveneens voor elke BCF de bijbehorende tweede partiële afgeleide moet worden ingevuld.

II.3 Bepaling overschrijdingskansen

Met behulp van de bovenstaande afleidingen, is het mogelijk om benaderende formules op te stellen voor de variantie en de verwachting van concentraties in (organen van) doelsoorten. Tevens is het mogelijk om de kans te berekenen dat een NOEC wordt overschreden. Aangezien het gaat om de kans dat gehalten boven de NOEC liggen, moet hier de rechtsoverschrijdingskans bepaald worden. Deze wordt bepaald met behulp van een tabel voor de rechtsoverschrijdingskans van een standaardnormale U -verdeling (Anderson & Blankespoor, 1989).

II.4

Resultaten voor de cadmium case

Tabel II.1: Percentage bescherming bij 2.9 µg Cd/g grond (DW), en de bodemconcentratie van Cadmium bij een maximale kans van 5% op overschrijding van de NOEC (nier, 150 µg/g DW), bij normaal verdeelde BCF's. Berekening volgens analytische methode.

	berekend gemiddeld orgaangehalte Cd (µg/g DW)	% bescherming bij 2.9 µg/g DW grond	95% bescherming bij [Cd]-grond (µg/g DW)
torenavalk	na 6 jr: 4.6	>99.7	52.0
ree	na 6 jr: 22.1	>99.7	11.5
wezel	na 5 jr: 101.6	94.9	2.9
kerkuil	na 6 jr:		
pleistoceen	566.2	26.8	0.5
Flevoland	144.6	55.2	2.0
Groningen	758.5	<0.3	0.4

Tabel II.2: *Percentage bescherming bij 2.9 µg Cd/g grond (DW), en de bodemconcentratie van Cadmium bij een maximale kans van 5% op overschrijding van de NOEC (nier, 150 µg/g DW), bij lognormaal verdeelde BCF's. Berekening volgens analytische methode.*

	berekend gemiddeld orgaangehalte Cd (µg/g DW)	% bescherming bij 2.9 µg/g DW grond	95% bescherming bij [Cd]-grond (µg/g DW)
torenvalk	na 6 jr: 3.2	>99.7	39.0
ree	na 6 jr: 22.1	>99.7	9.0
wezel	na 5 jr: 100.1	99.1	3.3
kerkuil	na 6 jr:		
pleistocene	559.0	<0.3	0.6
Flevoland	142.6	68.1	2.3
Groningen	748.3	<0.3	0.5

Een vergelijking van tabel II.1 en II.2 uit deze bijlage met tabel 4.1 en 4.2 in de hoofdstekst laat zien dat de voorspelde bodemconcentratie waarbij 95% van de individuen geen schade lijdt, weinig verschilt; de beide methoden leiden dus tot overeenkomstige resultaten. Iets grotere verschillen treden op bij de voorspelde beschermingspercentages bij een vervuilde toestand. De analytische benadering voorspelt voor kerkuilen op pleistocene zandgronden een bescherming van 26.8 procent, en de numerieke methode een bescherming van 2.1 procent bij normaal /logistisch verdeelde BCF's. Alhoewel dergelijke verschillen bij een vergelijking aan het licht komen, zijn ze niet dusdanig groot dat daardoor de voorspelling van de 'veilige concentratie' in de bodem (met 95% bescherming van de individuen van een soort) veel verschilt.

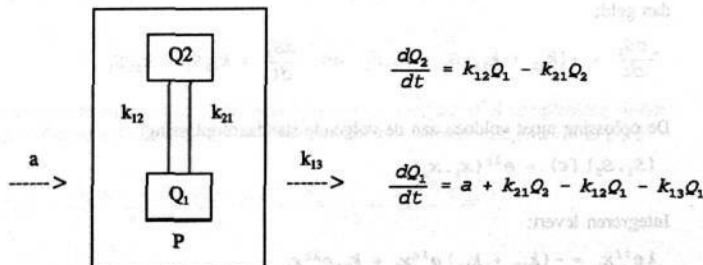
BIJLAGE III: UITWERKING TWEECOMPARTI-MENT-ACCUMULATIEMODEL

III.1 Waaron een tweecompartiment-accumulatiemodel?

In tegenstelling tot cadmium is voor lood en γ -HCH in het model gerekend met een tweecompartiment-accumulatiemodel voor het berekenen van interne concentraties in de doelsoorten. Dit is gebeurd omdat vaak het verloop van gehalten in een organisme niet op adequate wijze kan worden beschreven met een ééncompartiment-accumulatiemodel. Dit blijkt onder andere te gelden voor stoffen waarbij het ene compartiment sneller leegloopt dan het andere, of omdat de fluxen vanuit de darm, waarin het voedsel zich bevindt, naar verschillende compartimenten met een verschillende snelheid plaatsvinden.

Het bleek goed mogelijk om het stelsel differentiaalvergelijkingen behorende bij een tweecompartiment-accumulatiemodel met een constant gehouden opname op te lossen. De hulp van Prof. Dr. H. Metz van het Instituut voor Theoretische Biologie van de Rijksuniversiteit Leiden was daarbij echter onontbeerlijk.

Voor lood en γ -HCH zijn verschillende modellen gebruikt, die gebaseerd zijn op het verschillende gedrag van beide stoffen in vertebraten. Lood hoopt zich vooral op in het botstelsel, γ -HCH wordt vanuit het voedsel vooral getransporteerd naar het vetweefsel. In het navolgende zal een uitwerking worden gegeven van het stelsel differentiaalvergelijkingen dat is opgesteld voor een tweecompartiment-accumulatiemodel, dat is weergegeven in figuur 1 en dat betrekking heeft op lood.



Figuur III.1: Schematische weergave van het tweecompartiment-accumulatiemodel in de doelsoort met de bijbehorende differentiaalvergelijkingen.

Atkins (1969) geeft wel oplossingen voor dergelijke stelsels differentiaalvergelijkingen, echter daarbij wordt geen rekening gehouden met een continue opname van voedsel. In de risico-berekeningen is daarvan wel uitgegaan.

III.2 Oplossing voor de differentiaalvergelijkingen

De stationaire oplossing van het stelsel luidt als volgt:

$$\frac{dQ_1}{dt} = 0 \rightarrow 0 = a - (k_{12} + k_{13})Qst_1 + k_{21}Qst_2$$

$$\frac{dQ_2}{dt} = 0 \rightarrow 0 = k_{12}Qst_1 - k_{21}Qst_2$$

Dat betekent dat:

$$Qst_2 = \frac{k_{12}Qst_1}{k_{21}}$$

en dat Qst_1 kan worden ingevuld. Dit levert vervolgens:

$$Qst_1 = \frac{a}{k_{13}} \quad Qst_2 = \frac{k_{12}}{k_{21}} \frac{a}{k_{13}}$$

Nu wordt de term S_i geïntroduceerd. Deze term beschrijft het verschil tussen het gehalte in compartiment Q_i op elk gewenst tijdstip en het gehalte in het compartiment in de stationaire toestand.

Als dus

$$S_i = Q_i - Qst_i$$

dan geldt

$$\frac{dS_1}{dt} = -(k_{12} + k_{13})S_1 + k_{21}S_2 \quad \text{en} \quad \frac{dS_2}{dt} = k_{12}S_1 - k_{21}S_2$$

De oplossing moet voldoen aan de volgende standaardoplossing:

$$(S_1, S_2)(t) = e^{\lambda t}(x_1, x_2)$$

Integreren levert:

$$\lambda e^{\lambda t}x_1 = -(k_{12} + k_{13})e^{\lambda t}x_1 + k_{21}e^{\lambda t}x_2$$

en

$$\lambda e^{\lambda t} x_2 = k_{12} e^{\lambda t} x_1 - k_{21} e^{\lambda t} x_2$$

Wegstrepen van alle $e^{\lambda t}$ -termen en oplossen voor x_2 geeft het volgende:

$$\frac{k_{12}}{\lambda + k_{21}} = \frac{\lambda + k_{12} + k_{13}}{k_{21}}$$

wat als kwadratische vergelijking kan worden opgeschreven.

$$\lambda^2 + (k_{21} + k_{12} + k_{13}) \lambda + k_{12} k_{13} = 0$$

Dit is een vergelijking volgens de standaardoplossing met twee wortels, waardoor λ uitgedrukt kan worden met behulp van de verschillende k 's.

Nu worden de coëfficiënten α en β geïntroduceerd in de vergelijkingen voor $S_1(t)$ en $S_2(t)$, waarbij vervolgens x_1 en y_1 allebei op 1 worden gesteld.

$$S_1(t) = \alpha e^{\lambda_1 t} x_1 + \beta e^{\lambda_2 t} y_1 \quad \text{en} \quad S_2(t) = \alpha e^{\lambda_1 t} x_2 + \beta e^{\lambda_2 t} y_2$$

In deze formule worden x_2 en y_2 geschreven als

$$x_2 = \frac{\lambda_1 + k_{12} + k_{13}}{k_{21}} \quad \text{en} \quad y_2 = \frac{\lambda_2 + k_{12} + k_{13}}{k_{21}}$$

Vastgesteld wordt dat $S(0) = -Qs!!$

Maar ook:

$$S_1(0) = \alpha + \beta \quad \text{en} \quad S_2(0) = \alpha x_2 + \beta y_2$$

$S_1(0)$ wordt vermenigvuldigd met x en x_2 en y_2 gesteld op x en y . Wordt $S_1(0)x$ afgetrokken van $S_2(0)$ dan kunnen de α en β worden afgeleid.

$$\beta = \frac{S_2(0) - S_1(0)x}{y - x} \quad \text{en} \quad \alpha = \frac{S_2(0) - S_1(0)y}{x - y}$$

Door terug in te vullen en te controleren kan worden vastgesteld of de oplossing voldoet aan de differentiaalvergelijking. Tevens moet kunnen worden vastgesteld dat $Q_1(0) = 0$.

$$S_1(t) = \frac{S_2(0) - S_1(0)y}{x - y} e^{\lambda_1 t} + \frac{S_2(0) - S_1(0)x}{y - x} e^{\lambda_2 t}$$

$$S_2(t) = \frac{S_2(0) - S_1(0)y}{x - y} e^{\lambda_1 t} x + \frac{S_2(0) - S_1(0)x}{y - x} e^{\lambda_2 t} y$$

Onder de voorwaarde dat $S_2(0) = -Qs_2$ en dat $S_1(0) = -Qs_1$ volgt daaruit:

$$S_1(t) = \frac{-Qst_2 + Qst_1y}{x-y} e^{\lambda_1 t} + \frac{-Qst_2 + Qst_1x}{y-x} e^{\lambda_2 t}$$

$$S_2(t) = \frac{-Qst_2 + Qst_1y}{x-y} e^{\lambda_1 t} x + \frac{-Qst_2 + Qst_1x}{y-x} e^{\lambda_2 t} y$$

$S_2(t)$ en $S_1(t)$ kunnen worden vervangen door respectievelijk $Q_1 - Qs_1$ en $Q_2 - Qs_2$, Qs_1 en Qs_2 zijn reeds in het begin van deze bijlage gedefinieerd.

Tot slot van deze uitwerking worden de oplossingen gegeven van de beide λ 's, geschreven in vergelijkingen met de verschillende k -waarden:

$$\lambda_1 = \frac{-(k_{12} + k_{13} + k_{21}) + \sqrt{(k_{12} + k_{13} + k_{21})^2 - 4(k_{13}k_{21})}}{2}$$

$$\lambda_2 = \frac{-(k_{12} + k_{13} + k_{21}) - \sqrt{(k_{12} + k_{13} + k_{21})^2 - 4(k_{13}k_{21})}}{2}$$

x en y kunnen worden geschreven als:

$$x = \frac{\lambda_1 + k_{12} + k_{13}}{k_{21}} \quad \text{en} \quad y = \frac{\lambda_2 + k_{12} + k_{13}}{k_{21}}$$

Met de volgende twee formules kan nu het verloop van de gehalten in de twee compartimenten Q_1 en Q_2 in de tijd worden beschreven:

$$Q_1(t) = \frac{a}{k_{13}} + \frac{\frac{-k_{12}a}{k_{21}k_{13}} + \frac{ay}{k_{13}}}{x-y} e^{\lambda_1 t} + \frac{\frac{-k_{12}a}{k_{21}k_{13}} + \frac{ax}{k_{13}}}{y-x} e^{\lambda_2 t}$$

$$Q_2(t) = \frac{ak_{12}}{k_{13}k_{21}} + \frac{\frac{-k_{12}a}{k_{21}k_{13}} + \frac{ay}{k_{13}}}{x-y} e^{\lambda_1 t} x + \frac{\frac{-k_{12}a}{k_{21}k_{13}} + \frac{ax}{k_{13}}}{y-x} e^{\lambda_2 t} y$$

III.3 Enige aanpassingen van de vergelijkingen ten behoeve van gebruik voor γ -HCH

Om deze berekeningen ook toe te kunnen passen in het geval van γ -HCH zijn een paar wijzigingen in de gebruikte oplossingen noodzakelijk. Volgens Slooff & Matthijsen (1987) vindt bij ratten een snelle afvoer van γ -HCH naar het vetweefsel plaats. Deze afvoer bedraagt ruim 75% van het totaal opgenomen γ -HCH.

Uitgangspunt voor het tweecompartiment-accumulatiemodel is dan ook dat:

$$\frac{dQ_1}{dt} = \frac{1}{4}a + k_{21}Q_2 - k_{13}Q_1 \quad \text{en} \quad \frac{dQ_2}{dt} = \frac{3}{4}a - k_{21}Q_2$$

Dit stelsel differentiaalvergelijkingen leidt tot:

$$\lambda_1 = -k_{21} \quad \text{en} \quad \lambda_2 = -k_{13}$$

$$x = \frac{\lambda_1 + k_{13}}{k_{21}} \quad \text{en} \quad y = \frac{\lambda_2 + k_{13}}{k_{21}}$$

waardoor:

$$Q_1(t) = \frac{a}{k_{13}} + \frac{\frac{-3a}{4k_{21}} + \frac{ay}{k_{13}}}{x - y} e^{\lambda_1 t} + \frac{\frac{-3a}{4k_{21}} + \frac{ax}{k_{13}}}{y - x} e^{\lambda_2 t}$$

en

$$Q_2(t) = \frac{3a}{4k_{21}} + \frac{\frac{-3a}{4k_{21}} + \frac{ay}{k_{13}}}{x - y} e^{\lambda_1 t} x + \frac{\frac{-3a}{4k_{21}} + \frac{ax}{k_{13}}}{y - x} e^{\lambda_2 t} y$$