

BIOMAG-2: aanpassing en evaluatie van een model voor
biomagnificatie in terrestrische voedselketens

**BIOMAG-2: aanpassing en evaluatie van een model voor
biomagnificatie in terrestrische voedselketens**

Marieke Gorree
Wil L.M. Tamis

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

CML report 97 - Section Ecosystems and Environmental Quality

2° fase 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.

CIP-GEGEVENS KONINKLIJKE BIBLIOTHEEK, DEN HAAG

Gorree, Marieke

BIOMAG-2: Aanpassing en evaluatie van een model voor biomagnificatie in terrestrische voedselketens / Marieke Gorree, Wil L.M. Tamis. - Leiden : Centrum voor Milieukunde, Rijksuniversiteit Leiden. - (CML report ; 97. Section Ecosystems and Environmental Quality)

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

ISBN 90-5191-069-X

Trefw.: biomagnificatie / bodemverontreiniging / ecotoxicologie.

Druk: Biologie, Leiden

© Centrum voor Milieukunde, Leiden 1993

VOORWOORD

Het voorliggende verslag betreft de tweede, afrondende fase van het onderzoeksproject "Ontwikkeling risico-analyse methodiek voor bodemverontreiniging door systeem-vreemde stoffen", dat wordt uitgevoerd in het kader van het Speerpuntprogramma Bodemonderzoek (projectnummer 8975). De tweede fase van het project is uitgevoerd in de periode augustus 1992 tot en met maart 1993 door Marieke Gorree en begeleid door Wil Tamis.

Het verslag over de eerste fase van dit onderzoek, dat geleid heeft tot een model, BIOMAG, voor de bepaling van de risico's voor doorvergiftiging voor vogels en zoogdieren, is in het voorjaar van 1993 als een CML-mededeling gepubliceerd (Elbers & Traas 1993; zie: literatuurlijst). De tweede fase was gericht op afronding en evaluatie van het doorvergiftigingsmodel en op afstemming met de TNO-bijdrage aan het onderzoek, die de ontwikkeling betrof van een methodiek voor de voorspelling van de emissies, verspreiding en bodemgehalten van een aantal toxische stoffen in Nederland.

Op dit moment wordt getracht om in samenwerking met andere instituten in Nederland het modellerings-onderzoek naar doorvergiftiging van vogels en zoogdieren voor een langere periode voort te zetten, met name gericht op de verdere aanpassing van het model, op validatie met behulp van nieuwe veldgegevens en op de ontwikkelingen voor toepassingen in het beleid.

Hierbij willen wij dhr E. Meelis (RUL-ITB) danken voor zijn wiskundige en statistische adviezen. Voorts ook dan aan dhr T. Wensing en dhr J. Wolkers (RUU-Diergeneeskunde), dhr W.D. Denneman (TNO-Delft) en dhr A.J. Baars en dhr P. Zaung (CDI-Lelystad) voor het verstrekken van data van cadmiumgehalten in doelsoorten. Theo Traas (RIVM) en Mark Elbers (Heidemij) zorgden voor een goede overdracht van het project en voor nuttige adviezen tijdens de voortzetting ervan, waarvoor onze hartelijke dank.

Leiden, april 1993.

INHOUDSOPGAVE

Voorwoord	v
Inhoudsopgave	vi
Samenvatting	ix
Summary	xiii
1 Inleiding	1
1.1 Kader	1
1.2 BIOMAG	2
1.3 Fase 2: Afronding en evaluatie	3
1.4 Leeswijzer	4
2 Naar een bodemtype-onafhankelijk model	5
2.1 Inleiding	5
2.2 Biologische beschikbaarheid	6
2.3 Bioaccumulatiefactoren voor cadmium	7
2.3.1 Bodemvochtconcentratie	7
2.3.2 Bioaccumulatiefactoren	9
3 Gevoelighedsanalyse	13
3.1 Inleiding	13
3.2 Methode	14
3.3 Resultaten	16
3.3.1 Lokale gevoeligheid	16
3.3.2 Globale gevoeligheid	17
4 Validatie	19
4.1 Inleiding	19
4.2 Materiaal en methoden	20
4.2.1 Materiaal	20
4.2.2 Methode voor validatie	21
4.3 Resultaten	22
4.4 Modelaanpassing	25

5 Risico-analyse en normstelling in de Brabantse Kempen	29
5.1 Inleiding	29
5.2 Methode	30
5.3 Resultaten	31
5.3.1 Risico-analyse	31
5.3.2 Normstelling	31
6 Discussie en aanbevelingen	35
6.1 Inleiding	35
6.2 Discussie per hoofdstuk	35
6.2.1 Naar een bodemtype onafhankelijk model	35
6.2.2 Gevoeligheidsanalyse	36
6.2.3 Validatie	37
6.2.4 Risico-analyse en normstelling in de Brabantse Kempen	38
6.3 Vergelijking met andere risico-analysemethoden	40
6.4 Aanbevelingen	42
7 Literatuur	45
Bijlage 1: Methoden voor het benaderen van de Cd-concentratie in het bodemvocht	51
Bijlage 2: Meetkundige standaarddeviatie	55
Bijlage 3: Methoden voor gevoeligheidsanalyse	57
Bijlage 4: Modelstructuur BIOMAG	59
Bijlage 5: Nieuwe bioaccumulatiefactoren cadmium	61

SAMENVATTING

BIOMAG-2: aanpassing en evaluatie van een model voor biomagnificatie in terrestrische voedselketens

Inleiding

Door de Nederlandse overheid zijn normen voor schadelijke stoffen in de bodem opgesteld ter bescherming van de ecologische functie van de bodem. De wetenschappelijke onderbouwing van deze normen is vooral gebaseerd op het risico van de stoffen voor bodemorganismen en voornamelijk niet op het risico voor vogels en zoogdieren. In het kader van het Speerpuntprogramma Bodemonderzoek is door het Centrum voor Milieukunde (CML) in samenwerking met het IMET-TNO een onderzoek gestart om een methode voor het schatten van risico's van belasting van de bodem met niet of slecht afbreekbare stoffen voor vogels en zoogdieren te ontwikkelen. Het IMET-TNO-deel van het project richt zich op het gedeelte van de emissie-definitie tot en met de concentratie in de bodem. Het CML-deel richt zich op de doorgifte van deze stof naar enkele vogels en zoogdieren en het berekenen van het risico voor deze soorten. Het CML-project is uitgevoerd in twee fasen. De eerste fase betrof het ontwikkelen van het model BIOMAG. Het voor u liggende rapport is een verslag van de tweede afrondende fase, met als resultaat BIOMAG-2.

Centraal in BIOMAG staan voedselketens met aan het eind een doelsoort (ree, wezel, torenvalk en kerkuil). BIOMAG bestaat uit twee delen. In het eerste, ecologische deel wordt het gehalte aan verontreinigende stof in het voedsel van de doelsoort berekend met behulp van stochastische BioAccumulatieFactoren (BAF's). In het tweede, toxicologische deel wordt het gehalte van de verontreinigende stof in de doelsoort of organen daarvan bepaald, met behulp van accumulatiemodellen. BIOMAG kan worden gebruikt voor risicoschatting en normstelling. De methode is toegepast voor de zware metalen cadmium en lood en het bestrijdingsmiddel lindaan.

In de tweede fase stond aanpassing en evaluatie van het model voor cadmium centraal. Het aangepaste model gaat uit van het biologisch beschikbare deel van cadmium in de bodem in plaats van het totaalgehalte. De evaluatie bestaat uit drie onderdelen: gevoeligheidsanalyse, validatie en toepassing BIOMAG in een voorbeeldgebied. Het resultaat van deze studie is een nieuwe versie van BIOMAG: BIOMAG-2.

Naar een bodemtype-onafhankelijk model

In BIOMAG-2 wordt gebruik gemaakt van het bodemvochtgehalte van cadmium in plaats van het totaal gehalte in het oude model. Het bodemvochtgehalte sluit beter aan bij de fractie die biologisch beschikbaar is. Het model wordt hierdoor voor verschillende bodemtypen toepasbaar en het biedt de mogelijkheid voor een uniforme overheidsnorm voor bodemvervuiling. Nieuwe BAF's_{vegetatie/bodem} en BAF's_{insekt/bodem} gebaseerd op gemeten of geschat bodemvochtgehalte (methode Boekhold) zijn afgeleid uit literatuur.

Het bleek door gebrek aan gegevens niet mogelijk de in BIOMAG-1 apart onderscheiden BAF's_{vegetatie/bodem} voor ree en woelmuizen te handhaven, zodat deze in één BAF_{vegetatie/bodem} zijn samengevoegd. Daarentegen is op grond van de verzamelde gegevens besloten om de BAF_{vertebraat/bodem} te splitsen in twee afzonderlijke BAF's voor wormen en overige evertebraten (vnl. insecten).

Gevoeligheidsanalyse

Er is zowel een lokale als globale, relatieve gevoeligheidsanalyse uitgevoerd met behulp van een analytische methode.

Uit de lokale gevoeligheidsanalyse bleek dat de modellen voor de ree en de torenvalk even gevoelig zijn voor alle parameters, met uitzondering voor de parameter t (tijd), die veel lager. Voorts bleek dat de modellen voor de wezel en de kerkuil het gevoeligst zijn voor c (bodemvochtconcentratie), v_i (voedselinhoud), voor BAF_{spits/voed} en BAF_{worm/bod} en voor de fysiologische parameters k_{opp} (opname efficiëntie), k_{vd} (conversiefactor versgewicht/drooggewicht), k_{uit} (uitscheidingsconstante) en c_{nier} (concentratiefactor nier). De gevoeligheid van BIOMAG-2 voor de parameter t is bij de kerkuil evenals bij torenvalk en ree zeer laag. Bij de wezel is de gevoeligheid van BIOMAG-2 voor t relatief veel hoger dan voor de overige doelsoorten.

Uit de globale gevoeligheidsanalyse bleek een nieuwe lokale gevoeligheidsanalyse noodzakelijk is als grote veranderingen optreden in de parameters k_{uit} (uitscheidingsconstante), alsmede in de BAF's en muis-percentages in de modellen voor wezel en kerkuil.

Validatie

Voor de validatie zijn de berekende waarden voor de concentratie van cadmium in muizen en in de nieren van doelsoorten vergeleken met bekende gemeten waarden van cadmium in muizen en nieren van doelsoorten of aanverwante soorten. Zoveel als mogelijk heeft validatie plaatsgevonden met gehalten uit de Kempen, waarvoor de risico's berekend zijn. Voor de wezel of aanverwante soorten zijn geen meetgegevens gevonden, zodat validatie voor deze soort niet mogelijk was.

Uit de validatie blijkt dat de berekende waarden voor de Cd-concentraties in de nier van de torenvalk redelijk overeen lijken te komen met de gemeten waarden in torenvalken (n=2) en in buizerds. De voorspelde waarden voor Cd-concentraties in de nier van de kerkuil zijn echter veel hoger dan de gemeten waarden in kerkuilen. Ook de voorspelde waarden voor Cd-concentraties in het voedsel van de kerkuil, de spitsmuis, alsmede in het voedsel van de spitsmuis zijn veel hoger dan de gemeten waarden. De voorspelde waarden voor Cd-concentraties in de nier van de ree lijken daarentegen lager, met name in de jongere dieren, dan de gemeten waarden.

Opvallend was verder dat in buizerds in de zwaar met cadmium vervuilde Kempen veel hogere Cd-gehalten zijn gemeten dan in buizerds uit de rest van Nederland. Voorts was het opvallend dat het gemeten niergehalte van de kerkuil in de Kempen veel lager dan die van de torenvalk en buizerd in de Kempen. Aangezien het voedsel van de kerkuil zwaarder belast is met Cd, betekent dit waarschijnlijk dat de kerkuil een duidelijk andere fysiologie heeft dan de torenvalk of buizerd.

Naar aanleiding van de validatie worden een aantal mogelijke aanpassingen besproken waarvan er één ook werkelijk is uitgevoerd namelijk een verlaging van de $BAF_{worm/bodem}$ en $BAF_{overige\ cvertebraten/bodem}$ met een factor 10. Het resultaat van deze aanpassing is een realistischere schatting van de Cd-concentratie in de spitsmuis en zijn voedsel, maar in de kerkuil zijn de gehalten echter nog steeds te hoog. Verdere aanpassingen van het kerkuil-model, waarschijnlijk met name de fysiologische parameters, zijn dus nog noodzakelijk.

Risico-analyse en normstelling in de Brabantse Kempen

Om de bruikbaarheid van BIOMAG-2 voor het milieubeleid te illustreren zijn twee "scenario's" voor de Brabantse Kempen doorgerekend: de huidige situatie en een halvering van de bodemgehalten van Cd als gevolg van emissiereductie. De risico's op overschrijding van de NOEC voor nierschade voor torenvalk en ree in de beide scenario's blijken, als wordt uitgegaan van gemiddelde bodemgehalten, niet boven de 5%, het gekozen niveau van het Maximaal Toelaatbaar Risico (MTR), uit te komen. Alleen rondom de zinksmelterij in de Kempen komen plaatselijk bodemgehalten voor die een risico boven het MTR voor torenvalk en ree opleveren.

Het MTR voor de torenvalk wordt bereikt bij een bodemvochtconcentratie van 0.56 mg Cd/l, die voor de ree bij 0.59 mg Cd/l of bij een totaalgehalte (voor de Kempen) van respectievelijk van 7.7 en 8.1 mg Cd/kg. Deze MTR's zijn hoger dan die gebaseerd op bodemorganismen die tussen de 0.08 en 0.17 mg Cd/kg grond liggen.

Andere risico-analysemethoden

In Nederland zijn door anderen soortgelijke op accumulatie in terrestrische voedselketens gebaseerde risico-analysemethoden ontwikkeld. Enkele modellen die tot nu

toe zijn ontwikkeld zijn Romijn et al. (1991), Balk et al. (1992), CATS-1 (Traas & Aldenberg 1992). Deze methoden zijn deels simpeler en deels complexer van aard. Het Romijn-model is een zeer simpel, niet stochastisch model. Het stochastische model CATS-1 is veel complexer dan de overige modellen. Dit model analyseert de gehele cadmium-kringloop in een ecosysteem en heeft daardoor een grote data-behoefte. In vergelijking met CATS-1 komt BIOMAG-2 net als model Balk naar voren als een relatief simpel stochastisch model waarmee de concentraties in de verschillende niveau's van een voedselketen kunnen worden berekend. Doordat BIOMAG-2 net als CATS-1 rekent met de concentratie in het bodemvocht is het model in tegenstelling tot model Balk in principe toepasbaar op verschillende bodems. Voorts heeft BIOMAG-2 net als CATS-1 een toxicologisch deel voor de doelsoorten boven in de voedselketens. Een voordeel hiervan is de mogelijkheid voor risico-beoordeling aan de hand van een NOEC gebaseerd op interne concentraties. Op dit moment levert BIOMAG-2 in tegenstelling tot een aantal andere modellen geen informatie over risico's op het niveau van muis, bodemevertebraat en vegetatie.

Aanbevelingen

Aanbevelingen zijn geformuleerd, met name voor verder validatie-onderzoek van het model met nieuwe metingen, fysiologisch onderzoek naar de doelsoorten, onderzoek naar de ecologische effecten van bodemverontreiniging, onderzoek naar het effect van ruimtelijke variatie in bodemverontreiniging, alsmede ook de verdere ontwikkeling voor gebiedsgerichte toepassingen.

SUMMARY

BIOMAG-2: risk assessment of soil pollution for terrestrial vertebrates; adaptation and evaluation

The present risk assessment- and standard setting methods used by environmental policy makers in The Netherlands hardly take into account the risks of transfer of toxicants via the food chain into larger vertebrate animals. The present research, carried out by the Centre of Environmental Science (CML), Leiden University, was part of the Netherlands Integrated Soil Research Programme. The aim of this project was the development of a method for the assessment of risks of persistent soil polluting substances for terrestrial vertebrates. The research was carried out in co-operation with the Netherlands Organization for Applied Scientific Research, department Environmental Technology (MT-TNO) who developed a model for the emission, dispersal and soil solution concentration of persistent soil polluting substances.

In the first phase of the research a model for biomagnification, BIOMAG, had been developed and in the second phase, which is presented in this report, this model had been adapted and evaluated.

In the first phase food chains were modelled for roe deer (*Capreolus capreolus*), weasel (*Mustela nivalis*), kestrel (*Falco tinnunculus*) and barn owl (*Tyto alba*) and data from literature were collected and calculations were made for the heavy metals cadmium, lead and for the pesticide lindane. The model consists of two parts. In the first, ecological part of BIOMAG, the concentration of the toxicant in the successive levels of the food chain is calculated by means of bioaccumulation factors (BAF's). BAF's are treated as stochastic variables in order to take into account environmental, ecological and physiological variation. In the second, toxicological part of BIOMAG the internal concentration of the toxicant in the animal is calculated by means of accumulation models. The result is a distribution of internal concentrations. BIOMAG can be used for risk assessment and standard setting. The risk is expressed as the percentage of concentrations exceeding a NOEC. The method is developed for cadmium, lead and lindane.

In the second phase of the project BIOMAG had been adapted and an elaborate sensitivity analysis and a validation had been carried out for the heavy metal cadmium. This resulted in a new version of the model: BIOMAG-2. Also the effects of some scenario's for emission reduction have been calculated.

The adaptation consists of using the soil solution concentration of Cd instead of the soil total concentration of the toxicant, producing a more realistic model, which could be applied for all soil types.

A local as well as a global relative sensitivity analysis have been performed with an analytical method. Some main results from the local sensitivity analysis were that the models for roe deer and kestrel were equally sensitive for all variables, except for the variable time, which is less sensitive; that the models for the weasel and barn owl are most sensitive for the soil concentration, the physiological parameters as well as the $BCF_{\text{shrew/food}}$ and the $BCF_{\text{worm/soil}}$. The global sensitivity analysis made clear that new sensitivity analyses are required if values for the excretion-constant, the BCF's as for the diet composition (contribution of shrews, voles and real mice) change considerably.

For the validation data were collected on cadmium contents of the target species (and their food) or related species. These data were collected from a heavily with cadmium contaminated area in The Netherlands, The Kempen, or if not available from other areas. The predicted cadmium concentrations in the kestrel resemble those measured in a few kestrels and in a larger group buzzards in The Kempen. The predicted concentrations in the barn owl were much higher however, than those measured in some barn owls in The Kempen. Also the predicted concentrations in mice eaten by the barn owl and in their food appeared to be much higher than those measured in other contaminated areas. On the contrary the predicted concentrations in roe deer seem to be lower, especially in the young animals, than those measured in cows in The Kempen, in roe deer in Germany and in red deer and wild boars in The Veluwe (The Netherlands).

To illustrate possible applications of BIOMAG-2 for environmental policy we looked at two scenarios in The Kempen area: maintenance of the present soil Cd concentrations and a halving of it. For both scenarios the risk of exeding a NOEC for kidney damage for the roe deer and the kestrel was calculated. The risk was less than 5% - the chosen Maximum Acceptable Risk (MAR)- for both species in both scenario's. Only in the near surroundings (< 200 m) of the point source of cadmium, a zinc refinery plant, this level is exceeded. The maximum allowable soil Cd concentrations, based on a MAR of 5%, for roe deer and kestrel calculated with BIOMAG-2 appear to be higher than those based on soil organisms.

In the discussion a comparison is made of several biomagnification models for terrestrial systems in The Netherlands: BKH, CATS, ECOROUTING and the Romijn-models. Some of these models are more simple, some are more complex than BIOMAG. The more complex models all use BCF's and a stochastic approach. Important advantages of BIOMAG are the use of soil solution concentration and the calculations of accumulation of toxicants in target species, although the model is

relatively simple. In contrary to some other models BIOMAG-2 does not predict risks for lower levels in the food chain.

Recommendations for future research are a.o.: sampling of new field data for further validation and adaptation of BIOMAG; physiological research into the toxicological aspects of uptake and excretion in the different organs, incorporation of ecological effects (i.e. food shortage and biotope loss) of soil pollution; incorporation of heterogeneity of soil pollution and development of generic and regional applications for environmental policy-makers, a.o. the integration of the different soil standards.

HOOFDSTUK 1: INLEIDING

1.1 Kader

Bodemverontreiniging krijgt al vele jaren veel aandacht. Het milieubeleid van de Nederlandse overheid is erop gericht de multifunctionaliteit van de bodem te waarborgen en die van verontreinigde bodems te herstellen (VROM 1989a). Van de mogelijke functies wordt de ecologische functie over het algemeen als de meest gevoelige functie beschouwd (VTCB 1986). Om de ecologische functie van de bodem te beschermen zijn door de overheid milieuhygiënische normen voor stoffen in de bodem opgesteld. Deze normen worden afgeleid van het niveau dat een maximaal toelaatbare risico (MTR) oplevert. De streefwaarden worden bijvoorbeeld vastgesteld op het niveau van een verwaarloosbaar risico. De streefwaarde bevindt zich veelal een factor 100 onder het MTR.

Wetenschappelijke onderbouwing van deze normen is op het ogenblik vooral gebaseerd op het MTR voor bodemorganismen. Hierbij is gebruik gemaakt van de methode van Van Straalen en Denneman (1989). Deze methode gaat uit van de bescherming van 95% van de soorten in de bodem. Schade bij 5% van de soorten wordt toelaatbaar geacht. Hoewel ook vogels en zoogdieren als belangrijke representanten van een ecosysteem worden gezien (VROM 1989b), is het MTR voor deze dieren die voornamelijk indirect (via het voedsel) met de bodemverontreiniging in contact komen, nog niet bij de normstelling betrokken. Wel worden op het ogenblik methodes ontworpen die gericht zijn op het schatten van risico's van bodemverontreiniging voor vogels en zoogdieren (Elbers & Traas 1993, Romijn *et al.* 1992, Traas *et al.* 1992, Balk *et al.* 1992).

Een van deze methoden is ontwikkeld door IMET-TNO en CML in het kader van het interdepartementale Speerpunt-Programma Bodemonderzoek in de onderzoekslijn A1. Het doel van dit project is:

Het ontwikkelen van een integrale methodiek voor de identificatie, kwantificatie en beoordeling van lange termijn risico's van belasting van de bodem met niet of slecht afbreekbare stoffen voor terrestrische vertebraten.

Het IMET-TNO-deel van het project richt zich op het gedeelte van de emissie-definitie tot en met de concentratie in de bodem. Het CML-deel richt zich op de doorgifte van deze stof naar enkele vogels en zoogdiere) en het berekenen van het risico voor deze soorten.

1.2 BIOMAG

Het CML-deel bestaat voor een groot deel uit het model BIOMAG (Elbers & Traas 1993). Centraal in de methode staan voedselketens met aan het eind een doelsoort (vogel of zoogdier), waarvoor het risico wordt bepaald. BIOMAG bestaat uit twee delen. In het eerste deel wordt het gehalte aan verontreinigende stof in het voedsel van de doelsoort berekend met behulp van stochastische BioConcentratieFactoren (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.

BIOMAG kan worden gebruikt voor risicoschatting en normstelling. Uitgaande van een bepaalde bodemconcentratie van een schadelijke stof kan het risico voor een doelsoort geschat worden door berekening van de kans (in procenten) op schade voor een individu van deze soort. Ook is het mogelijk uitgaande van een maximaal toelaatbaar geacht risico (in procenten) het bijbehorende maximaal toelaatbare bodemgehalte te berekenen (het MTR), waarop normen kunnen worden gebaseerd. Dit MTR is niet gelijk aan het MTR gehanteerd door Van Straalen en Denneman (1989). Van Straalen en Denneman gaan uit van een maximaal percentage van de soorten dat schade mag ondervinden. BIOMAG gaat uit van een maximaal percentage van individuen van één soort dat schade mag ondervinden.

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

In plaats van de term bioconcentratie wordt in het voor u liggende rapport de term bioaccumulatie gebruikt. De term bioconcentratie beschrijft het verschijnsel dat de

concentratie in een organisme hoger is dan in zijn milieu. Deze term is dus alleen op de eerste stap in de voedselketen, van bodem naar bodemvertebraten of planten, van toepassing. Het verschijnsel dat de concentratie in een organisme hoger is dan in zijn voedsel wordt biomagnificatie genoemd. Deze term is dus van toepassing op alle overige stappen in de voedselketen. De term bioaccumulatie wordt voor beide processen gebruikt. Omdat in BIOMAG beide processen gemodelleerd worden, worden voor beide de termen bioaccumulatie en BioAccumulatieFactor (BAF) gebruikt.

De hierboven beschreven methode is het resultaat van de eerste fase van het CML-deel van het project. De tweede fase waarvan dit rapport het resultaat is, behelst de afronding en evaluatie van BIOMAG. In deze fase is een tweede verbeterde versie van het doorgiftemodel ontwikkeld: BIOMAG-2. Deze verbeteringen zijn het gevolg van aansluiting bij het TNO-deel, nadere analyse van de BAF's, gevoeligheidsanalyse en validatie. In dit rapport wordt, als naar de eerste versie van het model wordt verwezen over BIOMAG-1 gesproken.

1.3 Fase 2: Afronding en evaluatie

Het doel van deze studie is het afronden en evalueren van de ontwikkelde risico-analysmethode voor doorvergiftiging. De nadruk ligt hierbij op het zware metaal cadmium. Hieronder volgt een korte beschrijving van de voornaamste taken die onder deze doelstelling vallen.

Afronding

Hieronder valt één taak:

- Aanpassen van het model aan biologisch beschikbare deel van cadmium in de bodem in plaats van het totaalgehalte.

In BIOMAG werd tot nu toe gerekend met het totale bodemgehalte van een schadelijke stof in de bodem als uitgangspunt. Hierdoor is de methode op slechts enkele bodems toepasbaar. In deze studie wordt BIOMAG-1 daarom aangepast aan het beschikbare deel van cadmium in de bodem, wat de methode op meerdere bodems toepasbaar maakt. In aansluiting op het TNO-model is besloten de cadmiumconcentratie in het bodemvocht als maat voor het beschikbare cadmium te gebruiken. Op deze wijze sluiten het TNO- en CML-model goed op elkaar aan.

Evaluatie

De volgende drie onderwerpen komen bij de evaluatie van BIOMAG aan de orde.

- 1) gevoeligheidsanalyse: analyse gevoeligheid van BIOMAG-2 voor veranderingen in de modelparameters.
- 2) Validatie: toetsing van de modeluitkomsten

- 3) Toepassing: Gebruik TNO- en CML-model voor verschillende scenario's voor een voorbeeldgebied

ad 1 en 2.

In fase 1 is vooral aandacht besteed aan de bouw van het model. Voordat een model klaar is voor gebruik moet het echter eerst gevalideerd worden. Eventueel kan bij grote verschillen tussen de modeluitkomsten en de werkelijkheid calibratie plaatsvinden door enkele parameters een andere waarde te geven. Hierbij kan gebruik gemaakt worden van de resultaten van een gevoeligheidsanalyse. Met behulp van de gevoeligheidsanalyse kan bepaald worden voor welke parameters het model het gevoeligst is. Deze parameters komen als eerste voor aanpassing in aanmerking.

ad 3.

BIOMAG-2 kan zowel voor risico-analyse als voor normstelling worden toegepast. Ter demonstratie worden het TNO- en het CML-model gezamenlijk toegepast voor risico-analyse in een voorbeeldgebied. De modellen worden gekoppeld en de risico's van enkele emissie-scenario's voor cadmium worden berekend.

1.4 Leeswijzer

In hoofdstuk 2 wordt de eerste stap gezet naar het toepasbaar maken van BIOMAG voor meerdere bodentypen. Het begrip biologische beschikbaarheid speelt hierbij een belangrijke rol. De gevoeligheidsanalyse wordt behandeld in hoofdstuk 3. Vervolgens komt de validatie van het model aan bod in hoofdstuk 4. In hoofdstuk 5 worden twee verschillende scenario's uitgewerkt, waarbij een koppeling tussen het TNO verspreidings-model en het CML accumulatie-model plaatsvindt. Tenslotte worden in hoofdstuk 6 de methoden en belangrijkste conclusies uit de hoofdstukken 2 t/m 5 besproken en enkele aanbevelingen voor toekomstige onderzoeken en acties gedaan.

HOOFDSTUK 2: NAAR EEN BODEMTYPE-ONAFHANKELIJK MODEL

2.1 Inleiding

In BIOMAG-1 (Elbers & Traas 1993) dient het totaalgehalte van een schadelijke stof in de bodem als uitgangspunt voor de opname van deze stof door vegetatie en bodemvertebraat. Er wordt geen rekening gehouden met de invloed van bodemeigenschappen zoals pH, organische stof, kleigehalte en dergelijke op de beschikbaarheid van de stof voor opname. Omdat deze invloed zeer groot kan zijn, moet men erg voorzichtig zijn met het baseren van de opname alleen op het totaalgehalte. Bovendien is BIOMAG-1, doordat geen rekening gehouden wordt met bodemeigenschappen, slechts op enkele bodems toepasbaar. Het is beter het biologisch beschikbare deel van een stof in de bodem als uitgangspunt voor opname te nemen.

Een model gebaseerd op de biologisch beschikbare hoeveelheid van een schadelijke stof in de bodem in plaats van de totale hoeveelheid, houdt rekening met de invloed van de bodemeigenschappen en is in principe op alle bodemtypen toepasbaar. De nieuwe versie van BIOMAG: BIOMAG-2, is daarom wat betreft cadmium aangepast aan het gebruik van de biologisch beschikbare hoeveelheid van een schadelijke stof als uitgangspunt van de berekeningen. Deze aanpassing houdt in dat nieuwe BAF's_{org} voor cadmium zijn bepaald.

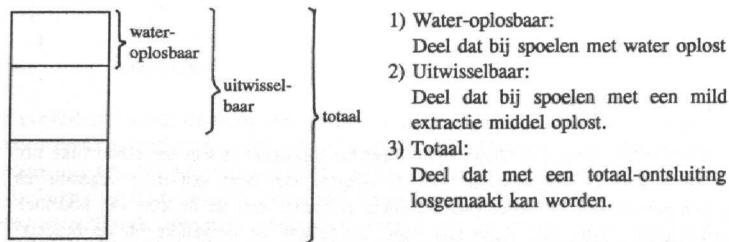
In dit hoofdstuk wordt eerst wat dieper op het begrip "biologische beschikbaarheid" ingegaan. Vervolgens wordt uit verschillende methoden voor de bepaling van het

biologisch beschikbare cadmium er één gekozen. Uit gegevens van verschillende auteurs worden BAF's gebaseerd op beschikbaar cadmium afgeleid. Uit deze BAF's worden de definitieve BAF's voor BIOMAG-2 gekozen.

Hierbij bleek het door gebrek aan gegevens niet mogelijk de in BIOMAG-1 apart onderscheiden BAF's_{vegetatie/bodem} voor de ree, de woelmuis en de bosmuis te handhaven, zodat deze in één BAF_{vegetatie/bodem} zijn samengevoegd. Daarentegen is op grond van de verzamelde gegevens besloten om de BAF_{insect/bodem} te splitsen in twee afzonderlijke BAF's: een BAF voor de opname van cadmium door wormen en een BAF voor de opname van cadmium door de overige bodemvertebraten.

2.2 Biologische beschikbaarheid

Het totale gehalte van een stof in de bodem kan worden onderverdeeld in een aantal fracties (zie figuur 2.1):



Figuur 2.1 Verschillende fracties van een stof in de bodem

Van het totale gehalte in de bodem is slechts een deel beschikbaar voor opname door organismen. De uitwisselbare fractie (mg stof/kg grond) wordt meest-

al als een betere benadering van de beschikbare fractie gezien dan de water oplosbare fractie of het totaal gehalte. Er is vrij veel onderzoek gedaan naar de relatie tussen de uitwisselbare fractie van een stof en de opname door planten. De uitwisselbare fractie van een stof in de bodem geeft over het algemeen een betere correlatie met opname door planten dan het totaalgehalte (o.a. Sauerbeck & Styperek 1985, Hāni & Gupta 1985, Smilde *et al.* 1992, Sanka & Dolezal 1992¹). De grootte van deze uitwisselbare fractie ten opzichte van het totaalgehalte wordt bepaald door

¹ Köster en Merkel (1983) vonden in tegenstelling tot veel andere auteurs dat uitwisselbare fracties geen betere correlatie met plantgehalte gaven dan de totaalgehalten. De uitwisselbare fractie van Pb vertoonde zelfs een slechtere correlatie met opname door planten dan het totaalgehalte.

bodemeigenschappen als pH, organische stof-gehalte, kleigehalte, ionen sterkte etc.

Enkel auteurs tonen echter aan dat niet de uitwisselbare fractie: de hoeveelheid extraheerbare stof per gewicht grond, maar de concentratie van de stof in het bodemvocht: mg stof/l bodemvocht, de beste correlatie vertoont met opname door de plant. (Gerritse *et al.* 1983, Adams & Sanders 1985. Dit is niet verwonderlijk aangezien plant en ook bodemorganismen de stof vooral uit het bodemvocht opnemen. Omdat bovendien de uitwisselbare fractie nogal afhankelijk is van de oplossing/grond verhouding bij extractie en de bepalingen van de concentratie in het bodemvocht hier veel minder gevoelig voor zijn, is als maat voor de biologische beschikbaarheid van een stof in dit rapport de concentratie in het bodemvocht gekozen. Deze maat zal verder bodemvochtconcentratie genoemd worden.

2.3 Bioaccumulatiefactoren voor cadmium

2.3.1 Bodemvochtconcentratie

BAF's gebaseerd op de bodemvochtconcentratie kunnen worden afgeleid uit literatuur waarin zowel het Cd-gehalte in planten als in het bodemvocht vermeld wordt. BAF's worden berekend door de Cd-concentraties in de organismen te delen door de concentratie in het bodemvocht.

Directe metingen van de bodemvochtconcentratie in combinatie met metingen van de Cd-concentratie in bodemorganisme of plant komen nauwelijks voor. Daarom zal gebruik gemaakt moeten worden van schattingen van de bodemvochtconcentratie door middel van een milde extractie of model (zie tekstkader 1). Er zijn veel verschillende milde extractiemethoden. Om uit verschillende bronnen toch onderling vergelijkbare resultaten te verkrijgen is het raadzaam resultaten te gebruiken van slechts één of enkele op elkaar afgestemde methoden.

Er is gekozen voor een milde extractie met 0.01M CaCl_2 -oplossing in combinatie met de Boekhold (1992) methode om de volgende redenen:

- Zoutoplossingen vertonen in het algemeen in vergelijking met andere milde middelen een betere correlatie met plantopname (Sauerbeck & Styperek 1985, Häni & Gupta 1985). CaCl_2 heeft als voordeel dat het ook bij lage Cd-concentraties in de bodem toepasbaar is (Sauerbeck & Styperek 1985).
- De 0.01M CaCl_2 -oplossing vertoont qua chemische eigenschappen een goede gelijkenis met bodemvocht. De zout-concentratie komt namelijk min of meer overeen met die van het bodemvocht en Ca^{2+} is het dominante kation in het adsorptie-complex van de bodem (Novozamsky *et al.* 1993).
- Met het model van Boekhold (1992) kan voor zandbodems met behulp van gegevens over $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ en organische koolstof vanuit het totaalgehalte de

Methoden voor bepalen van de bodemvochtconcentratie van Cd

Er zijn verschillende methoden om de Cd-concentratie in het bodemvocht te bepalen. Het is het raadzaam uit te gaan van één methode of enkele methoden die vergelijkbare resultaten opleveren. De methoden zijn ruwweg in drie groepen te verdelen: Directe meting, milde extractie of modelmatige berekening.

Directe meting

Bodemvocht kan aan de bodem worden onttrokken door bijvoorbeeld centrifugeren, of door uitzakken na toevoeging van gedestilleerd water van bovenaf. Hierna kan de concentratie van de stof in het bodemvocht gemeten worden. Deze directe meting is de meest betrouwbare bepaling van de Cd-concentratie in het bodemvocht. Deze methode is echter nog niet veel toegepast, zodat op deze wijze gemeten bodemvochtconcentraties nog nauwelijks met planten of bodem-organismen zijn gecorreleerd. BAF's gebaseerd op deze methode zijn daarom nog niet mogelijk.

Milde extractie

De bodemvochtconcentratie kan worden benaderd door meting van de concentratie in een milde extractie-oplossing. Een hoeveelheid grond wordt gemiddeld met de oplossing en als er evenwicht is ontstaan wordt de concentratie in de oplossing gemeten. Het resultaat kan op twee verschillende manieren worden weergegeven:

- als uitwisselbare fractie (mg/kg bodemmateriaal)
- als concentratie in oplossing (mg/l)

Beide resultaten kunnen indien de verhouding tussen oplossing en grond bekend is, worden omgerekend naar bodemvochtconcentratie.

Er zijn veel verschillende extractie middelen en methoden in omloop. Deze variëren van vrij sterke tot zeer milde extracties. Extracties met milde op het bodemvocht gelijkende oplossingen leveren waarschijnlijk een betrouwbaarder schatting van de bodemvochtconcentratie op, dan extracties met sterkere oplossingen.

De milde extracties worden vrij veel toegepast. Helaas worden ook binnen de milde extracties veel verschillende middelen en methoden gebruikt waardoor de experimenten onderling vaak niet goed vergelijkbaar zijn.

Modelmatige berekening

De modelmatige berekening van de bodemvochtconcentratie wordt meestal gebaseerd op het totaalgehalte, bodemeigenschappen en eventuele concentraties aan andere stoffen in het bodemvocht. Van Erp en Van Lune (1989) benaderen de bodemvochtconcentratie van Cd door enkele aannamen te doen over het evenwicht tussen Ca en Cd in oplossing en vervolgens de Cd-concentratie in het bodemvocht af te leiden uit metingen van geadsorbeerde Cd en Ca, en Ca in oplossing. Door Boekhold (1992) is een model ontwikkeld, waarmee voor zandbodems met behulp van gegevens over $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ en organische koolstof vanuit het totaalgehalte de concentratie in een 0.01M CaCl_2 -oplossing (als benadering voor bodemvocht, zie ad 2) kan worden berekend.

De betrouwbaarheid van deze schattingen van de bodemvochtconcentratie is niet bekend. De methoden worden op het ogenblik nog niet op grote schaal toegepast.

Tekstkader 1

concentratie in een 0.01M CaCl_2 -oplossing worden berekend (zie bijlage 1). Veel auteurs die de concentratie in bodem en organisme met elkaar vergelijken gaan uit van totaalgehalten. Met dit model kunnen deze totaalgehalten worden omgerekend naar concentratie in bodemvocht (CaCl_2 -oplossing) als pH en organische koolstof vermeld zijn.

Het model van Boekhold is ontwikkeld voor de omgeving van Budel, waarvoor in samenwerking met TNO een aantal depositie scenario's zal worden doorgerekend. Ook TNO maakt gebruik van het model van Boekhold. Door gebruik van het model van Boekhold is BIOMAG-2 dus goed bruikbaar voor het voorbeeldgebied.

2.3.2 Bioaccumulatiefactoren

In deze paragraaf worden een aantal BAF's voor Cd afgeleid uit verschillende bronnen gepresenteerd. Er bleek zoveel variatie in de BAF's aanwezig dat voor BIOMAG-2 niet alle gegevens zijn gebruikt maar een selectie is gemaakt. In het laatste deel van deze paragraaf zal deze selectie worden toegelicht.

In tabel 2.1 zijn per bron de meetkundige gemiddelden en de standaarddeviatie van de berekende BAF's weergegeven.

In de voorgaande paragraaf is extractie met een oplossing van 0.01M CaCl_2 gekozen als beste schatting voor de bodemvochtconcentratie. De CaCl_2 -extractie is een vrij gangbare methode. De concentratie waarin CaCl_2 in de oplossing voorkomt is echter meestal hoger dan 0.01M. De concentratie in het bodemvocht kon daarom zelden direct uit een extractie worden afgeleid en is in bijna alle gevallen met de methode van Boekhold geschat.

De gemiddelde BAF's lopen sterk uiteen. Enkele mogelijke verklaringen hiervoor worden in tekstkader 2 genoemd. De BAF's gebaseerd op metingen van de Cd-concentratie in een 0.01M CaCl_2 -oplossing liggen vrij dicht bij elkaar. Uit tabel 2.1 blijkt verder dat de BAF's gebaseerd op Ma *et al.* (1991) veel lager zijn dan de BAF's gebaseerd op andere bronnen. De BAF's voor wormen zijn veel hoger dan die voor overige evertelaten. De $\text{BAF}_{\text{worm/bodem}}$ is $\pm 8x$ zo hoog als de $\text{BAF}_{\text{overige evert./bodem}}$ (beide gebaseerd op Ma *et al.* 1991).

Omdat de verschillen in BAF's tussen verschillende bronnen vrij groot zijn moet er gekozen worden voor één of meer bronnen om de BAF's op te baseren. Er is gekozen om de BAF's te baseren op de gegevens van Ma *et al.* (1991) om de volgende redenen:

Tabel 2.1 BAF's organisme/bodemvocht voor planten en bodemvertebraten voor Cd. Methode: Methode waarmee de concentratie in het bodemvocht is geschat' Met= meting in een 0.01 M CaCl₂-oplossing' Boek= met methode van Boekhold berekend; gem: Meetkundig gemiddelde zie voor afleiding bijlage 2; sd: Meetkundige standaarddeviatie (zie bijlage 2).

Auteur	organisme	bodem/locatie	Methode	BAF	
				gem	sd
Ma <i>et al.</i> 1991	grassen, kruiden, struiken	zand Budel, Arnhem	Boek	16.9	11.3
van Luit 1984	sla	zand Budel	Boek	254	108
Tamis <i>et al.</i> 1992	grassen	zand	Boek	412	915
Whitten & Richie 1991	klaver	zand/zavel	Met*	775	-
Novozamsky <i>et al.</i> 1992	spinazie	leem/zand Maas	Met	656	240
	bodemvertebraten (incl. wormen)	zand Budel, Arnhem	Boek	313	504
Ma <i>et al.</i> 1991	wormen	„	„	1722	2025
	overige bodemvertebraten (excl. wormen)	„	„	227	337
Czarnowska & Jopkiewicz 1978	wormen	zand Amerika	Boek	12480	7302

*: Regressie coëfficiënt bepaald door auteurs. Het snijpunt van de regressielijn met de y-as is niet 0, dus deze coëfficiënt is niet gelijk maar wel vergelijkbaar met de overige BAF's. Geen standaarddeviatie berekend.

De methode van Boekhold zal voor deze gegevens de meest betrouwbare uitkomsten geven omdat de gegevens van Ma *et al.* (1991) verzameld zijn in hetzelfde gebied (de Brabantse Kempen, zie tekstkader 1).

Omdat er grote verschillen in opname kunnen bestaan tussen verschillende soorten (zie tekstkader 2) zal zo goed mogelijk rekening gehouden moeten worden met het dieet van reeën en muizen. Reeën en herbivore muizen eten voornamelijk gras, kruiden, knoppen en vruchten. Daarom lijkt het onverstandig om de BAF_{vegetatie/bodem} op de sterk accumulerende groenten (van Luit 1984, Novozamsky *et al.* 1993) te baseren. De gegevens van Ma zijn gebaseerd op grassen, kruiden en struiken en is dus een goede basis om de BAF's voor BIOMAG-2 op te baseren.

Mogelijke oorzaken voor de spreiding in de BAF's

De grote spreiding in de BAF's in tabel 2.1 tussen verschillende auteurs kan voor een deel veroorzaakt zijn door een verschil in methoden voor het meten van de pH, het gehalte aan organische stof, het totale Cd-gehalte van de grond of de Cd-concentratie in het bodemvocht. Ook het verschil tussen het bepalen van de bodemvochtconcentratie uit metingen of via het model Boekhold zal hierbij een rol kunnen spelen.

Meer structurele oorzaken van de spreiding in de BAF's binnen en tussen bronnen kunnen zijn:

- 1) Invloed van omgevingsfactoren
- 2) Verschillen tussen soorten
- 3) geen rechtlijnig verband tussen bodemvocht- en plantconcentraties

ad 1.

Abiotische bodem en omgevingsfactoren kunnen niet alleen de beschikbaarheid, maar ook de opname van cadmium beïnvloeden. Uit experimenten van Wohlgemuth (1990) blijkt dat de pH behalve op de beschikbaarheid van cadmium ook invloed heeft op de opname van Cd door springstaarten. Janssen *et al.* (1990a) vonden seizoensfluctuaties in cadmiumgehalten in een aantal bodemevertebraten. Hij schrijft dit gedeeltelijk aan verschil in temperatuur toe. Ma *et al.* (1991) vinden verschil in Cd-concentraties binnen plantesoorten tussen seizoenen. Een factor die van grote invloed is op de opname uit het bodemvocht is de chemische samenstelling hiervan. Zo is door verschillende auteurs aangetoond dat de aanwezigheid van andere kationen zoals zink in de bodemoplossing, een remmende werking heeft op de opname van cadmium. Dit wordt waarschijnlijk veroorzaakt door competitie om de bindingsplaatsen aan het organisme (Lexmond 1992, Novozamsky *et al.* 1992, Beyer *et al.* 1982). Het is zeer aannemelijk dat er verschillen zijn in de chemische samenstelling van het bodemvocht tussen de verschillende auteurs uit tabel 2.1.

Vocht, nutriëntenvoorziening, temperatuur en andere abiotische factoren die van invloed zijn op de groeisnelheid van planten, kunnen hiermee ook indirect van invloed zijn op de cadmium opname van een plant.

ad 2.

Styperek (1985) vond in de dicotylen spinazie en radijs een veel hogere accumulatie van cadmium dan in de monocotylen gras en graan. Wormen lijken in vergelijking met andere bodemevertebraten meer te accumuleren (Ma *et al.* 1991, Hunter *et al.* 1987a, Denneman 1990).

ad 3.

Veel auteurs vinden eerder een logaritmisch dan een rechtlijnig verband tussen bodem- en plantconcentraties (o.a. Gerritse *et al.* 1983, Novozamsky *et al.* 1992). In dit geval is de BAF geen constante vermenigvuldigingsfactor. De BAF wordt kleiner naarmate de bodemvochtconcentratie groter wordt. Verschillen in bodemvochtconcentratie zorgen dan voor een zekere spreiding in de BAF's.

Tekstkader 2

- De gegevens van Tamis *et al.* (1993), die ook op grassen betrekking hebben, vertonen een zeer grote spreiding. Bovendien zijn deze BAF's als gevolg van hoge pH waarden en lage totaal gehalten van Cd zeer hoog. Om deze redenen is besloten deze BAF's niet in BIOMAG-2 op te nemen.

Hoewel de BAF's gebaseerd op Ma *et al.* (1991) het meest in aanmerking komen voor gebruik in BIOMAG-2 zijn het tevens de laagste BAF's. Er bestaat dus een risico dat de BAF's hierdoor te laag worden ingeschat.

In BIOMAG-1 zijn voor vegetatie gegeten door reeën en vegetatie gegeten door ware muizen aparte BAF's afgeleid. Dit bleek, door gebrek aan gegevens over bodemvochtconcentraties van Cd in relatie tot deze vegetaties, niet mogelijk voor BAF's gebaseerd op de concentratie in het bodemvocht. In BIOMAG-2 is de BAF_{vegetatie/bodem} voor woelmuis, bosmuis en ree daarom dezelfde.

De constatering dat de BAF's voor wormen veel hoger zijn dan die voor overige evertrebraten pleit ervoor om aparte BAF's voor deze twee groepen af te leiden. Bovendien nemen de wormen ten opzichte van de overige bodem-evertrebraten een afwijkende plaats in het voedselweb in (wormen nemen cadmium direct uit de bodem op en de overige evertrebraten krijgen dit voor een groot deel via plantaardig en dierlijk voedsel binnen). Het geeft dus een beter beeld van de structuur van het voedselweb als de voedselketen via de wormen apart wordt weergegeven. Op grond hiervan is besloten de BAF_{worm/bodem} en de BAF_{overige evert/bodem} apart in BIOMAG-2 op te nemen.

Er wordt aangenomen dat de BAF's gebaseerd op Ma *et al.* (1991), hoewel afgeleid van slechts één bodemtype (zand), geldig zijn op alle bodemtypen, omdat in plaats van het totaalgehalte de bodemvochtconcentratie van cadmium het uitgangspunt is. De waarde van deze BAF's is in principe niet meer afhankelijk van bodemeigenschappen als pH, OC en kleigehalte.

HOOFDSTUK 3: GEVOELIGHEIDSANALYSE

3.1 Inleiding

Een gevoeligheidsanalyse is een studie naar de invloed van variaties in modelparameters, beginvoorwaarden en dergelijke op de modeluitkomst (Janssen *et al.* 1990). In dit hoofdstuk wordt een analyse van de gevoeligheid van BIOMAG-2 voor variaties in de modelparameters uitgevoerd.

Op grond van de resultaten van een gevoeligheidsanalyse kan besloten worden voor welke parameters nader onderzoek gewenst is om de onzekerheid in deze parameters en dus de modeluitkomst te verkleinen. De gevoeligheidsanalyse kan ook een belangrijk hulpmiddel zijn, bij de calibratie van een model. Uit de resultaten kunnen de parameters worden afgeleid, die een grote invloed hebben op de modeluitkomst en dus voor aanpassing in aanmerking komen indien de modeluitkomsten niet realistisch zijn.

Er zijn verschillende methoden voor gevoeligheidsanalyse mogelijk. In dit hoofdstuk wordt daarom eerst de hier gevolgde methode besproken. Hierbij komen de begrippen "absolute" en "relatieve" gevoeligheidsmaat, en lokale en globale gevoeligheid aan de orde. De resultaten van de analyse worden vervolgens gepresenteerd in de vorm van gevoeligheidsmaten.

De modelstructuur van BIOMAG-2 waarop de gevoeligheidsanalyse is uitgevoerd wordt in bijlage 4 beschreven.

De resultaten van een gevoeligheidsanalyse worden weergegeven in een gevoeligheidsmaat voor de verschillende parameters van het model. In Janssen *et al.* (1990) worden een aantal verschillende analysemethoden en bijbehorende gevoeligheidsmaten genoemd. In bijlage 3 worden deze methoden en maten kort besproken.

Uit deze mogelijke methoden is voor de analytische afleiding van gevoeligheidsmaten voor de verschillende parameters gekozen, omdat een analytische methode inzichtelijker is dan een numerieke methode. Bij een numerieke benadering worden de maten geschat op grond van een groot aantal modelruns met verschillende parameterwaarden. Bij de analytische methode worden de gevoeligheidsmaten berekend afgeleid, waardoor meer inzicht in de achterliggende principes verkregen wordt. Bovendien is de afleiding van de maten en voor een eenvoudige modelstructuur zoals die van BIOMAG-2 minder arbeidsintensief dan een numerieke methode.

Deze analytische afleiding is gebaseerd op de foutentheorie zoals deze bijvoorbeeld in de natuurkunde wordt toegepast. Met behulp van een Taylor-reeks ontwikkeling kan worden afgeleid dat de variantie in een modeluitkomst kan worden benaderd door een functie van de varianties in de parameters:

$$\sigma^2 f(x_1, \dots, x_n) \approx \sum_{i=1}^n \sigma^2(x_i) \left(\frac{\partial f}{\partial x_i} \right)^2 \quad (1)$$

Hierin is f een willekeurige functie en x_i een parameter van deze functie. Uit de formule volgt dat de gekwadrateerde partiële afgeleide van f naar x_i :

$$\left(\frac{\partial f}{\partial x_i} \right)^2$$

een maat is voor de bijdrage van de variantie van x_i aan de variantie van f . Hiermee is de gekwadrateerde partiële afgeleide dus een gevoeligheidsmaat voor x_i .

Op analoge wijze is de gekwadrateerde partiële afgeleide van de modeluitkomst Q (Q^2) naar de modelparameters van BIOMAG-2 een gevoeligheidsmaat voor deze parameters. Door Q^2 naar de verschillende parameters te berekenen, kan de gevoeligheid van BIOMAG-2 voor de verschillende parameters geanalyseerd wor-

den. Een hoge Q^2 geeft een hoge mate van gevoeligheid van het model voor variantie in de parameter aan, een lage Q^2 een lage mate van gevoeligheid.

Q^2 is een "absolute gevoeligheidsmaat". De bijdrage van een variantie in een parameterwaarde aan de uiteindelijk variantie van de modeluitkomst is een resultaat van de variantie in de parameter vermenigvuldigd met Q^2 . Een nadeel is dat bij deze maat geen rekening gehouden kan worden met de waarde van de parameter. Het blijkt dat bij gebruik van zo'n absolute gevoeligheidsmaat een model relatief zeer gevoelig is voor de variantie in de parameters met een lage waarde (zoals $c=0.033$ en $k_{opt}=0.05$).

Dit hoeft niet te betekenen dat variantie in deze parameters met een lage waarde een groter aandeel heeft in de uiteindelijke variantie van de modeluitkomst. Indien de variantie in alle parameters relatief even groot is (een bepaald percentage van de parameterwaarde) zal de grotere Q^2 van parameters met een lage waarde kunnen worden opgeheven door de kleinere spreiding.

Daarom is gebruik gemaakt van een "relatieve gevoeligheidsmaat". Deze is berekend door de gekwadrateerde partiële afgeleide voor iedere parameter te vermenigvuldigen met een relatief gelijke variantie van $\sigma^2=(10\% \text{ van de instelwaarde van de parameter})^2$. Invullen in vergelijking (1) geeft de volgende definitie van de relatieve gevoeligheidsmaat (rgm):

$$rgm = \left(\frac{x_i}{10} \right)^2 \cdot \left(\frac{\partial Q}{\partial x_i} \right)^2 \quad (2)$$

De analytische methode geeft slechts een beeld van de lokale gevoeligheid van BIOMAG-2. Dit wil zeggen dat alleen de gevoeligheid voor kleine variaties rond de parameterwaarden wordt geanalyseerd. De gevoeligheid voor grote veranderingen in de waarden van de parameters: de globale gevoeligheid, kan met deze relatieve gevoeligheidsmaat niet worden aangegeven. Dit wordt veroorzaakt doordat vergelijking (1) slechts geldig is indien de varianties niet te groot zijn ten opzichte van de parameterwaarden.

Om ook een uitspraak te kunnen doen over de globale gevoeligheid is geschat hoe de relatieve gevoeligheidsmaten zullen veranderen bij grote veranderingen in de parameterwaarden. Dit is gebeurd door (2) voor iedere parameter uit te werken maar de waarden voor de parameters nog niet te substitueren. Met de op deze wijze verkregen vergelijkingen kan het effect van een verhoging of verlaging van de waarde van één van de modelparameters op iedere relatieve gevoeligheidsmaat worden geanalyseerd. Dit geeft een indruk van de globale gevoeligheid van BIOMAG-2 voor de verschillende parameters.

3.3 Resultaten

In deze paragraaf worden de relatieve gevoeligheidsmaten waarmee de lokale gevoeligheid van BIOMAG-2 voor de verschillende parameters kan worden uitgedrukt, weergegeven. Na de bespreking van deze resultaten volgen enkele resultaten van de "globale gevoeligheidsanalyse".

3.3.1 Lokale gevoeligheid

In tabel 3.1 worden de resultaten van de lokale gevoeligheidsanalyse per doelsoort weergegeven. Omdat de modelstructuur van BIOMAG voor elke doelsoort iets verschilt, is voor elke doelsoort een analyse uitgevoerd.

Voor de modellen voor de ree en de torenvalk zijn alle gevoeligheidsmaten behalve

Tabel 3.1 Relatieve gevoeligheidsmaten voor de parameters van BIOMAG-2 (Zie voor omschrijving parameters bijlage 4..)

	Ree	Torenvalk	Wezel	Kerkuil Flevoland
c	0.088	0.056	16	45
vi	0.088	0.056	16	45
k_{opn}	0.088	0.056	16	45
k_{vid}	0.088	0.056	16	45
q_{ster}^f	0.088	0.056	16	45
k_{uit}	0.088	0.056	9.5	45
$BAF_{splitr/voed}$	-	-	13	40
$BAF_{worm/bod}$	-	-	10	31
$BAF_{oev/bod}$	-	-	0.17	0.55
$BAF_{woel/veg}$	-	0.056	0.092	0.063
$BAF_{ware/veg}$	-	-	0.003	0.009
$BAF_{veg/bod}$	0.088	0.056	0.13	0.12
P_{splitr}	-	-	0.021	0.033
P_{woel}	-	-	0.020	0.017
P_{ware}	-	-	$5.4 \cdot 10^{-4}$	0.001
P_{rest}	-	-	$3.9 \cdot 10^{-4}$	0.019
r	$1.2 \cdot 10^{-6}$	$7.8 \cdot 10^{-7}$	0.75	$6.2 \cdot 10^{-4}$

die voor de parameter t (tijd) even groot. Dit wil zeggen dat BIOMAG-2 voor variantie in alle parameters behalve de tijd even gevoelig is. De gevoeligheid voor t is veel lager.

Voor de wezel en de kerkuil is er meer verschil in de gevoeligheid van BIOMAG-2 voor de verschillende parameters. De parameters waar het model het gevoeligst voor is zijn voor een groot deel de fysiologische parameters uit het toxicologische deel van BIOMAG: vi (voedselname), k_{opn} (opname efficiëntie van cadmium door doelsoort), k_{uit} (uitscheidingsconstante) en cf_{nier} (concentratiefactor nier) en de constanten c (bodemvochtconcentratie) en k_{wid} (conversiefactor versgewicht/drooggewicht). Ook voor $BAF_{spits/voed}$ en $BAF_{worm/bod}$ uit het ecologische deel is BIOMAG-2 erg gevoelig. De gevoeligheid voor de overige parameters uit het ecologische deel: de overige BAF's en de muis-percentages (P_{spits} , P_{voed} , P_{worm} , P_{rem}) is aanzienlijk lager. BIOMAG-2 is over het algemeen dus gevoeliger voor de fysiologische parameters uit het toxicologische deel dan voor de ecologische parameters uit het ecologische deel. De gevoeligheid van BIOMAG-2 voor de parameter t is bij de kerkuil evenals bij torenvalk en ree zeer laag. Bij de wezel is de gevoeligheid van BIOMAG-2 voor t relatief veel hoger dan voor de overige doelsoorten.

Omdat voor wezel en kerkuil het model met name voor BAF's in de voedselketen via de spitsmuis gevoelig is zouden deze bij de validatie en eventuele modelaanpassingen extra aandacht kunnen krijgen.

3.3.2 Globale gevoeligheid

De globale gevoeligheid is geanalyseerd door het effect van grote veranderingen in de parameterwaarden op de gevoeligheidsmaten te schatten. De belangrijkste conclusies hiervan zijn:

- De relatieve gevoeligheid voor de parameters c , vi , k_{opn} , k_{wid} , cf_{nier} en de BAF's voor ree en torenvalk blijft bij grote veranderingen in deze parameters gelijk.
- De relatieve gevoeligheid van BIOMAG-2 voor t wordt kleiner naarmate t groter is. Het omgekeerde geldt ook. Als t lager wordt neemt de gevoeligheid voor variatie in t toe.
Dit wordt geïllustreerd door de gevoeligheidsanalyse voor de wezel. Een wezel wordt verondersteld een minder lange levensduur te hebben dan de overige doelorganismen ($t=730$ i.p.v. 2200). BIOMAG-2 is in het geval van de Wezel dan ook beduidend gevoeliger voor t .
- Hoe kleiner k_{uit} hoe groter de gevoeligheid voor t .
Het effect van grote veranderingen in k_{uit} op de gevoeligheid van BIOMAG-2 voor andere parameters is niet makkelijk voorspelbaar.

- Verhoging van de overige parameters (BAF's en muis-percentages in de modellen van wezel en kerkuil) verhoogt de gevoeligheid van BIOMAG-2 voor de betreffende en enige in dezelfde voedselketen voorkomende parameters. Verlaging van deze parameters verlaagt juist deze gevoeligheid.

Als bijvoorbeeld $BAF_{spits/voed}$ groter wordt, wordt de gevoeligheid van BIOMAG voor $BAF_{spits/voed}$ hoger maar ook voor $BAF_{worm/bod}$, $BAF_{oer/bod}$ en P_{spits} , parameters die in dezelfde voedselketen voorkomen.

Er kan geconcludeerd worden dat de verhoudingen in de gevoeligheid van BIOMAG-2 voor de verschillende parameters niet zullen veranderen bij andere waarden voor c , vi , k_{opn} , cf_{nier} en k_{vid} . Een verandering in c , vi , k_{opn} , cf_{nier} , k_{vid} of t maakt dus geen nieuwe analyse noodzakelijk.

De invloed van t blijft bij hoge waarden gering. Indien t niet te zeer verlaagd wordt is een nieuwe analyse niet noodzakelijk.

Grote veranderingen in de waarden voor BAF's en muis-percentages zullen voor wezel en kerkuil een nieuwe gevoeligheidsanalyse noodzakelijk maken, om de nieuwe verhoudingen in gevoeligheid van BIOMAG-2 voor deze parameters te analyseren. De invloed van grote veranderingen in deze parameters op de gevoeligheid van BIOMAG-2 is namelijk vrij complex.

Een verandering in k_{uit} heeft in ieder geval invloed op de gevoeligheid van BIOMAG-2 voor t . De invloed op de gevoeligheid van BIOMAG-2 voor andere parameters is niet duidelijk. Het is dus aan te bevelen bij een grote verandering in k_{uit} een nieuwe gevoeligheidsanalyse uit te voeren.

HOOFDSTUK 4: VALIDATIE

4.1 Inleiding

Valideren is het testen van een model op het terecht zijn van de gebruikte aannamen, de geschiktheid van het model voor het beoogde doel en een goede overeenkomst tussen de modeluitkomsten en de beschikbare data (Janssen *et al.* 1990). Het laatste aspect zal in dit hoofdstuk de meeste aandacht krijgen. In dit hoofdstuk worden de met behulp van BIOMAG berekende waarden voor de concentratie van cadmium in muizen en de nieren van doelsoorten, vergeleken met bekende gemeten waarden van cadmium in muizen en nieren van doelsoorten of aanverwante soorten.

Indien validatie geen bevredigend resultaat oplevert kan overgegaan worden tot modelaanpassing. Hierbij kunnen zowel veranderingen in de modelstructuur als in de parameterwaarden worden aangebracht.

De hier gepresenteerde validatie is een vrij beperkte validatie omdat meetgegevens van Cd-concentraties in de nier van de doelsoorten schaars zijn. Daarnaast zijn enkele voor BIOMAG-2 noodzakelijke invoerparameters niet bekend. Om toch berekende met gemeten waarden te kunnen vergelijken, zijn over deze invoerparameters enkele schattingen gemaakt. Voor een betere validatie zullen nieuwe metingen van de Cd-concentratie in de doelsoorten moeten worden gedaan, in combinatie met bepaling van de bodemvochtconcentratie in het leefgebied.

Eerst wordt de aard van de meetgegevens en de voor de validatie gevolgde methode besproken. Hierna vindt de validatie plaats. Uit de conclusies die hieruit voortvloei-

en en de resultaten van de gevoeligheidsanalyse worden aanwijzingen voor aanpassing van het model geïllustreerd.

4.2 Materiaal en methoden

De validatie is primair op het eind van de keten gericht, maar ook tussenresultaten kunnen worden gevalideerd. Bij de validatie van BIOMAG-2 worden ook de tussenresultaten voor muizen gevalideerd. Voor de validatie zijn dus metingen van het cadmiumgehalte in de nieren van de doelsoorten en het lichaam van muizen gebruikt. Deze metingen zijn verkregen door literatuurstudie en door navraag bij het Centraal Diergeneeskundig Instituut in Lelystad (CDI).

Voor een goede validatie zijn bij voorkeur behalve het niergehalte of het totale lichaamsgehalte ook de bodemvochtconcentratie en voor de doelsoorten de leeftijd van het dier bekend. Deze parameters zijn noodzakelijk om het cadmiumgehalte in een dier te berekenen met BIOMAG-2. Bij metingen van nier- en lichaamsgehalten zijn vaak bodemvochtconcentraties en leeftijd onbekend. Deze ontbrekende gegevens zijn geschat. Hoe dit gedaan is wordt in deze paragraaf vermeld. Daarna wordt de methode voor validatie besproken.

4.2.1 Materiaal

De gevonden meetgegevens van cadmium-concentraties in dieren worden niet vergezeld van een bodemvochtconcentratie. Daarom zal het cadmium-gehalte in het dier moeten worden berekend met een geschatte waarde voor het bodemvocht. Besloten is de bodemvochtconcentratie in de Kempen als uitgangspunt voor de validatie te nemen.

Voor de schatting van de bodemvocht concentratie in de Kempen kan het model van Boekhold gebruikt worden als pH(CaCl₂), organisch koolstofgehalte (OC) en het totale cadmiumgehalte bekend zijn (zie bijlage 1). Voor gegevens over pH en OC is gebruik gemaakt van metingen in podzolbodems in de Kempen van STIBOKA. Omdat de modeluitkomst erg gevoelig is voor pH en OC (zie Kolkman & Molag 1992) wordt het bodemvochtconcentratie behalve met gemiddelde waarden voor deze parameters ook met de laagste en hoogste waarden berekend. Het totale Cd-gehalte (Cd_{tot}) in de Kempen verloopt via een gradiënt. Het gehalte is het hoogst rondom de smelterij in Budel-Dorplein. Voor de validatie wordt uitgegaan van een Cd_{tot} van 3 mg Cd/kg. Dit is het gehalte op ± 2 km van de smelter (Edelman *et al.* 1985). Dit gehalte komt goed overeen met de door Ma *et al.* (1991) gemeten 2.9 mg Cd/kg in de Kempen. De door STIBOKA gemeten waarden voor pH en OC en de resulterende schattingen van de bodemvochtconcentratie in de Kempen bij Cd_{tot} = 3 mg/kg

Tabel 4.1. Minimale, gemiddelde en maximale waarden voor pH en OC in de Kempen en de bijbehorende bodemvochtconcentratie bij $Cd_{ex} = 3 \text{ mg Cd/kg DW}$.

	pH	OC	bodemvochtconc.
Minimum	3.00	1.63	2.30
Gemiddeld	4.42	2.99	0.17
Maximum	6.40	6.67	0.004

worden in tabel 4.1 weergegeven.

Behalve de bodemvochtconcentratie is ook de leeftijd van de doelsoorten een noodzakelijke invoerparameter voor het berekenen van niergehalten met BIOMAG-2. Bij reeën is het goed mogelijk de leeftijd van een dier te bepalen. Daarom zijn de meetgegevens verzameld voor validatie van de niergehalten in de ree gesplitst naar leeftijd. Het bepalen van de exacte leeftijd van de roofvogels is meestal niet mogelijk. Wel is het mogelijk onderscheid te maken naar adulte, subadulte en juveniele individuen. Alle individuen waarbij dit onderzocht is, bleken adult. Dit is ouder dan 2 jaar. Vergelijking met de resultaten van BIOMAG-2 is daarom goed mogelijk, omdat bij een leeftijd van ouder dan twee jaar de leeftijd weinig invloed meer heeft op de modeluitkomst (zie: hoofdstuk 3). Ter illustratie zijn ook de berekeningen voor een juveniel dier (1 jaar) in de tabellen in § 4.3 opgenomen.

Waar mogelijk heeft validatie plaatsgevonden met niergehalten van doelsoorten en muizen uit de Kempen. Vanwege de schaarste van het materiaal zijn echter ook andere gegevens voor validatie van de gehalten in doelsoorten gebruikt, namelijk:

- cadmiumgehalten in doelsoorten afkomstig uit andere gebieden dan de Kempen en
- cadmiumgehalten in aan de doelsoorten verwante soorten in de Kempen.

Voor de wezel of aanverwante soorten zijn geen meetgegevens gevonden zodat validatie voor deze soort niet mogelijk was.

4.2.2 Methode voor validatie

Met de hierboven besproken gegevens vindt uiteindelijk de validatie plaats. Hierbij worden de gemeten waarden voornamelijk vergeleken met de berekeningen verkregen met de gemiddelde schatting van de bodemvochtconcentratie (0.17 mg Cd/l). In dit rapport wordt er vanuit gegaan dat indien het berekende Cd-gehalte minder dan een factor drie verschilt van dit berekende gehalte, de overeenkomst tussen deze twee voldoende is.

Ree

In tabel 4.2 worden de met behulp van BIOMAG-2 berekende gemiddelde Cd-concentraties in de nier van de ree vergeleken met gemeten Cd-concentraties in de nier van reeën uit Saarbrücken en runderen uit de Kempen. Verwacht wordt dat BIOMAG-2 de cadmiumconcentratie in runderen goed voorspelt, want runderen eten voornamelijk gras en de $BAF_{\text{vegetatie/bodem}}$ in BIOMAG-2 is voornamelijk op gras gebaseerd.

Tabel 4.2. Voorspelde en gemeten waarden in ree en rund.

De voorspelde waarden zijn berekend met BIOMAG-2 bij drie verschillende bodemvochtconcentraties: KL=0.004 mg Cd/l, KM=0.17 mg Cd/l en KH=2.30 mg Cd/l (zie tabel 4.1). Weergegeven zijn: gemiddelde \pm standaarddeviatie (aantal gemeten individuen) in mg Cd/kg DW. jr: leeftijd. S: Müller 1985. Metingen nieren reeën in Saarbrücken, Cd_m : 0.27-0.97 mg/kg. K: Spierenburg *et al.* 1988. Metingen nieren runderen in vervuilde deel van de Kempen.

jr	Berekend			Gemeten	
	Ree			Ree	Rund
	KL	KM	KH	S	K
0					4.5 \pm 0.4 (3)
1	0.32 \pm 0.28	13.6 \pm 11.7	184 \pm 159	3.8 \pm 2.1 (11)	4.3 \pm 0.6 (2)
2	0.41 \pm 0.35	17.4 \pm 15.1	236 \pm 204	2.1 \pm 0.2 (1)	9.6 \pm 2.4 (16)
3	0.44 \pm 0.38	18.8 \pm 16.0	250 \pm 216	4.9 \pm 3.9 (2)	6.6 \pm 0.6 (15)
4	0.44 \pm 0.38	18.5 \pm 16.3	255 \pm 220	10.1 \pm 0.7 (1)	9.8 \pm 1.4 (19)
5	0.45 \pm 0.38	18.9 \pm 16.3	256 \pm 221		11.6 \pm 3.4 (2)
6	0.45 \pm 0.39	18.9 \pm 16.4	256 \pm 221	11.1 \pm 2.4 (2)	8.5 \pm 1.5 (7)
7	0.45 \pm 0.39	18.9 \pm 16.4	256 \pm 221		11.8 \pm 1.4 (10)
8	0.45 \pm 0.39	18.9 \pm 16.4	256 \pm 221		15.6 \pm 5.4 (4)

De berekende waarden in de ree lijken voldoende met de in ree en rund gemeten waarden overeen te komen. De berekende waarden zijn iets hoger dan de gemeten waarden voor zowel ree als rund. De Cd-concentratie lijkt bij de gemeten dieren meer aan de leeftijd gecorreleerd dan de met BIOMAG berekende concentratie. Ook uit metingen van cadmium in de nieren van edelherten en wilde zwijnen op de Veluwe blijkt een sterk verband tussen Cd-concentratie en leeftijd (Wolkers 1993).

Dat de met BIOMAG-2 berekende waarden voor de Kempen hoger zijn dan de gemeten waarden in Saarbrücken is niet verwonderlijk. Het totale bodemgehalte in Saarbrücken is gemiddeld 0.59 mg Cd/kg. Dit is \pm 6 maal zo laag als het gehalte waarmee de berekeningen zijn uitgevoerd. Indien de berekeningen met deze 0.59 mg

Cd/kg en de gemiddelde pH en OC uit de Kempen (tabel 4.1) worden uitgevoerd, voorspelt BIOMAG-2 voor een 6-jarige ree in Saarbrücken een niergehalte van 2.56 mg Cd/kg. Het lijkt er op dat BIOMAG-2 voor de ree dus juist iets te laag schat.

Iets soortgelijks is ook aan de hand met de runderen in de Kempen. De weilanden waar deze runderen graasden liggen in de Kempen en het totaalgehalte zal daarom in de buurt van de 3 mg Cd/kg liggen. Het is echter zeer waarschijnlijk dat de pH in deze weilanden door bekalking hoger is dan 4.42 en de OC door de hoge produktie hoger dan de gemiddelde 2.99 van de Kempen. De runderen zouden daarom eerder met KL (pH=6.4, OC=6.7) dan met KM vergeleken moeten worden. Als de met KL berekende waarden worden vergeleken met de gemeten waarden in de runderen, blijkt dat ook hier BIOMAG-2 een te lage schatting maakt.

De constatering van een te lage schatting wordt ondersteund door metingen van Wolkers (1993) aan wilde zwijnen en edelherten op de Veluwe. De bodemconcentratie op de Veluwe is ongetwijfeld veel lager dan in de Kempen. Toch meet Wolkers (1993) in nieren van 5 jaar oude wilde zwijnen en edelherten 47 respectievelijk 26 mg Cd/kg DW. Dit is hoger dan de voor de Kempen berekende gehalten. Deze metingen betreffen echter alleen de nierschors, waarin de meeste cadmium wordt opgeslagen.

Als laatste valt op dat de Cd-gehalten in nieren van reeën en runderen, ondanks de onderlinge verschillen in dieet, fysiologie en leefgebied, vrij goed met elkaar overeenkomen.

Torenvalk

In tabel 4.3 worden de voor de torenvalk berekende Cd-concentraties in de nier vergeleken met metingen aan torenvalken uit de Kempen en buizerds afkomstig uit de Kempen en heel Nederland. De niergehalten in buizerds worden verondersteld vergelijkbaar te zijn met die van torenvalken omdat het dieet van buizerds eveneens voor een groot deel uit woelmuizen bestaat (Cramp *et al.* 1980).

De overeenkomst tussen de in de adulte torenvalk berekende en de in torenvalken en buizerds gemeten waarden is voldoende. Het verband tussen leeftijd en niergehalte kon hier niet gevalideerd worden omdat voor zover bekend geen juveniele beesten gemeten zijn.

Opvallend is dat de niergehalten van buizerds in de Kempen 2 tot 3 maal zo hoog zijn als die van buizerds uit heel Nederland. Ter illustratie is het niergehalte van een torenvalk op een gemiddelde zandgrond in een Nederlands natuurgebied berekend. Hiervoor is gerekend met een totaalgehalte van 0.19 mg Cd/kg (pH en OC volgens KM). Dit is het gemiddelde Cd-gehalte van zandgronden in een aantal Nederlandse natuurgebieden (Edelman 1984, Ma *et al.* 1992). Het berekende niergehalte: 0.52

Tabel 4.3. Voorspelde en gemeten waarden in torenvalk en buizerd.

nb: leeftijd niet bekend. Gemeten niiergehalten zijn afkomstig van het CDI, Lelystad. K: Gevonden binnen een straal van 25 km van de zinkfabriek in Budel-Dorplein. N: Gevonden in heel Nederland. Voor verdere uitleg zie tabel 4.2.

jr	Berekend			Gemeten		
	Torenvalk			Torenvalk	Buizerd	
	KL	KM	KH	K	K	N
1	0.30±0.47	12.6±20.0	170±271			
6	0.41±0.66	17.5±27.9	237±377			
nb				24.3±26.2 (2)	13.4±7.1 (3)	4.91±7.37 (35)

mg/kg bleek lager dan het gemiddelde van de gemeten gehalten in buizerds uit heel Nederland. De spreiding in deze metingen is echter erg groot (zie standaarddeviatie in tabel 4.3).

Kerkuil

Tabel 4.4 vermeldt berekende en gemeten waarden van de Cd-concentratie in de nier van de kerkuil. De overeenkomst tussen de berekende en de gemeten niiergehalten is slecht. De berekende niiergehalten zijn aanmerkelijk hoger dan de gemeten waarden. De gemeten niiergehalten in kerkuilen zijn lager dan die in torenvalken en buizerds

Tabel 4.4. Voorspelde en gemeten waarden in kerkuil.

nb: leeftijd niet bekend. Gemeten niiergehalten zijn afkomstig uit Denneman & Douben (1993). K: Gevonden in met Cd verontreinigde deel van de Kempen. A: Gevonden in de Acherhoek.

jr	Berekend			Gemeten	
	Kerkuil			Kerkuil	
	KL	KH	KM	K	A
1	2.17·10 ³ ±4.18·10 ³	51.2±98.3	29.4·10 ³ ±56.5·10 ³		
6	3.03·10 ³ ±5.82·10 ³	71.2±163.8	41.0·10 ³ ±78.7·10 ³		
nb				4.8±6.0 (3)	0.5±0.1 (3)

(zie tabel 4.3). Dit is een aanwijzing dat de fysiologie van deze dieren verschilt, omdat kerkuilen in tegenstelling tot torenvalken spitsmuizen eten, die een hogere cadmiumconcentratie hebben dan woelmuizen (zie: tabel 4.5). Hierop zal later in dit hoofdstuk worden teruggekomen.

Muizen

In tabel 4.5 worden enkele gemeten Cd-gehalten in muizen vergeleken met berekende Cd-gehalten. Het blijkt dat de overeenkomst tussen berekende en gemeten gehalten voor woelmuizen en ware muizen voldoende is. Voor spitsmuizen is de overeenkomst echter slecht. De berekende waarden zijn belangrijk hoger dan de waarden die door verschillende auteurs in veel zwaarder vervuilde gebieden gemeten worden. Waarschijnlijk wordt dit veroorzaakt door een te hoge schatting van het cadmiumgehalte van het voedsel van de spitsmuis, want deze is vergeleken met gemeten waarden ook erg hoog.

Tabel 4.5. Gemeten en voorspelde Cd-concentraties in muizen en hun voedsel in vervuilde gebieden. De voorspelde waarden zijn berekend met BIOMAG-2 bij een bodemvochtconcentratie van 0.17 mg Cd/l (zie tabel 4.1). Weergegeven zijn gemiddelde waarden.

Auteurs	spitsmuis	ware muis	woelmuis	voedsel spitsmuis
Hunter <i>et al.</i> (1987b)	72	1.5	3.0	55
Roberts & Johnson (1978)	40.5	2.8	0.8	19
Andrews <i>et al.</i> (1984)	52.7	-	1.84	23.2
Johnson <i>et al.</i> (1978)	-	0.87	0.62	-
Ma <i>et al.</i> (1991)	48		0.63	42.5
Berekend	680	3.53	2.18	406

4.4 Modelaanpassing

Uit de validatie zijn twee belangrijke discrepanties tussen berekende en gevonden Cd-concentraties in nieren van de doelsoorten naar voren gekomen:

- A De leeftijd van een individu heeft meer invloed op het Cd-gehalte in de nier van de ree dan in BIOMAG-2 gemodelleerd wordt.
- B De berekeningen voor de kerkuil leveren veel te hoge Cd-concentraties in de nieren op.
- C De berekeningen leveren veel te hoge Cd-concentraties in het voedsel van de spitsmuis en de spitsmuis zelf op.
- D De berekeningen voor de ree lijken een te laag Cd-gehalte in de nier te voorspellen.

Aanpassing van BIOMAG-2 is dus noodzakelijk. Hiervoor zullen kort de mogelijkheden worden besproken.

A. Correlatie leeftijd en Cd-concentratie

Uit de gevoeligheidsanalyse blijkt dat de leeftijd al na ± 2 jaar weinig invloed meer heeft op de modeluitkomst. Uit de globale gevoeligheidsanalyse volgt dat alleen een verlaging van de uitscheidingsnelheid (k_{uit}) een grotere invloed van de leeftijd tot gevolg heeft. Er kan dus gekozen worden voor een verlaging van k_{uit} . Verlaging van k_{uit} heeft echter ook een verhoging van de berekende niergehalten tot gevolg. Een andere mogelijkheid om de invloed van de leeftijd te vergroten is het aanpassen van de modelstructuur. Naar beide mogelijkheden zal onderzoek moeten volgen om aanpassing mogelijk te maken.

B & C. Te hoge Cd-concentraties in kerkuil, spitsmuis en evertelaten

Het grote verschil tussen de berekende en de gemeten concentraties in nieren van de kerkuil kan verschillende oorzaken hebben:

1) Verkeerde inschatting fysiologische parameters.

In de vorige paragraaf werd al opgemerkt dat er sterke aanwijzingen zijn dat de fysiologie van de kerkuil en de torenvalk niet identiek is. Op het ogenblik hebben de meeste parameters in het toxicologische deel voor de kerkuil en de torenvalk dezelfde waarde. Mogelijk is de opname van de kerkuil lager, de concentratiefactor nier/hele dier hoger of de uitscheiding hoger dan bij de torenvalk.

2) Andere prooikeuze kerkuil in vervuild gebied.

Het is mogelijk dat kerkuilen hun dieet aanpassen en meer woelmuizen eten in gebieden met een hoge bodemverontreiniging. Dit betekent een lagere Cd-concentratie in het voedsel.

3) Ander foeragegebied.

De gevonden kerkuilen kunnen in een ander gebied dan de Kempen foerageren.

4) Te hoge Cd-concentratie in het voedsel van de spitsmuis.

Te hoge berekende concentraties in het voedsel van de spitsmuis worden veroorzaakt door een te hoge $BAF_{worm/bodem}$ en $BAF_{zov/bodem}$.

Alleen op verklaring 1 en 2 en 4 kunnen modelaanpassingen worden gebaseerd. In het geval van verklaring 3 hadden de gegevens niet voor validatie gebruikt mogen worden.

Verklaring 2 voldoet niet aangezien bij een dieet geheel bestaande uit woelmuizen BIOMAG-2 nog steeds gehalten zo hoog als in de torenvalk zou berekenen (tabel 4.3), omdat de het model voor de kerkuil dan bijna gelijk is aan dat van de torenvalk. De in de kerkuil gemeten waarden liggen echter nog een stuk lager (tabel 4.4) dan die in de torenvalk.

Verklaring 4 is de enige verklaring voor de te hoge gehalten in de spitsmuis en zijn

voedsel. Aanpassen van deze BAF's zou de berekende Cd-concentratie in de kerkuil kunnen verlagen. Als de beide BAF's zodanig verlaagd worden dat het meetkundig gemiddelde \pm een factor 10 lager wordt en een spreiding wordt aangenomen die relatief even groot is als die voor de vegetatie levert dit bij een bodemvochtconcentratie van 0.17 mg Cd/l een spitsmuisgehalte dat dicht bij het gemiddelde van de metingen uit tabel 4.5 ligt (tabel 4.6). Het blijkt echter dat zelfs dan het niergehalte in de kerkuil veel te hoog is.

Tabel 4.6. Berekende concentraties in de spitsmuis, zijn voedsel en een kerkuil van 6 jaar bij een bodemvochtconcentratie van 0.17 mg Cd/l en een verlaging van de $BCF_{\text{worm/bodem}}$ en $BCF_{\text{oef/bodem}}$ t.o.v BIOMAG-2.

$BCF_{\text{worm/bodem}}$	148 \pm 175
$BCF_{\text{oef/bodem}}$	20 \pm 14
voedsel spitsmuis	33 mg Cd/kg DW
spitsmuis	55 mg Cd/kg DW
kerkuil	261 mg Cd/kg DW

Ook verklaring 1 zal dus in beschouwing genomen moeten worden.

Voor verklaring 1 zijn sterke aanwijzingen.(zie: blz. 24 onder hoofdje kerkuil) Aanpassing van de fysiologische parameters van het compartimentmodel lijkt noodzakelijk. De invloed van de constanten voor opname en uitscheiding van cadmium, de voedselinname en de concentratiefactor nier/hele dier op de modeluitkomst is groot, zoals de gevoeligheidsanalyse laat zien. De voedselinname is al gedifferentieerd naar diersoort. De overige parameters zijn voor alle soorten gelijk en zijn gebaseerd op gegevens van mensen en muizen. Het is goed mogelijk dat deze parameters verschillen tussen soorten. Op het moment zijn echter te weinig gegevens aanwezig om de keuze te maken welke van deze parameters op welke wijze aangepast moeten worden.

Samenvattend kan dus gesteld worden dat aanpassing van de $BAF_{\text{worm/bodem}}$ en $BAF_{\text{oef/bodem}}$ nodig is. Als nieuwe waarden kunnen de waarden uit tabel 4.6 voolopig dienst doen. Ook onderzoek naar de waarden voor opname en uitscheiding van cadmium en concentratie in de nier van de doelsoorten, met als doel aanpassing van de parame-terwaarden in BIOMAG-2 zal in de toekomst aandacht moeten krijgen.

D. Te lage gehalten in de ree

Mogelijke oorzaken hiervoor zijn:

1) Verkeerde inschatting fysiologische parameters.

Als er verschillen zijn in fysiologische parameters tussen de torenvalk en de kerkuil, is het heel aannemelijk dat ook de fysiologische parameters van de ree afwijken van die van beide roofvogels. Onderzoek naar en aanpassing van deze parameters zal in

de toekomst ook voor de ree aandacht moeten krijgen.

2) Depositie van Cd op de vegetatie.

Dit zou een extra toevorroute van Cd kunnen zijn. Deze hoeveelheid Cd vindt niet via de bodem zijn weg naar de ree, maar direct via depositie op het voedsel van de ree. Onderzoek naar de betekenis en eventuele modellering van deze route zal aanpassing van BIOMAG-2 op dit punt mogelijk maken.

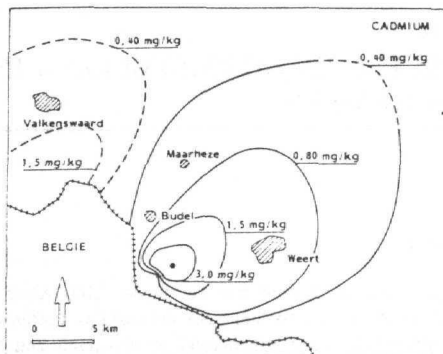
HOOFDSTUK 5: RISICO-ANALYSE EN NORMSTELLING IN DE BRABANTSE KEMPEN

5.1 Inleiding

In dit hoofdstuk wordt gedemonstreerd hoe het model BIOMAG-2 kan worden toegepast voor risico-analyse en normstelling voor het landelijk stoffenbeleid. Om de bruikbaarheid van BIOMAG-2 voor milieubeleid te illustreren zijn twee "scenario's" voor een voorbeeldgebied bekeken: de huidige situatie in het gebied en een halvering van de bodemgehalten als gevolg van emissiereductie. Voor beide situaties is het risico van de cadmium-verontreiniging voor de torenvalk en de ree geanalyseerd. In het kader van normstelling is het bodemgehalte behorende bij het Maximaal Toelaatbare Risico (MTR) voor torenvalk en ree berekend.

De bodemnormen vastgesteld door de Nederlandse overheid zijn gebaseerd op een MTR voor bodemvertebraten (Van de Meent *et al.* 1990). De streefwaarde voor de bodem is over het algemeen gelijk aan 1/100 van dit MTR. Dit MTR is gebaseerd op het principe van Van Straalen en Denneman (1989). Deze methode gaat uit van schade aan maximaal 5% van de soorten bodemorganismen. Het MTR dat hier gehanteerd wordt is gebaseerd op het principe uit Elbers & Traas (1993) dat niet meer dan 5% van de populatie van een soort schade mag ondervinden. Dit MTR kan dienen als basis voor normen gebaseerd op de risico's voor vogels en zoogdieren.

Als voorbeeldgebied is gekozen voor een deel van de Brabantse Kempen. Dit gebied is bekend om de verontreiniging met zware metalen die veroorzaakt is door de zinksmelterij te Budel-Dorplein. In figuur 5.1 zijn isoconcentratielijnen voor cadmium in de bodem van dit gebied weergegeven. De huidige totale bodemgehalten liggen ver boven de natuurlijke achtergrondwaarde van 0.13 mg/kg (Ros & Slooff 1987).



Figuur 5.1. Isoconcentratielijnen voor cadmium in de omgeving van de zinksmelterij in de omgeving van Budel-Dorplein. Streepjeslijnen zijn gebruikt in gevallen waar de ligging minder precies kon worden aangegeven. ● = zinksmelterij. Bron: Edelman et al. (1985).

Voor vertaling van totale bodemgehalten naar bodemvochtconcentraties en andersom is de aanname gedaan dat de bodem in het gebied geheel uit humuspodzolen bestaat, waardoor de methode van Boekhold gebruikt kan worden om per isoconcentratielijn van $C_{d, \text{tot}}$ de corresponderende bodemvochtconcentratie te schatten. Andersom kan ook een bodemvochtconcentratie worden omgezet in een totaalgehalte voor de Kempen-situatie. Als waarden voor het organisch koolstofgehalte en de $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ zijn net als bij de validatie de gemiddelde waarden van de STIBOKA metingen in dit gebied gebruikt (zie ook § 4.2.1).

Risico-analyse

Figuur 5.1 is het uitgangspunt van de risicoanalyses. Figuur 5.1 zal een goede weergave zijn van de bodemconcentratie waar de doelsoorten aan "blootgesteld" worden. Alle metingen voor deze figuur zijn uitgevoerd in natuurgebieden met ongestoorde

bodem. De ree en in mindere mate de torenvalk komen voornamelijk in natuurgebieden voor.

Per isoconcentratielijn is de bodemvochtconcentratie en vervolgens het risico voor overschrijding van de NOEC voor nierschade voor 6 jaar oude torenvalken en reeën berekend. Hetzelfde is gedaan voor een situatie waarin het totaalgehalte in het voorbeeldgebied 50% lager is dan in de huidige situatie. Ook het risico voor beide doelsoorten bij het natuurlijke achtergrondgehalte van 0.13 mg/kg wordt berekend. De resultaten van deze risico-analyses zijn weergegeven in de vorm van risicokaarten en een tabel.

Normstelling

Het MTR voor 6 jaar oude torenvalken en reeën is analoog aan Elbers en Traas (1993) op een risico van 5% gesteld. Maximaal 5% van de reeën- of torenvalkpopulatie mag dus nier-schade ondervinden ten gevolge van de cadmium-verontreiniging. De landelijk geldige bodemvochtconcentratie en het voor de Kempen corresponderende totaalgehalte van cadmium behorende bij dit MTR kunnen berekend worden.

5.3 Resultaten

5.3.1 Risico-analyse

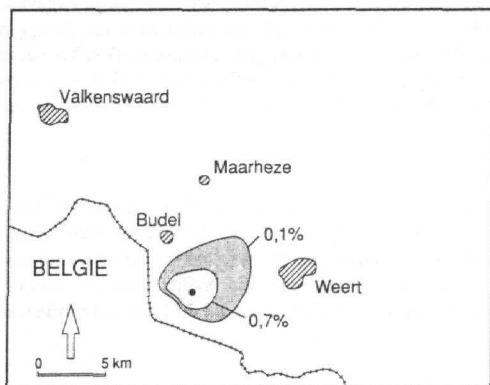
In figuur 5.2 is het risico van de huidige cadmiumverontreiniging rondom Budel-Dorplein op overschrijding van de NOEC voor de torenvalk weergegeven. Het risico lijkt nergens boven de 5%, het niveau van de MTR uit te komen. Het hele gebied is dus "veilig" voor de torenvalk. Dit zelfde geldt uiteraard voor de situatie waarbij sprake is van een halvering van de bodemgehalten. De risico's op overschrijding van de NOEC in dit geval zijn weergegeven in figuur 5.3.

Het risico op NOEC-overschrijding voor de ree in de huidige situatie is nog iets lager dan dat voor de torenvalk (fig. 5.4). Bij een halvering van de bodemgehalten is het risico voor de ree in het gehele gebied lager dan 0.1%.

De risico's op overschrijding van de NOEC voor torenvalk en ree per isoconcentratielijn worden ook in tabel 5.1 gepresenteerd. In deze tabel worden ook de gemiddelde niergehalten per isoconcentratielijn vermeld.

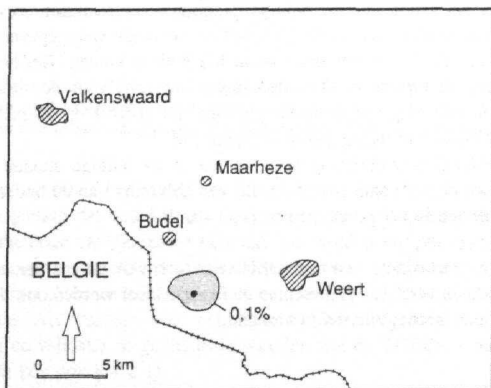
5.3.2 Normstelling

Het MTR voor de torenvalk wordt bereikt bij een bodemvochtconcentratie van 0.56 mg Cd/l die voor de ree bij 0.59 mg Cd/l. Hierop kunnen algemene normen voor het bodemvocht worden gebaseerd. Per bodemtype kunnen hieruit ook totaalgehalten



Figuur 5.2. Het risico op overschrijding van de NOEC voor de torenvalk als gevolg van Cd-verontreiniging in de omgeving van Budel-Dorplein. Huidige situatie.

% = percentage van de populatie waarvoor de NOEC wordt overschreden. Zie verder figuur 5.2



Figuur 5.3. Het risico op overschrijding van de NOEC voor de torenvalk als gevolg van Cd-verontreiniging in de omgeving van Budel-Dorplein. Situatie bij 50% reductie van de bodemconcentratie.

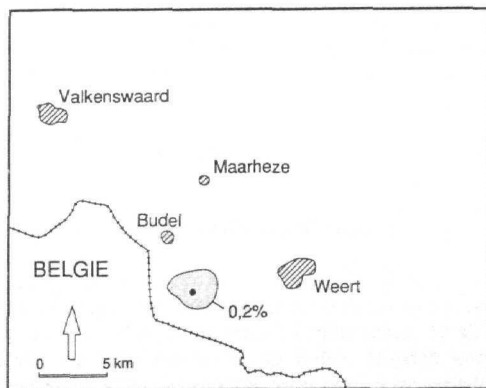
% = percentage van de populatie waarvoor de NOEC wordt overschreden. Zie verder figuur 5.2

worden afgeleid. Voor de Kempen en zijn deze totaalgehalten 7.7 mg Cd/kg voor de torenvalk en 8.1 mg Cd/kg voor de ree.

Tabel 5.1. Berekend risico en gemiddeld niergehalte van torenvalk en ree bij verschillende bodemgehalten in de Kempen.

Weergegeven zijn: totaalgehalte (mg Cd/kg), bodemvochtconcentratie (mg Cd/l), niergehalte (mg Cd/kg DW) en risico op overschrijding van de NOEC voor nierschade (%).

totaal	bodemvocht	Torenvalk		Ree	
		nier	risico	nier	risico
3.0	0.17	17.5	0.7	18.5	0.2
1.5	0.072	7.41	0.1	7.84	<0.1
0.80	0.033	3.19	<0.1	3.59	<0.1
0.40	0.014	1.44	<0.1	1.52	<0.1
0.20	0.006	0.618	<0.1	0.653	<0.1
0.13	0.003	0.305	<0.1	0.327	<0.1



Figuur 5.4. Het risico op overschrijding van de NOEC voor de ree als gevolg van Cd-verontreiniging in de omgeving van Budel-Dorplein. Huidige situatie.

% = percentage van de populatie waarvoor de NOEC wordt overschreden. Zie verder figuur 5.2

HOOFDSTUK 6: DISCUSSIE EN AANBEVELINGEN

6.1 Inleiding

In dit hoofdstuk worden eerst enkele discussiepunten betreffende de hoofdstukken 2 tot en met 5 besproken. Na deze bespreking worden verschillende bestaande terrestrische risico-analyse modellen met BIOMAG-2 vergeleken, in de laatste paragraaf worden tot slot enkele aanbevelingen gedaan voor verdere aanpassing van BIOMAG-2 en verder onderzoek.

6.2 Discussie per hoofdstuk

6.2.1 *Naar een bodemtype onafhankelijk model*

BAF's gebaseerd op Ma et al.

De BAF's voor de opname van cadmium uit het bodemvocht zijn gebaseerd op de gegevens van Ma et al. (1991). Uit tabel 2.1 blijkt echter dat de op Ma et al. gebaseerde BAF's lager zijn dan de overige BAF's. Mogelijk wordt hierdoor de opname van cadmium uit het bodemvocht onderschat, maar vooralsnog wijzen de resultaten van de validatie in hoofdstuk vier niet op een consequent te lage schatting van de cadmium-opname.

BAF vegetatie/bodem

Voor BIOMAG-2 is gebruik gemaakt van één BAF vegetatie/bodemvocht in plaats

van drie zoals in BIOMAG-1 (BAF vegetatie/bodem voor ree, woelmuis en ware muis). Deze enkele BAF is gebaseerd op het dieet van een woelmuis, dat voor een groot deel uit grassen bestaat (Ma *et al.* 1991). Het is echter bekend dat zowel ware muizen als reeën een ander dieet hebben dan woelmuizen. Een ware muis eet meer zaden, vruchten en kruiden (Hunter *et al.* 1987b) en een ree meer knoppen, scheuten en kruiden (Corbett & Harris 1991) dan een woelmuis. Het is niet zeker dat deze kruiden, vruchten en bomen in dezelfde mate cadmium opnemen als gras. Door de samenvoeging van deze BAF's is de onzekerheid in deze stap van het model dus toegenomen. Nader onderzoek naar de verschillen in opname van schadelijke stoffen door verschillende plantesoorten en aanpassing van BIOMAG op dit punt zal in de toekomst plaats moeten vinden. Omdat BIOMAG-2 echter niet erg gevoelig is voor de BAF vegetatie/bodemvocht heeft dit onderzoek geen hoge prioriteit.

Methode Boekhold

De BAF's zijn gebaseerd op een schatting van de bodemvochtconcentratie volgens de methode Boekhold. Deze BAF's zijn echter nog niet gevalideerd met gemeten cadmiumconcentraties in het bodemvocht in relatie tot cadmiumconcentraties in dieren. Deze validatie zal plaats moeten vinden voor BIOMAG-2 in de praktijk gebuikt kan worden..

Bioaccumulatiefuncties

Bij het rekenen met BAF's wordt er vanuit gegaan dat het verband tussen de Cd-concentratie in het bodemvocht en de Cd-concentratie in een organisme rechtlijnig zou zijn. Dit is waarschijnlijk niet het geval. Er is goede reden aan te nemen dat dit verband eerder logaritmisch is zoals onder anderen Lexmond (1992) en Gerritse *et al.* (1983) aantonen. Bij hoge bodemvochtconcentraties zou een rechtlijnig verband tussen bodemvochtconcentratie en plant of bodemorganisme een veel te hoge schatting van de concentratie in plant of bodemorganisme kunnen veroorzaken. Dit pleit ervoor om in de toekomst niet met bioaccumulatiefactoren maar met bioaccumulatiefuncties te werken.

Uniforme overheidsnorm

Een groot voordeel van een model gebaseerd op de beschikbare hoeveelheid in plaats van de totale hoeveelheid cadmium in de bodem is de mogelijkheid tot een uniforme overheidsnorm voor bodemvervuiling. Een norm gebaseerd op de bodemvochtconcentratie hoeft niet meer gedifferentieerd te worden naar bodemeigenschappen zoals nu kleigehalte en organische stofgehalte. In plaats daarvan kan één norm per stof voor alle bodemtypen voldoen.

6.2.2 Gevoeligheidsanalyse

Resultaten

Variaties in de input-variabele bodemvochtconcentratie (c) hebben een grote invloed op de modeluitkomst. De bodemvochtconcentratie wordt op dit moment met behulp van de methode van Boekhold geschat (zie bijlage 1). De resultaten van deze methode zijn zeer gevoelig voor de bodemeigenschappen pH en OC die in de natuur op kleine schaal al zeer variabel kunnen zijn (Boekhold 1992). Als gevolg hiervan kan ook de variatie van c in een areaal van de doelsoort aanzienlijk zijn. Dit heeft als nadeel dat een schatting van de gemiddelde c weinig representatief is voor het gehele leefgebied van een dier. Een oplossing hiervoor is c net als de BAF's als stochast te beschouwen. Op deze manier kan de natuurlijke variatie in c in het model worden meegenomen. Dit is uiteraard alleen mogelijk als er een verdeling van c bekend is. Omdat dit niet altijd het geval zal zijn, zal ook de mogelijkheid om c als constante in te voeren moeten blijven bestaan. In § 6.2.4. zal verder op de ruimtelijke variatie in c worden ingegaan.

6.2.3 Validatie

Aanpassing BAF's

Bij de validatie bleek dat de BAF's voor de Cd opname van wormen en overige evertebraten uit het bodemvocht een factor 10 te hoog waren en dus moesten worden aangepast. Het is merkwaardig dat deze BAF's in eerste instantie te hoog waren ingeschat aangezien deze BAF's net als de BAF vegetatie/bodemvocht op metingen van Ma *et al.* (1991) zijn gebaseerd. Al deze BAF's zijn daarom gebaseerd op dezelfde bodemvochtconcentraties en het is aannemelijk dat Ma *et al.* voor de meting van gehalten in plant en bodemorganisme dezelfde methode hebben gebruikt. De BAF voor de opname van Cd door de vegetatie is echter in tegenstelling tot die voor de bodemorganismen niet te hoog. Hiervoor is geen goede verklaring gevonden.

In hoofdstuk 4 worden drie onderwerpen voor mogelijke aanpassingen genoemd: De fysiologische parameters, de toevoer van Cd aan het voedsel van herbivoren via depositie en de invloed van de leeftijd op de modeluitkomst. Bij het toekomstige onderzoek zal de nadruk vooral op de eerste twee van deze mogelijke aanpassingen liggen. De invloed van de leeftijd wordt pas van later van belang als differentiatie van gevoeligheid naar leeftijd in BIOMAG-2 wordt ingebouwd. Op het moment wordt voor jonge dieren dezelfde NOEC gehanteerd als voor ouderen. De oudere dieren vertonen door hun hogere Cd-concentratie eerder overschrijding van dezelfde NOEC dan de jonge dieren en zijn dus kwetsbaarder. De risico-analyse met behulp van BIOMAG zal zich daarom voorlopig vooral op oudere dieren richten.

Extrapolatie risico's

Op basis van de risico's berekend voor de Kempen is een extrapolatie naar andere gebieden mogelijk. Op grond deze risico's lijkt het risico van cadmiumverontreiniging in de bodem voor torenvalken en reeën in Nederland verwaarloosbaar. De omgeving van Budel-Dorplein staat bekend als een van de sterkst met zware metalen vervuilde gebieden. Bovendien binden zware metalen slecht aan zand en hebben de hier veel voorkomende podzolbodems over het algemeen een lage pH, zodat een groot deel van de metalen ook beschikbaar is. Als zelfs in dit gebied het risico gering is zal dit waarschijnlijk ook voor de rest van Nederland het geval zijn.

Ruimtelijke variatie in bodemverontreiniging

Hoewel de bodemverontreiniging in de Kempen globaal gezien niet boven het MTR voor ree of torenvalk uitkomt zijn rondom de zinksmelterij plaatselijk waarden voor het totale bodemgehalte gevonden die boven het MTR voor torenvalk en ree liggen. Edelman *et al.* (1985) maten op een afstand van 200-500 meter van de zinksmelterij gehalten van 5-200 mg Cd/kg. In dit gebied wordt plaatselijk dus wel het MTR voor de beide doelsoorten overschreden.

Onderzoek naar het effect van dit soort ruimtelijke variaties in bodemverontreiniging is van belang omdat de meeste bodemverontreinigingen in Nederland een heterogeen karakter vertonen (als gevolg van variabele totaalgehalten of bodemeigenschappen) en BIOMAG-2 uitgaat van een gelijkmatige, constante verontreiniging.

Het risico van deze variabele bodemgehalten voor een organisme kan afhankelijk zijn van de grootte van de vervuilde gebiedjes in relatie tot het foerageergebied van dit organisme. Marinussen *et al.* (1993) berekenden in een gebied met een ruimtelijk variërende bodemverontreiniging een duidelijk invloed van de actieradius van een soort op het effect van de bodemverontreiniging. Indien het heterogeen vervuilde gebied gemiddeld zwaar vervuild is, blijkt voor een soort met een grote actieradius het onveilige oppervlak groter dan voor soorten met een kleine actieradius. Indien het heterogeen vervuilde gebied gemiddeld slechts licht vervuild is met hier en daar een piek blijkt bij een grotere actieradius het onveilige oppervlak juist kleiner. Of deze theorie ook van toepassing is op het effect van ruimtelijke variatie in bodemverontreiniging op de verschillende soorten in de voedselketens van BIOMAG-2 moet nader onderzocht worden.

Bij het onderzoek naar het effect van heterogene verontreiniging moet ook rekening gehouden worden met het foerageergedrag van de doelsoorten. Het is mogelijk dat bijvoorbeeld roofvogels in een zwaar verontreinigd gebied naar een ander dieet overschakelen vrijwillig of gedwongen, omdat een deel van het dieet niet meer aanwezig is als gevolg van de verontreiniging.

Vergelijking MTR voor ree en torenvalk met MTR bodemorganismen

De in dit rapport berekende MTR's zijn vergeleken met het MTR gebruikt ter onderbouwing van de door de Nederlandse overheid vastgestelde streefwaarden voor de bodem. Dit MTR dat gebaseerd is op bescherming van 95% van de bodemorganismen, ligt voor cadmium bij 0.08-0.17 mg Cd/kg grond (Van de Meent *et al.* (1990). Dit is vele malen lager dan de MTR's berekend met BIOMAG-2 voor ree en torenvalk van 8.1 en 7.7 mg Cd/kg grond. Uitgaande van BIOMAG-2 is een norm gebaseerd op de bescherming van het bodemecosysteem dus zeker laag genoeg om de ree en de torenvalk te beschermen tegen doorvergiftiging.

6.3 Evaluatie bestaande risico-analysemodellen

In Nederland zijn door anderen soortgelijke op accumulatie in terrestrische voedselketens gebaseerde risico-analysemethoden ontwikkeld. In deze paragraaf worden deze methoden eerst kort beschreven en de verschillen met BIOMAG aangegeven. Vervolgens wordt een vergelijking tussen de methoden gemaakt wat betreft de bruikbaarheid in verschillende situaties.

Door Romijn *et al.* (1991) is een simpele methode ontwikkeld om het Maximaal Toelaatbare Risico (MTR) voor regenworm etende vogels en zoogdieren te schatten. Deze methode is samen te vatten in de volgende vergelijking:

$$MTR = NOEC_{\text{vogel, zoogdier}} / BAF_{\text{worm/bodem}}$$

Op de doelsoorten waarvoor BIOMAG ontworpen is kan deze methode met enige kleine aanpassing ook worden toegepast. De voornaamste verschillen met BIOMAG-2 zijn:

- De methode is simpeler en heeft minder gegevens nodig dan BIOMAG-2.
- De voedselketen in het model Romijn is korter dan de meeste voedselketens in BIOMAG-2.
- De methode gaat uit van het totale bodemgehalte van een stof en is daarom alleen toepasbaar op tevoren gedefinieerde bodemtypen.
- De NOEC is gebaseerd op de blootstelling in plaats van de interne concentratie.
- De BAF's zijn constant in plaats van stochastisch.

Een tweede model is door Balk *et al.* (1992) ontwikkeld voor de analyse van risico's van bodemverontreiniging in de uiterwaarden voor verschillende organismen uit dit ecosysteem. Het model is op veel punten vergelijkbaar met BIOMAG. Enkele duidelijke verschillen zijn:

- De methode Balk gaat uit van het totale bodemgehalte van een stof en is daarom alleen toepasbaar op een van tevoren gedefinieerde bodemtype: de

bodem van de uiterwaarden.

- De NOEC is gebaseerd op de blootstelling in plaats van de interne concentratie.
- Ook het risico voor soorten die niet aan het eind van de voedselketen staan wordt bekeken.
- Voor de accumulatie van een stof in de voedselketen wordt, behalve van BAF's ook gebruik gemaakt van accumulatiefuncties met enkele ecologische parameters.

Een derde model is CATS-1 (Traas & Aldenberg (1992)). CATS-1 is een model voor de accumulatie van Cd in een laagveen grasland. Het kan worden gebruikt voor risico-analyse.

- Het model is complexer en heeft meer input nodig dan BIOMAG-2
- Het model is niet gericht op soorten maar op functionele groepen.
- De resultaten zijn gedetailleerder. Cadmiumconcentraties in verschillende compartimenten en verschillende functionele groepen op verschillende niveaus in de voedselketen kunnen er mee worden berekend.
- Het model is voor Cd in een graslandecosysteem op laagveen uitgewerkt.

De hierboven besproken modellen en BIOMAG-2 worden hieronder vergeleken op bruikbaarheid in verschillende situaties. Vergelijken zijn:

- De complexiteit van de modellen
- De bruikbaarheid op verschillende bodems
- Methode van risicobeoordeling

Complexiteit

Uit het bovenstaande overzicht wordt duidelijk dat de methode van Romijn *et al.* veel eenvoudiger, de methode van Balk *et al.* vergelijkbaar en CATS-1 veel complexer is dan BIOMAG-2.

Het voornaamste voordeel van de methode van Romijn *et al.* is dan ook zijn eenvoud. Slechts de NOEC en de, van het bodemtype afhankelijke, BAF_{worm/bodem} zijn noodzakelijk voor het vaststellen van het MTR. Deze methode is dus goed te gebruiken indien er weinig gegevens bekend zijn. Het belangrijkste nadeel is de is dat alle parameters die van nature variabel zijn als constanten beschouwd worden.

CATS-1 heeft een vrij grote gegevensbehoefte in vergelijking met de andere modellen, maar geeft ook meer informatie over de cadmium-kringloop in een ecosysteem en is dus goed toe te passen in situaties waarin veel gegevens voorhanden zijn en de invloed van een bodemvervuiling op het gehele ecosysteem geanalyseerd moet worden.

BIOMAG-2 en model Balk liggen qua complexiteit tussen deze twee modellen. Beide modellen voldoen goed als vooral bodemgehalten bekend zijn en het effect voor enkele soorten geanalyseerd moet worden. Model Balk biedt in tegenstelling tot BIOMAG-2 de mogelijkheid ook effecten op andere niveaus te analyseren en is dus te prefereren in situaties waarin dit nodig is.

Bruikbaarheid op verschillende bodems

Doordat BIOMAG-2 voor cadmium uitgaat van de bodemvochtconcentratie is de methode voor dit zware metaal in tegenstelling tot de Romijn en de BKH-methode in principe op alle bodems zonder modificatie te gebruiken. De omrekening van bodemvochtconcentratie naar totaal bodemgehalte is echter alleen voor zandgronden met behulp van het Boekhold model te berekenen. Ook CATS-1 maakt gebruik van de bodemvochtconcentratie en is dus ook op verschillende bodems toepasbaar als pH, kleigehalte en humusgehalte bekend zijn. Voor risico-analyse op verschillende bodems zijn BIOMAG-2 en CATS-1 daarom duidelijk beter toepasbaar dan de andere twee.

Methode voor risicobeoordeling

De risico beoordeling gebeurt bij het Romijn model door deling: $NOEC_{\text{vogel, zoogdier}}/BAF_{\text{worm/bodem}}$. Als het bodemgehalte hoger is dan deze deling, is het risico onacceptabel. Bij de overige modellen CATS-1, BIOMAG-2 en het model Balk is de risicobeoordeling gebaseerd op de vergelijking van een stochastische modeluitkomst met een NOEC. Hiermee sluiten deze modellen goed aan bij het advies van de Gezondheidsraad (1993) over doorvergiftiging waarin wordt gepleit voor een stochastische aanpak, vanwege de grote variatie die natuurlijke ecosystemen karakteriseert. Ook Douben en Aldenberg (1991) pleiten voor een aanpak waarin de variabiliteit van de natuur kan worden meegenomen.

BIOMAG-2 en CATS-1 hebben beide de mogelijkheid de modeluitkomst voor roofvogels en grote herbivoren met een NOEC gebaseerd op de interne concentratie te vergelijken. Dit is mogelijk doordat ze over een toxicologisch deel voor roofvogels en grote herbivoren boven in de voedselketens beschikken. Een NOEC gebaseerd op interne concentratie kan een betere risicobeoordeling mogelijk maken dan een NOEC gebaseerd op blootstelling waar de andere methoden mee werken om de volgende reden.

In alle gevallen is de NOEC afgeleid van proeven met andere soorten dan de doelsoorten. Het is aannemelijk dat voor verschillende soorten NOEC's gebaseerd op interne concentraties meer aan elkaar gelijk zijn dan NOEC's gebaseerd op blootstelling. Verwacht wordt dat processen als opname en uitscheiding, die het effect van een blootstelling bepalen meer verschillen tussen soorten dan de interne concentratie in een orgaan waarbij schade optreedt, omdat de organen van verschillende soorten

waarschijnlijk een overeenkomstige reactie op schadelijke stoffen vertonen. Een nadeel van zo'n toxicologische deel waarmee de interne concentratie in de doelsoorten wordt berekend is echter de onzekerheid over de waarde van de parameters in dit model.

6.4 Aanbevelingen

In deze paragraaf worden enkele onderwerpen voor onderzoek ter verbetering van BIOMAG-2 genoemd. Deze aanbevelingen hebben tot doel:

- Een betere benadering van de realiteit
- Een betere toepassing voor milieubeleid
- De mogelijkheid tot analyse van ecologische aspecten

Per doel zullen een aantal punten zoals tekortkomingen van BIOMAG-2 en mogelijke modelaanpassingen, modeluitbreidingen of andere acties ter sprake komen. Per doel zijn de aanbeveling gerangschikt in volgorde van prioriteit.

Betere benadering van de realiteit

Het meten van gehalten aan schadelijke stoffen in alle organismen uit de gemodelde voedselketens in relatie tot bodemvochtconcentraties.

Dit soort metingen zijn voor zover bekend in Nederland niet voorhanden. Voor onderbouwing van de BAF's en een goede validatie van BIOMAG-2 zijn dit soort gegevens noodzakelijk. Ook de gezondheidsraad vindt verzameling van lokale en soortspecifieke informatie voor onderbouwing van doorvergiftigingsmodellen noodzakelijk (gezondheidsraad 1993).

De parameters in de toxicologische accumulatiemodellen voor de verschillende doelsoorten.

De opname- en uitscheidingsconstanten en de verhouding tussen lichaams- en orgaangehalten zijn nu voor alle soorten gelijk. Voor de kerkuil bleek het accumulatiemodel voor cadmium met deze parameterwaarden niet te voldoen (zie hoofdstuk 4). Het is dus duidelijk dat de parameters k_{opn} , k_{uit} en bc_{nier} gebaseerd op mens en muis niet zonder meer van toepassing zijn op de kerkuil. Het verdient daarom aanbeveling om de geschiktheid van deze parameters voor de kerkuil, maar ook voor de overige doelsoorten te onderzoeken.

De opname van toxische stoffen op in plaats van in vegetatie.

Een opnameroute waarmee tot nu toe in BIOMAG geen rekening wordt gehouden is de inname van toxische stoffen die via depositie direct op de plant in het voedsel van herbivoren terecht komen. In hoofdstuk 4 wordt dit

als één van de mogelijke verklaringen voor de te lage schatting van het niergehalte van de ree genoemd. Na onderzoek hiernaar kan deze route wellicht in BIOMAG worden opgenomen.

De competitie tussen zware metalen en andere kationen in de bodem.

Indien meerdere zware metalen of andere kationen in de bodem aanwezig zijn, zal competitie om de bindingsplaatsen in de bodem plaatsvinden. Hierdoor is bijvoorbeeld de concentratie van cadmium in het bodemvocht groter bij aanwezigheid van andere kationen zoals zink (Chardon 1984). Tegelijkertijd treedt echter ook competitie op bij de opname door planten, waardoor hoewel de concentratie in het bodemvocht groter is, de uiteindelijke opname toch kleiner kan zijn (Novosamski *et al.* 1993, Lexmond 1992). De verhouding tussen de concentratie van een zwaar metaal in het bodemvocht en in het organisme wordt dus kleiner in aanwezigheid van een ander kation. Met deze competitie wordt tot nu toe in de meeste accumulatie-modellen onvoldoende rekening gehouden.

Soortspecifieke gevoeligheid voor stoffen.

Biologische beschikbaarheid van een stof in diverse typen voedsel.

Deze twee onderwerpen worden in het advies van de gezondheidsraad (1993) genoemd, als belangrijke onderwerpen om gegevens over te verzamelen. Kennis hierover zal een realistischer risicobeoordeling mogelijk maken.³

Het verband tussen de concentratie in het bodemvocht en de concentratie in een organisme.

Een logaritmische functie geeft waarschijnlijk beter het verband tussen de bodemvochtconcentratie en de concentratie in een plant of bodemvertebraat aan dan een simpele BAF (zie § 6.2).

Betere toepassing voor milieubeleid

Aanpassing van het lindaan-model aan bodemvochtconcentratie als invoer.

Bij de bespreking van deze aanpassing voor cadmium zijn de voordelen duidelijk naar voren gekomen (zie hoofdstuk 2). De mogelijkheid het model ook voor lindaan op verschillende bodems toe te passen zal BIOMAG een beter instrument voor het natuur- en milieubeleid maken. Data voor de aanpassing voor lindaan zijn al voorhanden.

Gebiedsgerichte risico-analyse

Gebiedsgerichte risico-analyse is een mogelijke toepassing van BIOMAG die met name voor het regionale natuur- en milieubeleid van belang kan zijn. In hoofdstuk 5 is hiertoe een eerst opzet gedaan voor cadmium in de Brabantse Kempen. Hier is echter alleen rekening gehouden met een variabel totaal

bodemgehalte. Variatie in bodemeigenschappen is hierin niet aan de orde gekomen, evenals het effect van ruimtelijke variatie in verontreiniging op kleine schaal (zie ook: § 6.2.4).

Analyse ecologische aspecten

De mogelijkheid voor output op het niveau van muis, bodemvertebraat en vegetatie inbouwen in BIOMAG.

Hoewel de leemte op dit gebied al door andere modellen wordt ingevuld heeft het zin om BIOMAG op deze wijze aan te passen. BIOMAG-2 levert nu alleen informatie over de risico's van bodemverontreiniging voor een aantal doelsoorten. Vanuit het oogpunt van het natuurbeleid is dit genoeg. In veel visies op de natuur worden de natuurwaarden vertegenwoordigd door hogere organismen aan het eind van een voedselketen (Douben & Aldenberg 1991). Er spelen echter niet alleen directe effecten van een stof op een doelsoort, maar ook ecologische effecten zoals effecten van bodemverontreiniging op de voedselvoorziening van de doelsoorten. Wanneer we deze effecten ook in de beoordeling van bodemverontreinigingen willen meenemen moet het model worden aangepast. Ook de effecten op tussenliggende niveaus in de voedselketen moeten dan kunnen worden geschat.

LITERATUUR

Adams, T. McM. & J.R. Sanders (1985). The effect of incubation on the composition of soil solution displaced from 4 soils treated with zinc, copper or nickel-loaded sewage-sludge. In: Leschber, R., R.D. Davis & P. L'Hermite. Chemical methods for assessing bio-available metals in sludges and soils. Elsevier, London.

Andrews, S.M., S.M. Johnson & J.A. Cooke (1984). Cadmium in small mammals from grassland established on metalliferous mine waste. *Environ. pollut.* 33:153-162.

Balk, F., J.W. Dogger, F. Noppert, A.L.M. Rutten, M. Hof & F.B.A. van Lamoen (1992). Methode voor de schatting van Milieurisico's in de Gelderse uiterwaarden. BHK, Delft.

Beyer, W.N., R.L. Chaney & B.M. Mulhern (1982). Heavy metal concentrations in earthworms from soil amended with sewage sludge. *J. Environ. Qual.* 11(3): 381-385.

Boekhold, A.E. (1992). Field scale behaviour of cadmium in soil. Thesis, Wageningen.

Chardon, W.J. (1984). Mobiliteit van cadmium in de bodem. Thesis, Wageningen.

Corbett, G.B. & S. Harris (1991). The handbook of british mammals. Blackwell Sci. Publ. Oxford.

Cramp, S.(ed) (1980). Handbook of the birds of Europe, The Middle East and North Africa; The birds of the western Palearctic. Volume 2: Hawks to Bustards.

Czarnowska, K. & K. Jopkiewicz (1979). Heavy metals in earthworms as an index of soil contamination. *Pol. J. Soil Science* 11(1): 57-62.

Denneman, W.D. (1990). A comparison of the diet composition of two *Sorex araneus* populations under different heavy metal stress. *Acta Theriol.* 35: 25-38.

Denneman, W.D & P.E.T. Douben (1993). Trace metals in primary feathers of the Barn Owl (*Tyto alba guttatus*) in the Netherlands. *Env. Pollut.* 80 (in press)

Douben, P.E.T. & T. Aldenberg (1991) Ecosysteemherstel en rendement van stofmaatregelen. In: Hekstra, G.P. & F.J.M. van Linden (eds). Flora en fauna chemisch onder druk, Pudoc, Wageningen.

Elbers, M.A. & T.P. Traas (1993). Ontwikkeling van een analysemethode voor bepaling van de risico's voor terrestrische vertebraten van bodemverontreiniging door persistente stoffen. CML report 93, Centrum voor Milieukunde Leiden.

Edelman, Th. (1984). Achtergrondgehalten van een aantal anorganische en organische stoffen in de bodem van Nederland. Ministerie van VROM, 's-Gravenhage.

Edelman, Th., W. Ma & J.J.M. Kuijpers (1985). Verontreiniging van de bodem met de zware metalen cadmium, lood en zink in de omgeving van een zinksmelterij in de Brabantse Kempen. Milieutechniek 1: 12-14

Eriksson, J.E. (1990). A field study on factors influencing Cd levels in soils and in grain of oats and winter wheat. *Water, Air and Soil Poll.* 53: 69-81.

Erp, P.J. van & P. van Lune (1989). A new model for determining the relation between soil- and plant-cadmium. *Plant and Soil* 116: 119-122.

Gerritse, R.G., W. van Driel, K.W. Smilde & B. van Luit (1983). Uptake of heavy metals by crops in relation to their concentration in the soil solution. *Plant & Soil* 75: 393-404.

Gezondheidsraad, Commissie doorvergiftiging (1993). Doorvergiftiging, Toxische stoffen in voedselketens. Publikatie nr 1993/04, Gezondheidsraad, Den Haag.

Häni, H. & S. Gupta (1985). Reasons to use neutral salt solutions to assess the metal impact on plant and soils. In: Leschber, R., R.D. Davis & P. L'Hermite. Chemical methods for assessing bio-available metals in sludges and soils. Elsevier, London.

Hopkin, S.P. & M.H. Martin (1984). Assimilation of zinc, cadmium, lead and copper by the centipede *Lithobius variegatus* (Chilopoda). *J. Appl. Ecol.* 21: 535-546.

Howard, P.H. (1991). Handbook of environmental fate and exposure data for organic chemicals. Volume III: Pesticides. Lewis publishers, Chelsea.

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

Hunter, B.A., M.S. Johnson & D.J. Thompson (1987b). Ecotoxicology of copper and cadmium in a contaminated environment. III. Small mammals. *J. Appl. Ecol.* 24: 601-614.

Janssen, M.P.M., E.N.G.Joose & N.M. van Straalen (1990a). Seasonal variation in concentration of cadmium in litter arthropods from a metal contaminated site. *Pedobiologia* 34: 257-267

Janssen, P.H.M., W. Slob & J. Rotmans (1990b). Gevoeligheidsanalyse en onzekerheidsanalyse: een inventarisatie van ideeën methoden en technieken. RIVM rapport nr. 958805001, Bilthoven.

Johnson, M.S., R.D. Roberts, M. Hutton & M.J. Inskip (1978). Distribution of lead, zinc and cadmium in small mammals from polluted environments. *Oikos*: 30: 153-159.

Kolkman, R. & M. Molag (1992). Risico-evaluatie methodiek voor bodemverontreiniging door systeemvreemde stoffen. Uitwerking Case-studie voor de Brabantse Kempen. Concept-rapport, TNO-IMET, Apeldoorn.

Köster, W. & D. Merkel (1983). Beziehungen zwischen den Gehalten an Zink, Cadmium, Blei und Kupfer in Böden und Pflanzen bei Anwendung unterschiedlicher Bodenuntersuchungsmethoden. *Lanwirtsch. Forsch.* sh.39: 245-253.

Lexmond, M. (1992). De plant als overdrachtsfactor van milieucontaminanten naar landbouwhuisdieren. *Tijdschr. Diergeneesk.* 117: 519-525.

Luit, B. van (1984). Cadmiumopname door gewassen. *Landbouwk. Tijdschr.* 96(12): 19-20.

Ma, W.C., 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.C., H. van Wezel & D. van den Ham (1992). Achtergrondgehalten van vijftien metaalelementen in de bodem, de vegetatie en de bodemfauna van twaalf natuurgebieden in Nederland. RIN-rapport 92/11, DLO-IBN, Arnhem.

Marinussen, M.P.J.C., A.E. Boekhold, S.E.A.T.M van der Zee & F.A.M. de Haan (1993). Beoordeling bodemkwaliteit gerelateerd aan blootstelling. *Milieu* 8 (2) (in press).

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 "Milieu-kwaliteitsnormering water en bodem". RIVM report nr. 670101 001, RIVM Bilthoven.

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

Novozamsky, I, T.M. Lexmond & V.J.G. Houba (1993). Single extraction of soil with 0.01 mol/l CaCl_2 for evaluation of uptake of some heavy metals by plants. *Intern. J. Environ. Anal. Chem.* (in press).

Roca, J. & F. Pomares (1991). Prediction of available heavy metals by six chemical extractions in a sewage sludge-amended soil. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*: 22: 2119-2136.

Roberts, R.D. & M.S. Johnson (1978). Dispersal of heavy metals from abandoned mine workings and their transference through terrestrial food chains. *Environ. Pollut.* 16: 293-310

Ros, J.P.M. & W. Slooff (1987). Ontwerp basisdokument cadmium. RIVM report nr. 758476002, RIVM Bilthoven.

Romijn, C.A.F.M., R. Luttkik, W. Sloof, J.H. Canton (1991). Presentation of a general algorithm for effect-assessment on secondary poisoning. II: terrestrial foodchain. RIVM report nr. 679102007, RIVM Bilthoven.

Sanka, M. & M. Dolezal (1992). Prediction of plant contamination by cadmium and zinc based on soil extraction method and contents in seedlings. *Intern. J. Environ. Anal. Chem.* 46: 87-96.

Sauerbeck, D.R & B. Styperek (1985). Evaluation of chemical methods for assessing the Cd and Zn availability from different soils and sources. In: Leschber, R., R.D. Davis & P. L'Hermite. Chemical methods for assessing bio-available metals in sludges and soils. Elsevier, London.

Scheffer, F & P. Schachtschabel (1976). Lehrbuch der Bodenkunde 9. Auflage, neubearbeitet von P. Schachtschabel, H.-P. Blume, K.H. Hartge und U. Schwertmann. Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart.

Smilde, K.W., B. van Luit & W. van Driel (1992). The extraction by soil and absorption by plants of applied zinc and cadmium. *Plant & Soil*: 233-238..

Spierenburg, Th. J. , G.J. de Graaf, A.J. Baars, D.H.J. Brus, M.J.M. Tielen & B.J. Arts (1988). Cadmium, zinc, lead, and copper in livers and kidneys of cattle in the neighbourhood of zinc refineries. *Environ. Mon. Assess.* 11: 107-114.

Straalen, N.M. van & C.A.J. Denneman (1989). Ecotoxicological evaluation of soil quality criteria. *Ecotox. Environ. Saf.* 18: 241-251.

Tamis, W.L.M., H.A. Udo de Haes, M.J. 't Hart & E. Meelis (1993). Altered availability of heavy metals for grasses in thermally cleaned field soils.....

Traas, Th. P. & T. Aldenberg (1992). CATS-1: a model for predicting contaminant accumulation in a meadow ecosystem. The case of cadmium. RIVM Report nr. 719103001, RIVM Bilthoven.

VROM (1989a). Kiezen of verliezen. Nationaal Milieubeleidsplan 1990-1994. Ministerie van VROM, 's-Gravenhage.

VROM (1989b). *Omgaan met risico's*. Notities bij het Nationaal Milieubeleidsplan. Ministerie van VROM, 's-Gravenhage.

VTCB (1986). Advies bodemkwaliteit. Voorlopige Technische Commissie Bodembescherming rapportnr. S86/02-I.

Whitten, M.G. & G.S.P Ritchie (1991). Calcium chloride extractable cadmium as an estimate of cadmium uptake by subterranean clover. *Aust. J. Soil. Res.* 29: 215-221.

Wohlgemuth, D., Kratz, W. & G. Weigmann (1990). The influence of soil characteristics on the toxicity of an environmental chemical (Cadmium) on the newly developed mono-species test with the springtail *Folsomia candida*. In: Barceló, J. Proc. Environmental contamination, 4th Int. Conf. Barcelona. CEP Consultants Edinburgh UK.

Wolkers, J., T. Wensing & G.W.T.A. Grootbruinderink (1993). Heavy metal content in organs of Red Deer (*cervus elaphus*) and Wild Boar (*Sus scrofa*) and the effect on some trace elements. *Sci. Total Environ* (in press).

Zee, S.E.A.T.M van & W.H. van Riemsdijk (1987). Transport of rective solute in spatially variable soil systems. *Water Resour. Res.* 23: 2059-2069.

Bijlage 1: Methoden voor het benaderen van de Cd-concentratie in het bodemvocht.

Algemeen

In deze bijlage zullen de in hoofdstuk vier genoemde methoden voor bepaling van de concentratie in het bodemvocht worden besproken. Beide methoden zijn gebaseerd op de twee vergelijkingen die hieronder beschreven worden:

Adsorptie van Cd aan de bodem kan goed beschreven worden met een Freundlich-vergelijking:

$$q = k \cdot c^n \quad (1)$$

Hierin is q de geadsorbeerde fractie (mg/kg), c (mg/l) de concentratie in oplossing en k en n zijn de Freundlich-constanten. Er is dus een relatie tussen de geadsorbeerde fractie en de concentratie in oplossing. Deze relatie is onafhankelijk van de volume-verhouding tussen bodem en oplossing. Er geldt ook:

$$T = q + \frac{v}{g} \cdot c \quad (2)$$

Oftewel het totaalgehalte is gelijk aan het geadsorbeerde gehalte plus het opgeloste gehalte (in mg/kg). T (mg/kg) is het totaalgehalte van Cd in de bodem, o/g (l/kg) is de verhouding tussen volume van de oplossing en gewicht van de grond.

In hoofdstuk twee worden bij het berekenen van BAF's op basis van de concentratie in het bodemvocht, twee methoden gebruikt om deze concentratie (in een 0.01M CaCl_2 -oplossing) te benaderen:

1. Uit de concentratie in een 0.01M CaCl_2 -oplossing met oplossing/grondverhouding (o/g) die afwijkt van de veld-situatie.
2. Met behulp van het totaalgehalte en bodemeigenschappen volgens Boekhold.

Deze twee methoden worden hieronder uitgewerkt.

1. Uit de concentratie in een 0.01M CaCl_2 -oplossing.

Deze benadering is toegepast op de gegevens van Novozamsky e.a (1992). De o/g-verhouding is bij de bepaling van de concentratie Cd in een 0.01M CaCl_2 -oplossing

over het algemeen veel hoger dan in de bodem. Dit heeft geen invloed op vergelijking 1 maar wel op vergelijking 2. Volgens de hierna volgende afleiding resulteert een lagere o/g in een hogere Cd-concentratie in oplossing (c).

In vergelijking 2 kan q gesubstitueerd worden door vergelijking 1:

$$T = k \cdot c^n + \frac{o}{g} \cdot c \quad (3)$$

Als o/g nu lager wordt en T, k en n constant blijven, zal c (en daarmee via vergelijking 1 ook q) hoger moeten worden om de vergelijking sluitend te houden.

Omdat de concentratie in oplossing altijd bij een veel hogere o/g -verhouding (= o/g_{lab}) wordt gemeten dan de o/g -verhouding die in de bodem van nature voorkomt (= o/g_{veld}), zal voor een goede benadering van de concentratie in het bodemvocht een omrekening moeten plaats vinden. In veel literatuur wordt niet alleen c_{lab} maar worden ook T en o/g_{lab} vermeld. In dit geval kan een schatting van c_{veld} bij o/g_{veld} gemaakt worden.

Tabel 1. Verschil tussen c_{lab} uit Novozamsky et al. en de berekende c_{veld} .

c_{lab}	c_{veld}
1.55	1.57
4.33	4.40
7.28	7.41
8.78	8.97
4.97	5.36
10.4	11.2
13.4	14.3
16.7	18.2
9.89	14.0
23.8	36.6
36.3	56.4
36.6	57.1

Voor de berekening van c_{veld} zijn behalve T en o/g_{veld} ook k en n noodzakelijk (vergelijking 3). Deze kunnen worden berekend door vergelijking 3 met o/g_{lab} en c_{lab} door te rekenen. Dit levert echter twee onbekenden (k en n) in één vergelijking. Chardon (1984) en Boekhold (1992) vinden in zeer verschillende bodems (zand, veen, klei, löss etc.) een vrijwel gelijke n rond de 0.8-0.9. Om de berekeningen eenvoudig te houden is de aanname $n=1$ gedaan. De freundlich-kromme wordt dan benaderd door een rechte lijn. Dit is een redelijke benadering als de verandering in c niet te groot is. Vergelijking 3 kan nu worden herschreven als:

$$k = \frac{T}{c_{lab}} - \frac{o}{g_{lab}} \quad (4)$$

Hieruit kan k worden berekend. Nu kan c_{veld} worden berekend door vergelijking 4 te herschrijven als:
In deze vergelijking kunnen nu de waarden voor o/g_{veld} , en de niet veranderde T en

$$c_{\text{veld}} = \frac{T}{k + \frac{0}{g_{\text{veld}}}} \quad (5)$$

k worden ingevuld om c_{veld} te berekenen. Het blijkt wanneer deze omrekening wordt toegepast op de gegevens van Novozamsky et al. dat het verschil tussen c_{lab} en c_{veld} bij kleine waarden voor c_{lab} niet erg groot is, maar bij hogere waarden voor c_{lab} aardig kan oplopen (zie tabel 1).

2. Met behulp van het totaalgehalte en bodemeigenschappen

In de meeste literatuur over Cd-opname door planten is niet de concentratie in een 0.01M CaCl_2 -oplossing gemeten. Het totaalgehalte van Cd in de bodem is meestal wel gemeten, alsmede enkele bodemeigenschappen zoals pH en gehalte aan organische koolstof (OC). Door Van der Zee en van Riemsdijk (1987) is een freundlich-model ontwikkeld waarin rekening gehouden wordt met de invloed van $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ ¹ en OC op de adsorptie:

$$q = k^* \cdot \text{OC} \cdot (\text{H}^+)^{-0.5} \cdot c^n \quad (6)$$

Door Boekhold (1992) is dit model voor zandgronden uitgewerkt en zijn de bijbehorende parameters bepaald. $k^* = 0.025$ en $n = 0.8$. Met dit model kunnen dus, indien pH en OC bekend zijn, de freundlich parameters voor de adsorptie van Cd op een zandbodem worden berekend.

Als ook T bekend is kan nu door combinatie van vergelijking 2 en 6 de concentratie in het bodemvocht (c) iteratief berekend worden via:

$$k^* \cdot \text{OC} \cdot (\text{H}^+)^{-0.5} \cdot c^n + \frac{0}{g} \cdot c - T = 0 \quad (7)$$

¹ Deze pH kan zowel uit de $\text{pH}(\text{KCl})$ als uit de $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ worden afgeleid. Zie voor afleiding Scheffer & Schachtschabel (1976).

Bijlage 2: Meetkundige standaarddeviatie

Het meetkundige gemiddelde van een verzameling waarden is het teruggetransformeerde rekenkundige gemiddelde van de ln-getransformeerde waarden. Het meetkundige gemiddelde is voor waarden die het resultaat zijn van een deling (zoals BAF's) over het algemeen een betere schatter voor de verwachting (μ) dan het rekenkundige gemiddelde. Hieronder zal een methode worden uitgewerkt om de bijbehorende standaarddeviatie te schatten.

$$\sigma^2 f(x) \approx \sigma^2(x) \cdot f(\mu)^2 \quad (1)$$

Volgens vergelijking 1 is de variantie van de oorspronkelijke waarden te benaderen door:

$$\sigma^2(e^{\ln x}) \approx \sigma^2(\ln x) \cdot (e^{\mu_{\ln x}})^2 \quad (2)$$

of:

$$\sigma^2(x) \approx \sigma^2(\ln x) \cdot (\mu_x)^2 \quad (3)$$

en dus:

$$\sigma(x) \approx \sigma(\ln x) \cdot (\mu_x) \quad (4)$$

Waarin:

σ^2 = variantie

σ = standaarddeviatie

x = oorspronkelijke waarden

$\ln x$ = getransformeerde waarden

μ_x = verwachting oorspronkelijke waarden

$\mu_{\ln x}$ = verwachting getransformeerde waarden

De standaarddeviatie van de ongetransformeerde waarden kan dus uit formule 4 berekend worden.

Bijlage 3: Methoden voor gevoeligheidsanalyse

In deze bijlage worden de voornaamste gevoeligheidsanalyse-methoden, de bijbehorende gevoeligheidsmaten en hun geschiktheid voor toepassing op BIOMAG besproken. Globaal zijn de gevoeligheidsmaten in te delen in drie groepen:

- 1- De discrepantie tussen de waarden voor de modelparameters die acceptabele en de waarden voor deze parameters die onacceptabele modeluitkomsten opleveren.
- 2- De regressiecoëfficiënten in een regressiemodel dat de relatie tussen de modeluitkomst en de modelparameters benadert
- 3- De partiële afgeleide van de modeluitkomst naar de betreffende modelparameters.

Voor een uitgebreide beschrijving van deze mogelijkheden zie Janssen et al. (1990b).

ad 1.

Het berekenen van een discrepantiemaat gebeurt numeriek. De methode vereist een groot aantal runs met een groot aantal parameterwaarden (bijv. Monte Carlo methode). Bovendien heeft deze analyse als nadeel dat op voorhand een grens tussen acceptabele en niet acceptabele modeluitkomsten gedefinieerd moet worden. Meetgegevens waar deze grens op gebaseerd zou kunnen worden, zijn schaars (zie ook hoofdstuk 4 validatie en calibratie) en de keus voor acceptabel of niet is dan ook vrij arbitrair. Deze methode lijkt daarom minder geschikt voor de analyse van BIOMAG.

ad 2.

Ook dit is een numerieke methode. Berekening van de regressiecoëfficiënten gebeurt door de parameters een aantal maal op willekeurige wijze te trekken uit een tevoren bepaalde kansverdeling, of op systematische wijze te kiezen. Met deze getrokken of gekozen waarden wordt het model doorgerekend, en op de resultaten wordt een (vaak lineaire) regressie toegepast. De regressie coëfficiënten zijn nu een maat voor de gevoeligheid. Het voordeel van deze methode is dat zowel de lokale als de globale gevoeligheid van het model kan worden geanalyseerd, door de parameterwaarden te trekken uit een kleine respectievelijk grote spreiding rond het instelpunt van de parameter. Een globale gevoeligheidsanalyse is echter moeilijk te interpreteren. Een model dat globaal niet erg gevoelig is voor een bepaalde parameter, kan lokaal rond de instelwaarde wel gevoelig zijn voor variaties in deze parameter (zie figuur 1). Het nadeel van deze methode is dat hij net als de hiervoor genoemde nogal arbeidsintensief is.

ad 3.

Berekening van de partiële afgeleide voor een parameter kan in tegenstelling tot de vorige twee methoden analytisch. Om deze methode te kunnen toepassen moet de modelstructuur echter niet te gecompliceerd zijn. De partiële afgeleiden zijn in feite 'vergelijkbaar met de regressiecoëfficiënten in een lineair regressie-model. De partiële afgeleiden zijn de coëfficiënten van een lineaire benadering van het model die op analytische wijze is afgeleid (raaklijn in de parameterwaarde). De regressiecoëfficiënten zijn de coëfficiënten van een op numerieke wijze afgeleide lineaire benadering. Een groot voordeel van de analytische methode is de inzichtelijkheid. Indien de model-structuur niet te ingewikkeld is, is de methode bovendien minder arbeids-intensief. Een nadeel is dat alleen de lokale gevoeligheid van het model met deze gevoeligheidsmaat kan worden weergegeven, omdat de lineaire benadering alleen geldig is als de parameters niet te zeer afwijken van de waarden waarvoor de partiële afgeleide is bepaald. Dit kan, indien het model niet te complex is, gedeeltelijk worden gecompenseerd doordat de analytische afleiding een inzicht kan geven in de invloed van de waarden van de parameters op de gevoeligheidsmaten.

Bijlage 4: Modelstructuur BIOMAG

Het model BIOMAG voor cadmium berekent het cadmium gehalte in de nier van de doelsoort en ziet er als volgt uit (Elbers & Traas 1993):

$$Q(t) = \frac{a}{k_{uit}} \cdot (1 - e^{-(k_{uit} \cdot t)}) \cdot BAF_{nier}$$

hierin is a ($\mu\text{g/gDW} \cdot \text{dag}$) de hoeveelheid toxische stof die het dier binenkrijgt. k_{uit} (d^{-1}) is de uitscheidingsconstante. t (d) is de blootstellingstijd en cf_{nier} is de concentratiefactor nier/hele dier. a wordt berekend volgens:

$$a = vi \cdot k_{vid} \cdot Cd_{gehaltevoedsel} \cdot k_{opn}$$

vi is de dagelijkse voedselinname van de doelsoort (g/d.gFW). k_{vid} is een conversiefactor van versgewicht naar drooggewicht (gFW/gDW). k_{opn} is de opname efficiëntie van cadmium door de doelsoort. Het Cd-gehalte van het voedsel $Cd_{gehaltevoedsel}$ ($\mu\text{g/g}$) wordt voor de verschillende doelsoorten berekend volgens:

Ree: $c \cdot BAF_{veg/bod}$

Torenvalk: $c \cdot BAF_{veg/bod} \cdot BAF_{woel/veg}$

Wezel

&

Kerkuil: $c \cdot (p_{woel} \cdot B_{woel} + p_{spits} \cdot B_{spits} + p_{ware} \cdot B_{ware} + p_{rest} \cdot B_{rest})$

Hierin is p_{woel} = het percentage woelmuis in het wezel of kerkuil-diëten B_{woel} een combinatie van BAF's (zie hieronder). veg = vegetatie, bod = bodem, $worm$ = worm, oer = overige bodem-evertebraten, $voed$ = voedsel, $woel$ = woelmuis, $spits$ = spitsmuis, $ware$ = ware muis, $rest$ = rest dieet wezel en kerkuil. c = Cd-concentratie in het bodemvocht.

$$B_{woel} = BAF_{veg/bod} \cdot BAF_{woel/veg}$$

$$B_{spits} = \frac{BAF_{worm/bod} + BAF_{oer/bod}}{2} \cdot BAF_{spits/voed}$$

$$B_{ware} = BAF_{veg/bod} \cdot BAF_{ware/veg} \quad (\text{voor wezel})$$

$$B_{rest} = B_{woel} \quad (\text{voor wezel})$$

$$= \frac{B_{woel} + B_{spits} + B_{ware}}{3} \quad (\text{voor kerkuil})$$

Hierin is $BAF_{veg/bod}$ de bioaccumulatiefactor vegetatie/bodem etc.

Bijlage 5: Nieuwe bioaccumulatiefactoren cadmium

In deze bijlage worden de BAF's voor cadmium gebruikt in BIOMAG-2 voor zover ze afwijken van die gebruikt in BIOMAG-1 weergegeven. In deze bijlage wordt het gemiddelde van de loggetransformeerde BAF's weergegeven omdat deze in de berekeningen gebruikt zijn. BIOMAG-2 werkt alleen met log-logistisch verdeelde BAF's. In dit rapport zijn nieuwe bioaccumulatiefactoren voor de opname van cadmium uit de bodem opgesteld. Bovendien zijn de gegevens waarop de BAF's muis/voedsel voor de woel- en de spitsmuis zijn gebaseerd, aangevuld met nieuwe data.

De nieuwe BAF's organisme/bodemvocht zijn gebaseerd op de concentratie in het bodemvocht (zie hoofdstuk 2). In deze bijlage worden het gemiddelde van de loggetransformeerde BAF's weergegeven omdat deze in de berekeningen gebruikt zijn. BIOMAG-2 werkt alleen met log-logistisch verdeelde BAF's. De teruggetransformeerde gemiddelde waarden voor deze BAF's worden in tabel 2.1 weergegeven.

Bioaccumulatiefactor vegetatie/bodemvocht

Gemiddelde getransformeerde BAF's:

BAF = 2.825

sd = 0.672

Bioaccumulatiefactor regenworm/bodemvocht

Gemiddelde getransformeerde BAF's:

BAF = 7.451

sd = 1.176

Bioaccumulatiefactor overige evertibraten/bodemvocht

Gemiddelde getransformeerde BAF's:

BAF = 5.425

sd = 1.486

De nieuwe BAF's woel- en spitsmuis/voedsel zijn gebaseerd op meer data dan in BIOMAG-1. Zowel het gemiddelde als het gemiddelde van de log-getransformeerde data waarmee in BIOMAG-2 gerekend is zijn weergegeven.

Bioaccumulatiefactor woelmuis/vegetatie

BAF1 = 0.39	Andrews et al. (1984) vuil
BAF2 = 0.73	Andrews et al. (1984) schoon
BAF3 = 0.82	Hunter et al. (1987b) vuil
BAF4 = 0.63	Hunter et al. (1987b) 1km van bron
BAF5 = 0.86	Hunter et al. (1987b) schoon
BAF6 = 0.23	Roberts & Johnson (1978) vuil
BAF7 = 0.28	Roberts & Johnson (1978) 100 m van bron
BAF8 = 0.62	Roberts & Johnson (1978) schoon

Gemiddeld:	Gemiddelde getransformeerde BAF's:
BAF = 0.57	BAF = -0,66
sd = 0.24	sd = 0.50

Bioaccumulatiefactor spitsmuis/voedsel

BAF1 = 2.27	Andrews et al. (1984) vuil
BAF2 = 0.57	Andrews et al. (1984) schoon
BAF3 = 1.30	Hunter et al. (1987b) vuil
BAF4 = 1.20	Hunter et al. (1987b) 1km van bron
BAF5 = 1.75	Hunter et al. (1987b) schoon
BAF6 = 2.16	Roberts & Johnson (1978) vuil
BAF7 = 1.87	Roberts & Johnson (1978) 100 m van bron
BAF8 = 2.23	Roberts & Johnson (1978) schoon

Gemiddeld:	Gemiddelde getransformeerde BAF's:
BAF = 01.67	BAF = 0.43
sd = 0.60	sd = 0.47