

RIJKSINSTITUUT VOOR VOLKSGEZONDHEID EN MILIEU  
BILTHOVEN

Rapport nr. 607506 002

**Programmeringsstudie voor de ecologische  
consequenties van normoverschrijding (ECN)**

T.P. Traas, L. Posthuma, J. Notenboom,  
D. de Zwart, O. Klepper en T. Aldenberg

augustus 1997

Dit onderzoek is uitgevoerd in opdracht en ten laste van DGM, Directies Stoffen, Veiligheid en Stralingen en Bodem onder project nummer 607506, "Ecologische Consequenties van Normoverschrijding".

Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Postbus 1, 3720 BA Bilthoven  
tel. 030-2749111, fax 030-2742971

**VERZENDLIJST**

- 1 Directoraat-Generaal Milieubeheer, Directie Stoffen. Veiligheid, Straling
- 2 Directoraat-Generaal Milieubeheer, Directie Bodem
- 3 Directoraat-Generaal Milieubeheer, Directie Drinkwater, Water, Landbouw
- 4 Plv. d. g. Milieubeheer, dr ir B. C. J. Zoeteman
- 5 Drs A. Eijs, DGM/SVS
- 6 Drs C. A. J. Denneman, DGM/Bo
- 7 Dr D. Jung, DGM/SVS
- 8 Drs D. Jonkers, DGM/DWL
- 9 Drs M. H. J. Klein, IKC-Natuurbeheer
- 10 Dr. J. H. Faber, IBN-DLO, Arnhem
- 11 Dr. J. de Bruijn, RIVM/CSR
- 12 Dr J. Hermens, RITOX
- 13 Prof. dr N. M. van Straalen, VU
- 14 Dr T. C. M. Brock, SC-DLO
- 15 Prof. dr. W. Admiraal, UvA
- 16 Prof. ir N. D. van Egmond, RIVM
- 17 Dr ir G. de Mik, RIVM
- 18 Dr W. H. Könemann, RIVM/CSR
- 19 Prof. dr C. J. van Leeuwen, RIVM/CSR
- 20 Drs E. van der Plassche, RIVM/CSR
- 21 Ir R. van den Berg, RIVM/LBG
- 22 Ir A. H. M. Bresser, RIVM/LWD
- 23 Dr K. Beurskens, RIVM/LWD
- 25 Prof. dr H. Eijsackers, RIVM/ECO
- 24 Drs J. H. Canton, RIVM/ECO
- 26 Ir C. Roghair, RIVM/ECO
- 27 Dr ir D. van de Meent RIVM/ECO
- 28 Dr A. Sterkenburg, RIVM/ECO
- 29 Drs R. Luttik, RIVM/CSR
- 30 Ir T. van der Linden, RIVM/LBG
- 31 Ing. D. F. Kalf, RIVM/CSR
- 32 Dr G. H. Crommentuijn, RIVM/CSR
- 33 Dr J. Struijs, RIVM/ECO
- 34 Dr J. Hendriks, RIZA Lelystad
- 35 Drs J. Bakker, RIVM/ECO
- 36 Dr B. Wesselink, RIVM/LAE
- 37 Dr M. Janssen, RIVM/LSO
- 38 Drs B. J. W. G. Mensink, RIVM/CSR
- 39 Dr J. Wiertz RIVM/LBG
- 40 Drs D. T. Jager RIVM/ECO
- 41-46 Auteurs
- 47 Hoofd Voorlichting en Public Relations
- 48 Bureau Rapportenregistratie
- 49 Bibliotheek RIVM
- 50 Depot Nederlandse Bibliografie en Nederlandse Publicaties
- 50-70 Bureau Rapportenbeheer RIVM

**INHOUDSOPGAVE**

VERZENDLIJST .....	2
ABSTRACT .....	5
SUMMARY .....	6
SAMENVATTING.....	7
1 INLEIDING.....	8
1.1 Achtergrond en doelen .....	8
1.2 Onderzoeksthema's en afbakening.....	9
1.3 Relatie met overig onderzoek .....	11
1.4 Ordenend principe.....	11
1.5 Leeswijzer .....	12
2. PROBLEEMVERKENNING EN -FORMULERING .....	13
2.1 Inleiding.....	13
2.2 Toelichting .....	13
2.2.1 Tussenrapportage implementatie biodiversiteitsonderzoek .....	13
2.2.2 Indicatorsysteem life support functies bodem .....	15
2.2.3 Tolerantie microbiële gemeenschappen .....	20
2.3 Kernpunten.....	20
2.4 Onderzoeksaanbevelingen .....	21
3. STATISTISCHE EXTRAPOLATIE VAN TOXICITEITSGEGEVENS VERKREGEN MET TESTEN IN HET LABORATORIUM.....	22
3.1 Inleiding.....	22
3.2 Toelichting .....	23
3.2.1 Werkwijze .....	23
3.2.2 Acute en chronische gevoeligheidsverdelingen. ....	25
3.2.3 Acuut/chronisch ratio's .....	29
3.2.4 Onzekerheid in cumulatieve gevoeligheidsverdelingen.....	30
3.2.5 Extrapolatie van dosis-effectrelaties .....	33
3.3 Kernpunten.....	35
3.4 Onderzoeksaanbevelingen .....	36

---

4. STATISTISCHE EXTRAPOLATIE VAN DOSIS-EFFECTRELATIES OP SOORTNIVEAU.....	38
4.1 Inleiding.....	38
4.2 Beschikbare literatuurstudies .....	40
4.3 Berekening potentiëel risico in veldsituatie.....	43
4.4 Vergelijking tussen potentiëel risico en werkelijk waargenomen effecten.....	47
4.5 Kernpunten .....	49
4.6 Aanbevelingen.....	49
5. SYSTEEM-ECOLOGISCHE BENADERING VAN EFFECTEN VAN TOXISCHE STOFFEN OP ECOSYSTEMEN .....	51
5.1 Inleiding.....	51
5.2 Toelichting .....	51
5.2.1 Direkte toxische effecten .....	52
5.2.2. Indirekte effecten.....	52
5.2.3 Aantasting van vitale functies.....	54
5.2.4 Voedselwebstructuur, stabiliteit en herstel .....	56
5.3 Kernpunten.....	57
5.4 Onderzoeksaanbevelingen .....	58
6. ONDERZOEKSPROGRAMMERING T.B.V. ECOLOGISCHE CONSEQUENTIES NORMOVERSCHRIJDING.....	59
6.1 Onderzoeksprogrammering .....	59
6.2 Schets van een beoordelingssysteem ECN.....	61
6.3 Relaties met intern RIVM onderzoek.....	63
LITERATUUR.....	64

**ABSTRACT**

For environmental management of contaminated sites, more insight is required in the ecological effects of contamination above environmental quality objectives. This report deals with the definition of a research program for ecological consequences of exceedance of quality objectives. Methods are available for estimating the Potentially Affected Fraction (PAF) of species, the 'thermometer' for toxic stress. Translating the PAF to more ecologically relevant effects is illustrated by comparing NOEC exceedance with acute mortality in laboratory experiments. The calibration of potential effects on structure of the ecosystem, is illustrated by analysis of ecological effects at two contaminated sites. A research program is defined to underpin the calibration in terms of ecosystem processes and Life Support Functions.

## SUMMARY

For environmental management of contaminated sites, more insight is required in the ecological effects of contamination above environmental quality objectives. This report deals with the definition of a research program for ecological consequences of exceedance of quality objectives.

The research program should lead to the development of

- A thermometer: an instrument to measure the potential effects due to contamination
- Calibration of the thermometer: what does the potential effect mean in terms of changes in ecosystem structure or function
- Additional methods to define ecological consequences of contamination

The thermometer for measuring potential effects of toxicants was developed for the 4th Environmental Outlook and calculates the Potentially Affected Fraction (PAF) of species. This measure is based on the cumulative sensitivity distribution of NOECs derived from laboratory toxicity testing. A comparison of the PCP and chromium PAF with acute toxicity data showed that PAF can be translated to acute effects on species (i. e. mortality). This is a first step to translate the PAF to more ecologically meaningful effects, i. e. growth, reproduction and mortality. In a comparison between the PAF and observed field effects at two contaminated sites, the actual field effects were less than predicted. This is probably due to a combination of conservative elements in the PAF calculation and certain compensation mechanisms operating in the field. In order to calibrate the PAF on field effects, more studies should be taken into account and the uncertainty in the PAF calculations must be defined. A review of related research showed that effects of toxicants on Life Support Functions (LSF) in ecosystems is not easy to predict. They are probably determined by foodweb structure and a thorough knowledge of limiting factors and interactions between species is needed. To define ecological stress at the level of LSF is therefore more difficult than in terms of direct toxic effects (such as in the PAF method). By measuring ecosystem processes in the field, it is also possible to derive statistical dose-response models as suggested in the national monitoring network for soil quality. A large number of field observations is, however, required.

The requirements for calibration of the potential effect of toxicants on field observations can be defined at different levels of ecological complexity. A flexible system must be developed to allow the decision makers to choose the level of complexity. An outline for such a system is provided with a research program to fill in the gaps.

## SAMENVATTING

Om beleidsbeslissingen te kunnen nemen voor het beheer van milieuverontreiniging met toxische stoffen, is meer inzicht vereist in de ecologische consequenties van normoverschrijding. Dit rapport is gericht op de definitie van een onderzoeksprogramma hiervoor. Dit onderzoeksprogramma moet leiden tot:

- De thermometer: een instrument om de potentiële effecten van toxische stoffen te meten
- Kalibratie: Wat betekent het potentiële effect in termen van verandering in ecosysteemstructuur en -functie
- Aanvullende methoden om de ecologische consequenties van normoverschrijding te bepalen

De thermometer ter bepaling van potentiële effecten van stoffen is ontwikkeld voor de vierde Milieu Verkenning van het RIVM en berekent de Potentieel Aangetaste Fractie (PAF) van soorten. Deze maat is gebaseerd op de cumulatieve gevoeligheidsverdeling van NOEC's uit laboratorium testen. Een vergelijking van de PAF voor chroom en PCP met acute toxiciteitsdata laat zien dat de PAF vertaald kan worden naar actuele toxiciteit. Dit is een eerste stap om de PAF te kunnen vertalen naar meer ecologisch relevante effecten, zoals groei, reproductie en sterfte.

In een vergelijking van PAF met waargenomen veldeffecten op twee vervuilde locaties, bleek dat de actuele veldeffecten kleiner waren dan voorspeld. Dit is waarschijnlijk het gevolg van een combinatie van conservatieve elementen in de PAF berekening en bepaalde compenserende mechanismen in het veld. Om de PAF beter te kalibreren op veld effecten zijn echter meer studies nodig, en moet de onzekerheid in de PAF berekening worden gedefinieerd.

Een review van verwant onderzoek toonde aan dat de effecten van stoffen op Life Support Functies (LSF) in ecosystemen niet eenvoudig te voorspellen zijn. Ze worden waarschijnlijk bepaald door de voedselwebstructuur en een grondige kennis van limiterende factoren en interacties tussen soorten is vereist. Om de ecologische stress te definiëren op het niveau van LSF is daarom moeilijker dan op het niveau van directe toxische effecten (bijv. de PAF methode). Door ecosysteemprocessen in het veld te meten, is het mogelijk om statistische dosis-respons modellen af te leiden, zoals geïmplementeerd in het Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit. Een grote hoeveelheid veldwaarnemingen is echter vereist.

De kalibratie van potentiële effecten van toxische stoffen met veldwaarnemingen kan op verschillende niveaus van ecologische complexiteit gebeuren. Een flexibel systeem moet daarom worden ontwikkeld dat de beleidsmakers in staat stelt zelf het niveau van ecologische complexiteit te kiezen. Een outline van een dergelijk systeem wordt geschetst en een onderzoeksprogramma is opgesteld om de witte plekken in te vullen.

## 1 INLEIDING

### 1.1 Achtergrond en doelen

In dit rapport wordt verslag gedaan van een programmeringsstudie naar de Ecologische Consequenties van Normoverschrijding (ECN), in opdracht van het Ministerie van VROM. Deze studie is deel van het project Effect Assessment Milieu-II, MAP 1996. Binnen dit deelproject is de kernvraag wat de betekenis is van normoverschrijding voor ecosystemen: welke effecten treden werkelijk op in het veld bij normoverschrijding en wat zijn daarvan de ecologische consequenties? Dit is een actuele vraag nu na het vaststellen van de normen moet worden vastgesteld wat normoverschrijding kwantitatief inhoudt.

In dit deelproject is aan het RIVM het volgende gevraagd :

- Een inventarisatie van de mogelijkheden om een operationele methode te ontwikkelen, in de vorm van een programmeringsstudie.
- Op basis van deze aanbevelingen een systematiek te ontwikkelen ter beoordeling van de consequenties van normoverschrijding, als basis voor beleidsbeslissingen; een vervolgstudie is hiervoor nodig.
- De systematiek moet bestaan uit verschillende onderdelen:
  - De 'thermometer': een instrument voor de vaststelling van de mate van toxische druk t. g. v. verontreinigende stoffen in het veld.
  - Kalibratie: de mate van druk moet gerelateerd worden aan de verandering in structuur en functie in een ecosysteem.
  - Definiëren van beoordelingsmethoden voor de ecologische consequenties van normoverschrijding (tool box).

Gezien de reikwijdte van de vraag en de breedte van het eco(toxico)logische onderzoek, is het nodig om de probleemverkenning en de probleemformulering nader uit te werken en toe te spitsen.

In overleg met de opdrachtgever is besloten om een aantal verschillende thema's inhoudelijk te verkennen om zodoende tot een betere inschatting te komen van de toepasbaarheid voor de beoordelingssystematiek. Op basis van deze verkenning wordt vervolgens een onderzoeksprogrammering voorgesteld. In een later stadium kan dan de meest kansrijke systematiek worden uitgewerkt.



## 1.2 Onderzoeksthema's en afbakening

De volgende thema's zijn onderscheiden:

- Probleemverkenning en probleemformulering; een analyse van onderzoeksaanbevelingen en indicatoren uit recente studies over bodemindicatoren en biodiversiteit tegen de achtergrond van ecologische consequenties normoverschrijding.
- Dosis-respons relaties op ecosysteem niveau; analyse van de dosis-respons relatie tussen normoverschrijding en effecten op ecosystemen.
- Direkte en daaruit voortvloeiende indirecte effecten op ecosystemen; analyse van de relatie normoverschrijding en indirecte effecten op het functioneren van ecosystemen.

### *Probleemverkenning en -formulering*

De aandacht die de ecologische consequenties van normoverschrijding trekt lijkt ingegeven door de onduidelijkheid of de overschrijding van de huidige normen een kwantitatieve relatie vertoont met de actuele effecten van (toxische) stoffen op populaties en leefgemeenschappen. Het onderzoek en theorievorming naar effecten van toxische stoffen vindt momenteel vooral plaats op het niveau van soorten en populaties. Omdat effectonderzoek op hogere organisatieniveaus duur en relatief langdurig is (bijv. Brock et al., 1992), heeft ecotoxicologische theorievorming op dit terrein nog weinig plaatsgevonden. De stap van ecotoxicologie op soort- of populatieniveau naar leefgemeenschappen of ecosystemen vereist integratie van populatiedynamica en de systeemecologie. Dit proces is momenteel in volle gang en hierdoor is het moeilijk om tot een afbakening en definitie te komen van effecten op ecosysteemniveau.

Het rapport zal op basis van een vergelijking met recente onderzoeks-programmeringen trachten aan te geven wat de kenmerken moeten zijn van beoordeling van de ecologische consequenties van normoverschrijding. Hiertoe wordt de relatie functionele ecosysteemeigenschappen en normoverschrijding geschetst. Geconstateerd kan worden dat het thema Biodiversiteit in het Strategisch Plan van Aanpak (Min. van LVN et al., 1995) buiten de Ecologische Hoofdstructuur (zie bijv. Bal et al., 1995) een sterke functioneel-ecologische invulling heeft gekregen (Schouten et al., 1997). Waar mogelijk wordt aangesloten bij onderzoek en adviezen op dit terrein.

### *Dosis-respons relaties op ecosysteemniveau*

De vraag naar de ernst van normoverschrijding kan alleen kwantitatief worden beantwoord als er op enigerlei wijze dosis-respons relaties beschikbaar zijn op het organisatieniveau waarover uitspraken worden verwacht. Gezien de schaarste van dit type studies moet tevens de toevlucht

worden genomen tot een meer theoretische invalshoek van dosis-respons relaties op basis van enkelsoortstoetsen. Gestreefd wordt naar het ontwikkelen van dosis-respons relaties over effecten op ecosysteemniveau.

De bestaande beoordeling van toxiciteit op ecosysteemniveau is gebaseerd op de aanname dat er een statistische verdeling bestaat die de gevoeligheid van organismen beschrijft. Uit deze verdeling zijn normen afgeleid, maar de gevoeligheidsverdeling is tevens als dosis-effectrelatie te gebruiken. In dit onderdeel wordt een statistische analyse gegeven van de generieke relatie NOEC-overschrijding met andere effecten op soorten en levensgemeenschappen, als een eerste poging tot 'ijking' van de NOEC dosis-effect relatie. Een mogelijke ingang hiertoe is het vergelijken van de cumulatieve gevoeligheidsverdelingen gebaseerd op NOEC's met die van L(E)C50's, zodanig dat bij een bepaald percentage onbeschermd de bijbehorende LC<sub>x</sub> overschrijding kan worden afgelezen. Andere mogelijkheden ter extrapolatie van bestaande dosis-effect informatie worden bestudeerd.

Tevens wordt een analyse gegeven van gradiëntstudies. In de nabijheid van een vervuilingbron, waar een gradiënt aanwezig is van een of meerdere toxische stoffen, kunnen dosis-respons relaties voor veldcondities worden afgeleid. De bruikbaarheid van dit type studies voor de kalibratie van dosis-respons relaties kan daarna worden aangegeven.

#### *Direkte en indirecte effecten op ecosystemen*

Onderzoek naar effecten van toxische stoffen op het niveau van leefgemeenschap of ecosysteem is schaars en vaak specifiek voor het bestudeerde systeem. Theorievorming op dit terrein heeft voornamelijk plaatsgevonden op het terrein van voedselwebstabiliteit (Pimm, 1982).

Recentelijk is dit onderwerp opnieuw onder de aandacht gebracht in verband met eutrofiëring (DeAngelis, 1992) en stikstofmineralisatie (De Ruiter et al., 1995). In dit onderdeel van de studie wordt onderzocht of het mogelijk is om de systeemecologische kennis op dit terrein toe te passen op effecten van toxische stoffen op ecosysteemniveau. Het potentieel van dit type methodieken is gelegen in algemene toepasbaarheid van systeemecologische principes, zodanig dat toepassing buiten het (specifiek) onderzochte ecosysteem gerechtvaardigd is.

#### *Onderzoeksprogrammering*

De uitwerking van bovenstaande thema's leidt tot het signaleren van kansen en hiaten in de desbetreffende onderzoekstypen. Aanbevelingen worden gedaan ter ontwikkeling en validatie van methoden voor de schatting van ecologische consequenties van normoverschrijding. Hieruit wordt een programmering van onderzoek gedestilleerd, gericht op de realisatie van een beoordelingssystematiek in een later stadium.

### 1.3 Relatie met overig onderzoek

Het onderzoek van het deelproject richt zich op de relatie normoverschrijding en reële ecosysteemschade, en heeft daarom veel raakvlakken met validatieprojecten.

In dit gebied bevinden zich, naast de andere onderdelen van Effect Assessment Milieu-II in MAP 1996 tevens projecten die zich richten op:

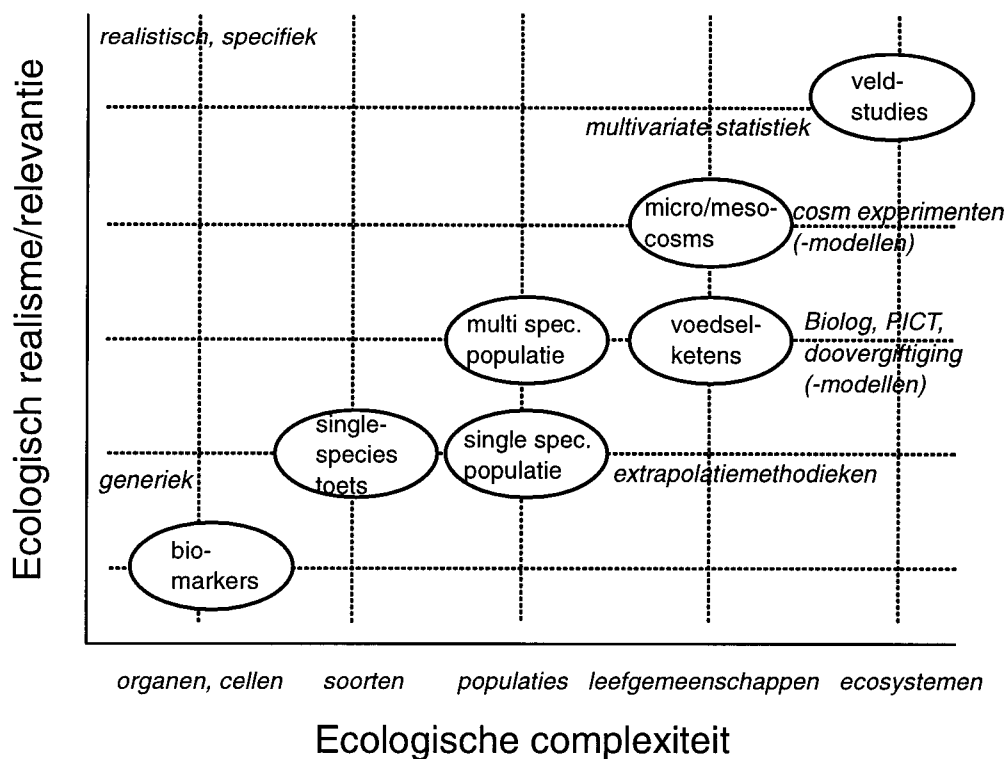
- Validatie-Toxiciteitsgegevens en Risicogrenzen Bodem (Van Beelen en Notenboom, 1996)
- Actuele Risico's (Rutgers et al., 1996)
- Ontwikkeling Bodembioologische indicator voor het life-support systeem (Schouten et al., 1997)
- Functionele Biodiversiteit (RIVM project nr. 607601).

Het is wenselijk om vanuit het RIVM een consistent beeld te ontwikkelen zodanig dat gewenst onderzoek in het kader van Ecologische Consequenties Normoverschrijding in principe kan aansluiten bij monitoring t. b. v. de Bodembioologische indicator, aanvullend onderzoek in het kader van Life Support Functions etc.

### 1.4 Ordenend principe

Deze studie heeft een inventariserend karakter en probeert onderzoek en methodes te plaatsen in de beoordeling van ecologische consequenties van normoverschrijding. Het is waarschijnlijk dat er behoefte is aan beoordelingsmodules op verschillende niveaus van ecologische complexiteit en ecologisch realisme. Voor een snelle screening moet een vrij generieke methodiek kunnen worden gebruikt, en in speciale gevallen kan een zeer ecosysteem-specifieke analyse vereist zijn. De onderstaande figuur is een conceptueel raamwerk, gebaseerd op de assen ecologisch realisme en ecologische complexiteit (Fig. 1).

Voor een eerste screening worden doorgaans geen ingewikkelde, specifieke, maar generieke methoden/modellen gebruikt. Wanneer daar reden toe is, kan besloten worden om een methode met meer ecologisch realisme (meer soorten, of meer interacties) te gebruiken. De keerzijde van de medaille is dat dit bijna automatisch ook tot een hogere graad van ecologische complexiteit leidt, met navenante problemen op het gebied van dataverzameling, dataverwerking en interpretatie. In dit rapport wordt voor een aantal van bovenstaande niveau's onderzocht of het mogelijk is om dosis-effect informatie te kunnen genereren voor een getrappt beoordelingssysteem.



Figuur 1: ecologische testsystemen en daarop gebaseerde methodieken, geordend op de assen van ecologisch realisme en - complexiteit. .

## 1.5 Leeswijzer

Na de achtergrond van deze studie, doelen en onderzoeksthema's waartoe de programmeringsstudie zich beperkt, volgt per thema een verkenning van de kansen en hiaten van het onderzoek m. b. t. de ontwikkelen beoordelingssystematiek:

*Hoofdstuk 2* geeft een probleemverkenning en -formulering, in samenhang met soortgelijke initiatieven uit de interimrapportage Biodiversiteit en Indicator Life Support Functions.

*Hoofdstuk 3* geeft een statistische analyse van dosis-effect relaties op soortniveau en de relatie tussen verschillende toxiciteitscriteria.

*Hoofdstuk 4* geeft de mogelijkheden voor gradiënt-studies in het veld, de daaruit af te leiden dosis-effectrelaties en de relatie tot ECN.

*Hoofdstuk 5* geeft een analyse van de rol van systeem-ecologische kennis in de beoordelingssystematiek

*Hoofdstuk 6* is een synthese van de aanbevelingen uit bovengenoemde hoofdstukken, leidend tot een onderzoeksprogrammering ter ontwikkeling van de gevraagde beoordelingssystematiek.

## 2. PROBLEEMVERKENNING EN -FORMULERING

### 2.1 Inleiding

Teneinde een kwantitatieve uitspraak te doen over de effecten van normoverschrijding, moet er kennis beschikbaar zijn over de relatie tussen de mate van verstoring en bepaalde ecologische effecten. Indien we dit op een continue schaal willen uitdrukken tussen 0 en 100% houdt dit in dat we op zoek zijn naar dosis-effectrelaties op ecosysteemniveau. Tevens moeten er graadmeters en maatlatten worden ontwikkeld waarmee de toestand van het systeem kan worden beoordeeld. Deze kunnen gedefinieerd zijn op verschillende organisatieniveau's: het niveau van soorten, populaties, leefgemeenschappen of ecosysteemfuncties.

Inmiddels zijn studies verschenen waarin, vanuit een andere invalshoek, onderzoek naar het functioneren van ecosystemen wordt voorgesteld: de tussenrapportage implementatie biodiversiteitsonderzoek (Breure et al., 1996), een indicatorsysteem voor life support functies van de bodem in relatie tot biodiversiteit (Schouten et al., 1997) en het onderzoeksplan tolerantie microbiële gemeenschappen (Sterkenburg, 1996).

In dit hoofdstuk worden onderzocht hoe de belangrijkste aanbevelingen uit de drie bovenstaande studies ingepast kunnen worden in een systematiek voor de beoordeling van de ernst van normoverschrijding.

### 2.2 Toelichting

#### 2.2.1 *Tussenrapportage implementatie biodiversiteitsonderzoek*

De tussenrapportage biodiversiteit (Breure et al., 1996) geeft aan welke doelen moeten worden nagestreefd ter behoud van biodiversiteit en de functies die daarmee gekoppeld zijn. Hiertoe dienen in ieder geval vitale functies of 'Life Support Functies' (LSF) in stand te blijven. Biodiversiteit kan worden bedreigd door een groot scala van verstoringen, waaronder die door toxische stoffen.

Life support functies zijn gedefinieerd als:

"Het geheel van biogeochemische cycli en biologische interactie-systemen dat het functioneren van ecosystemen zeker stelt" (Breure et al., 1996). LSF omvat de basiscondities voor het voortbestaan van mens en natuur. Deze zijn veelomvattend en betreffen productiefuncties (primaire, sec., tert. productie), regulatieprocessen en bufferfuncties (temperatuur, verdamping, bodemvorming), nutrientencycli w. o. afbraak van systeemeigen- en systeemvreemde stoffen. Dit geheel is hetgeen we moeten beschermen, en waarvan het functioneren kan zijn aangetast na normoverschrijding voor toxische stoffen. Het beleid heeft de onderzoeksaanbevelingen in de

tussenrapportage reeds geprioriteerd. Hieronder worden de geprioriteerde onderwerpen beschouwd in het licht van de te ontwikkelen systematiek voor toxische stoffen, en vervolgens beoordeeld op hun bruikbaarheid.

#### Trendsoorten identificeren en monitoren

- Er is een voorkeur uitgesproken voor soorten die nu sterk achteruitgaan. Dit beperkt het aantal te bestuderen soorten, hetgeen een voordeel is bij de meetbaarheid.
- De gebruikelijke trendsoorten zijn in het algemeen niet primair geselecteerd met het oog op effecten van toxische stoffen. Soorten die nu sterk achteruitgaan zijn over het algemeen soorten opgenomen in monitorprogramma's: vogels, zoogdieren, vlinders, reptielen en amfibieën. In sommige gevallen is de rol van persistente toxische stoffen onderkend (roofvogels, visetende vogels en zoogdieren) en vanwege de sterke ambassadeursfunctie van deze soorten is een rol in de te ontwikkelen systematiek gerechtvaardigd. Daarnaast moeten soorten worden opgenomen die direct blootgesteld zijn of behoren tot de 'targets' voor specifiek werkende toxische stoffen. Voor specifiek werkende stoffen zijn dit vaak cryptobiota.

#### Functioneren van ecosystemen

- Er wordt gepleit voor (syn)ecologisch onderzoek, in relatie tot conditionerende aspecten en stabiliteit van het ecosysteem. Het karakteriseren van procesparameters en processorten is vereist.
- Deze thema's zijn eveneens van belang voor toxische stoffen, met als kernvraag de dosis-effect relatie van ecosysteemfuncties voor verschillende categorieën van toxische stoffen.

#### Biodiversiteit en milieufuncties

- Dit thema is ingegeven vanuit een humaan-utilitaire bril en richt zich op bodemvruchtbaarheid, instandhouding van stofstromen, regeneratieprocessen etc.
- Voor toxische stoffen is dit niet onbelangrijk, indien persistente toxische stoffen accumuleren en zodoende gebruiksfuncties als landbouw belemmeren. Deze invalshoek zou echter gedekt moeten zijn vanuit het vorige thema.

#### Representativiteit en validiteit

- Centraal staat of gekozen soorten(groepen) representatief zijn voor de overige soorten(groepen). Wanneer hierover gerede twijfel bestaat verdient het aanbeveling om de onzekerheid mee te nemen in de risicoschatting.

Voor toxische stoffen is dit thema essentieel, met als mogelijke vertaling: beschermen we voldoende ecosysteemintegriteit met de HC5, en waar ligt de grens bij HC5 overschrijding? Garandeert het gebruik van dosis-effect relaties van enkele soorten of processen het welzijn van

de overige? Dit vraagt automatisch om validatie van de geopperde dosis-effectrelaties /regressies etc.

### Kwetsbaarheid en bedreigingen

- Onderzoek naar de kwetsbaarheid van soorten wordt aanbevolen, zodat de factoren blootstelling, inherente gevoeligheid en herstelbaarheid mechanistisch kunnen worden begrepen.
- Voor toxische stoffen kan gepleit worden voor ( een verdergaande) identificering van gevoelige soorten in relatie tot werkingsmechanismen zoals in het QSSR project (bijv. Vaal & Hoekstra, 1994).

### Referenties en streefbeelden

- Het vaststellen van effecten is pas mogelijk bij een compleet beeld van de referenties. Dit vereist definitie van de ecosysteemeenheid, met bijbehorende soorten, dichtheden, processen en processnelheden.
- Het kunnen vaststellen van effecten van toxische stoffen in het veld is alleen mogelijk bij voldoende kennis over de referentiesituatie, of bij voldoende veldkennis om multivariate dosis-respons modellen op te stellen (zie §2. 2. 2).

### Implementatie in onderzoek en beleid

- Bestaande en verkregen kennis moet worden geaggregeerd en zodanig te presenteren zijn dat er beleidsbeslissingen op gebaseerd kunnen worden. Dit vereist speciale aandacht voor meetlatten.
- In dit project is de ontwikkeling van een beoordelingssystematiek aan de orde. Dit maakt het noodzakelijk om meetlatten te ontwikkelen voor ecologische effecten van toxische stoffen, en de representativiteit daarvan te ijken in het laboratorium en veld.

#### *2.2.2 Indicatorsysteem life support functies bodem*

De opzet van het indicatorsysteem gaat uit van: "de hypothese dat de bedreiging van vitale bodemprocessen in beeld kan worden gebracht door aan te geven hoeveel (groepen van) soorten er zijn voor het uitvoeren van een bepaald proces, in vergelijking met het aantal soorten in een natuurlijke ongestoorde referentiesituatie" (Schouten et al., 1997). In dit project is eveneens gekozen voor een functioneel gerichte invalshoek. Voor belangrijke functies worden bijbehorende processen gekarakteriseerd, de daarbij behorende indicatieve soorten(groepen) geselecteerd, en daarmee wordt een indicator samengesteld. De indicatoren bestaan o.a. uit aantallen soorten (per functionele groep), biomassa, en verschillende sommerende indices.

In onderstaande beschouwing wordt geschat wat deze indicatoren voor verschillende groepen bodemorganismen kunnen betekenen in relatie tot *toxische stoffen*. Belangrijke onderscheidende criteria bij de afweging zijn:

- referentie; zijn er referentiesystemen en is er kennis over de referentie?
- gevoeligheid; is in te schatten hoe gevoelig de indicator is voor een scala aan toxische stoffen?
- dosis-effect informatie; is deze beschikbaar of te construeren?
- beschikbare kennis; hoe goed is de indicator onderbouwd door onderzoek?
- relevantie; is de indicator ecologisch relevant?
- geschiktheid voor modellering; leent de indicator zich voor abstractie d.m.v. een model met het oog op een kwantitatief beoordelingssysteem voor toxische stoffen? Daarnaast kan er m.b.v. statistische technieken een (meta) model voor effecten in het veld worden gemaakt. Voor alle indicatoren geldt dat veldonderzoek (i.s.m. het bodemmeetnet) de benodigde data kan genereren.

#### Wormen en potwormen

Indicator voor afbraak van organisch materiaal en bodemstructuurvorming, door processen als fragmentatie van strooisel en bioturbatie en aggregaatvorming. De indicator wordt gemeten aan het aantal soorten per functionele groep, abundantie en biomassa.

- referentie; is voor wormen geen probleem, wel voor potwormen.
- gevoeligheid; regenwormen zijn zeer geschikt als biomonitor omdat ze persistente verbindingen kunnen accumuleren. De gevoeligheid van regenwormen voor een scala aan toxische stoffen is bekend. Beide aspecten zijn voor potwormen onvoldoende bekend.
- dosis-effect informatie: Voor een redelijk aantal stoffen zijn voor regenwormen dosis-effect relaties af te leiden: voor potwormen is dit niet te verwachten.
- beschikbare kennis: zeer goed voor regenwormen, minder goed voor potwormen.
- relevantie: hoog wegens belangrijke rol van wormen in kringlopen en bodemvorming.
- geschiktheid voor modellering: de rol van regenwormen in kringlopen en als voedsel is goed te modelleren, voor potwormen is dit moeilijk wegens gebrek aan basiskennis voor Nederland.

#### Mijten en springstaarten

Indicator voor afbraak van organisch materiaal en recycling van voedingsstoffen, door processen als fragmentatie, begrazing microflora, wortelvraat en predatie.



De indicator wordt gemeten aan het aantal soorten per functionele groep, en een Maturity Index (*sensu* Bongers, 1990).

- referentie: een begin is gemaakt met een bestand waarin graslanden zijn oververtegenwoordigd (IBN mijtenbestand, pers. comm. Siepel), informatie over bossen (bijv. Verhoef & Brussaard, 1990, Faber, 1992) moet worden gestructureerd.
- gevoeligheid: over de gevoeligheid van enkele springstaarten soorten is relatief veel bekend. In het rijk der mijten is door de enorme soortenrijkdom slechts een begin gemaakt.
- dosis-effect informatie: wellicht mogelijk voor springstaarten, voor mijten slechts in een enkel geval.
- beschikbare kennis: er is veel bekend over de ecologische rol.
- relevantie: hoog wegens aangetoond belangrijke rol in genoemde processen.
- geschiktheid voor modellering: de rol van mijten en springstaarten in bodemecosystemen is reeds eerder gemodelleerd (de Ruiter et al., 1994, Berg et al., 1996).

#### Biolog-methode ter bepaling van diversiteit in microbiële afbraakroutes

Indicator voor afbraak van organisch materiaal, door organische substraat omzetting door micro-organismen. De biolog-methode geeft middels een screening een indicatie van de diversiteit aan afbraakroutes.

- referentie: referenties moeten worden vastgesteld.
- gevoeligheid: het is onduidelijk wat de gevoeligheid is van de methode voor een scala aan toxische stoffen.
- dosis-effect informatie: het is theoretisch mogelijk om met dit systeem een dosis-effectrelatie te creëren zoals voor de pT-indicator (bijv. De Zwart, 1996).
- beschikbare kennis: de methode wordt gebruikt in Nederland en is elders (Zweden en UK) sporadisch in gebruik voor natuurlijke systemen.
- relevantie: de vertaling van de biolog uitkomst naar concrete ecologische effecten van toxische stoffen is nog onduidelijk maar heeft potentie.
- geschiktheid voor modellering: bij gebleken geschiktheid en na ijking in het veld zou een extrapolatie van de generieke dosis-effect informatie mogelijk kunnen zijn.

#### Genetische diversiteit microbiële populaties

Indicator voor de genetische diversiteit van microflora. Moleculair-biologische technieken worden gebruikt die een indicatie geven van het aantal groepen abundante bacteriën.

- referentie: referenties moeten worden vastgesteld.

- gevoeligheid: het is onduidelijk wat de gevoeligheid is van de methode voor een scala aan toxische stoffen.
- dosis-effect informatie: het is theoretisch mogelijk om met dit systeem dosis-effectrelaties (op het niveau van percentage aangetaste soorten) te creëren middels laboratorium onderzoek.
- beschikbare kennis: de methode wordt gebruikt in Nederland.
- relevantie: de vertaling van de uitkomst naar concrete ecologische effecten van toxische stoffen is nog niet gedefiniëerd.
- geschiktheid voor modellering: gering.

#### Dichtheid en activiteit van bacteriën en protozoën

Indicatoren voor de recycling van voedingsstoffen, door microbiële activiteit en begrazing microflora. Activiteit en dichtheid kunnen op vele manieren worden gemeten.

- referentie: referenties moeten worden vastgesteld en zijn moeilijk te bepalen door o.a. grote temporele en spatiële variatie.
- gevoeligheid: het is onduidelijk wat de gevoeligheid is van de methode voor een scala aan toxische stoffen.
- dosis-effect informatie: in principe niet beschikbaar en moeilijk te kwantificeren, eerst referenties vaststellen.
- beschikbare kennis: de methode wordt gebruikt in Nederland.
- relevantie: de vertaling van de uitkomst naar effecten van toxische stoffen op kringlopen moet mogelijk zijn.
- geschiktheid voor modellering: modellen kunnen gebaseerd worden op bestaande stikstofkringloopmodellen (De Ruiter et al., 1994) maar dosis-effect-informatie moet eerst beschikbaar zijn.

#### Paddestoelen

Paddestoelen zijn een indicator voor organische substraatomzetting (saprophyten) en voor beschikbaarheidsverhoging van nutriënten voor planten via mycorrhiza (stikstof, fosfaten en wateropname). De indicator is het aantal soorten per functionele groep.

- referentie: referenties zijn deels bekend uit het verleden.
- gevoeligheid: het is onduidelijk wat de gevoeligheid is van paddestoelen voor toxische stoffen.
- dosis-effect informatie: niet aanwezig voor toxische stoffen?

- beschikbare kennis: groot, database van verspreidingsgegevens per km<sup>2</sup>.
- relevantie: lijkt voor toxische stoffen gering.
- geschiktheid voor modellering: wordt onderzocht m.b.v. multivariate statistiek.

### Nematoden

Indicator voor de recycling van voedingsstoffen, door begrazing microflora, wortelvraat en predatie. De indicator bestaat uit aantal soorten per functionele groep en de Maturity Index, gebaseerd op de soortensamenstelling in veldmonsters.

- referentie: referenties bestaan en zijn geautomatiseerd.
- gevoeligheid: voor (een aantal) zware metalen is de gevoeligheid bekend (Legemaat, 1995).
- dosis-effect informatie: deels beschikbaar en te kwantificeren.
- beschikbare kennis: er is veel ecologische kennis aanwezig en tevens toxicologische kennis.
- relevantie: de vertaling van effecten van toxische stoffen op kringlopen is in beperkte mate mogelijk.
- geschiktheid voor modellering: statistische modellen is aanwezig voor de factor pH, mogelijk voor vocht, lutum, organisch stof en zware metalen.

### Modelmatige indicator: helling voedselpiramide

Een indicator voor de stabiliteit van voedselwebben, gebaseerd op de sterkte van voedselwebrelaties tussen soorten, is de helling van de voedselpiramide. Deze is gebaseerd op een relatieve maat voor de wiskundige stabiliteit van het gemodelleerde ecosysteem.

- referentie: er bestaat een theoretisch optimale structuur doch deze zal door onderzoek moeten worden bevestigd.
- gevoeligheid: de gevoeligheid van deze maat voor verschillende toxische stoffen is onbekend.
- dosis-effect informatie: deze is niet beschikbaar op het niveau van het totale voedselweb, maar kan eventueel worden afgeleid in laboratorium experimenten.
- beschikbare kennis: er is veel systeem-ecologische kennis aanwezig.
- relevantie: de methodiek is nog niet gebruikt voor de vertaling van effecten van toxische stoffen op totale systemen: het genoemde stabiliteitsonderzoek is vrij theoretisch van aard.
- geschiktheid voor modellering: goed indien gekoppeld aan waarnemingen in belaste en onbelaste ecosystemen of microcosms.

### 2.2.3 Tolerantie microbiële gemeenschappen

Het voor 1997 voorgenomen onderzoek naar de tolerantie van microbiële gemeenschappen zal gericht worden op onderbouwing van de causaliteit tussen blootstelling van microorganismen aan toxicanten en effecten op functies van deze organismen. In dit project wordt voorgesteld om om onderzoek te doen naar de tolerantie van aanwezige soorten voor de betreffende stof volgens het 'Pollution Induced Community Tolerance' concept (PICT, Blanck et al., 1988) en de tolerantie-ontwikkeling als indicator te gebruiken voor toxische effecten. In dit onderzoek wordt getracht vast te stellen of tolerantie-ontwikkeling op (vervuilde) locaties optreedt en of deze tolerantie effecten heeft op de life support functies, organische substraat omzetting en nutriënten recycling. Dit onderzoek kan eveneens getoetst worden aan de criteria voor een beoordelingssystematiek.

- referentie: de referentie wordt vastgesteld aan de 'performance' van de microbiële gemeenschap in een ongestoorde situatie, bijvoorbeeld de soortensamenstelling, de mineralisatie van organische koolstofbronnen of inbouw van precursors. Nader onderzoek hiernaar wordt gestart in 1997.
- gevoeligheid: de gevoeligheid van de verschillende maten voor 'community performance' is nog onvoldoende onderzocht voor een scala aan toxische stoffen en is eveneens onderwerp van nader studie in 1997.
- dosis-effect informatie: de methode is gebaseerd op een dosis-effect relatie die aangetoond kan worden tussen de veldblootstelling en de 'community performance'. Na het kwantificeren hiervan kan deze gebruikt worden voor het 'aflezen' van het effect gegeven een blootstellingsconcentratie.
- beschikbare kennis: er is voor een beperkt aantal soorten PICT gevonden voor microorganismen. Het project is bedoeld om de methodiek te verbreden.
- relevantie: de relevantie is groot maar is afhankelijk van succes van toepassing van de methode.
- geschiktheid voor modellering: groot indien gekoppeld aan veldwaarnemingen in belaste en onbelaste systemen.

## 2.3 Kernpunten

In vergelijking met bovenstaande studies wordt in het project ECN de vraag gesteld: Welke eco(toxico)logische informatie is beschikbaar om te komen tot dosis-effect informatie op ecosysteemniveau, passend in een beoordelingssysteem.

Geconstateerd moet worden dat in bovenstaande drie groepen studies de causale relatie tussen de voorgestelde bioindicatoren/processen en effecten op (Life Support Functies van) ecosystemen veelal niet voldoende is. Daarnaast zijn er voor het voorkomen van bepaalde soorten(groepen) en abundanties geen goede referenties aanwezig; dit geldt misschien nog wel het meest voor microorganismen. Sterke variatie in tijd en ruimte in aantallen en activiteiten van bodemorganismen is hier mede debet aan, reden om hier te kiezen voor benaderingen gericht op identificeren van diversiteit aan afbraakroutes, soortdiversiteit gebaseerd op moleculair-biologische technieken en aantonen van tolerantie-ontwikkeling.

De gevoeligheid van de voorgestelde indicatoren voor toxische stoffen met verschillende werkingsmechanismen is voor soortengroepen als nematoden, springstaarten en regenwormen redelijk bekend maar dat geldt niet voor de meeste andere indicatoren. Het Landelijk Meetnet Bodem biedt de mogelijkheid om dit hiaat aan te kunnen vullen en de indicatoren voor nematoden, springstaarten en regenwormen te verbeteren. Het voorstel om via de PICT- en biolog-benadering de gevoeligheid van microorganismen te screenen is daarom een goede aanvulling.

Voor een deel van de voorgestelde indicatoren is het niet mogelijk om kwantitatieve dosis-effectrelaties af te leiden. Het vaststellen van dosis-effectrelaties voor de microbiële gemeenschap ter invulling van dit gebrek past in het streven naar een kwantitatieve invulling van een beoordelingssystematiek voor de ecologische consequenties van normoverschrijding, mits uitgevoerd met veldrelevante bodems of testcondities.

## **2.4 Onderzoeksaanbevelingen**

Bij de verdere ontwikkeling van de beoordelingssystematiek zou primair gestreefd moeten worden naar het vaststellen van dosis-effectrelaties voor vitale ecosysteemfuncties. Onderzocht moet worden of een getrapte aanpak (tiered-approach) met behulp van statistische technieken (al dan niet op basis van PICT), relatief eenvoudige modellen en bioassays mogelijk is, in aansluiting op het indicatorsysteem voor life support functies. Daarnaast kan geconstateerd worden dat de behoefte aan referenties groot is. Het Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit biedt goede mogelijkheden om met behulp van statistische technieken meer inzicht te krijgen in sturende factoren. Het verzamelen van additionele informatie over soorten(groepen) met betrekking tot gevoeligheid voor in Nederland problematische verontreinigingen en dosis-effectrelaties lijkt essentieel.

### 3. STATISTISCHE EXTRAPOLATIE VAN TOXICITEITSGEGEVENS VERKREGEN MET TESTEN IN HET LABORATORIUM

#### 3.1 Inleiding

Statistische extrapolatiemodellen vormen een belangrijke pijler onder het risicobeleid t.a.v. stofnormen en ecosystemen bij de Rijksoverheid (Van Leeuwen, 1990, Slooff, 1992). Hieronder wordt ingegaan op de betekenis van dergelijke modellen voor de berekening van ecologische consequenties van normoverschrijding.

Het extrapolatiemodel van Aldenberg en Slob (1993) wordt gebruikt om op basis van een beperkte set laboratoriumtoetsen met een bepaalde toxicant een gevoeligheidsverdeling te schatten. De vijfde percentiel (de HC5, Van Straalen en Denneman, 1989) wordt gebruikt ter schatting van het Maximum Toelaatbaar Risico (MTR). Dezelfde gevoeligheidsverdeling kan echter ook benut worden als een *dosis-effectrelatie* ter inschatting van het risico van bepaalde omgevingsconcentraties (Bergema & Van Straalen, 1991, Van Straalen et al., 1992).

Bij een bepaalde omgevingsconcentratie in water of bodem wordt met behulp van de cumulatieve gevoeligheidsverdeling afgelezen welk deel van de soorten potentieel aangetast is, dit wordt aangeduid met de Potentieel Aangetaste Fractie: PAF (Klepper en Van de Meent, 1997). In deze toepassingen wordt de geschatte gevoeligheidsverdeling geïnterpreteerd als een generieke dosis-effectrelatie voor ecosystemen. Hierbij zijn echter een aantal kanttekeningen te plaatsen (Van de Guchte et al., 1996):

- De uitspraak over ecosystemen (de veldsituatie) doet men op basis van laboratoriumtoetsen met individuele soorten.
- Men extrapoleert van gemeten toxicologische parameters naar concentraties waarvan geen metingen voorhanden zijn.
- Het feit dat men één getal wil presenteren voor ecologische schade werkt kritiek in de hand, omdat de onzekerheid niet zichtbaar is. Een verbetering van de extrapolatie is het aangeven van linker en rechter betrouwbaarheidsgrenzen, zodat er duidelijk sprake is van een betrouwbaarheids-*interval*.

De extrapolatie van laboratorium naar veld is de achilleshiel van de methode (Forbes & Forbes, 1993, Smith & Cairns, 1993) maar is van grote betekenis bij de toepassing voor ecologische risicoschatting. De belangrijkste punten van kritiek zijn:

- Wat is de onderbouwing voor de hypothese dat de verdeling van gevoeligheden van testsoorten in het lab overeenkomt met die van de gevoeligheden in het veld, en in welke ecosystemen dan?

- Welke ondersteuning is er voor de hypothese, dat het functioneren van die ecosystemen dan is gewaarborgd?
- De beschikbaarheid van de stof in lab en veld kan significant verschillen.
- Is het mogelijk dat belangrijke, (aandachts)soorten juist in het onbeschermd deel van de verdeling zitten?
- Hoe relevant is de gekozen toxicologische parameter voor het voortbestaan van de populaties?

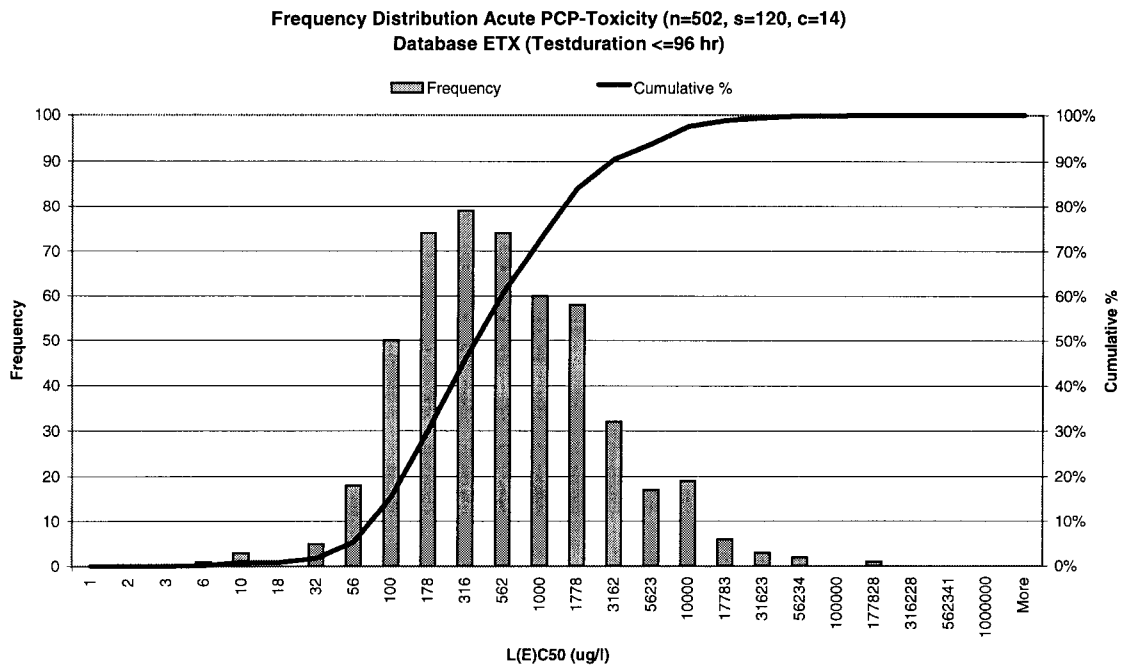
In dit hoofdstuk wordt verkend wat de relevantie is van gevoeligheidsverdelingen van verschillende ecotoxicologische parameters, met name NOEC en L(E)C50 cumulatieve verdelingen. Daarnaast wordt ingegaan op de onzekerheid van cumulatieve gevoeligheidsverdelingen en de betekenis voor de risicoschatting. Als laatste wordt ingegaan op de vraag of belangrijke (aandachts)soorten in het onbeschermd deel van de gevoeligheidsverdeling kunnen voorkomen. De overige punten komen aan de orde in het volgende hoofdstuk.

## **3.2 Toelichting**

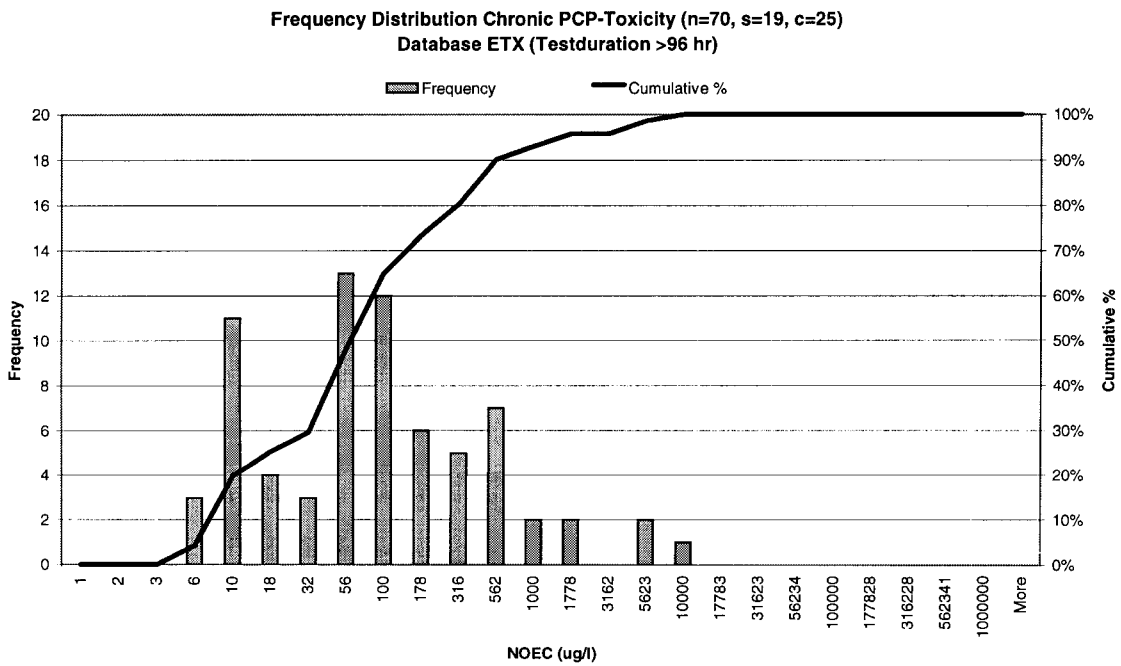
### *3.2.1 Werkwijze*

Deze verkenning richt zich op gevoeligheidsverdelingen van soorten voor de stoffen pentachloorfenol (PCP), chroom, lindaan ( $\gamma$ -HCH) en benzeen. Hiertoe is gebruik gemaakt van de ECOTOX database (zie Vaal et al., 1994). Deze database bevat voor genoemde stoffen een groot aantal gescreende toxiciteitsgegevens voor verschillende toxiciteitsparameters en soorten en is dus bij uitstek geschikt voor dit doel. Daarnaast zijn de data van toxiciteitsproeven met chloorpyrifos (CPF) van het Staring Centrum gebruikt (Van Wijngaarden et al., 1993).

De ruwe dosis-effectgegevens van CPF zijn gefit met een logistisch dosis-effectmodel (zie Traas et al., 1995) en de onzekerheid van deze verzameling dosis-effectfuncties is bepaald. Op basis van dezelfde toxiciteitsgegevens is eveneens uitgerekend wat de gevoeligheidsverdeling van de NOECs is (waarmee normaliter de HC5 wordt geschat) volgens de methode Aldenberg & Slob (1993).

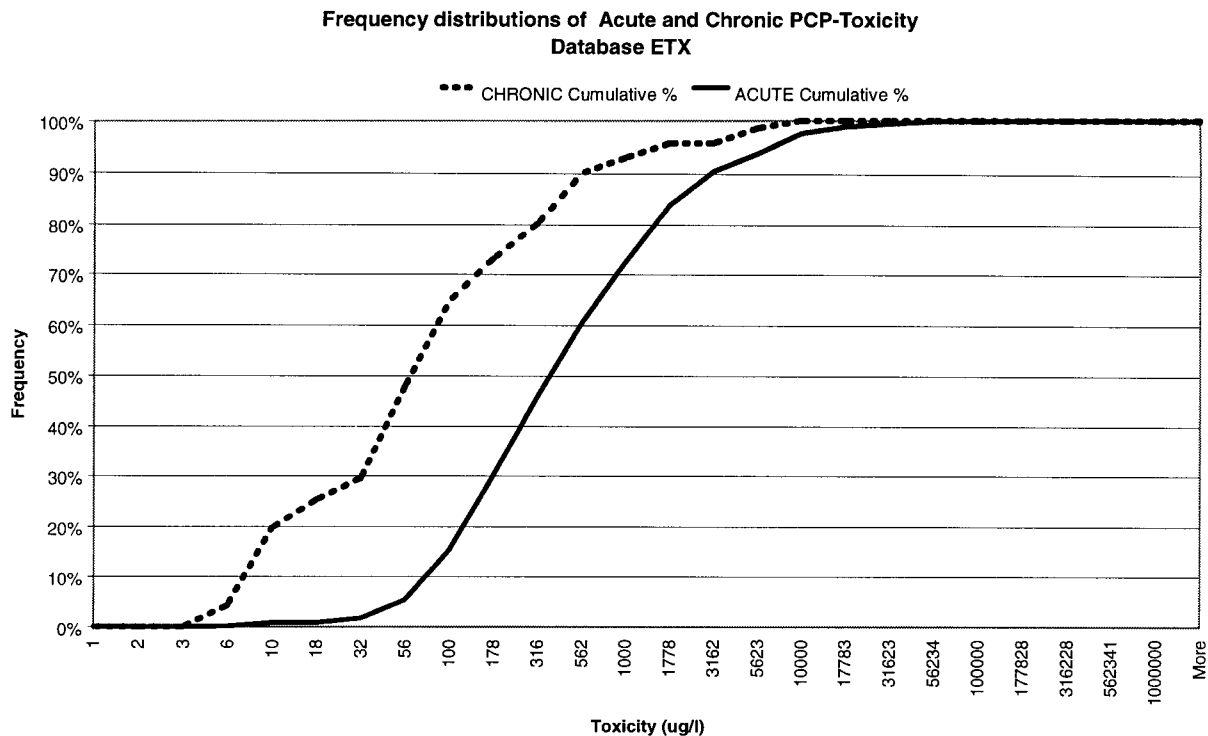


Figuur 2: Frequentieverdeling en cumulatieve verdeling van soortsgvoeligheden voor PCP, acute toxiciteit met een testduur ≤ 96 uur (n = aantal toetsen, s = aantal soorten, c = aantal toxiciteitscriteria).



Figuur 3: Frequentieverdeling en cumulatieve verdeling van soortsgvoeligheden voor PCP, chronische NOEC's met een testduur ≥ 96 uur (n = aantal toetsen, s = aantal soorten, c = aantal toxiciteitscriteria).



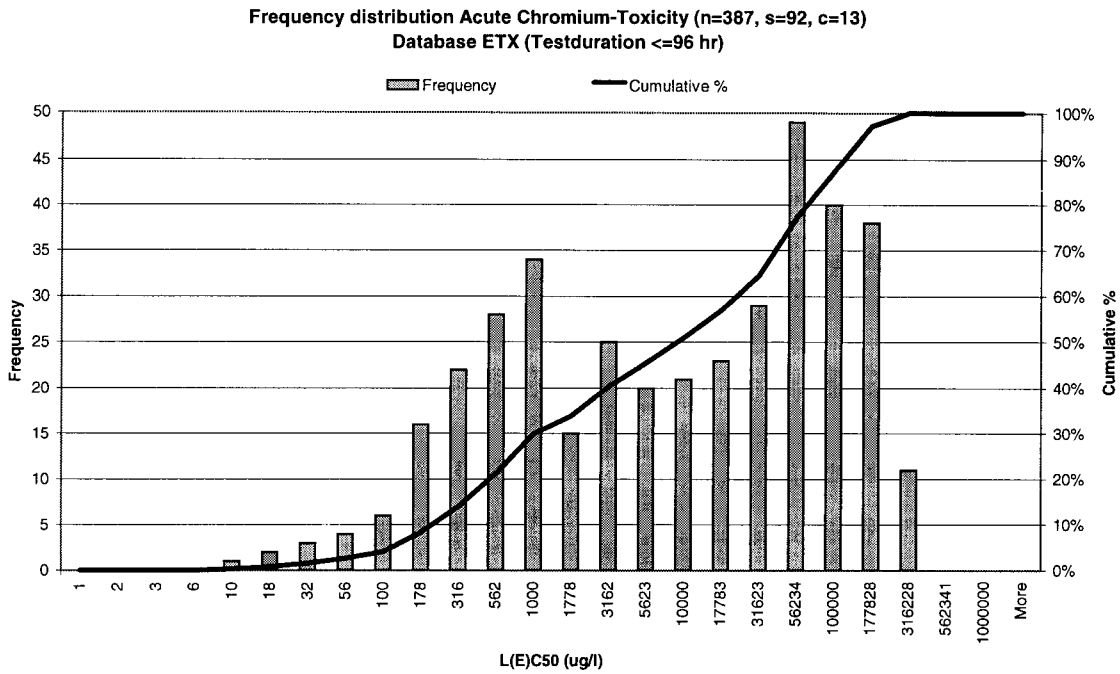


Figuur 4: Cumulatieve gevoeligheidsverdelingen voor acute en chronische PCP toxiciteit.

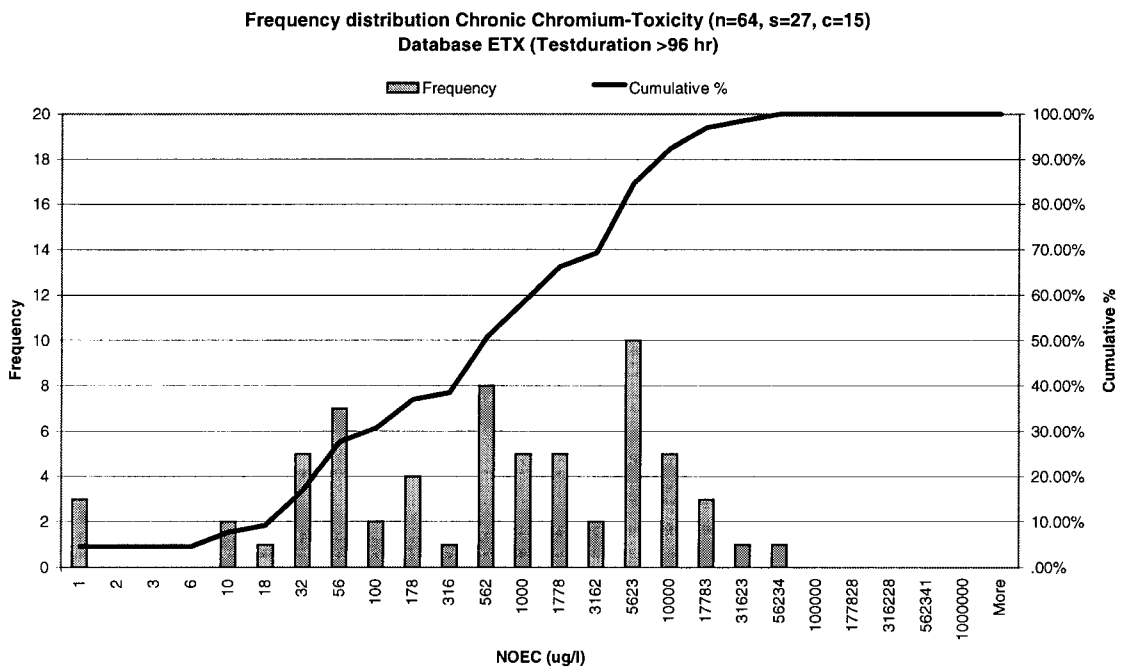
### 3.2.2 Acute en chronische gevoeligheidsverdelingen.

Uit de ECOTOX database zijn de frequentieverdelingen van acute toxiciteitstoetsen (LC50's, EC50's) en chronische toetsen (NOEC's) gehaald en vergeleken. Relatief grote aantallen soorten zijn getest: voor de acute gevoeligheidsverdeling voor PCP en chroom gaat het om respectievelijk 120 en 92 soorten (Fig. 2, 5). De verdeling van chronische toxiciteit bestaat uit veel minder soorten, resp. 19 en 27 soorten. De spreiding in gevoeligheid is kleiner bij acute dan bij chronische toetsen vanwege de verschillende steekproefgrootte. Dit kan echter een vertekend beeld geven omdat de relatieve gevoeligheid van soorten niet gelijk hoeft te blijven wanneer de blootstelling van acuut naar chronisch verschuift. Wat opvalt is de klokvormige verdeling van PCP-acuut (Fig. 2) wat echter minder zichtbaar is bij PCP-chronisch met veel minder soorten (Fig. 3). De gevoeligheidsverdeling van Chroom is bimodaal (Fig. 5); dit beeld lijkt bevestigd te worden door de chronische verdeling (Fig. 6).

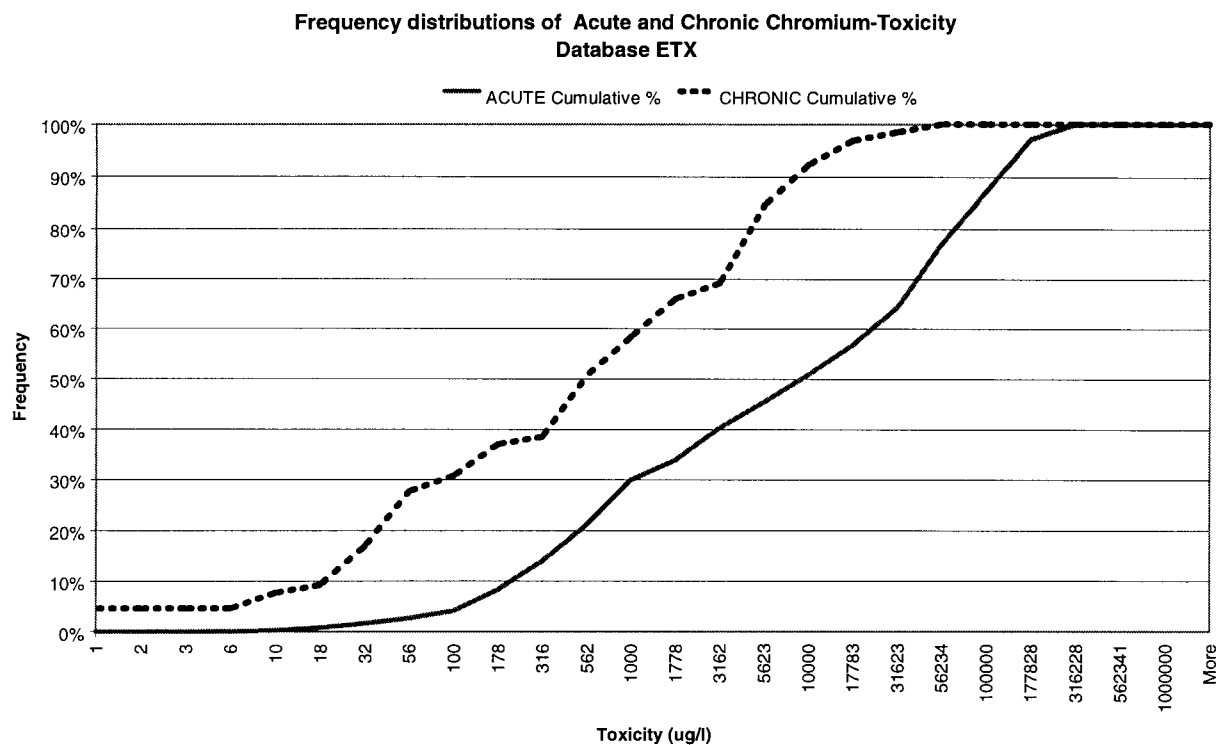
Wanneer de acute en chronische gevoeligheid per stof bij elkaar worden gezet, ontstaat een opvallend consistent beeld. De verdelingen lopen nagenoeg parallel en lijken als het ware verschoven op de log-getransformeerde concentraties (Fig. 4, 7).



Figuur 5: Frequentieverdeling en cumulatieve verdeling van soortsgoeligheden voor chroom, acute toxiciteit met een testduur < 96 uur (n = aantal toetsen, s = aantal soorten, c = aantal toxiciteitscriteria).

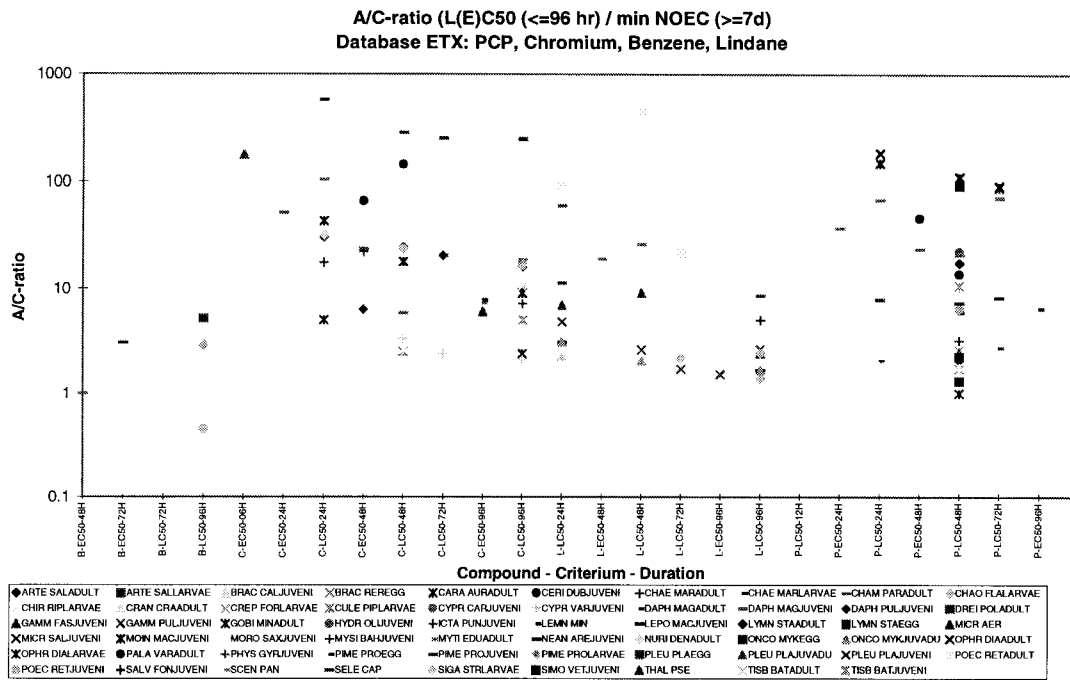


Figuur 6: Frequentieverdeling en cumulatieve verdeling van soortsgoeligheden voor chroom, chronische NOEC's met een testduur > 96 uur (n = aantal toetsen, s = aantal soorten, c = aantal toxiciteitscriteria).

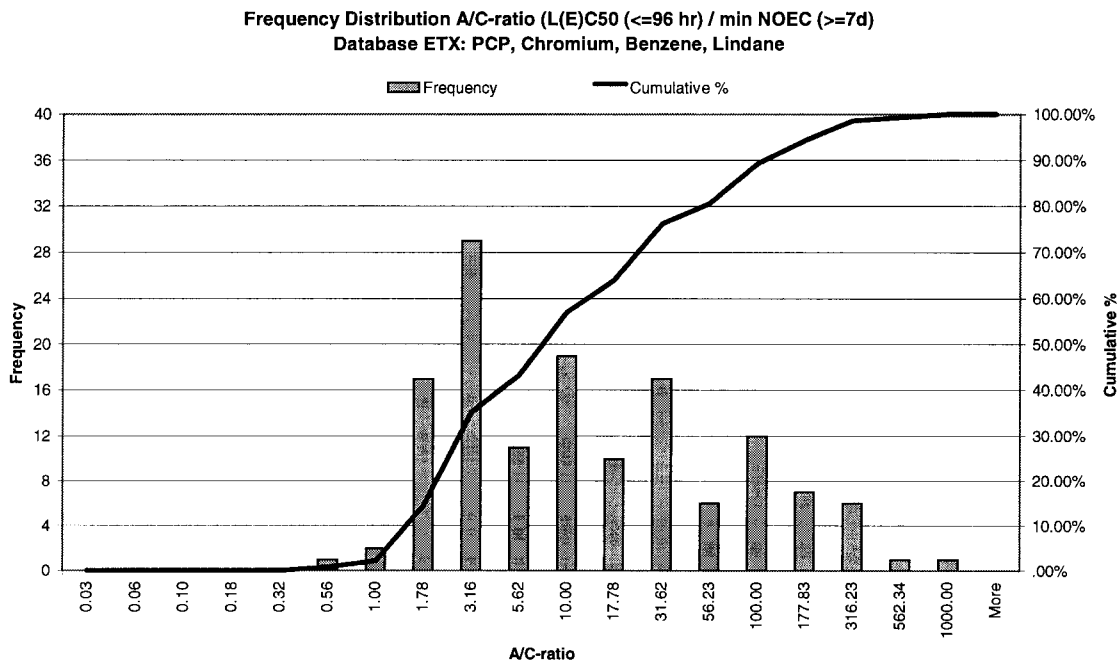


*Figuur 7: Cumulatieve gevoeligheidsverdelingen voor acute en chronische chroom toxiciteit.*

Het is nu mogelijk om een vergelijking te maken tussen de ernst van normoverschrijding, gebaseerd op chronische toxiciteit met die gebaseerd op acute toxiciteit. Een voorbeeld is het ecotoxicologisch criterium van de interventiewaarde, in principe gelijk aan de chronische HC50. Voor PCP komt de chronische HC50 overeen met de HC5 voor acute effecten, i.e. voor 5% van de soorten is een ernstig acuut effect waar te nemen (Fig. 4). Voor chroom is de situatie ernstiger: wanneer voor 50% van de soorten chronische effecten worden voorspeld, is dit nog altijd 20% effect op een acute schaal (Fig. 7).



Figuur 8: Acuut/chronisch ratio's voor de stoffen benzeen, chroom, PCP en linaan (van l. naar r.), waarbij de acute blootstelling < 96 uur is en de NOECs >= 7d. De symbolen zijn soorten, afgekort in de legenda.

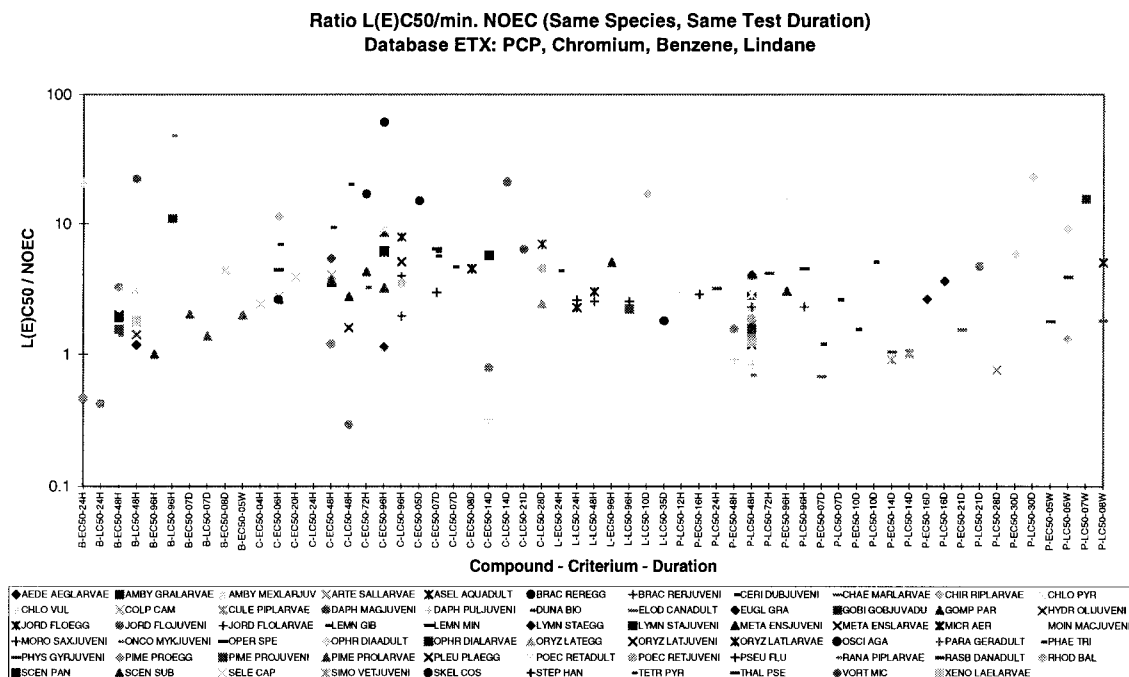


Figuur 9: Frequentieverdeling en cumulatieve verdeling van Acuut/chronisch ratio's voor de stoffen benzeen, chroom, PCP en linaan.

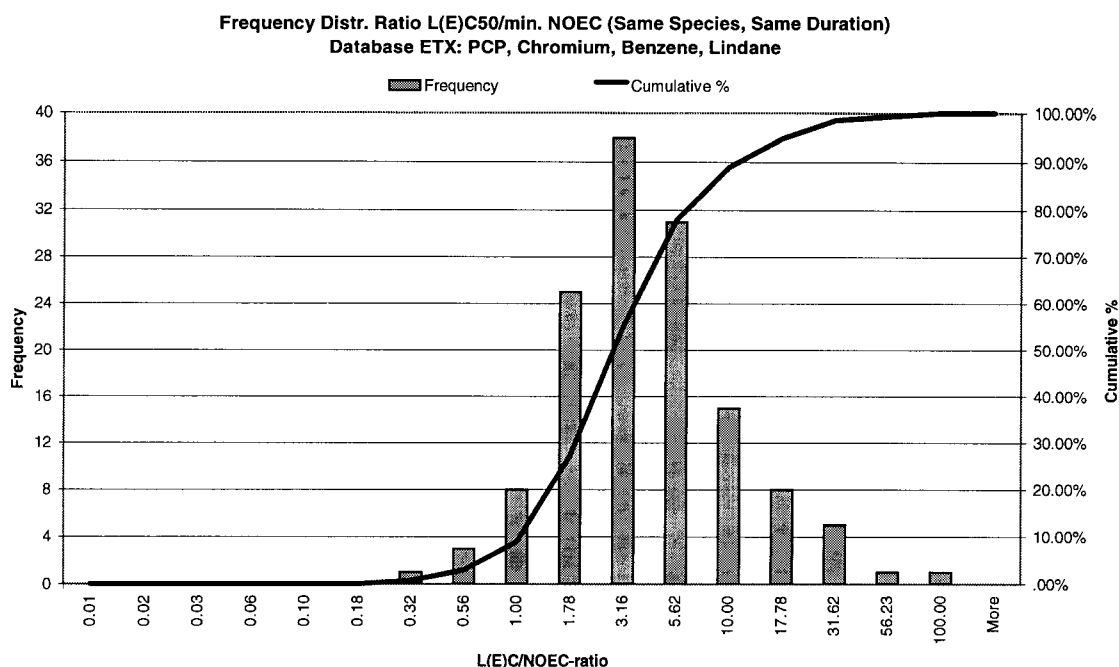
### 3.2.3 Acuut/chronisch ratio's

Om de verschuiving op de concentratie-as wat beter te bekijken, werden de ratio's tussen acute L(E)C50's (< 96 hr) en chronische blootstelling (NOEC's, > 7 d) uitgerekend voor de stoffen PCP, chroom, benzeen en lindaan voor 59 soorten (Fig. 8, 9). Uit de frequentieverdeling blijkt dat voor deze vier stoffen de mediane acuut-chronisch ratio tussen de 5 en de 10 ligt, wat goed overeenkomt met de verschuiving op de concentratie-as in figuren 4 en 7. Deze ratio is uiteraard gevoelig voor de duur van de L(E)C50 toetsen.

In figuur 10 en 11 is te zien dat de verhouding tussen de NOEC en de L(E)C50, een maat voor de helling van de toxiciteitscurve, veel spreiding vertoont maar dat deze niet systematisch lijkt af te hangen van de toxische stof. Bovendien lijkt er geen systematisch verband tussen het stijgen van de blootstelduur (van links naar rechts per stof in figuur 10) en de L(E)C50/NOEC verhouding.



Figuur 10: L(E)C50/NOEC ratio's voor de stoffen benzeen, chroom, PCP en lindaan (van l. naar r.), waarbij de L(E)C50's en NOEC's uit proeven met gelijke blootstelling komen. De L(E)C50/NOEC ratio is een maat voor de helling van de dosis-effectrelatie. De symbolen zijn soorten, afgekort in de legenda.



Figuur 11: Frequentieverdeling en cumulatieve verdeling van L(E)C50/NOEC ratio's voor de stoffen benzeen, chroom, PCP en linaan gebaseerd op 59 soorten.

### 3.2.4 Onzekerheid in cumulatieve gevoeligheidsverdelingen.

De bepaling van de HC5 op basis van NOEC gegevens volgens Van Straalen en Denneman/Aldenberg en Slob maakt gebruik van de hypothese dat de  $\ln(\text{NOEC})$  gegevens logistisch verdeeld zijn. Dit betekent dat de PAF bij een gegeven logaritmische concentratie  $x = \ln(\text{conc})$  kan worden bepaald m.b.v. de cumulatieve verdelingsfunctie

$$F(x) = \frac{1}{1 + \exp\left(-\frac{x - \alpha}{\beta}\right)}$$

mits  $\alpha$  en  $\beta$  bekend zijn voor een bepaalde stof. Alpha is de gemiddelde log concentratie van de logistische verdeling, waarbij de helft van de soorten potentieel onbeschermd is, i.e. een PAF van 50%. Beta (eveneens in log concentratie eenheden) is een spreidingsmaat, waarbij geldt dat hoe kleiner  $\beta$ , des te steiler de PAF curve.

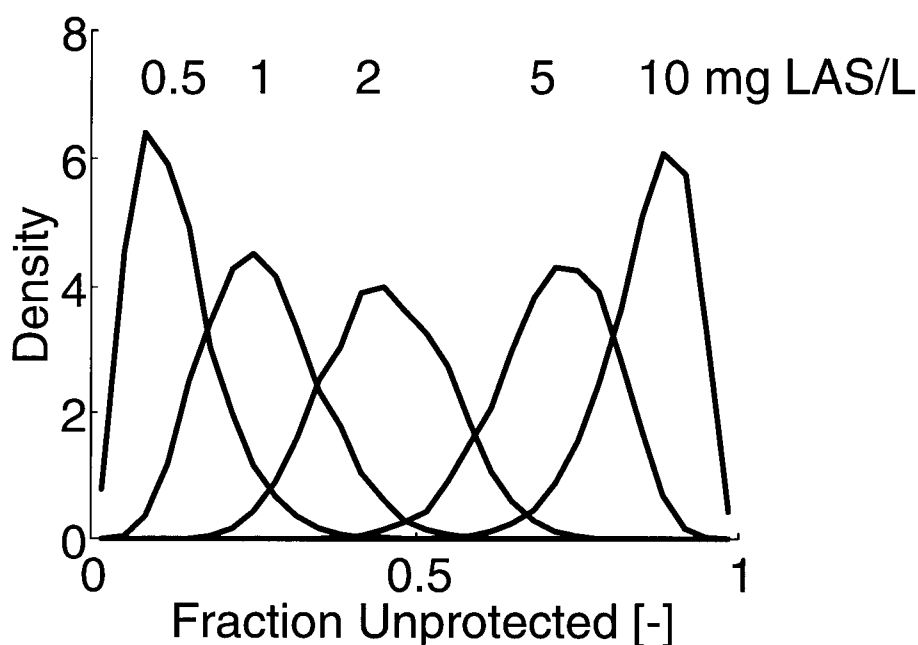
Gebruik van  $F(x)$  impliceert dat  $\alpha$  en  $\beta$  bekend moeten zijn. Men kan deze parameters op verschillende manieren schatten, bijvoorbeeld via maximum likelihood momenten methode, etc. (Aldenberg, 1993). Deze leveren een puntschatting van  $\alpha$  en  $\beta$  op, d.w.z. een vaste waarde die het meest aannemelijk is. Met behulp van deze cumulatieve verdelingsfunctie kunnen PAF's worden uitgerekend en vervolgens afgelezen bij gegeven log concentraties.

Met name bij lage aantallen gegevens (<10) is het ook van belang de onzekerheid in  $\alpha$  en  $\beta$  mee te nemen, met als gevolg dat ook de PAF's een onzekerheidsmarge krijgen. Deze kan men zich

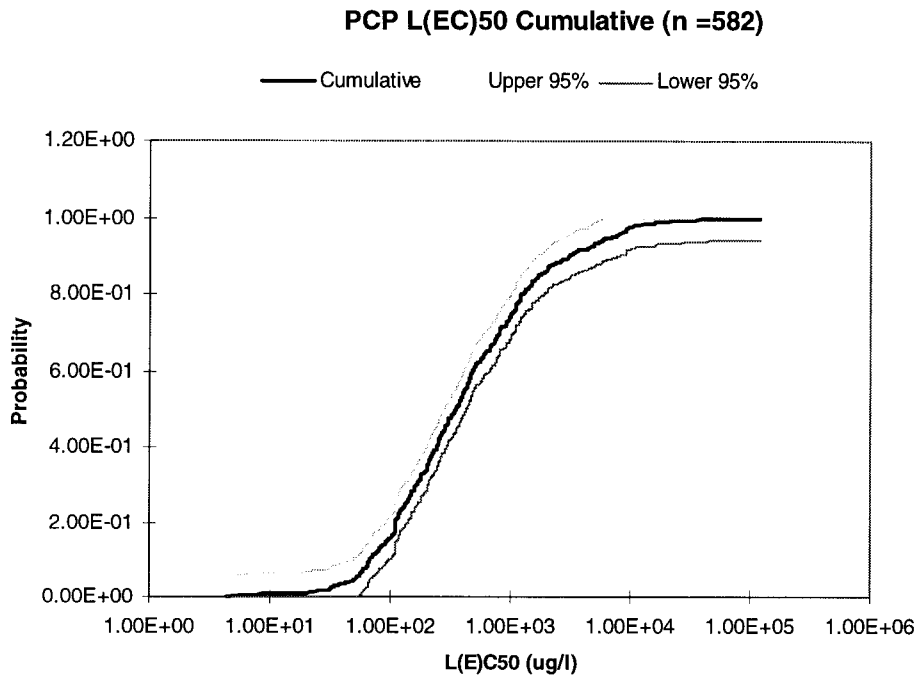
voorstellen als een bandbreedte om de PAF curve heen. Bij elke log concentratie hoort een beste waarde van PAF en een boven- en ondergrens, op basis van een geaccepteerde betrouwbaarheidswaarde. Rond  $\alpha$  zal de bandbreedte in PAF schattingen het breedst zijn, voor extreme log concentratiewaarden het smalst. Namelijk voor zeer lage of zeer hoge concentratieniveaus is met zekerheid te zeggen dat de PAF respectievelijk 0 en 1 is.

In het vervolgonderzoek kunnen voor een aantal stoffen deze PAF-curves met de onder- en bovengrens vastgesteld te worden. Ook moet de methodiek nader worden uitgewerkt. Vaak zal er sprake zijn van kleine data sets. Hierdoor zal niet van asymptotische betrouwbaarheidsintervallen gebruikt gemaakt kunnen worden. Het alternatief is een Bayesiaanse schatting van de onzekerheid van  $\alpha$  en  $\beta$ , en daarmee van PAF. In het voor LAS uitgewerkte voorbeeld (Fig. 12) is te zien dat de onzekerheidsmarges voor de PAF asymmetrisch zijn. Dit betekent dat voor concentraties rond de HC5 de bovenmarge voor de PAF vaak in de tientallen procenten zal bedragen. Voor grote aantallen toxiciteitsgegevens worden de marges kleiner en symmetrischer, verder oplopende percentages onbeschermd zijn juist weer asymmetrisch met een grote linkerstaart.

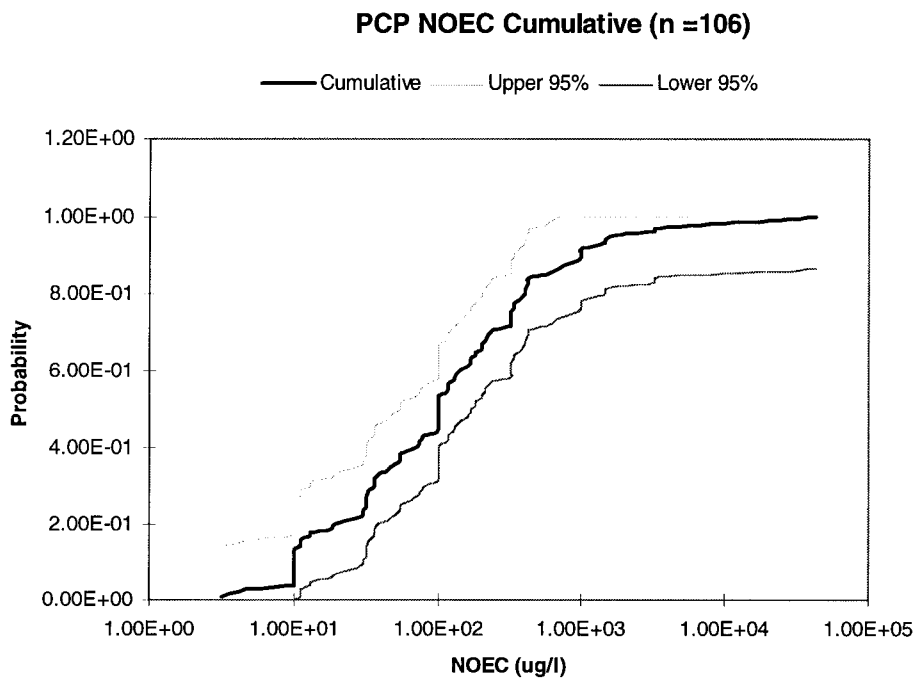
Dit is goed te zien in de empirische 95% betrouwbaarheidsgrenzen van PCP voor zowel de L(E)C50's als de NOEC data (Fig 13, 14): er is een duidelijk verschil in onzekerheid tussen de acute en de chronische cumulatieve gevoeligheidsverdeling. De onzekerheid in de chronische verdeling is veel groter omdat ze op veel minder gegevens en soorten zijn gebaseerd dan de acute functie.



*Figuur 12: De onzekerheid van de PAF bij concentraties van 0, 5, 1, 2, 5 en 10 mg LAS/l, uitgerekend met het programma BayesTox (Aldenberg in prep. ).*

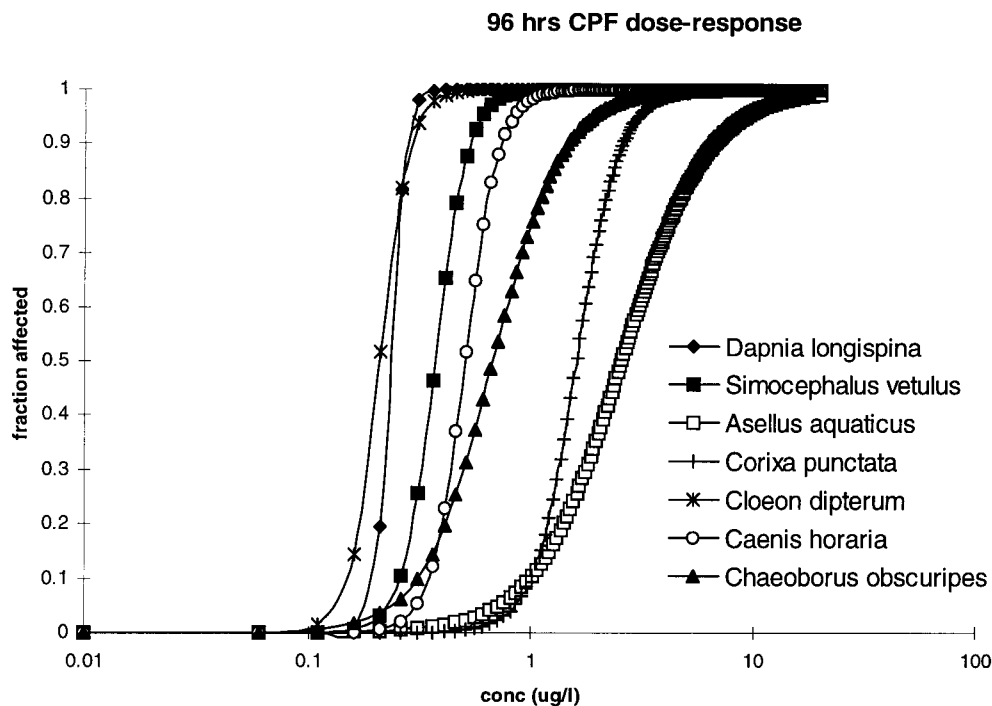


*Figuur 13: 95% betrouwbaarheidsinterval van acute L(E)C50's (cumulatieve verdeling) voor PCP, berekend met UNCSAM (Janssen et al., 1992)*



*Figuur 14: 95% betrouwbaarheidsinterval van NOEC data (cumulatieve verdeling) voor PCP, berekend met UNCSAM (Janssen et al., 1992)*





Figuur 15: Dosis-effectrelaties (96 uren blootstelling) voor de effecten van Chloorpyrifos op 7 soorten arthropoden (Van Wijngaarden et al., 1993).

### 3.2.5 Extrapolatie van dosis-effectrelaties

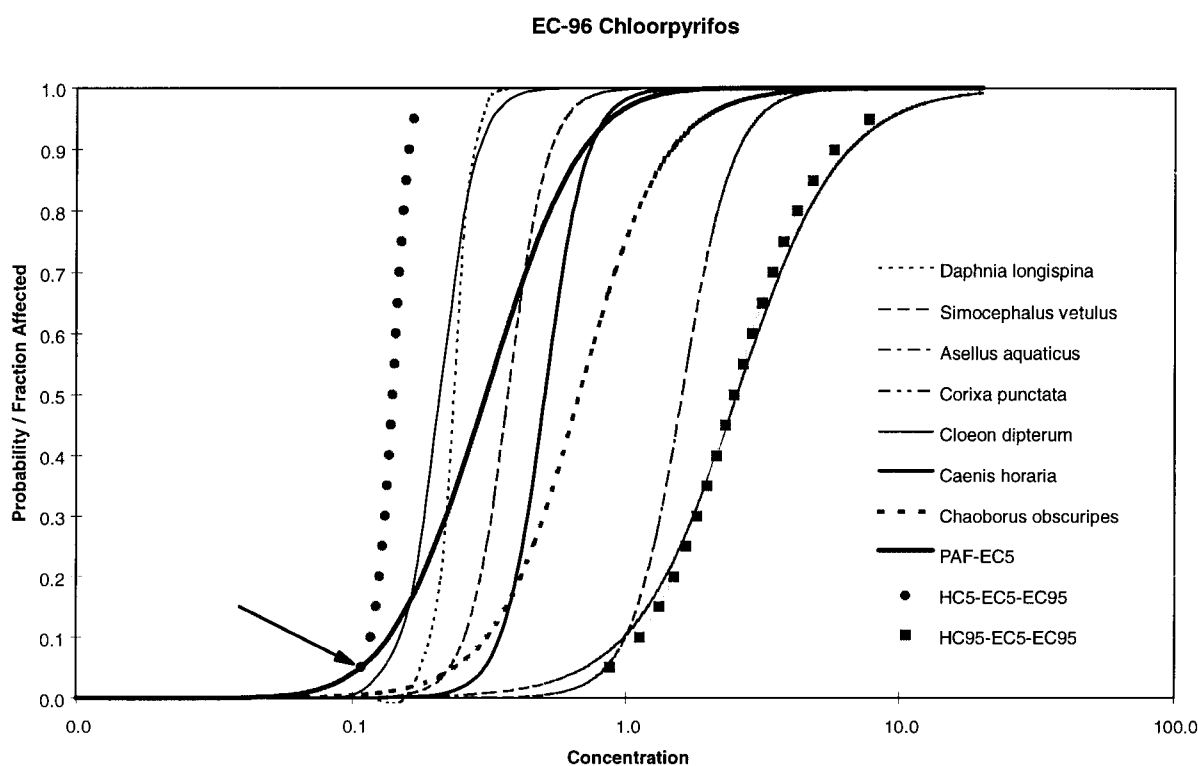
De toxiciteitsexperimenten ter bepaling van de L(E)C50 of NOEC bevatten veel meer informatie, omdat meestal een reeks van concentraties wordt getest om de NOEC of LC50 met voldoende zekerheid vast te kunnen stellen. Door een dosis-respons relatie te fitten komt meer informatie beschikbaar over de mate van effect van een stof, gegeven een bepaalde blootstellingsconcentratie. In figuur 15 zijn de dosis-effectrelaties van 7 aquatische arthropoden getoond, allen min of meer gevoelig voor het organofosfaat Chloorpyrifos (Van Wijngaarden e.a., 1993). De gevoeligste soort in deze vergelijking is *Cloeon dipterum*, een haft; een van de minder gevoelige is *Asellus aquaticus*, een waterpissebed.

Door nu de totale dosis-effectrelaties te vergelijken met de *geschatte* verdeling van NOEC's, gebaseerd op de NOEC die bepaald zijn met dezelfde toxiciteitsdata, ontstaat een beeld van de gevoeligheid van deze geëxtrapoleerde dosis-effectfunctie ten opzichte van de oorspronkelijke dosis-effectfuncties van de 7 soorten (Fig 15).

De dikke, doorgetrokken lijn die helemaal links begint is de geëxtrapoleerde dosis-effectfunctie voor 'alle soorten', gebaseerd op de EC5 van deze 7 soorten. De relatie tussen de geschatte fractie aangetaste soorten en acute effecten op basis van 96-uurs toetsen is nu zichtbaar. Bijvoorbeeld bij 50% aangetaste soorten (PAF is 0.5) zijn de effectniveaus voor de gevoeligste soorten *Cloeon dipterum* en *Daphnia longispina* al bijna 100%.

Het is uiteraard niet mogelijk om voor alle (doel-, sleutel of) aandachtsoorten een dosis-effectrelatie te bepalen maar op deze wijze is eenvoudig te zien of een bepaalde soort in zijn voortbestaan bedreigd wordt, vooral als de parameter reproductie of sterfte is. In dit hypothetische geval is duidelijk dat een HC50 onvoldoende bescherming biedt voor een leefgemeenschap die uitsluitend uit deze 7 soorten zou bestaan; 2 van de 7 soorten zijn dan ernstig aangetast, zo niet verdwenen.

Ook hier is echter nog niet bekend hoe er met de onzekerheid moet worden omgegaan. Dit is echter een ander soort onzekerheid, niet van een empirische cumulatieve verdeling van NOEC's of LC50's, maar van een aantal dosis-effect relaties. Elke functie op zich heeft een geassocieerde onzekerheid, waarbij de L(E)C50 en de helling van de functie gecorreleerd zijn. Het is niet correct om de onzekerheid in de helling te kwantificeren, zonder deze correlatiestructuur mee te beschouwen zoals gedaan in Smit et al. (1995).



*Figuur 16: Het linker betrouwbaarheidsinterval (HC5 (EC5-EC95)), en het rechter betrouwbaarheidsinterval (HC95 (EC5-EC95)), beide gebaseerd op de 7 dosis-effectrelaties (96 uurs blootstelling) voor de effecten van Chloorpyrifos. Het punt bij de pijl is de HC5, gebaseerd op de EC5 van de 7 dosis-effectcurves. Ter vergelijking is de PAF-cumulatief ingetekend, waarmee het percentage soortbescherming kan worden afgelezen. Zie tekst voor toelichting.*

Het is mogelijk om de vijfde percentiel te bepalen van een verzameling NOEC's volgens de methode Aldenberg & Slob. Dit is de HC5.

Dit is echter ook mogelijk voor een aantal EC50's. Wanneer nu aangenomen wordt dat dit ook mag voor alle andere effectniveau's zoals EC10, EC60 etc. (naar Luttkik, pers. mededeling), kan

van *elk* effectniveau de vijfde percentiel worden bepaald. Voor de hier gebruikte soorten zijn alle effectniveau's in stappen van 5% bepaald uit de dosis-effectfuncties.

Om nu de bovengrens voor deze 7 soorten te bepalen, om aldus tot een betrouwbaarheidsinterval te komen, kan tegelijkertijd ook de 95-ste percentiel worden bepaald. Ook dit kan weer voor elk effectniveau, de EC5, de EC10, EC60 etc.

Nu beschikken we over een onder- en een bovengrens, gebaseerd op de effecten op 7 soorten. Deze zijn eveneens afgebeeld in Figuur 16. Het begin van de onderste betrouwbaarheidsgrens is de HC5 voor het 5% effectniveau. Dit punt (bij de pijl in Figuur 16) ligt op de cumulatieve verdeling van de NOEC's, want als schatter van de NOEC werd voor dit voorbeeld de EC5 van elke soort genomen. Daarna verloopt de onderste betrouwbaarheidsgrens veel steiler omhoog dan de PAF verdeling. Aan het andere eind van het spectrum loopt de bovenste betrouwbaarheidsgrens, nagenoeg samenvallend met de functie voor *Asellus*.

Het totale spectrum aan effecten voor arthropoden die gevoelig zijn voor chloorpyrifos valt ongeveer tussen 0.1 en 10 µg/l, ongeveer twee orde groottes. Dat betekent dat bij 0.1 µg/l de kans nog 5% is dat er soorten worden blootgesteld boven hun NOEC (strikt genomen blootgesteld boven de EC5 omdat deze als schatter is gebruikt). De bovengrens wordt gevormd door het 95e percentiel van de EC5-EC10 etc. voor de 7 soorten. Deze curve is eveneens zeer stijl, zodat bij ongeveer 10 µg/l de kans slechts 5% is dat er nog soorten overblijven. Let wel: dit betrouwbaarheidsinterval is gebaseerd op een selectie van arthropoden, gevoelig voor CPF en is dus niet representatief voor een andere verzameling van gevoelige en niet-gevoelige soorten.

Het lijkt dus mogelijk om een betrouwbaarheidsinterval van de dosis-respons relaties te geven, waarbinnen de toxische effecten plaatsvinden. Uiteraard geldt dat er voldoende dosis-effectinformatie beschikbaar moet zijn, vooral als men wil differentiëren naar taxonomische groep of soorten uit een bepaalde leefgemeenschap.

### 3.3 Kernpunten

Het percentage soorten dat onbeschermd is, gegeven een bepaalde omgevingsconcentratie (de PAF) is gebaseerd op NOEC overschrijding. De ecologische betekenis van bijv. 20% soorten onbeschermd is onduidelijk. Om de relatie met duidelijk gedefinieerde effecten te tonen, zijn zowel de cumulatieve gevoeligheidsverdeling voor de chronische (NOEC) effecten als de acute effecten (LC of EC50) getoond. Uit deze grafieken blijkt, dat de verhouding tussen deze verdelingen ongeveer een orde-grootte of kleiner is. De verdelingen zijn als het ware een eenheid verschoven op de logaritmische concentratie-as. Dit wordt bevestigd door de berekende acuut/chronisch ratio's voor de stoffen PCP, lindaan, chroom en benzeen. Deze ratio is sterk afhankelijk van de blootstellingsduur in de L(E)C50 toetsen.

Met behulp van deze cumulatieve verdelingen kan bij een bepaalde omgevingsconcentratie zowel het chronische als het acute effect worden afgelezen in termen van de PAF. Bij een PAF van 50% chronisch, hoort een acute PAF van ongeveer 20%. Dit geeft een zekere ijking van de gebruikte dosis-effectrelatie in termen van sterfte of sublethale effecten, en moet gezien worden als een eerste stap op weg naar de vertaling van PAF naar de kans op voorkomen van soorten.

Tegelijk moet worden geconstateerd dat de onzekerheid groot kan zijn, vooral van de chronische gevoeligheidsverdelingen. De vergelijking van de onzekerheid in de twee typen gevoeligheidsverdelingen laat duidelijk zien dat de grotere hoeveelheid acute toxiciteitsgegevens de onzekerheid in de PAF uitspraak reduceert.

Dit is echter nog geen oplossing voor het gebrek aan kennis omtrent de betekenis voor het functioneren van het ecosysteem, hiertoe moet meer inzicht worden verkregen in

- de gevoeligheid van soorten als functie van stofeigenschappen (Vaal et al., 1994) om te komen tot kwantitatieve soortgevoeligheidsrelaties (QSSR's).
- de ecologische gevolgen van een verminderde functie of het verdwijnen van gevoelige soorten.

Een eerste verkenning van de gevoeligheid van soorten in relatie tot de fractie onbeschermd laat zien dat gevoelige soorten in theorie volledig kunnen verdwijnen (i.e. sterfte is 100%) bij fracties onbeschermd tussen de 40 en 50% (figuur 16). Op basis van deze dosis-effectrelaties gemeten in laboratorium is het dus mogelijk om gevoelige soorten te identificeren die bij realistische PAF waarden al kunnen verdwijnen. De bescherming van aandachtsoorten vereist dan ook kennis over de dosis-effectrelatie om uitsluitsel te geven over bescherming bij heersende PAF's op verontreinigde locaties.

### 3.4 Onderzoeksaanbevelingen

- De vertaling van PAF gebaseerd op NOEC overschrijding naar de kans op voorkomen van soorten verdient meer aandacht. Het blijkt mogelijk de NOEC overschrijding te relateren aan acute effecten. Hoe deze effecten doorwerken op populatieniveau verdient eveneens meer aandacht.
- Kennis is beschikbaar omtrent het berekenen van betrouwbaarheidsintervallen van cumulatieve gevoeligheidsverdelingen en dosis-effectrelaties, doch meer onderzoek is nodig om de onzekerheid in de PAF uitspraak te kwantificeren. Het aggregeren van dosis-effectrelaties en geassocieerde onzekerheid verdient meer studie.

Bij het verder verkennen van soortgevoeligheden kan essentiële dosis-effectinformatie ontbreken. Dit heeft vooral prioriteit wanneer aandachtsoorten moeten worden beschermd. De focus voor ecologische consequenties van normoverschrijding moet liggen op het analyseren

van soortgevoeligheid op populatieniveau. Een zo groot mogelijke functionele diversiteit moet hiertoe worden nagestreefd om de koppeling te maken met ecosysteemfunctie.

## 4. STATISTISCHE EXTRAPOLATIE VAN DOSIS-EFFECTRELATIES OP SOORTNIVEAU

### 4.1 Inleiding

Eén van de mogelijkheden om het effect van stoffen op ecosystemen te onderzoeken bij blootstelling boven de normwaarde is daadwerkelijke waarnemingen aan effecten op ecosysteemniveau op verontreinigde veldlocaties te doen. Hoewel deze directe waarnemingsmethode voor de hand ligt, is het noodzakelijk om voor deze programmeringsstudie een afweging te maken van de mogelijkheden en beperkingen van deze aanpak. In dit hoofdstuk wordt daartoe een schets gegeven van bevindingen uit literatuuronderzoek dat gericht was op analyse van dosis-effectrelaties in verontreinigde gebieden. Naast literatuuronderzoek zou nieuw, op dit doel gericht veldonderzoek uitgevoerd kunnen worden. Hoewel hiervoor uit dit hoofdstuk handreikingen aangaande de opzet daarvan afgeleid kunnen worden, valt dit buiten het doel van dit hoofdstuk.

De literatuurstudie werd ingeperkt tot veld-effecten van metalen rond een puntbron op land. Enerzijds was deze keuze gebaseerd op de persistentie van metalen in de bodem, waardoor verschillende bronnen van variatie, zoals bijvoorbeeld afbraak die bij organische verbindingen een rol speelt, uitgesloten worden. Anderzijds was deze keuze gebaseerd op pragmatische gronden, waaronder: (1) het metaal-onderzoek vormt een aansluiting op- en een verbreding van de kennis die verkregen is binnen het project Validatie Toxiciteitsgegevens en Risicogrenzen Bodem, en (2) een onderzoek naar de vergelijkbaarheid van laboratorium- en veldeffecten van organische verbindingen (i.c. bestrijdingsmiddelen) is recent uitgevoerd (Hamers et al., 1996).

Een beperking van de in dit hoofdstuk gehanteerde methode is dat het zeer moeilijk is dosis-effectrelaties rechtstreeks uit veldwaarnemingen af te leiden. Een ecoepidemiologische werkwijze is het meest geëigend om de relatie tussen milieuverontreiniging en de toestand van ecosystemen te onderzoeken (Fox, 1994). Volgens Bro-Rasmussen en Løkke (1984) houdt de ecoepidemiologie zich bezig met de beschrijving van ecologische effecten, de identificatie van mogelijke oorzaken en het vaststellen van de relaties tussen beiden. In de ecoepidemiologie is er sprake van waarnemingen en zijn de mogelijkheden om oorzaak-effect relaties experimenteel te identificeren afwezig of heel moeilijk uit te voeren. De definitie van "oorzaak" in de logica is die van een factor die zowel noodzakelijk is als in voldoende mate aanwezig om als oorzakelijk te kunnen worden aangemerkt. Dit houdt in dat er sprake moet zijn van een één-op-één relatie tussen de factor en zijn effect. Vanuit de epidemiologie en de ecologie is bekend dat van dergelijke één-op-één relaties zelden sprake is. De in dit hoofdstuk gevolgde werkwijze is dan ook niet gericht op het bewijzen van de effecten van bepaalde toxische stoffen in het veld, maar slechts op het onderzoeken van de daadwerkelijke effecten in vergelijking met op basis van laboratoriumexperimenten geformuleerde hypothesen.

Het doel van dit hoofdstuk is drieledig, namelijk:

- Een schets geven van de inhoudelijke mogelijkheden en bevindingen van enkele case-studies waarbij gebruik gemaakt wordt van retrospectief literatuuronderzoek.
- Een schets te geven van de beschikbaarheid van bruikbare literatuurgegevens.
- Een evaluatie geven over de bruikbaarheid van retrospectief literatuuronderzoek voor de bepaling van de ernst van normoverschrijding.

Aan de hand van de bevindingen wordt een evaluatie gegeven van de manier waarop literatuuronderzoek een bijdrage kan leveren aan een systematiek om de ernst van normoverschrijding te beoordelen.

De relevantie van kennis van stof-effecten in veldcondities op ecosysteemniveau voor de validatie van risicogrenzen voor stoffen is beschreven in Notenboom & Posthuma (1995) (hoofdstuk 2). Kortweg komt de methode neer op een beoordeling van ecotoxicologische risicogrenzen op basis van het al dan niet waarneembaar zijn van toxische effecten op structuur of functiekenmerken van ecosystemen rond deze risicogrenzen. Meer in detail betekent dit, dat er (1) bij concentraties lager dan de (ecotoxicologisch via de HC5 afgeleide) MTR geen effecten (of ecologisch nauwelijks relevante effecten) zouden mogen optreden, (2) bij overschrijding van de MTR daadwerkelijke effecten verwacht mogen worden op structuur en/of functie, en dat er (3) bij overschrijding van de (ecotoxicologisch via de HC50 afgeleide) Interventie-Waarde grote effecten op structuur en functieparameters zichtbaar moeten zijn. Validatie van Risicogrenzen, zoals in de eerdere bronnen nagestreefd, komt dan vooral neer op het scoren van het wel of niet optreden van effecten.

In dit hoofdstuk wordt de bovengenoemde normwaarde-gerichte aanpak uitgebreid, zodanig dat (1) bij alle concentraties die in het veld op kunnen treden een evaluatie gegeven kan worden van mogelijk optredende effecten, en (2) de effecten van mengsels van stoffen in de beoordeling betrokken kunnen worden. De aanpak is als het ware een vergelijking van veld dosis-effect relaties met een 'concentratie-risico curve', zoals die impliciet afgeleid wordt in de methode van Van Straalen & Denneman (1989) door verschillen in gevoeligheid tussen soorten te verwerken, maar waarin bij de afleiding van normen uitsluitend de HC5 en de HC50 een expliciete rol spelen.

Hiertoe wordt een tweetal veldstudies vergeleken met concentratie-risico curves. In beide gevallen blijkt de risico-curve *boven* de in het veld waargenomen effecten te liggen. In de discussie wordt ingegaan op een aantal redenen waarom de curve (die een *potentiëel* risico beschrijft) ook in het algemeen boven veld-effecten zal liggen. Door de onzekerheid in de berekeningen en het geringe aantal uitgewerkte cases blijft dit echter niet meer dan een hypothese.

## 4.2 Beschikbare literatuurstudies

Een niet uitputtende literatuurrecherche naar gegevens over ecologisch relevante veldwaarnemingen langs metaalverontreinigingsgradiënten is uitgevoerd in Biological Abstracts (na 1970) and Chemical Abstracts (na 1966). De literatuurlijsten van de gevonden bronnen werden gebruikt om aanvullende informatie te verkrijgen. Tevens is gebruik gemaakt van bestaande reviews (Baker & Brooks, 1989; Bengtson & Tranvik, 1989; en Bååth, 1989).

De gevonden literatuur is beoordeeld op een set van criteria voor het specifieke geval van metaalverontreinigingsgradiënten. Het streefbeeld van een ideale studie omvat intensieve waarnemingen aan een breed scala van processen en soorten (structuur en functie-parameters) over de gehele verontreinigingsgradiënt. Het verontreinigde gebied wordt in dergelijke studies relatief homogeen geacht, met als dominante variabele tussen de monsterlokaties de concentraties van één of meerdere metalen. Naast de ecologische parameters moet de verontreinigingsgradiënt goed gedocumenteerd zijn via analyses van (ten minste) de totale concentraties van de aanwezige metalen.

In totaal werden 284 (100%) bronnen gevonden, die vervolgens zijn beoordeeld op bovenstaande criteria. Aan de primaire criteria voldeden 145 studies (51%). Van deze 145 studies zijn er op basis van de secundaire criteria 50 (17%) zeer geschikt bevonden voor de beoogde doelstelling. Deze artikelen betroffen grotendeels studies uitgevoerd in de omgeving van metaalsmelters of metaalverwerkende industrie in Scandinavië en de VS (Tabel 1).

Tabel 1: Overzicht van gradiëntsituaties waarbij het effect van metalen op het ecosysteem goed gedocumenteerd is.

Gebied:	Bronnen
Crooked Creek Watershed, VS	Watson <i>et al.</i> (1976), Jackson & Watson (1977), O'Neill <i>et al.</i> (1977)
Gusum, Zweden	Bååth (1989), Bengtsson <i>et al.</i> (1983), Bengtsson & Rundgren (1982, 1984, 1988), Berg <i>et al.</i> (1991), Folkesson (1984), Nordgren (1983,, 1986), Nordgren <i>et al.</i> (1985) Rühling <i>et al.</i> (1984), Tyler (1975, 1984)
Harjavalta, Finland	Fritze <i>et al.</i> (1989), Bengtsson (1989), Pankakovski <i>et al.</i> (1992, 1994)
Tikkurila, Finland	Terhivuo <i>et al.</i> (1990), Luikonen-Lijla <i>et al.</i> (1983)
Kastad, Noorwegen	Hågvar & Abrahamsen (1990), Låg <i>et al.</i> (1970)

Bovenstaand overzicht is niet uitputtend. Op grond van de gevonden bronnen kan echter al geconcludeerd worden dat er in de literatuur voldoende studies over metaal-relateerbare effecten van metaalsmelters of -verwerkende industrieën te vinden zijn die zich lenen voor een ecoepidemiologische analyse. Uit een dergelijke analyse kan, na uitwerking van de hierna volgende case studies, de betekenis van normoverschrijding voor ecosysteemstructuur en -functies onderzocht worden.



Om de mogelijkheden en beperkingen van de literatuur-evaluatie te analyseren zijn enkele bronnen geanalyseerd. Het betreft hier twee case-studies van metaalverontreinigings-gradiënten, te weten de Kastad-case en de Gusum-case. Indien de literatuur-evaluaties verder gebruikt worden bij de analyse van de ecologische consequenties van normoverschrijding moet ten overvloede nogmaals opgemerkt worden dat de methode voor de bepaling van een biobeschikbaarheids-gecorrigeerd potentieel risico, de PAF, nog deels in ontwikkeling is, en dat het hier dus gaat om een schets van de uitwerkingmogelijkheden.

#### *Achtergrond veldstudie Kastad*

De Kastad-case betreft een studie op een van nature met lood-verontreinigde lokatie in Noorwegen, nabij Kastad (bij Gjøvik), in een overigens ongerept bosgebied (*Picea abies*) dat gekarakteriseerd wordt door een podzolprofiel op een afzetting van fijn zand (dikte ca. 1 m) (Låg et al., 1970). De loodverontreiniging is afkomstig van verwerking van een oppervlakkige lood-houdende quartziet-afzetting op korte afstand van een kleine terreindepressie met een oppervlakte van ca. 100 m<sup>2</sup>. Vanwege de verontreinigingsbron kan gesproken worden van een stabiele gradiënt, waarbij de blootstelling van populaties organismen op een geologische tijdschaal uitgedrukt moet worden.

Door grondwatertransport worden de in de depressie groeiende planten blootgesteld waardoor ook de humuslaag lood bevat; in diepere lagen wordt minder lood aangetroffen. De helft van de depressie is niet of nauwelijks met planten begroeid; op de andere helft is de plantengroei beperkt ten opzichte van de omgeving. Enkele tolerante plantensoorten domineren de vegetatie op de meest verontreinigde plekken. Op enkele plaatsen is geen bodemvorming opgetreden. Op kleine onderlinge afstanden worden grote verschillen in loodconcentraties in strooisel en bodem aangetroffen. De loodconcentratie in de bovenste bodemlaag (2-4 cm) in de depressie varieert tussen ca. 2000 en 100.000 mg/kg; voor monsters verzameld in de directe omgeving (0.1 km<sup>2</sup>) is deze variatie ca. 30- 6000 ppm; voor monsters uit de regio is de variatie ca. 29 - 800 ppm. Deze metingen duiden op lokale loodverontreinigingen die buiten de onderzochte terreindepressie liggen. De pH (water:grond = 1 : 2.5) in de verontreinigde humuslaag varieert nauwelijks, een heeft waardes tussen 5.4 - 5.6, met een laagste waarde van 4.5 net buiten de depressie.

Hågvar & Abrahamsen (1990) onderzochten de enchytraeën- en microarthropoden-fauna van het gebied. Dieren werden verzameld uit 98 monsters van de bovenste humuslaag (0-3 cm), 30 monsters hadden betrekking op vegetatieloze plekken. Voor elk monster werd de loodconcentratie bepaald, zowel via 0.1M azijnzuurextractie (pH 3.5, vergelijkbaar geacht met extractie door humuszuren naar het bodemvocht), als met geconcentreerde salpeterzuur-extractie. Tevens werd het percentage organisch materiaal (%OM) gemeten in een aantal monsters. De loodconcentratie in de monsters waaruit organismen werden geëxtraheerd varieerde tussen 500 en 143.000 mg/kg; de metingen zijn met meer geavanceerde methodieken

uitgevoerd dan de hierboven vermelde metingen. Het %OM varieerde tussen ca. 10 en 50%. De loodconcentratie in monsters met een hoog %OM was hoger dan in monsters met een laag %OM.

Een vergelijking van het potentiële risico en de werkelijk waargenomen effecten wordt weergegeven in paragraaf 4.4.

#### *Achtergrond veldstudie Gusum*

Gusum ligt in zuidoost Zweden aan de Baltische kust en bij dit dorp is sinds 1661 koperverwerkende industrie in bedrijf. De emissie bestaat voornamelijk uit Zn, Cu en Pb. Emissie van zuurvormende componenten, zoals zwaveldioxide, is beperkt aangezien de installatie geen primaire smelter is. Met de installatie van een electrofilter in 1985 is de emissie grotendeels tot stilstand gebracht. Het gebied is heuvelachtig en voor 70% bedekt met een gemengd naaldbos (*Picea, Pinus*), er zijn verder geen andere verontreinigingsbronnen aanwezig.

Het onderzoeksprogramma naar biologische effecten van metalen rond Gusum is gestart in 1972 (Tabel 2). Aan de zijzijde van de emissiebron zijn over een afstand van 20 km een aantal bemonsteringslocaties gekozen. Deze locaties zijn verdeeld over zogenaamde *Deschampsia*- en *Vaccinia*-biotopen, benoemd naar de overheersende vegetatie.

Tabel 2 Overzicht van biotische en abiotische parameters in Gusum met vermelding van de literatuurbron.

<b>Fysisch-chemisch variabelen</b>	<b>Referentie</b>
Totaalconcentratie metaal in O1 strooisellaag	Bengtsson & Rundgren (1984)
Totaalconcentratie metaal in bovenste bodemlaag	Tyler (1984)
Extraheerbare metaalconcentratie in O1 strooisellaag	Bengtsson & Rundgren (1984)
pH (H <sub>2</sub> O), CEC, Ca	Bengtson et al. (1988)
pH (KCl)	Tyler (1984)
<b>Biologisch variabelen</b>	
Enchytraeidae (Oligochaeta)	Bengtsson & Rundgren (1982)
Lumbricidae (Oligochaeta)	Bengtsson et al. (1983)
Gastropoda, Opiliones, Aranea, Coleoptera, Hymenoptera	Bengtsson & Rundgren (1984)
Collembola	Bengtsson & Rundgren (1988)
Microfungi	Nordgren (1983), Nordgren et al (1985)
Macrofungi	Rühling et al. (1984),
Mossen en korstmossen	Folkesson (1984)
Vaatplanten	Tyler (1984)
Stikstof mineralisatie	Tyler (1975)
Strooiselafbraak	Berg et al. (1991)
Fosfatase activiteit	Tyler (1984)

Een vergelijking van het potentiële risico en de werkelijk waargenomen effecten wordt weergegeven in paragraaf 4.4.

### 4.3 Berekening potentiëel risico in veldsituatie

De berekening van ecotoxicologisch risico in het veld is noodzakelijkerwijs gebaseerd op resultaten in de laboratoriumsituatie. Om tot een beoordeling van de veldsituatie te komen is een inschatting van de fysisch-chemische en de ecologische omstandigheden nodig. In deze paragraaf wordt een methode beschreven om deze schattingen te maken. Hierbij komen grote onzekerheden naar voren, met name op ecologisch gebied. Dit leidt er toe dat de gemaakte inschatting het karakter van een *worst case* benadering heeft, vandaar de term *potentiëel risico*.

#### *Fysisch-chemische lab-veld extrapolatie*

Men zou voor een vertaling van de ecotoxicologische effecten van bodemverontreiniging eenvoudigweg kunnen uitgaan van de in het lab geconstateerde effecten bij een bepaalde totaalconcentratie in de bodem. Uit laboratoriumproeven komt echter naar voren dat het toxische effect van een bepaalde totaalconcentratie niet altijd dezelfde is, maar afhankelijk van andere bodemeigenschappen zoals zuurgraad, organisch stof gehalte, etc. Idealiter zou men voor elke toxiciteitsproef een opzet moeten kiezen waarbij naast de totaalconcentratie ook de zuurgraad, het organisch stofgehalte etc. gevarieerd is: zo zou men dan de toxiciteit voor een in het veld gevonden bodem kunnen bepalen. Om praktische redenen is dit onmogelijk: in vrijwel alle gevallen is alleen een dosis-effect relatie gemeten voor één bepaalde pH, organische stof- en kleigehalte. Voor de omrekening van lab- naar veldcondities (meer in het algemeen: correctie voor bodemeigenschappen) is dus een model noodzakelijk dat i.h.a. niet voor een bepaald organisme of stof getoetst kan worden.

In het verleden zijn de toxiciteitsgegevens voor metalen wel gecorrigeerd (RIVM serie Achtergrondsdocumenten) voor de relaties tussen bodemeigenschappen en *waargenomen* metaalgehalten zoals beschreven door Lexmond en Edelman (1992). Hoewel het echter voor de hand ligt om dergelijke waarnemingen te betrekken bij de *normstelling* heeft deze correctie geen *ecotoxicologische* basis. In de eerste plaats zijn de "achtergrondswaarden" niet noodzakelijk ongestoord (voor veel metalen gaat de -atmosferische- belasting decennia of eeuwen terug), maar vooral: het feit dat het metaalgehalte in een kleiige bodem hoog is wil niet noodzakelijkerwijs zeggen dat een organisme in zo'n bodem ook een hoog metaalgehalte kan verdragen.

Een op toxicologische argumenten gebaseerd model wordt gevormd door het evenwichts-partitiemodel (Van de Meent, 1990; Ditoro et al., 1991; Boesten, 1993; Allen, 1993; Van den Hoop, 1993), hoewel de aannames zeker niet onomstreden zijn (Januzzi et al., 1995). Op basis van toxicologische gegevens is bekend dat voor de meeste aquatische organismen en de meeste stoffen de huid de belangrijkste opnameroute is (Opperhuizen en Sijm, 1990). Voor bodemorganismen is een vergelijkbare route het porievocht, alleen voor zeer langzaam accumulerende stoffen en voor dieren die op (en niet in) de bodem of hoger in de voedselketen

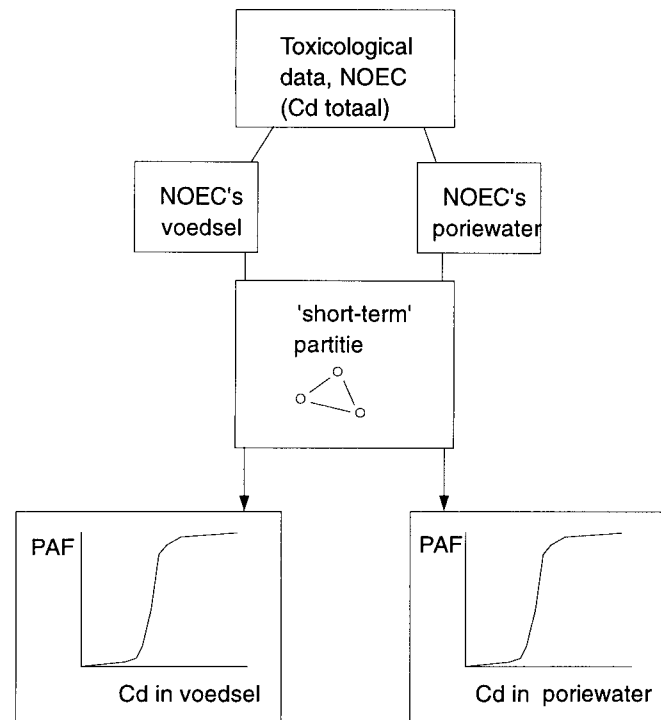
leven is voedsel de primaire opnameroute. Volgens het evenwichtspartitiemodel moeten toxiciteitsgegevens (met uitzondering van de voedsel-route) dus geschaald worden op de concentratie in de waterfase (i.c. porievocht).

Voor de poriewaterconcentratie van organische stoffen is vooral het organische stofgehalte van de bodem van belang (Boesten, 1993); voor metalen is de situatie zeer complex (Pretorius et al., 1996), en spelen een groot aantal bodemeigenschappen een rol. Een Review van laboratoriumgegevens wordt gegeven door Elzinga et al. (1996), van velddata door Janssen et al. (1996).

Een probleem bij de verdeling tussen vaste fase en poriewater is dat ook de factor tijd een belangrijke rol kan spelen (Amacher et al., 1988; Van de Meent, 1991; Römkens et al., 1993): in de loop van de tijd gaat een groter deel van de stof aan de vaste fase zitten, vermoedelijk als gevolg van diffusie in de klei- of organische stofmatrix. Deze toename is echter afhankelijk van bodemeigenschappen (Amacher, 1988), en wordt niet altijd gevonden (Christensen, 1984). Omdat de laboratoriumproeven (zowel bodemchemische als toxicologische) in het algemeen een veel kortere tijdschaal hebben (dagen-weken) dan de veldsituatie (met uitzondering van snel-afbrekbare pesticiden is de verblijftijd van de toxische stof i.h.a. maanden of langer) is de tijdsfactor van belang voor de vertaling van lab naar veldeffecten. Bij gebrek aan een expliciet model om tijdseffecten te beschrijven is gebruik gemaakt van twee porievocht-modellen. Regressies uit het rapport van Elzinga et al. (1996) (laboratoriumproeven) zijn gebruikt voor het "korte-termijns-partitiemodel"; regressie van Janssen et al. (1996) (veldwaarnemingen) voor de veldsituatie.

Ten slotte zijn er organismen waarvoor de voedsel-route van belang is (bijvoorbeeld loopkevers, mijten). Hiervoor is de met organische stof geassocieerde fractie volgens het partitiemodel gebruikt om zowel laboratorium als veldgegevens om te rekenen naar een metaal:organische stof verhouding.

De berekeningswijze is weergegeven in figuur 17. In de uitgewerkte voorbeelden zijn niet alle benodigde gegevens (pH, organische stof, kleigehalte) direct beschikbaar; deze moeten dan geschat worden (hetgeen uiteraard extra onzekerheid oplevert).



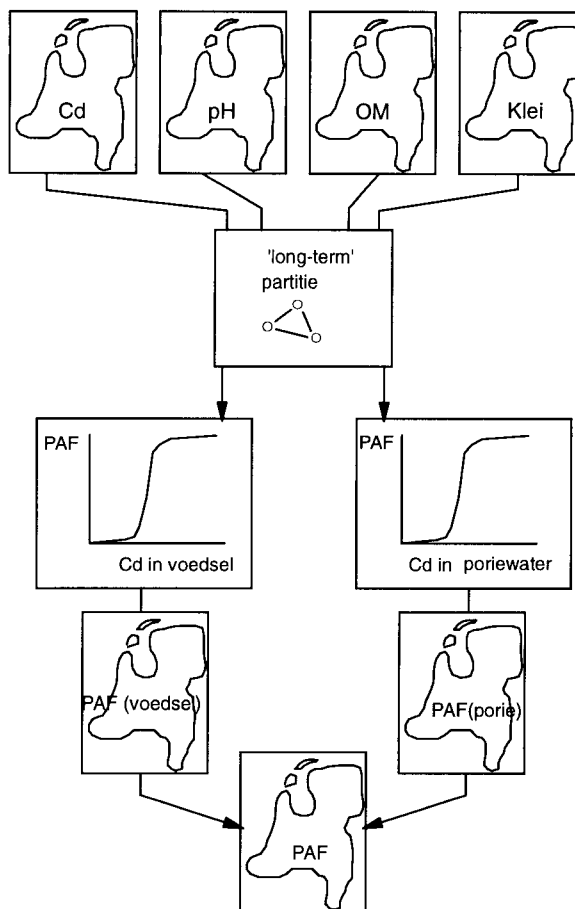
Figuur 17: Berekeningswijze van een cumulatieve gevoeligheidsverdeling voor de blootstellingsroutes voedsel en water in het laboratorium.

### Ecologische lab-veld extrapolatie

De bewerking van laboratoriumgegevens is gebaseerd op de methode Van Straalen en Denneman (1989). Hierbij worden uit de literatuur alle chronische "no observed effect" concentraties (NOEC) verzameld. Hiervan wordt een cumulatieve frequentieverdeling volgens het log-logistische model (in de praktijk equivalent met een log-normale verdeling) geconstrueerd. Bij effecten wordt gekeken naar essentiële functies zoals sterfte, reproductie of groei; als er van een organisme meerdere effecten beschreven zijn, wordt de laagste NOEC gebruikt. Zo kan men voor elke concentratie een fractie soorten blootgesteld boven de NOEC berekenen, of de Potentiële Aangetaste Fractie (PAF). De methode wordt gebruikt om normen af te leiden: het maximaal toelaatbaar risico is de concentratie waarbij de PAF 5% is: de veronderstelling is dat als 95% van de soorten geen toxicologische effecten ondervindt het ecosysteem goed kan blijven functioneren.

Om een aantal redenen is het omgekeerde moeilijk in te schatten: wat zal het effect zijn van een PAF van 50%? In het algemeen is de PAF een conservatieve schatter, en kan men niet verwachten dat 50% van de soorten verdwenen is of niet meer functioneert. In de eerste plaats is de NOEC meestal een onderschatting. Even voorbijgaand aan statistische problemen (Kooijman en Bedaux, 1996), geldt dat de NOEC i.h.a. *onder* de eerste effect-concentraties zal liggen. Een typische test-concentratierreeks is 1, 3, 10, 30, etc. : als bij 10 de eerste effecten optreden is de NOEC 3, maar zal de eerste effect-concentratie waarschijnlijk rond de 5 liggen: een factor 2 van NOEC naar effect-concentratie is dus niet ongebruikelijk. Verder is de populatie laboratorium

test-organismen waarschijnlijk geselecteerd op gevoeligheid (de onderzoeker wil iets kunnen meten), hoewel ook een zekere robuustheid vereist is (het organisme moet in het lab overleven). Een belangrijker factor is waarschijnlijk het feit dat de NOEC is gebaseerd op *een* effect (hoe klein ook) van *een* functie, soms zelfs de meest gevoelige.



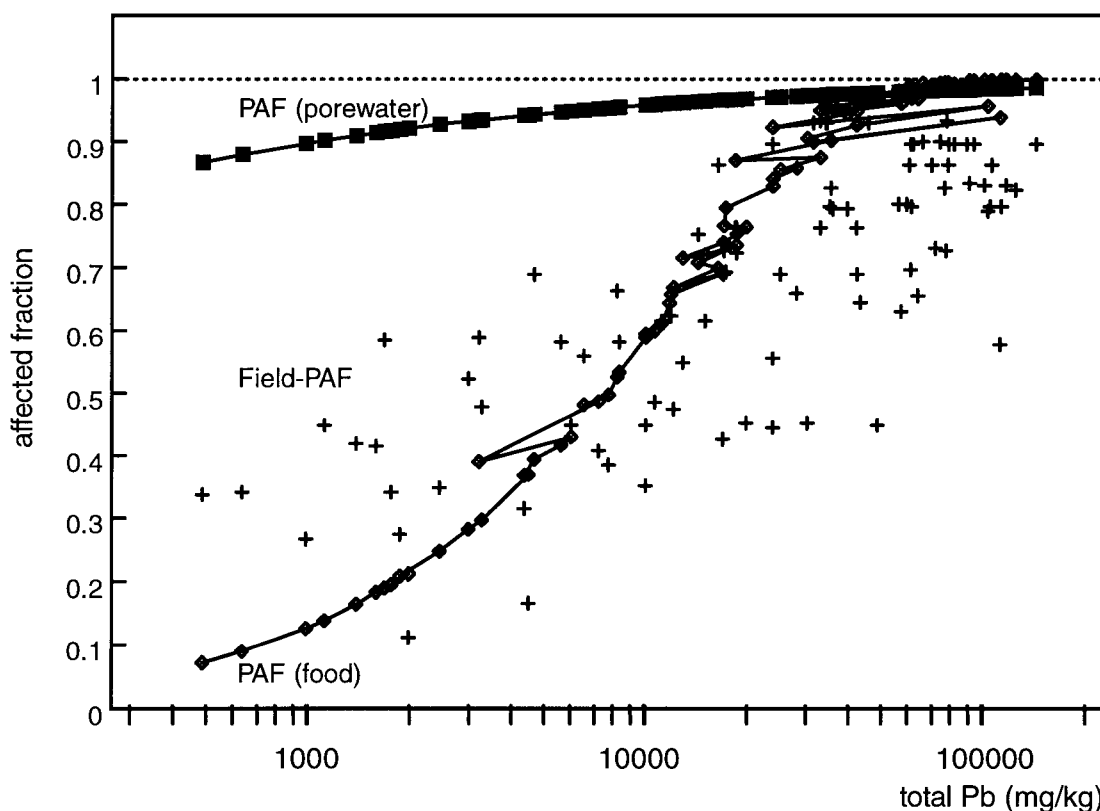
*Figuur 18: berekeningswijze van de Potential Aantastede Fractie (PAF) soorten voor de veldsituatie, waar de lange termijn partitie anders is dan in het laboratorium.*

Hoewel de voor NOEC's gebruikte functies gekarakteriseerd zijn als "essentiële" is de vertaling naar populatieniveau niet vanzelfsprekend één-op-één. In de praktijk hoeft bijvoorbeeld een remming in de voortplanting op populatieniveau nog geen betekenis te hebben: een soort kan bijvoorbeeld door voedselbeschikbaarheid gelimiteerd worden, de populatie wordt mogelijk pas bedreigt als de voortplanting tot vrijwel nul wordt gereduceerd. In het veld kan tenslotte nog (genetische) adaptatie plaatsvinden: in het lab vertoont een soort effecten, maar in het veld kan het organisme zich fysiologisch aanpassen of ontstaat door selectie na verloop van tijd een meer resistente populatie. Bij een vergelijking met veldwaarnemingen treden problemen op met variabiliteit en de bepaling van de juiste referentie-situatie. In het lab kan een effect van 5% remming significant zijn, in het veld zijn i.h.a. veel grotere effecten vereist om significant te worden waargenomen. Verder zal in het veld een zekere verdringing kunnen optreden: als op een lokatie 30 van de 100 soorten niet meer kunnen voorkomen, dan kunnen minder gevoelige soorten op den duur (deels) hun plaats innemen. Hoewel het omgekeerde ook denkbaar is (door

het verwijnen van een soort "stort de voedselpiramide in"), lijkt redundantie aanzienlijk waarschijnlijker dan een dergelijk domino-effect. Door deze redundantie zullen functionaliteit (bijvoorbeeld primaire productie, organische stof-afbraak) en biodiversiteit i.h.a. minder afnemen dan op grond van primaire effecten zou kunnen worden verwacht. Indien we de referentie-situatie goed genoeg zouden kennen, zou een dergelijke adaptatie ("Pollution-Induced Community Tolerance") een goede indicator kunnen zijn van toxische effecten. In de praktijk wordt langs een gradiënt slechts op macroscopische schaal gemeten (totaal aantal soorten, totale afbraaksnelheid), en wordt een effect door dit soort adaptatie juist versluierd.

#### 4.4 Vergelijking tussen potentieel risico en werkelijk waargenomen effecten

Om de relatie tussen voorspelde potentiële effecten en werkelijk waargenomen effecten te onderzoeken is voor de twee Scandinavische locaties zowel de PAF berekend als de daadwerkelijk aangetaste fractie soorten weergegeven.



Figuur 19: Vergelijking van de potentieel aangetaste fractie soorten en de werkelijk waargenomen effecten bij de Kastad case.

Voor de gradiënt **Kastad** (Fig. 19) zien we dat de twee PAF-curves aanzienlijk verschillen: de poriewater-PAF is over het hele traject hoog, de voedsel-PAF loopt op van <10% tot 100%. Aangezien vermoedelijk de grote meerderheid van de organismen via het poriewater is blootgesteld (dit is op basis van de literatuurgegevens niet met zekerheid vast te stellen) moeten

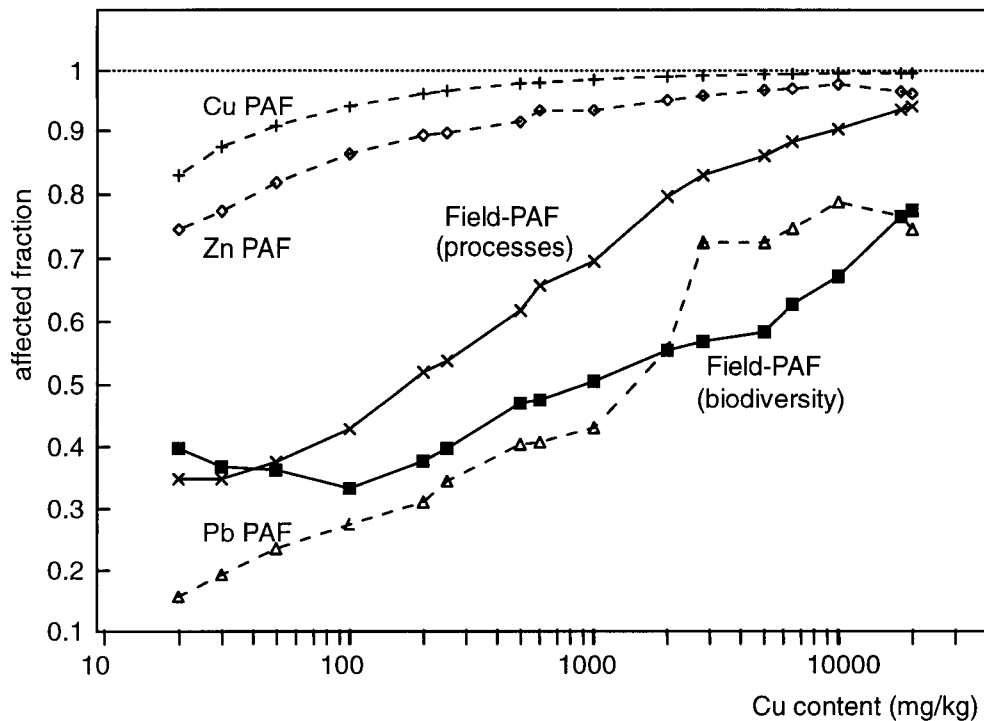
we met name de laatste PAF-curve beschouwen. Dan blijkt dat een schone referentiewaarde ontbreekt: ook de laagste PAF komt (gewogen) op zo'n 80% uit.

Het aantal soorten bodemorganismen neemt langs de gradiënt af van 24 tot 2 soorten. De in figuur 19 uitgezette veld-PAF<sup>1</sup> gaat uit van dit *waargenomen* maximum: als alle 9 Oribatiden, 5 Mesostigmata en 10 Collembolen tegelijk zouden worden aangetroffen is de aangetaste fractie 0 (in de praktijk is er geen monsterpunt waar al deze soorten tegelijk voorkomen). Op grond van de *berekende* PAF lijkt deze aanname te optimistisch: al aan het begin van de gradiënt zouden een aantal soorten verdwenen kunnen zijn. Hoewel het waarschijnlijk lijkt dat het maximum groter is dan 24, lijkt een veel hogere waarde niet aannemelijk. De veld-PAF's moeten dus mogelijk wat hoger worden ingeschat, niettemin zal de werkelijke veld-curve naar verwachting onder de voedsel-PAF liggen.

Voor de **Gusum**-case (Figuur 20) is alleen de poriewater-route van belang. Ook hier geven de PAF-curves voor koper, zink en lood aan dat het eindpunt van de gradiënt niet geheel schoon is. In het figuur zijn voor veld-PAF's de biodiversiteit (gemiddelde van het aantal soorten per groep als fractie van totaal aantal soorten van die groep) en de microbiologische functionaliteit (gemiddelde van C, N en P-mineralisatie elk uitgedrukt als fractie van maximum) geplot. Het feit dat de PAF's niet op 0 beginnen betekent weer dat de veld-PAF's waarschijnlijk onderschat zijn. Ook hier weer geldt dat de werkelijke veld-PAF vermoedelijk ruim onder de PAF-curve zal liggen.

• \_\_\_\_\_  
<sup>1</sup> De in het veld waargenomen effecten zijn actueel, en niet potentieel. We zouden dus feitelijk van Field-Affected Fractions (veld-AF i. p. v. veld-PAF) moeten spreken.





Figuur 20: Vergelijking van de potentieel aangetaste fractie soorten en de werkelijk waargenomen effecten bij de Gusum case.

#### 4.5 Kernpunten

Uit beide case-studies krijgen we zo een beeld van de afstand tussen geschatte *potentiële* effecten en *feitelijke veld*-effecten. Zoals verwacht is bij een bepaalde PAF het feitelijke veld-effect geringer. Dit kan waarschijnlijk grotendeels worden toegeschreven aan een combinatie van conservatieve aannames in de PAF-berekening en bepaalde compenserende effecten bij de veldwaarnemingen. In principe kan een nadere analyse van dergelijke datasets een beeld geven van de "veiligheidsmarge" die nog tussen een *potentiële* effect en het daadwerkelijk verdwijnen van soorten of functies zit. De huidige analyse roept een aantal vragen op rond de PAF berekening die deels buiten dit project vallen: de hele berekening zal van een onzekerheidsmarge moeten worden voorzien, zodat een beeld ontstaat van systematische verschillen tussen PAF-veld en de foutenmarge. Voor de huidige vraagstelling is in de eerste plaats een groter aantal van dergelijke vergelijkingen vereist, waardoor een beter beeld ontstaat van de relatie tussen potentiële en feitelijke effecten en de factoren die daarop eventueel van invloed zijn.

#### 4.6 Aanbevelingen

In dit hoofdstuk is een vergelijking gemaakt tussen potentiële en actuele ecotoxicologische effecten langs een tweetal metaalgradiënten. De hiervoor benodigde stappen op het gebied van (literatuur) gegevensverzameling (kwaliteitseisen) en lab-veld extrapolatie (chemisch en

biologisch) zijn kort geschetst. De gevonden resultaten bevestigen de verwachting dat waargenomen veldeffecten geringer zullen zijn dan voorspelde potentiële effecten volgens de PAF-methodiek. Aanbevolen wordt om de methode voor een groter aantal cases uit te werken om een beter beeld te krijgen van de afstand tussen potentiële risico en actuele veldsituatie. De voorlopige inventarisatie van gegevens geeft aan dat er hiervoor voldoende materiaal aanwezig is.

## **5. SYSTEEM-ECOLOGISCHE BENADERING VAN EFFECTEN VAN TOXISCHE STOFFEN OP ECOSYSTEMEN <sup>2</sup>**

### **5.1 Inleiding**

Bij de beoordeling van de ernst van bodem-of watervervuiling is een belangrijke vraag in hoeverre het functioneren van ecosystemen wordt aangetast door het verdwijnen van soorten, of de verstoring van interacties tussen soorten.

De statistische benadering uiteengezet in Hoofdstuk 3 en 4 beantwoordt wel de vraag of er dosis-effectrelaties bestaan van soortgevoeligheden in ecosystemen, maar geeft geen antwoord op de vraag hoe belangrijk soortinteracties zijn voor het functioneren van het ecosysteem. Nieuwe criteria over de toestand van het ecosysteem zijn daarom nodig, naast de benadering gericht op het extrapoleren van toxiciteitstoetsen met individuele soorten. Een systeem-ecologische benadering geeft invulling aan het samenhangend functioneren van een ecosysteem en aan diens herstelvermogen (Gezondheidsraad, 1997, in prep. ), maar juist vanwege deze samenhang is veel meer kennis vereist over de abiotische processen in ecosystemen, de samenstelling en eigenschappen van de soorten in het systeem en de eigenschappen van de toxische stof (Traas & Aldenberg, 1996). Daarnaast kan op deze wijze inzicht worden verkregen in de aantasting van essentiële functies van ecosystemen.

Deze vraagstelling heeft geleid tot experimenteel onderzoek en modellering van ecosystemen en microcosms, mesocosms en enclosures. In dit hoofdstuk wordt nagegaan welke inzichten over actuele en potentiële risico's van stoffen op ecosystemen beschikbaar zijn uit systeem- en voedselwebgericht onderzoek, en in hoeverre deze bruikbaar zijn voor een beoordelingssystematiek.

### **5.2 Toelichting**

Effecten van toxische stoffen op ecosystemen kunnen op veel manieren worden beoordeeld. Van belang hierbij is hoe de effecten geïnterpreteerd moeten worden, hoe gevoelig ze zijn voor een groot scala aan stoffen, en welk type uitspraken mogelijk zijn. Hieronder worden deze aspecten besproken voor de volgende systeemeffecten:

- directe toxische effecten op (groepen van) soorten
- indirecte effecten op (groepen van) soorten
- effecten op vitale functies
- effecten op de voedselwebstructuur, stabiliteit en herstel

• \_\_\_\_\_  
<sup>2</sup> Dit hoofdstuk is ten dele gebaseerd op Van de Guchte et al. (1996) hoofdstuk 4.

### 5.2.1 *Direkte toxische effecten*

Bij de huidige risico-beoordeling op het niveau van ecosystemen is veelal geen specifieke soortsinformatie beschikbaar (Posthuma et al., 1995) en slechts zelden informatie voor een groep soorten uit een specifiek ecosysteem. Meestal wordt gebruik gemaakt van LC50's, NOEC's of geëxtrapoleerde veilige waarden. In veel gevallen is de dosis-effectrelatie niet bekend zodat het voorspellen van het niveau van aantasting bij een gegeven omgevingsconcentratie niet mogelijk is. Daarnaast wordt in het veld waarnemen en beoordelen van de directe effecten bemoeilijkt door de natuurlijke variatie in populatieomvang. Meer kennis en inzicht in de relatie tussen het werkingsmechanisme van de stof en soortgevoeligheden door het ecosysteem heen is dan ook nodig. In het QSSR project is dit doel nagestreefd (zie bijv. Vaal en Hoekstra, 1994). Het is echter zeer moeilijk om voor een specifieke stof een goed beeld te krijgen van de verschillen in gevoeligheid tussen de taxa. Ook bij de voorbeeldstoffen PCP en chroom in hoofdstuk 3 zijn de soorten afkomstig uit een beperkt aantal taxa. Bij toxiciteitstoetsen met terrestrische organismen is het aantal taxa doorgaans nog veel kleiner.

Bij stoffen met een specifiek werkingsmechanisme is de toestand gunstiger, omdat dan bekend is welke taxa gevoelig zijn, bijvoorbeeld arthropoden die gevoelig zijn voor organofosfaten (Brock et al, 1992, 1993). Binnen de arthropoden kunnen echter nog aanzienlijke gevoeligheidsverschillen bestaan waardoor functies niet of nauwelijks worden aangetast omdat minder gevoelige soorten profiteren van de weggevallen competitie.

Het directe effect van een organofosfaat op een levensgemeenschap is daarmee niet per sé voorspelbaar. Arthropoden kunnen echter verschillende functies vervullen in ecosystemen. In de microcosm proeven van Brock et al. met het organofosfaat Chloorpyrifos waren directe effecten waarneembaar op zooplankton (grazers), *Asellus aquaticus* en *Gammarus pulex* (shredders) en *Chaoborus obscuripes* (predator). In deze proef met een acuut-toxische dosis traden er op allerlei plaatsen in het voedselweb directe effecten op. Naast kennis van welke soorten worden aangetast is het ook noodzakelijk om de plaats en functie van de soorten te kennen. Gezien de verschillen in werkingsmechanisme en soortgevoeligheden die per stof kunnen verschillen, is een nieuwe visie op sleutelsoorten (zie Hoofdstuk 2) in relatie tot toxische stoffen vereist.

### 5.2.2 *Indirekte effecten*

Indirekte effecten ontstaan doordat een toxische stof op gevoelige organismen in het ecosysteem aangrijpt, waarna interacties tussen soorten kunnen leiden tot verschuivingen in dichtheden en biomassafluxen, die niet meer verklaard kunnen worden uit de directe effecten van de stof op individuele soorten alleen. Op het niveau van de levensgemeenschap kunnen de directe toxische effecten op populaties dus leiden tot indirecte effecten bij andere populaties.

Soorten in voedselwebben kunnen worden geaggregeerd in functionele groepen (Hoofdstuk 2). Het is niet eenvoudig aan te geven welk niveau van aggregatie volstaat voor het verklaren van effecten op ecosystemen (Van Wensem, 1995). De beschikbare kennis over het ecosysteem in kwestie bepaalt welk detailniveau verlangd wordt, dan wel mogelijk is. Daarnaast spelen pragmatische redenen een rol: bij het stijgen van het aantal soorten(groepen) wordt het steeds moeilijker om nog in te zien hoe de keten van effecten is (primaire, secundaire, tertiaire effecten) en moet steeds meer kennis aanwezig zijn over de gevoeligheid van de functionele groepen.

Om inzicht te krijgen in de indirecte gevolgen van het wegvallen van soorten of hele functionele groepen, is modellering in samenhang met experimenten aan leefgemeenschappen essentieel. Een mechanistische verklaring van de effecten is doorgaans gebaseerd op een beschrijving van biotische processen zoals detritusproductie, groei en predatie volgens de wet van massabehoud en worden uitgedrukt op basis van drooggewicht, koolstof of aantallen. Indirecte effecten van toxische stoffen op het ecosysteem kunnen berekend worden wanneer een koppeling wordt gelegd tussen de blootstellingsconcentratie van de stof en deze biologische processen. De hiervoor benodigde dosis-effectrelaties zijn schaars, en vaak bekend voor een gering aantal taxa. Dit is de bottleneck bij het opstellen van deze modellen (Van Wensem, 1995).

De directe en indirecte effecten van chloorpyrifos werden bepaald in microcosm experimenten (Brock et al., 1992, 1993, Van de Brink et al., 1996) met verschillende voedselwebconfiguraties. In deze experimenten was de benodigde dosis-respons informatie van individuele soorten wél aanwezig. Op basis van de proeven en modellering daarvan (Traas et al., 1995, Janse en Traas, 1996) kan worden geconcludeerd dat de indirecte effecten voornamelijk worden bepaald door

- verschuivingen in de competitie om voedsel en nutriënten (resource competition)
- opheffen van graasdruk of predatiedruk, i.e. het opheffen van 'top-down control'

De sterkte waarin deze ecologische effecten optreden werd bepaald door de volgende factoren:

- Het abiotische gedrag van de toxische stof. Dit werd bepaald door dosis, sorptie aan detritus, sediment en andere ecosysteemcomponenten. Een duidelijk verschil was waarneembaar in abiotisch gedrag bij fytoplankton- en waterplantgedomineerde systemen
- De soortensamenstelling binnen functionele groepen
- De samenstelling van het voedselweb
- De trofiegraad van het te bestuderen systeem. Indirecte effecten op algenbloei (door directe effecten op gevoelige zooplanktonsoorten) werden versterkt bij een hogere beschikbaarheid van nutriënten (zie Kramer et al., 1997).

Het voorspellen van indirecte effecten lijkt vooralsnog niet mogelijk zonder aanvullend onderzoek. Dit zou zich moeten richten op het identificeren van de samenhang tussen

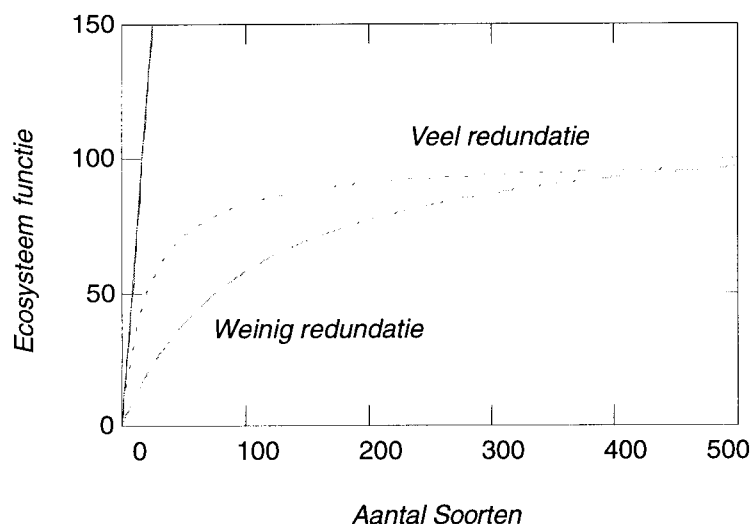
voedselwebstructuur, competitie om resources, en limiterende mechanismen. Gezien het belang dat gehecht wordt aan Life Support Functies zou gekozen kunnen worden voor het bodemoecosysteem in een beperkt aantal representatieve oecosystemen, zoals voorgesteld in Schouten et al. (1997). Een zorgvuldige selectie van de onderzoeksterreinen noodzakelijk. De versluijrende werking van mengseltoxiciteit en natuurlijke variabiliteit (hoofdstuk 4) bemoeilijkt het aantonen van de causaliteit via biologische beschikbaarheid - directe effecten - indirecte effecten.

### 5.2.3 Aantasting van vitale functies

Een belangrijk criterium is het instandhouden van vitale functies van het ecosysteem: nutriëntenkringlopen, primaire productie, secundaire productie, decompositie en nutriëntenrecycling, nutriënt accumulatie of verlies, hydrologie, bodemvorming en bodemvruchtbaarheid. Deze functies worden geacht beschermd te zijn als de meerderheid van de soorten beschermd is of als sleutelsoorten beschermd zijn. Van belang hierbij is de mate van functionele redundantie die in een ecosysteem bestaat. Lawton & Brown (1994) stellen het extreem:

- Zijn er overtollige (i.e. redundante) soorten in ecosystemen?
- Of zijn alle soorten nodig voor het functioneren van het systeem? (de klinknagel hypothese).

Met behulp van een eenvoudig model wordt hieronder de relatie tussen soortverlies door toxische stoffen en functieverlies verkend. Een hypothetische relatie tussen ecosysteemeffecten en het aantal soorten is weergegeven in figuur 21.

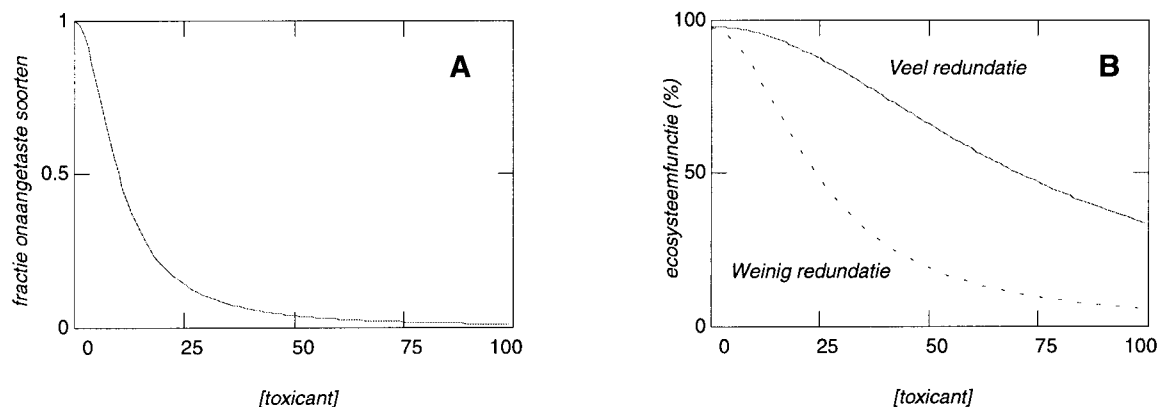


Figuur 21: Relatie tussen ecosysteefunctie en aantal soorten, gegeven een lineaire relatie, een Monod-type respons met veel of weinig redundatie (gemodificeerd naar Vitousek & Hooper, 1994).

Bij een afname van het aantal plantensoorten werd de Monod-type respons gevonden met betrekking tot organische stof in de bodem (Vitousek & Hooper, 1994). Bij een toename van het

aantal soorten was al heel snel geen toename meer te zien van de organische stof in de bodem. Dit kan worden geïnterpreteerd als een grote mate van functionele redundatie. Wanneer er weinig redundatie in een systeem is, kan men verwachten dat de functie eerder wordt aangetast bij soortverlies dan bij een grotere redundatie. Dit verschil is in de figuur weergegeven met behulp van een hypothetisch Monod-type model.

Uitgaande van een log-logistische verdeling van soortsgoedigheden (Figuur 22a) kan de dosis-respons curve van de ecosysteemfunctie als gevolg van soortverlies door toxische effecten worden uitgerekend (Figuur 22b).



Figuur 22: Een tentatief model voor de log-logistische dosis-effectrelatie voor alle soorten in het ecosysteem (A) leidt tot verschillende effecten op een ecosysteemfunctie, afhankelijk van de mate van functionele redundatie (B)

Een zeer duidelijk verschil in functieaantasting ontstaat in dit hypothetische model als gevolg van de gevoeligheid van de functie voor de toxische stof, als gevolg van veel of weinig redundantie.

Dit model heeft vermoedelijk een beperkte realiteitswaarde. Specifiek werkende stoffen kunnen effecten hebben op soorten die een grotere rol spelen in de bestudeerde functie dan de minder gevoelige soorten. In het voorbeeld wordt er impliciet vanuit gegaan dat de ecosysteemfunctie wordt gereguleerd door het *aantal* soorten en niet door *specifieke* soorten. Om functieverlies goed te kunnen voorspellen, is het dus essentieel om de rol van (gevoelige) soorten in de Life Support Functies te kennen.

In McNaughton et al. (1989) wordt beargumenteerd dat de netto bovengrondse produktie zeer goed gecorreleerd is met biomassa en produktiviteit van herbivoren, ongeacht de soortenrijkdom en type ecosysteem. Er bestaan hoog-produktieve (semi-)natuurlijke systemen die relatief soortenarm zijn. Op deze schaal is er dus geen duidelijk verband tussen soortenrijkdom en instandhouding van de functie produktiviteit.

Als er echter binnen een leefgemeenschap soorten worden aangetast, bijvoorbeeld door toxische stoffen, betekent dit dan dat soortverlies dan probleemloos kan worden opgevangen?

In microcosmos experimenten met insecticides werd vastgesteld dat de functie van gevoelige soorten werd overgenomen door de niet-gevoelige soorten binnen dezelfde functionele groep. Een voorbeeld hiervan is het effect van Chloorpyrifos op zooplankton. De eenmalige toediening leidt tot bijna-extinctie waarna rotiferen profiteren van het verhoogde voedselaanbod. Omdat deze echter een andere voedselopname en voedselselectie hebben, is de overname van deze functie slechts gedeeltelijk en dat leidt tot ingrijpende secundaire effecten in de microcosmos. Dit voorbeeld illustreert dat functionele redundantie niet altijd functieverlies kan voorkomen. Redundantie is geen eigenschap die per sé voortvloeit uit levensgemeenschappen met veel soorten, het is een gevolg van specifieke interacties in voedselwebben. De voorspelbaarheid hiervan is voorlopig gering.

Onderzoek naar functieverlies zou zich moeten richten op het identificeren van gevoelige soorten die een sterke regulatiefunctie in ecosystemen hebben. In eerste instantie kan men zich richten op soorten die gevoelig zijn voor in Nederland problematische verontreinigingen.

#### 5.2.4 *Voedselwebstructuur, stabiliteit en herstel*

Effecten van verontreinigingen zouden ook kunnen worden afgelezen aan veranderingen in de structuur van het voedselweb. Veranderingen in de voedselwebstructuur hebben consequenties voor het functioneren van het bodemecosysteem, bijvoorbeeld omdat bepaalde (organische-stof)afbraakroutes worden belemmerd door afwezigheid van afbrekende (microbiële) populaties.

Het bestuderen van de relatie tussen voedselwebstructuur en functie heeft geleid tot modellen voor nutriënten in agro-ecosystemen om de verschillende bijdrage van bodemorganismen aan koolstof- en stikstofmineralisatie in conventionele landbouw en geïntegreerde landbouw te onderzoeken. Een voorbeeld van een dergelijk model is het zgn. Detrital Food Web Model (Hunt et al., 1987, De Ruiter et al., 1993).

Modellering van de effecten van verstoring van de afzonderlijke trofische interacties op de stabiliteit van bodemvoedselwebben laat zien dat verstoring van sommige interacties een veel groter effect heeft op de stabiliteit dan andere interacties. Verder bleek dat het belang van de interacties voor de stabiliteit niet afgelezen kan worden aan de mate waarin de desbetreffende interactie bijdraagt aan de energie- en nutriëntencycli in het systeem (De Ruiter et al., 1995).

Een systeem met een groot herstelvermogen zal in staat zijn om na een verstoring relatief snel weer in de oorspronkelijke evenwichtssituatie geraken. Studies naar de mate waarin verstoringen kunnen leiden tot aantasting van de stabiliteit en herstelvermogen van het bodemecosysteem levert vooralsnog een onvoorspelbaar beeld op (De Ruiter et al., 1995). In sommige gevallen kan verstoring kan leiden tot grote soortverarming door competitieve exclusie (Berendse, 1994). Het beeld dat na verstoring, systemen terugkeren naar een



equilibrium en dat biodiversiteit daaraan bijdraagt is daarom te simpel. Daarnaast geeft een theoretische random verstoring van alle interacties weinig inzicht in de specifieke verstoringen die het gevolg zijn van (het werkingsmechanisme van) de toxische stof. Een dergelijke systeembenadering levert nog een moeilijk te interpreteren beeld op van de mogelijke effecten van toxische verstoringen. Dit bemoeilijkt het zicht op een adequate onderzoeksstrategie die moet leiden naar de gewenste eenvoudige, en gemakkelijk te interpreteren systeemkenmerken die de basis zouden moeten vormen van ecologische risicoschatting.

Het onderzoek naar effecten op ecosysteemfunctie, structuur en herstel zou zich moeten richten op het lange-termijndoel van de identificatie van algemeen geldende principes in de organisatie van voedselwebben. Het gaat dan met name om de interactie van de toxische stof met het verlopen van de ecologische kringlopen. Dit onderzoeksdoel valt sterk samen met het onderzoek genoemd onder de vorige paragraaf.

### **5.3 Kernpunten**

De vraag naar meer inzicht in de ernst van ecologische gevolgen van toxische stoffen leidt logischerwijs naar een werkwijze waarbij de samenhang tussen de verspreiding en werking van de toxische stof en de verschillende componenten van ecosystemen. Een systeem-ecologische benadering geeft invulling aan het samenhangend functioneren van een ecosysteem en aan diens herstelvermogen, maar juist vanwege deze samenhang is veel meer kennis vereist over de abiotische processen in ecosystemen, de samenstelling en eigenschappen van de soorten in het systeem en de eigenschappen van de toxische stof. Bij het opstellen van een beoordelingssysteem zijn dit sterk bepalende en vermoedelijk beperkende factoren.

In eerste instantie is het verkrijgen van meer inzicht in (de verdeling van) gevoeligheden van soorten door het ecosysteem heen noodzakelijk voor stoffen met verschillende werkingsmechanismen. Uit experimenten blijkt dat het voorspellen van secundaire effecten op ecosystemen alleen mogelijk is door een gegronde kennis van limiterende factoren en de interacties tussen soorten. De hieruit voortvloeiende effecten op vitale functies worden sterk bepaald door de voedselwebstructuur van het ecosysteem en zijn voorlopig moeilijk voorspelbaar. Het vaststellen van een acceptabele ecosysteemverstoring in termen van vitale functies lijkt daarom moeilijker dan in termen van primaire en secundaire effecten.

Door op een hoger abstractieniveau waarnemingen aan ecosysteemfuncties te doen zoals voorgesteld door Schouten et al. (1997) kunnen deze effecten in een statistisch dosis-respons model worden opgenomen (Legemaat, 1995). Daarvoor is echter een grote hoeveelheid veldwaarnemingen noodzakelijk.

#### **5.4 Onderzoeksaanbevelingen**

- Gezien de verschillen in werkingsmechanisme en soortgevoeligheden die per stof kunnen verschillen, is een nieuwe visie op sleutelsoorten in relatie tot toxische stoffen vereist. Dit vergt onderzoek naar een koppeling van dosis-effectrelaties en de ecologische rol van sleutelsoorten, mede in relatie tot vitale functies.
- Onderzoek naar secundaire effecten zou zich moeten richten op het identificeren van de samenhang tussen voedselwebstructuur, competitie om resources, en limiterende mechanismen. In het vervolg van deze studie wordt hier uitgebreider op ingegaan.
- Naast mechanistische modellen kan met behulp van statistische dosis-respons modellen de relatie tussen belasting, bodemeigenschappen en effecten op bodemfauna worden gemodelleerd. Naast bestaande relaties voor nematoden en zware metalen is uitbreiding voor meer bodemfaunagroepen en stofgroepen gewenst.

## 6. ONDERZOEKSPROGRAMMERING T.B.V. ECOLOGISCHE CONSEQUENTIES NORMOVERSCHRIJDING

De onderzoeksaanbevelingen die in de voorgaande hoofdstukken zijn gedaan kunnen worden samengevat in thema's. Naast deze aanbevelingen gerangschikt per thema, wordt vervolgens een outline geschetst hoe een beoordelingssysteem voor de ecologische consequenties van normoverschrijding eruit kan zien en welke thema's daarvoor uitgediept kunnen worden.

### 6.1 Onderzoeksprogrammering

#### Thema 1: Biologische beschikbaarheid van toxische stoffen

- Ter voorspelling van het ecologische effect van de toxische stof is als randvoorwaarde kennis over het abiotische gedrag en de biologische beschikbaarheid essentieel voor alle hierna volgende thema's, met name extrapolatie van effecten naar ecosystemen met andere fysisch-chemische condities dan die waarin gemeten is.

#### Thema 2: Soort(groep)gevoeligheden en dosis-effectrelaties

##### 2.1. Laboratoriumsoorten

- Een voortzetting van het afleiden van QSSR's met aandacht voor de verdeling van gevoeligheden voor functionele groepen. Taxonomische diversiteit moet hiertoe worden nagestreefd teneinde de koppeling te kunnen maken met ecosysteemfunctie.

##### 2.2 Bioassays

- Er is behoefte aan ondersteuning van kwantitatieve voorspellingen op basis van (statistische modellen) met behulp van bioassays, ter validatie van aannames omtrent de rol van biologische beschikbaarheid in de voorspelde toxiciteit met behulp van statistische voorspellingsmethoden waarmee de Potentieel Aangetaste Fractie soorten (PAF) wordt geschat.

#### Thema 3: Gevoeligheidsverdelingen en dosis-effectrelaties in het veld

##### 3.1 Microbiële gemeenschappen

- Microorganismen hebben een grote fysiologische verscheidenheid, zijn verantwoordelijk voor veel biochemische omzettingen en zijn overal aanwezig. Ondanks de mogelijkheid om snel informatie over de effecten van toxische stoffen op microbiële gemeenschappen te verkrijgen is dit aspect onderbelicht gebleven. Om op dit niveau verandering in soortenrijkdom en Life-Support Functie ten gevolge van blootstelling aan toxische stoffen vast te stellen, kunnen de Biolog en PICT methodes worden ingezet.

### 3.2 Bodemfauna

- In principe geldt bovenstaande onveranderd voor bodemfauna en aquatische evertrebraten, waarbij vooral de ijking van de berekende gevoeligheidsverdelingen op vitale functies in ecosystemen een grote rol speelt.

### 3.3 Statistische dosis-respons modellen

- De relatie tussen bodemeigenschappen, toxische toffen en het voorkomen van bepaalde soortengroepen, bijv. nematoden, springstaarten, regenwormen kan worden onderzocht m.b.v. een multiple regressie benadering zoals in MOVE / BOEF. (zie ook 5.3).

### Thema 4: Statistische extrapolatiemethoden

- Kennis is beschikbaar omtrent het berekenen van betrouwbaarheidsintervallen van cumulatieve gevoeligheidsverdelingen en dosis-effectrelaties, doch bij het schatten van de Potentieel Aangetaste Fractie soorten (PAF) is het nodig om de daarmee gepaard gaande onzekerheid nader te analyseren.
- Daarnaast is het nodig om de vertaling van de voorspelde effecten op basis van NOEC overschrijding in termen van PAF te vertalen naar de effecten in het veld: wat is de kans op het verdwijnen van soorten ten gevolge van toxische stoffen?
- Het aggregeren van individuele dosis-effectrelaties voor soorten (en geassocieerde onzekerheid) om aantasting op populatieniveau te voorspellen verdient nadere studie

### Thema 5: (Modelleren van) ecologische interacties

#### 5.1 Life Support Functies

Momenteel wordt veel aandacht gericht op de rol van bodemfauna (cryptobiota) in Life Support Functies. De effecten van toxische stoffen via bodemfauna op Life Support Functies zijn echter nog niet goed te voorspellen. Gezien de kennishiaten is het te overwegen om LSFs op een snelle en pragmatische wijze te karakteriseren, bijvoorbeeld met de Biolog methode.

Om dit thema te kunnen invullen is het nodig om meer inzicht te verwerven in

- De gevoeligheid van (functionele groepen) bodemfauna voor toxische stoffen
- De specifieke rol van bodemfauna in Life Support Functies
- De ecologische interacties van cryptobiota met hogere organismen

#### 5.2 Voedselweb-interacties

- Gezien de werkingsmechanismen en soortgevoeligheden die per stof kunnen verschillen, is een nieuwe visie op sleutelsoorten in relatie tot toxische stoffen vereist. Dit vergt onderzoek naar een koppeling van dosis-effectrelaties en de ecologische rol van sleutelsoorten, mede in relatie tot vitale functies. Onderzoek naar secundaire effecten zou zich moeten richten op het

identificeren van de samenhang tussen voedselwebstructuur, competitie om resources, en limiterende mechanismen. Het vervolg van deze studie zal zich (mede) hier op richten in samenwerking met het Staring Centrum (SC-DLO).

### 5.3 *Interacties met andere thema's*

- Een 'multistress' benadering kan gekoppeld worden aan bestaande meetnetten, m.b.v. multivariate statistiek, met als voorbeeld de MOVE/BOEF multiple regressie benadering.

## 6.2 **Schets van een beoordelingssysteem ECN**

Een beoordelingssysteem ter bepaling van de ecologische consequenties van normoverschrijding dient in het ideale geval uitspraken te genereren op verschillende ecologische niveau's zoals schematisch weergegeven in figuur 1. Een beoordelingssysteem ECN zou daarom moeten bestaan uit een getrappt systeem (tiered approach). Bij het stijgen van de ecologische complexiteit neemt de databehoeftte en de tijd voor het genereren van een antwoord toe. Afhankelijk van de aard van de beoordeling (beschikbare tijd, ernst van de verontreiniging, gebruik van de locatie etc. ) kan dan het gewenste niveau van complexiteit worden gekozen. Hieronder is een eerste rangschikking gemaakt van de beoordelingstrappen, met vermelding van de relevante onderzoeksthema's.

### *Bepaling Potentieel Risico*

Allereerst dient een eerste inschatting van het potentiële risico te worden gemaakt als eerste stap van een screeningsprocedure. De ontwikkelde methodiek voor berekening van de potentiële aantasting van het aantal soorten kan hiervoor zeer snel zowel een antwoord genereren voor de generieke set soorten (Klepper en Van de Meent, 1997) als voor specifieke doelsoorten (Luttik et al., 1997). Van grote invloed op het berekende potentiële risico is de rol van biologische beschikbaarheid bij het berekenen van de PAF.

De berekende percentages soortbescherming kunnen dienen als beslispunt in de eerste screeningsprocedure, rekening houdend met de ecotoxicologische onderbouwing van grens-, streef- en interventiewaarden.

In het project Risico's in relatie tot bodemkwaliteit (project nr. 711701, MAP 1997) komt de herziening van de beoordeling van verontreinigde locaties uitgebreid aan de orde. Om deze reden wordt hieronder slechts ingegaan op onderzoek ter verdere onderbouwing en nadere invulling van het potentiële en actuele risico.

Thema 1: Biologische beschikbaarheid van toxische stoffen

Thema 4: Statistische extrapolatiemethoden

### *Vertaalslag Potentieel Risico naar Actueel Risico*

Potentieel risico berekend met de PAF methodiek is gebaseerd op NOECs uit laboratoriumtesten. De betekenis van NOEC overschrijding voor het welzijn van populaties in het veld is nog niet duidelijk. Onderzoek zoals voorgesteld in Hoofdstuk 3 en 4 van dit rapport kan de vertaling van PAF naar veldeffecten onderbouwen.

Daarnaast is het mogelijk om op basis van modelvoorspellingen uitspraken te doen over de secundaire gevolgen van aantasting van bepaalde (functionele) groepen door toxische stoffen.

Thema 2: Soort(groep)gevoeligheden en dosis-effectrelaties

Thema 4: Statistische extrapolatiemethoden

Thema 5: (Modellering van) ecologische interacties

### *3. Aanvullend veldonderzoek*

Als onderdeel van het beoordelingssysteem moeten criteria worden geformuleerd die bepalen wanneer de bovenstaande voorgestelde(model)berekeningen leiden tot aanvullend veldonderzoek, met het oog op de te verwachten kosten (tijd en geld) van aanvullend onderzoek. Om deze criteria te kunnen formuleren is het noodzakelijk dat er een beter inzicht is verkregen in de betekenis van berekende potentiële risico's voor veldpopulaties, zoals uiteengezet in Hoofdstuk 4.

Aanvullend veldonderzoek op het niveau van leefgemeenschappen en ecosystemen kan een uitspraak doen of voorspelde ernstige ecosysteemeffecten ook waarneembaar zijn. Vanuit het oogpunt van ecosysteembescherming is het echter ook denkbaar dat juist in het onzekere traject tussen licht en duidelijk wel verontreinigd aanvullend veldonderzoek nodig zal zijn, en daarboven niet omdat de verontreiniging evident is. Mede met het oog op het ontbreken van inzicht in de rol van bodemfauna en microörganismen in Life Support Functies (LSF's) is aanvullend veldonderzoek gewenst. De ontwikkeling van specifieke bio-assays als indicator van bepaalde processen of LSF's is onderdeel van het project 'Locatie-specifieke Risico's'.

Thema 3: Gevoelighedsverdelingen en dosis-effectrelaties in het veld

Thema 5: (Modellering van) ecologische interacties

### *4. Afweging*

Bij de afweging van voorspelde en gemeten effecten op soorten, functionele groepen, ecosysteemprocessen en Life Support Functies moeten eveneens criteria worden geformuleerd.

Inzicht in de relatie tussen soorten en functionele groepen enerzijds en Life Support Functies anderzijds is daartoe vereist. Geconstateerd is dat op dit terrein nog veel kennis ontbreekt

#### Thema 5: (Modellering van) ecologische interacties

### **6.3 Relaties met intern RIVM onderzoek**

Bij de ontwikkeling van de beoordelingssystematiek zijn er zeer duidelijk verbanden met de indicator voor life support functies en de mogelijke koppeling hiervan aan het Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit van het RIVM. Vanuit deze studie zou aangesloten moeten worden bij het lopende onderzoek en uitwerking van het bodemmeetnet.

Onderzoek in het kader van het Biodiversiteitsprogramma omvat ook de effecten van toxische stoffen. Het te ontwikkelen beoordelingssysteem zou een duidelijke ondersteunende rol kunnen spelen voor beleid ten aanzien van biodiversiteit en toxische stoffen. Ondersteunend onderzoek vanuit het Biodiversiteitsprogramma is mede gericht op het aanleveren van dosis-effectrelaties voor vitale ecosysteemfuncties.

In het project 'Risico's i.r.t. bodemkwaliteit' wordt de beoordeling van verontreinigde bodems herzien. In dit project, met name in het deelproject 'Locatie-specifieke Risico's', komen veel van de aspecten van 'Ecologische Consequenties Normoverschrijding' aan de orde zodat afstemming reeds heeft plaatsgevonden.

## LITERATUUR

- Aldenberg, T. (1993) *E<sub>7</sub>X 1.3a*. A Program to Calculate Confidence Limits for Hazardous Concentrations Based on Small Samples of Toxicity Data. (Manual bij extrapolatieprogramma) RIVM Rapport 719102015, RIVM Bilthoven.
- Aldenberg, T., Slob, W. (1993). Confidence limits for hazardous concentrations based on logistically distributed NOEC toxicity data. *Ecotox. Environ. Saf.* 25: 48-63.
- Allen, H.E. (1993) The significance of trace metal speciation for water, sediment and soil quality standards. *Sci. Total Env.* 134: 23-32.
- Amacher, M.C. ; Selim, H.M. ; Iskander, I.K. (1988) Kinetics of chromium (VI) and cadmium retention in soils: a nonlinear multireaction model. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 52: 398-408.
- Bååth E. (1989). Effects of heavy metals on soil microbial processes and populations (a review). *Water Air Soil Pollut.* 47(3/4):335-79.
- Baker A.J.M, Brooks R.R. (1989). Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements; a review of their distribution ecology and phytochemistry. *Biorecovery*, 1989; 1(2):81-126.
- Bengtsson G. (1989). The optimal use of life-strategies in transitional zones or the optimal use of transitional zones to describe life strategies.
- Bal, D. ; Beije, H.M. ; Hoogeveen, Y.R. ; Jansen, S.R.J. ; van der Reest, P.J. (1995). *Handboek natuurdoeltypen in Nederland*. IKC-Natuurbeheer, Wageningen.
- Bengtsson G., Gunnarsson T., Rundgren S. (1983). Growth changes caused by metal uptake in a population of *Onychiurus armatus* (Collembola) feeding on metal polluted fungi. *Oikos* 40:216-25.
- Bengtsson G., Rundgren S. (1982). Population density and species number of enchytraeids in coniferous forest soils polluted by a brass mill. *Pedobiologia* 24:211-8.
- Bengtsson G., Rundgren S. (1984). Ground-living invertebrates in metal-polluted forest soils. *Ambio*, 1984; 13(1):29-33.
- Bengtsson G., Rundgren S. (1988). The Gusum case: a brass mill and the distribution of soil Collembola. *Can. J. Zool.* 66:1518-26.
- Bengtsson, G. ; Tranvik, L. (1989). Critical metal concentrations for forest soil invertebrates. *Water Air Soil Pollut.* : 381-417.
- Berendse, F. (1994). :Ecosystem stability, competition and nutrient cycling. In: *Biodiversity and ecosystem function*. (Eds: Schulze, E.D. ; Mooney, H.A. ) : pp 409-432. Springer Verlag, Berlin.
- Berg B, Ekbohm G, Söderström B, Staaf H. (1991). Reduction of decomposition rates of scots pine needle litter due to heavy-metal pollution. *Water Air and Soil Pollution* 59(1-2):165-78.



- Berg, M.P. ; Alkemade, R. ; Schouten, T. ; Didden, W. ; van Esbroek, M. ; de Fluiter, R. ; Heijmans, G. ; Janssen, M. ; Kniese, P. ; Verhoef, H. (1997). Wekpad VII. Interactions between food web components of a forest soil ecosystems. *Biogeochemistry* (accepted).
- Bergema, W.F. ; van Straalen, N.M. (1991). Ecologische risico's van verhoogde beschikbaarheid van cadmium en lood door bodemverzuring. Technische Commissie Bodembescherming rapport TCB 91/04 R, TCB Leidschendam.
- Blanck, H. ; Wangberg, S.A. ; Molander, S. (1988). Pollution-induced community tolerance - a new ecotoxicological tool. In: functional testing of aquatic biota for estimating hazards of chemicals (J. Cairns, Jr and J.R. Pratt, eds. ) Philadelphia; Am. Soc. for testing of materials.
- Boesten, J.J.T.I. (1993) Bioavailability of organic chemicals in soil related to their concentration in the liquid phase. Report 54 DLO-Winand Staring Centre, Wageningen, The Netherlands.
- Bongers, T. (1990). The maturity index: an ecological measure of environmental disturbance based on nematode species composition. *Oecologia* 83: 14-19.
- Breure, A.M; Eijsackers, H. ; Klijn, J.A. ; Opdam, P.F.M. ; Thissen, J.B.M. ; Verkaar, H.J.P.A. (eds. ). (1996). Wat en hoe met Biodiversiteit. Rapportage t.b.v. onderbouwing van het beleidsstandpunt'omgevingskwaliteit voor biodiversiteit. RIZA RIVM, IBN-DLO, IKC Natuurbeheer, SC-DLO, RIKZ.
- Bro-Rasmussen, F; Løkke, H. (1984). Ecoepidemiology - A casuistic discipline describing ecological disturbances and damages in relation to their specific causes: exemplified by chlorinated phenols and chlorophenoxy acids. *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 4:391-399.
- Brock, T.C.M., van den Bogaert, M., Bos, A.R., van Breukelen, S.W.F., Reiche, R., Terwoert, J., Suykerbuyk, R.E.M., Roijackers, R.M.M. (1992). Fate and effects of the insecticide Dursban 4E in Indoor Elodea-dominated and macrophyte free freshwater model ecosystems: II. Secondary effects on community structure. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 23: 391-409.
- Brock, T.C.M., Vet, J.J.R.M., Kerkhofs, M.J.J., Lijzen, J., van Zuilekom, W.J., Gijlstra, R. (1993). Fate and effects of the insecticide Dursban 4E in Indoor Elodea-dominated and macrophyte free freshwater model ecosystems: III. Aspects of ecosystem functioning. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 23: 160-169.
- De Ruiter, P.C. ; van Veen, J.A. ; Moore, J.C. ; Brussaard, L; Hunt, H.W. (1993). Calculation of nitrogen mineralization in soil food webs. *Plant and Soil* 157: 263-273.
- De Ruiter, P.C. ; Neutel, A. ; Moore, J.C. (1994). Modelling food webs and nutrient cycling in agro-ecosystems. *TREE* 9: 378-383.
- De Ruiter, P.C. ; Neutel, A. ; Moore, J.C. (1995). Energetics, patterns of interaction strengths, and stability in real ecosystems. *Science* 269: 1257-1260.
- De Zwart, D. (1996). The ecotoxicological condition of the river Rhine. RIVM Annual Scientific Report '95 : 24-25.

- DeAngelis, D.L. (1992). Dynamics of nutrient cycling and food webs. Population and community biology series 9, Chapman & Hall.
- DiToro, D.M. et al. (1991) Technical basis for establishing sediment quality criteria for nonionogenic organic chemicals using equilibrium partitioning. *Env. Toxicol. Chem.* 10: 1541-1583.
- Elzinga, E.J., B. van den Berg, J.J.M. van Grinsven and F.A. Swartjes (1997) Freundlich adsorptievergelijkingen voor Cadmium, Koper en Zink als functie van bodemeigenschappen, op basis van een literatuuronderzoek. Appendices IV, V en VI to draft report 711501001. National Inst. Publ. Health Environment. Bilthoven, The Netherlands.
- Faber, J. (1992). Soil fauna stratification and decomposition of pine litter. Ph. D. thesis, Vrije Universiteit, Amsterdam.
- Folkesson L. (1984). Deterioration of the moss and lichen vegetation in a forest polluted by heavy metals. *Ambio* 13(1):37-9.
- Fox C.W. (1994) Maternal and genetic influences on egg size and larval performance in a seed beetle (*Callosobruchus maculatus*): Multigenerational transmission of a maternal effect? *Heredity* 73(Part 5):509-17.
- Forbes, T.L., Forbes, V.E. (1993). A critique of the use of distribution-based extrapolation models in ecotoxicology. *Functional Ecology* 7: 249-254.
- Fritze H, Nini S, Mikkola K, Makinen A. (1989). Soil microbial effects of a copper nickel smelter in southwestern Finland. *Biology and Fertility of Soils* 8(1):87-94.
- Hågvar S, Abrahamsen G. (1990). Microarthropoda and Enchytraeidae (Oligochaeta) in naturally Lead-contaminated soil: A gradient study. *Environmental Entomology*, 19:1263-77.
- Hamers, T. ; Aldenberg, T. ; Van de Meent, D. (1996). Definition report: indicator effects toxic substances (Itox). RIVM reprt no. 607128001, RIVM Bilthoven.
- Hunt H.W., Coleman D.C., Ingham E.R., Ingham R.E., Elliot E.T., Moore J.C., Rose S.L., Reid C.P.P., Morley C.R. (1987). The detrital food web in a shortgrass prairie. *Biology and Fertility of Soils* 3: 57-68.
- Jackson DR, Watson A.P. (1977). Disruption of nutrient pools and transport of heavy metals in a forested watershed near a lead smelter. *J. Environ. Qual.* 6(4):331-8.
- Janse, J.H., Traas, T.P. (1996). Microcosms simulated: Modelling the combined effects of nutrients and an organophosphorus insecticide. Zie: Kramer et al. 1997.
- Janssen, P.H.M., Heuberger, P.S.C., Sanders, R. (1992). UNCSAM 1.1: a software package for sensitivity and uncertainty analysis. Manual. RIVM Report 959101004, RIVM Bilthoven.
- Janssen, R.P.T., F.A. Swartjes, M.A.G.T. van den Hoop and W.J.G.M. Peijnenburg (1996) Evaluatie van het evenwichtspartitieconcept voor zware metalen in bodems en sedimenten. Report no. 719101027 National Inst. Publ. Health Environment. Bilthoven, The Netherlands.

- Januzzi, T.J., N.L. Bonnevie, S.L. Huntley et al. (1995) Comments on the use of equilibrium partitioning to establish sediment quality criteria for nonionic chemicals. *Env. Toxicol. Chemistry* 14(8): 1257-1259.
- Klepper, O en Van de Meent, D (1997). Mapping the potentially affected fraction of species (PAF) as an indicator of generic toxic stress. RIVM report no. 607504001, RIVM Bilthoven, The Netherlands.
- Kooijman, S.A.L.M. ; Bedaux, J.J.M. (1996). The analysis of aquatic toxicity data. VU University Press, Amsterdam : 149 pp.
- Kramer, P.R.G. ; Jonkers, D.A. ; Van Liere, L. (1997). Interactions of nutrients and toxicants in the foodchain of aquatic ecosystems. RIVM report no. 703715001 : 113 pp
- Låg J, Hvatum O.O., Bolviken B. (1970) An occurrence of naturally lead-poisoned soil at Kastad near Gjøvik, Norway. *Nor. Geol. Unders.* 266:141-57.
- Lawton, J.H. ; Brown, V.K. (1994). Redundancy in ecosystems. In: *Biodiversity and ecosystem function.* (Eds: Schulze, E.D. ; Mooney, H.A. ): pp : 255-270. Springer Verlag, Berlin.
- Legemaat, T. (1995). Statistische analyse van de relatie tussen bodemfactoren en het voorkomen van nematoden. Het multi-stress model BOEF. LBG stageverslag .
- Lexmond, Th.M. and Th. Edelman (1992) Huidige achtergrondwaarden van het gehalte aan een aantal zware metalen en arseen in de grond. Handboek voor Milieubeheer- Bodembescherming D4110: 1-34. Samson Tjeenk Willink, Alphen a/d Rijn, The Netherlands
- Luikkonen-Lilja H, Kuusi T, Laaksovirta K, Lodenius M, Piepponen S. (1983). The effect of lead processing works on the lead, cadmium and mercury contents of fungi. *Zeitsch. Lebensmittel-Untersuch. Forsch.* 176:120-3.
- Luttik, R. ; Traas, T.P. ; Mensink, H. (1997). Mapping the Potentially Affected Fraction of Avian and Mammalian Target Species in the National Ecological Network. RIVM report no. 607504002, RIVM Bilthoven, The Netherlands.
- Ministerie van LNV, Ministerie van VROM en Ministerie van Ontwikkelingssamenwerking (1995). Strategisch plan van Aanpak Biodiversiteit (SPA).
- Nordgren A (1983). Microfungi and microbial activity along a heavy metal gradient. *Applied Environmental Microbiology* 46:1827.
- Nordgren A (1986). Soil microbial activity, mycelial lengths and physiological groups of bacteria in a heavy metal polluted area. *Environmental Pollution (Series A)* 41:89-100.  
field1, Gusum: A (9S) 1979 and 1980, also H but sinus.
- Nordgren A, Bååth E, Söderström B. (1985). Soil microfungi in an area polluted by heavy metals. *Canadian Journal Botany* 63:448-55.
- Notenboom J, Posthuma L. (1995). Validatie toxiciteitsgegevens en risicogrenzen bodem: voortgangsrapportage 1994. Bilthoven, The Netherlands, RIVM-report no. 719102045.

- O'Neill R.V., Ausmus B.S., Jackson D.R. *et al.* (1977). Monitoring terrestrial ecosystems by analysis of nutrient export. *Water Air and Soil Pollution* 8(3):271-7.
- Oppenhuizen, A. and D.T.H.M. Sijm (1990) Bioaccumulation and biotransformation of polychlorinated dibenzo-p-dioxines and dibenzofurans in fish. *Environ. Toxicol. Chem.* 9: 175-186.
- Pankakoski E, Koivisto I, Hyvärinen. (1992) H. Reduced developmental stability as an indicator of heavy metal pollution in the common shrew *Sorex araneus*. *Acta Zoologica Fennica* 191:137-44.
- Pankakoski E., Koivisto I., Hyvärinen H., Terhivuo J., Tahka K.M. (1994). Experimental accumulation of lead from soil through earthworms to common shrews. *Chemosphere* 29(8):1639-49.
- Pimm, S.L. (1982). *Food webs*. Chapman and Hall, London : 219 pp. .
- Posthuma L; Aldenberg T; Luttik R; Traas T.P.; Vaal M.A.; Willemsen, A. (1995). Methoden voor de extrapolatie van toxiciteitsgegevens uit laboratorium-studies naar doel- of aandachtsoorten. RIVM Rapport 719102047, RIVM Bilthoven.
- Pretorius, P.J., R.P.T. Janssen, W.J.G.M. Peijnenburg and M.A.G.T. Van de Hoop (1996) Chemical equilibrium modelling of metal partitioning in soils. Report no. 719101024, National Inst. Publ. Health Environment. Bilthoven, The Netherlands.
- Römkens, P.F.A.M., J.M. Knoop and W. Salomons (eds. ) Trace metals in the environment. Modelling of long-term processes affecting mobility and bio-availability. Report no. 711311001 National Inst. Publ. Health Environment. Bilthoven, The Netherlands
- Rühling Å, Nordgren A, Söderström B., (1994) Fungi in metal-contaminated soil near the Gusum brass mill, Sweden. *Ambio* 13(1):34-6.
- Rutgers, M; Notenboom, J. ; Swartjes, F. (1996). Rapportage haalbaarheidsstudie actuele risico's ecosystemen. ECO notitie 96-10 :10 pp.
- Schouten, A.J. ; Brussaard, L. ; De Ruiter, P.C.; Siepel, H. ; Van Straalen, N.M. (1997). Een indicatorsysteem voor life support functies van de bodem in relatie tot biodiversiteit. RIVM rapport nr. 712910005 : 89 pp.
- Slooff, W (1992). Ecotoxicological effect assessment: deriving maximum tolerable concentrations (MTC) from single-species toxicity data. RIVM rapport nr 719102018 : 49 pp.
- Smit, M.G.D. ; Schobben, H.P.M. ; Karman, C.C. (1995). Hellingen van concentratie-effect relaties: een verkennend onderzoek. TNO rapport R95/135 : 66 pp.
- Smith, E.P., Cairns, J.Jr. (1993). Extrapolation methods for setting ecological standards for water quality: statistical and ecological concerns. *Ecotoxicology* 2: 203-219.
- Terhivio J, Pankakoski E, Hyvärinen HaKI. (1994). Pb uptake by ecologically dissimilar earthworm (lumbriidae) species near a lead smelter in south finland. *Environmental Pollution*; 85:87-96.

- Traas, T.P., Aldenberg, T., Janse, J.H., Brock, T.C.M., Roghair, C.J. (1995). Hazardous concentrations for ecosystems: calculation with CATS models. RIVM report nr. 719102037, Bilthoven.
- Traas, T.P. ; Aldenberg, T. (1996). Application of CATS models for regional risk-assessment of toxicants. RIVM rapport 717102039 : 61pp.
- Tyler, G. (1975). Heavy metal pollution and mineralisation of nitrogen in forest soils. *Nature* 225:701-2
- Tyler, G. (1984) The impact of heavy metal pollution on forests: a case study of Gusum, Sweden. *Ambio* 13(1):18-24.
- Vaal, M.A., Hoekstra, J.A. (1994). Modelling the sensitivity of aquatic organisms to toxicants, using simple biological and physico-chemical factors. RIVM report no 719102034, RIVM Bilthoven, The Netherlands : 29 pp.
- Vaal, M.A. ; Van der Wal, J.T. ; Hoekstra, J.A. (1994). Ordering aquatic species by their sensitivity to chemical compounds: a principal components analysis of acute toxicity data. RIVM rapport nr 719102028, Bilthoven : 46 pp.
- Van Beelen, P. ; Notenboom, J. (1996). Validatie toxiciteitsgegevens en risicogrenzen bodem: voortgangsrapportage 1995. RIVM Rapport 607505002, RIVM Bilthoven : 80 pp.
- Van de Guchte, C. ; Eijsackers, H. ; den Besten, P.J. ; van Gestel, C.A.M. ; Aldenberg, T. ; Traas, T.P. ; de Ruiter, P.C. (1996). Ecotoxicologische risicobeoordeling van verontreinigde (water)bodems. Hoe verder?. Rapporten Programma Geïntegreerd Bodemonderzoek, deel 2: 56 pp.
- Van de Meent, D., T. Aldenberg, J.H. Canton, C.A.M. van Gestel and W. Slooff (1990) Streven naar waarden. Achtergrondstudie ten behoeve van de nota "Milieukwaliteitsnormering water en bodem". Report no. 670101001 National Inst. Publ. Health Environment. Bilthoven, The Netherlands.
- Van de Meent, D., H.A. den Hollander and J.H. Verboom (1991) Sorption kinetics of micropollutants from suspended particles: experimental observations and modelling. In: G. Angeletti and A. Bjørseth (eds. ) *Organic micropollutants in the aquatic environment. Proceedings of the 6th European Symposium*, Kluwer, Dordrecht, p. 50-60.
- Van den Brink, P.J. ; Van Wijngaarden, R.P.A. ; Lucassen, W.G.H. ; Brock, T.C.M. ; Leeuwangh, P. (1996). Effects of the insecticide Dursban 4E (active ingredient Chlorpyrifos) in outdoor experimental ditches: II. Invertebrate community responses and recovery. *Environ. Toxicol. Chem.* 15: 1143-1153.
- Van den Hoop, M.A.G.T. (1993) De toepasbaarheid van het evenwichtspartitieconcept bij de afleiding van integraal afgestemde milieukwaliteitsdoelstellingen voor bodem en sediment: een verkenningsstudie. Report no. 719101009 National Inst. Publ. Health Environment. Bilthoven, The Netherlands.
- Van Leeuwen, C.J. (1990). Ecotoxicological effects assessment in the Netherlands: recent developments. *Environ. Management* 14: 779-792.

- Van Straalen N.M., Denneman C.A.J. (1989). Ecotoxicological evaluation of soil quality criteria. . *Ecotox. Environ. Safety* 18:241-251.
- Van Straalen, N.M. ; Schobben, J. ; Traas, T.P. (1992). The use of ecotoxicological risk assessment in deriving maximum acceptable half-lives of pesticides. *Pestic. Sci.* 34: 227-231.
- Van Wensem, J. (1995). Ecological principles for risk assessment of contaminants in soil: the role of ecological modeling. *Ecological principles for risk assessment of contaminants in soil* (N.M. van Straalen & H. Lokke, Eds. ).
- Van Wijngaarden, R., Leeuwangh, P., Lucassen, W.G.H., Romijn, K., Runday, R., Van der Velde, R., Willigenburg, W. (1993). Acute toxicity of chloorpyrifos to fish, a newt, and aquatic invertebrates. *Bull. Environ. Chem. Toxicol.* 51: 716-723.
- Verhoef, H.A. ; Brussaard, L. (1990). Decomposition and nitrogen mineralization in natural and agro-ecosystems: the contribution of soil animals. *Biogeochemistry* 11: 175-211.
- Vitousek, P.M. ; Hooper, D.U. (1994). Biological diversity and terrestrial ecosystem biogeochemistry. In: *Biodiversity and ecosystem function*. (Eds: Schulze, E.D. ; Mooney, H.A. ): pp 3-14. Springer Verlag, Berlin.
- Watson A.P., Van Hook R.I., Jackson D.R., Reichle D.E.. (1976). Impact of a lead mining-smelting complex on the forest-floor litter arthropod fauna in the new lead belt region of southeast Missouri. Tennessee, USA: Oak Ridge National Laboratory.