

SV-034

Kwetsbaarheid en kansrijkdom van natuur-  
doelen op verontreinigde bodems:  
Van eco(toxico)logische expertise naar een  
beslissingsondersteunend systeem

Fase 1: pilotstudie

J.H. Faber, J.J.C. van der Pol, T.C. Klok en P.F.A.M. Römken (Altaerra)

J. Lahr en Y. Wessels (AquaSense)

M.A. van de Leemkule en K. Spaan (WEB Natuurontwikkeling)

H.R.G. de Ruiter en J. H. de Jong (Dienst Landelijk Gebied)

oktober 2003

Gouda, SKB

Stichting Kennisontwikkeling Kennisoverdracht Bodem

### **Auteursrechten**

Alle rechten voorbehouden. Niets uit deze opgave mag worden verveelvoudigd, opgeslagen in een geautomatiseerd gegevensbestand of openbaar gemaakt, in enige vorm of op enige wijze, hetzij elektronisch, mechanisch, door fotokopieën, opnamen of op enige andere manier, zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van SKB.

Het is toegestaan overeenkomstig artikel 15a Auteurswet 1912 gegevens uit deze uitgave te citeren in artikelen, scripties en boeken mits de bron op duidelijke wijze wordt vermeld, alsmede de aanduiding van de maker, indien deze in de bron voorkomt, "©"Kwetsbaarheid en kansrijkdom van natuurdoelen op verontreinigde bodems: Van eco(toxico)logische expertise naar een beslissingsondersteunend systeem", oktober 2003, SKB, Gouda."

### **Aansprakelijkheid**

SKB en degenen die aan deze publicatie hebben meegewerkt, hebben een zo groot mogelijke zorgvuldigheid betracht bij het samenstellen van deze uitgave. Nochtans moet de mogelijkheid niet worden uitgesloten dat er toch fouten en onvolledigheden in deze uitgave voorkomen. Ieder gebruik van deze uitgave en gegevens daaruit is geheel voor eigen risico van de gebruiker en SKB sluit, mede ten behoeve van al degenen die aan deze uitgave hebben meegewerkt, iedere aansprakelijkheid uit voor schade die mocht voortvloeien uit het gebruik van deze uitgave en de daarin opgenomen gegevens, tenzij de schade mocht voortvloeien uit opzet of grove schuld zijdens SKB en/of degenen die aan deze uitgave hebben meegewerkt.

### **Copyrights**

All rights reserved. No part of this publication may be reproduced, stored in a retrieval system, or transmitted, in any form or by any means, electronic, mechanical, photocopying, recording and/or otherwise, without the prior written permission of SKB.

It is allowed, in accordance with article 15a Netherlands Copyright Act 1912, to quote data from this publication in order to be used in articles, essays and books, unless the source of the quotation, and, insofar as this has been published, the name of the author, are clearly mentioned, "©"Vulnerability and opportunities of nature targets on contaminated soil: From eco(toxico)logical expertise to a system that supports decision-making", October 2003, SKB, Gouda, The Netherlands."

### **Liability**

SKB and all contributors to this publication have taken every possible care by the preparation of this publication. However, it can not be guaranteed that this publication is complete and/or free of faults. The use of this publication and data from this publication is entirely for the user's own risk and SKB hereby excludes any and all liability for any and all damage which may result from the use of this publication or data from this publication, except insofar as this damage is a result of intentional fault or gross negligence of SKB and/or the contributors.

**Titel rapport**

Kwetsbaarheid en kansrijkdom van natuurdoelen op verontreinigde bodems: Van eco(toxico)logische expertise naar beslissingsondersteunend systeem  
Fase 1: pilotstudie

**SKB rapportnummer**

SV-034

**Project rapportnummer**

SV-034

---

**Auteur(s)**

J.H. Faber, J.J.C. van der Pol, T.C. Klok, P.F.A.M. Römken,  
J. Lahr, Y. Wessels, M.A. van de Leemkule, K. Spaan,  
H.R.G. de Ruiter, J.H. de Jong

**Aantal bladzijden**

**Rapport:** 60

**Aantal bijlagen:** 1

---

**Uitvoerende organisatie(s) (Consortium)**

Alterra (J.H. Faber tel. 0317-477870 jack.faber@wur.nl)  
AquaSense (J. Lahr tel. 020-5922011 jlahr@aquasense.com)  
DLG (J.H. de Jong tel. 030-2344197 j.h. de jong@dlg.agro.nl)  
NURG (W.P.M. Tiggeloven tel. 026-3781241 Tiggeloven@dlg.agro.nl)  
Provincie N-Holland (M.G.M. Tromp tel. 023-5144690 trompm@noord-holland.nl)  
WEB Natuurontwikkeling (M.A. van de Leemkule tel 020-4886654 web.natuurontwikkeling@tip.nl)

---

**Uitgever**

SKB, Gouda

---

**Samenvatting**

In dit project wordt een gefaseerde aanpak gevolgd. De eerste fase behelst de ontwikkeling van methodiek voor een kwetsbaarheidsanalyse van natuurdoelen voor bodemverontreiniging en toepassing daarvan in twee praktijkgevallen. In deze *pilot* fase werd ter voorbereiding van het onderzoek in afstemming met SKB-project SV-004 BOS bodembeoordeling (BONANZA) een enquête gehouden onder beoogde eindgebruikers van het beslissingsondersteunend systeem om gebruikseisen en inhoudelijke wensen duidelijk te krijgen. De vervolgens ontwikkelde methodiek voor een kwetsbaarheidsanalyse wordt toegepast als aanvulling op een lopende ecologische risicobeoordeling voor polder Westzaan (Noord-Holland). Ook worden op basis van de kwetsbaarheidsanalyse monitoringsparameters voor natuurdoelen in het rivierengebied voorgesteld. Als laatste projectonderdeel in deze *pilot* fase wordt een evaluatie gegeven van maatregelen voor inrichting en beheer ter verhoging van de kansrijkdom van natuurdoelen.

Aan het eind van de pilot fase ontstaat een go/no go-situatie, waarbij geëvalueerd wordt in hoeverre de resultaten bevredigende aanknopingspunten bieden voor verdere uitwerking. In een vervolgfase kan de integratie met BONANZA worden verzorgd. De kwetsbaarheidsanalyse zou dan verdere uitwerking kunnen geven aan ecotoxicologische risicobeoordeling. Een uitwerking van de kwetsbaarheidsanalyse tot een volwaardig beslissingsondersteunend systeem vraagt verbreding van het onderzoek m.b.t. andere natuurdoeltypen en andere relevante contaminanten, opdat meerdere alternatieven tegen elkaar kunnen worden afgewogen. Daarnaast wordt een integrale multistress-benadering nagestreefd. Voor botanische doelen wordt hierbij aanvullend gewerkt op de modules van BONANZA; voor faunistische doelen zal nadruk komen te liggen op de versnippering van natuurterreinen; de procesgerichte benadering zal zich voor bodemprocessen vooral richten op relatie met verzuring, vermesting en verdroging.

---

**Trefwoorden****Gecontroleerde termen**

bodemverontreiniging, ecologische risicobeoordeling, inrichting en beheer, landelijk gebied, monitoring, natuurdoeltypen

**Vrije trefwoorden**

---

**Titel project**

Kwetsbaarheid en kansrijkdom van natuurdoelen op verontreinigde bodems: Van eco(toxico)logische expertise naar beslissingsondersteunend systeem

**Projectleiding**

Alterra (J.H. Faber,  
tel. 0317-477870)

---

Dit rapport is verkrijgbaar bij:

SKB, Postbus 420, 2800 AK Gouda

**Report title**

Vulnerability and opportunities of nature targets on contaminated soil: From eco(toxico)logical expertise to a system that supports decision-making

Phase: Pilot study

**SKB report number**

SV-034

**Project report number**

SV-034

**Author(s)**

J.H. Faber, J.J.C. van der Pol, T.C. Klok, P.F.A.M. Römken, J. Lahr, Y. Wessels. M.A. van de Leemkule, K. Spaan, H.R.G. de Ruiter, J.H. de Jong

**Number of pages**

**Report:** 60

**Number of**

**Appendices:** 1

**Executive organisation(s) (Consortium)**

Alterra (J.H. Faber tel. 0317-477870 jack.faber@wur.nl)

AquaSense (J. Lahr tel 020-5922011 jlahr@aquasense.com)

DLG (J.H. de Jong tel. 030-2344197 j.h.de.jong@dlg.agro.nl)

NURG (W.P.M. Tiggeloven tel. 026-3781241 Tiggeloven@dlg.agro.nl)

Provincie N-Holland (M.G.M. Tromp tel. 023-5144690 trompm@noord-holland.nl)

WEB Natuurontwikkeling (M.A. van de Leemkule tel. 020-4886654 web.natuurontwikkeling@tip.nl)

**Publisher**

SKB, Gouda

**Abstract**

This project is being conducted in phases. The first phase covers the development of the methodology for analysis of the vulnerability of nature targets to soil contamination and its application in two practical cases. In this *pilot phase*, a survey was conducted amongst intended end users of the decision-making support system in tandem with the research in SKB project SV-004 BOS soil assessment (BONANZA) in order to clarify their wishes in terms of use and content. The methodology that was developed for vulnerability analyses was applied as an addition to a current ecological risk evaluation taking place at West-zaan polder (North Holland). In addition, monitoring parameters for nature targets in the river area were proposed on the basis of the vulnerability analysis. The last project section in this *pilot phase* will be an evaluation of measures for creation and management in order to increase the likelihood that the nature targets will be achieved.

The *pilot phase* will end with a go/no go situation, which will involve evaluation of the degree to which the results produce satisfactory leads for further elaboration. Integration with BONANZA can take place in a follow-up phase. The vulnerability analysis could then further substantiate ecotoxicological risk evaluation. Fleshing out the vulnerability analysis into a complete decision-making support system requires broadening of the research in relation to other nature target types and other relevant contaminants. This will create the possibility to conduct comparisons of several alternatives. An additional aim is to create an integrated multi-stress approach. This will involve extra work on the BONANZA modules for botanical targets. As regards fauna targets, the emphasis will be placed on the fragmentation natural areas. The process-oriented approach for soil processes will focus primarily on the relationships with acidification, manuring and drying out.

**Keywords****Controlled terms**

creation and management, ecological risk evaluation, monitoring, nature target types, rural area, soil contamination

**Uncontrolled terms****Project title**

Vulnerability and opportunities of nature targets on contaminated soil: From eco(toxico)logical expertise to a system that supports decision-making

**Projectmanagement**

Alterra (J.H. Faber)

This report can be obtained by: SKB, PO Box 420, 2800 AK Gouda, The Netherlands  
Netherlands Centre for Soil Quality Management and Knowledge Transfer (SKB)

## VOORWOORD

Binnen het thema 'landelijk gebied' werd door de SKB financiering verleend aan een eerste uitvoeringsfase van het project 'Kwetsbaarheidsanalyse' (projectnummer SV-034). Het project werd uitgevoerd en verder bekostigd door een consortium bestaande uit Alterra, AquaSense, Dienst Landelijk Gebied, Provincie Noord-Holland, Stuurgroep Nadere Uitwerking Rivierengebied en WEB Natuurontwikkeling. Het penvoerderschap werd namens dit consortium gevoerd door Alterra.

Het project is gericht op ontwikkeling van een beslissingsondersteunend kennissysteem ten behoeve van inrichting en beheer van natuur op verontreinigde bodems. Als pilotstudie (fase 1) werd de kansrijkdom van een beperkt aantal natuurdoeltypen beoordeeld op locaties die verontreinigd zijn met zware metalen of organische microverontreinigingen. Het ligt in de bedoeling dat in een vervolg van het project aandacht wordt besteed aan andere natuurdoelen, andere stoffen, en combinaties met andere vormen van stress.

Bijzondere dank gaat uit naar J. de Jonge (RIZA) en W.H.O. Ernst (VU Amsterdam) voor hun bijdrage in de begeleidingscommissie van het project. Tevens is dank verschuldigd aan M.P. Berg en C.A.M. van Gestel (VU Amsterdam), W. Didden (Wageningen Universiteit), W. Peijnenburg en Leo Posthuma (RIVM), J. van Delft (RAVON) en K. Lock (Universiteit van Gent). Aan het project werd verder meegewerkt door H. Jansman, W.C. Ma, H. Schekkerman, R.C. van Apeldoorn, P. Slotboom en C. C. Vos (Alterra), R. Geene (AquaSense) en P.C. van Zijst (DLG). De redactie van dit rapport werd gevoerd door J.H. Faber en J.J.C. van der Pol, met medewerking van J. Lahr.

oktober 2003

## INHOUD

		SAMENVATTING .....	VI
		SUMMARY .....	XII
Hoofdstuk	1	INLEIDING .....	1
	1.1	Probleemanalyse .....	1
	1.2	Afbakening .....	4
	1.3	Overzicht van het project .....	5
	1.4	Leeswijzer voor dit rapport .....	6
Hoofdstuk	2	METHODIEK .....	8
	2.1	Definities .....	8
	2.2	Algemene beschrijving methodiek .....	8
	2.3	De kwetsbaarheidsanalyse op onderdelen .....	10
	2.3.1	Module Flora en vegetatie .....	10
	2.3.2	Module Fauna .....	12
	2.3.3	Module 'Sleutelsoorten bodemfauna' .....	14
	2.3.4	Module 'Bodemprocessen' .....	15
Hoofdstuk	3	RESULTATEN .....	17
	3.1	Module Flora en vegetatie .....	17
	3.2	Module fauna .....	20
	3.3	Module 'Sleutelsoorten bodemfauna' .....	24
	3.4	Module 'Bodemprocessen' .....	28
Hoofdstuk	4	INTEGRATIE VAN MODULES .....	31
Hoofdstuk	5	PRAKTIJKTOEPASSINGEN KWETSBAARHEIDSANALYSE .....	34
	5.1	Polder Westzaan .....	34
	5.1.1	Kwetsbaarheidsanalyse .....	34
	5.1.2	Traditionele ecotoxicologische risicobeoordeling .....	37
	5.1.3	Vergelijking kwetsbaarheidsanalyse met traditionele beoordeling .....	38
	5.2	Monitoring van natuurdoelen rivierengebied .....	39
	5.2.1	Kwetsbaarheidsanalyse binnen 'risico-evaluatie voor natuur' ..	40
	5.2.2	Kwetsbaarheidsanalyse binnen de 'Triade benadering' .....	40
Hoofdstuk	6	RISICOBEBEHEER .....	41
Hoofdstuk	7	EVALUATIE EN CONCLUSIES .....	43
		LITERATUUR .....	47

### BIJLAGE

De bijlage bij dit rapport bevat de volgende gegevens:

1. Handleiding van deze bijlage.
2. De deelrapporten die in het kader van dit project zijn verschenen.
3. Invoertabel voor BOSdA (Microsoft Excel bestand).

Deze tabel is een samenvoeging van alle factsheets per doelsoort, waarbij alleen de voor de MCA benodigde gegevens zijn geselecteerd. Deze tabel is direct inleesbaar in BOSdA.

4. Het resultaat van de multi-criteria analyse: Volgorde van de doelsoorten wat betreft kwetsbaarheid voor de vier onderzochte stoffen: cadmium (4.1), DDT (4.2), koper (4.3) en zink (4.4). De gegevens worden in tabelvorm en in een grafiek weergegeven.
5. Gemiddelde kwetsbaarheid van natuurdoeltypen voor de vier stoffen: cadmium (5.1), DDT (5.2), koper (5.3) en zink (5.4). De gegevens worden in tabelvorm en in een grafiek weergegeven.
6. Indeling van doelsoorten in natuurdoeltypen volgens het nieuwe Handboek Natuurdoeltypen, en het belang dat doelsoorten in een natuurdoeltype krijgen toegewezen (cadmium (6.1), DDT (6.2), koper (6.3) en zink (6.4)).
7. Tenslotte worden, voor diegenen die over BOSdA beschikken, de originele BOSdA bestanden per stof aangeboden (cadmium (7.1), DDT (7.2), koper (7.3) en zink (7.4)), zowel met toxiciteitsgegevens als zonder toxiciteitsgegevens, waarmee de MCA voor dit rapport uitgevoerd. Deze kunnen gebruikt worden om zelf met de MCA te “spelen”.
8. Het eindrapport.

## SAMENVATTING

### **Kwetsbaarheid en kansrijkdom van natuurdoelen op verontreinigde bodems: Van eco(toxico)logische expertise naar een beslissingsondersteunend systeem**

Binnen het thema 'landelijk gebied' werd door de SKB financiering verleend aan een eerste uitvoeringsfase van het project 'Kwetsbaarheidsanalyse' (projectnummer SV-034). Het project is verder gefinancierd en tot stand gekomen binnen het samenwerkingsverband van een consortium bestaande uit Alterra, AquaSense, Dienst Landelijk Gebied (DLG), Provincie Noord-Holland, Stuurgroep Nadere Uitwerking Rivierengebied (NURG) en WEB Natuurontwikkeling. Het project is gericht op ontwikkeling van een beslissingsondersteunend kennissysteem ten behoeve van inrichting en beheer van natuur op verontreinigde bodems. Als pilotstudie (fase 1) werd methodiek ontwikkeld voor een dergelijke systematiek en werden de kwetsbaarheid en de kansrijkdom van een select aantal natuurdoeltypen beoordeeld met betrekking tot enkele voor DLG en NURG meest prioritaire stoffengroepen (zware metalen en organische microverontreinigingen).

#### *Huidige ecologische beoordeling van bodemverontreiniging*

Eco(toxico)logische urgentie van ernstige bodemverontreiniging wordt binnen de huidige urgentiesystematiek beoordeeld op basis van de HC50-methodiek en het oppervlaktecriterium. Omdat ernstige verontreinigingen zich vaak tot een kleine oppervlakte beperken en voor gehalten onder de interventiewaarde helemaal geen beoordeling plaatsvindt van ecologische risico's, sluit deze methodiek slecht aan bij de praktijk van inrichting en beheer van natuurgebieden. Binnen het natuurbeheer wordt immers vaak met grotere gebieden gewerkt. Bovendien is de HC50-methode gebaseerd op toetsorganismen en parameters uit gestandaardiseerd toxicologisch onderzoek, die onduidelijk of slecht aansluiten bij de praktijk van natuurontwikkeling (geen representatieve soorten of testcondities).

#### *Wensen vanuit de praktijk*

Uit een enquête onder potentiële gebruikers van het beslissingsondersteunend systeem blijkt dat de behoefte hieraan groot is. Met deze enquête zijn ook de wensen van de gebruikersgroep geïnventariseerd. Daaruit blijkt dat ondersteuning gewenst is bij de aankoop van terreinen met bodemverontreiniging, in relatie tot het afwegen van mogelijkheden en het bepalen van de relatieve kansrijkdom van alternatieven bij de inrichting voor natuurontwikkeling. Verder zijn eisen uitgewerkt, waaraan de systematiek voor de gebruikers zou moeten voldoen. Op basis hiervan zou het onderzoek zich vooral moeten richten op de ontwikkeling van een heldere en doorzichtige systematiek, door te kiezen voor een beperkt aantal natuurdoeltypen met bijbehorende doelsoorten en deze systematiek eerst uit te werken voor een beperkt aantal "prioritaire" stoffen. De bruikbaarheid van de kwetsbaarheidsanalyse systematiek zou vervolgens moeten worden getoetst aan de hand van een inrichtingsvraagstuk uit de praktijk (Provincie Noord-Holland: brak laagveen) en een uitwerking tot natuurgerichte monitoringsparameters (NURG: rivierengebied).

#### *Methodiek*

De wensen uit de praktijk hebben de uitgangsbasis gevormd voor de ontwikkeling van een ecologische kwetsbaarheidsanalyse. De kwetsbaarheidsanalyse werd vervolgens uitgevoerd voor twintig door DLG, NURG en Provincie Noord-Holland geselecteerde natuurdoeltypen. De analyse is opgebouwd uit de modules 'Flora en vegetatie', 'Fauna', 'Sleutelsoorten bodemfauna' en 'Bodemprocessen'. Deze onderverdeling werd aangebracht omwille van de specifieke biologie van soorten binnen deze modules. Specifieke eigenschappen van de afzonderlijke soorten werden verzameld (autecologie, ecofysiologie, populatie-ecologie en ecotoxicologie). Deze eigenschappen zijn onderverdeeld in vier hoofdcategorieën die iets zeggen over routes



van blootstelling en effecten op de soorten (uitwendige blootstelling, inwendige blootstelling, effecten op individu niveau en effecten op populatie niveau).

Per module werd een verschillende aanpak van de kwetsbaarheidsanalyse gevolgd. Bij de module 'Flora en vegetatie' is ervoor gekozen de analyse uit te voeren op het niveau van plantengemeenschappen en associaties, als vertegenwoordiging van de natuurdoeltypen, waarbij kenmerkende plantensoorten ('aandachtssoorten') werden geselecteerd. In de module 'Fauna' is voor de keuze van doelsoorten gebruik gemaakt van het Handboek Natuurdoeltypen [Bal et al., 1995]. Alle hierin genoemde doelsoorten voor de geselecteerde natuurdoeltypen zijn bij de kwetsbaarheidsanalyse meegenomen. Bij de module 'Sleutelsoorten bodemfauna' werden bodemdieren in beschouwing genomen die het functioneren van het bodemecosysteem direct en in sterke mate kunnen beïnvloeden (fragmentatie van strooisel, bioturbatie en structuurvorming van de bodem): regenwormen, miljoenpoten, pissebedden en potwormen. Van deze groepen werden de voor de geselecteerde natuurdoeltypen meest algemene soorten bestudeerd, zowel vanwege hun betekenis voor het functioneren van de bodem als vanwege hun voorname positie in voedselketens.

Twee begrippen zijn belangrijk om te onderscheiden:

**Ecologische kwetsbaarheid** is hier de mate waarin soorten onder veldomstandigheden (populatie niveau) effect ondervinden van verontreiniging, als gevolg van hun soortspecifieke ecologische en ecotoxicologische kenmerken.

**Toxicologische gevoeligheid** is de mate waarin soorten of processen effect ondervinden van contaminanten (meestal onder laboratoriumomstandigheden), uitgedrukt als een effectdrempel of effectmaat met betrekking tot standaard effectparameters (groei, reproductie en overleving, doorgaans van *individuele* testorganismen).

Naar de huidige stand van ontwikkeling van de kwetsbaarheidsanalyse wordt ecologische kwetsbaarheid uitgedrukt als een relatieve getalsmaat, waarbij de kwetsbaarheid van een soort (of, na integratie op basis van een soortenverzameling: natuurdoeltype) wordt aangegeven *ten opzichte van* een andere soort of soortenverzameling. Toxicologische gevoeligheid wordt daarentegen uitgedrukt als een concentratie of dosis, en vormt een absoluut soortspecifiek gegeven.

Deze *pilot* studie van de kwetsbaarheidsanalyse werd uitgevoerd voor de stoffen koper, zink, cadmium en DDT, vanwege prioriteiten en kennisbehoeften binnen de DLG-organisatie. Per stof en per module is voor elk natuurdoeltype en voor alle doelsoorten *cq.* aandachtssoorten daarbinnen de kwetsbaarheid bepaald. Dat is gebeurd door de diverse eigenschappen van soorten te classificeren met betrekking tot ecologische kwetsbaarheid en hieraan een relatieve score toe te kennen. Vergelijking van al deze scores geeft een rangordering van soorten met betrekking tot de kwetsbaarheid voor een bepaalde contaminant. Voor deze vergelijking is gebruik gemaakt van een afwegingsmethodiek (multi-criteria analyse, MCA) in het geval van de modules 'Fauna' en 'Sleutelsoorten bodemfauna' en van deskundigenoordeel in het geval van de module 'Flora en vegetatie'. Met behulp van de scores binnen deze ordening kan de gemiddelde kwetsbaarheid van natuurdoeltypen (alle soorten binnen een natuurdoeltype) worden berekend en kunnen natuurdoeltypen vervolgens met elkaar vergeleken worden. Dit is in eerste instantie per module uitgevoerd.

De module 'Bodemprocessen' neemt een iets andere plaats in binnen de kwetsbaarheidsanalyse, omdat de hier vertegenwoordigde processen algemeen van aard zijn en vanwege de complexiteit van betrokken organismen geen soortspecifieke ecologische eigenschappen in beschouwing kunnen worden genomen. Bovendien kan er maar moeilijk onderscheid worden gemaakt naar natuurdoeltype, omdat bodemprocessen in elke bodem plaatsvinden en kwanti-

tatieve verschillen hooguit op het niveau van fysisch-geografische regio kunnen worden aangebracht. De analyse voor bodemprocessen heeft zich daarom beperkt tot het op basis van veldonderzoek- en bioassaygegevens vaststellen van bodemkwaliteitsgrenzen, in termen van gehalten in de bodem, waarboven de processen effect kunnen ondervinden. In aansluiting op aanbevelingen van eindgebruikers (enquête) zouden dergelijke minimale kwaliteitsgrenzen voor bodemprocessen als screeningswaarde kunnen worden gebruikt en bijdragen aan besluitvorming eventueel zelfs zonder dat een verdere kwetsbaarheidsanalyse zou worden uitgevoerd.

#### *Resultaten per module*

Het resultaat van de MCA levert per module een rangordening van soorten op in termen van kwetsbaarheid voor een bepaalde stof. Door de gebruikte techniek zijn deze scores relatief van aard, d.w.z. dat de absolute waarde van een score niet méér betekent dan dat een soort meer kwetsbaar of minder kwetsbaar is dan een andere soort (met een hogere respectievelijk lagere score). Zo kunnen de meest kwetsbare en minst kwetsbare soorten binnen modules worden bepaald.

Door het gebruik van de MCA en de verdeling van de eigenschappen binnen modules in vier hoofdcategorieën, is het ook mogelijk te bepalen welke eigenschap in belangrijke mate bijdraagt aan de kwetsbaarheid van een specifieke soort. Dit kan belangrijk zijn voor een gebruiker van dit instrument, omdat inzicht in de specifieke “kwetsbare” eigenschappen van soorten soms kan worden vertaald in een bijstelling van inrichtingsplannen of beheer om de “actuele risico’s” te reduceren.

Met behulp van de scores van soorten werd de gemiddelde kwetsbaarheid van natuurdoeltypen berekend. Door deze scores met elkaar te vergelijken kan bepaald worden of en ook waarom een natuurdoeltype, gegeven de op een bepaald terrein aanwezige contaminanten, meer kwetsbaar is dan een alternatief natuurdoeltype. Men kan dan bepalen welk alternatief meer kans van slagen heeft. Daarnaast biedt deze rangordening de mogelijkheid te bepalen welke soorten als indicatorsoorten gebruikt kunnen worden bij monitoring en beleidsevaluatie.

De resultaten voor de module ‘Bodemprocessen’ geven inzicht in effectgrenzen voor de onderzochte bodemprocessen, althans voor wat de zware metalen betreft. De interpreteerbaarheid van de verzamelde gegevens is echter beperkt, zodat geen “harde” randvoorwaarden in termen van minimale bodemkwaliteitseisen zijn uitgewerkt. Wel is duidelijk dat dergelijke grenzen dicht in de buurt van de vigerende streefwaarden voor bodemkwaliteit lijken te liggen.

#### *Integratie van de modules*

Omdat de uitwerking van kwetsbaarheid van soorten binnen de verschillende modules niet met dezelfde eigenschappen en op dezelfde wijze kon worden vorm gegeven, blijkt integratie van de gemiddelde kwetsbaarheid van natuurdoeltypen tussen modules te worden bemoeilijkt. Binnen elke module is echter een volgorde van kwetsbaarheid van natuurdoeltypen bepaald, die kan worden beschouwd als een maat voor relatieve kwetsbaarheid. Deze relatieve kwetsbaarheid van natuurdoeltypen werd voor de verschillende modules naast elkaar gezet en kan tot een totaalscore worden verrekend. Op basis van dit overzicht kan een gebruiker toch een keuze maken voor een bepaald natuurdoeltype aan de hand van de totale kwetsbaarheid ten opzichte van alternatieven.

#### *Praktijktoepassingen*

De bruikbaarheid van de kwetsbaarheidsanalyse systematiek werd vervolgens getoetst aan de hand van een inrichtingsvraagstuk uit de praktijk in laagveengebied en een uitwerking tot natuurgerichte monitoringsparameters voor het rivierengebied.

### *Polder Westzaan*

Deze polder in het Noord-Hollandse veenweidegebied is door peilbeheer in het verleden volledig zoet geworden. De Provincie wil plaatselijk een brakke toestand herstellen. Daarbij staan twee alternatieve natuurdoeltypen voor ogen, waartussen de Provincie een keuze wil maken op basis van kansrijkdom, inrichting en beheer. Het gaat om de typen 'Brakwatergemeenschap' (Lv-3.2) en de zoete en brakke varianten van 'Rietland en ruigte' (Lv-3.3). Door middel van de kwetsbaarheidsanalyse kan berekend worden welke van deze alternatieven het minst kwetsbaar is, gegeven de aanwezigheid van onder meer zware metalen en organische microverontreinigingen in de waterbodem (klasse 3 tot 4).

De analyse heeft aangegeven dat de brakke natuurdoeltypen van Westzaan ten opzichte van de andere onderzochte natuurdoeltypen van laagveengebied in floristisch opzicht relatief weinig kwetsbaar zijn. Daarbij kan onderscheid worden gemaakt naar de verschillende associaties en naar brakke en zoete varianten van de betreffende natuurdoeltypen. In faunistisch opzicht kan geen onderscheid worden gemaakt tussen zoete en brakke varianten van de natuurdoeltypen, omdat de doelsoorten hetzelfde zijn. Om de brakke situatie (Lv-3.3) te kunnen vergelijken met een zoete situatie werd 'Zoetwatergemeenschap' (Lv-3.1) aan de analyse toegevoegd. Tussen de alternatieve natuurdoeltypen is de kwetsbaarheid van doelsoorten sterk afhankelijk gebleken van de aard van de contaminant. De meest kwetsbare doelsoorten voor DDT en cadmium blijken voornamelijk vogels, terwijl voor koper en zink vooral libellen kwetsbaar werden bevonden. Op grond van de gemiddelde eindscores van de doelsoorten per natuurdoeltype blijkt dat de brakwatergemeenschap (Lv-3.2) meer kwetsbaar is dan de zoetwatergemeenschap (Lv-3.1) in het geval van bodemverontreiniging door DDT en cadmium, maar voor koper en zink is het resultaat precies omgekeerd. Rietland en ruigte (Lv-3.3) is in alle gevallen het minst kwetsbare natuurdoeltype.

De resultaten van de kwetsbaarheidsanalyse werden tevens vergeleken met de bevindingen uit een eerder verrichte, "traditionele" ecologische risicobeoordeling (literatuuronderzoek en bioassays) voor de Polder Westzaan.

De traditionele risicobeoordeling en de kwetsbaarheidsanalyse leveren zeer verschillende resultaten op. Bij de traditionele risicobeoordeling werd geconcludeerd dat de planten waarschijnlijk geen last ondervinden van de aanwezige verontreinigingen en de macrofauna mogelijk wel. De kwetsbaarheidsanalyse kan een uitspraak over het al dan niet optreden van effecten op flora en fauna (doelsoorten) niet ondersteunen (wel ten aanzien van sleutelsoorten bodemfauna en bodemprocessen). Het resultaat is vooralsnog een relatieve kwetsbaarheid van doelsoorten en natuurdoeltypen. In het praktijkvoorbeeld blijkt uit deze rangordening dat er bij de literatuurstudie alleen gegevens over een relatief weinig kwetsbare plantensoort voorhanden zijn geweest en dat derhalve de conclusie dat waterplanten waarschijnlijk niet veel last ondervinden bij nader inzien een ruimere onzekerheidsmarge moet meekrijgen. De kwetsbaarheidsanalyse heeft hier een aanvullende betekenis gehad voor de traditionele risicobeoordeling. Een traditionele beoordeling middels bioassays heeft voor deze case zeer nauwkeurige uitspraken op het niveau van algen en ongewervelde waterdieren mogelijk gemaakt. Daarnaast zou nog een accumulatie-test kunnen worden toegepast, teneinde het doorvergiftigingsrisico voor hogere (doel)soorten te benaderen. Zo'n test zegt dan iets over het potentiële risico voor soorten hoger in voedselketens, maar niets over hun werkelijke gevoeligheid. De kwetsbaarheidsanalyse differentieert daarentegen wel tussen (doel)soorten. Op dit gebied heeft het instrument dus opnieuw een aanvullende meerwaarde.

De gebruiksmogelijkheden van de beide beoordelingen zijn ook zeer verschillend.

De resultaten van de klassieke ecotoxicologische risicobeoordeling kunnen slechts zelden direct worden gebaseerd op beoogde natuurdoelen. En hoewel de resultaten van literatuurstudie en experimenteel onderzoek op basis van laboratorium-testsoorten zeer precies kunnen zijn, zijn dergelijke resultaten vaak lastig te vertalen naar de soorten in de werkelijke veldsituatie. Er wordt dan maar beperkt antwoord gegeven op de vragen, waarmee beheerders te maken heb-

ben (inrichting, beheer, etc.). De kwetsbaarheidsanalyse kan hierbij meer ondersteuning bieden, met name bij de keuze uit verschillende alternatieve streefbeelden. In het geval van de Polder Westzaan zou bijvoorbeeld een ander natuurdoeltype gekozen kunnen worden als streefbeeld, wanneer gebleken was dat een brakwatergemeenschap veel meer kwetsbaar is dan een zoetwatergemeenschap.

Wanneer gekozen wordt voor een bepaald natuurdoeltype of streefbeeld, biedt de kwetsbaarheidsanalyse tevens een mogelijkheid doelsoorten te selecteren die geschikt zijn voor monitoring.

#### *Monitoringsparameters natuur rivierengebied*

Van elk natuurdoeltype en de daartoe behorende doelsoorten kan de relatieve kwetsbaarheid weergegeven worden. Mede op basis van deze informatie kan een keuze van zinvolle soorten voor monitoring worden onderbouwd, niet alleen met betrekking tot doelsoorten, maar ook voor sleutelsoorten onder de bodemfauna. Bovendien kunnen met dergelijke bodemdieren bioassays worden uitgevoerd wanneer een aanvullende ecologische risicobeoordeling wenselijk is. Deze toepassing van de kwetsbaarheidsanalyse methodiek is uitgewerkt voor de natuurdoeltypen van het rivierengebied, op initiatief van de Stuurgroep Nadere Uitwerking Rivierengebied (NURG) in het kader van het Actief Bodembeheer Rivierbed. Deze uitwerking is een uitvloeisel van een voorgestelde methodiek voor evaluatie van natuurrisico's [Van de Guchte et al., 1999, Faber et al., 2001], waarin onder meer een evaluatiestap wordt voorgestaan met betrekking tot risico's voor specifieke natuurdoelen.

Het doel van monitoring door NURG en DLG is tweeledig: enerzijds wil men inzicht verkrijgen in de relatie tussen natuurontwikkeling en bodemverontreiniging in het rivierengebied. Door monitoring kan informatie worden verkregen die in volgende projecten bruikbaar is. Anderzijds kan monitoring instrumenteel zijn bij het toetsen van de effectiviteit van maatregelen en de mate van realisatie van doelen. Bij nieuwe natuurontwikkelingsprojecten gaat het om de effectiviteit van inrichtingsmaatregelen; bij bestaande natuur gaat het om de effectiviteit van risicoreducerende maatregelen.

De analyse van de kwetsbaarheid van natuurdoeltypen van het rivierengebied heeft een ordening van doelsoorten naar relatieve kwetsbaarheid voor bodemverontreiniging met koper, zink, cadmium en DDT opgeleverd. De meest kwetsbare soorten kunnen worden beschouwd als potentieel bruikbare parameters voor monitoring. Voor monitoring van vegetatie worden voor elk van de twee of drie associaties per natuurdoeltype die in beschouwing zijn genomen diverse aandachtsoorten benoemd die in principe geschikt zijn. De keuze van soorten is onafhankelijk van de in het veld aanwezige zware metalen. Er wordt een monitoring voorgesteld op basis van permanente kwadraten en seizoensgebonden soortkarteringen.

Voor de monitoring van faunistische natuurdoelen moet meer rekening worden gehouden met de aard van de bodemverontreiniging. Op basis van de resultaten van de kwetsbaarheidsanalyse kunnen clusters worden onderscheiden naar de kwetsbaarheid voor koper en zink enerzijds en cadmium en DDT anderzijds. Dit onderscheid hangt vooral samen met een groter risico op doorvergiftiging van cadmium en DDT. In het rapport worden monitoringsparameters genoemd voor broedvogels, zoogdieren, vleermuizen, reptielen, amfibieën, vissen, libellen en dagvlinders. Tevens wordt een korte beschrijving gegeven van een voor elk van deze groepen geëigende werkwijze voor monitoring.

De kwetsbaarheidsanalyse van sleutelsoorten bodemfauna heeft weinig differentiatie tussen natuurdoeltypen gebracht, vanwege een gebrek aan specifieke abundante soorten. Niettemin zijn de onderzochte soorten goed bruikbaar als parameter voor monitoring op verontreinigde locaties, vooral als indicatoren voor bioaccumulatie. Daarnaast kunnen de soortensamenstelling, populatieopbouw en het gedrag van deze bij veldinventarisaties bemonsterde soorten inzicht geven in het karakter en de omvang van organische stofverdeling en profielopbouw van

de bodem. Ook kan het risico op ecotoxicologische effecten van aanwezige verontreinigingen, bijvoorbeeld vóór en na het uitvoeren van risicoreducerende maatregelen, met deze soorten worden onderzocht op basis van goed gestandaardiseerde bioassays.

## SUMMARY

### **Vulnerability and opportunities of nature targets on contaminated soil: From eco(toxico)logical expertise to a system that supports decision-making**

SKB provided financing for the first implementation phase of the 'Vulnerability analysis' (project number SV-034) in the context of the 'rural area' theme. The rest of the project was financed and formulated within a joint venture consisting of a consortium including Alterra, AquaSense, Dienst Landelijk Gebied (DLG), Provincie Noord-Holland, Stuurgroep Nadere Uitwerking Rivierengebied (NURG) and WEB Natuurontwikkeling. The project was geared to the development of a knowledge system to support decision-making relating to the creation and management of nature areas on contaminated soil. The pilot study (phase 1) involved development of the methodology for this type of system and evaluation of the vulnerability of and opportunities offered by a select number of nature target types in relation to some of the substance groups with the highest priorities for DLG and NURG (heavy metals and organic micro-contaminants).

#### *Current ecological evaluation of soil contamination*

Within the current urgency system, the eco(toxico)logical urgency of serious soil contamination is evaluated on the basis of the HC50 methodology and the surface criteria. The fact that serious contaminations are frequently restricted to small areas and that no evaluation of ecological risks takes place for levels under the intervention value means that this methodology is not suitable for the practical aspects of the creation and management of nature areas. After all, nature management frequently involves large areas. Furthermore, the HC 50 method is based on test organisms and parameters from standardised toxicological research that does not have a clear or effective relationship to the practical aspects of nature development (no representative species or test conditions).

#### *The wishes of those involved in practical implementation*

A survey amongst potential users of the system to support decision-making has revealed that there is a significant need for it. The survey also listed the wishes of the user group. This showed that support is desired when purchasing land with contaminated soil, in relation to the consideration of options and the determination of the relative opportunities offered by alternatives when creating areas for natural development. Other requirements that the system must meet for users have also been fleshed out. On this basis, the research must focus primarily on the development of a clear and transparent system by means of selecting a limited number of nature target types and associated target species and first elaborating this system for a limited number of 'high priority' substances. The usability of the vulnerability analysis must then be tested on the basis of a practical creation problem (Province of North Holland: brackish fens) and substantiation into nature-oriented monitoring parameters (NURG: rivierengebied).

#### *Methodology*

The wishes expressed by those involved in practical implementation formed the point of departure for the development of an ecological vulnerability analysis. The vulnerability analysis was then conducted for twenty nature target types selected by DLG, NURG and the Provincial government of North Holland.

The analysis consists of the following modules: 'Flora and vegetation', 'Fauna', 'Key types of soil fauna' and 'Soil processes'. This subdivision was applied due to the specific biology of species in these modules. Specific properties of the separate species were collected (autecology, ecophysiology, population ecology and ecotoxicology). These properties were sub-divided into four main categories that provide indications relating to the exposure routes and effects on

the species (external exposure, internal exposure, effects at the individual level and effects at the population level).

Each module incorporates a different approach to the vulnerability analysis. In the 'Flora and vegetation' module, the choice was made to perform the analysis at the level of plant communities and associations, as a representation of the nature target types, whereby typical plant species ('attention species') were selected. In the 'Fauna' module, the Handboek Natuurdoeltypen [Bal et al., 1995] (Nature Target Type Manual) was the basis of the selection of target types. All the target species for the selected nature target types named in this manual were included in the vulnerability analysis. In the 'Key species of soil fauna' module, soil organisms that can have a direct and potent influence on the functioning of the soil ecosystem (fragments of humus, bioturbation and structure formation in the soil): earthworms, millipedes, wood lice and lugworms) were ignored. Of these groups, the most general species for the selected nature target types were studied, both because of their significance for the functioning of the soil and their influential position in food chains.

It is important to draw a distinction between two terms:

**Ecological vulnerability** is the degree to which species in the field (population level) are affected by contamination as a consequence of their species-specific ecological and ecotoxicological properties.

**Toxicological sensitivity** is the degree to which species or processes are affected by contaminants (usually under laboratory conditions), expressed as an effect threshold or effect standard in relation to standard effect parameters (growth, reproduction and survival, usually of *individual* test organisms).

At the current stage of the development of the vulnerability analysis, ecological vulnerability is expressed as a relative numerical standard, whereby the vulnerability of a species (or, after integration on the basis of a species collection: nature target type) is indicated *in relation* to another species or collection of species. In contrast, toxicological sensitivity is expressed as a concentration or dose, and constitutes absolute species-specific data.

This *pilot* study of the vulnerability analysis was conducted for the substances copper, zinc, cadmium and DDT, due to priorities and knowledge requirements within the DLG organisation. The vulnerability of each nature target type and all target species or attention species was ascertained per substance and per module. This was achieved by classifying the various properties of species in relation to ecological vulnerability and to assign them relative scores. Comparison of all these scores creates a ranking of species in relation to vulnerability to a particular contaminant. For this comparison, use was made of a consideration methodology (multi-criteria analyse, MCA) in the case of the 'Fauna' and 'Key species of soil fauna' modules, and of expert evaluation in the case of the 'Flora and vegetation' module. The scores in this ranking can be used to calculate the average vulnerability of nature target types (all species within a nature target type), and allows nature target types to be compared with each other. This was carried out per module in the first instance.

The 'Soil processes' module occupies a slightly different position in the vulnerability analysis because the processes represented here are of a general nature, and the complexity of the organisms involved means that no species-specific ecological properties can be taken into consideration. Furthermore, it is difficult to distinguish nature target types because soil processes take place in all soil and quantitative differences can only be indicated at the physical-geographical region level. The analysis for soil processes was therefore restricted to the determination of soil quality thresholds on the basis of field research and bio-assay data, in terms of levels in the soil above which the processes could be affected. In connection with the rec-

ommendations made by end users (survey), it may be possible to use this type of minimum quality threshold for soil processes as screening values. They could also contribute to decision-making, possibly even without the conduction of any further vulnerability analysis.

#### *Results per module*

The result of the MCA produces a ranking of species in terms of vulnerability to a specific substance per module. The technology used means that these scores are relative. In other words, the absolute value of a score does not signify anything more than the fact that one species is more or less vulnerable than another species (with a lower or higher score). This facilitates the determination of the most and least vulnerable species within modules.

Use of the MCA and the division of the properties within modules into four main categories also makes it possible to determine which property makes a significant contribution to the vulnerability of a specific species. This can be important for those using this tool, because insight into the specific 'vulnerable' properties of species can sometimes be translated into an adjustment of creation or management plans in order to reduce the 'current risks'.

The species scores were used to calculate the average vulnerability of nature target types. Comparison of these scores facilitates determination of whether and why a nature target type, given the contaminants present at a specific site, is more vulnerable than an alternative nature target type. It is possible to determine which has a greater chance of success. In addition, this ranking offers the opportunity to ascertain which species can be used as indicator species during monitoring and policy evaluation.

The results for the 'Soil processes' module provide insight into effect thresholds for the soil processes studied, at least as far as heavy metals are concerned. However, the scope for the interpretation of the data collected is limited, so that no 'hard' preconditions in terms of minimum soil quality requirements have been fleshed out. It is clear that this type of threshold does seem to be in the vicinity of the current target values for soil quality.

#### *Integration of the modules*

The fact that the result of the vulnerability of species within the different modules could not be given form with the same properties and in the same manner makes integration of the average vulnerability of nature target types in different modules more difficult. However, there is an order of vulnerability of nature target types within each module, and this can be regarded as a standard for relative vulnerability. The relative vulnerability of nature target types was compared and can be converted into a total score. Users can base their selection of specific nature target types on this overview on the basis of the total vulnerability in relation to alternatives.

#### *Practical applications*

The usability of the vulnerability analysis system was then tested with a practical creation issue in a fenland area and the formulation of nature-oriented monitoring parameters in the river area.

#### *Westzaan polder*

The management of the water level in the North Holland fenlands has caused this polder to become completely de-salinated. The Provincial government wishes to restore the brackishness of this area. There are two alternative nature target types. The provincial government wishes to select one on the basis of opportunities, creation and management. These are the types 'Brakwatergemeenschap' (Lv-3.2) (brackish water community) and the saline and non-saline variants of 'Rietland en ruigte' (Lv-3.3) (rugged reedland). The vulnerability analysis can be used to calculate which of these alternatives is less vulnerable, given the presence of a



number of substances, including heavy metals and organic micro-contaminants in the beds (class 3 to 4).

The analysis indicated that the brackish nature target types in Westzaan are not particularly vulnerable (in terms of flora) in comparison to the other fenland nature target types that were studied. Here, a distinction can be made between the different associations and between brackish and fresh variants of the relevant nature target types. In terms of fauna, it is not possible to distinguish between fresh and brackish variants of the nature target types because the target types are the same. 'Fresh water community' (Lv-3.1) was added to the analyses in order to facilitate comparison of the brackish situation (Lv-3.3) with a fresh situation. It became apparent that the vulnerability of target species in the alternative nature target types is highly dependent on the nature of the contaminant. The target species most vulnerable to DDT and cadmium are birds, while dragonflies are especially vulnerable to copper and zinc. The average final scores for the target species per nature target type show that the brackish water community (Lv-3.2) is more vulnerable than the fresh water community (Lv-3.1) in the case of soil contamination by DDT and cadmium, but the result for copper and zinc is exactly the opposite. Rugged reedland (Lv-3.3) is the least vulnerable nature target type in all cases.

The results of the vulnerability analysis were also compared with the findings from a 'traditional' ecological risk evaluation (literature research and bio-assays) that had been conducted previously for the Westzaan polder.

The traditional risk evaluation and the vulnerability analysis produce very different results. The traditional risk evaluation concluded that the plants will probably not be affected by the contaminants that are present, but that the macrofauna may be affected. The vulnerability analysis can not support a claim relating to the occurrence of effects on flora and fauna (target species), but it can in relation to key species of soil fauna and soil processes). The result is still a relative vulnerability of target species and nature target types. On closer inspections, the ranking in this practical example shows that the literature study only provided data on a species of plant that has a low level of vulnerability and that the conclusion that water plants will probably not be greatly affected must be given a bigger margin of uncertainty. Here, the vulnerability analysis had an additional significance for traditional risk evaluation. In relation to this case, a traditional evaluation on the basis of bio-assays made it possible to produce extremely accurate results relating to the levels of algae and invertebrate aquatic animals. It is also possible to carry out an accumulation test in order to ascertain the risk of toxins being passed through the food chain to higher (target) species. This type of test says something about the potential risk to species higher up in the food chain, but nothing about their actual vulnerability. In contrast, the vulnerability analysis does differentiate between (target) species. The instrument therefore has an additional added value in this area.

The utilisation options of both evaluations are very different.

The results of the classic ecotoxicological risk evaluation can only seldom be based on the intended nature targets. And although the results of the literature study and experimental research on the basis of laboratory test species can be very precise, this type of result is frequently difficult to translate to the species present in the actual situation in the field. A more limited answer is given to the questions confronting managers (creation, management, etc.). The vulnerability analysis can provide more support, particularly when selecting alternative target images. For example, in the case of Westzaan Polder, a different nature type could be chosen as a target image if it became apparent that a brackish water community is much more vulnerable than a fresh water community.

When a specific nature target type or target image has been chosen, the vulnerability analysis also offers the possibility to select target species that are suitable for monitoring.

### *Monitoring parameters - nature river area*

The relative vulnerability of each nature target type and the associated target species can be expressed. This information is part of the underpinning of the choice of species that may be useful to monitor, not only in relation to target species, but also for key species amongst soil fauna. Furthermore, bio-assays can be conducted with this type of soil organism if an additional ecological risk evaluation is desirable. This application of the vulnerability analysis methodology was fleshed out for the nature target types in the river area on the initiative of Stuurgroep Nadere Uitwerking Rivierengebied (NURG) (Steering Group Further Specification in the River Area) in the context of the Active Soil Management of River Beds. This specification is a result of methodology proposed for the evaluation of threats to nature [Van de Guchte et al., 1999, Faber et al., 2001] which included a number of elements, including an evaluation step relating to threats to specific nature targets.

The monitoring conducted by NURG and DLG has a dual goal: acquisition of insight into the relationship between natural development and soil contamination in the river area. Monitoring facilitates the acquisition of data that can be used in subsequent projects. Monitoring can also be instrumental in the testing of the effectiveness of measures and the degree to which aims have been achieved. In projects geared to the development of new nature areas, the issue is the effectiveness of creation measures – with existing nature, the issue is the effectiveness of risk-reducing measures.

The analysis of the vulnerability of nature target types in the river area has produced a ranking of target species according to relative vulnerability to soil contamination with copper, zinc, cadmium and DDT. The most vulnerable species can be regarded as potentially useful monitoring parameters. As regards the monitoring of vegetation, various attention species that are suitable (in principle) are named for each of the two or three associations per nature target type that is under consideration. The choice of species depends on the heavy metals present in the field. A monitoring scheme is proposed on the basis of permanent quadrants and seasonal species charts.

As regards the monitoring of fauna nature targets, more account must be taken of the nature of the soil contamination. The results of the vulnerability analysis can be used to produce clusters based on vulnerability to copper and zinc on the one hand and cadmium and DDT on the other. This distinction is linked primarily to an increased risk of cadmium and DDT being passed through the food chain. The report specifies monitoring parameters for summer birds, mammals, bats, reptiles, amphibians, fish, dragonflies and mayflies. A short description of a monitoring method for each of these groups is also provided.

The vulnerability analysis of key species of soil fauna incorporates very little differentiation between nature target types due to a lack of specifically abundant species. Nevertheless, the species studied can be used as monitoring parameters at contaminated sites, especially as indicators of bio-accumulation. In addition the species composition, population structure and behaviour of the species sampled during field inventories can provide insight into the character and scope of organic substance distribution and the soil profile. These species can also be used to investigate the risk of ecotoxicological effects of contaminants present, e.g. before and after the implementation of risk-reducing measures, on the basis of effectively standardised bio-assays.

## HOOFDSTUK 1

### INLEIDING

Dit kennisontwikkelingsproject geeft invulling aan het SKB-aandachtveld 'Herinrichting landelijk gebied'. Natuurontwikkeling vindt veelal plaats op voormalige landbouwgronden en in de uiterwaarden van de grote rivieren. Hierbij is de vraag relevant of gewenste natuurdoelen voldoende abiotische kansrijkdom hebben om gerealiseerd te worden. Immers, de abiotiek bepaalt primair welke gebieden meer of minder goede kansen bieden voor de ontwikkeling van hoogwaardige natuur. Een tot dusver onderbelicht onderdeel van de abiotische kansrijkdom betreft aspecten van bodemverontreiniging.

De totale oppervlakte natuurterrein in Nederland bedraagt ongeveer 450.000 hectare. Van de met het rijksbeleid beoogde 50.000 hectare nieuwe natuur is inmiddels 10.000 hectare gerealiseerd. De komende jaren zal nog een forse inspanning nodig zijn om nieuwe natuur te realiseren. Daarbij wordt ook gedacht aan natuurontwikkeling op verontreinigde bodems.

Het belangrijkste doel van dit project is om een methode te ontwikkelen, waarmee beoordeeld kan worden of de verontreinigingen in de bodem een belemmering vormen voor de te ontwikkelen natuur, uiteindelijk in de vorm van een beslissingsondersteunend systeem. Het *pilot* karakter van de huidige projectfase houdt verband met de ontwikkeling van methodiek en toepassing daarvan voor een beperkt aantal stoffen en natuurdoeltypen, teneinde de bruikbaarheid van het systeem wetenschappelijk-inhoudelijk en met betrekking tot toepassingsmogelijkheden in de praktijk op zijn verdiensten te beschouwen.

#### 1.1 Probleemanalyse

Het Handboek Natuurdoeltypen [Bal et al., 1995] is bedoeld als beleidsmatige classificatie van natuurdoelen voor Nederland. Een groot aantal van de hierin beschreven natuurdoelen zal middels natuurontwikkeling moeten worden gerealiseerd. Binnen de natuurontwikkeling is, zoals hierboven reeds beschreven, bodemverontreiniging onderbelicht gebleven.

Eco(toxico)logische urgentie van ernstige bodemverontreiniging wordt binnen de huidige urgentiesystematiek beoordeeld op basis van de HC50-methode en het oppervlaktecriterium: urgent zijn verontreinigde locaties (binnen de Ecologische Hoofdstructuur), die de interventiewaarden overschrijden en tevens groter zijn dan 50m<sup>2</sup>. Het risico van doorvergiftiging, dat betrekking kan hebben op een aantal fauna-doelsoorten uit het Handboek Natuurdoeltypen [Bal et al., 1995], wordt in deze systematiek niet meegenomen, omdat ernstige bodemverontreiniging doorgaans tot kleine oppervlakten is beperkt [Verbruggen et al., 2001]. Bij bodemverontreinigingen onder de interventiewaarde vindt in het geheel geen structurele beoordeling van eco(toxico)logische risico's voor natuurgebieden plaats. De beoordeling en omgang met verontreinigde waterbodems wordt vooral bepaald door een klassenindeling, die geen eenduidige relatie heeft met ecologische risico's, al lijkt de beleidsvernieuwing bodemsanering (bijvoorbeeld in de vorm van het Actief Bodembeheer Rivierbed) nieuwe mogelijkheden te bieden om inrichting en beheer van natuurgebieden te sturen op basis van actuele risico's.

Het gangbare ecotoxicologische onderzoek is gebaseerd op parameters en toetsorganismen, die veelal niet duidelijk of slechts indirect aansluiten bij de praktijk van inrichting en beheer. Toetsorganismen zijn met name lagere organismen, die onder laboratoriumomstandigheden makkelijk te houden en te kweken (zij hebben een relatief korte levensduur) zijn. Deze toetsorganismen zijn echter niet representatief voor de soorten, waarvoor binnen het Nederlandse natuurbeleid doelstellingen zijn uitgewerkt, en die uitgangspunt vormen voor inrichting en be-

heer van natuurterreinen. Het gangbare ecotoxicologisch onderzoek heeft daarnaast tevens een gebrekkige relatie met de ecologische veldsituatie. Het merendeel van de ecotoxicologische kennis is afkomstig van toxiciteitstesten onder laboratoriumomstandigheden. Dit impliceert dat de organismen veelal kortdurend aan hoge concentraties van een toxische stof zijn blootgesteld, terwijl andere omstandigheden (bijvoorbeeld de voedselsituatie) optimaal zijn. Resultaten van laboratoriumonderzoek laten zich niet eenvoudig vertalen naar de veldsituatie, waar toxische stoffen meestal in lagere concentraties aanwezig zijn, organismen hun gehele levensduur worden blootgesteld aan stoffen en andere stressfactoren mede van invloed zijn op de populatiedynamica van soorten.

Bij de ontwikkeling en inrichting van natuur op verontreinigde bodems kan men vragen hebben bij de ecologische kwetsbaarheid van de gestelde natuurdoelen. De relatie tussen bodemverontreiniging en natuur is complex. Op dit terrein kampen verschillende belanghebbenden met specifieke vragen. Uit een in het kader van dit SKB-project verrichte enquête (kader 1), blijkt dat bij verschillende doelgroepen in het werkveld van inrichting en beheer behoefte bestaat aan een meer op concrete natuurdoelen toegespitste methode van risicobeoordeling, zowel voor lokale als diffuse verontreinigingen. Bij de ontwikkeling en inrichting van natuur op verontreinigde bodems kan men vragen hebben bij de ecologische kwetsbaarheid van de gestelde natuurdoelen. Het is zinvol om te weten welke natuurdoelen kwetsbaar zijn en welke doelen minder kwetsbaar zijn, gegeven een bepaalde bodemverontreiniging, omdat men dan beter in staat is tot afweging van alternatieven in termen van kansrijkdom voor nieuwe natuur (inrichting) of effectiviteit van risicoreducerende maatregelen (beheer). Ecologische kwetsbaarheid is hier de mate waarin soorten onder veldomstandigheden effect ondervinden van verontreiniging, als gevolg van hun soortspecifieke ecologische en ecotoxicologische kenmerken.

Met het bepalen van de meest kwetsbare doelsoorten van natuurdoeltypen (relatieve rangordening) kan een gericht monitoringsprogramma beter inzicht bieden in de ecologische risico's ten aanzien van realisatie en haalbaarheid van beoogde natuurdoelen, of kunnen beheermaatregelen worden afgestemd op verlaging van de blootstelling van de meest kwetsbare doelsoorten (risicobeheer). Wanneer voor de meest kwetsbare doelsoorten een waarde voor minimale bodemkwaliteit zou kunnen worden vastgesteld, dan zou een kwetsbaarheidsanalyse als natuurgerichte risicobeoordeling van bodemverontreiniging zelfs des te meer tot concretisering van doelen en toetscriteria bijdragen.

Beleidsmakers kunnen op een hoger schaalniveau inzicht willen hebben over de haalbaarheid van verschillende natuurdoelen op mogelijk verschillend verontreinigde bodems. Sommige projecten worden ontwikkeld vanuit een sturing door natuurlijke processen, andere hebben een sterk floristische of faunistische doelstelling. In de presentatie van de ontwikkelde kennis en verzamelde data is getracht de vele mogelijke vragen van verschillende projecten en eindgebruikers te beantwoorden, door de informatie op verschillende manieren toegankelijk te maken.

Met het bepalen van de meest kwetsbare soorten kan een gericht monitoringsprogramma een beter inzicht bieden in de kwetsbaarheid van de gestelde natuurdoelen, of kunnen de te kiezen beheermaatregelen afgestemd worden op verlaging van de kwetsbaarheid van de doelsoorten (risicobeheer). Beleidsmakers kunnen op een hoger schaalniveau inzicht willen hebben over de haalbaarheid van verschillende natuurdoelen op mogelijk verschillend verontreinigde bodems.

## Kader 1

Binnen de organisatie van Dienst Landelijk Gebied (DLG) heeft de ontwikkeling van een beslissingsondersteunend systeem voor de omgang met verontreinigde bodems twee aangrijpingspunten:

1. Bij het opstellen van monitoringsplannen bij natuurontwikkeling en bij herinrichtingen (bijvoorbeeld langs de grote rivieren).
2. Bij het inrichten van gebieden, zodat door beheers- en inrichtingsmaatregelen het risico van bodemverontreiniging verkleind kan worden.

Uit een enquête onder potentiële gebruikers van dergelijke systematiek binnen DLG kwam hiervoor een duidelijke behoefte naar voren. Twee acties zijn hierop ondernomen:

### 1. Brede enquête onder mogelijke gebruikers binnen de bodemwereld

Samen met het gerelateerde project BONANZA (Bodembeoordelingssysteem voor Natuurontwikkeling in met nutriënten en zware metalen verontreinigde (voormalige) agrarische gebieden) zijn de behoeften en het draagvlak geïnventariseerd (zie de bijlage, deelrapport A).

In de praktijk blijkt de aanwezigheid van contaminanten in de bodem zelden van doorslaggevende betekenis te zijn bij de keuze van inrichtingsmaatregelen. Andere factoren spelen hierin wel een rol (nutriënten, zaadvoorraad en waarde van de aanwezige natuur). Binnen de bodemwereld blijkt de behoefte aan een ondersteunende systematiek voor natuurontwikkeling en –beheer op verontreinigde bodems groot te zijn. Het belang van een ondersteunende systematiek wordt dan vooral gezien in het inzichtelijk maken van de gevolgen van bodemverontreiniging voor natuurontwikkeling, zodat er bij de keuze van inrichtingsmaatregelen rekening mee kan worden gehouden. De gebruiker wil zelf mee kunnen denken met de systematiek (geen ‘black box’).

Bodemprocessen en floristische en faunistische doelsoorten worden belangrijke toetsparameters genoemd en er worden een aantal metalen (koper, lood, zink en cadmium) en organische verontreinigingen (PAK's, bestrijdingsmiddelen, PCB's en minerale olie) als prioritaire stoffen voor de systematiek genoemd.

### 2. Bespreking van projectvoorstel binnen de Kenniskring 'Ecologie' en de Kenniskring 'Milieu' van DLG

Bij deze bespreking werd een aantal, voor DLG belangrijke voorwaarden voor de systematiek benoemd:

- Bodemprocessen spelen een belangrijke rol in de systematiek;
- Floristische en faunistische natuurdoelen spelen hieraan een ondergeschikte rol;
- De systematiek moet duidelijk onderscheidbare vuistregels voor inrichting en beheer bevatten;
- De systematiek moet duidelijke monitoringsparameters aangeven (is een natuurdoeltype bereikt?);
- De systematiek moet aansluiten bij zowel het oude als het nieuwe 'Handboek Natuurdoeltypen' (vertaaltabellen);
- Koppeling aan het binnen DLG gebruikte Programma Beheer (met meetsoorten en doelpakketten in uurhokken) moet mogelijk zijn;
- De systematiek kan een rol spelen bij het kosteneffectief omgaan met bodemverontreiniging (schuiven met natuurdoeltypen of 'werk met werk' maken);
- De systematiek moet ijkbaar zijn met bekende gegevens (ijksoorten: steenuil, aalscholver, otter, visdief, spitsmuis, blauwe reiger en grutto);
- De resultaten moeten vergeleken kunnen worden met die van andere systematieken, zoals PAF-doelsoorten (BONANZA);
- De systematiek moet een rangschikking van doelsoorten naar kwetsbaarheid opleveren;
- Locatiespecifieke omstandigheden moeten een rol kunnen spelen in de systematiek;
- Er dient rekening te worden gehouden met wetgeving;
- De gehalten van de aanwezige verontreiniging moeten binnen de systematiek een rol spelen, zodat de kansrijkdom van natuur bepaald kan worden bij aankoop van gronden.

Sommige projecten worden ontwikkeld vanuit een sturing door natuurlijke processen, andere hebben een sterk floristische of faunistische doelstelling. In de presentatie van de ontwikkelde kennis en verzamelde data is getracht de vele mogelijke vragen van verschillende projecten en eindgebruikers te beantwoorden, door de informatie op verschillende manieren toegankelijk te maken.

## 1.2 Afbakening

Het project is gericht op natuurdoeltypen en doelsoorten, zoals die zijn beschreven in het Handboek Natuurdoeltypen uit 1995 [Bal et al., 1995]. Het nieuwe Handboek Natuurdoeltypen was bij de aanvang van het project nog niet verschenen. Het project heeft zich in deze fase gericht op natuurdoeltypen van het oude handboek. In het nieuwe handboek is het aantal relevante groepen sterk uitgebreid. Zo zijn aan de fauna bijvoorbeeld kreeftachtigen, kokerjuffers, steenvliegen, haften, platwormen, bloedzuigers, tweekleppigen, slakken (alle aquatisch) en kevers, spinnen, sprinkhanen/krekels en nachtvlinders (terrestrisch) toegevoegd. Daarnaast is ook het aantal doelsoorten dat onder de nieuwe natuurdoeltypen valt sterk uitgebreid. In dit project zijn deze soorten niet opgenomen, hetgeen niet onoverkomelijk is aangezien met het *pilot*-karakter van het project meer de nadruk werd gelegd op het ontwikkelen en evalueren van methodiek aan de hand van een beperkt aantal natuurdoeltypen. Vertaaltabellen van natuurdoeltypen uit het oude Handboek zijn opgenomen in het nieuwe Handboek Natuurdoeltypen.

Het project heeft in deze eerste uitvoeringsfase sterk een *pilot* karakter, waarbij de volgende afbakeningen werd gehanteerd:

- Beperkt aantal typen verontreinigingen (Cd, Cu, Zn en DDT).  
Voor wat deze stofkeuze betreft gaat het om landelijk veel voorkomende verontreinigingen met zowel een diffuus karakter als puntverontreinigingen. Daarnaast worden lichaamseigen en lichaamsvreemde stoffen verkozen en stoffen met uiteenlopende neiging tot doorvergiftiging in voedselketens. De keuze is beperkt tot *cadmium*, *zink*, *koper* en *DDT* (en derivaten). Zink en koper zijn biologisch gezien essentiële metalen, terwijl cadmium een niet-essentieel metaal is. DDT is een persistente organische microverontreiniging. De toxicologische gevoeligheid voor flora, fauna en processen voor deze stoffen is verschillend. Zo geldt bijvoorbeeld voor fauna dat DDT als toxische stof met een groot doorvergiftigingsrisico kan worden beschouwd, terwijl DDT voor flora en processen geldt als nauwelijks tot matig toxisch [Van de Leemkule et al., 1998]. Ook voor de andere stoffen zijn dergelijke verschillen bekend [Van Hesteren et al., 1998]. Ook tussen flora, fauna en bodemprocessen bestaan verschillen in toxicologische gevoeligheid. De ecologische kwetsbaarheidsanalyse biedt inzicht in de relevantie van deze verschillen voor het functioneren van soorten en processen in de veldsituatie. Binnen de kwetsbaarheidsanalyse is uitgegaan van biologisch beschikbare concentraties van contaminanten. De kwetsbaarheidsanalyse wordt in principe voor elk van deze stoffen afzonderlijk uitgevoerd.

- Uitvoering voor een selectie van 20 natuurdoeltypen:

Ri-3.1	Rivier en nevengeul	Rivierengebied
Ri-3.2	Plas en geïsoleerde strang	
Ri-3.3	Rietland en ruigte	
Ri-3.4	Nat schraalgrasland	
Ri-3.5	Stroomdalgrasland	
Ri-3.6	Rivierduin en slik	
Ri-3.7	Struweel, mantel- en zoombegroeiing	
Ri-3.8	Hakhout en griend	
Ri-3.9	Bosgemeenschappen op zandgrond	
Ri-3.10	Bosgemeenschappen van rivierklei	
Ri-3.11	Middenbos	
Ri-3.12	Park-stinzebos	
Lv-3.1	Zoetwatergemeenschap	Laagveen
Lv-3.2	Brak watergemeenschap	
Lv-3.3	Rietland en ruigte (zoete en brakke variant)	
Lv-3.5	Bloemrijk grasland	
Hz-3.5	Droog grasland	Hogere zandgronden
Hz-3.7	Vochtig schraalgrasland	
Hz-3.13	Bosgemeenschappen van arme zandgrond	
Du-3.5	Nat schraalgrasland	Duinen

De selectie van de natuurdoeltypen van het rivierengebied is relevant voor het werkveld van de Stuurgroep NURG, terwijl de twee natte natuurdoeltypen uit het laagveengebied belangrijke doelen uitmaken binnen de ontwikkelingsplannen van de Provincie Noord-Holland voor de Polder Westzaan. De overige natuurdoeltypen werden door DLG geselecteerd in overleg met de provinciale achterban en zijn te motiveren vanuit de aandacht van de Dienst voor de problematiek rond toemaakdekken in laagveengebied, rond de intensieve veehouderij op hogere zandgronden en rond de bollenteelt in de binnenduinenranden.

### 1.3 Overzicht van het project

Dit rapport is het eindrapport van de eerste projectfase. Het geeft de resultaten weer van alle deelonderzoeken en integreert deze tot een samenhangend eindresultaat. Het kan gezien worden als een uitgebreide samenvatting; voor verdere informatie wordt de lezer verwezen naar de onderliggende deelrapporten.

Binnen het project is een aantal deelprojecten (met bijhorende deelproducten) gerealiseerd, welke in dit eindrapport zijn verwerkt:

Deelrapport A: Gebruikersenquête en interviews;

Deelrapport B: Communicatieplan;

Deelrapport C: Methodiek voor een kwetsbaarheidsanalyse;

Deelrapport D: Structuur en functie;

Deelrapport E: Kwetsbaarheid natuurdoeltypen Handboek Natuurdoeltypen;

Deelrapport F: Monitoring natuurdoelen rivierengebied;

Deelrapport G: Kwetsbaarheidsanalyse Westzaan;

Deelrapport H: Risicobeheer.

In deze paragraaf wordt aangegeven welke stappen genomen zijn om tot deze deelproducten te komen, wat daarbij het doel was en wat de globale inhoud is.

Als start van het project is een enquête gehouden en is een aantal interviews afgenomen bij partijen in het bodemwerkveld (zie deelrapport A). Mede naar aanleiding van de resultaten hiervan zijn onderzoeksplan en communicatieplan (deelrapport B) opgesteld, waarna werd begonnen met het eigenlijke onderzoek. De onderzoeksmethoden zijn uitgewerkt in deelrapport C. In deelrapport E worden de resultaten van de kwetsbaarheidsanalyse gepresenteerd. In deelrapport E zijn tevens deelonderzoek D (beschrijving 'structuur en functie' parameters, ecologische factoren, standplaats en natuur/verbindingzones) en deelonderzoek G (Kwetsbaarheidsanalyse Westzaan) opgenomen. De deelrapporten H en F richten zich op risicobeheer respectievelijk monitoring.

In dit rapport worden de resultaten van alle deelonderzoeken uitgewerkt en waar mogelijk geïntegreerd.

#### **1.4 Leeswijzer voor dit rapport**

In het schema hieronder wordt de samenhang tussen de verschillende deelrapporten aangegeven. Figuur 1 geeft tevens de indeling van dit rapport weer. De bijlage bij dit rapport bevat de volledige teksten van alle deelrapporten. Deze tussenrapporten werden in de loop van het project opgesteld. Veranderende inzichten gedurende het project hebben in een enkel geval geleid tot inconsistentie tussen deze tussenrapportages. In dit eindrapport worden deze inconsistenties voor zover mogelijk ongedaan gemaakt.

Het project is begonnen met het uitvoeren van 'marktonderzoek'. Binnen dit onderzoek zijn enquêtes en interviews gehouden om duidelijk te krijgen welke vragen leven in het bodemwerkveld. Daarnaast is een communicatieplan opgesteld met als doel te bepalen welke middelen moeten worden ingezet om voeling te houden met de potentiële eindgebruikers en de resultaten van het project aan deze eindgebruikers optimaal over te dragen. Binnen het onderzoek is vervolgens bepaald welke methodiek wordt gebruikt om de kwetsbaarheidsanalyse uit te kunnen voeren. Dit is neergelegd in het onderzoeksplan en in hoofdstuk 2. In deze projectfase werden ook de benodigde ecologische gegevens over doelsoorten verzameld. Met deze gegevens is de methodiek uitgetest en verder aangescherpt, een interactief proces. De uiteindelijke resultaten van de kwetsbaarheidsanalyse per onderzoeksmodule, zonder achterliggende praktijkvraag, worden gepresenteerd in hoofdstuk 3. Een korte uiteenzetting over integratie van de onderdelen van de kwetsbaarheidsanalyse wordt gegeven in hoofdstuk 4.

In hoofdstuk 5 wordt de ontwikkelde methodiek toegepast op twee praktijkvragen (vergelijking van streefbeelden en monitoringsvraag). Hiermee wordt getoetst of de methodiek antwoord geeft op de vragen die leven in het bodemwerkveld. In de algemene discussie (hoofdstuk 7) wordt hier verder op ingegaan. Tevens was een belangrijke vraag uit het bodemwerkveld om aan te geven hoe met gerichte inrichtings- en beheersmaatregelen de kwetsbaarheid van specifieke natuurdoelen kan worden verminderd. Gegeven het pilot-karakter van deze projectfase wordt een aanzet hiervoor gegeven in hoofdstuk 6.



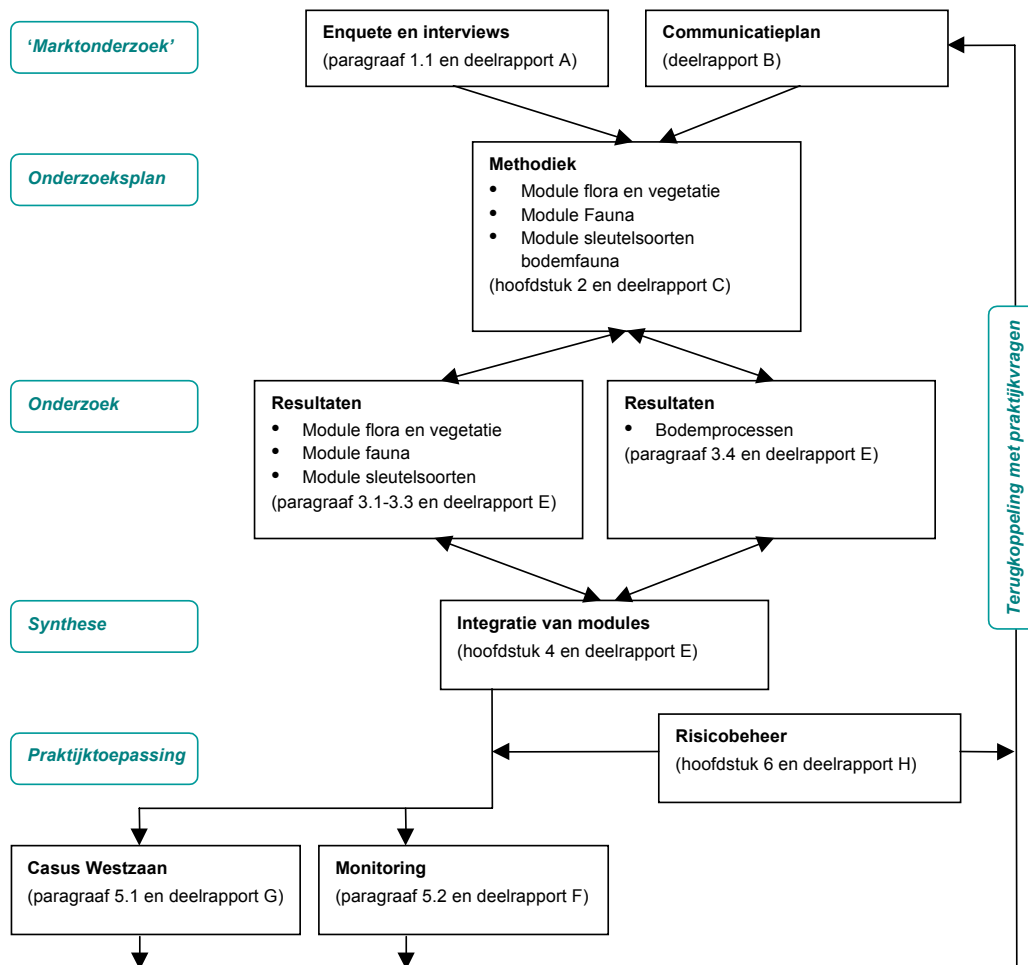


Fig. 1. Schema van de onderlinge samenhang tussen projectonderdelen en de verslaglegging in deelrapporten (zie bijlage).

## HOOFDSTUK 2

### METHODIEK

In dit hoofdstuk wordt kort aangegeven welke methodiek ontwikkeld is om de praktijkvragen afkomstig uit het marktonderzoek en de discussie in de Kenniskring Ecologie aan te pakken. De volledige tekst is terug te vinden in de bijlage (deelrapport C).

Op basis van deze gegevens blijkt dat praktijkvragen betreffende natuurontwikkeling op verontreinigde bodems spelen bij verschillende trajecten van natuurontwikkeling. Het gaat daarbij om de aankoop van gronden voor natuurontwikkeling, de selectie van natuurdoelen, inrichting, beheer en monitoring.

#### 2.1 Definities

Om bovenstaande praktijkvragen te kunnen beantwoorden wordt een ecologische kwetsbaarheidsanalyse uitgevoerd. Er wordt hierbij onderscheid gemaakt tussen ecologische kwetsbaarheid en toxicologische gevoeligheid. 'Gevoeligheid' wordt in het kader van dit onderzoek gekoppeld aan toxicologische informatie en maakt derhalve onderdeel uit van de 'kwetsbaarheid', dat veel breder wordt ingevuld.

#### Kader 2

**Ecologische kwetsbaarheid** is hier de mate waarin soorten onder veldomstandigheden effect ondervinden van bodemverontreiniging, als gevolg van hun soortspecifieke ecologische en ecotoxicologische kenmerken.

#### Kader 3

**Toxicologische gevoeligheid** is de mate waarin soorten of processen effect ondervinden van contaminanten onder laboratorium omstandigheden, meestal uitgedrukt als een concentratie voor een effectdremmel of een andere maat voor toxiciteit.

#### 2.2 Algemene beschrijving methodiek

De kwetsbaarheidsanalyse wordt op het niveau van natuurdoeltypen uitgevoerd op basis van vier onderdelen (modules), te weten:

- Module 'Flora en vegetatie' ;
- Module 'Fauna';
- Module 'Sleutelsoorten bodemfauna';
- Module 'Bodemprocessen'.

Per module (uitgezonderd de module 'Bodemprocessen') wordt de kwetsbaarheid van soorten (aandachtssoorten flora, doelsoorten fauna en sleutelsoorten bodemfauna) voor respectievelijk koper, zink, cadmium en DDT (en derivaten) geanalyseerd (figuur 2). Dit gebeurt op basis van een groot aantal soortspecifieke auto-ecologische, ecofysiologische, populatie-ecologische en ecotoxicologische kenmerken.

De kenmerken zijn ondergebracht in vier hoofdcategorieën, te weten:

- *Uitwendige blootstelling*. Deze hoofdcategorie heeft betrekking op kenmerken, die de beschikbaarheid en opname van de stof door het organisme beïnvloeden.
- *Inwendige blootstelling*. Deze hoofdcategorie omvat kenmerken, processen en mechanismen die van invloed zijn op het interne gehalte, de activiteit en verdeling van de stof binnen het organisme.
- *Effecten op individu-niveau*. Deze hoofdcategorie heeft betrekking op kenmerken, die van belang zijn voor de toxicologische gevoeligheid van het individuele organisme voor de stof.
- *Effecten op populatie-niveau*. Deze hoofdcategorie omvat kenmerken, die bepalend zijn voor het functioneren van de populatie in relatie tot de stof.



Fig. 2. Onderdelen van de kwetsbaarheidsanalyse.

Deze indeling sluit aan bij het traject, waarin blootstelling aan een toxische stof uiteindelijk kan leiden tot een effect op de populatie. De hoofdcategorieën omvatten telkens een aantal thema's van nauw gerelateerde soortspecifieke kenmerken. De relevante thema's en kenmerken zijn per module nader uitgewerkt (zie verderop in dit hoofdstuk). Voor de afzonderlijke kenmerken werden in de wetenschappelijke literatuur en databases gegevens verzameld, welke per doelsoort, sleutelsoort of planten associatie zijn gebundeld in *factsheets*. De verzamelde gegevens zijn vervolgens gecontroleerd door deskundige ecologen.

De biologie van de soorten in iedere module is zodanig specifiek dat de exact gevolgde methodiek per module enigszins verschilt. Per module zal de gevolgde methodiek worden beschreven in de desbetreffende paragraaf. Iedere module presenteert een lijst van de

betreffende soorten of associaties, gerangschikt van verhoogd kwetsbaar tot verminderd kwetsbaar voor de vier verontreinigingen.

De gevoeligheid van bodemprocessen wordt apart getoetst. Het is wenselijk dat voor relevante bodemprocessen bepaald wordt of bodemkwaliteit beperkend kan zijn bij de ontwikkeling van de natuurdoeltypen. Hiervoor wordt het kader toetsing bodemprocessen ontwikkeld. Bij de evaluatie van de bruikbaarheid van gegevens over effectdrempels voor bodemprocessen zal blijken dat dit onderdeel vooralsnog niet doorslaggevend kan zijn bij de besluitvorming (paragraaf 4.4).

## 2.3 De kwetsbaarheidsanalyse op onderdelen

### 2.3.1 *Module Flora en vegetatie*

Deze module heeft tot doel op basis van een groot aantal soortspecifieke autecologische, ecofysiologische, ecotoxicologische en populatie-ecologische gegevens van plantensoorten een uitspraak te doen over de relatieve kwetsbaarheid van botanische doelen (aandachtssoorten, associaties en natuurdoeltypen) voor bodemverontreiniging met cadmium, koper en/of zink. De kwetsbaarheidsanalyse 'Flora en vegetatie' beperkt zich tot deze drie stoffen, omdat voor DDT (en derivaten) een kwetsbaarheidsanalyse weinig zinvol is vanwege geringe opname en gevoeligheid van planten voor DDT.

De kwetsbaarheidsanalyse ten aanzien van botanische natuurdoelen richt zich niet per definitie op de flora-doelsoorten uit het Handboek Natuurdoeltypen [Bal et al., 1995]. Er is gekozen voor een vegetatiekundig-ecologisch meer relevante, hiërarchische benadering. Het stelsel van natuurdoeltypen is niet bedoeld als wetenschappelijke classificatie van levensgemeenschappen, maar als hulpmiddel voor het natuurbeleid [Bal et al., 1995]. Een natuurdoeltype omvat meerdere plantengemeenschappen, die elk specifieke standplaatscondities en kenmerkende plantensoorten kennen. Om die reden is gekozen een nadere precisering van natuurdoeltypen te maken, op basis van plantengemeenschappen. Het geschikte syntaxonomische niveau daarvoor is de associatie, daar op dit detailniveau een goede relatie met inrichting en beheer kan worden gelegd.

Allereerst vindt een vertaling plaats van natuurdoeltypen naar een set van corresponderende associaties (2 of 3 associaties per natuurdoeltype). Deze set is op te vatten als een functionele doorsnede van kenmerkende associaties binnen het natuurdoeltype. Voor de vertaling van natuurdoeltypen naar associaties wordt gebruik gemaakt van 'Een nadere vegetatiekundige interpretatie van het Handboek Natuurdoeltypen in Nederland' [Bal, 1999], 'Wegen naar natuurdoeltypen (sporen A en B)' [Schaminée et al., 1998] en 'Wegen naar natuurdoeltypen (sporen C en D)' [Schaminée et al., 2000]. Per associatie wordt vervolgens een set van aandachtsoorten geïdentificeerd (5 aandachtsoorten per associatie). Deze set is op te vatten als een functionele doorsnede van kenmerkende plantensoorten binnen de associatie. De kwetsbaarheidsanalyse richt zich op deze aandachtsoorten. Het identificeren van aandachtsoorten gebeurt op basis van deskundigenoordeel en 'De Vegetatie van Nederland' (delen 1 t/m 5;) [Schaminée et al., 1995-1999]. Een kenmerkende soort, die tevens doelsoort is, maakt per definitie onderdeel uit van de set van aandachtsoorten.

In totaal zijn 180 aandachtsoorten onderdeel van deze pilot-studie. In de bijlage (deelrapport E) is de vertaling van natuurdoeltypen via associaties naar aandachtsoorten opgenomen. De feitelijke kwetsbaarheidsanalyse vindt plaats op het niveau van de aandachtsoorten. De resultaten van de kwetsbaarheidsanalyse van aandachtsoorten worden gemiddeld om uitspraken te doen op het niveau van associaties en natuurdoeltypen (botanische doelen).

De in de methodiek onderscheiden vier hoofdcategorieën (uitwendige blootstelling, inwendige blootstelling, effecten op individu-niveau en effecten op populatie-niveau) worden hieronder

kort beschreven. De onderliggende thema's worden uitgebreid beschreven in deelrapport E (zie bijlage). Aangegeven wordt daarin welke soortspecifieke autecologische, ecofysiologische, populatiebiologische en ecotoxicologische kenmerken (aspecten) van planten zijn gebruikt in de kwetsbaarheidsanalyse.

#### *Hoofdcategorie A – Uitwendige blootstelling*

Uitwendige blootstelling kan enerzijds worden opgevat als de kans op contact van de plant met de contaminant, anderzijds als de kans op daadwerkelijke opname van de contaminant.

Voorbeelden van thema's binnen deze hoofdcategorie zijn 'beïnvloeding van het rhizosfeer-milieu door de plant' en 'opname van water en mineralen'.

#### *Hoofdcategorie B – Inwendige blootstelling*

Sommige plantkarakteristieken en/of specifieke activiteiten kunnen de blootstellingskans of kans op opname door de wortels verminderen of verhogen. Soortspecifieke verschillen in kwetsbaarheid kunnen tevens ontstaan, doordat de inwendige blootstelling aan de metalen via verschillende mechanismen verhoogd of verlaagd kan worden. Voorbeelden van thema's binnen deze hoofdcategorie zijn: 'accumulatiepatroon' en 'detoxificatiemechanismen'.

#### *Hoofdcategorie C – Effecten op individu-niveau*

Effecten op individu-niveau hebben in principe betrekking op de gevoeligheid van de aandachtsoort voor bodems verontreinigd met cadmium, koper en/of zink. Daar voor een groot aantal soorten fytotoxiciteitsgegevens ontbreken, is tevens een groot aantal andere data gebruikt om een differentiatie ten aanzien van de gevoeligheid van specifieke aandachtsoorten te maken. Voorbeelden van thema's binnen deze hoofdcategorie zijn: 'gevoeligheid in relatie tot levensgeschiedenisstrategie' en 'plasticiteit van levensgeschiedeniskenmerken in relatie tot stress'.

#### *Hoofdcategorie D – Effecten op populatie-niveau*

De toxicologische gevoeligheid van een individuele plant voor Cd, Cu en Zn, biedt nog geen inzicht in de daadwerkelijke effecten op het niveau van de populatie. Individuele fytotoxische effecten kunnen voor verschillende soorten verschillend doorwerken naar het functioneren van de populatie. Voorbeelden van thema's binnen deze hoofdcategorie zijn: 'afhankelijkheid van biotische interacties' en 'herstelmechanismen op populatie-niveau'.

De achterliggende gedachte is dat door een uitgebreid ecologisch en ecotoxicologisch soortprofiel van een plant op te stellen, een gefundeerde uitspraak mogelijk is over haar functioneren op cadmium-, koper- en/of zinkverontreinigde bodems. Per aandachtsoort wordt een uitspraak gedaan over de relatieve kwetsbaarheid op metaalverontreinigde bodems. Er zijn geen afzonderlijke oordelen voor cadmium, koper en zink toegekend. Dit is een gevolg van de - over het algemeen - beperkte beschikbaarheid van metaalspecifieke informatie. De eindgebruiker kan zelf aan de hand van de factsheet van een soort, bepalen of een verdere differentiatie naar een specifiek metaal wenselijk en verantwoord is.

Aan de hand van de verkregen soortinformatie per plant is een viertal scores toegekend, dat wil zeggen dat een beoordeling op hoofdcategorie-niveau plaatsvindt. Er wordt geen eindoordeel per thema gegeven, daar de thema's binnen een hoofdcategorie veelal nauwe samenhang vertonen. De beoordeling op hoofdcategorie-niveau gebeurt middels deskundigenoordeel (analyse van de informatie binnen de onderliggende thema's) op een vijfpuntsschaal: ++, +, 0, - of -- (zeer kwetsbaar, kwetsbaar, neutraal/niet relevant, weinig kwetsbaar of niet kwetsbaar). Vervolgens worden de scores van de vier hoofdcategorieën gemiddeld om tot een eindoordeel voor de aandachtsoort te komen; er vindt dus een gelijke weging plaats.

De relatie tussen metaalverontreiniging en het functioneren van planten is zeer complex. De kwetsbaarheidsanalyse Flora en vegetatie pretendeert niet dat via de gebruikte methodiek alle relevante plantkarakteristieken zijn meegenomen. De methodiek verkent echter de grenzen van de plantecologische wetenschappen, waarbij op veel terreinen uiteraard kennislacunes of tegenstrijdige relaties zijn te bespeuren. De kwetsbaarheidsanalyse 'Sleutelsoorten bodemfauna' (hoofdstuk 4) en het kader 'Bodemprocessen' (hoofdstuk 5) bieden additionele informatie voor planten. Het is namelijk evident dat de geschiktheid van een standplaats voor de plant nauw gerelateerd is aan water-, nutriënten- en organische stofkringlopen, waarbij bodemfauna en micro-organismen een onmisbare rol vervullen [Van de Leemkule et al., 1998]. De productie van planten kan bijvoorbeeld worden gereduceerd door het negatieve effect van zware metalen op de nutriëntenbeschikbaarheid voor plantenwortels [Van Hesteren et al., 1998].

Een samenvatting van de resultaten van de kwetsbaarheidsanalyse voor flora en vegetatie wordt gegeven in hoofdstuk 3 van dit rapport.

### 2.3.2 *Module Fauna*

In de faunamodule wordt de kwetsbaarheid bepaald van alle doelsoorten die behoren tot de in de samenvatting aangegeven natuurdoeltypen. Het onderhavige project richt zich op de natuurdoeltypen van het oude handboek Bal *et al.* [1995]. In afwijking van de modules voor flora en sleutelsoorten wordt in de module de fauna hoofdcategorie C effecten op het individueniveau niet opgenomen in de kwetsbaarheidsanalyse. Uit de literatuuranalyse is naar voren gekomen dat voor de fauna doelsoorten onvoldoende informatie van goede kwaliteit kon worden verzameld om deze aspecten onderscheidend te laten zijn.

De fauna-doelsoorten zijn voornamelijk op basis van taxonomie onder te verdelen in een aantal soortengroepen. In onderstaande lijst worden de betreffende groepen opgesomd.

- Vogels
- Zoogdieren
- Dagvlinders
- Vissen
- Amfibieën
- Reptielen
- Libellen

De doelsoorten van deze groepen zijn weergegeven in deelrapport E (zie bijlage).

Het aantal factoren dat van invloed kan zijn op de kwetsbaarheid van dieren is zeer groot. Op basis van ecologische en ecotoxicologische kennis is een indeling in vier hoofdcategorieën van eigenschappen gemaakt. Voor iedere hoofdcategorie zijn vragen geformuleerd die de kwetsbaarheid van een doelsoort inzichtelijk maken.

#### A *UITWENDIGE BLOOTSTELLING*

- A1 Komt de soort in contact met de stof (verblijfstijd, substraat, vermijdingsgedrag)?
- A2 In welke levensfase vindt het contact plaats? Bijvoorbeeld als embryo, juveniel, reproducerende adult of als niet-reproducerende adult?
- A3 Hoe lang staat de soort in contact met de stof en hoe intensief is dit contact?
- A4 Op welke wijze vindt dit contact plaats (via voedsel, huid, ademhalingsorganen)?
- A5 Indien de opname via het voedsel plaatsvindt, waaruit bestaat dan het dieet?

## *B INWENDIGE BLOOTSTELLING*

- B1 In welke mate kan de stof worden gereguleerd? Hierbij spelen factoren als het specifieke detoxificatie mechanisme, uitscheiding (slijm, vervelling, haren, embryo) en opslag van de stof (in onder meer bot- en vetweefsel) een rol.
- B2 Zijn er perioden in de levenscyclus, waarin de stof in verhoogde mate beschikbaar kan komen uit lichaamsvet of ander weefsel (bijvoorbeeld tijdens trek, winterslaap of periode van eileg)?

## *C EFFECTEN OP INDIVIDU-NIVEAU*

Deze hoofdcategorie is niet meegenomen binnen de module fauna, omdat in de literatuur onvoldoende kwalitatief goede gegevens konden worden gevonden met betrekking tot de toxiciteit van stoffen voor doelsoorten. Deze gegevens zijn wel beschikbaar voor niet-doelsoorten. De informatie is naast de resultaten van de kwetsbaarheidsanalyse gelegd met als doel de twee volgorden (op taxonomisch groepsniveau) met elkaar te vergelijken (zie paragraaf 3.2).

## *D EFFECTEN OP POPULATIE-NIVEAU*

- D1 Wat is het soort effect op de populatie (afnamedichtheid, verschuiving in de demografie)?
- D2 Spelen er mechanismen die de effecten op populatie kunnen camoufleren (bijvoorbeeld dichtheidsregulatie door territorialiteit)?
- D3 Over welke herstelmechanismen beschikt de soort om afnamen in populatie-overleving tegen te gaan (populatie groeisnelheid, rekolonisatiesnelheid)?

De bovenstaande vragen vallen uiteen in een aantal deelvragen. Zo zal de kans en mate waarin een soort in contact komt met een stof bepaald worden door zijn habitatkeuze, trekgedrag en of de soort wel of niet een winterslaap houdt. De habitatkeuze bepaalt of het dier in contact komt met de stof, een dier dat in de bodem leeft heeft een grotere kans in contact te komen met stoffen die aan gronddeeltjes gebonden zijn, zoals zware metalen, dan een dier dat in de vegetatie leeft. Het trekgedrag en de winterslaap bepalen of het dier gedurende het gehele jaar in contact staat met de stof of gedurende een deel van het jaar.

In de factsheets (zie factsheets module fauna in de bijlage) zijn alle ecologische en ecotoxicologische aspecten opgenomen die van invloed zijn op de drie hoofdcategorieën. Op deze aspecten is de vakliteratuur doorzocht (inclusief de minder toegankelijke 'grijze' literatuur). De verzamelde gegevens zijn vervolgens gecontroleerd op betrouwbaarheid. Deze gegevens dienen als invoer voor de analyse.

### **Multi criteria-analyse (MCA)**

Voor de uitvoering van de Multi Criteria Analyse (MCA) is gekozen voor toepassing van het programma BOSdA. Dit programma is ontwikkeld door het Instituut voor Milieuvraagstukken van de Vrije Universiteit en de afdeling Beleidsevaluatie en -instrumentatie van het Ministerie van Financiën.

Het programma is geschikt voor het doel van dit onderzoek, omdat hier een vergelijking wordt uitgevoerd tussen alternatieven (hier: doelsoorten) op zeer veel verschillende aspecten (hier: ecologische eigenschappen). Aspecten die op zich niet direct vergelijkbaar zijn, bijvoorbeeld levensduur en habitatkeuze, moeten worden afgewogen om te komen tot een rangschikking in kwetsbaarheid in doelsoorten. Gegeven het grote aantal aspecten, waarop de afweging moet worden gebaseerd en de wens om deze afweging op een eenduidige wijze toe te passen, is dit in een niet-geautomatiseerde omgeving nauwelijks uitvoerbaar. Bovendien heeft het gebruik van een BOSdA als voordeel dat te traceren is welke aspecten doorslaggevend zijn geweest in de uitkomst.

Hoe de BOSdA-methodek precies is toegepast en welke stappen moeten worden doorlopen om de ecologische gegevens van doelsoorten geschikt te maken voor gebruik binnen BOSdA is terug te vinden in deelrapport E (zie bijlage).

Een samenvatting van de resultaten van de multi criteria-analyse voor fauna wordt weergegeven in hoofdstuk 4 van dit rapport.

#### Kader 4

##### **BOSdA**

Het programma is oorspronkelijk bedoeld als beslissingsondersteunend instrument in de Milieu Effect Rapportage-procedure. Binnen de MER worden alternatieve locaties met elkaar vergeleken op allerlei verschillende aspecten (economische, ecologische, ergonomische, etc.). Deze aspecten zijn lastig met elkaar te vergelijken, omdat ze van andere grootheden en eenheden gebruik maken. Sommige aspecten zijn uitstekend in economische eenheden uit te drukken, terwijl andere meer gevoelsmatige eenheden zijn. BOSdA is een programma dat tussen alle verschillende aspecten een relatieve vergelijking uitvoert. Daarmee worden ongelijksoortige eenheden vergelijkbaar gemaakt.

Door het gebruik van de rekentechniek van BOSdA worden alle aspecten relatief geschaald tussen 0 (niet kwetsbaar) en 1 (zeer kwetsbaar).

#### 2.3.3 Module 'Sleutelsoorten bodemfauna'

Voor het bereiken van natuurdoelen op (verontreinigde) bodems is het van groot belang dat de bodem voldoende functioneert. Energie- en nutriëntenstromen door het ecosysteem zijn essentieel afhankelijk van schakels in het bodemcompartiment. De decompositie van organisch materiaal is daarbij de kern van de zaak: processen, zoals strooiselfragmentatie, stikstofmineralisatie en humusvorming moeten goed verlopen ten behoeve van een goede nutriëntencyclus. Behalve mineralisatie van stikstof zijn ook het verloop van andere processen die de beschikbaarheid van voedingsstoffen voor planten beïnvloeden belangrijk, bijvoorbeeld nitrificatie en denitrificatie van stikstof, mineralisatie van fosfaat. Ook is de opname van voedingsstoffen door planten afhankelijk van symbiosevorming met mycorrhiza. Daarnaast kan ook bodemontwikkeling (profielopbouw met bijhorende differentiatie in fysisch-chemische eigenschappen) vanuit een onontwikkelde situatie na herinrichting bepalend zijn voor het realiseren van sommige natuurdoelen op langere termijn. Dergelijke ecologische processen die bijdragen aan het (natuurlijk) functioneren worden aangeduid met *life support functies*.

Fragmentatie van strooisel en bioturbatie en structuurvorming van de bodem kan als afgeleide worden gezien van de activiteit van bodemfauna. Voor deze kwetsbaarheidsanalyse worden die taxonomische taxa meegenomen welke een belangrijke rol spelen bij de afbraak van organisch materiaal(fragmentatie) en/of structuurvorming van de bodem (sleutelsoorten *s.l.*):

- Regenworm;
- Potworm;
- Pissebed;
- Miljoenpoot.

Een gedetailleerde beschrijving van de bovengenoemde processen en sleutelsoorten en de redenen voor de keuze voor deze processen en soorten is weergegeven in deelrapport E (bijlage).

Het doel van deze module is tweeledig; enerzijds worden aan de hand van kwetsbaarheidscriteria, zoals bij de natuurdoelsoortenmodules, de ecologische kwetsbaarheid van de sleutelsoorten en daarvan afgeleid de natuurdoeltypen bepaald. Anderzijds wordt aan de hand van



toxiciteitsgegevens, zowel uit laboratoriumstudies als uit veldstudies en bioassays, aangegeven bij welke concentraties effecten zullen optreden.

Om de kwetsbaarheid van de verschillende sleutelsoorten te kunnen bepalen zijn criteria opgesteld aan de hand waarvan de kwetsbaarheid wordt bepaald. Voor deze criteria zijn gegevens verzameld. Om de kwetsbaarheid van de verschillende groepen van sleutelsoorten met elkaar te kunnen vergelijken werd een multi criteria-analyse (MCA) uitgevoerd met het programma BOSda. Op grond van deze MCA en een beschouwing van gegevens uit de literatuur werd vervolgens een inschatting gedaan van de volgorde van kwetsbaarheid van de verschillende sleutelsoorten voor de metalen Cu, Cd, Zn en voor DDT.

Er worden vier categorieën van ecologische en ecotoxicologische eigenschappen ('criteria') onderscheiden die bepalend worden geacht voor kwetsbaarheid, waarop de soorten beoordeeld zijn:

*A Uitwendige blootstelling,*

- A1 Komt het organisme met de stof in contact?
- A2 Hoe lang staat de soort in contact met de stof en hoe intensief is dit contact?
- A3 Op welke wijze vindt dit contact plaats?

*B Inwendige blootstelling,*

- B1 In welke mate kan de stof worden gereguleerd?

*C Effecten op individu-niveau,*

- C1 Wat is het soort effect dat de verontreiniging veroorzaakt (reproductie, sterfte, groei. Gedrag)?

*D Effecten op populatie-niveau.*

- D1 Wat zijn de herstelmechanismen voor de populatie (populatiegroeisnelheid, rekolonisatiesnelheid)?
- D2 Wat zijn de mogelijkheden voor rekolonisatie?

Een nadere uitwerking van de categorieën en onderliggende vragen, alsmede hoe deze gegevens in BOSda zijn gebruikt en welke stappen zijn genomen om de gegevens geschikt te maken voor gebruik in de MCA is te vinden in deelrapport E (bijlage).

Een samenvatting van de resultaten van de kwetsbaarheidsanalyse voor sleutelsoorten bodemfauna wordt gegeven in hoofdstuk 3.

#### 2.3.4 Module 'Bodemprocessen'

Vanwege het belang voor het tot stand komen en functioneren van natuurdoeltypen is er voor gekozen de volgende bodemprocessen mee te nemen in de kwetsbaarheidsanalyse:

- strooiselafbraak (massaverlies);
- bodemademhaling (respiratie);
- stikstofmineralisatie;
- nitrificatie.

Strooiselafbraak en bodemademhaling zijn algemene processen, die als somparameter van decompositie of zelfs het gehele bodemecosysteem kunnen worden beschouwd. Stikstofmineralisatie is een meer specifieke parameter voor het afbraakproces, die een goede relatie heeft met bodemvruchtbaarheid. Nitrificatie is een zeer specifieke parameter, waar slechts een kleine groep bacteriën voor verantwoordelijk is en welke als kwetsbare parameter kan worden beschouwd.

Voor deze vier processen was naar verwachting relatief veel informatie beschikbaar in de wetenschappelijke literatuur, zowel uit laboratoriumonderzoek als uit veld- en bioassaystudies<sup>1</sup>. Een nadere uitwerking van elk van deze processen wordt gegeven in hoofdstuk 6 van deelrapport E (bijlage).

Bodemprocessen zijn voor ieder natuurdoeltype van belang. Bodemprocessen bieden daarom geen mogelijkheid om onderscheid te maken tussen natuurdoeltypen, ze zullen in algemene zin in beschouwing worden genomen.

Het doel van deze module is om aan de hand van ecotoxicologische gegevens voor de contaminanten cadmium, koper, zink en DDT globale randvoorwaarden aan te geven voor de gehalten, waaronder bodemprocessen “ongestoord” verlopen. Op basis van deze gegevens verkrijgt men niet de kwetsbaarheid, maar wel de gevoeligheid van deze processen voor contaminanten.

Een samenvatting van de resultaten van deze beschouwing van bodemprocessen wordt gegeven in paragraaf 3.4.

---

<sup>1</sup> Bioassays zijn (meestal) gestandaardiseerde testen, waarin organismen, meestal in het laboratorium, worden blootgesteld aan substraat (hier: grond) afkomstig van een te beoordelen verontreinigde locatie.

## HOOFDSTUK 3

### RESULTATEN

In dit hoofdstuk worden de resultaten van de kwetsbaarheidsanalyse per module gepresenteerd en bediscussieerd. Binnen de verschillende modules wordt gescoord op een aantal uiteenlopende aspecten die met kwetsbaarheid van soorten en associaties te maken hebben (zie ook hoofdstuk 3). Steeds wordt echter aangehouden dat een lagere score inhoudt dat een soort of associatie soort minder kwetsbaar is en een hogere score dat een soort of associatie meer kwetsbaar is.

Daarbij moet worden opgemerkt dat het binnen alle modules relatieve scores betreft. Dit wil zeggen dat de waarden die uiteindelijk berekend worden geen betekenis op zich hebben, maar aangeven of een soort/associatie meer of minder kwetsbaar is dan de andere soorten/associaties in de rangorde. De resultaten van de integratie van de drie modules worden gepresenteerd in hoofdstuk 4.

#### 3.1 Module Flora en vegetatie

##### *Resultaten MCA*

Binnen de module Flora en vegetatie is per aandachtsoort een eindscore voor kwetsbaarheid berekend volgens de methode die is beschreven in hoofdstuk 3. Als minst kwetsbare soorten gelden Struikheide (*Calluna vulgaris*), Dopheide (*Erica tetralix*) en Sikkelklaver (*Medicago falcata*). De meest kwetsbare zijn Harlekijn (*Orchis morio*), Gevlekte orchis (*Dactylorhiza maculata* ssp. *Maculata*) en Valkruid (*Arnica montana*). De scores van de afzonderlijke soorten zijn in deelrapport E (bijlage) te vinden.

Met behulp van de scores van de aandachtsoorten is per associatie de gemiddelde kwetsbaarheid berekend. Een aantal associaties vormt onderdeel van meerdere natuurdoeltypen, mogelijk in verschillende fysisch-geografische regio's. Voor dergelijke associaties is de set van aandachtsoorten niet altijd dezelfde. Per natuurdoeltype is namelijk een relevante set van aandachtsoorten aan iedere associatie toegekend. Dit leidt ertoe dat er verschillende kwetsbaarheden voor dezelfde associatie mogelijk zijn, afhankelijk van het natuurdoeltype (figuur 3). Met behulp van de gemiddelde kwetsbaarheid van de relevante associaties kan vervolgens de relatieve kwetsbaarheid van elk natuurdoeltype berekend worden (figuur 4).

### Kwetsbaarheid associaties

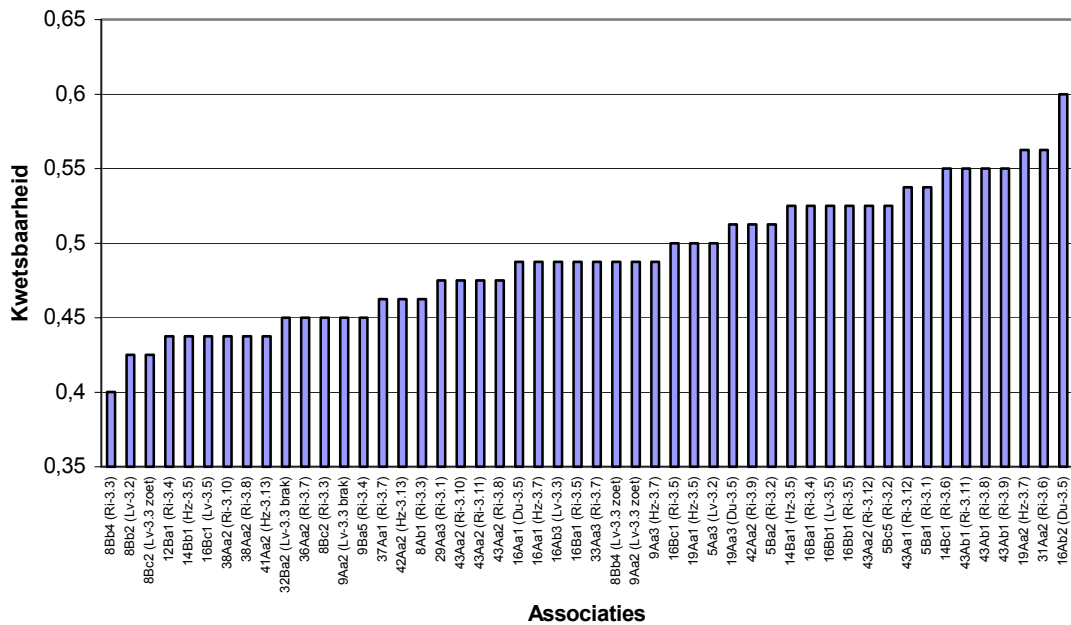


Fig. 3. Gemiddelde kwetsbaarheid van plantenassociaties. De nummers van de associaties zijn terug te vinden in de bijlagen van deelrapport E (bijlage). Tussen haakjes wordt aangegeven voor welk natuurdoeltype de gemiddelde kwetsbaarheid geldt.

### Kwetsbaarheid natuurdoeltypen

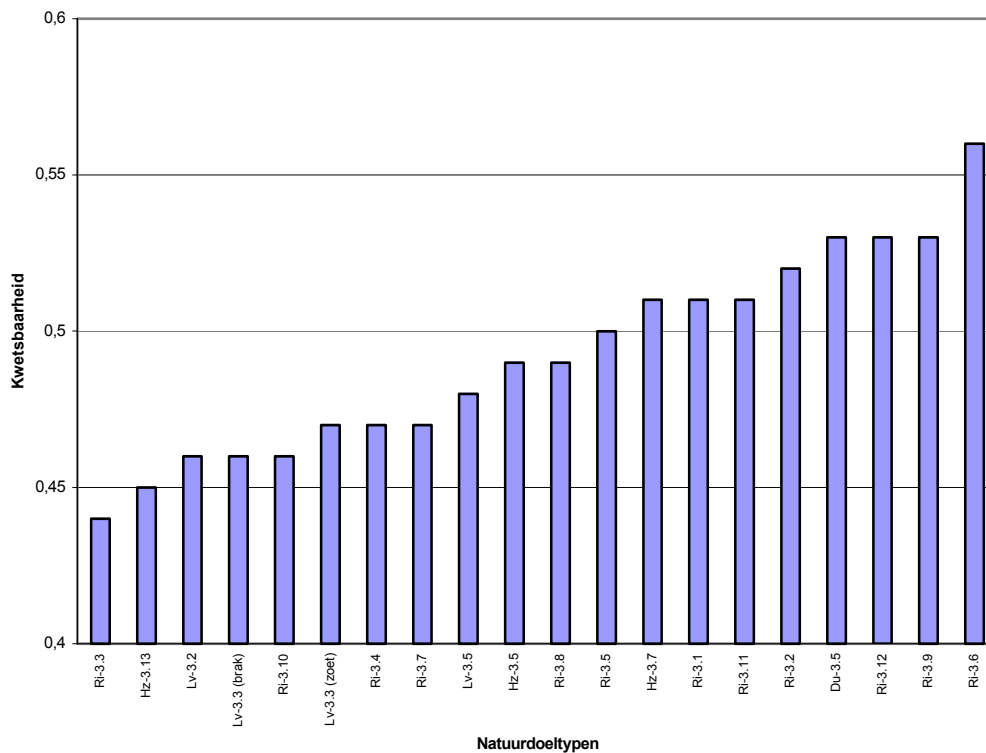


Fig. 4. Gemiddelde kwetsbaarheid van flora en vegetatie per natuurdoeltype.

### Discussie

In de wetenschappelijke literatuur zijn aanwijzingen te vinden dat sommige plantensoorten of geslachten op grond van genetische eigenschappen extreem gevoelig of juist ongevoelig zijn voor zware metalen, ondanks een lage of juist hoge opname van metalen. Daar kwetsbaarheid een veel ruimer begrip is dan gevoeligheid is het mogelijk dat zeer ongevoelige soorten niet altijd de minst kwetsbare blijken te zijn. Zo geldt bijvoorbeeld voor een soort als Riet (*Phragmites australis*) dat deze weinig toxicologische schade ondervindt als gevolg van hoge gehalten aan metalen. Binnen de kwetsbaarheidsanalyse komt dit tot uitdrukking in de scores voor de hoofdcategorieën C en D (effecten op respectievelijk individu- en populatie-niveau). Aangezien de soort echter een relatief hoge opname en accumulatie van metalen laat zien, wijzen de scores voor de hoofdcategorieën A en B juist in de richting van een verhoogde kwetsbaarheid van de aandachtsoort. Door het middelen van de scores van de vier hoofdcategorieën, ontstaat een eindscore, waarbij dergelijke subtiele aspecten wegvallen. Ondanks een hoge uit- en inwendige blootstelling ondervindt deze plant relatief weinig problemen op metaalverontreinigde bodems [Antonielli et al. 2000]. [McCabe & Otte (2000)] suggereren dat *wetland* planten *sowie-so* een bepaalde mate van tolerantie vertonen ten aanzien van hoge metaalgehalten, waarbij vele eigenschappen een rol kunnen spelen. Het toekennen van gedifferentieerde weegfactoren (meer gewicht toekennen aan C en D), zou voor Riet leiden tot een ander beeld. Hiervoor is echter niet gekozen.

Binnen het plantenrijk bestaat een grote variabiliteit voor wat betreft (plasticiteit van) levensgeschiedenisstrategieën, allocatiepatronen, strategieën van metaalbescherming, herstelmechanismen, enz. Deze variabiliteit kan betekenen dat voor soort 1 hoofdcategorie A het meest relevant is, voor soort 2 hoofdcategorie B, voor soort 3 hoofdcategorie C en voor soort 4 hoofdcategorie D. Het soortspecifiek toekennen van weegfactoren is enerzijds niet wenselijk (geen uniformiteit methodiek), anderzijds lijkt het ook niet goed mogelijk. Voor sommige aandachtsoorten ontbreekt het gewoonweg aan informatie om dit te doen; voor andere aandachtsoorten, hoewel meer informatie beschikbaar is, is de vraag relevant of met de huidige kennis en inzichten een keuze van weegfactoren verantwoord is. Door een breed scala aan thema's en achterliggende informatie binnen de hoofdcategorieën te gebruiken, is naar onze mening het meest zorgvuldige resultaat verkregen.

De kwetsbaarheidsanalyse heeft 180 aandachtsoorten omvat, die ongelijk verdeeld zijn over 60 plantenfamilies. Hoewel er tussen planten onderling grote verschillen zijn gevonden voor wat betreft de relatieve kwetsbaarheid ten aanzien van metaalverontreiniging (cadmium, koper en zink), blijken de verschillen op het niveau van associaties en natuurdoeltypen veelal gering. Dit is op zich niet verwonderlijk, aangezien het middelen van afzonderlijke data leidt tot vervlakking op een hoger abstractieniveau. Voor de eindgebruiker lijkt met name informatie over de meest en de minst kwetsbare soorten relevant. Aan de hand hiervan kan inzicht worden verkregen ten aanzien van de potentiële kwaliteit van de beoogde natuurdoelen. Indien het natuurdoeltype voldoende weinig kwetsbare soorten omvat, lijkt in ieder geval een basiskwaliteit haalbaar. Indien er daarentegen veel kwetsbare soorten zijn, lijkt een hoger ambitieniveau minder voor de hand te liggen.

De in de module Flora en vegetatie gehanteerde wijze van data-interpretatie biedt verschillende voordelen. Binnen een hoofdcategorie zijn verschillende categorieën onderscheiden, welke veelal een grote mate van onderlinge afhankelijkheid vertonen. Door te scoren op hoofdcategorie-niveau worden ongewenste dubbeltellingen voorkomen. Het ontbreken van informatie op een bepaalde categorie betekent niet dat geen uitspraak kan worden gedaan over de kwetsbaarheid van de hoofdcategorie, indien op andere categorieën binnen dezelfde hoofdcategorie wel afdoende geschikte data beschikbaar zijn. Het biedt de eindgebruiker inzicht in motivaties achter beoordelingen, m.a.w. er is geen sprake van een black box-benadering. Met behulp van de factsheets kunnen eventueel andere keuzen door de eindgebruiker worden gemaakt.

### 3.2 Module fauna

#### Resultaten MCA

Op basis van de ecologische kenmerken zijn de doelsoorten fauna door middel van de MCA geordend op kwetsbaarheid voor Cd, DDT en Cu en Zn (methode, zie hoofdstuk 3). In de bijlage (deelrapport E) zijn de volledige scorelijsten opgenomen van de kwetsbaarheid van soorten. De verdeling van de soortengroepen over de gehele range van kwetsbaarheid is daarbij inzichtelijk gemaakt aan de hand van kleuren. Daarnaast wordt de score per doelsoort voor een stof ook grafisch weergegeven. Hieronder wordt slechts een deel van deze resultaten gepresenteerd aan de hand van tabellen van de *top 5* en *bottom 5* van doelsoorten per stof. De *top 5* laat de vijf meest kwetsbare doelsoorten zien (tabel 1), de *bottom 5* geeft de vijf minst kwetsbare soorten (tabel 2) voor de vier onderzochte stoffen.

Tabel 1. Top 5, de meest kwetsbare doelsoorten fauna per stof.

Plaats in top 5	Cadmium	Score	DDT	Score	Koper en zink	Score
1	Noordse stern	0,61	Noordse stern	0,56	Bruine korenbout	0,55
2	Ooievaar	0,60	Ooievaar	0,55	Rivierdonderpad	0,54
3	Blauwe kiekendief	0,59	Barbeel	0,54	Waterspitsmuis	0,54
4	Visdief	0,59	Visdief	0,54	Bermpje	0,52
5	IJsvogel	0,57	Blauwe kiekendief	0,53	Glassnijder	0,51

Tabel 2. Bottom 5, de minst kwetsbare doelsoorten fauna per stof.

Plaats in bottom 5	Cadmium	Score	DDT	Score	Koper en zink	Score
5	Spiegeldikkopje	0,31	Moerasparelmoervlinder	0,33	Adder	0,32
4	Zilvervlek	0,31	Grote vos	0,32	Das	0,31
3	Moerasparelmoervlinder	0,30	Sleedoorpage	0,31	Grote vos	0,31
2	Grote vos	0,29	Korhoen	0,30	Kleine parelmoervlinder	0,31
1	Sleedoorpage	0,29	Noordse woelmuis	0,30	Gladde slang	0,30

De scorelijsten, die op ecologische kenmerken zijn gebaseerd, weerspiegelen het relatieve belang dat bij de verschillende stoffen is gehecht aan deze kenmerken. Voor DDT blijken met name soorten kwetsbaar die hoog in de voedselpyramide staan, een lange levensduur hebben en jaarlijks wegtrekken of een winterslaap houden. Soorten die hoog in de voedselpyramide staan en lang leven zijn ook kwetsbaar voor Cd, terwijl soorten die in water, waterbodembodem of bodem leven kwetsbaar zijn voor Cu en Zn (niet differentiërend). In de bijlage zijn de volledige resultaten voor alle doelsoorten gegeven, waaruit ook is af te leiden in welke mate de aspecten uitwendige blootstelling, inwendige blootstelling en effecten op populatie-niveau hebben meegespeeld in de eindscore op kwetsbaarheid. Met behulp van de scorelijsten van individuele doelsoorten werd de gemiddelde kwetsbaarheid van elk natuurdoeltype berekend. Deze score is vervolgens gebruikt om de natuurdoeltypen te rangordenen. In onderstaande grafieken wordt de volgorde van de natuurdoeltypen weergegeven, geordend naar kwetsbaarheid voor de onderzochte stoffen (figuren 5-7).

Gemiddelde kwetsbaarheid Natuurdoeltypen voor cadmium (alle doelsoorten)

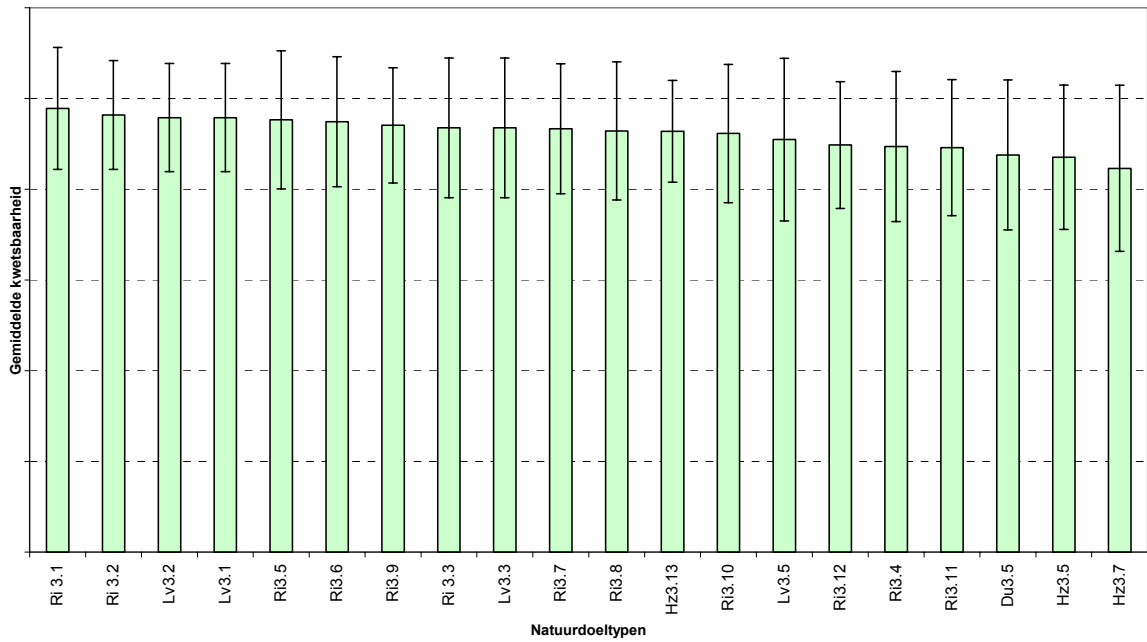


Fig. 5. Ordening van natuurdoeltypen naar gemiddelde kwetsbaarheid van doelsoorten fauna voor cadmium (gemiddelde kwetsbaarheid van doelsoorten, met standaarddeviatie).

Gemiddelde kwetsbaarheid Natuurdoeltypen voor DDT (alle doelsoorten)

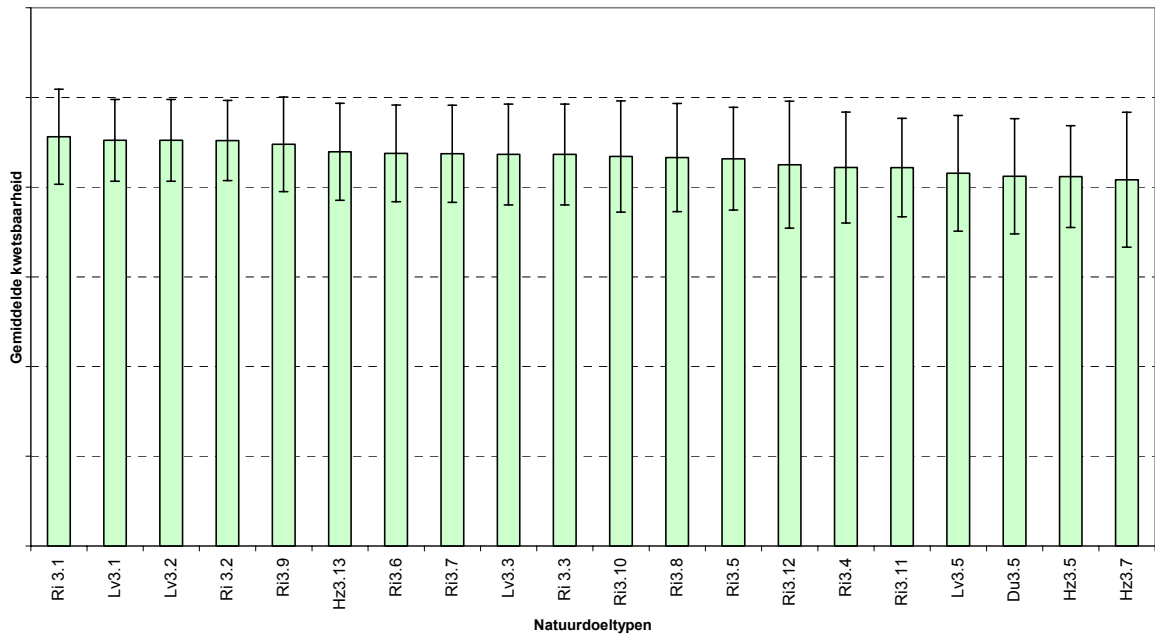


Fig. 6. Ordening van natuurdoeltypen naar gemiddelde kwetsbaarheid van doelsoorten fauna voor DDT (gemiddelde kwetsbaarheid van doelsoorten, met standaarddeviatie).

Gemiddelde kwetsbaarheid Natuurdoeltypen voor koper en zink (alle doelsoorten)

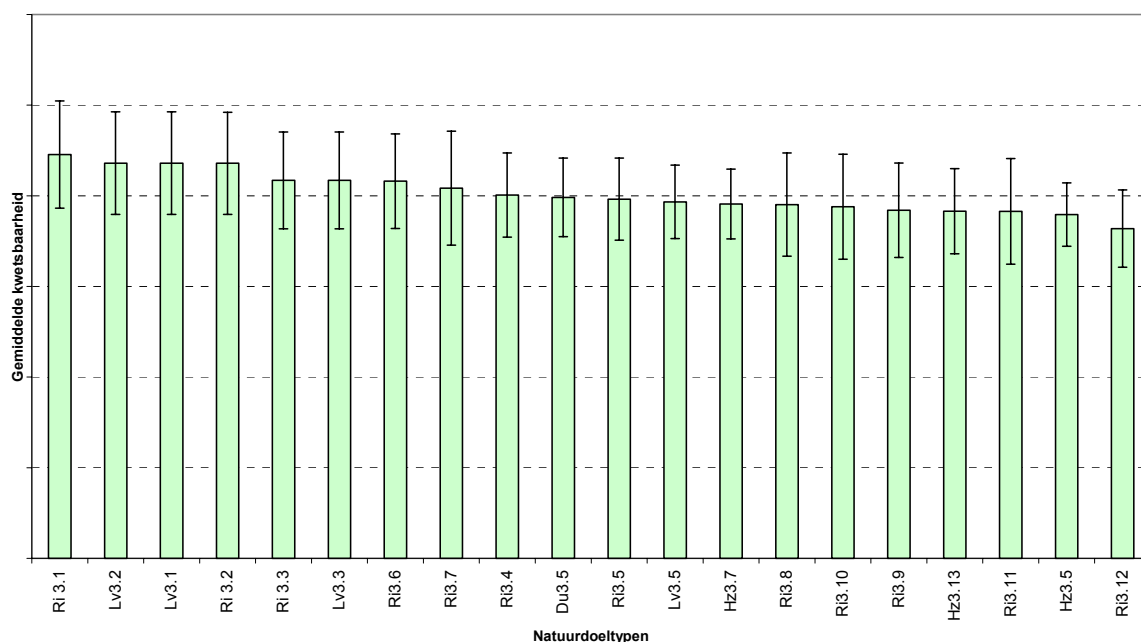


Fig. 7. Ordening van natuurdoeltypen naar gemiddelde kwetsbaarheid van doelsoorten fauna voor koper en zink (gemiddelde kwetsbaarheid van doelsoorten, met standaarddeviatie).

De rangorde in kwetsbaarheid van natuurdoeltypen is moeilijk te doorgronden. Het is vooral opvallend dat de verschillende natuurdoeltypen weinig van elkaar verschillen, terwijl de spreiding relatief groot is. Dit betekent dat in elk natuurdoeltype soorten voorkomen die relatief kwetsbaar zijn naast relatief minder kwetsbare soorten. Voor de inrichter/beheerder komt het dan eerder neer op een keuze voor soorten, meer dan een keuze voor doeltypen.

Opvallend is dat 'Rivier en nevengeul' (Ri-3.1) in alle gevallen als meest kwetsbaar natuurdoeltype naar voren komt. Ook 'Zoetwatergemeenschap' (Lv-3.1), 'Brakwatergemeenschap' (Lv-3.2) in het laagveengebied en 'Plas en geïsoleerde strang' (Ri-3.2) zijn altijd kwetsbaar. Het gaat dus om natte milieu's waar de kwetsbaarheid van natuurdoelen relatief groot is. Milieu's als 'Droog grasland' (Hz-3.5) en 'Vochtig schraalgrasland' (Hz-3.7) van de hogere zandgronden staan altijd aan de minder kwetsbare kant van het spectrum. De resultaten worden in meer detail in de bijlage gepresenteerd.

#### *Resultaten ecotoxicologische gegevens*

Slechts voor een beperkt aantal doelsoorten fauna zijn ecotoxicologische data voorhanden. Ecotoxicologische toetsen die inzicht geven in de gevoeligheid van organismen voor toxische stoffen worden over het algemeen uitgevoerd onder laboratorium omstandigheden met soorten die in laboratoria goed te houden zijn. De gevoeligheid van dergelijke soorten kan niet altijd direct worden geëxtrapoleerd naar doelsoorten. Wel kan uit de beschikbare gegevens de gevoeligheid per taxonomische groep worden bepaald, welke vervolgens kan worden vergeleken met de resultaten van de kwetsbaarheidsanalyse. Tabel 3 geeft de gemiddelde gevoeligheid van de taxonomische groepen weer. Binnen de taxonomische groepen kunnen de gevoeligheden sterk uiteen lopen (zie bijlage eindrapport). In de tabel is de aquatische fauna niet opgenomen vanwege onvergelykbare blootstellingsroutes.



Tabel 3. Gemiddelde gevoeligheid van taxonomische groepen voor stoffen.

	Cd	Cu	Zn	DDT
Vogels	14 n=11	90 n=2	1000 n=1*	8.4 n=13
Zoogdieren	25 n=8	118 n=5	150 n=1*	129 n=6

Gehalten in voedsel in  $\text{mgkg}^{-1}$ . Referenties zijn opgenomen in de algemene referentielijst.

\* gebaseerd op NOEC

De gevoeligheid voor Cd verschilt weinig tussen taxonomische groepen. Insecten blijken minder gevoelig voor Cu dan zoogdieren en vogels, voor Zn echter zijn insecten gevoeliger dan vogels en zoogdieren. DDT is minder giftig voor zoogdieren dan voor vogels of insecten.

Uit de kwetsbaarheidsanalyse blijkt dat vogels gemiddeld meer kwetsbaar zijn voor Cd dan zoogdieren of insecten (tabel 4). Voor Cu en Zn zijn insecten meer kwetsbaar dan vogels en zoogdieren, terwijl voor DDT wederom de vogels de meest kwetsbare groep vormen. Uit de vergelijking tussen ecotoxicologische gegevens en de kwetsbaarheidsanalyse blijkt dat met name voor DDT de volgorde in gevoeligheid en kwetsbaarheid verschilt.

Tabel 4. Volgorde in relatieve kwetsbaarheid van taxonomische groepen.

	Cd	Cu, Zn	DDT
Vogels	1	2	1
Zoogdieren	2	3	2
Insecten	3	1	3

#### Discussie

Uit de kwetsbaarheidsanalyse van fauna doelsoorten komt naar voren dat soorten die hoog in de voedselpyramide staan, een lange levensduur hebben en naar overwinteringsgebieden trekken of een winterslaap houden kwetsbaar zijn voor DDT. Met name vogels scoren hoog op deze criteria en zijn hierdoor over het algemeen meer kwetsbaar dan de andere groepen. Voor Cd geeft de kwetsbaarheidsanalyse ook aan dat vogels meer kwetsbaar zijn dan zoogdieren en insecten. Deze volgorde blijkt niet uit de gevoeligheid, de verschillen tussen de taxonomische groepen zijn immers gering. Soorten die een groot deel van hun leven verblijven in water, waterbodembodem of bodem blijken kwetsbaar te zijn voor Cu en Zn. Vissen, amfibieën en insecten blijken meer kwetsbaar dan vogels, zoogdieren en reptielen.

De volgorde in kwetsbaarheid van vogels, zoogdieren en insecten voor de vier stoffen komt slechts gedeeltelijk overeen met de volgorde in gevoeligheid van deze groepen. Terwijl de gevoeligheid met name gebaseerd is op de effecten van toxische stoffen op individuen onder laboratorium omstandigheden richt de kwetsbaarheidsanalyse zich juist op de invloed van toxische stoffen op populatie-niveau onder veldomstandigheden. Zo is het mogelijk dat een soort op individu-niveau gevoelig is, wat zich kan uiten in verhoogde sterfte, terwijl op populatie-niveau sterfte van een groot aantal individuen zeer snel gecompenseerd kan worden door een hoge reproductie of immigratie uit andere gebieden, resulterend in een lage kwetsbaarheid op populatie-niveau. De resultaten van de kwetsbaarheidsanalyse hoeven dus niet in dezelfde richting te wijzen als de gevoeligheidsanalyse voor contaminanten.

In de module 'Fauna' wordt de kwetsbaarheid van de natuurdoeltypen bepaald door de soortensamenstelling. Indien een natuurdoeltype veel kwetsbare diersoorten bevat zal het natuurdoeltype zeer kwetsbaar scoren. In tegenstelling tot flora, waarbij plantensoorten en associaties sterk gebonden zijn aan specifieke natuurdoeltypen, vertonen de fauna doelsoorten een grote spreiding over de natuurdoeltypen. Hierdoor is er een minder duidelijke relatie tussen de kwetsbaarheid van natuurdoeltypen van de module 'Fauna' met fauna doelsoorten dan voor de module 'Flora en vegetatie' en de plantensoorten.

In de module 'Fauna' is gekozen voor een gelijke weging van de drie aspecten: uitwendige blootstelling, inwendige blootstellingen en effecten op populatie-niveau. Het belang van deze drie aspecten voor de overlevingskans van populaties kan verschillen per soort. De methodiek van de kwetsbaarheidsanalyse laat echter een soortspecifieke toekenning van weegfactoren niet toe, bovendien is dit niet wenselijk daar dit de algemene toepasbaarheid van de methodiek zou verkleinen.

### 3.3 Module 'Sleutelsoorten bodemfauna'

#### *Resultaten van de MCA voor de metalen cadmium, koper en zink*

Op basis van ecologische kenmerken kunnen de sleutelsoorten bodemfauna door middel van MCA worden geordend op kwetsbaarheid voor Cd, Cu en Zn (tabel 5). Bovenaan staat de meest kwetsbare soort. Hoewel niet alle factoren, die een rol kunnen spelen bij het bepalen van kwetsbaarheid in de analyse meegenomen werden, lijkt de uitslag uit de kwetsbaarheidsanalyse consistent met literatuurgegevens over gevoeligheid en veldeffecten. De endogeïsche regenworm *A. caliginosa* en de anecische regenworm *L. terrestris* kunnen als kwetsbare sleutelsoorten worden beschouwd en blijken in het veld vaak afwezig bij bodemverontreiniging met zware metalen. Ook de relatief lage kwetsbaarheid van de pissebed *P. scaber* stemt overeen met het feit dat dit dier vaak nog wel wordt aangetroffen op met metalen verontreinigde locaties. Aan miljoenpoten en potwormen is relatief weinig ecotoxicologisch onderzoek verricht. De uitslag voor deze groepen is daarom minder goed te "valideren". De potworm *C. sphagnetorum* blijkt geen hoge kwetsbaarheid te hebben. Dit is consistent met literatuurstudies, waarbij op zeer verontreinigde locaties geen regenwormen, maar nog wel potwormen werden gevonden.

Tabel 5. Rangorde in relatieve kwetsbaarheid van sleutelsoorten bodemfauna voor zware metalen.

#	Cadmium	Koper	Zink
1	<i>Apporectodea caliginosa</i> (endogeïsche regenworm)	<i>Apporectodea caliginosa</i> (endogeïsche regenworm)	<i>Apporectodea caliginosa</i> (endogeïsche regenworm)
2	<i>Lumbricus terrestris</i> (anecische regenworm)	<i>Lumbricus terrestris</i> (anecische regenworm)	<i>Julus scandinavus</i> (miljoenpoot)
3	<i>Julus scandinavus</i> (miljoenpoot)	<i>Lumbricus rubellus</i> (epigeïsche regenworm)	<i>Lumbricus terrestris</i> (anecische regenworm)
4	<i>Lumbricus rubellus</i> (epigeïsche regenworm)	<i>Julus scandinavus</i> (miljoenpoot)	<i>Lumbricus rubellus</i> (epigeïsche regenworm)
5	<i>Cognettia sphagnetorum</i> (potworm)	<i>Cognettia sphagnetorum</i> (potworm)	<i>Cognettia sphagnetorum</i> (potworm)
6	<i>Porcellio scaber</i> (pissebed)	<i>Porcellio scaber</i> (pissebed)	<i>Porcellio scaber</i> (pissebed)

Miljoenpoten lijken een relatief hoge kwetsbaarheid te hebben. Dit wordt vooral bepaald door de hoge score op effecten op populatie-niveau (categorie D). De indicatie dat van de "hardhuidige" bodemdieren miljoenpoten meer kwetsbaar zouden zijn dan pissebedden komt overeen met de verminderde abundantie op met metalen verontreinigde locaties.

Uitgaande van het relatieve belang van de sleutelsoorten bodemfauna voor de verschillende natuurdoeltypen (zie deelrapport F) kan de kwetsbaarheid van de verschillende natuurdoeltypen voor bodemverontreiniging met cadmium, koper en zink worden geëxtrapoleerd uit de kwetsbaarheidsanalyse voor deze zes sleutelsoorten (figuren 8-10).

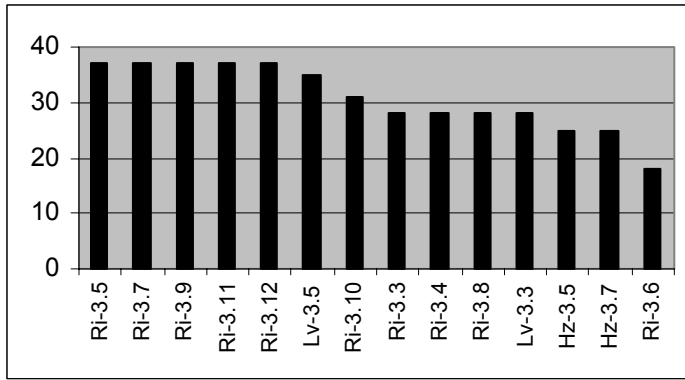


Fig. 8. Kwetsbaarheid van natuurdoeltypen voor cadmium op basis van sleutelsoorten bodemfauna.

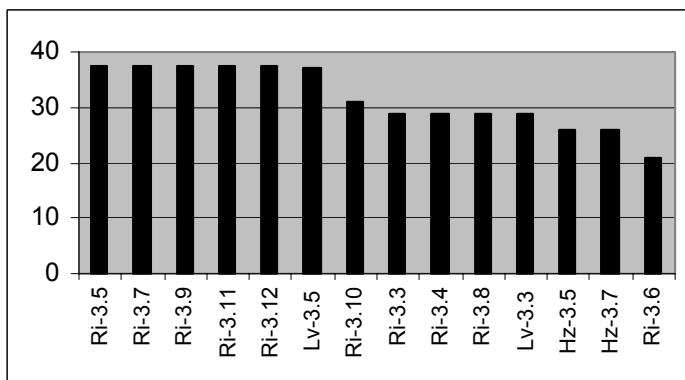


Fig. 9. Kwetsbaarheid natuurdoeltypen voor koper op basis van sleutelsoorten bodemfauna.

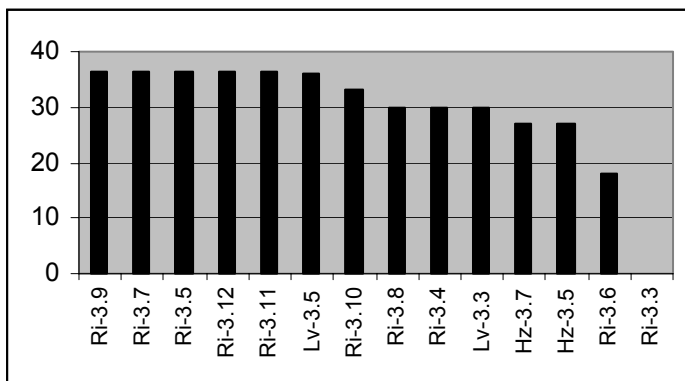


Fig. 10. Kwetsbaarheid natuurdoeltypen voor zink op basis van sleutelsoorten bodemfauna.

### Resultaten MCA voor DDT

Voor DDT waren onvoldoende goed interpreteerbare gegevens voor categorieën B en C beschikbaar. De kwetsbaarheid voor DDT wordt daarom gebaseerd op de uitslag van de kwetsbaarheidsanalyse voor de categorieën A en D en op een interpretatie van (toxiciteits)gegevens uit de literatuur.

Op basis van toxicologische en ecotoxicologische gegevens en de uitslagen van de MCA op basis van categorie A en D kan een indicatie voor de mate van kwetsbaarheid van sleutelsoorten voor DDT worden gegeven (tabel 6). Dit geeft voor de pissebed een omgekeerd beeld als werd verkregen voor zware metalen.

Tabel 6. Rangorde in relatieve kwetsbaarheid van sleutelsoorten bodemfauna voor DDT.

#	DDT
1	<i>Julus scandinavicus</i> (miljoenpoot)
2	<i>Porcellio scaber</i> (pissebed)
3	<i>Apporectodea caliginosa</i> (endogeïsche regenworm)
4	<i>Lumbricus terrestris</i> (anecische regenworm)
5	<i>Lumbricus rubellus</i> (epigeïsche regenworm)
6	<i>Cognettia sphagnetorum</i> (potworm)

Uitgaande van het relatieve belang van de sleutelsoorten bodemfauna voor de verschillende natuurdoeltypen (zie deelrapport F) geeft een vertaling van bovenstaande resultaten in een verwachting omtrent de kwetsbaarheid van natuurdoeltypen voor bodemverontreiniging met DDT dan ook een iets ander beeld dan voor zware metalen (figuur 11).

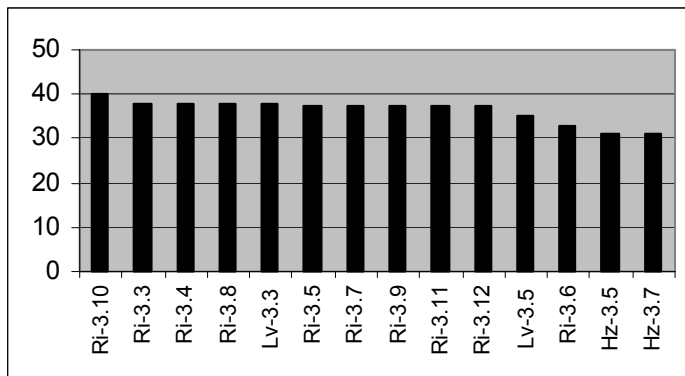


Fig. 11. Kwetsbaarheid natuurdoeltypen voor DDT op basis van sleutelsoorten bodemfauna.

### Resultaten toxiciteits- en veldgegevens sleutelsoorten bodemfauna

De spreiding in resultaten uit toxiciteitstesten is erg groot, waardoor deze moeilijk interpreteerbaar zijn voor gebruik in de multi criteria-analyse. Zo werd voor de potworm *E. albidus* een LC50 van 10 resp. 1152 mg Cd/kg gevonden. Dit kan verband houden met verschillende testomstandigheden. In het geval van *E. albidus* had dit te maken met een verschil in zuurgraad van de bodem. Ook verschillen in bijvoorbeeld de duur van de test, de gebruikte cultuurorganismen of de wijze waarop de contaminant werd aangebracht kunnen testresultaten

beïnvloeden. Ook waren de toxiciteitsgegevens voor de verschillende sleutelsoorten niet altijd op dezelfde effectparameters gericht en daardoor moeilijk te vergelijken. Een effectconcentratie met betrekking tot reproductie kan men bijvoorbeeld in principe niet vergelijken met een effectconcentratie voor mortaliteit. Aan de hand van de gegevens werd een volgorde in toxiciteit van de verschillende metalen voor sleutelsoorten opgesteld: cadmium is toxischer dan koper en koper is toxischer dan zink. Dit werd ook elders gerapporteerd [Pokarzhevskii et al., 1998].

Opvallend is dat op locaties met forse overschrijdingen van de interventiewaarden soms geen effecten optreden, terwijl bij geringe of geen overschrijdingen van de I-waarden wel effecten kunnen optreden. Op basis van toetsing aan de S,T,I-waarden kunnen geen voorspellingen worden gedaan over het wel of niet optreden van effecten. Door Faber & Van Kleunen zijn NOEC's voor metalen afgeleid voor groepen van bodemdieren en andere ongewervelden in het veld, waarvan de laagste NOEC's rond de streefwaarden geschat werden. Omdat er voor de sleutelsoorten slechts een beperkt aantal gegevens uit veldstudies en bioassaystudies gevonden werd en de spreiding in de gegevens groot is, was het niet mogelijk om voor natuurdoeltypen waarden aan te geven waar effecten kunnen worden verwacht op de relevante sleutelsoorten. Om de ecologische risico's op een locatie te bepalen wordt het uitvoeren van bioassays met voor het natuurdoeltype relevante sleutelsoorten aanbevolen (zie deelrapport F, bijlage).

Zodra meer bioassaygegevens beschikbaar komen en relaties tussen effect en biobeschikbare fracties van metalen verder kunnen worden uitgewerkt, zullen deze ecologische risicogrenzen wellicht met meer finesse kunnen worden ingeschat.

#### *Discussie*

Doordat categorie C niet meegenomen kon worden in de kwetsbaarheidsanalyse en aan categorie B ook een relatief lage weegfactor is toegekend, berust de uitslag voor een groot gedeelte op externe blootstelling en populatie-effecten en minder op de wijze, waarop de organismen met toxische stoffen omgaan. De kwetsbaarheid zou daardoor verkeerd kunnen zijn ingeschat. Zo is het opvallend dat de miljoenpoot *J. scandinavicus* relatief kwetsbaar scoort, vooral door hoge scores op effecten op populatie-niveau (categorie D). Dit heeft vooral te maken met de relatief lange periode die miljoenpoten nodig hebben om tot eerste reproductie te komen. Bij zink heeft *J. scandinavicus* ook een relatief hoge score voor interne blootstelling. Dit heeft er mee te maken dat, hoewel miljoenpoten zink kunnen vastleggen in granula, deze opslagcapaciteit lager is dan bij pissebedden. Daarentegen zijn miljoenpoten wel beter in staat om een gedeelte van het zink weer uit te scheiden. Op dit criterium wordt echter weer lager gescoord dan door regenwormen, terwijl de mate van opslag voor zink voor regenwormen en miljoenpoten gelijk werd gesteld. Voor metalen zijn van miljoenpoten echter relatief weinig toxiciteitsgegevens bekend, zodat het moeilijk is om vast te stellen of miljoenpoten werkelijk in deze mate kwetsbaar en gevoelig zijn. Voor koper scoort de miljoenpoot kwetsbaarder dan de epigeïsche regenworm *L. rubellus*; uit toxiciteitsgegevens blijkt dat *L. rubellus* erg gevoelig is voor koper [Ma, 1982]. Voor koper is het daarom aannemelijk dat *L. rubellus* meer kwetsbaar is dan *J. scandinavicus*.

Ondanks bovenstaande bedenkingen zijn de resultaten uit de kwetsbaarheidsanalyse toch aardig consistent met het voorkomen van bodemorganismen in met metalen verontreinigde bodems. Miljoenpoten en regenwormen waren in grote mate gereduceerd in de nabijheid van een zinksmelter in Avonmouth, Engeland, terwijl pissebedden daar wel aanwezig waren [Hopkin et al., 1985]. Dit komt overeen met de resultaten uit de kwetsbaarheidsanalyse, waarbij regenwormen en miljoenpoten hoger scoren in de mate van kwetsbaarheid voor koper, cadmium en zink dan pissebedden.

De potworm *C. sphagnetorum* scoort ook relatief laag in de kwetsbaarheidsanalyse. Ter vergelijking met veldstudies zijn helaas geen studies voorhanden, waarbij de dichtheid van potwormen als gevolg van zware metalenverontreiniging in combinatie met andere sleutelsoorten

werd bepaald, behalve met regenwormen. In de directe nabijheid van een bronssmelterij in Zweden (Gusum) werden nog wel enige potwormen gevonden, terwijl regenwormen afwezig waren [Bengtsson & Rundgren, 1982]. Ook op basis van een studie naar de dichtheid van potwormen in de nabijheid van een koper-nikkel smelterij in Finland lijkt *C. sphagnetorum* een vrij lage gevoeligheid voor metaalverontreiniging te hebben [Salminen & Haimi, 1998]. Dit zou echter ook relatie kunnen hebben met de ruimtelijke heterogeniteit van de metaalverontreiniging; microhabitats met hoge metaalverontreiniging kunnen door potwormen beter vermeden worden. Volgens Pokarzhevskii [1998] zijn kleinere soorten beter in staat in verontreinigde bodems hun niche te vinden.

Het verschil in kwetsbaarheid tussen verschillende soorten regenwormen is eveneens consistent met veldobservaties. Zo waren de soorten *Lumbricus rubellus*, *L. castaneus* en *L. terrestris* aanwezig in de nabijheid van de zinksmelterij van Avonmouth, terwijl *Aporrectodea caliginosa*, *A. rosea* en *Allolobophora chlorotica* daar afwezig waren [Spurgeon & Hopkin, 1996]. Verder weg van de smelterij waren deze soorten wel in grote aantallen aanwezig. De hoge zinkgehalten vormden de limiterende factor voor het voorkomen van deze soorten in de directe omgeving. In de kwetsbaarheidsanalyse wordt deze volgorde aan kwetsbaarheid voor zink ook teruggevonden. Het verschil in kwetsbaarheid houdt waarschijnlijk niet alleen verband met specifieke levensgeschiedenissenmerken en andere ecologische eigenschappen, maar ook, en vooral, met verschillen in detoxificatiecapaciteit voor zink, die samengaan met de specifieke verschillen in calcium-metabolisme .

### 3.4 Module 'Bodemprocessen'

Binnen deze module is geen MCA uitgevoerd. Dit komt, doordat binnen natuurdoeltypen geen onderscheid kan worden gemaakt tussen bodemprocessen. Het doel van dit onderdeel is om voor enkele relevante bodemprocessen globale effectdrempels aan te geven voor cadmium, koper, zink en DDT in de bodem, concentraties waar beneden deze processen "ongestoord" verlopen. Deze gegevens zijn verkregen uit literatuur over laboratorium- en veldstudies (tabel 7).

Opvallend is dat voor zink en koper effecten worden gevonden bij gehalten onder de streefwaarden. Daarentegen werden bij de toxiciteitsgegevens uit veldstudies en bioassays geen toxische effecten gevonden bij waarden onder de streefwaarden, maar wel bij waarden onder de interventiewaarden, en soms ook nog onder de tussenwaarden. Het gaat bij deze gegevens uit veldstudies en bioassays veelal om verontreinigingen met meerdere contaminanten. Het is ingewikkeld en discutabel om op basis van deze concentraties per metaal effectconcentraties en daaruit randvoorwaarden voor het ongestoord verlopen van processen af te leiden, ook al omdat de gegevens werden verzameld uit de internationale literatuur. De gegevens leveren dan ook slechts een indicatie van effectdrempels in de bodem in het veld en moeten als signaleringswaarden worden gezien. In het kader van een kwetsbaarheidsanalyse of andere risico-beoordeling zijn de gegevens nog niet geschikt als criterium bij besluitvorming.

Tabel 7. Samenvatting van overzicht van effectconcentraties (in mg/kg) van metalen voor strooiselafbraak en strooiselaccumulatie, C-mineralisatie, nitrificatie en N-mineralisatie, veldstudies. In deze tabel zijn slechts die studies weergegeven waar effecten optreden beneden de interventiewaarde.

Referentie	Locatie	Bodem	Cd	Cu	Pb	Zn	Ander metaal	Proces
[Coughtrey et al., 1979]	Avonmouth Engeland	Strooisellaag pH 3,9-6,3	23 >T(17)	73 >S(63)	1052 >I (811)	764 >T(522)		Strooiselafbraak en strooiselaccumulatie
[Mathur & Sanderson, 1978]		Veengrond pH5,4,40%C Organische bodem		160 >T(122)				C-mineralisatie
[Mathur et al., 1980]		Organische bodem pH 5,7, 80%OSCEC150		200 =T(198)				C-mineralisatie
[Höflich et al. 1999]	Uiterwaarden Oder	**pH5,7-6,1. lutum:21%, 1,7-4,5%C	2 >S(0,87) 3	54 >S(29) 66 <sup>2</sup>	88 >S(73)	333 >S(118) 397	19 Ni >S(12)	Nitrificatie
[Höflich et al. 1999]	Uiterwaarden Oder	**pH5,7-6,1. lutum:21%, 1,7-4,5%C	2 <sup>1</sup> >S(0,87) 3	54 >S(29) 66	88 >S(73)	333 >S(118) 397	19 Ni >S(12)	N-mineralisatie
[Tyler, 1972]	Gusum, Zweden	Humuslaag bos, pH 4-6		100 >S(63)		250 >S(170)		N-mineralisatie

T = toetsingswaarde, S = streefwaarde, I = interventiewaarde

Tabel 7 geeft slechts een verkort overzicht van de in de literatuur gevonden gegevens. In deelrapport E (bijlage) zijn de volledige tabellen opgenomen. Hieronder worden de belangrijkste bevindingen per bodemproces weergegeven.

#### **Strooiselafbraak en strooiselaccumulatie**

Effecten op strooiselafbraak en strooiselaccumulatie werden alleen bij locaties met een overschrijding van interventiewaarden gevonden. Hoewel een gedeelte van de effecten werd gevonden bij extreme metaalverontreiniging, werd bij een aantal locaties ook effect gevonden bij concentraties, waarbij interventiewaarden slechts in geringe mate overschreden werden.

#### **Koolstofmineralisatie**

Opvallend was dat voor C-mineralisatie bij een aantal studies reeds effecten werden gevonden bij overschrijding van de tussenwaarden.

#### **Nitrificatie**

Opvallend was dat in één studie de nitrificatie reeds geremd werd bij geringe overschrijdingen van de streefwaarden (beneden de tussenwaarden).

#### **Stikstofmineralisatie**

Ook de stikstofmineralisatie werd bij twee studies reeds geremd bij waarden die onder de tussenwaarden lagen.

Door de grote spreiding in de gegevens en de verschillende verontreinigingssituaties in veldexperimenten en bioassays was het niet mogelijk om op basis van effectconcentraties de processen te rangschikken naar relatieve gevoeligheid. Uit de gegevens vanuit de laboratoriumstudies lijkt het erop dat nitrificatie een gevoeliger proces is dan stikstofmineralisatie.

Opvallend was dat voor nitrificatie en stikstofmineralisatie in veldsituaties en bioassays reeds effecten werden gevonden die onder de tussenwaarden liggen. In lokatiespecifieke gevallen met een matige verontreiniging van deze metalen moet men op voorhand dus al gauw rekening houden met het risico van effecten op deze decompositieprocessen. Of effecten daadwerkelijk optreden kan met bioassays worden geverifieerd. In de toekomst zullen deze ecologische risico's wellicht met meer finesse kunnen worden ingeschat op basis van momenteel nog in ontwikkeling zijnde relaties tussen effect en biobeschikbare fracties van metalen.



## HOOFDSTUK 4

### INTEGRATIE VAN MODULES

De kwetsbaarheidsanalyse valt uiteen in drie modules: flora, fauna en sleutelsoorten. Voor deze modules heeft de kwetsbaarheidsanalyse tot een rangschikking van natuurdoeltypen geleid, voor de flora een stofonafhankelijke rangschikking, voor de fauna doelsoorten en sleutelsoorten bodemfauna rangschikkingen voor de onderzochte stoffen. In tabel 8 zijn de rangschikkingen van kwetsbaarheid van natuurdoeltypen weergegeven, zoals deze uit de verschillende modules zijn verkregen. Aangezien de wijze waarop de kwetsbaarheid werd bepaald niet gelijk is in de modules, is de waarde van de kwetsbaarheidsbeoordeling niet direct vergelijkbaar tussen de modules. Wel kan de volgorde van natuurdoeltypen worden vergeleken. Opvallend is dat rangschikkingen van flora en fauna (zowel Cd als Cu, Zn als DDT) sterk afwijken.

**Voorbeeld:** *Het meest kwetsbare flora natuurdoeltype Ri-3.6 is gewaardeerd als matig kwetsbaar voor fauna, terwijl het meest kwetsbare natuurdoeltype gezien vanuit de fauna (Ri-3.1) met betrekking tot flora weer matig kwetsbaar scoort, hoewel hierin slechts één florasoorst vertegenwoordigd is.*

De resultaten voor bodemfauna geven daarnaast opnieuw een op zichzelf staande rangordening.

Hoe om te gaan met de uitkomsten van de kwetsbaarheidsanalyse?

Wanneer, gegeven de abiotische condities van een te beoordelen locatie, kan worden gekozen uit meerdere natuurdoeltypen, dan zal de keuze voor een natuurdoeltype mede afhankelijk zijn van de prioriteit die wordt gegeven aan flora of fauna. Dit impliceert dat indien floristische doelen boven faunistische doelen worden verkozen, men zich in eerste instantie zou moeten richten op de rangschikking op basis van de module Flora en vegetatie. Uitgaande van een bepaald natuurdoeltype geeft het faunaspoor dan inzicht in welke soorten in bepaalde natuurdoeltypen erg kwetsbaar zijn, en daarom mogelijk, gegeven de aard van de aanwezige belasting, niet of in geringe mate zullen voorkomen. Daarbij moet worden opgemerkt dat niet altijd een eenduidige relatie tussen stofconcentraties en soorten gevonden is. Evenzo, als de interesse van de gebruiker zich primair richt op faunistische doelen, dan zal de rangschikking van de fauna in natuurdoeltypen richtinggevend zijn en kan de gebruiker het floraspoor volgen om te achterhalen welke plantenassociaties binnen dit natuurdoeltype het meest kwetsbaar zijn en bij de aanwezige vervuiling zich mogelijk slechts in geringe mate ontwikkelen.

Voor de gebruiker die in beide sporen is geïnteresseerd ligt de keuze van het meest geschikte natuurdoeltype iets complexer, zoals ook duidelijk wordt in paragraaf 6.1 'Praktijktoepassing Westzaan'. De gebruiker zal de voordelen en nadelen van een natuurdoeltype voor flora en fauna tegen elkaar moeten afwegen. Bodemprocessen en de bijbehorende sleutelsoorten bodemfauna moeten op hun beurt los van voorgaande keuzes in beschouwing worden genomen. Het belang van een goede bodemkwaliteit voor bodemprocessen en sleutelsoorten wordt niet op dezelfde wijze gemotiveerd (en financieel gestimuleerd) als dat voor doelsoorten. Het is opmerkelijk om te constateren dat bij de enquête (zie deelrapport B) en de Kenniskring Ecologie van juli 2001 (zie kader 1) uit de respons van ecologen en beheerders is gebleken dat men het goed verlopen van ecosysteemprocessen (zoals decompositie) van primair belang vindt (eerder dan het "behalen" van specifieke doelsoorten), terwijl de vergoedingen uit het Programma Beheer volledig zijn gebaseerd op het bereiken van juist die specifieke natuurdoelen op soortniveau.

De integratie van resultaten uit de verschillende modules van de kwetsbaarheidsanalyse blijft echter niet alleen beperkt om redenen van subjectiviteit bij belangenafweging en financiële randvoorwaarden met betrekking tot natuurdoelen. Ook op methodologische gronden kunnen de re-

sultaten uit de module flora & vegetatie (*expert judgement*) niet makkelijk met die uit de MCA-modules voor fauna, bodemprocessen en sleutelsoorten worden samengevoegd.

Een eindoordeel bij de afweging van alternatieve natuurdoeltypen tegen elkaar dient dus te worden gebaseerd op de relatieve kwetsbaarheden van deze alternatieven op basis van flora, fauna en sleutelsoorten bodemfauna apart (tabel 8). Een simpele wijze voor een objectief eindoordeel kan een optelling van de rangschikking over de verschillende modules zijn. Het natuurdoeltype met de hoogste som zou dan het minst kwetsbare alternatief vormen.

Objectiviteit bij een integrale beoordeling zal echter niet altijd wenselijk zijn en subjectieve weging van een specifiek onderdeel is te realiseren door het toekennen van weegfactoren.

Tabel 8. Rangvolgorde in kwetsbaarheid van natuurdoeltypen op basis van flora, fauna en sleutelsoorten bodemfauna.

Natuurdoeltype		Flora (n=20)	Fauna (n=20)			Sleutelsoorten bodemfauna (n=14)		
		Cd, Cu, Zn	Cd	Cu, Zn	DDT	Cd, Cu	Zn	DDT
<b>Ri-3.1</b>	rivier en nevengeul	7	1	1	1	nvt	nvt	nvt
<b>Ri-3.2</b>	plas en geïsoleerde strang	5	2	4	4	nvt	nvt	nvt
<b>Ri-3.3</b>	rietland en ruigte	20	8	5	10	8	14	2
<b>Ri-3.4</b>	nat schraalgrasland	14	16	9	15	9	9	3
<b>Ri-3.5</b>	stroomdalgrasland	9	5	11	13	1	3	6
<b>Ri-3.6</b>	rivierduin en slik	1	6	7	7	14	13	12
<b>Ri-3.7</b>	struweel, mantel- en zoombegroeiing	13	10	8	8	2	2	7
<b>Ri-3.8</b>	hakhout en griend	10	11	14	12	10	8	4
<b>Ri-3.9</b>	bosgemeenschappen op zandgrond	2	7	16	5	3	1	8
<b>Ri-3.10</b>	bosgemeenschappen van rivierklei	16	13	15	11	7	7	1
<b>Ri-3.11</b>	middenbos	6	17	18	16	4	5	9
<b>Ri-3.12</b>	park-stinzenbos	3	15	20	14	5	4	10
<b>Lv-3.1</b>	zoetwatergemeenschap	15	4	3	2	nvt	nvt	nvt
<b>Lv-3.3</b>	(Lv-3.3zoet)							
<b>Lv-3.2</b>	brak watergemeenschap	18	3	2	3	nvt	nvt	nvt
<b>Lv-3.3</b>	rietland en ruigte (brak)	17 (brak)	9	6	9	11	10	5
<b>Lv-3.5</b>	bloemrijk grasland	12	14	12	17	6	6	11
<b>Hz-3.5</b>	droog grasland	11	19	19	19	12	12	13
<b>Hz-3.7</b>	vochtig schraalgrasland	8	20	13	20	13	11	14
<b>Hz-3.13</b>	bosgemeenschappen van arme zandgrond	19	12	17	6			
<b>Du-3.5</b>	nat schraalgrasland	4	18	10	18			

### PRAKTIJKTOEPASSINGEN KWETSBAARHEIDSANALYSE

#### 5.1 Polder Westzaan

Om de in de vorige hoofdstukken uitgewerkte methodiek te kunnen gebruiken, om werkbaarheid van de methodiek te controleren en om te kijken of de resultaten van de methodiek aansluiten bij de wensen van de gebruiker, wordt gebruik gemaakt van een praktijk casus, 'Polder Westzaan'.

#### Kader 5

##### **Casus 'Polder Westzaan'**

De Polder Westzaan is een omvangrijk veenweidegebied, gelegen tussen Zaandam, Wormerveer en Assendelft (Noord-Holland). Het gebied was vroeger onder invloed van brakke kwel, maar is nu volledig daarvan gescheiden (zoet). De beleidsvraag die de Provincie zich stelt is: moet de Polder Westzaan verbrakken of niet?

De provincie heeft daarbij twee streefbeelden voor ogen: twee natuurdoeltypen van licht brakke polderwateren met typerende verlandingsvegetaties: Lv-3.2 (brakwatergemeenschap) en Lv-3.3 (rietland en ruigte (brakke variant)).

In Polder Westzaan is sprake van sterk verontreinigde bagger op een aantal plaatsen. Een traditionele ecotoxicologische risicobeoordeling is uitgevoerd in 2001 [AquaSense, 2001].

Doel van deze casus is de meerwaarde van de kwetsbaarheidsanalyse voor de beoordeling van de kansrijkdom van beide natuurdoeltypen te onderzoeken. Het gangbare ecotoxicologische onderzoek is met name gebaseerd op laboratoriumtesten met (lagere) toetsorganismen, die een korte levensduur hebben. Verwacht wordt dat de kwetsbaarheidsanalyse antwoorden geeft die meer aansluiten op de praktijk van inrichting en beheer.

##### 5.1.1 Kwetsbaarheidsanalyse

In de vorige hoofdstukken is voor 20 natuurdoeltypen een kwetsbaarheidsanalyse beschreven. Voor de casus Westzaan wordt ingezoomd op de twee relevante natuurdoeltypen, waarbij zowel de zoete als de brakke varianten worden meegenomen. Voor het toepassen van de kwetsbaarheidsanalyse op een specifiek gebied is het van belang om te weten welke verontreinigingen aanwezig zijn in het gebied. In het geval van Westzaan kunnen de resultaten van de chemische analyses gebruikt worden, die uitgevoerd zijn bij de traditionele risicobeoordeling. Voor een beschrijving van de precieze verontreinigingsgraad wordt verwezen naar deelrapport E. Per module wordt hieronder beschreven hoe de kwetsbaarheidsanalyse is toegepast in deze casus.

##### *Module Flora en vegetatie*

Voor de flora en vegetatie zijn de drie natuurdoeltypen Lv 3.2 en Lv 3.3 (zoete en brakke varianten) onderverdeeld naar enkele associaties, met elk vijf aandachtsoorten (zie deelrapport E). Voor elk van deze aandachtsoorten is de kwetsbaarheid voor cadmium, koper en zink onderzocht. Een oordeel over DDT wordt echter niet toegekend, noch stofspecifieke oordelen voor cadmium, koper en zink. In tabel 9 is een overzicht gegeven van de meest kwetsbare soorten (eindscore  $\geq 0,5$ ) van de drie onderzochte natuurdoeltypen.

Wanneer dan de gemiddelde eindscores van de doelsoorten per associatie worden bekeken (zie ook deelrapport E), blijkt dat binnen natuurdoeltype Lv-3.2 de associatie van Groot nimfkruid meer kwetsbaar is dan de associatie van de Ruwe bies (figuur 12). Binnen de brakke variant van natuurdoeltype Lv-3.3 is de associatie van Echte Koekoeksbloem de meest kwetsbare en binnen

de zoete variant zijn de associaties van Riet en het Veenmosrietland meer kwetsbaar dan de associatie van Scherpe zegge. Tevens blijkt dat de brakke variant van het natuurdoeltype Lv-3.3 minder kwetsbaar is dan de zoete variant. Ten opzichte van de andere onderzochte natuurdoeltypen zijn de brakke natuurdoeltypen relatief weinig kwetsbaar.

Tabel 9. De meest kwetsbare aandachtsoorten voor cadmium, koper en zink.

Code	Soort	Lv-3.2	Lv-3.3 (brak)	Lv-3.3 (zoet)	Kwetsbaarheid
Lv-3.3	Addertong		x		0.625
Lv-3.3	Moerasvaren			x	0.625
Lv-3.2	Schedefonteinkruid	x			0.5625
Lv-3.2	Grote watereppe	x			0.5625
Lv-3.3	Melkeppe		x	x	0.5625
Lv-3.3	Echte heemst		x		0.5625
Lv-3.3	Ronde zonnedauw		x		0.5625
Lv-3.2	Groot nymfkruid	x			0.5
Lv-3.2	Groot blaasjeskruid	x			0.5
Lv-3.2	Zittende zannichellia	x			0.5
Lv-3.3	Kamvaren		x		0.5
Lv-3.3	Koninginnekruid			x	0.5
Lv-3.3	Scherpe zegge			x	0.5
Lv-3.3	Tormentil			x	0.5

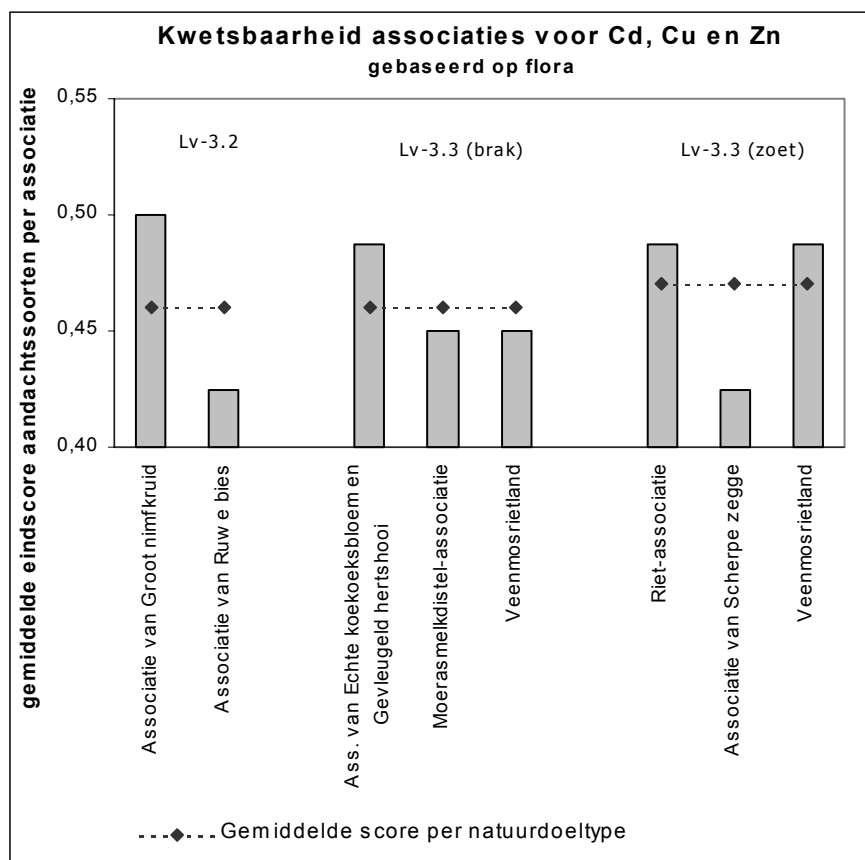


Fig. 12. Kwetsbaarheid van Westzaanse associaties en natuurdoeltypen voor Cd, Cu en Zn.

### Module fauna

Binnen de module fauna kon geen onderscheid gemaakt worden tussen Lv-3.3 zoet en brak, aangezien de doelsoorten fauna van deze varianten dezelfde zijn. Om de brakke situatie (Lv-3.3) te vergelijken met een zoete werd Lv-3.1 aan de analyse toegevoegd (zie deelrapport E). Per natuurdoeltype wordt door Bal et al. [1995] een aantal doelsoorten toegekend. Met deze doelsoorten is de kwetsbaarheidsanalyse uitgevoerd.

Drie stof(groepen) werden binnen deze module onderzocht: cadmium, zink en koper en DDT. Voor deze doelsoorten en stoffen wordt de procedure doorlopen, zoals die is beschreven in de hoofdstukken 2 en 3.

De meest kwetsbare soorten van de drie onderzochte natuurdoeltypen verschillen sterk bij deze stoffen. De meest kwetsbare doelsoorten voor DDT en cadmium zijn voornamelijk vogels, terwijl voor koper en zink vooral libellen kwetsbaar worden bevonden (zie tabellen 10-12).

Wanneer vervolgens de gemiddelde eindscores van de doelsoorten per natuurdoeltype worden bekeken blijkt dat voor DDT en cadmium de brakwatergemeenschap (Lv-3.2) meer kwetsbaar is dan de zoetwatergemeenschap (Lv-3.1) en bij koper en zink is dit andersom. Rietland en ruigte (Lv-3.3) is in alle gevallen het minst kwetsbare natuurdoeltype (figuur 13).

Tabel 10. De voor DDT meest kwetsbare doelsoorten fauna.

DDT	Soort	Lv-3.1	Lv-3.2	Lv-3.3	score
1	Ooievaar	x		x	0,56
2	Noordse stern	x			0,55
3	Blauwe kiekendief			x	0,53
4	Ringslang	x		x	0,53
5	Visdief	x	x	x	0,53
6	Lepelaar	x	x	x	0,51
7	Velduil			x	0,51
8	Zwarte stern	x	x	x	0,51
9	Purperreiger	x	x	x	0,49
10	Rugstreeppad	x	x	x	0,49

Tabel 11. De voor koper en zink meest kwetsbare doelsoorten fauna.

Cu en Zn	Soort	Lv-3.1	Lv-3.2	Lv-3.3	score
1	Bruine korenbout	x		x	0,55
2	Glassnijder	x		x	0,51
3	Krooneend	x	x	x	0,51
4	Rivierdonderpad	x			0,51
5	Vroege glazenmaker	x		x	0,51
6	Groene glazenmaker	x		x	0,49
7	Zwarte stern	x	x	x	0,49
8	IJsvogel	x	x		0,48
9	Noordse stern	x			0,48
10	Slobeend	x	x	x	0,48

Tabel 12. De meest kwetsbare doelsoorten fauna voor cadmium.

Cd	Soort	Lv-3.1	Lv-3.2	Lv-3.3	score
1	Ooievaar	x		x	0,62
2	Noordse stern	x			0,61
3	Blauwe kiekendief			x	0,59
4	Visdief	x	x	x	0,58
5	Lepelaar	x	x	x	0,57
6	Velduil			x	0,57
7	Zwarte stern	x	x	x	0,57
8	IJsvogel	x	x		0,56
9	Purperreiger	x	x	x	0,54
10	Tureluur	x	x		0,54

Wanneer de gemiddelde scores van deze natuurdoeltypen vergeleken worden met de andere onderzochte natuurdoeltypen (hoofdstuk 2 en 3), dan valt op dat deze laagveen-doeltypen wat fauna betreft relatief kwetsbaar zijn. Dit is opvallend, omdat het voor de flora niet geldt. Deze relatief grote kwetsbaarheid volgt uit de samenstelling van het natuurdoeltype, waarin veel kwetsbare soorten aanwezig zijn.

Verder is opvallend dat de kwetsbaarheid het hoogst is voor cadmium. NB.: een vergelijking tussen stoffen mag hier worden gemaakt, omdat dezelfde typen van ecologische gegevens werden gebruikt.

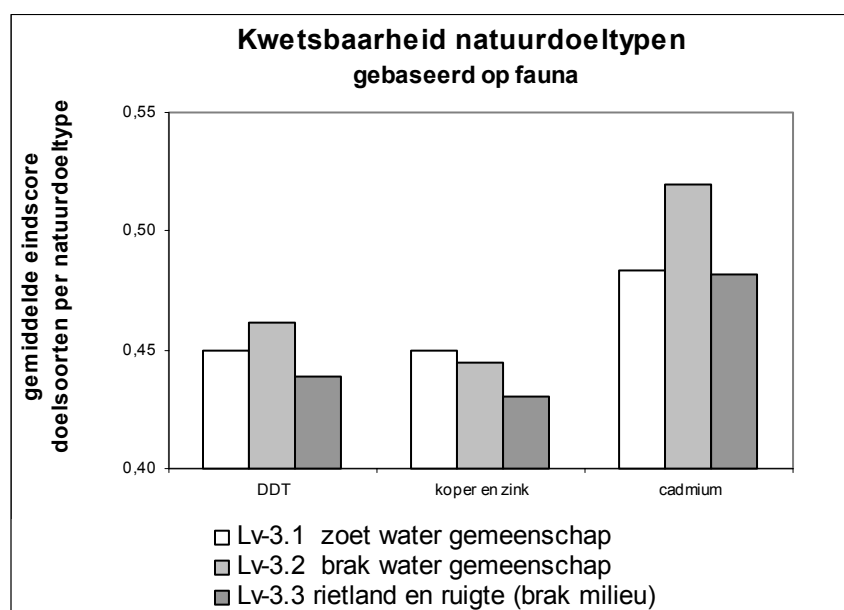


Fig. 13. Kwetsbaarheid van natuurdoeltypen Lv-3.1, Lv-3.2 en Lv-3.3 uitgedrukt als de gemiddelde eindscore van de doelsoorten fauna per natuurdoeltype.

### 5.1.2 Traditionele ecotoxicologische risicobeoordeling

De vraagstelling van de traditionele ecotoxicologische risicobeoordeling was of de aanwezige verontreinigingsklassen 3 en 4 bagger (waterbodembodem) een belemmering vormen voor de ontwikkeling van het gewenste streefbeeld.

Bij de uitgevoerde literatuurstudie werd nauwelijks bruikbare informatie gevonden met betrekking tot de toxiciteit van stoffen voor doelsoorten, wel werd informatie over standaard (laboratorium) testsoorten gevonden (met name Brede waterpest en Klein kroos). Deze soorten bleken niet erg

gevoelig. Ook bij een *worst case* benadering werd geconcludeerd dat deze soorten geen last ondervinden van de aanwezige verontreinigingen in de Polder Westzaan. Voor algen bleek wel uit deze risicobeoordeling (methode volgens STOWA/RIZA) [1997], dat de diffuse zinkverontreiniging lokaal een probleem zou kunnen vormen. Onderzoek naar de relatie tussen verspreiding van doelsoorten in het gebied en het voorkomen van verontreinigingen leverde alleen bruikbare resultaten op voor Echt lepelblad. Er werd voor deze soort geen relatie gevonden met aanwezige verontreinigingen.

Naast dit literatuuronderzoek werd in het kader van deze risicobeoordeling ook experimenteel onderzoek uitgevoerd (TRIADE waterbodem). Daarbij werd gebruikt gemaakt van bioassays met verontreinigde waterbodem afkomstig uit de Polder Westzaan. Uit deze standaard laboratoriumtesten werd geconcludeerd dat metalen en PAK's mogelijk een rol spelen bij de waargenomen effecten en dat DDT en andere organo-chloorverbindingen hierbij geen rol spelen. Ook werd op basis van een bioaccumulatie-bioassay vastgesteld dat voor cadmium een doorvergiftigingsrisico bestaat (zie deelrapport E).

### 5.1.3 *Vergelijking kwetsbaarheidsanalyse met traditionele beoordeling*

De resultaten van de traditionele risicobeoordeling en van de kwetsbaarheidsanalyse zijn zeer verschillend van aard. Bij de traditionele risicobeoordeling werd geconcludeerd dat de planten waarschijnlijk geen last ondervinden van de aanwezige verontreinigingen en de macrofauna mogelijk wel. Op grond van de kwetsbaarheidsanalyse kan dit niet zo gesteld worden. Na uitvoering van de kwetsbaarheidsanalyse kunnen geen conclusies getrokken worden over het al dan niet aanwezig zijn van effecten op flora en fauna. De kwetsbaarheidsanalyse levert rangschikkingstabellen met relatieve kwetsbaarheid van doelsoorten en natuurdoeltypen. Uit dit praktijkvoorbeeld blijkt daarentegen wel dat de traditionele risicobeoordeling voorbijgaat aan de kwetsbaarheid van organismen: De uitkomst van de bureaustudie naar de relatie tussen de verspreiding van Echt lepelblad en de mate van verontreiniging was één van de aanwijzingen voor de conclusie dat de waterplanten waarschijnlijk niet veel last ondervinden van de aanwezige verontreinigingen. Uit de kwetsbaarheidsanalyse in (deelrapport E) blijkt echter dat Echt lepelblad een relatief weinig kwetsbare soort is. Wanneer méér of andere soorten zouden worden bestudeerd, dan kan de eindconclusie mogelijk genuanceerder of zelfs anders uitpakken.

De traditionele beoordeling (bioassays) doet zeer nauwkeurige uitspraken op het niveau van algen en ongewervelde waterdieren. Om het doorvergiftigingsrisico in te schatten en zodoende een uitspraak te doen op het niveau van hogere (doel-) soorten kan een accumulatietest worden toegepast. Zo'n test zegt iets over het potentiële risico, maar niets over de werkelijke gevoeligheid. De kwetsbaarheidsanalyse differentieert duidelijk wel tussen soorten, waarbij verschillende ecologische informatie geïntegreerd wordt. Op dit gebied heeft de kwetsbaarheidsanalyse een meerwaarde.

De gebruiksmogelijkheden van de beide beoordelingen zijn ook zeer verschillend. De resultaten van de klassieke ecotoxicologische risicobeoordeling zijn gebaseerd op literatuuronderzoek enerzijds en op experimenteel onderzoek met standaard testorganismen anderzijds. Slechts zelden zullen resultaten die direct verband houden met de onderzochte natuurdoelen gevonden worden. De resultaten van de klassieke ecotoxicologische beoordeling zijn zeer precies, maar zijn zeer moeilijk te vertalen naar de werkelijke veldsituatie, er wordt gesproken van mogelijke risico's. Voor gebruikers met veel ecotoxicologische kennis kan echter in deze resultaten genoeg informatie te vinden zijn om de resultaten te vertalen naar het veld. Er wordt echter geen antwoord gegeven op de vragen waarmee beheerders te maken hebben (inrichting, beheer, etc.). De kwetsbaarheidsanalyse kan hiervoor ondersteuning bieden.

De resultaten van de kwetsbaarheidsanalyse kunnen gebruikt worden bij de keuze voor alternatieve streefbeelden. In het geval van de Polder Westzaan zou bijvoorbeeld een ander natuurdoeltype gekozen kunnen worden als streefbeeld, wanneer bijvoorbeeld gebleken was dat een



brakwatergemeenschap veel meer kwetsbaar is dan een zoetwatergemeenschap. Wanneer gekozen wordt voor een bepaald natuurdoeltype of streefbeeld, biedt de kwetsbaarheidsanalyse de mogelijkheid doelsoorten te selecteren die geschikt zijn voor monitoring. Een praktijkvoorbeeld hiervan is aangegeven in paragraaf 5.2 (zie deelrapport F voor inhoudelijke uitwerking).

## 5.2 Monitoring van natuurdoelen rivierengebied

Eén van de behoeften binnen het werkveld bodem van DLG is die van ondersteuning voor de keuze van monitoringsparameters voor het beoordelen van de effectiviteit van (inrichtings- of risico-reducerende) maatregelen bij bodemverontreiniging (hoofdstuk 1). In dit hoofdstuk wordt een vertaling beschreven van de uitkomsten uit de kwetsbaarheidsanalyse naar een set van parameters die geschikt zijn voor monitoring van natuurdoelen in het rivierengebied. Dit onderdeel van het project vormt een specifiek belang van de Dienst Landelijk Gebied, waar met betrekking tot de herinrichting van uiterwaarden behoefte bestaat tot monitoring van natuurontwikkeling. De resultaten van de kwetsbaarheidsanalyse kunnen worden gebruikt bij de keuze van geschikte monitoringsparameters, althans in termen van ecologische kwetsbaarheid voor bodemverontreiniging. In dit hoofdstuk wordt kort ingegaan op de methodiek, een meer uitgebreide beschrijving is te vinden in deelrapport F.

De gebruiker of opsteller van een monitoringprogramma kan een selectie maken uit een set van doelsoorten en aandachtsoorten, zoals die voor de natuurdoeltypen van het rivierengebied zijn benoemd [Bal et al., 1995]. Daarnaast kunnen ook monitoringsparameters worden geselecteerd uit bodemprocessen en relevante sleutelsoorten die model staan voor een goede bodemkwaliteit. De gekozen parameters zijn afgeleid uit de resultaten van de kwetsbaarheidsanalyse voor cadmium, koper en zink; in geval van faunistische natuurdoelen werden ook de resultaten voor DDT gebruikt. In deze paragraaf wordt aangegeven hoe en wanneer monitoring kan worden ingezet, en, vooral, welke rol de kwetsbaarheidsanalyse daarbij kan spelen. Een bijkomend doel voor DLG van monitoring is het verkrijgen van inzicht in de relatie tussen natuurontwikkeling en bodemverontreiniging.

In deelrapport F (bijlage) wordt per module van de kwetsbaarheidsanalyse en per natuurdoeltype uit het rivierengebied een aantal monitoringsparameters geselecteerd. Voor flora betreft dit een opsomming van kwetsbare aandachtsoorten per natuurdoeltype. Voor fauna doelsoorten is een rangordening aangebracht in kwetsbaarheid van soorten per diergroep. Deze uitgebreide lijsten worden hier niet herhaald.

Op basis van geselecteerde aandachtsoorten flora uit de kwetsbaarheidsanalyse kunnen pq's en karteringen worden geanalyseerd op voorkomen en vitaliteit van kwetsbare plantensoorten die representatief zijn voor floristische natuurdoelen.

Van de fauna doelsoorten blijken in het algemeen de meest kwetsbare diersoorten gevonden te worden onder libellen en visetende vogels in aquatische voedselketens. Dit resultaat werd verkregen voor zowel lichaamsvreemde stoffen met een hoog risico voor doorvergiftiging (Cd, DDT) als voor essentiële metalen (Cu en Zn), al waren daarbij wel soortspecifieke verschillen waarneembaar. Van de verschillende diergroepen werden vooral vlinders aan de minder kwetsbare kant van het spectrum aan soorten teruggevonden.

Bij het onderzoek werden ook literatuurgegevens over effecten van bodemverontreiniging in het veld en in bioassays op bodemprocessen en bodemdieren in beschouwing genomen. Daarbij was opvallend dat voor nitrificatie en stikstofmineralisatie reeds effecten werden gevonden onder de tussenwaarden (midden tussen Streefwaarde en Interventiewaarde). In lokatiespecifieke gevallen met een matige verontreiniging van deze metalen moet men op voorhand dus al gauw rekening houden met het risico van effecten op deze decompositieprocessen. Of effecten daadwerkelijk optreden kan met bioassays worden geverifieerd.

Bodemdieren blijken voor een kwetsbaarheidsanalyse op soortniveau weinig bruikbaar, omdat in elk natuurdoeltype een brede range aan algemene soorten voorkomt en er weinig of geen differentiërende (algemene) soorten bekend zijn. Niettemin zijn de in dit project opgestelde soortenlijsten en de rangordering van soorten naar relatieve kwetsbaarheid goed bruikbaar voor selectie van parameters voor monitoring (veldinventarisaties of bioassays) op verontreinigde locaties.

#### 5.2.1 Kwetsbaarheidsanalyse binnen 'risico-evaluatie voor natuur'

Ten behoeve van uitwerking van het Actief Bodembeheer Rivierbed is een methodiek voorgesteld voor een stapsgewijze risico-evaluatie voor natuur [Van de Guchte et al. 1999, Faber et al. 2001]. De volgende stappen worden daarin onderscheiden:

- Stap 1 - Toetsing aan normen  
*Globale indicatie van ernst van verontreiniging op basis van metingen en normering.*
- Stap 2 – Vaststellen van risicogrenzen  
*Op basis van alle beschikbare toxiciteitsgegevens vaststellen van Acceptabele Risiconiveau's (ARN) voor natuur*
- Stap 3 – Risico's voor specifieke natuurdoelen  
*Op basis van de keuze voor een natuurdoeltype vaststellen van risiconiveau van specifieke (doel)soorten (kwetsbaarheidsanalyse).*
- Stap 4 – Biologische beschikbaarheid  
*Vaststellen of door inrichtingsmaatregelen biobeschikbaarheid van contaminanten verandert en gevolgen daarvan voor specifieke (doel)soorten bepalen.*

De kwetsbaarheidsanalyse kan worden toegepast onder stap 3 en voor wat sleutelsoorten bodemfauna betreft ook onder stap 4.

#### 5.2.2 Kwetsbaarheidsanalyse binnen de 'Triade benadering'

De Triade benadering [Maas et al. 1992; Rutgers et al. 1998, 2000, 2001] is een benadering voor locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling die is gebaseerd op drie risico-indicatoren:

- Milieuchemie  
*Meting van aanwezigheid van contaminanten in bodem en biota.*
- Toxicologie  
*Meting van toxiciteit van locatiemonsters (bioassays en/of biomarkers).*
- Ecologie  
*Biologische veldwaarnemingen (veldinventarisaties en/of biomarkers in veldorganismen en/of monitoring).*

Met deze meervoudige aanpak wordt de bewijslast voor het bestaan van ecologische risico's voor natuur optimaal mogelijk gemaakt.

Binnen de Triade-benadering kunnen de resultaten van de kwetsbaarheidsanalyse op twee plaatsen toegepast worden: bij invulling van de risico-indicator 'ecologie' en als ondersteuning bij de keuze van testorganismen voor de risico-indicator 'toxicologie'. In het eerste geval gaat het dan om een ordening naar kwetsbaarheid van doelsoorten, in het tweede geval om een soortenkeuze voor testorganismen voor bioassays en veldinventarisaties.

## HOOFDSTUK 6

### RISICOBEBEER

Natuurontwikkeling vindt veelal plaats op voormalige landbouwgronden en in de uiterwaarden van de grote rivieren. In veel van deze potentiële natuurontwikkelingsgebieden overstijgen de gehalten aan zware metalen en andere verontreinigingen de streefwaarden, welke zijn opgesteld voor natuur. De aanwezige vervuiling kan beoogde natuurontwikkeling in de weg staan. Naast de keuze voor een bij de vervuilingsgraad passend natuurdoeltype of streefbeeld is het natuurlijk ook mogelijk om door middel van inrichtings- en beheersmaatregelen de mate van verontreiniging of de beschikbaarheid van verontreinigingen te beïnvloeden.

Dit hoofdstuk richt zich op:

- de beschikbaarheid van stoffen in de bodem;
- de bronnen van vervuilende stoffen;
- de wijze waarop vervuilende stoffen zich in het bodemsysteem gedragen;
- effecten, invloeden en gevolgen van maatregelen.

Met behulp van de uitgebreide beschrijvingen van bovenstaande parameters (zie deelrapport H), kunnen vervolgens per natuurdoeltype inrichtings- en beheersmaatregelen benoemd worden die gevolgen van de aanwezigheid van contaminanten in de bodem kunnen veranderen. Daarmee is het mogelijk streefbeelden of natuurdoelen te bereiken die zonder maatregelen niet mogelijk zouden zijn geweest. Voor de kwetsbaarheidsanalyse betekent dit dat er meer natuurdoeltypen, aandachtsoorten of doelsoorten in de analyse kunnen worden meegenomen, zodat een meer genuanceerde uitspraak mogelijk wordt.

Bepalend voor de keuze van geschikte maatregelen zijn de specifieke eigenschappen van de vervuilende stof, de lokale bodemomstandigheden, alsook de belangrijkste bronnen van de vervuiling. Niet alle maatregelen zijn voor elk natuurdoel toepasbaar. Sommige maatregelen veranderen (abiotische) condities dusdanig dat soorten zich niet kunnen vestigen of handhaven.

In tabel 13 wordt aangegeven welke inrichtings- en beheersmaatregelen toepasbaar zijn per natuurdoeltype en wat de gevolgen zijn. De toepasbaarheid is afgeleid uit de karakteristieken van de natuurdoeltypen en de factoren die kansrijkdom bepalen [Bal et al., 1995].

Tabel 13. Overzicht van maatregelen en specifieke toepasbaarheid bij gegeven natuurdoelen.

NDT	Bekalken	Vernatten	Inoculeren met mycorrhiza	Inzaaien/bepplanten	Fytoremediatie/ Maaien+ afvoeren	Helofytenfilter	Baggeren	Verarmen	Afplaggen/afgraven	Verplaatsen binnen het gebied (inrichting)	Verplaatsen binnen het gebied (beheer)
Ri-3.1	+-	+-	--	--	--	+	++	+	--	++	--
Ri-3.2	++	--	--	--	--	+	++	+-	--	++	++
Ri-3.3	+-	+-	--	--	--	+	+-	+-	--	++	--
Ri-3.4	+-	+-	--	+-	+-	--	+-	++	+-	++	--
Ri-3.5	++	+-	--	+-	++	--	+-	+-	+-	++	--
Ri-3.6	+-	+-	--	+-	++	--	+-	+-	++	++	++
Ri-3.7	+-	+-	+-	--	--	--	+-	+-	--	++	--
Ri-3.8	+-	++	+-	++	--	+	+-	+-	+-	++	--
Ri-3.9	+-	--	++	++	--	--	--	++	++	++	--
Ri-3.10	+-	+-	++	+-	--	--	--	--	--	++	--
Ri-3.11	+-	--	++	+-	--	--	--	--	--	++	--
Ri-3.12	--	--	++	+-	--	--	--	--	--	++	--
Lv-3.2	-	--	--	+-	--	++	+-	++	--	++	--
Lv-3.3	-	++	--	+-	--	++	+-	++	--	++	--
Lv-3.5	+-	+-	--	-	+-	-	+-	++	--	++	--
Hv-3.5	+-	--	--	+-	+-	--	--	++	+-	++	--
Hv-3.7	+-	--	--	---	+-	++	--	++	++	++	--
Hv-3.13	+-	--	++	--	--	--	--	++	++	++	--
Du-3.5	+-	++	--	--	+-	+	+-	++	--	++	--

++ heeft een positief effect op de ontwikkeling van het natuurdoeltype

+- heeft een matig positief effect op de ontwikkeling van het natuurdoeltype

-- verandert het natuurdoeltype van karakter

In deelrapport H worden de volgende onderwerpen in detail uitgewerkt:

- Definitie van beschikbaarheid van stoffen in de bodem;
- Bronnen van zware metalen in het landelijk gebied;
- Chemisch gedrag van zware metalen in relatie tot beschikbaarheid in bodem;
- Effect van maatregelen op beschikbaarheid van metalen;
- Invloed van maatregelen: proces- en effectgerelateerde maatregelen;
- Invloed van maatregelen op natuurdoeltypen;
- Chemisch gedrag van DDT en derivaten in relatie tot beschikbaarheid in bodem en oppervlaktewater en het effect van maatregelen op hun beschikbaarheid.

## HOOFDSTUK 7

### EVALUATIE EN CONCLUSIES

De brede doelstelling van deze pilotstudie was *'het verbeteren van aansluiting tussen ecotoxicologische risicobeoordeling en de realisatie en monitoring van natuurdoelen op verontreinigde bodems door mobilisatie en overdracht van met name ecologische kennis'*.

Uit de gebruikersenquête zijn verschillende praktijkvragen door mogelijke eindgebruikers naar voren gekomen, waarbij de hier ontwikkelde methodiek kan worden ingezet om de doelstellingen voor toekomstige en reeds bestaande natuur te realiseren. Dit betreft met name de volgende onderdelen:

- *Aankoop*

De kwetsbaarheidsanalyse kan in een vroeg stadium worden ingezet om af te wegen welke terreinen aangekocht kunnen worden om bepaalde natuurdoeltypen te realiseren. Uit de kwetsbaarheidsanalyse kan namelijk worden afgeleid of de aanwezigheid van bepaalde verontreinigingen kan leiden tot een verhoogd risico voor doel- en sleutelsoorten in verhouding tot andere natuurdoeltypen.

- *Inrichting en beheer*

Om dezelfde reden geeft de kwetsbaarheidsanalyse ook ondersteuning bij het bepalen welke natuurdoelen haalbaar worden geacht bij de ontwikkeling van natuurdoelen in een gebied waar verontreinigde bodems voorkomen. De abiotische factoren in het gebied bepalen uiteraard in de eerste plaats welke natuurdoeltypen realistisch zijn, bijvoorbeeld de grondsoort en de hoeveelheid wateren in het gebied. De verschillen in kwetsbaarheid tussen de bijbehorende doel- en sleutelsoorten kunnen er vervolgens toe leiden om specifiek één natuurdoeltype na te streven. Hierbij kunnen parallel de meest effectieve risicoverminderende beheersmaatregelen worden aangewend om de kansrijkdom te vergroten.

- *Monitoring*

Bij de ontwikkeling van natuurdoelen op verontreinigde bodems geeft de kwetsbaarheidsanalyse duidelijke handvatten voor monitoring om aan de hand van de meest kwetsbare doel- en sleutelsoorten de ontwikkeling van individuele natuurdoeltypen te volgen in relatie tot de verontreinigingen.

De hier ontwikkelde methodiek voor een kwetsbaarheidsanalyse geeft de eindgebruiker dus de eerste onderdelen van een aanvullend beslissings-ondersteunend instrumentarium dat op diverse niveau's kan worden gebruikt in het traject ter realisatie van natuurdoelstellingen. De doelstelling van het project in bredere zin lijkt daarmee gehaald. Het project had echter een oriënterend karakter en dit bracht met zich mee dat er van tevoren bepaalde keuzes zijn gemaakt. Het instrumentarium biedt daardoor zeker ruimte tot verdere invulling en uitbreiding. Ook is er tijdens de uitvoering van het project op een aantal problemen gestuit, waardoor de methodiek een aantal lacunes kent. Deze waren zowel fundamenteel als praktisch van aard.

Op de volgende punten laten de projectresultaten beperkingen zien:

- DDT is niet verwerkt in de module Flora en vegetatie, omdat hierover bijna geen gegevens bestaan. Echter, dit is inherent aan het feit dat DDT nauwelijks effect heeft op planten.
- Er kon geen nadere specificatie van de kwetsbaarheden per metaal in de module Flora en vegetatie worden gemaakt. De drie metalen (Cd, Cu, Zn) worden op dezelfde wijze opgenomen en hebben eenzelfde toxische werking in planten.
- Er is uiteindelijk geen uitwerking gemaakt van de hoofdcategorie C (effecten op individueniveau) voor de module Fauna. Deze lacune is echter fundamenteel van aard. Er bestaat

nauwelijks informatie over verschillen in werkingsmechanismen van dezelfde stoffen in verschillende groepen dieren, laat staan over de relatieve gevoeligheid zelf van diergroepen.

- Het is niet mogelijk gebleken om de resultaten van de verschillende modules van de kwetsbaarheidsanalyse te integreren tot één systeem. Enerzijds werd dit veroorzaakt door de aard van de gebruikte ecologische gegevens die voor de drie groepen sterk uiteenliepen (m.n. flora versus fauna). Aan de andere kant zou bij integratie impliciet één keuze moeten worden vastgelegd met betrekking tot het belang van de verschillende groepen organismen ten opzichte van elkaar. Het zal echter duidelijk zijn dat het belang van een groep t.o.v. de andere groepen sterk zal verschillen per natuurdoeltype en in grote mate van de doelstelling van de gewenste natuurontwikkeling afhankelijk zal zijn. Met andere woorden, het relatieve belang van de modules hangt samen met de politieke keuzen die de beleidsmakers moeten maken.
- Verder wordt hier nogmaals onderstreept dat het met de kwetsbaarheidsanalyse in haar huidige vorm (nog) niet mogelijk is om een directe relatie te leggen tussen gehalten van verontreinigingen in de bodem en de kwetsbaarheid van aandachtsoorten en doelsoorten. Het gaat hier vooral om een indicatie van risico's op basis van ecologische factoren. Voor het schatten van de risico's van bepaalde gehalten stoffen bestaan wél andere methoden, bijvoorbeeld een basale vergelijking van de concentraties met grenswaarden (zoals het verwaarloosbaar risico, VR, en maximaal toelaatbaar risico, MTR) die gebaseerd zijn op de gevoeligheden van testdieren voor de betreffende stoffen of het uitrekenen van de potentieel aangetaste fractie soorten (PAF). De resultaten van de huidige kwetsbaarheidsanalyse benoemen echter wel de meest kwetsbare doelsoorten per natuurdoeltype en per toxische stof. Wanneer in de toekomst voor deze soorten een specifieke minimale bodemkwaliteit zou kunnen worden vastgesteld, bijvoorbeeld door experimenteel onderzoek aan veldpopulaties van juist deze soorten, dan zouden deze waarden tevens de minimale bodemkwaliteit per natuurdoeltype vertegenwoordigen, een zeer veelbelovend beleids criterium.

Ondanks de beschreven lacunes in de thans ontwikkelde kwetsbaarheidsanalyse mag toch geconcludeerd worden dat deze vernieuwende aanpak lijkt te werken. De methodiek zal vooralsnog het beste tot zijn recht komen wanneer een eindgebruiker de doelstellingen en randvoorwaarden voor zijn specifieke project al helder heeft neergezet. Vervolgens kunnen verschillende natuurdoelen geanalyseerd worden en kunnen vergelijkingen worden gemaakt. In geval van bodemverontreiniging biedt de kwetsbaarheidsanalyse thans de hieronder beschreven mogelijkheden.

- Binnen natuurdoeltype(n) kunnen verschillende vegetatieassociaties, plantensoorten, fauna-doelsoorten en bodemsleutelsoorten op kwetsbaarheid met elkaar vergeleken worden.
- Dezelfde drie modules geven een indicatie van de meest kwetsbare doelsoorten, waarop de monitoring na realisatie van de gewenste natuur kan worden afgestemd. Zodoende kan de effectiviteit van inrichtings- en beheersmaatregelen beter worden vastgesteld.
- Een analyse van kwetsbaarheid kan zowel op specifiek floristische doelen als faunistische doelen gemaakt worden. Hierbij dienen wel relaties tussen flora en fauna in ogenschouw genomen te worden.
- Na een kwetsbaarheidsanalyse kunnen specifieke beheers- en inrichtingsmaatregelen genomen worden ter reductie van mogelijke risico's van bodemverontreiniging. Deze zijn hier in het licht van de kwetsbaarheidsanalyse geëvalueerd.
- Wanneer een gewenst natuurdoel niet haalbaar geacht wordt, kan de kwetsbaarheidsanalyse aanwijzingen opleveren voor minder kwetsbare natuurdoelen.
- De gebruiker kan steeds terugvinden in de analyse waar keuzes worden gemaakt en wat de redenen zijn voor de score van een soort. De soortgerichte aanpak van de kwetsbaarheidsanalyse geeft de gebruiker zeer specifieke informatie.
- De ontwikkelde methodiek past goed bij het concept van de TRIADE-benadering voor de ecologische risicobeoordeling en sluit hierbij vooral aan op het onderdeel ecologie (vaak in de vorm van een veldinventarisatie). In het kader van een functiegerichte en lokatiespecifieke risicobeoordeling kan het resultaat van een kwetsbaarheidsanalyse gebruikt worden om de

monitoringsparameters vast te stellen die (voor het natuurdoeltype) de beste indicatie geven voor ecologische effecten van bodemverontreiniging.

De mogelijkheden en beperkingen van de kwetsbaarheidsanalyse kunnen misschien het beste geïllustreerd worden aan de hand van de casus Polder Westzaan. Hieronder wordt daarom nog een keer stapsgewijs en versimpeld aangegeven hoe tot een bepaalde beslissing kan worden gekomen.

1. Uit eerder onderzoek van de waterbodems blijkt dat deze verontreinigd zijn met diverse groepen contaminanten, waaronder metalen, PAK's en DDT. De verontreiniging varieert van plaats tot plaats en is op sommige plekken klasse 4.
2. Omdat het veengebied vroeger brak was en omdat de flora in dergelijke gebieden internationaal uniek is, is het idee ontstaan om het gebied weer in zijn oorspronkelijke brakke toestand terug te brengen.
3. Toetsing van de gehalten aan normstelling wees op een ernstig ecologisch risico en riep de vraag op in hoeverre deze specifieke natuurdoelen, met name ten aanzien van de flora, realiseerbaar zijn.
4. Vergelijking van de gehalten van de verontreinigingen met toxiciteitsgegevens uit de literatuur wees uit dat er geen risico's waren voor standaard testplanten zoals kroos en waterpest, maar wel van zink voor algen. Een aanvullende inventarisatie van bestaande vegetatieopnamen en chemische analyses van de waterbodems wees uit dat het voorkomen van de doelsoorten Echt lepelblad en Ruwe bies geen correlatie vertoonde met de verontreinigingsgraad.
5. De kwetsbaarheidsanalyse (paragraaf 5.1) toonde aan dat de brakke variant van het natuurdoeltype rietland en ruigte voor veenweidegebieden minder kwetsbaar is dan de zoete, in ieder geval voor de metalen. Gezien punt 4 en bovenstaande kan nu worden geconcludeerd dat er waarschijnlijk geen risico's voor waterplanten zijn en dat door verbrakking dit risico voor de floristische natuurdoelen zelfs nog wordt vermindert.
6. Uit bioassays bleek dat sommige sedimenten uit het gebied toxisch waren voor ongewervelde waterbodemdieren. Ook werd door een assay vastgesteld dat er een kans op doorvergiftiging van cadmium bestaat, zodat er rekening moet worden gehouden met risico's voor de faunistische natuurdoelen.
7. De fauna-module van de kwetsbaarheidsanalyse wijst uit dat de fauna-doelsoorten van de brakke variant gemiddeld kwetsbaarder zijn dan die van de (huidige) zoete toestand. Vogels zijn met name kwetsbaar voor cadmium en DDT en libellen voor koper en zink.
8. De conclusie voor de inrichters en beheerders van het gebied op basis van bovenstaande luidt dat verbrakking van de Polder Westzaan de realisatie van de belangrijke floristische natuurdoelen waarschijnlijk slechts ten goede zou komen. Daarbij zal het risico voor de fauna-doelsoorten enigszins toenemen. Dit risico kan echter worden gereduceerd door specifiek risicoverminderende beheersmaatregelen. Te denken valt onder meer aan baggeren van de meest verontreinigde lokaties en concentratie van de bagger in depots (bijvoorbeeld binnen het gebied, zie IIPerveld).
9. Het rendement van de risicoverminderende inrichtings- en beheersmaatregelen kan worden gemonitord aan de hand van de meest kwetsbare doelsoorten: vogels en libellen.

Er zijn twee zaken die uit bovenstaande discussie verder naar voren komen. Allereerst wordt van de gebruikers van de kwetsbaarheidsanalyse verwacht dat zij in zekere mate met de materie vertrouwd zijn. Immers, per geval zullen de afwegingen erg complex en vaak ook enigszins beleidsmatig van aard zijn. De beleidskeuzes en –doelstellingen hebben soms ook weer invloed op de uitkomst van de kwetsbaarheidsanalyse. De manier, waarop men zaken rondom de risico's van bodemverontreiniging voor het realiseren van natuurdoelstellingen afweegt en uiteindelijk tot

bepaalde keuzes komt, kan met de methodiek thans echter veel beter worden gestuurd en inzichtelijk worden gemaakt.

Uit de discussie kan ook worden afgeleid dat de kwetsbaarheidsanalyse geen op zichzelf staande analyse is, maar een instrument voor een deel van de grote hoeveelheid afwegingen die beleidsmakers en beheerders moeten maken bij natuurontwikkeling. De abiotische randvoorwaarden bepalen in grote mate wat de mogelijkheden van een gebied zijn. Daarnaast spelen er andere (milieu)thema's, zoals verzuring, verdroging, vermesting, etc. die evenzeer als verontreiniging belemmerend kunnen zijn. Sommige van deze processen hebben ook weer effect op de risico's van verontreiniging; zie bijvoorbeeld het bekende fenomeen dat metalen in zure omstandigheden meer beschikbaar zijn voor organismen. De kwetsbaarheidsanalyse zal dus in combinatie met andere systematieken moeten worden gebruikt, een zogenaamde 'multi-stress'-benadering. Eén beslissingsondersteunend systeem moet hierbij met name genoemd worden, namelijk BONANZA [Kros et al., 2001]. Deze systematiek omvat een aantal belangrijke abiotische randvoorwaarden voor natuurontwikkeling (o.m. pH en vochtgehalte van de bodem) en hieruit worden biologisch beschikbare concentraties voor metalen en uiteindelijk PAF-waarden voor doelsoorten berekend. Dit is precies de soort parameters waar de kwetsbaarheidsanalyse mooi op aansluit.

Ook binnen het kader van ecologische risicobeoordeling kan de kwetsbaarheidsanalyse een plaats innemen, zoals geïllustreerd aan het praktijkvoorbeeld Polder Westzaan. De methodiek heeft daarbij aanvullende en ondersteunende betekenis in een volgens de Triade-benadering opgezette beoordeling; aanvullend met betrekking tot bijvoorbeeld een uitwerking van soorten in risicovolle voedselketens of onderdeel van een potentieel aangetaste fractie, en ondersteunend met betrekking tot de keuze van soorten voor bioassays en veldinventarisaties.



## LITERATUUR

Deze literatuurlijst bevat alle literatuur die ten behoeve van het eindrapport is gebruikt:

Antonielli, M., S. Pasqualini, L. Ederli, P. Batini, F. Loreto & A. Massacci (2000). *Phragmites australis* growing in a contaminated environment: ecophysiological characteristics.

AquaSense (2001). Ecologische risico's van waterbodemonverontreiniging bij natuurontwikkeling in de Polder Westzaan – In opdracht van: Provincie Noord-Holland, Afdeling Milieubeheer en Bodemsanering. Rapportnummer: 1464c.

Bal, D. et al. (1995). Handboek Natuurdoeltypen in Nederland. Rapport IKC-Natuurbeheer nr. 11.

Bal, D. (1999). Een nadere vegetatiekundige interpretatie van het Handboek natuurdoeltypen in Nederland. *Stratiotes* 18: 22-34.

Bengtsson, G., Rundgren, S., 1982. Population density and species number of enchytraeids in coniferous forest soils polluted by a brass mill. *Pedobiologia* 24: 211-218.

Coughtrey, P.J., Jones, C.H., Martin, M.H. and Shales, S.W. (1979). Litter accumulation in woodlands contaminated by Pb, Zn, Cd and Cu. *Oecologia* 39, 51-60.

Faber, J.H., Knoben R.A.E., Harmsen J. & Van de Guchte C. 2001. ABR: omgaan met natuurrisico's. *Bodem* 11(2): 68-70.

Faber, J.H. & A. Van Kleunen. Veldvalidatie van normstelling voor enkele zware metalen. Ongepubliceerd rapport IBN-DLO.

Guchte, C. van de, Knoben R.A.E., Faber J.H. & Harmsen J. (1999) *Covernotitie Actief Bodembeheer Rivierbed: Natuurrisico's. Advies- & Kenniscentrum Waterbodems, AKWA-rapport 99.006, RIZA rapport 99.024, Lelystad.*

Hesteren, S. van, Leemkule, M.A. van de, (1998). Minimale Bodemkwaliteit: Een gebruiksgerechte benadering vanuit de ecologie. Deel 1: Metalen. Technische Commissie Bodembescherming, Den Haag, Rapport nummer TCB R08.

Höflich, G., Tauschke, M., Schalitz, G., Joschko, M., Höhn, A. (1999) Biologische Aktivitäten in Überflutungspoldern der Oder. *Die Bodenkultur* 50 (2):147-240.

Höflich, G., Tauschke, M., Schalitz, G., Joschko, M. and Hohn, A. (1999). Biological activity in flood polder of the river Oder. *Bodenkultur* 50(2): 111-119.

Hopkin, S.P., Watson, K., Martin, M.H., Mould, M.L. (1985). The assimilation of heavy metals by *Lithobius variegatus* and *Glomeris Marginata* (Chilopoda; Diplopoda). *Bijdragen tot de Dierkunde* 55 (1): 88-94.

Kros, J. et al. (2001). Ontwikkeling van een bodembeoordelingssysteem voor natuurontwikkeling op met nutriënten en zware metalen verontreinigde agrarische gebieden. Beslissingsondersteunend systeem bodembeoordeling. Fase 1: BONANZA. SKB rapport nummer SV-004.

Leemkule, M.A. van de, Hesteren, S. van, en Pruiksmā, M.A. (1998). Minimale Bodemkwaliteit: Een gebruikgerichte benadering vanuit de ecologie. Deel 2: Immobiele organische microverontreinigingen. Technische Commissie Bodembescherming, Den Haag, Rapport nummer TCB R09.

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

Maas, J.L., C. van de Guchte & F.C.M. Kerkum (1992) Methodebeschrijvingen voor de beoordeling van verontreinigde waterbodems volgens de TRIADE-benadering. Methodebeschrijving voor enkele bioassays, bioaccumulatiemetingen en veldstudies. RIZA Nota nr. 93.027, 74 pp.

Mathur, S.P. and Sanderson, R.B. (1978). Relationships between copper contents, rates of soil respiration and phosphatase activities of some histosols in an area of southwestern Quebec in the summer and in the fall. *Canadian Journal of Soil Science*, 58(2): 125-134.

Mathur, B.S.; A.K. Sarkar y B. Mishra. (1980). Release of nitrogen and phosphorus from compost charged with rockphosphate. *J. Ind. Soc. Soil Sci.* 28(2):206-212.

McCabe, O.M. & Otte M.L. (2000). The wetland grass *Glyceria fluitans* for revegetation of mine tailings. *Wetlands* 20, 548-559.

Pokarzhevskii, A.D. et al. (1998). The use of detrital food-webs to predict ecotoxicological effects of ehavy metals. In: Pollution-induced changes in soil invertebrate food-webs, Butovsky, R.O., Straalen, N.M. van (eds.), Amsterdam, Moscow.

Rutgers M., Faber, J., Postma, J. & Eijsackers, H. 1998. Locatiespecifieke ecologische risico's: een basisbenadering voor functiegerichte beoordeling van bodemverontreiniging. Rapport Programma Geïntegreerd Bodemonderzoek deel 16, Wageningen.

Rutgers M., Postma J. & Faber, J. 2000. Uitwerking van de basisbenadering voor de locatiespecifieke, functiegerichte ecologische risicobeoordeling van bodemverontreiniging voor de praktijk. Rapport Programma Geïntegreerd Bodemonderzoek deel 29, Wageningen.

Rutgers M., Bogte J.J., Dirven-van Breemen E.M. & Schouten A.J. 2001. Locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling - praktijkonderzoek met een Triade-benadering. RIVM rapport 711701026/2001, Bilthoven.

Salminen, J., Haimi, J. Horizontal distribution of copper, nickel and enchytraeid worms in polluted soil. *Environmental pollution* 104 (1998): 351-358.

Schaminee J., Stortelder A.H.F. & Westhoff V. 1995. De vegetatie van Nederland I. Inleiding tot de plantensociologie - grondslagen, methoden en toepassingen. Opulus Press, Leiden.

Schaminée, J.H.J. en Jansen, A. (1998). Wegen naar natuurdoeltypen : ontwikkelingsreeksen en hun indicatoren voor herstelbeheer en natuurontwikkeling: (Sporen A en B). IKC Natuurbeheer, Wageningen. Rapport nummer 26.

Schaminée, J.H.J. (2000). Wegen naar natuurdoeltypen : ontwikkelingsreeksen en hun indicatoren voor herstelbeheer en natuurontwikkeling Sporen B en C. Wageningen : Expertisecentrum LNV.

Schaminée, J.H.J., Stortelder, A.H.F., en Barkman, J.J. (1995). De vegetatie van Nederland. Deel 1: Inleiding tot de plantensociologie. Grondslagen, methoden en toepassingen. Uitgeverij Opulus, Uppsala.

Schaminee, J.H.J., Weeda, E.J., Arts, G.H.P. (1995). De vegetatie van Nederland. Deel 2: Plantengemeenschappen van wateren, moerassen en natte heiden. Uitgeverij Opulus, Uppsala.

Schaminee, J.H.J., Stortelder, A.H.F., Dijk, E. (1996). De vegetatie van Nederland. Deel 3: Plantengemeenschappen van graslanden, zomen en droge heiden. Uitgeverij Opulus, Uppsala.

Schaminee, J.H.J., Weeda, E.J., Beeftink, W.G. (1998). De vegetatie van Nederland. Deel 4: Plantengemeenschappen van de kust en van binnenlandse pioniermilieus. Uitgeverij Opulus, Uppsala.

Stortelder, A.H.F., Schaminee, J.H.J., Hommel, P.W.F.M., Dort, K. van. (1999). De vegetatie van Nederland. Deel 5: Plantengemeenschappen van ruigten, struwelen en bossen. Uitgeverij Opulus, Uppsala.

Spurgeon, D.J, Hopkin, S.P. (1996). Effects of metal-contaminated soils on the growth, sexual development, and early cocoon production of the earthworm *Eisenia fetida*, with particular reference to zinc. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 35(1): 86-95.

Spurgeon, D.J, Hopkin, S.P. (1996). The effects of metal contamination on earthworm populations around a smelting works: quantifying species effects. *Applied Soil Ecology* 4 (1996);147-160.

STOWA/RIZA (1997). Ecotoxicologische risicobeoordeling van verontreinigde waterbodems. Rapport nr. 97-42, Stichting Toegepast Onderzoek Water beheer (STOWA)/Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, Utrecht/Lelystad.

Tyler, G. (1972): Heavy metals pollute nature, may reduce productivity. *Ambio* 1, 52-57.

Verbruggen, E.M.J. *et al.* (2001). Ecotoxicological serious risk concentrations for soil, sediment and water: updated proposals for first series of compounds. RIVM, Bilthoven. RIVM report 711701020.

**De onderstaande literatuurlijst bevat alle literatuur die ten behoeve van de deelprojecten is gebruikt:**

Intercost Workshop on Bioremediation – Sorrento 2000.

Aquasense (1999). Ecologische risico's in de metaalverontreinigde oever van de Geelmolensebeek. Bepaling actuele ecologische risico's met behulp van chronische bioassays en bioaccumulatieonderzoek in regenwormen -in opdracht van Arcadis heidemij Advies B.V. (in opdracht van Waterschap Veluwe). Rapportnummer 99.0881-5.

Aquasense (1999). Ecologische risico's van een met chroom verontreinigde beekoever. Chronische bioassays en bioaccumulatieonderzoek met regenwormen. In opdracht van Grontmij Advies & Techniek. Rapportnummer 99.0881-8b.

Aquasense (1999). Locatiespecifieke beoordeling actuele ecologische risico's van verontreinigde landbodems in Noord-Holland. Acute en chronische bioassays, bioaccumulatieonderzoek in regenwormen en veldinventarisaties. In opdracht van Provincie Noord-Holland. Rapportnummer: 99.1254-2.

Bååth, E., 1989. Effects of heavy metals in soil on microbial processes and populations (a review). *Water, Air, and Soil Pollution* 47: 335-379.

Bachmann, G. & Tharwat M. A. (2000). The importance of rhizodeposition strategies of plant species for sustainable agriculture.

Bakker, J., Posthuma, L. & R. Baerselman, 1997. Toxische effecten van zink op de worm *Eisenia andrei*; resultaten proefveldexperimenten Amsterdam 1995 en 1996. RIVM, reportnummer 607505003, Bilthoven.

Bell, D.L. & S.E. Sultan. 1999. Dynamic phenotypic plasticity for root growth in *Polygonum*: A comparative study. *American Journal of Botany* 86: 807-819.

Bengtsson & Tranvik (1989). Critical metal concentrations for forest soil invertebrates. *Water, Air and Soil Pollution* 47:381-417.

Bengtsson, G., Nordström, Rundgren, S., 1983. Population density and Tissue Metal Concentration of Lumbricids in Forest Soils Near a Brass Mill. *Environmental Pollution (Series A)* 30: 87-108.

Bengtsson, G.T., Gunarson, T., Rundgren, S. (1986). Effects of metal pollution on the earthworm *Dendrobaena rubida* (Sav.) in acidified soils. *Water Air and Soil Pollut.* 28:361-383.

Benkert, J.P., Schindler P.W. (1992) Die Bodenatmung im Perimeter einer Quelle von Schwermetallen. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, vol.155(3): 169-257.

Benkert, J.P., Schindler P.W. (1992) Die Bodenatmung im Perimeter einer Quelle von Schwermetallen. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, vol.155(3): 169-257.

Berg, B., Ekbohm, G., Staaf, H. (1991) Reduction of decomposition rates of scots pine needle litter due to heavy-metal pollution. *Water, Air and Soil Pollution* 59: 165-177.

Berg, M.P. (1995). Preliminary atlas of the millipedes of the Netherlands. Department of Ecology and Ecotoxicology Section Soil Ecology Vrije Universiteit Amsterdam in co-operation with: Stichting European Invertebrate Survey-Netherlands, Communication EIS-Nederland no. 79.

Berg, M.P., Wijnhoven, H. (1997). Landpissebedden. Wetenschappelijke Mededeling KNNV nr. 221, Utrecht.

Besten, P. J. den (1997). Biotisch effectonderzoek Hollandsch Diep en Dordtse Biesbosch. Nader onderzoek waterbodempkwaliteit. Rapportnr. 97.098, Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, Lelystad.

Beyer, W.N., Miller, G.W., Cromartie, E.J., 1984. Contamination of the O<sub>2</sub> Soil Horizon by Zinc Smelting and its effect on Woodlouse Survival. *Journal of Environmental Quality*, vol.13, no.2: 247-251.

BKH(1995). Update toxiciteitsgegevens voor vier stoffen in het kader van MILBOWA. Versie maart 1995.

Bosman W.W., Giesberts J.P.M., Kleukers R.M.J.C., Van de Muckhoff P.J.J. & Musters J.C.M. 1988. Nichesegregatie bij zes Anura in de Overasseltse en Hatertse vennen tijdens de zomerperiode. Werkgroep Dierecologie, KU Nijmegen.

Bosveld, A.T.C, Klok, T.C., Bodt, J.M., Rutgers, M. (2000). Ecologische risico's van bodemverontreinigingen in toemaakdek in de gemeente De Ronde Venen. Alterra-rapport 151.

Bouché, M.B. 1972. Lombriciens de France, écologie et systématique. Institut National de Recherche Agronomique, Paris. 671 pp.

Bouché, M.B. 1992. Earthworm Species and Ecotoxicological Studies. In: Ecotoxicology of Earthworms (Greig-Smith, P.W., Becker, H., Edwards, P.J., Heimbach, F., eds.), Intercept Ltd, Andover, UK.

Bouché, M.B., 1977. Stratégies lombriciennes. In: Soil Organisms as Components of Ecosystems, (Eds. U. Lohm & T. Persson). Ecol. Bull. (Stockholm), 25: 122-132.

Brink, N.W. van den & Ma, W.-C. (1998) Spatial and temporal trends in levels of trace metals and PCBs in the European Badger *Meles meles* (L., 1758) in The Netherlands: implications for reproduction. *The Science of the Total Environment* 222:107-118.

Bruus Pedersen, M. 1999. Exposure routes and ecotoxicological effects of copper in soil. Linking laboratory to field. Free University Press Amsterdam.

Canter-Creemers, I. et al. (1999). Zienswijzen natuurontwikkeling op verontreinigde grond. Rapporten Programma Geïntegreerd Bodemonderzoek nr. 21, Wageningen

Capelleveen, E. van (1987). Ecotoxicity of heavy metals for terrestrial isopods. Free University Press Amsterdam.

Chaney R.L. (1983). Plant uptake of inorganic waste. In: Parr JE, Marsh PB, Kla JM, (eds.) land treatment of hazardous wastes. Noyes Data Corporation, Park Ridge, NJ. pp. 50-67.

Circulaire Saneringsregeling Wet Bodembescherming: beoordeling en afstemming. Staatscourant 1998, nr4.

Cook, A.G., Critchley, B.R. *et al.* (1979). The effects of soil treatment with DDT on the biology of a cultivated forest soil in the sub-humid tropics. *Pedobiologia* 19: 279-292.

Crommentuijn, T, Doodeman, C.J.A.M., Doornekamp, A., Pol, J.J.C. van der, Bedaux, J.J.M., Van Gestel, C.A.M. (1994). Lethal body concentrations and accumulation patterns determine time-dependent toxicity of cadmium in soil arthropods. *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 13, No.11: 1781-1789.

Crommentuijn, T., Polder, M.D., Plassche, E.J. (1997). Maximum permissible concentrations and negligible concentrations for metals, taking background concentrations and negligible concentrations into account. RIVM report no. 601501001, Bilthoven, the Netherlands.

Dallinger, R. (1993). Strategies of metal detoxification in terrestrial invertebrates. In: Dallinger R, Rainbow, P.S. (eds.). *Ecotoxicology of metals in Invertebrates*. Boca Reton: lewis Publishers:246-289.

- Dallinger, R., Wieser, W. (1977). The flow of copper through a terrestrial food chain. I. Copper and nutrition in isopods. *Oecologia (Berl.)* 30:253-264.
- Dash, M.C. (1990) Oligochaeta: Enchytraeidae. In: Dindal, D.L. (ed) *Soil biology guide*. Wiley & Sons, New York etc., 311-340.
- De Ruiter, H.R.G & Kros, H. (2000). Gebruikersenquête en interviews ten behoeve van de ontwikkeling van BONANZA; Een beslissingsondersteunend systeem voor de relatie bodemkwaliteit en natuurontwikkeling. Tussenrapport SKB Bonanza-project.
- De Ruiter, H.R.G. *et al.* (2001). Kwetsbaarheid en kansrijkdom van natuurdoelen op verontreinigde bodems: Deelrapport A: Gebruikersenquête en interviews. *Niet gepubliceerd*.
- De Zwart D. Rutgers M & Notenboom J. 1999. Bepaling van het locatiespecifieke ecologische risico van bodemverontreiniging: een opzet voor een beoordelingssystematiek. RIVM rapport 711701011, Bilthoven.
- Denneman, C.A.J., Van Gestel, C.A.M. (1990). Bodemverontreiniging en bodemecosystemen: voorstel voor C-toetsingswaarden op basis van ecotoxicologische risico's. RIVM report no. 725201001, Bilthoven, the Netherlands.
- Díaz, S. & M. Cabido (1997). Plant functional types and ecosystem function in relation to global change. *Journal of Vegetation Science* 8: 463-474.
- Didden, W.A.M., Ecology of terrestrial Enchytraeidae, *Pedobiologia* 37, 2-29 (1993).
- Dijk A.J. van 1996. Broedvogels inventariseren in proefvlakken (handleiding Broedvogel Monitoring Project). SOVON, Beek-Ubbergen.
- Dijk A.J. van & Hustings F. 1996. Broedvogelinventarisatie Kolonievogels en Zeldzame Soorten (handleiding Landelijk Soortonderzoek Broedvogels). SOVON, Beek-Ubbergen.
- Dindal, D.L. 1990. *Soil Biology Guide*. John Wiley&Sons, New York. 1349 pp.
- Dolfing, J. & S.D. Scheltens. 1999. Facilitated transport in European soils from the Euro-soil project. *Environ. Toxicol. Chem.* 18:1417-1420.
- Donker, M.H., Zonneveld, C., Straalen, N.M. van, 1993. Early reproduction and increased reproductive allocation in metal-adapted populations of the terrestrial isopod *Porcellio scaber*. *Oecologia* 96: 316-323.
- Drobne, D. (1996). Terrestrial isopods-A good choice for toxicity testing of pollutants in the terrestrial environment. *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol.16, No. 6:1159-1164.
- Drobne, D., Hopkin, S.P, 1995. The Toxicity of Zinc to Terrestrial Isopods in a "Standard" Laboratory Test, *Ecotoxicology and Environmental Safety* 31, 1-6.
- EC-LNV. 2001. Evaluatie meerjarenplan gewasbescherming Achtergronddocument. Eindevaluatie van de taakstelling over de periode 1990-2000. Rapport 2001/49. Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, EC-LNV, Ede, 149 p.

Edwards C.A. (1970) Persistent pesticides in the environment. Chemical Rubber Co., Cleveland. Geciteerd in: Swift M.J., O.W. Heal & J.M. Anderson (1979) Decomposition in Terrestrial Ecosystems. Studies in Ecology, Vol. 5, Blackwell Sci. Publications Ltd., Oxford. (p.155).

Edwards, C.A., Bohlen, P.J. (1996). Biology and Ecology of Earthworms. Chapman&Hall, London.

Edwards, C.A., Dennis, E.B. (1960). Some effects of Aldrin and DDT in an arable field. Ann. Appl. Biol. 59 (3):11-23.

Edwards, C.A., Lofty, J.R. (1977) Biology of Earthworms. Chapman&Hall, London.

Ervin, G. N. & R. G. Wetzel (2000). Allelochemical autotoxicity in the emergent wetland macrophyte *Juncus effusus* (Juncaceae). American Journal of Botany 87, 853-860.

Faber, J.H. & Klein, M.H.J. (2000). Perceptie van natuurrisico's van bodemverontreinigingen; verschillen tussen terreinbeheerders en onderzoekers. Bodem 2000(4): 144-146.

Forsyth, D.,J., Peterle, T.J. (1982). Uptake of 36C1-DDT residues by slugs and isopods in the laboratory and field. Environmental Pollution (Series A)29:135-143.

Freedman, B., Hutchinson, T.C., 1979. Effects of smelter pollutants on forest leaf litter decomposition near a nickel-copper smelter at Sudbury, Ontario. Can. J. Botan. 58: 1722-1763.

Gestel, C.A.M. van, Dis, W.A. *et al.*(1991). Influence of cadmium, copper and pentachlorophenol on growth and sexual development of *eEisenia andrei* (Oligochaeta;Annelida). Biol.Fertil.Soils 12:117-121.

Giller, K.E., Wittre, E., McGrath, S.P. (1998). Toxicity of heavy metals to microorganisms and microbial processes in agricultural soils: a review. Soil. Biol. Biochem. Vol. 30. No.10:11:1389-1414.

Gräff, Berkus, M., Alberti, G., Köhler (1997). Metal accumulation strategies in saprophagous and phytophagous soil invertebrates: a quantitative comparison. Biometals 10: 45-53.

Grime J.P. (1977). Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. Am. Nat. 111, 1169-1104.

Grime , J.P., J.G. Hodgson & R. Hunt (1989). Comparative Plant Ecology. A Functional Approach to Common British Species. NERC Unit of Comparative Plant Ecology, Department of Animal and Plant Sciences, University of Sheffield, UK.

Groenveld A. 1997. Handleiding voor het Monitoren van Amfibieën in Nederland. RAVON, CBS

Gunnarson&Rundgren, in: Slooff, W. (1986), Integrated criteria document copper, RIVM report no. 758474009.

Harmsen J., H. van der Sloot, H. Vonk and P.F.A.M. Römken. 2001. Discussion paper "Chemical measurement of bioavailability of contaminants in soil and soil like materials" ISO/TC190 Soil Quality, Paper N407-Bioavailability.

Hasall, M, Rushton, S.P. (1984). Feeding behaviour of terrestrial isopods in relation to plant defences and microbial activity. Symposia of the Zoological Society of London 53:487-505.

Hasall, M., Rushton, S.P. (1985). Feeding behaviour of terrestrial isopods in relation to plant defence and microbial activity. In: Sutton, S.L., Holdich, D.M. (eds.), The biology of terrestrial isopods. The Zoological Society of London. Clarendon Press, Oxford, 487-505.

Hassall, M. Sutton, S.L. (1978). The role of isopods as decomposers in a dune grassland ecosystem. Scientific proceedings of the Royal Dublin Society A6. 117-127.

Hellings C.S., P.C. Kearney & M. Alexander (1971) Behaviour of pesticides in soil. Adv. Agronomy 23: 147-240.

Hendriks, A.J, Ma, W.c. *et al.* (1995). Modelling and Monitoring Organochlorine and Heavy Metal Accumulation in Soils, Earthworms and Shrews in Rhine-Delta Floodplains. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 29(1):115-127.

Holthuis, L.B. (1956). Isopoda and Tanaidacea (KV). In: Boschma, H. (Ed), Fauna van Nederland, Deel 16.

Hopkin, S.P. (1989). Ecophysiology of metals in terrestrial invertebrates, Elsevier Applied Science, London.

Hopkin, S.P. (1992) Deficiency and Excess of Copper In Terrestrial Isopods, In: Dallinger, R.D., Ranibow, P.S. (Eds.) Ecotoxicology of metals in invertebrates (SETAC).

Hopkin, S.P., Hames, C.A.C. 1994. Zinc, among a cocktail of metal pollutants, is responsible for the absence of the terrestrial isopod *Porcellio scaber* from the vicinity of a primary smelting work. Ecotoxicology 2, 68-78.

Hopkin, S.P., Martin, M.H., 1984. Heavy metals in woodlice. In: Sutton, S.L., Holdich, D.M. (Eds.), The Biology of Terrestrial Isopods. The Zoological Society of London. Clarendon Press, Oxford, pp.143-166.

Hopkin, S.P., Read, H.J., 1992. The biology of millipedes. Oxford University Press.

Janus, J.A. Integrated Criteria Document Zinc: Ecotoxicity. National Institute for Public Health and the Environment, Bilthoven, The Netherlands. Report no. 710401019.

Japenga, J. 1999. Fytoremediering: klaar voor gebruik in Nederland? Rapport Programma Geïntegreerd Bodemonderzoek, no. 24, Wageningen.

Jeekel, C.A.W.(1953). De miljoenpoten (diplopoda) van Nederland.

KNNV Wetenschappelijke mededelingen, no. 9.

Kandeler, E., Lüftenegger, G., Schwarz, S. (1992) Bodenmikrobiologische Prozesse und Testaceen (Protozoa) als Indikatoren für Schwermetallbelastung. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde, vol.155(4): 319-322.

Kandeler, E., Lüftenegger, G., Schwarz, S. (1992) Bodenmikrobiologische Prozesse und Testaceen (Protozoa) als Indikatoren für Schwermetallbelastung. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde, vol.155(4): 319-322.

Ketelaar R. & Plate C. 1999. Handleiding Libellenmonitoring. De Vlinderstichting rapport no. VS.99.01.



Klok, C., de Roos A.M., Broekhuizen, S. & van Apeldoorn, R.C.. 1998. Effecten van zware metalen op de Das. Interactie tussen versnippering en vergiftiging. Landschap 15/2:77-86.

Kutchera, L. & Lichtenegger, E. (1982-1997) Root atlas of central European herbs. Vols. 1-5. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.

Lagerlöf, J., Andren O., Paustian, K. (1989); Dynamics and contribution to carbon flows of Enchytraeidae (Oligochaeta) under four cropping systems. J.Appl.Ecology 26:183-199.

Lasat, M.M. (2001). Phytoextraction of metals from contaminated soil: a review of plant/soil/metal interaction and assessment of pertinent agronomic issues. Journal of Hazardous Substance Research 2 (5), 1-25.

Lee, Y.J. & E. George (2001). Uptake of metal cations by the extraradical mycelium of an arbuscular mycorrhizal fungus from calcareous soil supplied with high and low levels of phosphorus. In: W.-J. Horst *et al.* (eds.), Plant Nutrition - Food security and sustainability of agro-ecosystems, pp. 638-639. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands.

Levy, D.B., E.F. Redente & G.D. Uphoff (1999). Evaluating the phytotoxicity of Pb-Zn tailings to big bluestem (*Andropogon gerardii* Vitman) and switchgrass (*Panicum virgatum* L.). Soil Science 164 (6).

Leyval C., Joner E.J. (2001). Functional and application aspects of AM fungi in contaminated soils. LIMOS Laboratoire des Interactions Microorganismes-Minéraux-Matière Organique dans les Sols, CNRS, 17, rue N.D. des pauvres BP5, 54501 Vandœuvre-les-Nancy Cedex, France.

Lock, K, Janssen, C.R., Coen, W.M. de (1999). Multivariate test designs to assess the influence of zinc and cadmium bioavailability in soils on the toxicity to *Enchytraeus albidus*. Environmental Toxicology and Chemistry, Vol.19, No.11:2666-2671.

Lock, K., Janssen, C.R. (2001). Modelling zinc toxicity for terrestrial invertebrates. Environmental Toxicology and Chemistry, Vol.20, No 9:1901-1908.

Ma, W.C. (1984) Sublethal effects of copper on growth, reproduction and litter breakdown activity in the earthworm *Lumbricus rubellus*, with observations on the influence of temperature and soil pH. Environ. Poll. Series A 33: 207-219.

Ma, W.C., 1988. Toxicity of copper to lumbricid earthworms in sandy agricultural soils amended with Cu-enriched organic waste materials. Ecological Bulletins 39: 53-56.

Ma, W.C., H. Siepel & J.H. Faber (1998) Bodemverontreiniging in de uiterwaarden: een bedreiging voor de terrestrische macroinvertebratenfauna? EHR Publicatie no. 72, RIZA, Lelystad. 87 pp.

Ma, W.C., Siepel, H., Faber, J.H., 1997. Onderzoek naar mogelijke ecotoxicologische effecten van bodemverontreiniging in de uiterwaarden op de terrestrische invertebratenfauna, Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (IBN-DLO), reportnumber IBN-289, Wageningen.

Ma, W.C., H. Siepel & J.H. Faber (1998) Bodemverontreiniging in de uiterwaarden: een bedreiging voor de terrestrische macroinvertebratenfauna? EHR Publicatie no. 72, RIZA, Lelystad. 87 pp.

Ma, W.C, Eijsackers, H. (1989). The influence of substrate toxicity on soil macrofauna return in reclaimed land. In: The role of Fauna in Reclaimed Lands (ed. Mayer, J.D.). Cambridge University Press, Great Britain.

- MacFayden, A., 1963. Animal ecology, Aims and Methods. 2<sup>nd</sup> edition. Pitman. London.
- Malecki, M.R., Neuhauser, E.F., Loehr, R.C. (1982). The effect of metals on the growth and reproduction of *Eisenia fetida* (Oligochaeta, Lumbricidae). *Pedobiologia* 24: 129-137.
- Marinissen, J.C.Y. (1995). Earthworms, soil-aggregates and organic matter decomposition in agro-ecosystems in The Netherlands. Thesis landbouw Universiteit Wageningen.
- Marinussen, M.P.J.C. (1997). Heavy metal accumulation in earthworms exposed to spatially variable soil contamination. Doctoral thesis, Wageningen Agricultural University.
- Martin, M.H., Coughtrey, P.J., Young, E.W. (1976). Observations on the availability of lead, zinc, cadmium and copper in woodland litter and the uptake of lead, zinc and cadmium by the woodlouse, *Oniscus asellus*. *Chemosphere* No. 5:313-318.
- McBride, M.B. 1994. Environmental Chemistry of Soils. Oxford University Press. New York.
- Ministerie van LNV. 1999. Eindrapport Project Objectivering Doelpakketten Programma Beheer. Directie Natuurbeheer/Dienst Landelijk Gebied.
- Ministerie VROM Werkgroep Bodemsanering 1993. Saneren zonder Stagneren: eindrapport van de Werkgroep Bodemsanering, VROM.
- Morgan. J.E., Morgan, A.J. (1992). Heavy metal concentrations in the tissues, ingesta and faeces of ecophysiologicaly different earthworm species. *Soil Bio. Biochem.* Vol.24, No. 12:1691-1697.
- Morgan. J.E., Morgan, A.J. (1993). Seasonal changes in the tissue metal (Cd, Zn and Pb) concentrations in two ecophysiologicaly dissimilar earthworm species: pollution monitoring implications. *Environ. Pollut.* 82: 1-7.
- Munckhof, G.P.M. van den, Veul, M.F.X., Gestel, C.A.M. van, Bloem, J., 1998. Bodemkwaliteitsparameters stimulerend gebruik ecotesten. Rapporten Programma Geïntegreerd Bodemonderzoek, deel 14, Wageningen.
- Murray, P., Ge, Y., Hendershot, W.H. (1999) Evaluating three trace metal contaminated sites: a field and laboratory investigation. *Environmental Pollution* 107 (2000) 127-135.
- Neuhauser, E.F., Loehr, R.C., *et al.* (1985). Toxicity of metals to the earthworm *Eisenia fetida*. *Biol. Fert. Soils* 1:149-152.
- Nordgren A., Bååth E., Söderström, B. (1983) Microfungi and microbial activity along a heavy metal gradient. *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 45, no.6: 1829-1837.
- Nordgren, A., Kaari, T., Bååth, Söderström B., (1986). Soil Microbial Activity, Mycelial lengths and physiological groups of bacteria in a heavy metal polluted area. *Environmental Pollution (A)*: 89-100.
- Osté, L.A., J. Dolfin, W.C. Ma, and Th.M. Lexmond. 2001. Cd uptake by earthworms as related to the availability in the soil and the intestine. *Environ. Chem. Toxicol.*, 20(8): 1785-1791.
- Paoletti, M.G., Iovane, E., Cortese, M., 1988. Soil Podofauna bioindicators and heavy metals in five agroecosystems in N.E. Italy. *Rev. Ecol. Biol. Sol.* 25, 33-58.

Persson, T., E. Bååth, M. Clarholm, H. Lundkvist, B. Söderström & B. Sohlenius. (1980) Trophic structure, biomass dynamics and carbon metabolism of soil organisms in a scots pine forest. *Ecol. Bull. (Stockholm)* 32: 419-459.

Perotto, S., M. Girlanda & E. Martino (2000). Ericoid mycorrhizal fungi: some new perspectives on old acquaintances. *Plant and Soil*, in press.

Plassche, E.J. van de (1994) Towards integrated environmental quality objectives for several compounds with a potential for secondary poisoning. RIVM report no. 679101012.

Post, R.D., Beeby, A.N., Activity of the microbial decomposer community in metal-contaminated roadside soils, 1996. *Journal of Applied Ecology* (33): 703-709.

Posthuma, L., Gestel, C.A.M., Smit, C.E., Bakker, D.J., Vonk, J.W. (eds.) (1998). Validation of toxicity data and risk limits for soils: final report. National Institute for Public health and the Environment, Bilthoven, The Netherlands RIVM report no 607505004.

Posthuma, L., Notenboom, J. (1996). Toxic effects of heavy metals in three worm species (*Eisenia andrei*, *Enchytraeus crypticus* and *Enchytraeus albidus*: *Oligochaeta*) exposed in artificially polluted soil substrates and contaminated field soils. National Institute for Public health and the Environment, Bilthoven, The Netherlands. Report no. 719102048.

Postma J.F. & Faber J.H. 2000. Ecologische aspecten voor een afwegingskader voor sanering van waterbodems, oevers en landbodems; met een nadere uitwerking voor de Biesbosch. –In: P.J. den Besten, J.P.M. Vink, G.M. Boks & N.M. Kruij, Afwegingskader sanering waterbodem, oever en/of landbodem; Beoordeling fysische, milieuchemische en ecologische aspecten. RIZA Rapport 2000.008, AKWA rapport 00.003, pp. 48-60.

Read, H.J., Martin, M.H. (1990). A study of millipede communities in woodlands contaminated with heavy metals. In: Minelli, A., Brill, E.J. (eds.). *Proceedings of the 7th International Congress of Myriapodology*. Leiden: 289-298.

Rhee, J.A. van, De regenwormen (Lumbricidae) van Nederland. *Wetenschappelijke mededeling* 84; KNNV, Hoogwoud.

RIVM 1995. Achtergronden bij: Milieubalans 1995. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven. Uitgeverij Samsom H.D. Tjeenk Willink, Alphen ad Rijn.

RIVM 2001. Milieucompendium 2001. <http://www.rivm.nl/milieucompendium/> RIVM-CBS.

Römkens, P.F.A.M. & J. Dolfing. 1998. Effect of Calcium on the solubility and molecular size distribution of DOC and copper binding in soil solution samples. *Environ. Sci. Technol.*, 32:363-369.

Römkens, P.F.A.M., L.A. Bouwman & G.T. Boon. 1999. Effect of plant growth on copper solubility and speciation in soil solution samples. *Environmental Pollution*, 106:315-321.

Römkens, P.F.A.M., J. Knoop, and W. Salomons. 1993. Trace metals in the environment: modelling of long term processes affecting mobility and bio-availability. RIVM report no. 711311001, 74 p.

Römkens, P.F.A.M. en W. de Vries. 2000. Herziening LAC-siginaalwaarden: op weg naar bodem-specifieke normen? *Bodem*, 11(3):104-106.

Russell, D.J., Alberti, G., (1998). Effect of long-term, geogenic heavy metal contamination on soil organic matter and microarthropod communities, in particular Collembola. *Applied Soil Ecology* 9(1998) 483-488.

Satchell, J.E. (1967) Lumbricidae, in *Soil Biology*, Academic press, London, pp. 259-322.

Schouten, A.J., Brussaard, L., Ruiter, P.C., Sipel, H., Straalen, N.M. van (1997). Een indicatorsysteem voor life support functies van de bodem in relatie tot biodiversiteit. RIVM Bilthoven, Report no.712910005

Seastedt, T.R. (1984). The role of microarthropods in decomposition and mineralization processes. *Ann. Rev. Entomol.* 29:25-46.

Sinnige, N., Tamis, W., Klijn, F. (1991) Aanzet tot een ecotopenclassificatie toegespitst op de bodemfauna, CLM report 75, Leiden.

Sinnige, N., Tamis, W., Klijn, F. (1992) Indeling van bodemfauna in ecologische soortengroepen, CLM report 80, Leiden.

Sjögren, M., Augustsson, A, Rundgren, S. (1995). Dispersal and fragmentation of the enchytraeid *Cognettia sphagnetorum* in metal polluted soil. *Pedobiologica* 41:506-513.

Smalfuss, 1984, H., 1984. Eco-morphological strategies in terrestrial isopods. Symposium of the British Zoological Society of London: 53: 49-63.

Smit G.F.J. & Zuiderwijk A. 1997. Handleiding voor Monitoring van Reptielen in Nederland. RAVON, CBS.

Smith T.M., Shugart H.H. & Woodward F.J. (1997). Plant functional types: their relevance to ecosystem properties and global change. Cambridge University Press, Cambridge. 369 p.

Spurgeon, D.J., Hopkin, S.P. (1995). Extrapolation of the laboratory-based OECD earthworm toxicity test to metal-contaminated field sites. *Ecotoxicology* 4:190-205.

Spurgeon, D.J., Hopkin, S.P. (1999). Comparisons of metal accumulation and excretion kinetics in earthworms (*Eisenia fetida*) exposed to contaminated field and laboratory soils. *Applied Soil Ecology* 11(2-3):227-243.

Spurgeon, D.J., Hopkin, S.P., Jones, D.T., (1994). Effects of Cadmium, Copper, Lead and Zinc on growth, reproduction and survival of the earthworm *Eisenia fetida* (Savigny): Assessing the environmental impact of point-source metal contamination in terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution* 84: 123-130.

St-Cyr, L., A. Cattaneo, R. Chassé & C.G.J. Fraikin (1997). Technical evaluation of monitoring methods using macrophytes, phytoplankton and periphyton to assess the impacts of mine effluents on the aquatic environment. Canada Centre for Mineral and Energy Technology. Ottawa, Ontario.

Stevenson, F.J. 1994. Humus Chemistry, genesis, composition, reactions. John Wiley & Sons, New York.

STOWA/RIZA (1997). Ecotoxicologische risicobeoordeling van verontreinigde waterbodems. Rapport nr. 97-42, Stichting Toegepast Onderzoek Water beheer (STOWA)/Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, Utrecht/Lelystad.

Streit, B. (1984) Effects of high copper concentrations on soil invertebrates (earthworms and oribatid mites): experimental results and a model. *Oecologia* (Berlin) 64: 381-388.

Strojan, C.L. (1978). The impact of zinc smelter emissions on forest litter arthropods. *Oikos* 31:41-46.

Sutton, S.L., 1972. Woodlice. Pergamon Press, Oxford.

Swaay C.A.M. van. 1996. Handleiding Dagvlindermonitoring. De Vinderstichting rapport no. VS.96.07.

Swift, M.J., Heal, O.W., Anderson, J.M. (1979) Decomposition in terrestrial ecosystems. *Studies in ecology* volume 5. Blackwell Scientific Publications. Oxford.

Tajovsky, K. (1998) Test on the Millipede *Brachydesmus superus* Latzel 1884. In: H. Lokke and CAM van Gestel (Eds.) Handbook of soil invertebrate toxicity tests. John Wiley & Sons Ltd., Chichester, West Sussex, England, pp. 197-206.

Van Dobben, H.F. & Faber, J.H. (1997). Natuurontwikkeling op vervuilde bodems. Aanzet tot onderzoeksprogrammering vanuit de praktijk. Rapporten Programma Geïntegreerd Bodemonderzoek nr. 11, Wageningen.

Verhoef, H.A., Brussaard, L. (1990). Decomposition and nitrogen mineralization in natural and agro-ecosystems: the contribution of soil animals. *Biogeochemistry* 11: 175-211.

Vink, J. & J. Verkleij (2000). Mechanismen van opname, accumulatie en toxiciteit van zware metalen bij uiterwaardenvegetatie. RIZA-rapport.

Visser, S. (1995). Role of soil invertebrates in determining the composition of soil microbial communities. In: Fitter, A.H., Atkinson, D., Read, D.J. & Usher, M.B. (ed.). *Ecological interactions in soil*. Brit. Ecol. Soc. Spec. Publ. 4, Blackwell Scientific Publications, Oxford. P.297-317.

Vonk, J.W., Rademaker, M.C.J., Van Gestel, C.A.M. (1994). De invloed van bodemeigenschappen op de toxiciteit van metalen voor bodemorganismen. TNO Rapportnr. MW-R94/089a.

Voortgansrapportage MPV (1987) Milieuprogramma 1988-1991. Tweede kamer, vergaderjaar 1987-1988, 20202.nrs. 1 en 2, 's-Gravenhage.

Vosátka, C. (2001) Examples of AMF application in degraded and contaminated soils. Institute of Botany, Academy of Sciences of the Czech Republic, 252 43 Prùhonice, Czech Republic.

Wallwork, J.A. (1970) Ecology of soil animals. Mc Graw-Hill, London.

Warburg, M.R., Linsenmair, K.E., Bercovitz, K., 1984. The effect of climate on the distribution and abundance of isopods. In: Sutton, S.L., Holdich, D.M. (Eds), *The Biology of Terrestrial Iso-pods*. The Zoological Society of London, Clarendon Press, Oxford, pp. 339-367.

Wensem, J. van, Vegter, J.J, Van Straalen, N.M.(1994). Soil quality criteria derived from critical body concentrations of metals in soil invertebrates. *Applied Soil Ecology* 1: 185-191.

Wilcke, D.E. von (1952) On the domestication of the 'solution' earthworm. Anz. Schädlingssk. 25, 107-109.

Wilke, B.M., (1989). Long-term effects of different inorganic pollutants on nitrogen transformations in a sandy cambisol, Biol. Fertil Soils 7: 254-258.

Wilke, B.M., (1989). Long-term effects of different inorganic pollutants on nitrogen transformations in a sandy cambisol, Biol. Fertil Soils 7: 254-258.

Witzel, B. (1997). Uptake, storage and loss of cadmium and lead in the woodlouse *Porcellio scaber* (Crustacea, isopoda). Water, Air and Soil Pollution 108:51-68.

Yeates, G.W., Orchard, V.A., Speir, T.W., Hunt, J.L., (1993). Impact of pasture contamination by copper, chromium, arsenic timber preservative on soil biology activity. Biology and Fertility of Soils (18): 200-208.