

ECOTOX, een DSS-module voor de locatiespecifieke risicobeoordeling van verontreiniging in natuurterreinen

ECOTOX, een DSS-module voor de locatiespecifieke risicobeoordeling van verontreiniging in natuurterreinen

**W.C. Ma
T.C. Klok
J. Kros
W. de Vries**

Alterra-rapport 1239

Alterra, Wageningen, 2005

REFERAAT

Ma W.C., T.C. Klok, J. Kros & W. de Vries, 2005. *ECOTOX, een DSS-module voor locatiespecifieke risicobeoordeling van verontreiniging in natuurterreinen*. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1239. 62 blz. 11 fig.; 15 tab.; 59 ref.

ECOTOX is als module ontworpen voor BONANZA, een decision-support systeem (DSS) voor de risicobeoordeling van nutriënten en zware metalen voor de flora en fauna in natuurterreinen. In de huidige vorm richt de module zich specifiek op de berekening van de ecologische effecten van zware metalen op het ecosysteem en op de terrestrische fauna met gebruik van locatiespecifieke databases en bodemchemische modellen. De resultaten worden gevisualiseerd in kaarten, grafieken of opzoektabelen. Relevante modelsoorten zijn receptor van bodemverontreiniging en kunnen zowel bepaalde natuurdoelsoorten van de Ecologische Hoofdstructuur zijn als beschermde soorten en sleutelsoorten. De risicoberekeningen geschieden langs een drietal parallelle sporen, te weten: (i) een statistische risicobenadering voor een generieke samenstelling van terrestrische organismen; (ii) een deterministische modellering van effecten op dieren op basis van soortspecifieke voedselkeuze, en (iii) de modellering van de lange-termijn gevolgen voor de grootte van de populatie. De module ondersteunt de geïntegreerde beoordeling van actuele en potentiële ecologische risico's in verontreinigde natuurgebieden en draagt bij aan technisch-wetenschappelijk en economisch verantwoorde besluitvorming ten aanzien van de ontwikkeling en het beheer van natuur in verontreinigde gebieden.

Trefwoorden: Beslissingsondersteunend systeem, ecologische risicobeoordeling, ecotoxicologie, gebiedsspecifiek, modellering, natuur, verontreiniging, zware metalen

ABSTRACT

ECOTOX, a DSS-module for site-specific risk assessment of pollution present in nature areas ECOTOX is a module designed as part of the decision-support system BONANZA. This modular DSS can be used to assess the risks and effects of nutrients and heavy metals with regard to flora and fauna in nature areas. The ECOTOX module enables the calculation of ecological effects of heavy metals on terrestrial ecosystems and their associated fauna, employing site-specific databases and soil chemical models. The output is visualized in charts, graphs or reference tables. Risks are calculated for species that are receptors of soil pollution and may include target species of Dutch national nature protection policies as well as more generally occurring species that play a key role in ecosystem functioning. Risk is calculated along three parallel pathways, including: (i) a statistical approach for a generic group of terrestrial organisms; (ii) a deterministic modeling of foodchain poisoning of animals based on species-specific food selection behavior; and (iii) the modeling of long-term effects of pollutants on the species' population size. Using the module may assist in integrated assessments of actual and potential ecological risks in polluted nature areas and may contribute to a scientifically and economically accountable process of decision-making with regard to the development and management of nature in polluted areas.

Keywords: Decision-support system, pollution, heavy metals, ecotoxicology, site-specific, nature, ecological risk assessment, modeling.

ISSN 1566-7197

Dit rapport kunt u bestellen door € 20,- over te maken op banknummer 36 70 54 612 ten name van Alterra, Wageningen, onder vermelding van Alterra-rapport 1239. Dit bedrag is inclusief BTW en verzendkosten.

© 2005 Alterra
Postbus 47; 6700 AA Wageningen; Nederland
Tel.: (0317) 474700; fax: (0317) 419000; e-mail: info.alterra@wur.nl

Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze ook zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van Alterra.

Alterra aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

Inhoud

Woord vooraf	7
Samenvatting	9
1 Inleiding	11
1.1 Achtergrond	11
1.2 Doelstelling	12
1.3 Leeswijzer	12
2 Doelstellingen van ECOTOX	13
2.1 Problematiek	13
2.2 Functionaliteit	13
2.2.1 Algemeen	13
2.2.2 Soortskeuze en blootstellingsroutes	15
2.2.3 Macrochemie	18
3 Structuur en opzet	21
3.1 Globale structuur	21
3.2 Abiotische input	22
3.3 Biotische submodules	23
3.3.1 Spoor 1: Generieke effecten	24
3.3.2 Spoor 2: Effecten op individuen	27
3.3.3 Spoor 3: Populatie-effecten	33
4 Toepassing	41
Literatuur	47
 <i>Bijlage</i>	
1 Lijst van doelsoorten verbonden aan een aantal terrestrische natuurdoeltypen (NDT's) met een indeling van soorten naar het hoofdtype van voedselkeuze	53

Woord vooraf

Een veelgeuite wens van natuurbeheerders is het kunnen voorspellen van de ecologische consequenties van verontreinigingen, zoals nutriënten en zware metalen, die in hun beheersgebied aanwezig zijn. Deze wens is actueel geworden sinds de overheid de saneringsurgentie van verontreinigde bodems beziet vanuit het perspectief van integraal bodembeheer en functiegerichte saneringsdoelstellingen (VROM, 1997; BEVER, 1999). De beleidsvernieuwing is in gang gezet met het doel om de talrijke gevallen van bodemverontreiniging in Nederland op een flexibele en kosteneffectieve wijze aan te kunnen pakken. Bovendien kwam er vanuit de uitvoeringspraktijk herhaaldelijk de vraag naar voren in hoeverre vigerende bodemnormen daadwerkelijk bescherming bieden aan specifieke faunasoorten, zoals die genoemd worden in de Doelsoortenlijst van het Handboek Natuurdoeltypen of in de Flora- en Faunawet en de Bern-conventie.

Gezien de complexiteit van de gestelde vragen kan het antwoord het beste worden benaderd aan de hand van een decision-support systeem (DSS). Voor dit doel is BONANZA (*B*Odem*b*eoordeling*s*ysteem voor *N*atuurontwikkeling op met *N*utriënten en *Z*ware metalen verontreinigde (voormalige) *A*grarische gebieden) ontwikkeld (Kros et al., 2001), een DSS die de beheerder in staat stelt om op een kwantitatieve wijze de ecologische risico's in te schatten van nutriënten en zware metalen in natuurterreinen. De module ECOTOX van dit DSS berekent specifiek de risico's van zware metalen voor het ecosysteem en hogere faunasoorten, maar kan in principe voor elk type van verontreiniging worden aangepast. Dit rapport beschrijft het basisontwerp en de wetenschappelijke achtergrond van ECOTOX en de wijze waarop deze module in BONANZA is geïmplementeerd.

Financiële ondersteuning voor dit onderzoek is verkregen vanuit de Directie Wetenschap en Kennisoverdracht (DWK) van het ministerie van LNV. Aanvullende financiering is beschikbaar gesteld door de Stichting Kennisontwikkeling en Kennisoverdracht Bodem (SKB).

Samenvatting

ECOTOX vormt een onderdeel van het decision-support systeem BONANZA, een DSS die een geografisch informatiesysteem combineert met een aantal dynamische modules voor de relaties tussen omgevingsparameters en de ontwikkeling en instandhouding van vegetatie en fauna in natuurgebieden. Risico's voor het bodemecosysteem en de hogere fauna worden berekend met de module ECOTOX op basis van locatiespecifieke gegevens over de concentraties van zware metalen in de bodem en hun chemische beschikbaarheid. Dit rapport bespreekt de basisstructuur van ECOTOX, welke de modellering inhoudt van de volgende deelaspecten:

- (i) De chemische beschikbaarheidsdynamiek van zware metalen in de bodem van het betreffende natuurgebied;
- (ii) De statistische modellering van de risico's voor de algemene structuur en functionering van het ecosysteem in het gebied;
- (iii) De deterministische modellering van de risico's voor geselecteerde soorten van vogels en zoogdieren, zowel op het niveau van het individu als op populatieniveau, en zowel voor algemeen voorkomende soorten als voor faunasoorten die specifieke doelen vormen van het natuurbeleid.

De praktische toepassing van ECOTOX zal onder meer kunnen liggen op het gebied van:

- (i) De geïntegreerde wijze van benadering van de huidige problematiek van de haalbaarheid van natuurontwikkeling op verontreinigde terreinen;
- (ii) Het in kaart brengen van oorzaak-gevolg relaties en de daarmee verbonden actuele en potentiële ecologische risico's voor de natuur in een ruimtelijk heterogeen verontreinigd gebied;
- (iii) De onderbouwing van prioriteiten ten aanzien van inrichtings- en beheersopties voor verontreinigde gebieden met bestemming natuur;
- (iv) Besluitvorming ten aanzien van de noodzaak van het nemen van kostbare bodembeheersmaatregelen voor het reduceren van ecologische risico's in een verontreinigd natuurgebied.

Dit rapport beschrijft achtereenvolgens de achtergrond, doelstellingen en de functionele eisen van ECOTOX en de implementatie ervan in BONANZA.

1 Inleiding

1.1 Achtergrond

Sinds de vernieuwde beleidsformulering ten aanzien van de saneringsurgentie van verontreinigde bodems worden ecologische risico's gezien vanuit functiegerichte saneringsdoelstellingen (BEVER, 1999). Dit betekent een nuancering van het multifunctionaliteitsbeginsel, dat oorspronkelijk het uitgangspunt vormde voor de saneringsnormen volgens de Wet Bodembescherming (Wbb) (Circulaire, 2000). De impuls tot beleidsvernieuwing kwam met name vanuit maatschappelijke en bestuurlijke hoek, waar grote problemen werden gesignaleerd met de toepassing van de Wbb-normen in de dagelijkse praktijk. Er trad bijvoorbeeld vaak stagnatie op bij de uitvoering van inrichtings- en beheersplannen voor bepaalde landelijk gebieden met verontreinigde locaties. Vanuit de wetenschap werd daarbij nog de kritiek gevoegd dat de Wbb-normen geen rekening houden met de chemische en biologische beschikbaarheid van de contaminanten in het milieu, terwijl dit juist een belangrijke bepalende factor is voor de grootte van het ecologisch risico (Ma, 1997). Een voorbeeld is de geleidelijke verandering in bodemzuurgraad die kan optreden na de omvorming van landbouwgrond tot natuurgebied, waardoor de mobiliteit en het ecologisch risico van zware metalen sterk kunnen worden vergroot (Ter Meulen et al., 1998; de Vries et al., 2000).

Ter beantwoording van beheersvragen over natuurontwikkeling in verontreinigde gebieden is het decision-support systeem (DSS) BONANZA, acronym voor *BOdembeoordelingssysteem voor Natuurontwikkeling in met Nutriënten en Zware metalen verontreinigde (voormalige) Agrarische gebieden*, ontwikkeld (Kros et al., 2001). Met dit DSS kan de beheerder een integrale gebiedsgerichte ecologische risicoanalyse maken van de nutriënten en zware metalen die in een (beoogd) natuurgebied nu of in de toekomst aanwezig zijn. Het DSS ondersteunt de afweging van de haalbaarheid van gebiedsgerichte natuurdoelstellingen in samenhang met de mogelijke noodzaak van inrichtings- en beheersmaatregelen.

De berekeningen zijn gebaseerd op modellen die geclusterd zijn in een aantal modules. Zo worden met modules SMART2 en MOVE berekeningen gemaakt van de kansrijkdom van specifieke vegetatiesoorten op basis van gegevens over de bodemzuurgraad, nutriëntenstatus en grondwaterstand. Met de module ECOTOX kunnen ecotoxicologische berekeningen worden gemaakt met betrekking tot het risico voor het ecosysteem en voor hogere diersoorten op basis van gegevens over de chemisch beschikbare concentraties van zware metalen in de bodem. Gezamenlijk leveren deze modules inzicht in de potentiële ecologische effecten van veranderingen in landgebruik op de vegetatie en fauna, waaronder ook natuurdoelsoorten en beschermde soorten, bij een gekozen scenario van specifieke milieuomstandigheden in een gebied. Tot de potentiële eindgebruikers behoren, onder andere, LNV, DLG, provincies, gemeenten, terreinbeherende organisaties en de milieuvadvisbureaus.

1.2 Doelstelling

Het doel van de studie was om een functioneel en technisch ontwerp uit te werken voor een ecotoxicologische module ten behoeve van de locatiespecifieke natuurgerichte risicobeoordeling van verontreiniging. Het technische ontwerp omvat de modellen en technieken die in de module worden geïmplementeerd, waarbij als uitgangspunt geldt dat zoveel mogelijk bestaande bouwstenen worden gebruikt. Tevens stond daarbij voor ogen dat de module in staat moest zijn om te kunnen functioneren binnen het beslissingsondersteunend systeem BONANZA.

1.3 Leeswijzer

Hoofdstuk 2 beschrijft de doelstellingen en functionaliteit van de ECOTOX module. Met name wordt ingegaan op de keuze van de targets en de functionaliteitseisen. Deze keuze bepaalt wat voor soort vragen men met het instrument wil kunnen beantwoorden en hoe het beslisproces daarmee kan worden ondersteund. In hoofdstuk 3 komt de basisstructuur van ECOTOX aan de orde en wordt een aanzet tot het technisch ontwerp gegeven. In hoofdstuk 4 wordt aandacht besteed aan de praktische implementatie van ECOTOX in BONANZA.

2 Doelstellingen van ECOTOX

2.1 Problematiek

In Nederland komt het niet zelden voor dat natuurontwikkeling, welke onder meer plaatsvindt in het kader van de Ecologische Hoofdstructuur (EHS), te maken heeft met gebieden die een historie van verontreiniging bezitten. De voortdurende belasting van de bodem met anorganische en organisch-chemische verontreinigingen, waarbij zowel lokale als diffuse bronnen een rol spelen, is een proces dat moeilijk of niet te stuiten is. Onder beheerders heerst er onzekerheid over de haalbaarheid en het maatschappelijke draagvlak van natuurontwikkeling in dergelijke verontreinigde gebieden. Zo is het zeer de vraag of het wel ethisch toelaatbaar is om bijvoorbeeld wilde runderen in te zetten als instrument voor natuurontwikkeling in een gebied dat veel bodemverontreiniging bevat. Ook kunnen er juridische bezwaren naar voren worden gebracht in het geval er zich bij de dieren ziekteverschijnselen voordoen die aanwijsbaar terug zijn te voeren naar de aanwezige verontreiniging (Ma et al., 2001). Het uitvoeren van rigoureuze bodemsaneringen biedt niet altijd een goede oplossing vanwege de hoge kosten, vooral als het gaat om gebieden met een relatief groot oppervlak.

De bovengeschetste problematiek heeft sterk bijgedragen aan de behoefte van de beheerspraktijk te beschikken over methoden die inzicht kunnen verschaffen in de actuele en potentiële ecologische risico's van verontreiniging in een gebied. Inzicht dat vereist is alvorens te kunnen beslissen in hoeverre natuurontwikkeling of bodemsanering in een verontreinigd terrein ecologisch en financieel verantwoord is en wat de effectiviteit en het ecologisch rendement is van risicoreducerende maatregelen. Onder het laatstgenoemde wordt bijvoorbeeld verstaan het verlagen van de biologische beschikbaarheid van een verontreiniging via de toevoeging van adsorptieverhogende stoffen aan de bodem (Osté et al., 2001a). Bij grote grazers kan bijvoorbeeld de toepassing van ruimtelijk-temporele strategieën leiden tot een verminderde kans op toxische blootstelling (Ma et al., 2001).

2.2 Functionaliteit

2.2.1 Algemeen

Voor de ontwikkeling van ECOTOX is vooropgesteld dat het gebruik ervan dient bij te dragen aan de mogelijkheid van geïntegreerde gebiedsspecifieke risicobenadering die geschikt is voor implementatie in BONANZA. Met het instrument dient de beheerder in staat te zijn om op een gebruiksvriendelijke menu-gestuurde wijze een kwantitatieve gebiedsanalyse te maken op grond waarvan beslist kan worden over de aard en noodzaak van bepaalde natuur- en bodembeheersmaatregelen. Tevens dient uit de analyse duidelijk naar voren te komen of er nog behoefte is aan aanvullend onderzoek teneinde het beoordelingssysteem nog verder te verbeteren.

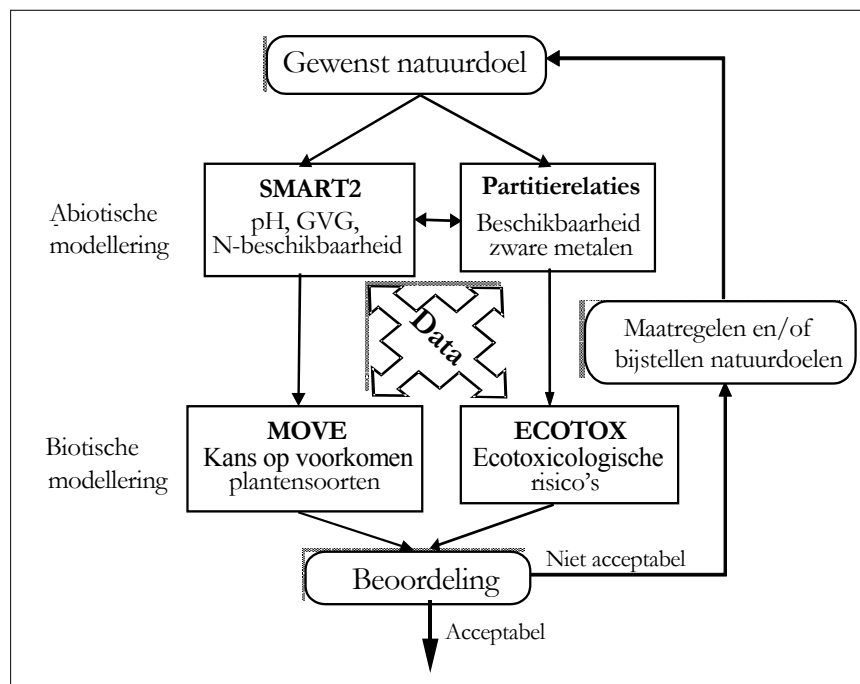
Voor het formuleren van de functionaliteitseisen is aangehaakt op de resultaten van een enquête die gehouden is onder een aantal potentiële eindgebruikers (Kros et al., 2000). Tevens is aangehaakt op een onafhankelijk evaluatierapport over BONANZA geschreven door Balk & Blok (2001). Aan de genoemde enquête namen de volgende potentiële eindgebruikers deel: Natuurmonumenten, SBB, de Landschappen, DLG, provinciale en gemeentelijke overheden, milieuvadvisebureaus en RIVM. Uit de resultaten bleek dat de eindgebruikers met name behoefte hadden aan informatie over:

- (i) De geschiktheid van een verontreinigd gebied voor natuurontwikkeling
- (ii) De duurzame haalbaarheid van natuurdoeltypen en doelsoorten
- (iii) De effectiviteit van mogelijke beheers- en inrichtingsmaatregelen, zoals grondwaterstandbeheer, afgraven van de bodem, bekalken van de bodem, etc.

Uit de enquête kwam verder naar voren dat, van alle mogelijke milieu-invloeden op de kansrijkdom van natuur in een gebied, de aanwezigheid van kwel en zware metalen verreweg als het zwaarste werd gewogen. Er werd door de deelnemers weinig of geen belang gehecht aan de mogelijke invloeden van organisch-chemische contaminanten, zoals PAK's, bestrijdingsmiddelen en PCB's.

Rekening houdend met de uitkomsten van de bovengenoemde enquête is ten behoeve van de functionaliteit van de ECOTOX module gekozen voor de analyse van de risico's van zware metalen. Inwendige blootstelling aan zware metalen kan leiden tot ernstige vergiftigingsverschijnselen bij dieren, terwijl bij uitwendige blootstelling ook het zintuigelijk waarnemingsgedrag nadelig kan worden beïnvloed (Ma, 1981).

Het iteratieve beslisproces in BONANZA en de plaats van ECOTOX daarin is weergegeven in Figuur 1. De eerste stap is de identificatie en karakterisering van het beleids- of beheersprobleem in kwestie. De gestelde natuurdoelen en beheersvragen moeten daarbij zo duidelijk mogelijk door de beheerder worden omschreven. Op basis van de vereiste randvoorwaarden met betrekking tot de water-, zuur- en nutriëntenhuishouding (in termen van gemiddelde GVG, pH en stikstof-beschikbaarheid) wordt met de combinatie van de bodemmodule SMART2 en de vegetatiemodule MOVE vastgesteld wat de haalbaarheid is van een bepaalde gewenste natuurdoeltype. Wanneer blijkt dat de ecotoxicologische risico's te groot zijn (de laatste stap van de beoordeling) wordt nagegaan of het natuurdoel wel haalbaar kan worden gemaakt, c.q. de ecotoxicologische risico's acceptabel zijn, indien een aantal gebiedsgerichte maatregelen worden getroffen of indien de natuurdoelen worden bijgesteld. In dat geval dienen alle stappen in de analyse opnieuw te worden doorlopen. De uitkomsten van de modules dienen te kunnen worden gepresenteerd in geografische, grafische of getalsmatige vorm.



Figuur 1. Het analyseproces van BONANZA voor natuurgericht bodembeheer (naar Kros et al., 2001).

Ten behoeve van de ecotoxicologische risicobeoordeling wordt voorzien in een database met relevante ecologische en toxicologische gegevens per soort of soortsgroep. Deze databases leveren de invoer voor modelberekeningen en de presentatie van de berekende risico's in grafische vorm, GIS, of getalsmatig in opzoektabellen. De berekende bodemkwaliteit wordt per stof vertaald naar normoverschrijding met een indicatie van de onzekerheid.

2.2.2 Soortskeuze en blootstellingsroutes

De keuze van faunasoorten die relevant zijn voor risicoberekening in ECOTOX wordt bepaald door hun betekenis voor de biodiversiteit en duurzaamheid van ecosystemen en door hun verscheidenheid aan blootstellingsroutes van contaminanten. Hieronder vallen specifieke doelsoorten en beschermde soorten van het natuurbeleid, maar ook soorten die weliswaar meer algemeen voorkomen maar die fungeren als goede receptoren van verontreiniging. Hieronder wordt aangegeven wat onder de verschillende termen wordt verstaan.

2.2.2.1 Doelsoorten en beschermde soorten

Doelsoorten zijn soorten die relevant zijn voor het natuurbeleid in het kader van de strategische planning van de Ecologische Hoofdstructuur (EHS). Deze soorten staan genoemd in de Doelsoortenlijst van het Handboek Natuurdoeltypen van het ministerie van LNV. Het begrip doelsoort is gezien vanuit beleidsmatig oogpunt en

berust niet op enigerlei ecologische overwegingen. Een EHS doelsoort is namelijk gedefinieerd als een soort die voldoet aan tenminste twee van de drie zogenaamde *itz-criteria*, waarbij *i* staat voor ‘internationale betekenis’, *t* voor ‘dalende trend in Nederland’ en *z* voor ‘zeldzaamheid in Nederland’ (Bal et al., 1995). Doelsoorten die relevant zijn voor ECOTOX behoren tot bepaalde terrestrische habitattypen, zoals omschreven in Bal et al. (1995): (i) rietland en ruigte, (2) bloemrijk grasland, (iii) vochtig schraal grasland, (iv) bosgemeenschap van arme zandgrond, en (v) bosgemeenschap van bron en beek. In de bijlage wordt een lijst gegeven van de bij deze indeling behorende doelsoorten, gerangschikt volgens hun voornaamste type van voedselkeuze. Voedselopname en -keuze zijn ecotoxicologisch gezien van wezenlijk belang aangezien het voedsel de belangrijkste route vormt voor de blootstelling van dieren aan verontreiniging.

Een *beschermde soort* is een soort in de zin van de Flora- en Faunawet en de Bern-conventie. Een beschermde soort hoeft niet altijd een doelsoort te zijn. Bijvoorbeeld kleine zoogdieren, zoals woelmuizen, spitsmuizen, egels, mollen, etc. zijn geen doelsoort, maar bezitten wel een internationaal beschermde status. Bovendien zijn deze dieren volgens ecologische criteria van groot belang voor de ontwikkeling en instandhouding van het ecosysteem, inclusief van hogere predatoren die vaak weer wel een natuurdoelsoort zijn.

2.2.2.2 Sleutelsoorten en indicatorsoorten

Bezien vanuit het oogpunt van ecotoxicologische risicobeoordeling zijn in feite alle soorten relevant die in staat moeten zijn om het effect van verontreiniging in een gebied te indiceren. Dat wil zeggen dat zij kunnen fungeren als ecologische *receptor* van de betreffende contaminanten. Soorten die in dat opzicht functioneel zijn kunnen worden samengebracht onder de algemene term *indicatorsoort*. De keuze van indicatorsoorten is mede gebaseerd op de wens om de lijnen tussen bron en receptor zo kort mogelijk te houden ten voordele van de betrouwbaarheid van de berekende belasting van de receptor. Zo blijkt bijvoorbeeld dat bepaalde soorten van kleine zoogdieren, zoals soorten behorende tot de orde der Insectivora, geschikte modellen zijn voor de beoordeling van de ecotoxicologische risico's van bodemverontreiniging in een gebied (Ma, 1994; Ma & Talmage, 2001).

Voor de term *sleutelsoort* geldt als definitie-criterium de ecologische functionaliteit, dat wil zeggen het belang van de soort voor de duurzame instandhouding van het ecosysteem. Een doelsoort of beschermde soort hoeft niet altijd een goede indicatorsoort te zijn, maar een sleutelsoort is dat vaak wel.

Een andere groep dieren, die eveneens voor het natuurbeleid weliswaar triviaal is, maar daarentegen uiterst relevant voor het natuurbeheer, zijn de grote grazers zoals wilde runderen. Deze dieren zijn in functioneel opzicht een belangrijk ecologisch instrument dat vaak door natuurbeheerders wordt ingezet om een zo gevarieerd mogelijk natuurlijk landschap te bereiken. Ook voor deze dieren kan de aanwezigheid

van bodemverontreiniging een ongewenst risico vormen (Ma et al., 2001) en derhalve zijn ook zij relevant om als modelsoort in ECOTOX te worden opgenomen.

2.2.2.3 Blootstellingsroutes

De blootstelling van dieren aan contaminanten hangt sterk samen met de kwantiteit en samenstelling van het opgenomen voedsel. Om deze reden wordt in ECOTOX een onderscheid gemaakt tussen soorten naar het type van voedselkeuze volgens de volgende hoofdindeling:

- (i) *Herbivoren*, zoals kleine en grote grazers die uitsluitend leven van plantaardig voedsel;
- (ii) *Vermi-/insectivoren*, soorten die leven van de invertebratenfauna (regenwormen, bodeminsecten, slakken, e.d.) zoals bepaalde soorten van kleine zoogdieren (Insectivora) en weidevogels;
- (iii) *Omnivoren*, zoals bijvoorbeeld dassen, die zowel dierlijk als plantaardig voedsel eten.

In Tabel 1 is een indeling van terrestrische diersoorten gemaakt op basis van hun voedselkeuze en de resultaten van een kwetsbaarheidsanalyse (Faber et al., 2004). Doorvergiftigingsroutes worden in ECOTOX doorgerekend voor een aantal modelsoorten, die elk een bepaald type van voedselkeuze vertegenwoordigen en waarvoor de blootstelling tot boven de toxicologische grenswaarde kan uitstijgen, zoals bijvoorbeeld bij sommige soorten van kleine zoogdieren (Ma, 1987, 1989; Ma et al., 1991). Opgemerkt kan worden dat de keuze van de das vooral interessant is vanwege aanwijzingen dat de duurzaamheid van lokale populaties van deze soort in de uiterwaarden van het riviereengebied mogelijk bedreigd wordt door de aanwezige metaalverontreiniging (Ma & Broekhuizen, 1989; Klok et al., 1998; van den Brink & Ma, 1998, 2000). In de uiterwaarden komen verhoogde gehalten van zware metalen voor in regenwormen, die een belangrijk bestanddeel van het voedsel van dassen en andere dieren vormen (Ma & Broekhuizen, 1989; Hendriks et al., 1995; van Vliet et al., 2005).

Tabel 1. Overzicht van enkele doelsoorten en indicator- en sleutelsoorten naar type van voedselkeuze. De modelsoorten waarvoor in deze studie de risico's zijn doorgerekend zijn **vet** gezet.

Voedselkeuze	Zoogdieren	Vogels
Voedselspecialisten		
Plantaardig	Rund , schaap, damhert Bever Hamster	Patrijs, Grauwe Gans,
Insecten	Dwergspitsmuis	Paapje ^{*13} , Hop ^{*15} , Draaihals ^{*18} , Grote Karekiet,
Wormen + andere invertebraten	Bosspitsmuis Huisspitsmuis Veldspitsmuis	
Vertebraten	Otter	Rode Wouw, Kerkuil, Blauwe Kiekendief, Grauwe Kiekendief, Velduil, Dwergster ^{*14} , IJsvogel ^{*14} , Visdief ^{*14} ,
Voedselgeneralisten		
Insecten + Plantaardig	Noordse Woelmuis ^{*2} , Grote Bosmuis	Ortolaan ^{*1} , Korhoen ^{*7} , Kempphaan ^{*1} , Grauwe Gors ^{*9} , Geelgors ^{*11} , Rietzanger ^{*1} , Roodborsttapuit ^{*16} , Tapuit ^{*17} , Blauwborst ^{*20} , Kwartelkoning ^{*21} , Duinpieper ^{*23} ,
Insecten + vertebraten		Klapekster ^{*19} , Roodkopklauwier ^{*19} , Grauwe Klauwier ^{*19} ,
Wormen/Insecten + Plantaardig	Das ^{*10} Eikelmuis Dwergmuis Hazelmuis Eekhoorn	Grutto ^{*22} ,
Wormen/Insecten + Vertebraten	Waterspitsmuis ^{*3}	Steenuil ^{*5} , Torenavalk ^{*6} ,
Vertebraten + plantaardig	Boommarter ^{*4}	

* 1: 100% insecten tijdens het broedseizoen, 100% zaden buiten het broedseizoen; *2: 90% plantaardig en 10% insecten; *3: 75% wormen/insecten en 25% vertebraten; *4: 75% vertebraten en 25% vruchten; *5: 20% wormen, 20% insecten en 60% vertebraten; *6: 10% wormen, 10% insecten en 80% vertebraten; *7: 95% plantaardig en 5% insecten; *9: Voornamelijk zaden, ook insecten tijdens broedseizoen; *10: 25% plantaardig, 25% insecten, 25% wormen, 25% vertebraten; *11: 70% plantaardig en 30% insecten; *13: 100% insecten (soms bessen); *14: 100% vissen; *15: 100% insecten en larven; *16: insecten en bessen; *17: 100% insecten en spinnen en soms ook bessen; *18: 100% mieren; *19: 50% insecten en 50% vertebraten; *20: 100% insecten vanaf de grond en soms vruchten; *21: 50% insecten en 50% plantaardig; *22: 75% insecten/wormen en 25% plantaardig; *23: 100% insecten en soms zaden in de winter.

Geen gegevens beschikbaar met betrekking tot Eikelmuis, Kuifleeuwerik,
Zwarte Stern, Snor, Raaf en Noordse Stern zijn niet in te delen in bovenstaande klassen.

2.2.3 Macrochemie

In BONANZA wordt de bodemmacrochemie gemodelleerd met behulp van de dynamische module SMART2, dat de verandering in zuurgraad en beschikbaarheid van nutriënten (nitraat) in de bodem berekent, uitgaande van scenario's voor de depositie van verzurende en vermestende stoffen en grondwateronttrekking (de Vries et al., 1989; Kros, 1998). De uitkomsten van SMART2 dienen enerzijds als input voor de empirisch-statistisch vegetatiemodule MOVE en anderzijds voor de ecotoxicologische module ECOTOX. In MOVE worden de effecten van depositie en

abiotische maatregelen op pH, N-beschikbaarheid en GVG vertaald naar de kans op het voorkomen van plantensoorten (Latour et al., 1994).

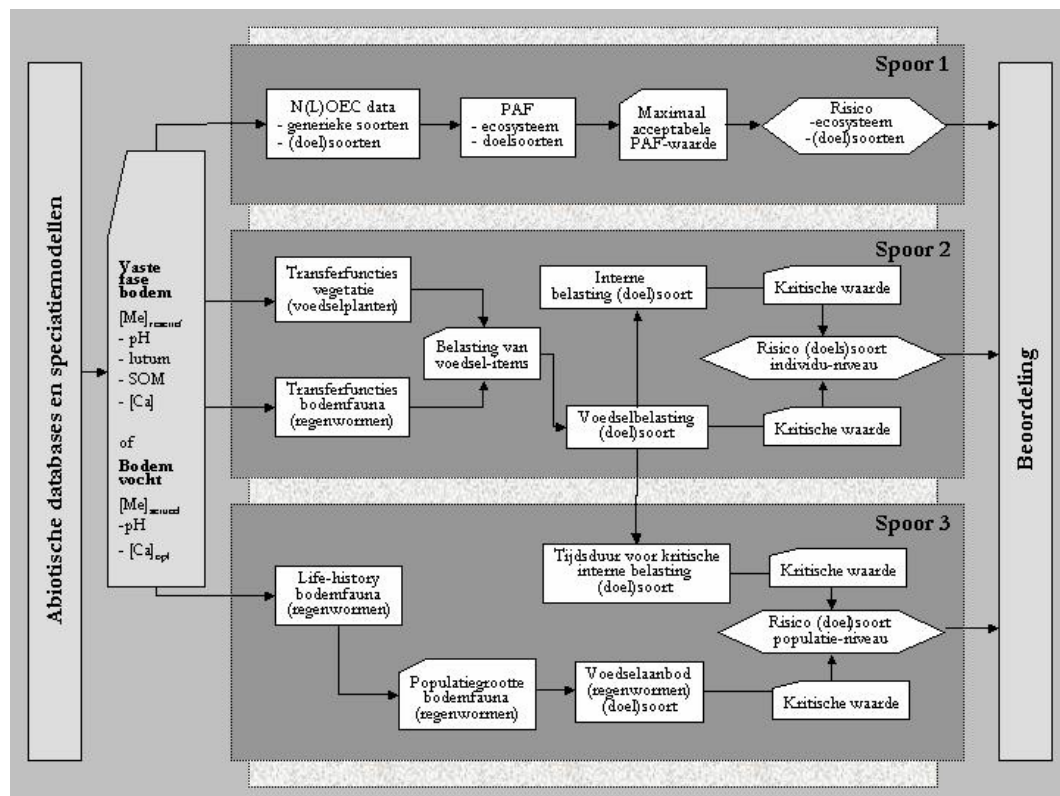
In ECOTOX worden veranderingen in de bodemmacrochemie, met name pH en Ca, vertaald naar veranderingen in de beschikbaarheid van zware metalen in de bodem en de ecologische risico's daarvan voor het ecosysteem en specifieke faunasoorten. Op basis van *partitierelaties*, die de beschikbaarheid van zware metalen aangeven, berekent ECOTOX de risico's van zware metalen voor het bodemleven en voor fauna(doel)soorten op zowel individu-niveau als populatie-niveau.

Invoergegevens voor BONANZA zijn ontleend aan bestaande landsdekkende generieke databases met geografische informatie (250x250m grid) met gegevens over zware metaalgehalten, S- en N-depositie, kwelfluxen, grondwatertrappen en vegetatie (Kros et al., 2001). Tevens is voorzien in een opzoektabel voor SMART2 en partitierelaties voor zware metalen in de bodem. Vanwege de grofmazigheid van het grid kunnen daarnaast ook locatiespecifieke gegevens in BONANZA worden ingevoerd.

3 Structuur en opzet

3.1 Globale structuur

Op basis van het bovenbeschreven functionele ontwerp wordt hier de aanzet gegeven voor het technische ontwerp. Dat wil zeggen dat de functionaliteit wordt vertaald naar de inhoudelijke en technische middelen, zoals gegevens en modellen. Achtereenvolgens wordt de basisstructuur en de submodules besproken. De basisstructuur van ECOTOX is weergegeven in Figuur 2.



Figuur 2. De basisstructuur van ECOTOX.

Een modulaire structuur stelt de beheerder in staat om op een menu-gestuurde wijze het integratieniveau te kiezen waarop men het risico wenst te berekenen. ECOTOX is om die reden modulaïr van opzet en omvat een drietal sporen (submodules) die uitgaan van de abiotische inputgegevens (linkerzijde in Figuur 2) met als output de gekwantificeerde risicobeoordeling (rechterzijde van Figuur 2). De drie sporen verschillen onderling in het niveau van biologische integratie. Via Spoor 1 worden ecologische risico's berekend op het ecosysteemniveau. De beoordeling van doorvergiftiging van zware metalen in voedselketens van terrestrische ecosystemen geschiedt via Spoor 2 en 3, waarbij vooral planten en regenwormen een belangrijke intermediaire rol spelen. In Spoor 2 geschiedt de risicoberekening op het niveau van

het individu, terwijl in Spoor 3 de gevolgen voor de grootte van de populatie worden berekend.

3.2 Abiotische input

Bij elk nieuw scenario zal begonnen moeten worden met de invoer van de abiotische gebiedsgegevens. Aan de generieke en/of locatiespecifieke databases van BONANZA worden gegevens onttrokken over de aanwezige concentraties en de beschikbaarheid van zware metalen in de bodem. Deze abiotische informatie kan op verschillende manieren worden uitgedrukt, namelijk als:

- (i) Het actueel beschikbare gehalte overeenkomend met de vrije ionconcentratie (metaalactiviteit);
- (ii) De totaal opgeloste concentratie in het bodemvocht;
- (iii) Het potentieel beschikbare gehalte, overeenkomend met de reactieve concentratie in de vaste fase en die gerepresenteerd wordt door de fractie die met 0,43 M HNO₃ extraheerbaar is.

De reactieve concentratie kan worden berekend uit het totaalgehalte met behulp van de volgende partitierelatie (Römkens et al., 2004):

$$\log[\text{Me}]_{\text{totaal}} = \beta_0 + \beta_1 \cdot \log[\text{Me}]_{\text{reactief}} + \beta_2 \cdot \log[\text{OM}] + \beta_3 \cdot \log[\text{klei}] \quad (1)$$

waarin:

Me_{reactief} = reactief gehalte in vaste fase (mg.kg⁻¹);

Me_{totaal} = totaalgehalte in vaste fase (mg.kg⁻¹);

OM = organische stofgehalte (%);

klei = kleigehalte (lutum) (%)

Waarden voor de constanten β_0 - β_3 in de relatie tussen reactief (0,3 N HNO₃ extraheerbaar) en totaal (*aqua regia* extraheerbaar) gehalte aan Cd, Pb, Cu en Zn zijn gegeven in Tabel 2. De waarden zijn gebaseerd op een onderzoek met 630 monsters waarin zowel het totaalgehalte en reactief gehalte aan zware metalen als het klei en organische stofgehalte zijn bepaald (Römkens et al., 2004).

Tabel 2. Waarden voor de constanten β_0 - β_3 in de relatie tussen reactief (0,43N HNO₃ extraheerbaar) en totaal (*aqua regia* extraheerbaar) gehalte aan Cd, Pb, Cu en Zn (zie vergelijking 1).

Metaal	β_0	β_1 [M] _{reactief}	β_2 [SOM]	β_3 [klei]	R ² _{adj}	Se(Y) ¹⁾
Cu	0,318	0,761	0,044	0,191	0,94	0,10
Zn	0,614	0,753	-0,107	0,275	0,96	0,12
Cd	0,028	0,877	0,009	0,081	0,96	0,10
Pb	0,323	0,810	0,035	0,136	0,92	0,13

1) Standaard deviatie van de y-schatting op een logaritmische basis

Uit het reactief gehalte kan de totaal opgeloste concentratie worden berekend met de partitierelatie (Römkens et al., 2004):

$$[\text{Me}]_{\text{opl}} = \{[\text{Me}]_{\text{reactief}} / K_f\}^{1/n} \quad (2)$$

waarin:

$[\text{Me}]_{\text{opl}}$ = totaal metaalconcentratie in bodemvocht ($\text{mol} \cdot \text{m}^{-3}$)
 $\text{Me}_{\text{reactief}}$ = reactieve metaalgehalte (0.43 N HNO_3 extraheerbaar) ($\text{mol} \cdot \text{kg}^{-1}$)
 K_f = Freundlich coëfficiënt ($\text{mol}^{1-n} \text{m}^{3n} \cdot \text{kg}^{-1}$)
 n = Freundlich exponent

De waarde voor K_f wordt in BONANZA berekend als een functie van het gehalte aan organische stof, klei en pH-KCl volgens (Römkens et al., 2004):

$$\log K_f = \alpha_0 + \alpha_1 \cdot \log (\% \text{OM}) + \alpha_2 \cdot \log (\% \text{clay}) - \alpha_3 \cdot \text{pH} \quad (3)$$

Waarden voor α_0 , α_1 , α_2 en α_3 zijn gebaseerd op resultaten van een evaluatie van de resultaten van verschillende grootschalige laboratorium-experimenten, resulterend in een bestand met ruim 1400 monsters waarvan zowel de samenstelling van de vaste fase als van het (door extractie verkregen) bodemvocht bekend is (Römkens e.a., 2004). Waarden voor de verschillende parameters zijn gegeven in Tabel 3.

Tabel 3. Waarden voor de constanten α_0 - α_3 in de relatie tussen opgeloste totaalconcentratie en reactief (0.43N HNO_3 extraheerbaar) gehalte aan Cd, Pb, Cu en Zn (zie vergelijking 3).

Metaal	α_0	α_1	α_2	α_3	n	R ²	se(Y)
Cd	-4,85	0,58	0,28	0,27	0,54	0,79	0,33
Pb	-2,96	0,83	0,02	0,25	0,68	0,57	0,55
Cu	-3,55	0,48	0,18	0,16	0,47	0,62	0,35
Zn	-4,51	0,39	0,35	0,45	0,74	0,82	0,40

3.3 Biotische submodules

In BONANZA zijn, zoals eerder aangegeven, drie sporen ingebracht voor de ecotoxicologische risicoschatting. Spoor 1 bestaat uit een statistische benadering die effectrelaties geeft tussen een generieke verzameling van soorten in een ecosysteem en de concentratie aan zware metalen (paragraaf 3.3.1). De gebruikte indicator voor de mate waarin ecosystemen onder toxische druk staan is de *Potentiële Aangetaste Fractie* (PAF), zie 3.3.1.1. Naast de PAF voor een generieke soortenverzameling is het in principe mogelijk om op overeenkomstige wijze een berekening te maken voor specifieke doelsoorten (Luttik et al., 1997). Zo kan voor vogels en zoogdieren die in een natuurdoeltype voorkomen (Bijlage 1) voor elke gegeven bodemconcentratie de fractie worden berekend waarin de *No-(Lowest)-Observed-Effect-Concentration*, N(L)OEC, voor een soort wordt overschreden als gevolg van doorvergiftiging. Deze individuerichte benadering is in BONANZA ingebracht als Spoor 2 (paragraaf 3.3.2). Het

risico van verontreiniging op populatieniveau, als gevolg van doorvergiftiging of voedselschaarste, is ingebracht als Spoor 3 (paragraaf 3.3.3).

3.3.1 Spoor 1: Generieke effecten

3.3.1.1 Benaderingswijze

Spoor 1 gaat uit van het effect van een gebiedsverontreiniging met zware metalen op een verzameling van soorten. Dit kan een generieke verzameling zijn van alle soorten in een ecosysteem of een verzameling van specifieke soorten, zoals bijvoorbeeld doelsoorten. De PAF is ontwikkeld als een kwantitatieve indicator voor de mate waarin ecosystemen onder toxische druk staan (van de Meent, 1999). Het is de fractie of het percentage van de soorten in een ecosysteem, die bij een bepaalde concentratie van een stof in het milieu blootgesteld wordt boven de N(L)OEC waarde van die stof.

De berekening van de generieke PAF is afgeleid van de aanpak die is toegepast voor de ontwikkeling van bodemsaneringsnormen in de Wet Bodembescherming (Wbb) (Circulaire, 2000). Centraal hierin staat de *Hazardous Concentration* (HC_p), de concentratie in het milieu waarbij de N(L)OEC in *p*% van de generieke soortenverzameling wordt overschreden. De HC_p wordt berekend uit een gefitte log-logistische gevoeligheidsverdeling van soorten (van Straalen & Denneman, 1989). Ten behoeve van normstelling is als criterium voor het maximaal toelaatbare risiconiveau (MTR) gekozen voor de HC₅, het mediane 5% percentiel van de gevoeligheidsverdeling (EU-TGD, 1995). Voor een kosteneffectieve doch statistisch betrouwbare curve-fitting (en PAF berekening) zal moeten berusten op een optimaal aantal NOEC gegevens voor de gevoeligheid van soorten.

In omgekeerde zin wordt de gefitte cumulatieve log-logistische verdelingscurve van beschikbare N(L)OEC data gebruikt om voor de logarithme van een gegeven concentratie de PAF te berekenen:

$$PAF = \frac{100}{1 + e^{-\frac{1}{\beta}(\log[Me]_{\text{soil}} - \mu)}} \quad (4)$$

waarin:

- [Me]_{soil} = concentratie metaal in de bodem (mol.kg⁻¹);
- μ = halfwaarde van de log-logistische verdeling (waarde waarbij PAF=50);
- β = schaalparameter, die de vorm van de log-logistische verdeling bepaalt.

De PAF-benadering heeft het voordeel dat met een relatief geringe inspanning een indicatie kan worden verkregen van de risico's voor het ecosysteem zonder dat specifieke ecologische kennis vereist is. Een ander voordeel is dat in principe ook voor een combinatie van stoffen een waarde voor de totale toxische druk kan worden afgeleid, de zogenaamde combi-PAF (Bakker & van de Meent, 1997).

Een punt van kritiek die men op de PAF-benadering kan hebben is dat de Wbb normstelling, waarop de PAF is gebaseerd, gebruikmaakt van N(L)OEC data die afkomstig zijn van laboratoriumexperimenten. Het is bekend dat stoffen in het veld aanzienlijk minder toxisch zijn dan in labexperimenten wordt waargenomen. De PAF waarde die voor een gebied wordt berekend kan daardoor een overtrokken beeld geven van de werkelijke ecologische risico's. Bovendien blijft de werkelijke ecologische betekenis van een bepaalde berekende PAF waarde onbekend.

Een ander punt van kritiek is dat de Wbb normstelling uitgaat van totaalgehalten in standaardbodem (25% klei en 10% organische stof) (Circulaire, 2000). Er vindt geen correctie plaats voor de zuurgraad van de bodem, hoewel de pH grote invloed heeft op de beschikbaarheid van metalen. Juist voor locatiespecifieke risicobeoordelingen is de pH van belang, aangezien deze bodemfactor sterk wordt beïnvloed door veranderingen in bodemgebruik. Om dit probleem te omzeilen is het in BONANZA mogelijk gemaakt om de risico's te beoordelen op basis van de actueel beschikbare totale en vrije ion-concentraties in het bodemvocht, die grotendeels verantwoordelijk zijn voor de opname van metalen in planten en weekhuidige bodemfauna, zoals regenwormen. Dit geschiedt op basis van berekeningen, zoals aangegeven in paragraaf 3.2 omdat de beschikbaarheid van gegevens over totaalgehalten aan metalen in combinatie met bodemeigenschappen als kleigehalte, organische stofgehalte en pH veel groter is dan van de activiteit van vrije metaalionen.

3.3.1.2 N(L)OEC's

N(L)OEC's voor terrestrische (bodem)organismen bij blootstelling aan bodemvocht zijn niet of nauwelijks bekend. Data voor metaalaccumulatie en toxiciteit voor organismen in een water-medium zijn alleen bekend met betrekking tot de groep van de regenwormen (Ma, 1983; Kiewiet & Ma, 1991). Ook dan kan de NOEC-waarde van verschillende soorten een factor 10 uiteenlopen door intrinsieke soortspecifieke variaties in gevoeligheid (Ma & Bodt, 1993). Aan het gebruik van N(L)OEC's voor waterorganismen in oppervlaktewater kleeft het bezwaar dat de toepasbaarheid op de blootstelling van bodemorganismen aan bodemvocht niet bekend is. Bezwaren tegen het gebruik van aquatische data voor het afleiden van terrestrische PAF's zijn ook te berde gebracht door Balk & Blok (2001) in hun evaluatie van BONANZA.

Een alternatieve aanpak is het berekenen van kritische N(L)OEC's voor terrestrische (bodem)organismen bij blootstelling aan bodemvocht op basis van gegevens over N(L)OEC's voor de vaste fase en gegevens van bodemeigenschappen die relevant zijn voor de beschikbaarheid van metalen in de bodemoplossing. Dit kan alleen op basis van experimenten waarin naast de N(L)OEC data voor de vaste fase tevens de bodemeigenschappen zijn gegeven. Tevens is dit alleen nuttig voor organismen waarvan het zeer waarschijnlijk tot zeker is dat het effect via het bodemvocht verloopt. Dat geldt in ieder geval voor planten en micro-organismen en in mindere mate voor het bodemleven.

Een dergelijke exercitie is uitgevoerd met beschikbare data in de literatuur afkomstig van Schuetze & Throl (2000), Farret (pers.comm.) en Klepper & van de Meent

(1997). Waar mogelijk zijn de N(L)OEC data verdeeld in effecten voor planten, micro-organismen en bodemorganismen/bodemprocessen, ervan uitgaande dat die in elk geval voor een groot deel beïnvloed worden door metalen in oplossing. De concentratie in oplossing is berekend volgens vergelijking 2 en 3 met de bijbehorende gegevens uit Tabel 2 en Tabel 3.

De aldus berekende concentraties zijn onderworpen aan een log-logistische fit, zoals beschreven in de PAF relatie. Resultaten hiervan zijn gegeven in Tabel 4, samen met het aantal metingen waarop de fit is gebaseerd.

Tabel 4. Gefitte parameter waarden voor μ en β en de resulterende waarden voor HC5, HC20 en HC50 voor metaalconcentraties in bodemvocht, zoals berekend op basis van een compilatie van NOEC data voor de vaste fase en bijbehorende bodemgegevens.

Metaal	Effect	N	μ	β	$R^2_{a_{dj}}$	HCp ($\mu\text{g.l}^{-1}$)		
						p=5%	p=20%	p=50%
Cd	Micro-organismen	83	2.802	-0.9893	95	0.78	27	633
	Bodeminvertibraten	67	3.176	-0.8857	93	3.7	89	1499
	Planten	86	1.869	-0.8143	86	0.30	5.5	74
Pb	Micro-organismen	31	1.369	-0.8270	91	0.086	1.7	23
	Bodeminvertibraten	52	2.409	-0.6535	96	3.1	32	256
	Planten	10	2.739	-0.5280	90	1.5	15.3	97
Cu	Bodeminvertibraten	21	2.127	-0.3086	73	16.5	50	134
Zn	Bodeminvertibraten	41	2.889	-0.6542	99	9.2	96	774

De waarden voor bodeminvertebraten zijn cursief gezet, omdat dit de meest relevante waarden lijken voor gebruik in BONANZA. Voor Cd lijken de waarden echter erg hoog en is het wellicht beter om uit te gaan van de resultaten voor micro-organismen. Overigens zijn er wel steeds meer aanwijzingen dat de metaalion-activiteit en/of de totaal concentratie aan metalen in bodemvocht niet allesbepalend is voor de opname en toxiciteit in regenwormen (Osté et al., 2001). Hoewel het bodemvocht een belangrijke blootstellingsroute is, mag worden aangenomen dat strooiselconsumptie ook een rol kan spelen. Dat is zeker het geval voor hardhuidige bodemdieren, zoals kevers. Daarom is een alternatieve mogelijkheid de N(L)OEC data voor de vaste fase te normaliseren op pH, het organische stofgehalte en lutumgehalte.

Analoog aan de HC5 als het MTR criterium in de Wbb normstelling kan een arbitraire waarde van PAF=5 worden opgevat als het maximum acceptabele milieukwaliteitsniveau. Bij PAF > 5 is dan sprake is van ecologisch risico voor het ecosysteem. Evenzo kan een waarde van PAF=50 in analogie met de interventiewaarde van de Wbb worden opgevat als het concentratieniveau waarbij sprake is van 'ernstig risico' (Tabel 5). Het is mede de keuze van het milieubeleid en het natuurbeheer als het gaat om de vraag wat men nog wel of niet meer als acceptabel zou moeten achten.

Tabel 5. Beoordelingsklassen van de uitkomst van de submodule PAF.

PAF $\leq$ 5	5 < PAF < 50	PAF $\geq$ 50
↓	↓	↓
Verwaarloosbaar risico	Matig risico	Ernstig risico

De bruikbaarheid van de PAF benadering is (nog) niet in het veld geëvalueerd. Dit is geen gemakkelijk probleem aangezien de N(L)OEC, waarop de PAF is gebaseerd, geen uitspraken doet over de aard of omvang van het effect of over de kans op het vóórkomen van soorten. De PAF geeft slechts aan dat een deel van een verzameling van soorten in een ecosysteem een effect kan ondervinden.

3.3.2 Spoor 2: Effecten op individuen

3.3.2.1 Benaderingswijze

Spoor 2 houdt een deterministische bepaling in van de risico's van doorvergiftiging van herbivore en vermi-/insectivore soorten van vogels en zoogdieren, inclusief doelsoorten. De berekende blootstellingsdruk wordt getoetst aan een tweetal criteria voor bodemkwaliteitsbeoordeling.

De toetsingscriteria zijn:

- (i) Overschrijding van de maximaal acceptabele opname van de stof via het voedsel. Dit komt overeen met de *Acceptable Daily Intake* (ADI), die kan worden afgeleid van beschikbare N(L)OEC's voor orale blootstelling van de specifieke soort of soortsgroep
- (ii) Overschrijding van het kritische interne concentratieniveau in specifieke targetorganen, als indicatie voor toxische effecten op groei, overleving en reproductie. Bijvoorbeeld voor cadmium en lood is de belasting van de nierorganen van vogels en zoogdieren in dat opzicht indicatief (Ma, 1993; 1996).

3.3.2.2 Voedselbelasting

Voor de berekening van de metaalopname in planten is de vrije metaalion-activiteit of de totale metaalconcentratie in het bodemvocht met name van belang. Deze is voor de meeste metalen gerelateerd aan het metaalgehalte in de bodem, wanneer tevens rekening wordt gehouden met verschillen in bepaalde bodemeigenschappen, zoals het gehalte aan organische stof en klei, en de pH-KCl; zie ook vergelijking 1-3).

Het metaalgehalte in de plant kan derhalve worden gerelateerd aan een combinatie van bodemeigenschappen en het metaalgehalte in de bodem volgens (Römkens & de Vries, 2001), waarvan een voorbeeld is gegeven in Tabel 6 voor Cd en Zn in gras.

$$\log [\text{Me}]_{\text{plant}} = a + b \cdot \text{pH} + c \cdot \log(\text{OS}) + d \cdot \log(\text{klei}) + n \cdot \log[\text{Me}]_{\text{soil}} \quad (5)$$

waarin:

$[\text{Me}]_{\text{plant}}$ = totale concentratie van het metaal in plant (mg.kg^{-1});
 $[\text{Me}]_{\text{soil}}$ = totale concentratie van het metaal in bodem (mg.kg^{-1});
pH = pH-KCl van de bodem;
OS = het gewichtspercentage organische stof;
klei = het gewichtspercentage klei.

Tabel 6. Overzicht van bodem – plant overdrachtsrelaties voor Cd en Zn in gras.

Metaal	Overdrachtsrelatie	R ²
Cd	$\log[\text{Cd}]_{\text{plant}} = 0.17 - 0.12 \text{ pH} - 0.28 \log(\text{OS}) + 0.49 \log[\text{Cd}]_{\text{soil}}$	0.53
Zn	$\log[\text{Zn}]_{\text{plant}} = 2.06 - 0.09 \text{ pH} - 1.05 \log(\text{klei}) + 1.09 \log(\text{OS}) + 0.41 \log[\text{Zn}]_{\text{soil}}$	0.49

Voor vele diersoorten met een vermi-/omnivore voedselkeuze vormen regenwormen een belangrijk uitgangspunt voor de belasting van het voedsel en doorvergiftiging (Ma & Broekhuizen, 1989; Ma & Talmage, 2001). Regenwormen nemen veel metalen en andere stoffen op via de huid en darm, waarbij sprake is van de vorming van kinetische evenwichtsverdelingen (Kiewiet & Ma, 1991; Ma et al., 1998; Osté et al., 2001b; Rietra & Ma, 1997). Voor koper is het op zekere hoogte mogelijk om de belasting in regenwormen te gebruiken om het lange-termijn effect op de populatiegrootte van deze bodemorganismen te voorspellen (Ma, 2005).

De opname en accumulatie van zware metalen in de lichaamweefsels van regenwormen kunnen worden berekend met behulp van de volgende modelvergelijking (Ma, 2004):

$$\log[\text{Me}]_{\text{worm}} = b_0 + b_1 \cdot \log[\text{Me}]_{\text{soil}} + b_2 \cdot \text{pH} + b_3 \cdot \log(\text{OS}) + b_4 \cdot \text{endo} + b_5 \cdot \text{epi} \quad (6)$$

waarin:

$[\text{Me}]_{\text{worm}}$ = metaalconcentratie in regenworm (mg.kg^{-1});
endo = endogeïsche soort van regenwormen;
epi = epigeïsche soort van regenwormen.

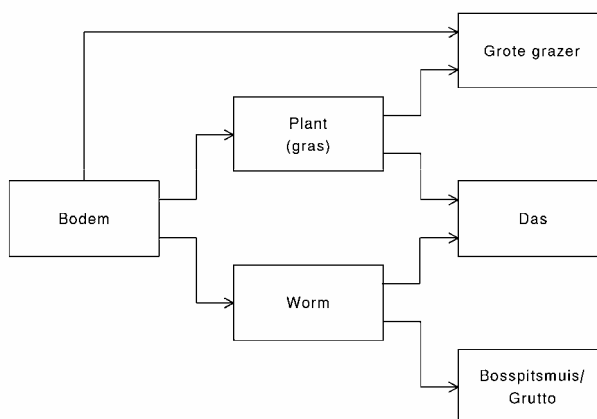
De empirische parametrisatie van de metaaltransferfuncties volgens vergelijking (6) is voor de metalen Cd, Cu, Pb en Zn gegeven in Tabel 7.

Tabel 7. Parametrisatie van de transferfunctie voor metalen in regenwormen (zie vergelijking 6).

Metaal	b ₀	b ₁	b ₂	b ₃	b ₄	b ₅	R ²
Cd	2,92	0,747	-0,210	-0,534	0,156	-	0,78
Cu	0,936	0,499	-0,061	-0,311	0,191	0,275	0,46
Pb	2,85	0,843	-0,461	-0,347	0,295	-	0,62
Zn	2,80	0,224	-0,064	-	-	0,130	0,34

3.3.2.3 Hogere diersoorten

De blootstelling van de fauna aan contaminanten wordt in sterke mate bepaald door het voedselkeuzepatroon. Figuur 3 toont als voorbeeld een aantal sterk vereenvoudigde voedselketenroutes voor enkele van de gekozen modelsoorten. De blootstelling is relatief groot voor vermi-/insectivore soorten, zoals de bosspitsmuis en de grutto, die leven van insecten en regenwormen. Dat is een gevolg van het feit dat bodeminvertebraten vaak een sterk vermogen bezitten om metaalcontaminanten in hun lichaamssweefsels te accumuleren (Ma, 1994; Esenin & Ma, 2000; Ma & Talmage, 2001).



Figuur 3. Voorbeelden van contaminantoverdracht in (sterk vereenvoudigde) voedselketenroutes.

Metalen zoals cadmium accumuleren in voedselketens omdat de stof, eenmaal uit het voedsel opgenomen in de bloedbaan, door veel dieren niet of nauwelijks actief kan worden uitgescheiden (Friberg et al., 1974). De toxicologische grenswaarde in gewervelde dieren is afhankelijk van de metaalsoort en het type van targetorgaan waarop de stof aangrijpt. Accumulatie van zware metalen in dieren vindt met name plaats in de nieren en in mindere mate ook in de lever. Het eerste fysiologisch negatieve effect op het individu is nierschade (Scheuhammer 1987). Nierschade leidt tot een verlies aan bouw- en voedingsstoffen via de urine, wat tot een afname in het functioneren van het individu kan leiden (Cooke & Johnson, 1996).

Bij vogels en zoogdieren treden schadelijke effecten op als de concentratie van cadmium in de nieren groter wordt dan 100-200 mg.kg⁻¹ droge stof (Nicholson et al.,

1993; Pascoe et al., 1996). Door Ma (1994) wordt als de maximaal acceptabele concentratie voor cadmium in de nieren een gehalte van 120 mg.kg⁻¹ droge stof geadviseerd. Voor lood is voorgesteld om een concentratie in de nieren van 90 mg.kg⁻¹ droge stof te nemen als de maximaal acceptabele toxicologische grenswaarde (Ma, 1996).

De concentratie in het targetorgaan van de bosspitsmuis kan berekend worden met de modelvergelijking (Ma & van der Voet, 1993):

$$\ln[\text{Me}]_{\text{targ}} = \ln[\text{Me}]_{\text{worm}} + \ln(c) + \ln\left(\frac{1 - \exp(-k_{\text{el}} \cdot t)}{k_{\text{el}}}\right) \quad (7)$$

waarin:

- $[\text{Me}]_{\text{targ}}$ = de concentratie metaal in het targetorgaan (mg.kg⁻¹);
- k_{el} = de metaal-eliminatie snelheidsconstante (d⁻¹);
- t = gemiddelde levensduur voor een bepaalde leeftijdsklasse (d).

met:

$$c = \frac{\text{DCR} \cdot M_{\text{body}} \cdot f_{\text{worm}} \cdot f_{\text{ass}} \cdot f_{\text{targ}}}{M_{\text{targ}} \cdot f_{\text{dm}}} \quad (8)$$

waarin:

- DCR = de snelheidsconstante voor dagelijkse voedselopname, uitgedrukt als fractie van de lichaamsmassa (d⁻¹)
- M_{body} = de gemiddelde lichaamsmassa (kg versgewicht);
- f_{worm} = het aandeel regenwormen in het dieet (kg.kg⁻¹);
- f_{ass} = de fractie geassimileerd metaal in het targetorgaan;
- M_{targ} = de massa van het targetorgaan (kg versgewicht);
- f_{targ} = de fractie van het geassimileerd metaal dat in het targetorgaan terechtkomt;
- f_{dm} = droge-stof conversiefactor voor het targetorgaan (kg drooggewicht.kg⁻¹ versgewicht).

De metaalbelasting $[\text{Me}]_{\text{targ}}$ van targetorganen wordt berekend door modellering van de accumulatiekinetiek onder aanname van een constante opname en eerste-orde eliminatie. Voor een soort als de bosspitsmuis mag men op grond van veldonderzoek aannemen dat regenwormen de belangrijkste bron vormen voor metalen zoals cadmium en lood (Ma et al., 1991).

De basis voor de eigenlijke risicobeoordeling wordt gevormd door de ‘*Environmental Effect Concentration*’ (EEC_p). Deze is gedefinieerd als de concentratie van de contaminant in de bodem, waarbij in $p\%$ van een populatie van volwassen dieren van een soort een toxicologische grenswaarde $[\text{Me}]_{\text{crit}}$ in het targetorgaan wordt bereikt of overschreden (Ma & van der Voet, 1993).

Bij een aanname van $p=50\%$ geldt voor de betreffende EEC₅₀:

$$\ln(\text{EEC50}) = \frac{\ln[\text{Me}]_{\text{crit}} - [\text{Me}]_{\text{targ}}}{b_1} \quad (9)$$

De standaardfout (se) van de schatting van $\ln(\text{EEC50})$ wordt berekend uit de varianties en covarianties van de geschatte parameters via een Taylor-reeks benadering. De ondergrens van het 95% betrouwbaarheidsinterval kan worden geschat onder aanname van een standaard-normale verdeling voor $\ln(\text{EEC50})$:

$$\ln(\text{low lim EEC50}) = \ln(\text{EEC50}) - 1.645 \cdot \text{se} \quad (10)$$

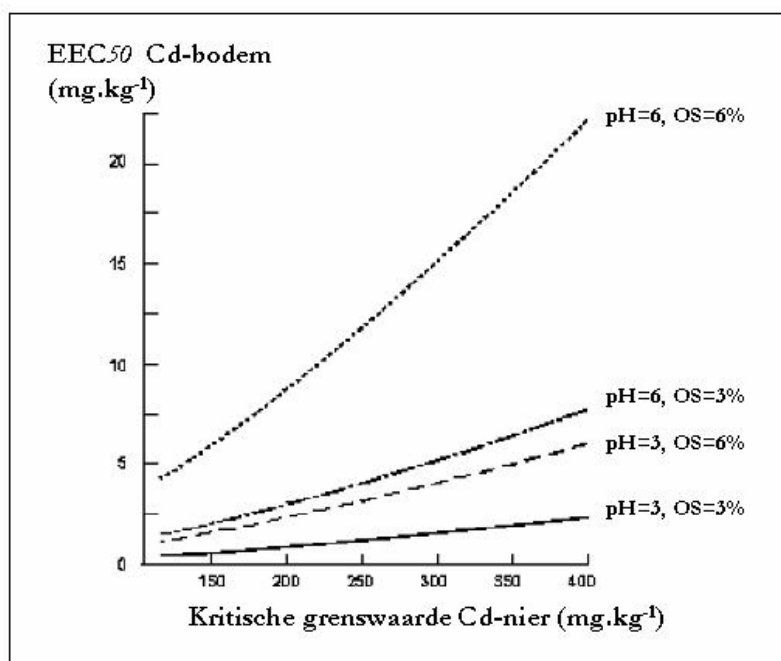
De berekende waarde van de EEC50 dient gezien te worden als een kritische milieugrenswaarde voor bodemverontreiniging waarbij sprake is van ‘ernstig’ risico. Dit kan betekenen dat er een noodzaak is voor het nemen van beschermende gebiedsgerichte maatregelen voor de betreffende diersoort. Idealiter zou men voor de bodemkwaliteit van elk gebied moeten streven naar de EEC5 waarde (Tabel 8), dat wil zeggen een concentratie in de bodem waarbij 95% van de populatie gevrijwaard blijft van negatieve effecten van de contaminant.

Tabel 8. Beoordelingswijze van de uitkomsten van de EECp -risicobenadering.

$[\text{Me}]_{\text{soil}} \leq \text{EEC5}$	$\text{EEC5} < [\text{Me}]_{\text{soil}} < \text{EEC50}$	$[\text{Me}]_{\text{soil}} \geq \text{EEC50}$
↓	↓	↓
Verwaarloosbaar risico	Matig risico	Ernstig risico

Figuur 4 geeft als voorbeeld de output van de risicoberekening voor de bosspitsmuis met betrekking tot een gebied op zandgrond die verontreinigd is met cadmium. Uit de figuur kan de waarde van de EEC50 worden afgeleid voor de bodembelasting bij een bepaalde *a priori* gekozen toxicologische grenswaarde voor cadmium in de nierorganen ten tijde van het volwassen reproductieve stadium. Gerekend vanaf de geboorte kan daarvoor als gemiddelde tijdsduur een waarde van $t=385$ dagen worden genomen (Ma & van der Voet, 1993).

Figuur 4 illustreert de grote invloed van de pH en het organische stofgehalte van de bodem op de grootte van het ecologisch risico, uitgedrukt in de waarde van de EECp , van een verontreinigd gebied. Naarmate de pH lager is en/of er minder organische stof in de bodem zit, zal het risico snel toenemen. Bij een bepaalde gekozen kritische grenswaarde van Cd in de nieren kan het risico, uitgedrukt in de EEC50 , wel 4 tot 5 keer lager zijn in een gebied met een kalkrijke bodem en veel organische stof dan in een gebied met lage pH en weinig organische stof. Dit betekent dat het ecologisch rendement van een bodemsanering van een verontreinigd gebied sterk afhankelijk kan zijn van de specifieke fysisch-chemische bodemeigenschappen ter plaatse. De praktische implicatie hiervan is dat het introduceren van kostbare risicoreducerende beheersmaatregelen minder zinvol kan zijn in gebieden waarin de verontreiniging weinig of niet biologisch beschikbaar is.



Figuur 4. EEC50-waarden voor Cd in de bodem in relatie tot toxicologische grenswaarden voor Cd in de nierorganen van de bosspitsmuis. De relaties zijn berekend voor vier verschillende scenario's van bodemzuurgraad en organische stofgehalte (naar: Ma & van der Voet, 1993).

De gemiddelde dagelijkse inname (DI) van metaal via de voedselopname levert een waarde op die op zichzelf een parameter voor risicobepaling. De waarde van DI kan worden berekend volgens:

$$DI = [Me]_{\text{food}} \cdot DCR \cdot M_{\text{body}} \cdot f_{\text{ass}} \quad (11)$$

waarin:

$[Me]_{\text{food}}$ = de totale concentratie van het metaal in het voedsel (mg.kg^{-1})

Het risico wordt dan bepaald door vergelijking met gegevens met betrekking tot de aanvaardbare dagelijkse inname (ADI), de hoogste waarde waarbij nog net geen sprake is van het optreden van toxische effecten. De waarde van ADI kan worden afgeleid uit N(L)OEC data die voor de betreffende soort beschikbaar zijn. Voor een beschrijving van deze wijze van aanpak voor de bepaling van de risico's voor (doel)soorten in een verontreinigd gebied wordt verwezen naar rapporten van Ma & van Kleunen (1997) en Ma et al. (2001).

Uit de formules 7 en 8 kan worden afgeleid wat de tijdsduur T is waarop de kritische grenswaarde van het metaal in het doelorgaan $[Me]_{\text{targ,crit}}$ wordt bereikt. Eventueel kan men nog rekening houden met het feit dat een dier niet het gehele jaar hoeft bloot te staan aan de verontreiniging, zoals in het geval van de grutto. Ook zal mogelijk niet het totale leefgebied maar slechts een deel ervan verontreinigd kunnen zijn. Indien er voorts vanuit wordt gegaan dat de waarde van k_{el} voor zoogdieren en vogels verwaarloosbaar is (Friberg et al., 1974), dan wordt de vergelijking:

$$T = \frac{[Me]_{\text{targ,crit}} \cdot M_{\text{targ}}}{[Me]_{\text{food}} \cdot \text{DCR} \cdot f_{\text{ass}} \cdot f_{\text{targ}} \cdot f_{\text{time}} \cdot f_{\text{field}}} \quad (12)$$

waarin:

f_{time} = de fractie van de totale levensduur waarin de soort blootstaat aan verontreinigd voedsel;

f_{field} = de fractie van het leefgebied (homerange) dat verontreinigd is.

Ook de complexe samenstelling van het dieet zal gevolgen hebben voor de totale blootstelling. In Tabel 9 zijn voor twee soorten, de das en grutto, de fracties aangegeven van de verschillende voedselcomponenten in het dieet. Hiermee zal men uiteraard rekening moeten houden bij de berekening van de blootstelling door het aanbrengen van de nodige correctiefactoren in de betreffende formules. Indien bijvoorbeeld de das slechts wordt beschouwd als een vermivoor dan zal dat mogelijk kunnen leiden tot enige mate van overschatting van de werkelijke blootstelling.

Tabel 9. De fracties van voedselcomponenten in het dieet van de das en de grutto.

Soort	Plantaardig	Insecten	Herbivore vertebraten	Carnivore vertebraten	Regenwormen
Das	0,25	0,25	0,125	0,125	0,25
Grutto	0,25	0,375	0	0	0,375

3.3.3 Spoor 3: Populatie-effecten

De risicobenadering in Spoor 2 is individu-gericht en levert dus geen inzicht in de gevolgen voor de *populatie* van een (doel)soort. Hierin wordt voorzien in Spoor 3, die zich richt op het effect van doorvergiftiging en/of voedselschaarste op de grootte van de populatie. Deze effecten dienen te worden afgewogen tegen de vraag in welke levensfase van het dier er vergiftiging optreedt. Met name is het van belang te weten of de toxiciteit optreedt voor of pas na het bereiken van de reproductieve leeftijd.

Met behulp van eenvoudige rekenregels wordt het risico berekend op effecten van doorvergiftiging, terwijl deterministische populatiedynamische modellen worden gebruikt om het risico van voedselschaarste te bepalen. Als voorbeeld is in Spoor 3 het risico van cadmium voor de populatie bepaald via doorvergiftiging, terwijl voor koper het risico gebaseerd is op voedselschaarste. Hieronder zijn deze risico's uitgewerkt voor de populatie van twee doelsoorten, namelijk de das en de grutto.

3.3.3.1 Doorvergiftiging

Hoewel nierschade veelvuldig is bestudeerd (voor overzicht, zie o.a. Beyer, 2000) ontbreekt de kennis over de mate waarin dit de reproductie en de overleving van het individu beïnvloedt. Inzicht in deze relaties is noodzakelijk om het effect van doorvergiftiging op de populatie te kunnen kwantificeren. Omdat deze kennis

ontbreekt zijn kwantitatieve uitspraken over de mate waarin nierschade de overleving van de populatie verlaagt niet mogelijk.

Daarom worden in Spoor 3 uitspraken gedaan uitgaande van de veronderstelling dat de leeftijdsfase waarin nierschade wordt bereikt van cruciaal belang is voor de populatie-overleving. Als nierschade immers pas na de reproductieve fase optreedt dan zal dat geen negatief effect meer hebben op de populatiegrootte. Tabel 10 geeft het risico op populatieniveau weer in afhankelijkheid van het levensstadium waarin nierschade optreedt.

Tabel 10. Invloed van de levensfase op het risico van doorvergiftiging voor de populatiegrootte van een diersoort.

Levensfase waarbij de kritische grenswaarde in de nierorganen wordt overschreden	Gevolgen voor de populatiegrootte
Juveniele fase	groot
Eerste helft reproductieve fase	matig
Tweede helft reproductieve fase	gering
Bejaarde fase	nihil

In Tabel 11 zijn enkele parameterwaarden voor de grutto en de das weergegeven. Daarbij wordt opgemerkt dat de in de tabel aangegeven data voor de voedselinname van de das en grutto afgeronde getallen zijn, die in BONANZA worden gebruikt. In werkelijkheid bedraagt de voedselinname gemiddeld 1162 g voor de das en 77 g voor de grutto. Verder is in BONANZA aangenomen dat $f_{\text{field}}=1$, terwijl dit in werkelijkheid lager kan zijn.

Tabel 11. Parameterwaarden voor de blootstelling van de grutto en das aan cadmium.

Soort	M_{nier} (g versgew.)	$M_{\text{nier, crit}}$ (mg.kg ⁻¹ drooggew.)	DCR_{worm} (g versgew.)	$f_{\text{ass,org}}$	f_{field}	t
Grutto	3,85	200	100	0,005	1	122 d
Das	65	200	500	0,005	1	365

Voor de berekening van de tijdsduur T die nodig is om de kritische grenswaarde in de nieren te bereiken wordt verwezen naar vergelijking (12). Ter bepaling van het risico wordt de tijdsduur T afgewogen tegen de lengte van de juveniele fase. Hiermee wordt inzicht verkregen in de kans op effecten op de populatie (Tabel 12). Voor de toepassing van deze doorvergiftigingsbenadering voor de berekening van de risico's voor de populatie van de das wordt verwezen naar Klok et al. (1998) en voor de populatie van de grutto naar Bosveld et al. (2000).

3.3.3.2 Voedselschaarste

Een andere stap in de berekening van het risico van verontreiniging voor de populatie van een (doel)soort bestaat uit het bepalen van het effect van de verontreiniging op het voedselaanbod. De gedachte daarbij is dat een nadelige werking op de voedselorganismen van de (doel)soort van invloed is op de overleving

en reproductie van individuen en daarmee ook een negatief effect op de populatie-overleving.

Tabel 12. Indeling in risicoklassen van de leeftijd (jaren) van de grutto en das waarop de grenswaarde voor nierschade wordt gebaald.

Soort	Risico groot	Risico matig	Risico gering	Risico nihil
Grutto	2	2-5	5-10	>10
Das	2	2-4	4-6	>6

De benadering die in BONANZA is gevolgd bestaat uit een berekening van de evenwichtsdichtheid N , de leeftijdsopbouw en de beschikbare biomassa van een regenwormenpopulatie met behulp van het populatiedynamische model PODYRAS (Klok & de Roos, 1996, 1998; Klok et al., 1997). Inputdata voor PODYRAS zijn de individuele groei, overleving en reproductie van regenwormen. Deze data zijn afkomstig van langlopende bioassays onder verschillende belastingniveaus.

De groeidata van regenwormen worden gefit met een Von Bertalanffy-curve. Dit type groeicurve veronderstelt dat de groei in gewicht afneemt met de leeftijd volgens de vergelijking:

$$l(a) = l_m - (l_m - l_b)e^{-\gamma a} \quad (13)$$

waarin:

- $l(a)$ = 3^e-machtswortel van het gewicht (g) van een regenworm van de leeftijd a ;
- l_m = 3^e-machtswortel van het maximale gewicht (g) van een individu;
- l_b = 3^e-machtswortel van het geboortegewicht (g) van een individu;
- γ = een constante voor groei van de regenworm (jr^{-1});
- a = leeftijd (jr).

De grootte van de worm is van belang omdat deze bepalend is voor het optreden van coconproductie. De grootte komt overeen met de 3^e-machtswortel van het gewicht. De relatie tussen de coconproductie en de leeftijd wordt dan als volgt weergegeven:

$$m(a) = r_m [l_m - (l_m - l_b)e^{-\gamma a}]^2 \quad \text{voor } l(a) \geq l_{ad} \quad (14)$$

waarin:

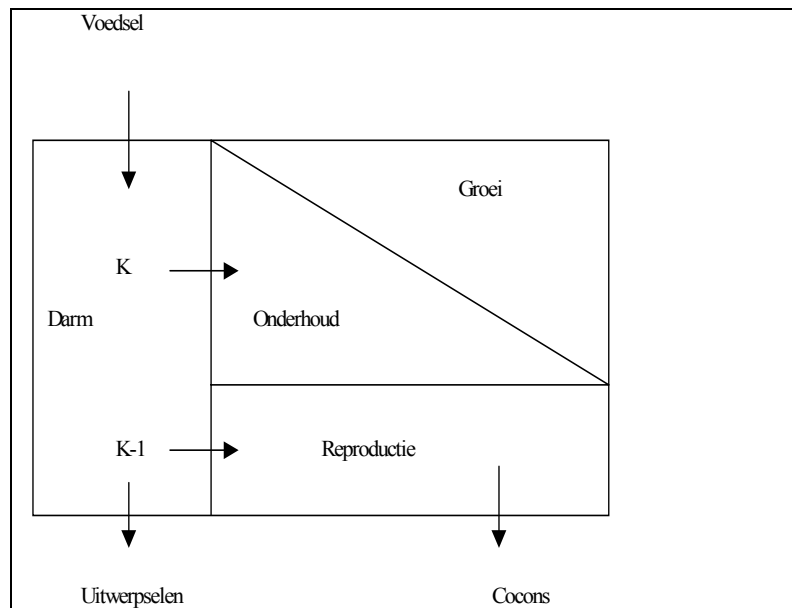
- $m(a)$ = de reproductie van de regenworm op leeftijd a ;
- l_{ad} = 3^e-machtswortel van het gewicht (g) waarop het adulte stadium wordt bereikt en de individuen gaan reproduceren;
- r_m = de maximale reproductie bij het maximale gewicht.

De parameterwaarden die voor de soort *Lumbricus rubellus* zijn gebruikt zijn in Tabel 13 weergegeven voor een onbelaste bodem (Cu-gehalte <13 mg.kg⁻¹).

Tabel 13. Parameterwaarden voor *Lumbricus rubellus* onder onbelaste bodemomstandigheden.

l_b	l_{ad}	r_m	γ	l_m
$2.41 \text{ g}^{-1/3}$	$9.2 \text{ g}^{-1/3}$	0.00126	0.0071	$16.6 \text{ g}^{-1/3}$

Onder invloed van verontreiniging zullen de te schatten parameters (l_m , γ , r_m) andere waarden kunnen aannemen. Dit wordt veroorzaakt door veranderingen in de energiehuishouding van het individu (Figuur 5). Een vaste fractie K van de opgenomen voedselenergie gaat naar onderhoud en groei, de restfractie 1–K wordt besteed aan reproductie. Reproductie kan pas plaatsvinden als de worm gegroeid is tot een bepaald lichaamsgewicht (l_{ad}).



Figuur 5. Schematische wijze waarop energie wordt verdeeld in een organisme (naar Kooiman & Metz, 1984).

Onder invloed van verontreiniging met bijvoorbeeld koper wordt de behoefte aan onderhoudsenergie verhoogd om het opgenomen koper te ontgiften. Doordat een groter deel van K naar onderhoud gaat en minder energie beschikbaar is voor groei leidt dit tot een hogere constante voor groei (γ), een lager maximaal te behalen gewicht (l_m) en een lagere maximale coconproductie (r_m).

In een met koper verontreinigde bodem wordt de relatie tussen de waarden voor (l_m , γ , r_m) en het kopergehalte in de bodem (Cu_{soil}) gegeven door:

$$l_m(\text{Cu}_{\text{soil}}) = \frac{l_m}{1 + \rho_M \cdot \text{Cu}_{\text{soil}}} \quad (15)$$

$$\gamma(\text{Cu}_{\text{soil}}) = \gamma \cdot \rho_M \cdot \text{Cu}_{\text{soil}} \quad (16)$$

$$r_m(\text{Cu}_{\text{soil}}) = \frac{r_m}{1 + \rho_R \cdot \text{Cu}_{\text{soil}}} \quad (17)$$

waarin ρ_M en ρ_R effect-coëfficiënten zijn die afgeleid zijn uit bioassay data.

Het aantal regenwormen onder evenwichtcondities wordt berekend door de reproductie te bepalen gedurende de periode tussen het behalen van de adulte leeftijd en de maximale leeftijd en dit te sommeren over alle individuen in de populatie.

Bij evenwichtsdichtheid is het aantal regenwormen dat per tijdseenheid sterft gelijk aan het aantal dat geboren wordt:

$$1 = \int_{\alpha(l_{ad}, l_m, \gamma)}^{\beta} r m \cdot l(a)^2 \cdot e^{-(\mu_0 + \mu_1 \cdot N) \cdot a} da \quad (18)$$

waarin

- μ_0 = snelheid van natuurlijke sterfte (d^{-1});
- μ_1 = predatiedruk (d^{-1});
- N = evenwichtsdichtheid van de regenwormen ($g \cdot m^{-3}$).

Uit de formule kan de evenwichtsdichtheid N van de regenwormenpopulatie worden berekend. De onder- en bovengrens van de integraal worden gegeven door respectievelijk de leeftijd waarbij de regenworm adult wordt en de maximale leeftijd. Verondersteld is dat de individuen sterven als gevolg van natuurlijke sterfte en predatie. De snelheid van natuurlijke sterfte μ_0 is gesteld op $0.001 d^{-1}$. Met de leeftijd a van de worm neemt de kans op natuurlijke sterfte toe. De predatiedruk is weergegeven door μ_1 (d^{-1}). De kans dat een worm gepredeerd wordt is zowel afhankelijk van de leeftijd van de worm als van de dichtheid aan regenwormen N .

Om de mogelijke predatiedruk (μ_1) onder onbelaste omstandigheden te bepalen, dus als de kopergehalten in de bodem de achtergrondswaarde van $13 mg \cdot kg^{-1}$ grond niet overschrijden, wordt de evenwichtsdichtheid in bovenstaande formule op 100 regenwormen per m^2 gesteld en kan de vergelijking worden opgelost. Dit geeft een waarde voor $\mu_1 = 0.0001 d^{-1}$. Bij deze predatiedruk in combinatie met de natuurlijke sterfte kan de regenwormenpopulatie zich nog net handhaven en blijft dus gelijk aan 100 regenwormen per m^2 .

Bij een hogere koperbelasting groeien de individuele regenwormen langzamer, produceren minder cocons en worden op een hogere leeftijd adult (Ma, 1983, 1984). Dit heeft nadelige gevolgen voor de populatiegrootte en biomassa van deze organismen (Klok et al., 1997; Ma, 2005), waardoor bij dezelfde predatiedruk de evenwichtsdichtheid zal afnemen. Dat betekent dat het aantal regenwormen dat door de das of grutto kan worden geconsumeerd, zonder dat de regenwormenpopulatie instort, afneemt.

Niet alle grootteklassen van regenwormen worden door de grutto en das gegeten. Uit maaganalyses blijkt dat dassen wormen eten die een minimale grootte hebben van ongeveer 5 cm (Müskens & Broekhuizen, ongepubl. gegevens), waardoor men meestal een grote soort als *Lumbricus terrestris* in de maag aantreft (Ma & Broekhuizen,

1989). Het effect van het beschikbare aanbod aan regenwormen voor de das wordt daarom afhankelijk gesteld van de predatie op grootteklassen van 6 cm of meer.

Om te kunnen berekenen wat het effect van koper is op de beschikbare biomassa aan regenwormen voor de das en grutto is, gegeven een bepaalde minimale grootte van gegeten wormen, moet eerst het effect op de populatieopbouw van de wormen, dat wil zeggen de leeftijdsverdeling onder evenwicht, worden uitgerekend. De leeftijdsverdeling van de regenwormenpopulatie als functie van de koperbelasting in de bodem wordt gegeven door:

$$n(a, Cu_{\text{bodem}}) = (\mu_0 + \mu_1 \cdot N(Cu_{\text{bodem}})) \cdot N(Cu_{\text{bodem}}) \cdot \exp^{-(\mu_0 + \mu_1 \cdot N(Cu_{\text{bodem}})) \cdot \alpha} \quad (19)$$

waarin:

$N(Cu_{\text{bodem}})$ = de evenwichtsdichtheid van regenwormen onder een bepaalde operbelasting van de bodem.

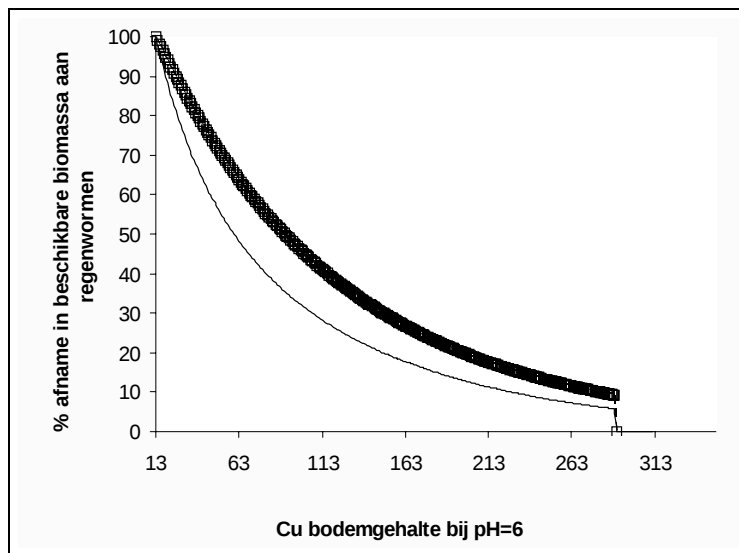
Vervolgens wordt de beschikbare biomassa bepaald door de onderstaande integraal op te lossen:

$$\text{BeschikbareBiomassa} = \int_{\alpha(lm, lvul, \gamma)}^{\beta} l(a, Cu_{\text{bodem}})^3 \cdot n(a, Cu_{\text{bodem}}) da \quad (20)$$

waarin:

$lvul$ = 3e machtswortel van het gewicht van gegeten wormen met een minimale lengte van 6 cm voor de das en 2 cm voor de grutto;

$l(a, Cu_{\text{bodem}})^3$ = het gewicht van wormen van leeftijd a bij een bepaalde kopergehalte in de bodem.



Figuur 6. Beschikbare biomassa voor de grutto en das bij verschillende kopergehalten in de bodem. haarlijn = Das, dikke lijn = Grutto.

Figuur 6 toont de procentuele afname in beschikbare biomassa aan wormen voor de das en grutto. De figuur laat zien dat de hoeveelheid beschikbaar voedsel sterk afneemt met het kopergehalte in de bodem.

Tabel 6. Indeling van risicoklassen voor populatie-effecten op grutto en das als gevolg van voedselschaarste door koperverontreiniging en de hierbij behorende kopergehalten in de bodem.

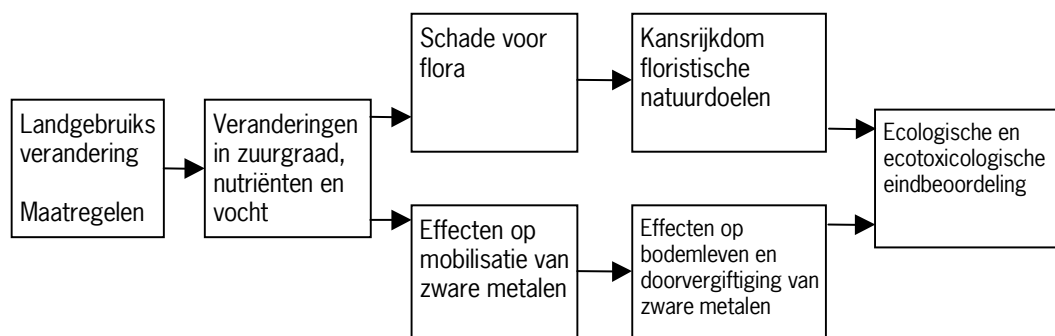
Afname voedselaanbod	0-10%	10-30%	30-50%	> 50%
Populatie-effect	nihil	klein	groot	zeer groot
Kritisch gehalte Cu (mg.kg ⁻¹) in bodem voor de grutto	< 25	25-35	35-60	>60 Cu
Kritisch gehalte Cu (mg.kg ⁻¹) in bodem voor de das	< 20	20-50	50-90	>90

Bij kopergehalten in de bodem boven 280 mg.kg⁻¹ stort de regenwormenpopulatie in. De risico's die dit heeft voor de populatie van de grutto en das zijn weergegeven in Tabel 14.

De berekeningen van het risico van doorvergiftiging en voedselschaarste zijn gebaseerd op een aantal aannames, waarvan als de belangrijkste zijn:

- (i) Bij de berekening van risico's voor de populatie als gevolg van doorvergiftiging is aangenomen dat nierschade een negatief effect heeft op de reproductie en overleving van het individu. Het is echter onbekend in hoeverre er een daadwerkelijk verband is
- (ii) Bij de berekening van het populatie-effect van voedselschaarste is aangenomen dat een afname in de beschikbare biomassa van regenwormen een negatieve invloed heeft op de populatiegrootte van de das en grutto. Het kwantitatieve effect van een voedseltekort is echter moeilijk te duiden, aangezien dit van meerdere factoren afhangt zoals de beschikbaarheid van alternatief voedsel en de locale dichtheid van faunasoorten die ook van regenwormen leven.

4 Toepassing



Figuur 7. Overzicht van Bonanza

De ECOTOX module is toegepast in het beslissingsondersteunend systeem BONANZA (Kros et al., 2001). Deze bestaat uit de keten zoals is weergegeven in Figuur 7.

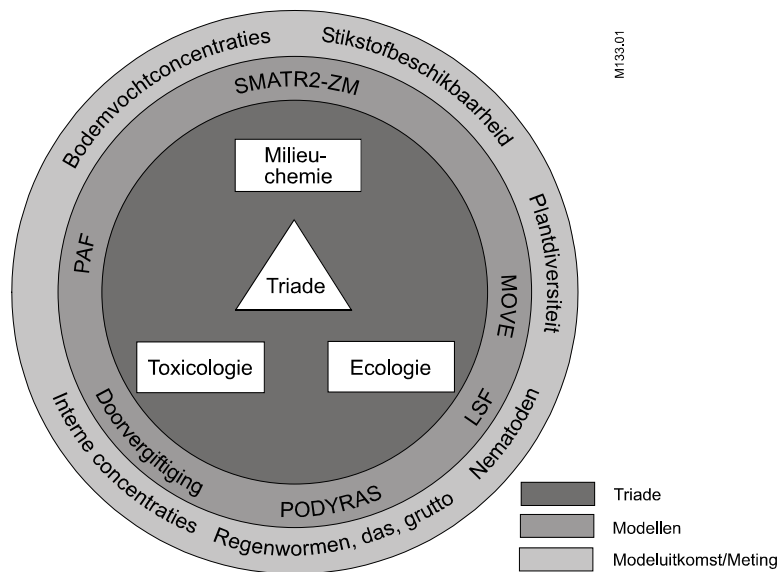
Zoals is beschreven in hoofdstuk 3 bestaat de opbouw van ECOTOX uit een drietal sporen waarlangs de risico's op verschillende niveaus worden berekend (zie Fig. 2). De module gaat uit van een database van locatiespecifieke abiotische bodemgegevens in BONANZA. De data zijn ontleend aan generieke bodemkwaliteitskaarten en opzoektabellen. Spoor 1 (PAF-berekening) is geïmplementeerd in het prototype van BONANZA op basis van concentraties in de bodemoplossing. De concentratie in het bodemvocht is in BONANZA berekend met behulp van de generieke partitierelaties van Bril & Römkens (2000) en De Vries & Bakker (1998).

Lacunes in de parametrisering en implementatie van Spoor 2 (berekening van doorvergiftiging) en Spoor 3 (berekening van populatie-effecten) zullen volgens plan in een vervolgfase van het onderzoek worden opgevuld. Op basis van bestaande kennis, instrumenten en expert-judgment is een eerste aanzet gegeven voor de implementatie van de ECOTOX-module.

In Tabel 15 is een overzicht gegeven van de sporen die reeds zijn geïmplementeerd.

Tabel 15. Implementatie van de ECOTOX-module.

Spoor	Modelsoorten(groepen)	Risicomethodiek	Metalen
1	Bodemfauna	PAF	Cd, Cu, Pb, Zn
2	Bosspitsmuis Schotse Hooglander	Kritisch niergehalte ADI	Cd Cd, Cu, Pb, Zn
3	Das, Grutto Das, Grutto	Kritische tijd tot nierschade Limiet voedselaanbod	Cd Cu



Figuur 8. Analogie tussen Bonanza en de Triade-methode

BONANZA sluit nauw aan bij de ontwikkelingen op het gebied van ecologische risico-beoordeling van verontreinigde bodems, zoals de basisbenadering voor functie-gerichte beoordeling van bodemverontreiniging ofwel de TRIADE-benadering (Rutgers et al., 2005). In Figuur 8 is de analogie tussen de beide wijzen van benadering weergegeven.

De binnenste cirkel in de figuur geeft de modules weer die, al dan niet in vereenvoudigde vorm, in BONANZA zijn opgenomen dan wel in een later stadium opgenomen zullen worden. Met deze modellen worden de ecosysteemprocessen geïntegreerd en op basis van opgelegde veranderingen (landgebruiksverandering al of niet gecombineerd met maatregelen) worden prognoses uitgevoerd. De buitenste cirkel geeft de modeluitkomsten, ofwel de toestandsvariabelen, van BONANZA weer. De inhoud van deze cirkel komt tevens overeen meetbare grootheden van het ecosysteem. Op basis hiervan kan BONANZA bijvoorbeeld gecalibreerd en gevalideerd worden.

Het gebruik van BONANZA levert de volgende mogelijkheden:

- (i) Vaststellen of een gewenst natuurdoeltype (NDT) op een voormalige landbouwgrond te realiseren is op basis van de te verwachte zuurgraad, stikstofbeschikbaarheid en vochthuishouding
- (ii) Indien het gewenste natuurdoeltype niet zonder meer te realiseren is, kan worden vastgesteld welke veranderingen er in N- en S-depositie en/of kwelflux moeten worden aangebracht, zodanig dat het natuurdoeltype wel realiseerbaar is

- (iii) Vaststellen van de mate waarin zware metalen worden gemobiliseerd
- (iv) Vaststellen van de ecotoxicologische risico's bij de te verwachte zware metaalmobilisatie
- (v) Vaststellen in hoeverre de ecotoxicologische risico's van de zware metaalmobilisatie te beperken zijn middels ingrijpen in de depositie en kwel of door andere maatregelen, zoals afgraven

Voor de praktische toepassing van BONANZA geldt de volgende procedure:

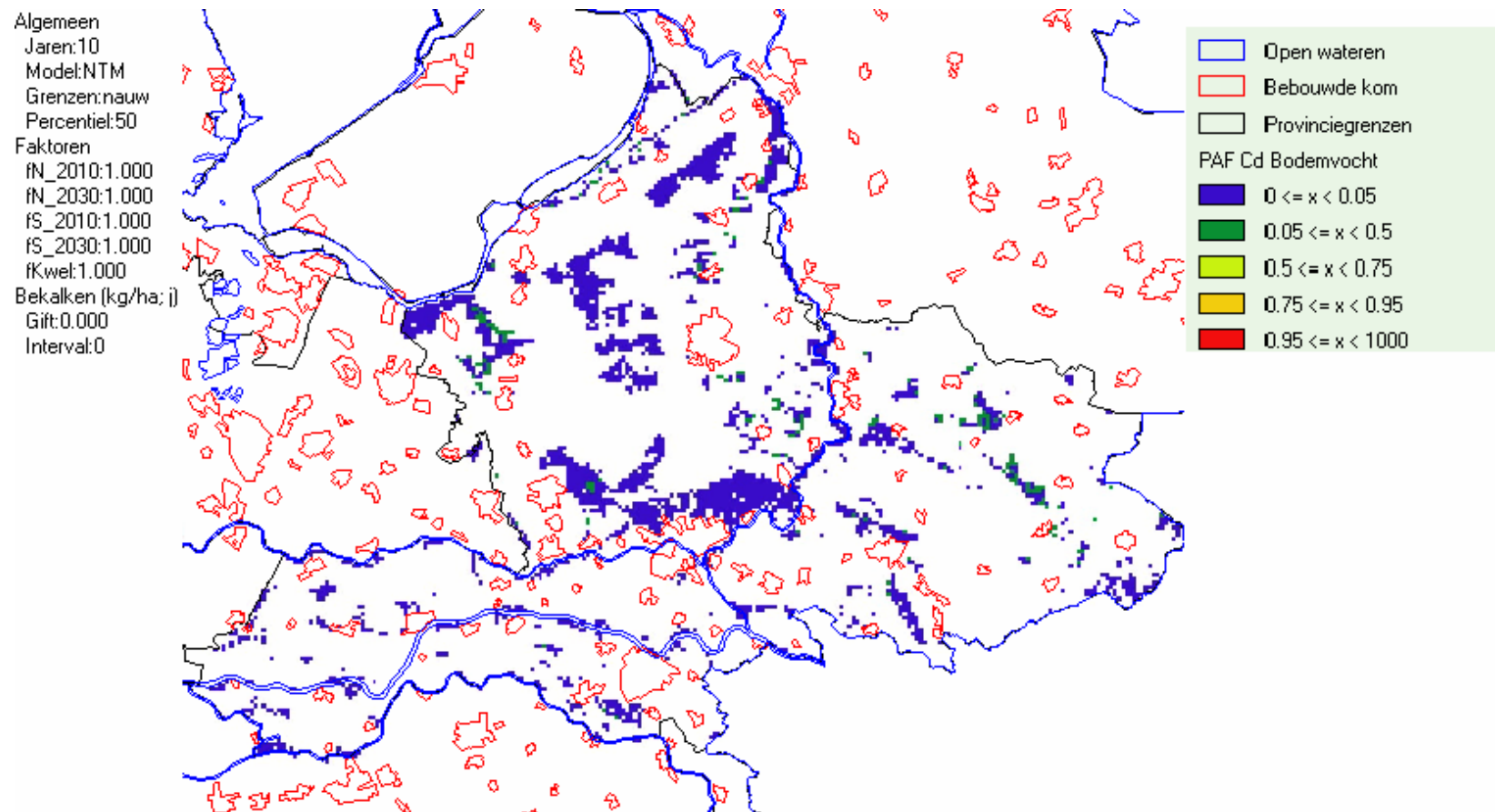
- (i) Kies de te evalueren provinciale Natuurdoeltypenkaart. Dit betreft de door EC-LNV naar de landelijke NDT vertaalde provinciale NDT
- (ii) Evalueer voor de gekozen NDT-kaart de effecten van depositieverandering, kwelverandering en landgebruiksverandering op:
 - a. de realiseerbaarheid van het geplande NDT, gegeven de te verwachten pH en N-beschikbaarheid;
 - b. de PAF voor de zware metalen Cu, Pb, Cd en Zn, gebaseerd op basis van de activiteiten in het bodemvocht;
 - c. het risico van toxiciteit bij grote grazers, zoals de Schotse Hooglander;
 - d. het risico van toxiciteit bij de bosspitsmuis, das en grutto
 - e. het effect op het voedselaanbod en de gevolgen daarvan voor de populatiegrootte van de das en de grutto.

Hieronder worden enkele voorbeelden gegeven van de output, zoals die op het scherm wordt weergegeven. De output is berekend voor het effect dat optreedt na 10 jaar natuurontwikkeling volgens de Natuurdoeltype-kaart van de provincie Gelderland en bij een depositieniveau zoals verwacht wordt in 2010 (A-scenario NMP4). De output is uitsluitend berekend voor 500x500m cellen waarvoor in de NDT-kaart natuurdoeltypen zijn gedefinieerd. Daardoor is er slechts sprake van een gedeeltelijke bedekkingsgraad.

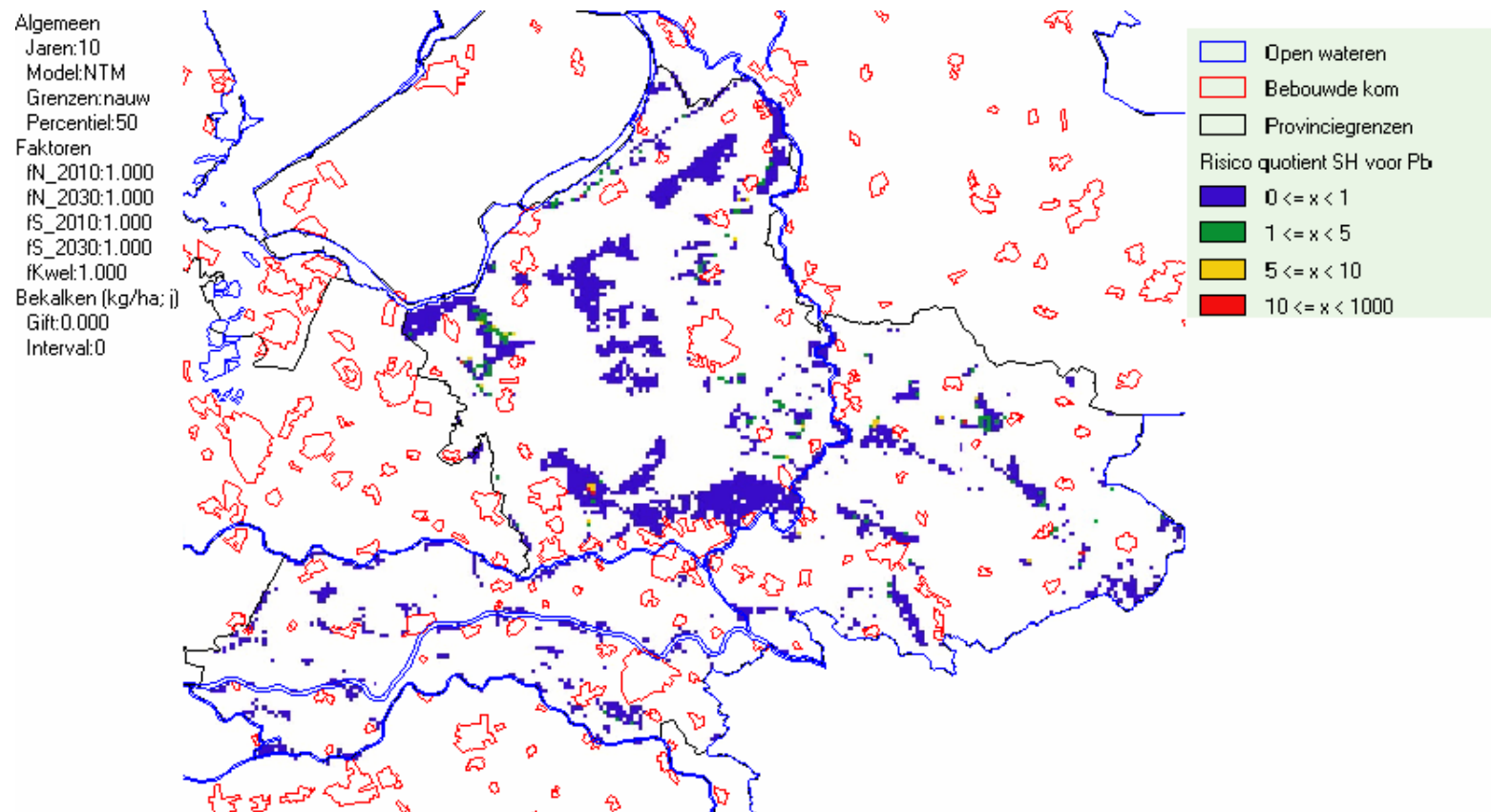
Figuur 9 geeft een bodemgeschiktheidskaart voor de provincie Gelderland op basis van berekende PAF-waarden op basis van de concentraties van cadmium in het bodemvocht.

Figuur 10 geeft het risico van de aanwezige concentraties van lood in de bodem van het gebied. Het risico is berekend op basis van de overschrijding van de ADI-waarde bij grote grazers (Schotse Hooglanders) als gevolg van de opname van lood via de consumptie van gras en grond. Voor cadmium werd de ADI-waarde voor grote grazers in het onderzochte gebied nergens overschreden.

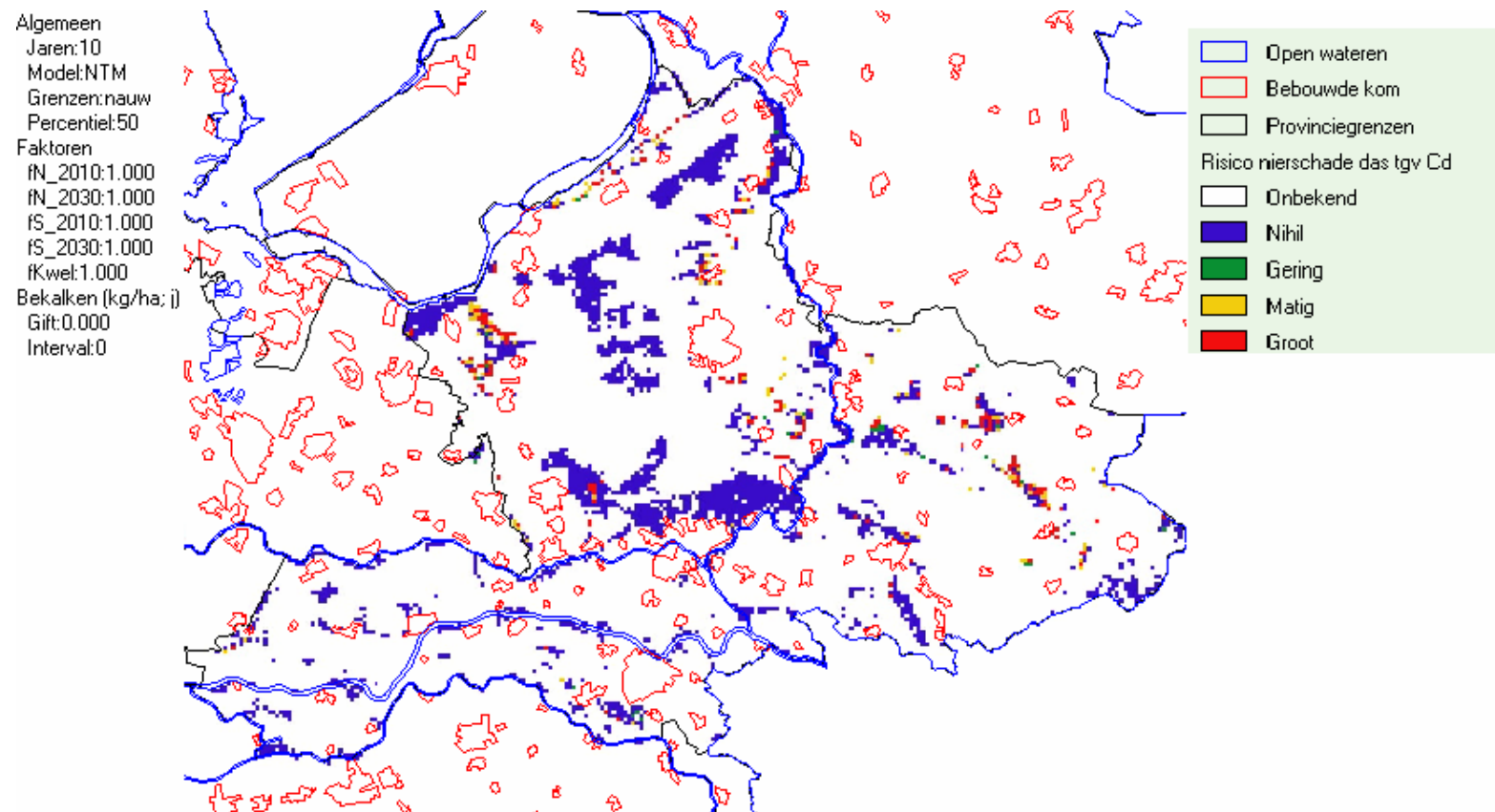
Het risico voor de populatie van de das is in Figuur 11 weergegeven. Het risico is berekend op basis van het optreden van nierschade in reproducerende dieren door de opname van cadmium via het voedsel (regenwormen).



Figuur 9. Risico's voor het ecosysteem op basis van PAF-waarden voor cadmium na 10 jaar natuurontwikkeling in de provincie Gelderland.



Figuur 10. Risico's voor het overschrijden van de ADI-waarde voor toxiciteit van lood in grote grazers (Schotse Hooglanders) na 10 jaar natuurontwikkeling in de provincie Gelderland.



Figuur 11. Risico's voor populaties van de das op basis van het optreden van nierschade door cadmium na 10 jaar natuurontwikkeling in de provincie Gelderland.

Literatuur

- Bakker, J. & D. van de Meent, 1997. Receptuur voor de berekening van de Indicator Effecten Toxische Stoffen (Itox). RIVM rapport 607504 003, Bilthoven.
- Bal, D., H.M. Beije, Y.R. Hoogeveen, S.R.J. Jansen & P.J. van der Reest, 1995. Handboek natuurdoeltypen in Nederland. IKC-Natuurbeheer rapport 11, Wageningen.
- Balk, F. & J. Blok, 2001. Tussenevaluatie van het SKB project BONANZA. Rapport Haskoning, Nijmegen.
- BEVER, 1999. Van trechter naar zeef. Uitvoeringsprogramma beleidsvernieuwing bodemsanering.
- Beyer, W.N., 2000. Hazards to wildlife from soil-borne cadmium reconsidered. *Journal Environmental Quality* 29:1380-1384.
- Bosveld, A.T.C., C. Klok, J.M. Bodt & M. Rutgers, 2000. Ecologische risico's van bodemverontreinigingen in toemaakdekken in de gemeente De Ronde Venen. Alterra rapport 151, Wageningen.
- Circulaire 2000. Circulaire streefwaarden en interventiewaarden bodemsanering. Staatscourant 2000, nr. 39.
- Cooke, J.A. & M.S. Johnson, 1996. Cadmium in small mammals. In: W.N. Beyer et al. (eds). *Environmental Contaminants in Wildlife*. Lewis Publishers, p. 377-388, USA.
- Crommentuijn, G.H., M.D. Polder & E.J. van de Plassche, 1997. Maximum permissible concentrations and negligible concentrations for pesticides. RIVM rapport 601501 00, Bilthoven.
- De Vries, W., R. Römkens, W.C. Ma, H. van Dobben & H. Kros, 2000. De gevolgen van het omzetten van landbouwgrond in natuur. *Bodem* 6:224-226.
- Esenin, A.V. & W.C. Ma, 2000. Heavy metals (Cd, Cu, Zn) in wood and wood-feeding insects and other invertebrates associated with decaying pine trees. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 64:242-249.
- EU-TGD, 1995. Environmental risk assessment of new and existing substances. Technical Guidance Document, European Union.
- Friberg, L., M. Piscator, G.F. Nordberg & T. Kjellstrom, 1974. Cadmium in the environment. 2nd ed. CRC Press, Cleveland, Ohio.

- Hendriks, A.J., W.C. Ma, J. Brouns, E. de Ruiter-Dijkman & R. Gast, 1995. Modelling and monitoring organochlorine and heavy metal accumulation in soils, earthworms, and shrews in Rhine-Delta floodplains. *Archives Environmental Contamination and Toxicology* 29:115-127.
- Kiewiet, A.T. & W.C. Ma, 1991. Effect of pH and calcium on lead and cadmium uptake by earthworms in water. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 21:32-37.
- Klepper, O. & D. van de Meent, 1997. Mapping the potentially affected fraction (PAF) of species as an indicator of generic toxic stress. RIVM report 607504001. 93 pp.
- Klok, C. & A.M. de Roos, 1996. Population level consequences of toxicological influences on individual growth and reproduction in *Lumbricus rubellus* (Lumbricidae: Oligochaeta). *Ecotoxicology Environmental Safety* 33:118-127.
- Klok, C. & A.M. de Roos, 1998. Effects of habitat size and quality on equilibrium density and extinction time of *Sorex araneus* populations. *Journal Animal Ecology* 67:195-209.
- Klok, C., A.M. de Roos, S. Broekhuizen & R.C. van Apeldoorn, 1998. Effecten van zware metalen op de das. Interactie tussen versnippering en vergiftiging. *Landschap* 15:77-86.
- Klok, C., A.M. de Roos, J.C.Y. Marinissen, J.M. Baveco & W.C. Ma, 1997. Assessing the impact of abiotic environmental stress on population growth in *Lumbricus rubellus* (Lumbricidae, Oligochaeta). *Soil Biology and Biochemistry* 29:287-293.
- Kooijman, S.A.L.M. & J.A.J. Metz, 1984. On the dynamics of chemically stressed populations: the deduction of population consequences from effects on individuals. *Ecotoxicology Environmental Safety* 8:254-274.
- Kros, J., S.C. Bos, P. Domburg, J.H. Faber, J.E. Groenenberg, C. Klok, W.C. Ma, W.G.H. Ogg, H.R.G. de Ruiter, W. de Vries & J.G. Wesseling, 2001. Ontwikkeling van een bodembeoordelingssysteem voor natuurontwikkeling op met nutriënten en zware metalen verontreinigde agrarische gebieden. Alterra rapport, Wageningen.
- Latour, J.B., R. Reiling & W. Slooff, 1994. Ecological standards for eutrophication and dessication: perspectives for a risk assessment. *Water, Air, Soil Pollution* 78:265-277.
- Luttik, R., T.P. Traas & H. Mensink, 1997. Mapping the Potentially Affected Fraction of avian and mammalian target species in the National Ecological Network. RIVM rapport 607504 002, Bilthoven.
- Ma, W.C., 1981. Receptor membrane function in olfaction and gustation: implications from modification by reagents and drugs. In: D.M. Norris (ed.) *Perception*

of *Behavioral Chemicals*. Elsevier North-Holland Biomedical Press, p. 267-287, Amsterdam.

Ma, W.C., 1983. Biomonitoring of soil pollution: ecotoxicological studies of the effect of soil-borne heavy metals on lumbricid earthworms. Research Institute for Nature Management, Annual Report 1982, p. 83-97, Arnhem.

Ma, W.C., 1984. Sublethal toxic effect of copper on growth, reproduction and litter breakdown activity in the earthworm *Lumbricus rubellus*, with observations on the influence of temperature and soil pH. *Environmental Pollution* 33:207-219.

Ma, W.C., 1987. Heavy metal accumulation in the mole, *Talpa europaea*, and earthworms as an indicator of metal bioavailability in terrestrial environments. *Bulletin Environmental Contamination and Toxicology* 39:933-938.

Ma, W.C., 1989. Effect of soil pollution with metallic lead pellets on lead bioaccumulation and organ/body weight alterations in small mammals. *Archives Environmental Contamination and Toxicology* 39:933-938.

Ma, W.C., 1994. Methodological principles of using small mammals for ecological hazard assessment of chemical soil pollution, with examples on cadmium and lead. In: M.H. Donker et al. (eds.) *Ecotoxicology of Soil Organisms*. Lewis Publishers, p. 357-371, USA.

Ma, W.C., 1996. Lead in mammals. In: W.N. Beyer et al. (eds.) *Environmental Contaminants in Wildlife*. CRC Lewis Publishers, USA. pp. 281-296.

Ma, W.C., 1997. Speciation of heavy metals in relation to their bioavailability to soil macrobiota. In: H. Rogaar et al. (eds.) *Speciation and Bioavailability of Heavy Metals, Sulphur, Phosphorus and Cyanide in Soils and Sediments*. Netherlands Integrated Soil Research Programma Reports 7:121-126, Wageningen.

Ma, W.C., 2004. Estimating heavy metal accumulation in Oligochaete earthworms : A meta-analysis of field data. *Bulletin Environmental Contamination and Toxicology* 72:663-670.

Ma, W.C., 2005. Critical body residues (CBRs) for ecotoxicological soil quality assessment: copper in earthworms. *Soil Biology and Biochemistry* 37:561-568.

Ma, W.C. & J. Bodt, 1993. Differences in toxicity of the insecticide chlorpyrifos to six species of earthworms (Oligochaeta, Lumbricidae) in standardized soil tests. *Bulletin Environmental Contamination and Toxicology* 50:864-870.

Ma, W.C. & S. Broekhuizen, 1989. Belasting van dassen *Meles meles* met zware metalen: invloed van de verontreinigde Maaswaterwaarden ? *Lutra* 32:139-151.

Ma, W.C. & A. van Kleunen, 1997. Expert-oordeel actuele ecologische risico's van bodemverontreiniging in de Krimpenerwaard. Rapport IBN-DLO, Wageningen.

Ma, W.C. & H. van der Voet, 1993. A risk-assessment model for toxic exposure of small mammalian carnivores to cadmium in contaminated natural environments. *Science of the Total Environment*, supplement, 1701-1714.

Ma, W.C., W. Denneman & J. Faber, 1991. Hazardous exposure of ground-living small mammals to cadmium and lead in contaminated terrestrial ecosystems. *Archives Environmental Contamination and Toxicology* 20:266-270.

Ma, W.C. & S.S. Talmage, 2001. Chapter 4, Insectivora. In: R.F. Shore & B. Rattner (eds.) *Ecotoxicology of Wild Mammals*. John Wiley & Sons, p. 123-158, USA.

Ma, W.C., A.T.C. Bosveld & R.B. van den Brink, 2001. Schotse Hooglanders in de Broekpolder ? Analyse van de veterinaire-toxicologische risico's van de verontreinigde bodem voor grote grazers. Alterra rapport 260, Wageningen.

Ma, W.C., A. van Kleunen, J. Immerzeel & P.G. de Maagd, 1998. Bioaccumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons by earthworms: assessment of equilibrium partitioning theory in *in situ* studies and water experiments. *Environmental Toxicology and Chemistry* 17:1730-1737.

Meent, D. van de, 1999. Potentieel Aangetaste Fractie als maatlat voor toxische druk op ecosystemen. RIVM rapport 607504007, Bilthoven.

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

Osté, L. A., J. Dolfing, W.C. Ma & T.M. Lexmond, 2001a. Effect of beringite on cadmium and zinc uptake by plants and earthworms : more than a liming effect ? *Environmental Toxicology and Chemistry* 20:1339-1345.

Osté, L. A., J. Dolfing, W.C. Ma & T.M. Lexmond, 2001b. Cadmium uptake by earthworms as related to the availability in the soil and the intestine. *Environmental Toxicology and Chemistry* 20:1785-1791.

Pascoe, G.A., R.J. Blanchet & G. Linder, 1996. Food chain analysis of exposure and risks to wildlife at a metals-contaminated wetland. *Archives Environmental Contamination and Toxicology* 30:306-318.

Rietra, R. & W.C. Ma, 1997. Kinetics of cadmium accumulation by *Lumbricus rubellus*. In: H. Rogaar et al. (eds.) *Speciation and Bioavailability of Heavy Metals, Sulphur, Phosphorus and Cyanide in Soil and Sediments*. Netherlands Integrated Soil Research Reports 7:127-139, Wageningen.

Römkens, P.F.A.M. & W. de Vries, 2001. Herziening LAC-signaalwaarden: op weg naar bodem-specifieke normen?. Bodem 11 (3): 104-106.

Römkens, P.F.A.M., J.E. Groenenberg, L.T.C. Bonten, W. de Vries & J. Bril, 2004. Derivation of partition relationships to calculate Cd, Cu, Ni, Pb and Zn solubility and activity in soil solutions. Alterra Report no. 305, Wageningen.

Rutgers, M., A.J. Schouten, E.M. Dirven-van Breemen, P.F. Otte, F.A. Swartjes & M. Mesman, 2005. Naar een richtlijn voor locatiespecifieke ecologische risico-beoordeling met de TRIADE. RIVM rapport 711701038, Bilthoven.

Scheuhammer, A.M., 1987. The chronic toxicity of aluminium, cadmium, mercury, and lead in birds: a review. Environmental Pollution 46:263-295.

Schuetze, G. & C. Throl, 2000. Ecotoxicological data for the derivation of effect-based critical limits for cadmium, lead and mercury. In: Čurlik et al., 2000.

Ter Meulen, G.R.B., W. de Vries, J. Bril & W.C. Ma, 1996. Programmeringsstudie veranderend landgebruik. Gedrag van geaccumuleerde stoffen in verband met veranderingen in landgebruik en herstelbaarheid van ecosystemen. RIVM rapport 711401001, Bilthoven.

Van den Brink, N. & W.C. Ma, 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. Science of the Total Environment 222:107-118.

Van den Brink, N. & W.C. Ma, 2000. Effecten van verkeersdruk en verontreinigingen op het regionale herstel van dassenpopulaties. De Levende Natuur 101(2):58-61.

Van Straalen, N.M. & C.A.J. Denneman, 1989. Ecological evaluation of soil quality criteria. Ecotoxicology and Environmental Safety 18:241-245.

Van Vliet, P.C.J., S.E.A.T.M. van der Zee & W.C. Ma, 2005. Heavy metal concentrations in soil and earthworms in a floodplain grassland. Environmental Pollution 138:506-517.

VROM, 1997. Kabinetsstandpunt over de vernieuwing van het Bodemsaneringsbeleid. VROM, Den Haag, juni 1997.

**Bijlage 1 Lijst van doelsoorten verbonden aan een aantal
terrestrische natuurdoeltypen (NDT's) met een indeling
van soorten naar het hoofdtype van voedselkeuze**

Natuur doeltypen	Zoogdieren Voedselcategorie				Vogels Voedselcategorie					
	Planten	Wormen/ Invertebraten en planten	Wormen/ Invertebraten	Kleine zoogdieren	Planten	Invertebraten/ planten	Wormen/ Invertebraten	Invertebraten	Wormen/ Invertebraten/ Kleine zoogdieren	Kleine zoogdieren
Heuvelland water Hl-3.1 t/m Hl-3.2 rietland/ruigte Hl-3.3			Waterspitsmuis							
			Waterspitsmuis				Rietzanger			Raaf
grasland Hl-3.4 t/m Hl-3.7		Das	Waterspitsmuis		Geelgors Ortolaan Gr.gors	Patrijs	Paapje	Hop Roodb.tapuit Tapuit	Steenuil Klapekster Roodk.klauwier Gr.klauwier	Rode wouw Kerkuil Torenvalk Raaf
struweel/hakhout Hl-3.8 t/m Hl-3.9		Das Eikelmuis		Boommarter	Geelgors Ortolaan	Patrijs	Paapje	Draaihal Roodb.tapuit	Steenuil Klapekster Gr.klauwier Roodk.klauwier Steenuil	Kerkuil Torenvalk
bos Hl-3.10 t/m Hl-3.12		Das Eikelmuis	Waterspitsmuis	Boommarter	Geelgors			Hop Tapuit Draaihal		Rode wouw Torenvalk Raaf
Hogere zandgronden water Hz-3.1 t/m Hz-3.2 rietland/ruigte Hz-3.3			Waterspitsmuis			Grauwe gans	Zwarte stern			
			Waterspitsmuis			Grauwe gans	Blauwborst Gr.karekiet Kwartelkoning Rietzanger Snor Zwarte stern Zwarte stern Rietzanger Blauwborst			Bl.kiekendief Gr.kiekendief Raaf Velduil Rode wouw Bl.kiekendief
ven Hz-3.4			Waterspitsmuis				Zwarte stern Zwarte stern Rietzanger Blauwborst			
grasland Hz-3.5 t/m Hz-3.6		Das			Geelgors Gr.gors Ortolaan	Korhoen Patrijs	Zwarte stern Grutto Kemphaan	Roodb.tapuit Hop Tapuit	Steenuil Gr.klauwier Klapekster Roodk.klauwier	Bl.kiekendief Gr.kiekendief Rode wouw Velduil Kerkuil Raaf Torenvalk

Natuur doeltypen	Zoogdieren Voedselcategorie				Vogels Voedselcategorie					
	Planten	Wormen/ Invertebraten en planten	Wormen/ Invertebraten	Kleine zoogdieren	Planten	Invertebraten/ planten	Wormen/ Invertebraten	Invertebraten	Wormen/ Invertebraten/ Kleine zoogdieren	Kleine zoogdieren
vochtig grasland Hz-3.7		Das	Waterspitsmuis		Geelgors Gr.gors Ortolaan	Korhoen Patrijs Grauwe gans	Zwarte stern Grutto Kemphaan Kwartelkoning Paapje	Roodb.tapuit	Steenuil Gr.klauwier Klapekster	Bl.kiekendief Gr.kiekendief Rode wouw Velduil Kerkuil Raaf Torenvalk
zand/droge heide Hz-3.8 t/m Hz-3.9		Das			Geelgors	Korhoen Patrijs		Duinpieper Kuifleeuwerik Tapuit Roodb.tapuit	Klapekster Gr.klauwier Steenuil	Raaf Gr.kiekendief Rode wouw Velduil Bl.kiekendief Torenvalk
vochtige heide/hogveen Hz-3.10			Waterspitsmuis		Geelgors	Korhoen Patrijs Grauwe gans	Blauwborst Zwarte stern Grutto Kemphaan Paapje	Roodb.tapuit	Klapekster Gr.klauwier	Raaf Bl.kiekendief Rode wouw Gr.kiekendief Torenvalk Velduil
struweel/hakhout Hz-3.11 t/m Hz-3.12		Das		Boommarter	Geelgors Ortolaan	Patrijs	Blauwborst Paapje	Draaihal Roodb.tapuit	Steenuil Klapekster Gr.klauwier Roodk.klauwier	Bl.kiekendief Velduil Torenvalk
bos Hz-3.13 t/m Hz-3.19		Das	Waterspitsmuis	Boommarter	Geelgors		Blauwborst Hop Duinpieper	Draaihal Hop Duinpieper	Steenuil	Raaf Rode wouw Torenvalk
Rivierengebied										
water Ri-3.1 t/m Ri-3.2			Waterspitsmuis			Grauwe gans	Zwarte stern			
rietland/ruigte Ri-3.3			Waterspitsmuis			Grauwe gans	Zwarte stern Blauwborst Rietzanger Snor Grote karekiet Kwartelkoning			Gr.kiekendief Velduil
grasland Ri-3.4 t/m Ri-3.6		Das	Waterspitsmuis		Geelgors Gr.gors	Grauwe gans Patrijs	Zwarte stern Grutto		Gr.klauwier Steenuil	Gr.kiekendief Torenvalk

Natuur doeltypen	Zoogdieren Voedselcategorie				Vogels Voedselcategorie					
	Planten	Wormen/ Invertebraten en planten	Wormen/ Invertebraten	Kleine zoogdieren	Planten	Invertebraten/ planten	Wormen/ Invertebraten	Invertebraten	Wormen/ Invertebraten/ Kleine zoogdieren	Kleine zoogdieren
struweel/hakhout Ri-3.7 t/m Ri-3.8		Das	Waterspitsmuis		Geelgors	Grauwe gans Patrijs	Kemphaan Paapje Kwartelkoning Blauwborst Paapje	Roodb.tapuit Draaihal	Gr.klauwier Steenuil	Kerkuil Velduil Torenvalk Velduil Kerkuil
bos Ri-3.9 t/m Ri-3.12		Das	Waterspitsmuis		Geelgors	Grauwe gans	Blauwborst	Draaihal	Steenuil	Torenvalk
Laagveengebied water Lv-3.1 t/m Lv-3.2	Noordse woelmuis		Waterspitsmuis			Grauwe gans	Zwarte stern			
rietland/ruigte Lv-3.3			Waterspitsmuis			Grauwe gans	Zwarte stern Kwartelkoning Gr.karekiet Rietzanger Snor Blauwborst			Velduil Bl.kiekendief Gr.kiekendief
grasland Lv-3.4 t/m Lv-3.5		Noordse woelmuis	Waterspitsmuis			Grauwe gans Patrijs	Zwarte stern Kwartelkoning Grutto Kemphaan Paapje	Roodb.tapuit	Steenuil	Bl.kiekendief Gr.kiekendief Velduil Kerkuil
veenheide Lv-3.6			Waterspitsmuis			Patrijs	Zwarte stern Kemphaan Grutto Blauwborst Paapje		Steenuil	Torenvalk Bl.kiekendief Gr.kiekendief Velduil Kerkuil
struweel/hakhout Lv-3.7 t/m Lv-3.8	Noordse woelmuis		Waterspitsmuis			Grauwe gans Patrijs	Blauwborst Rietzanger	Roodb.tapuit	Steenuil	Torenvalk Bl.kiekendief Gr.kiekendief Velduil
bos Lv-3.9 t/m Lv-3.10	Noordse woelmuis		Waterspitsmuis			Grauwe gans	Blauwborst Paapje		Steenuil	Torenvalk Torenvalk
Zeekleigebied zoet water Zk-3.1			Waterspitsmuis			Grauwe gans	Zwarte stern			
brak water			Waterspitsmuis			Grauwe gans				

Natuur doeltypen	Zoogdieren Voedselcategorie				Vogels Voedselcategorie					
	Planten	Wormen/ Invertebraten en planten	Wormen/ Invertebraten	Kleine zoogdieren	Planten	Invertebraten/ planten	Wormen/ Invertebraten	Invertebraten	Wormen/ Invertebraten/ Kleine zoogdieren	Kleine zoogdieren
Zk-3.2 zoute ruigte/grasl. Zk-3.3	Noordse woelmuis					Grauwe gans Patrijs	Grutto Kemphaan Rietzanger		Steenuil	Bl.kiekendief Gr.kiekendief Kerkuil Torenvalk Velduil
rietland/ruigte Zk-3.4	Noordse woelmuis		Waterspitsmuis			Grauwe gans	Blauwborst Gr.karekiet Kwartelkoning Rietzanger Snor Zwarte stern			Bl.kiekendief Gr.kiekendief Velduil
grasland Zk-3.5 t/m Zk-3.6	Noordse woelmuis		Waterspitsmuis		Geelgors Gr.gors	Grauwe gans Patrijs	Blauwborst Grutto Kemphaan Kwartelkoning Paapje Zwarte stern	Roodb.tapuit	Gr.klauwier Steenuil	Bl.kiekendief Gr.kiekendief Kerkuil Torenvalk
veenheide Zk-3.7	Noordse woelmuis		Waterspitsmuis			Patrijs	Blauwborst Zwarte stern Grutto Paapje Kemphaan		Gr.klauwier	Velduil Bl.kiekendief Gr.kiekendief Torenvalk
struweel/hakhout Zk-3.8 t/m Zk-3.9	Noordse woelmuis		Waterspitsmuis		Geelgors	Grauwe gans Patrijs	Blauwborst Rietzanger Paapje	Roodb.tapuit	Gr.klauwier Steenuil	Velduil Bl.kiekendief Gr.kiekendief Kerkuil Torenvalk
bos Zk-3.10 t/m Zk-3.13			Waterspitsmuis		Geelgors	Grauwe gans	Blauwborst		Steenuil	Velduil Torenvalk
Duinen water Du-3.1 t/m Du-3.3			Waterspitsmuis			Grauwe gans		Tapuit		Bl.kiekendief Gr.kiekendief Velduil
rietland/ruigte Du-3.4	Noordse woelmuis		Waterspitsmuis		Geelgors	Grauwe gans	Blauwborst Gr.karekiet Rietzanger		Gr.klauwier	Bl.kiekendief Gr.kiekendief

Natuur doeltypen	Zoogdieren Voedselcategorie				Vogels Voedselcategorie					
	Planten	Wormen/ Invertebraten en planten	Wormen/ Invertebraten	Kleine zoogdieren	Planten	Invertebraten/ planten	Wormen/ Invertebraten	Invertebraten	Wormen/ Invertebraten/ Kleine zoogdieren	Kleine zoogdieren
nat grasland Du-3.5 t/m Du-3.6	Noordse woelmuis		Waterspitsmuis		Geelgors	Grauwe gans Patrijs	Snor Blauwborst Grutto Paapje	Hop Roodb.tapuit Tapuit	Gr.klauwier Steenuil	Velduil Bl.kiekendief Gr.kiekendief Velduil Kerkuil Torenvalk Bl.kiekendief Gr.kiekendief Velduil Torenvalk Bl.kiekendief Gr.kiekendief Velduil Kerkuil Torenvalk Bl.kiekendief Velduil Torenvalk Kerkuil
droog grasland/heide Du-3.7 t/m Du-3.8					Geelgors	Patrijs		Hop Roodb.tapuit Tapuit	Gr.klauwier Steenuil	Bl.kiekendief Gr.kiekendief Velduil Torenvalk Bl.kiekendief Gr.kiekendief Velduil Torenvalk Bl.kiekendief Velduil Torenvalk Kerkuil
natte duinvallei Du-3.9	Noordse woelmuis		Waterspitsmuis		Geelgors	Grauwe gans	Rietzanger Paapje	Tapuit	Gr.klauwier Steenuil	Bl.kiekendief Gr.kiekendief Velduil Kerkuil Torenvalk Bl.kiekendief Velduil Torenvalk Kerkuil
struweel/hakhout Du-3.10 t/m Du-3.11	Noordse woelmuis			Boommarter	Geelgors	Patrijs Grauwe gans	Blauwborst Paapje	Roodb.tapuit Draaihals	Gr.klauwier Steenuil	Bl.kiekendief Velduil Torenvalk Kerkuil
bos Du-3.12 t/m Du-3.15				Boommarter	Geelgors			Draaihals Hop	Steenuil	Torenvalk
Afgesloten zeearmen										
droge gronden Az-3.1	Noordse woelmuis				Geelgors	Grauwe gans	Zwarte stern	Tapuit Roodb.tapuit	Gr.klauwier Steenuil	Bl.kiekendief Gr.kiekendief Kerkuil Torenvalk Velduil
vochtige gronden Az-3.2	Noordse woelmuis				Geelgors	Grauwe gans	Zwarte stern Kemphaan Grutto		Gr.klauwier Steenuil	Bl.kiekendief Gr.kiekendief Torenvalk Kerkuil Velduil
zoute ruigte/grasland Az-3.3	Noordse woelmuis					Grauwe gans Patrijs	Grutto Kemphaan Rietzanger	Tapuit Roodb.tapuit	Steenuil	Bl.kiekendief Torenvalk Kerkuil

Natuur doeltypen	Zoogdieren Voedselcategorie				Vogels Voedselcategorie					
	Planten	Wormen/ Invertebraten en planten	Wormen/ Invertebraten	Kleine zoogdieren	Planten	Invertebraten/ planten	Wormen/ Invertebraten	Invertebraten	Wormen/ Invertebraten/ Kleine zoogdieren	Kleine zoogdieren
rietland/ruigte Az-3.4	Noordse woelmuis		Waterspitsmuis		Geelgors	Grauwe gans	Blauwborst Gr.karekiet Rietzanger Snor Zwarte stern			Velduil Bl.kiekendief Gr.kiekendief
grasland Az-3.5	Noordse woelmuis				Geelgors	Grauwe gans Patrijs	Grutto Kemphaan Zwarte stern	Roodb.tapuit Tapuit	Gr.klauwier Steenuil	Velduil Bl.kiekendief Gr.kiekendief Kerkuil Velduil
struweel Az-3.6	Noordse woelmuis				Geelgors	Grauwe gans Patrijs	Blauwborst	Roodb.tapuit	Gr.klauwier Steenuil	Torenvalk Bl.kiekendief
bos Az-3.7 t/m Az-3.8					Geelgors	Grauwe gans			Steenuil	Torenvalk Kerkuil Velduil
Getijdengebied										
Onbeheerd gg-3.1	Noordse woelmuis					Grauwe gans Patrijs	Gr.karekiet Grutto Rietzanger Snor Paapje	Tapuit		Bl.kiekendief Gr.kiekendief Kerkuil Torenvalk
Beheerd gg-3.2	Noordse woelmuis					Patrijs Grauwe gans	Gr.karekiet Grutto Rietzanger Paapje	Tapuit		Velduil Bl.kiekendief Gr.kiekendief Kerkuil Torenvalk Velduil

NDT's (half-natuurlijke eenheden)						
Heuvelland	HI-3.1	Heuvellandbeek	HI-3.5	Droog loessgrasland	HI-3.9	Hakhout
	HI-3.2	Zoet watergemeenschap	HI-3.6	Bloemrijk grasland	HI-3.10	Bosgemeenschap van helling en plateau
	HI-3.3	Rietland en ruigte	HI-3.7	Vochtig schraalgrasland	HI-3.11	Bosgemeenschappen van bron en beek
	HI-3.4	Kalkgrasland	HI-3.8	Struweel, mantel- en zoombegroeiing	HI-3.12	Middenbos
Hogere zandgronden	Hz-3.1	Laaglandbeek	Hz-3.8	Open zand	Hz-3.15	Bosgemeenschappen van bron en beek
	Hz-3.2	Zoet watergemeenschap	Hz-3.9	Droge heide	Hz-3.16	Bosgemeenschappen van hoogveen
	Hzl-3.3	Rietland en ruigte	Hz-3.10	Vochtige heide en levend hoogveen	Hz-3.17	Middenbos
	Hz-3.4	Ven	Hz-3.11	Struweel, mantel- en zoombegroeiing	Hz-3.18	Boombos
	Hz-3.5	Droog grasland	Hz-3.12	Hakhout	Hz-3.19	Park- en stinzenbos
	Hz-3.6	Bloemrijk grasland	Hz-3.13	Bosgemeenschappen arme zandgrond		
	Hz-3.7	Vochtig schraalgrasland	Hz-3.14	Bosgemeenschappen van leemgrond		
Rivierengebied	Ri-3.1	Rivier en nevengeul	Ri-3.5	Stroomdalgrasland	Ri-3.9	Bosgemeenschappen van zandgrond
	Ri-3.2	Plas en geïsoleerde strang	Ri-3.6	Rivierduin en slik	Ri-3.10	Bosgemeenschappen van rivierklei
	Ri-3.3	Rietland en ruigte	Ri-3.7	Struweel, mantel- en zoombegroeiing	Ri-3.11	Middenbos
	Ri-3.4	Nat schraalgrasland	Ri-3.8	Hakhout en griend	Ri-3.12	Park-stinzenbos
Laagveengebied	Lv-3.1	Zoet watergemeenschap	Lv-3.5	Bloemrijk grasland	Lv-3.9	Bosgemeenschappen van voedselrijk (laag)veen
	Lv-3.2	Brak watergemeenschap	Lv-3.6	Veenheide	Lv-3.10	Bosgemeenschappen van voedselrijk (hoog)veen
	Lv-3.3	Rietland en ruigte	Lv-3.7	Struweel		
	Lv-3.4	Nat schraalgrasland	Lv-3.8	Hakhout en griend		

Zeekleigebied	Zk-3.1	Zoet watergemeenschap	Zk-3.6	Bloemrijk grasland	Zk-3.11	Bosgemeenschappen van veen-op-klei
	Zk-3.2	Brak watergemeenschap	Zk-3.7	Veenheide	Zk-3.12	Middenbos
	Zk-3.3	Zoute/brakke ruigte en grasland	Zk-3.8	Struweel, mantel- en zoombegroeiing	Zk-3.13	Park-stinzenbos
	Zk-3.4	Rietland en ruigte	Zk-3.9	Hakhout en griend		
	Zk-3.5	Nat schraalgrasland	Zk-3.10	Bosgemeenschappen van zeeklei		
Duinen	Du-3.1	Duinbeek	Du-3.7	Droog duingrasland/duin	Du-3.13	Bosgemeenschappen van kalkrijk duin
	Du-3.2	Duinmeer	Du-3.8	Droge duinheide	Du-3.14	Bosgemeenschappen van duinzoom
	Du-3.3	Slufter en groen strand	Du-3.9	Vochtig voedselarm duinvallei	Du-3.15	Middenbos
	Du-3.4	Duinrietland en -ruigte	Du-3.10	Struweel, mantel- en zoombegroeiing	Du-3/16	Park-stinzenbos
	Du-3.5	Nat schraalgrasland	Du-3.11	Hakhout		
	Du-3.6	Bloemrijk grasland	Du-3.12	Bosgemeenschappen van kalkarm duin		
Afgesloten zeearmen	Az-3.1	Open begroeiing van droge gronden			Az-3.5	Bloemrijk grasland
	Az-3.2	Open begroeiing van vochtige gronden			Az-3.6	Struweel, mantel- en zoombegroeiing
	Az-3.3	Zoute/brakke ruigte en grasland			Az-3.7	Bosgemeenschappen van zandgrond
	Az-3.4	Rietland en ruigte			Az-3.8	Bosgemeenschappen van zeeklei
Getijdengebied	gg-3.1	onbeheerde kwelder				
	gg-3.2	beheerde kwelder				

