

RIVM rapport 607220007/2002

**Pilotstudie naar toetsing van ecologische
relevantie van soorten voor normstelling**

E.M. Dirven, P.L.A. van Vlaardingen,
W.J.G.M. Peijnenburg, D.T.H.M. Sijm en
L. Posthuma

Dit onderzoek is uitgevoerd in opdracht en ten laste van het Directoraat-Generaal Milieubeheer, Directie Stoffen, Afval en Straling van het Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, in het kader van RIVM project 607220, getiteld: Onderbouwing beleid metalen en organische stoffen.

RIVM, postbus 1, 3720 BA Bilthoven, telefoon: +31-30-2742001; e-mail: jgm.peijnenburg@rivm.nl

Abstract

Serious questioning of the current methodologies for deriving environmental quality criteria for essential metals has led to the preparation of a six-step framework to improve the current risk assessment practices for essential metals. One of the six steps deals with 'ecological relevance' as an additional criterion for assessing whether toxicity data for specific species are of relevance in setting soil-type specific standards. This pilot-study investigated whether the introduction of this criterion would be feasible from a pragmatic point of view. Reviews on ecological data, specific bio-geographic sources and quantitative ecological data sets were screened to ascertain the ecological preferences of the earthworm *Allolobophora caliginosa* and the springtail *Folsomia candida*. Screening was done on the basis of general soil properties and natural background levels of Cu and Zn. Subsequently, the ecological preferences were compared to the properties and natural background levels of eight previously defined characteristic Dutch soil types. The approach taken in this study was concluded as being labour intensive. A pragmatic interim solution for determining a criterion for 'ecological relevance' of a test species might be found then in the use of general ecological literature on a species group. A smaller toxicity data set suffices when ecological relevance is added as an extra criterion for standard-setting. However, this could result in larger statistical uncertainties. A modified procedure for assessing the ecological relevance of test species in combination with a tiered approach for interpreting a toxicity data set is therefore proposed to solve the main problems identified.

Dankwoord

De auteurs zijn de volgende personen zeer erkentelijk voor hun bijdragen aan het tot stand komen van dit rapport:

De heer R. Kleukens (Naturalis/European Invertebrate Survey) voor het leveren van de *Arion ater* data set.

De heer M. Berg (Vrije Universiteit Amsterdam) voor de bruikbare informatie over bodemdieren.

Harm van Wijnen (RIVM/ECO) voor de bewerking van de bodemdata, voor het maken van de kaarten en zijn kritische review.

Christian Mulder (RIVM/ECO) voor zijn kritische review.

Samenvatting

In de loop van de tijd zijn er diverse punten van kritiek naar voren gebracht over de wijze waarop ecotoxicologische risicogrenzen voor essentiële metalen worden afgeleid. Eén van de punten van kritiek betreft de waarneming dat de natuurlijke achtergrondconcentraties in veldbodems hoger kunnen zijn dan de afgeleide risicogrenzen. Daarnaast wordt onvoldoende rekening gehouden met het gegeven dat enkele zware metalen essentieel zijn voor vele biologische functies. De kritiek heeft geleid tot het opstellen van een conceptueel kader waarmee de risicobeoordeling voor essentiële metalen zou moeten worden verbeterd. Dit kader bestaat uit zes stappen en één van de stappen betreft de keuze van karakteristieke organismen voor een aantal vooraf vastgestelde milieutypen (in geval van bodems wordt hieronder vooralsnog een achttal bodemtypen verstaan). In het in dit rapport beschreven pilot-onderzoek is nagegaan of de in ecotoxiciteitstoetsen gebruikte toetssoorten relevant zijn voor de Nederlandse bodemtypen. Een belangrijke overweging die hierbij een rol speelde, was of de betreffende soort in het desbetreffende bodemtype daadwerkelijk voorkomt, dan wel vanwege de inschatting voor zou kunnen komen (volledige invulling van stap drie van het zes-stappenplan). Indien dit het geval is, worden de gegevens uit die toetsen bruikbaar geacht voor risicobeoordelingen voor het desbetreffende bodemtype. Het pilot-onderzoek werd uitgevoerd voor de worm *Allolobophora caliginosa* en de springstaart *Folsomia candida*, door interpretatie van gegevens uit drie bronnen: biogeografische bronnen, algemene ecologische bronnen (overzichts-werken) en kwantitatieve ecologische datasets.

De biogeografische-, algemeen ecologische- en kwantitatief ecologische gegevens suggereren allen dat *A. caliginosa* breed verspreid over Nederland voorkomt. Voor *F. candida* waren veel minder specifieke gegevens beschikbaar, en hier volgde uit dat een voorspelling van de verspreiding van de soort in de Nederlandse bodemtypen op basis van de verzamelde laboratoriumgegevens een onderschatting zou zijn van daadwerkelijk vóórkomen.

Uit het pilot-onderzoek wordt duidelijk dat de hier gekozen benaderingswijze erg arbeidsintensief is. Op pragmatische gronden wordt dan ook gesuggereerd om als tussenoplossing voor de vaststelling van de ‘ecologische relevantie’ van een toets-soort (het in potentie kunnen voorkomen van een soort in een specifiek milieutype) gebruik te maken van de algemene ecologische literatuur over een soortgroep. Pas indien op basis hiervan geen uitspraak gedaan kan worden over de overlap tussen de habitat-eisen van de bestudeerde soorten (potentieel voorkomen) en de Nederlandse bodemtypen, dienen gedetailleerde gegevens te worden aangeboord. Het toevoegen van ecologische relevantie als extra criterium voor normstelling betekent dat met een kleinere dataset voor risicobeoordelingen kan worden volstaan. De toxicologische uitkomsten zijn ecologisch relevanter. De kleinere dataset leidt echter tot een lagere statistische betrouwbaarheid van de uitkomsten.

In het licht van de trapsgewijze aanpak die bij de risicobeoordeling gevolgd wordt (zowel generieke normstelling als locatiespecifieke beoordelingen spelen een rol) wordt voorgesteld om allereerst de fundamentele vraag te beantwoorden of de ecologische relevantie van toetssoorten in principe voor alle stoffen geadresseerd moet worden. Daarnaast wordt aanbevolen om selectiecriteria omtrent ‘ecologische relevantie’ te formuleren die aansluiten bij het aspect generiek/specifiek van de beoogde risicobeoordeling.

Inhoud

1 Introductie 9

- 1.1 *Beleidsmatige probleemstelling* 9
- 1.2 *Wetenschappelijke probleemstelling* 10
- 1.3 *Wetenschappelijke vraagstelling* 11
 - 1.3.1 Absoluut en relatief vóórkomen 11
 - 1.3.2 Ecologische relevantie van toxiciteitgegevens 12
 - 1.3.3 Beperkingen van het pilot- onderzoek 12
- 1.4 *Doelstellingen* 12

2 Bronnen van gegevens, bewerkingen en methoden 15

- 2.1 *Overzicht van de aanpak* 15
- 2.2 *Bodemtypen en hun abiotische kenmerken* 15
 - 2.2.1 Basisgegevens volgens een indeling in 8 bodemtypen 15
 - 2.2.2 Opties voor aggregatie naar een lager aantal bodemtypen 16
 - 2.2.3 Bronnen en bewerkingen van de bodemgegevens 16
 - 2.2.4 Spreiding van parameterwaarden voor bodemtypen 18
- 2.3 *Keuze van soorten voor het pilot-onderzoek* 19
 - 2.3.1 Soortenlijst gebruikt voor MTR koper of zink en selectie twee soorten 19
 - 2.3.2 Literatuur-recherche ecologische gegevens 19
 - 2.3.3 Overige bronnen van gegevens voor de onderzochte organismen 20
- 2.4 *Vergelijking biogeografie, autecologie en bodem-kenmerken* 21

3 Resultaten en Discussie 23

- 3.1 *Overzicht bodemdata* 23
- 3.2 *Beschouwingen omtrent nadere aggregatie van bodemtypen* 24
 - 3.2.1 Fysisch-geografische aspecten 24
 - 3.2.2 Ecologische aspecten 25
 - 3.2.3 Achtergrondconcentraties van koper en zink 25
 - 3.2.4 Statistische aspecten 25
 - 3.2.5 Conclusie omtrent keuze bodemtypen 27
- 3.3 *Organismen en ecologische gegevens* 27
 - 3.3.1 Organismen en keuze voor dit onderzoek 27
 - 3.3.2 Ruwe ecologische gegevens 28
- 3.4 *Bodemeigenschappen, vóórkomen en autecologie van soorten: algemene interpretaties en beperkingen* 29
- 3.5 *Bevindingen voor *Allolobophora caliginosa** 31
 - 3.5.1 Enkele ecologische karakteristieken 31
 - 3.5.2 Bodemeigenschappen in relatie tot vóórkomen en autecologie van *A. caliginosa* 31
 - 3.5.3 Conclusies *A. caliginosa* 36
- 3.6 *Bevindingen voor *Folsomia candida** 36
 - 3.6.1 Enkele ecologische karakteristieken 36
 - 3.6.2 Bodemeigenschappen in relatie tot vóórkomen en autecologie van *F. candida* 36
 - 3.6.3 Conclusies *F. candida* 40

4 Overwegingen voor vervolgonderzoek en implementatie 43

- 4.1.1 Invulling van het stappenplan van Slijkerman et al. 43
- 4.1.2 Volgorde en diepgang van aanpak onderzoeksvelden 44
- 4.1.3 Het aanduiden van 'ecologische relevantie' van een soort voor een gebied 45

- 4.1.4 Statistische aspecten bij de uitgevoerde vergelijkende analyses 45
- 4.1.5 Conceptuele aspecten bij het idee van ‘ecologische relevantie van soorten’ 46
- 4.2 *Kanttekeningen voor implementatie: beleidsmatige aspecten* 46
 - 4.2.1 Fictie wetenschappelijk uitgangspunt en beschikbare data 46
 - 4.2.2 Getrapte toepassing van het ecologische relevantie concept 47
- 4.3 *Reflecties omtrent vervolgonderzoek en implementatie* 47

Referenties 49

Appendix 1. Afkortingen 52

Appendix 2. Toetsen met terrestrische organismen 53

Appendix 3. Bestaande protocollen voor standaardtoetsen met bodem 55

Appendix 4. Zoekprofiel literatuur-recherche 56

Appendix 5. Soortsgegevens uit handboeken en vergelijkbare overzichtsbronnen 58

Appendix 6. Samengevatte bodem data sets voor de kenmerken pH, OS, Lutum, Cu en Zn met bereik van vóórkomen van *A. caliginosa* en *F. candida* 64

Appendix 7. Verzendlijst. 67

1 Introductie

1.1 Beleidsmatige probleemstelling

In Nederland worden normen voor stoffen volgens een wetenschappelijke en beleidsmatige methode afgeleid aan de hand van gegevens van verschillende aard, te weten: humane risico's, ecotoxicologische risico's, en verspreidingsrisico's (Sijm et al., 2002). De bijdrage uit de ecotoxicologie bestaat onder meer uit zogenaamde risicogrenzen. De huidige rapportage richt zich op de ecotoxicologische bijdragen aan het proces van normafleiding, en daarbinnen specifiek op het onderdeel 'ecotoxicologische risicogrenzen'.

Ecotoxicologische risicogrenzen worden (onder meer in Nederland) vaak afgeleid op basis van soortengevoeligheids-verdelingen, in het Engels *Species Sensitivity Distributions* (SSDs). Volgens deze methodologie worden de risicogrenzen, de zogenaamde *Hazardous Concentrations*, ofwel HC_p-waarden, afgeleid van een log-logistische of log-normale gevoeligheidsverdeling, die op zijn beurt afgeleid is van een serie laboratorium-toxiciteitgegevens. De waarde van p is bijvoorbeeld voor de afleiding van het Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau (MTR) vastgesteld op 5%, de 5e percentiel van de SSD voor een stof. Voor een overzicht van het gebruik van het SSD-concept voor de afleiding van risicogrenzen wordt verwezen naar Posthuma et al. (2002).

Er zijn in de loop van de tijd diverse punten van kritiek naar voren gebracht op de technieken waarmee de ecotoxicologische risicogrenzen worden afgeleid, zoals samengevat door Suter et al. (2002). Eén van de punten van kritiek heeft betrekking op zware metalen, waarvoor waargenomen is dat de achtergrondconcentraties in veldbodems hoger kunnen zijn dan de via SSDs afgeleidde risicogrenzen. Door deze waarneming is duidelijk geworden dat er een onvolkomenheid in het afleidingsconcept zou kunnen zitten. Deze onvolkomenheid kan gerelateerd zijn aan de intrinsieke eigenschappen van de methodiek zelf (in de kern een statistische techniek), aan de gekozen afkapgrens ($p=0,05$), aan de keuze of kwaliteit van de onderliggende ecotoxicologische gegevens, aan de hoeveelheid geschikte gegevens, of aan de combinatie van deze oorzaken.

Het onderzoek dat in dit rapport beschreven wordt is uitgevoerd om een bijdrage te leveren aan verbeteringen in de afleidingsmethode van risicogrenzen voor essentiële metalen. Overigens kan de keuze van soorten voor risicobeoordeling niet alleen van belang zijn voor normstelling, maar ook voor lokatie-specifieke risicobeoordelingen.

Het onderzoek is gestart in het kader van een onderzoeksprogramma omtrent de risicogrenzen van essentiële zware metalen, dat begeleid wordt door de Werkgroep *Vervolgonderzoek normstelling Essentiële Metalen*, in het vervolg: Werkgroep-*VEM*. Een typisch probleem bij de zware metalen (met name koper en zink) is namelijk dat ze essentieel zijn voor vele biologische functies. Lokaal zouden er in het veld in theorie fysiologische tekorten op kunnen treden bij planten en dieren in geval van 'handhaving' of 'sanering' van de metaalconcentraties tot onder het niveau van de voor dit gebied te 'lage' risicogrenzen. Dit zal met name een rol kunnen spelen bij soorten die leven in gebieden met een van nature (door de lokale geologie bepaalde) verhoogde achtergrondconcentratie, wanneer deze soorten aangepast zijn aan deze verhoogde concentraties essentiële elementen. Uiteraard zijn dit hypothetische situaties; handhaving noch sanering zullen voor van nature verontreinigde bodems worden overwogen.

Eén van de gesuggereerde oplossingen voor dit probleem is het gebruik van het concept van de Maximaal Toelaatbare Toevoeging (MTT), dat wil zeggen: er wordt een achtergrondconcentratie gepostuleerd, en de lokale MTR wordt berekend als som van deze achtergrondconcentratie en de MTT (Crommentuijn et al., 1997). Een alternatieve oplossing is

de beschouwing van de ecologische relevantie van de toetsgegevens voor de lokale milieucondities: is een toetsgegeven van een soort relevant voor de veldcondities waarvoor de risicogrens wordt afgeleid? Dit rapport gaat in op deze laatste vraag, door een verkenning van kansen en beperkingen te maken aangaande het aspect 'ecologische relevantie van toets-soorten voor veldcondities' voor enkele soorten.

Vanuit de voor essentiële metalen geschetste problematiek is er in het huidige onderzoek met name aandacht besteed aan de volgende kritische aspecten over de SSD-aanpak, te weten 'keuze of kwaliteit van de onderliggende ecotoxicologische gegevens' van SSDs. In dit pilot-onderzoek wordt voor enkele toets-soorten aandacht besteed aan hun daadwerkelijke vóórkomen in Nederlandse veldbodems, en aan de ecologische preferenties van deze soorten in relatie tot de variatie in bodemkenmerken. De achterliggende redenering (werkhypothese) is dat er door het gebruik van uitsluitend 'veldrelevante' soorten nooit een risicogrens lager dan de achtergrondconcentratie zou kunnen worden afgeleid voor veldbodems, aangezien de veldrelevante soorten altijd pas toxische effecten zullen tonen in de toets-systemen (ruim) bóven de achtergrondconcentratie waaraan de soort geadapteerd is. Dit geldt uiteraard uitsluitend indien de experimenten een goede kwaliteit hebben, waarbij met name van belang kan zijn dat de soort onder niet-limiterende condities voor de essentiële elementen is getoetst.

De bevindingen omtrent vóórkomen en ecologische preferenties van toets-soorten uit dit pilot-onderzoek kunnen in een breder verband van belang zijn dan uitsluitend voor de problematiek rond de essentiële metalen. Het onderzoek beschouwt in bredere zin de fundamentele vraag of er, bij het afleiden van risicogrenzen of lokatie-specifieke risicobeoordelingen met behulp van SSDs, rekening gehouden moet worden met de ecologie van de toets-soorten: moeten soorten die niet in een gebied vóórkomen (of kúnnen vóórkomen) in het algemeen wel of niet meegewogen worden bij de afleiding van risicogrenzen? Welke wetenschappelijke ecologische motieven daarvóór of daartegen kunnen worden ingebracht? Welke praktische motieven spelen een rol? Een praktische beperking zou bijvoorbeeld gerelateerd kunnen zijn aan beperkingen in het aantal beschikbare gegevens, of aan het vanwege een strikte interpretatie van de ecologie (actueel vóórkomen) verwerpen van een standaard-toetsorganisme voor Nederlandse risicobeoordelingen. Vrij veel toetsen zijn uitgevoerd volgens de OECD-richtlijnen. Deze richtlijnen zijn veelal geënt op standaardorganismen die niet voorkomen in Nederland, alhoewel dit gelet op hun ecologische voorkeuren in principe wel mogelijk zou zijn. Een strikte interpretatie over feitelijk vóórkomen in Nederland zou er toe leiden dat dergelijke toxiciteitgegevens als ecologisch irrelevant worden beschouwd, danwel dat er een vertaling (middels bijvoorbeeld veiligheidsfactoren) van de resultaten van toxiciteits-experimenten zal moeten geschieden naar het veld of naar generieke normen. Voor wat betreft de vraag naar ecologische relevantie kan aldus een spanning optreden tussen (strikte) wetenschappelijke interpretaties en het aantal beschikbare toxiciteitgegevens om een risicobeoordeling mee uit te voeren.

1.2 Wetenschappelijke probleemstelling

Slijkerman et al. (2000) hebben in opdracht van de Werkgroep-*VEM* een conceptueel wetenschappelijk kader opgesteld om de risicobeoordeling voor essentiële metalen te verbeteren, met de volgende 6 stappen die uitgewerkt zouden moeten worden:

1. Keuze milieutypen;
2. Vaststellen karakteristieke achtergrondconcentraties van deze milieutypen;
3. Keuze van karakteristieke organismen voor deze milieutypen;
4. Vaststellen van NEC- waarden voor deze organismen;
5. Afleiden Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau (MTR), met de toxiciteitgegevens van deze selectie organismen;

6. Afleiden Verwaarloosbaar Risiconiveau (VR).

Eén van noodzakelijke stappen (de 3e) is de toets op ‘karakteristieke organismen’ (zie voor verder omschrijving Hfst 6 van Slijkerman et al., 2000), samenhangend met de uit een schriftelijke interview-ronde getrokken conclusie (pag. 41, van Slijkerman et al., 2000):

‘Differentiatie naar milieutype. Differentiatie is erg belangrijk en zit verborgen in de gestelde criteria (van het conceptuele kader). De parameters die bij de differentiatie gehanteerd kunnen worden zijn de standaard fysisch-chemische parameters. Belangrijk is ook dat er duidelijkheid bestaat over het achtergrondgehalte. De te kiezen parameters dienen echter niet gemakkelijk beïnvloedbaar te zijn.’

In deze definitie dient onder ‘fysisch-chemische parameters’ te worden verstaan: eigenschappen van het substraat zoals pH, %klei, gehalte opgelost koolstof, organisch stofgehalte van de vaste fase, etc., onder achtergrondgehalte wordt verstaan: het natuurlijke achtergrondgehalte van essentiële metalen zoals koper en zink. Het in dit rapport beschreven onderzoek richt zich met name op stap 3 en is beperkt tot de essentiële metalen koper en zink.

1.3 Wetenschappelijke vraagstelling

De wetenschappelijke vraagstelling van het huidige onderzoek was, of het mogelijk is om de beschikbare toxiciteitgegevens voor metalen (ten behoeve van risicobeoordelingen) te beoordelen naar milieutype:

‘Komen de plant- en diersoorten waarvoor toxiciteitgegevens beschikbaar zijn, vanwege hun ecologische preferenties voor verschillende fysisch-chemische parameters, in Nederland vóór, of komen ze slechts vóór in delen van Nederland, of is (bij gebrek aan veld-gegevens) hun vóórkomen in Nederland of in een beperkt aantal bodemtypen op basis daarvan te voorspellen (potentieel voorkomen)’.

Aan de hand van de resultaten van dit onderzoek wordt beschouwd of de afleidingsmethodiek voor risicogrenzen en/of lokatie-specifieke risicobeoordelingen al dan niet rekening zouden moeten houden met de bevindingen over de biogeografie van soorten en ecologische preferenties.

1.3.1 Absoluut en relatief vóórkomen

In theorie kan bij de discussie over het vóórkomen van een soort als criterium voor gebruik bij risicobeoordeling in *absolute zin* of in *potentiële zin* bedoeld worden. Vóórkomen in absolute zin wordt aangetoond door meldingen over de aanwezigheid van de soort in veldinventarisatiemonsters, en wordt dus afgeleid van (gedetailleerde) biogeografische kennis. Deze soorten zijn in de gehanteerde redenering per definitie relevant voor de risicobeoordeling van een bodemtype waarin de soort wordt aangetroffen. Voor deze soorten kan het absolute vóórkomen in diverse gevallen ook gerelateerd worden aan de heersende milieucondities, mits die gerapporteerd zijn, waarbij stenoeke of euryoeke soorten onderscheiden kunnen worden (stenoeke en euryoek betekenen letterlijk: smal respectievelijk breed qua ecologische preferenties, ofwel soorten die vóórkomen in een beperkt deel van Nederland, dan wel grote delen van Nederland). Voor deze soorten kunnen ecologische preferenties gekwantificeerd worden aan de hand van veld-gegevens.

Vóórkomen in potentiële zin kan onderscheiden worden voor soorten die niet via veldinventarisaties zijn aangetoond, maar waarvan op basis van autecologisch onderzoek verwacht mag worden dat milieucondities in (delen van) Nederland niet beperkend zijn voor hun vóórkomen. De beperking in hun vóórkomen is dan gelegen in bijvoorbeeld hun dispersiegedrag, waardoor bijvoorbeeld een inheems-Amerikaanse soort zich hier niet daadwerkelijk

heeft gevestigd. Dit betekent in dit onderzoek concreet, dat de autecologische preferenties van die soorten vergeleken worden met de bestaande variatie aan condities in het Nederlandse milieu. Daarbij kan het aannemelijk gemaakt worden dat de soort in Nederland potentieel kán vóórkomen via overlap van deze autoecologische gegevens en de Nederlandse milieucondities. Hiervoor kunnen uiteindelijk besliscriteria nodig zijn (omtrent de mate waarin de autoecologische preferenties zouden moeten overlappen met de Nederlandse milieuvariatie) om potentieel vóórkomen eenduidig te definiëren. Door nader vast te stellen criteria moet de ‘ecologische relevantie’ van een soort voor een bodemtype, voor gebruik bij risicobeoordelingen, eenduidig uit de wetenschappelijke gegevens kunnen worden afgeleid.

1.3.2 Ecologische relevantie van toxiciteitgegevens

Aan de hand van de waarnemingen over actueel of potentieel vóórkomen wordt de ecologische relevantie van een soort (en daarmee de met die soort verkregen toxiciteitgegevens) voor risicobeoordeling positief beoordeeld als de soort daadwerkelijk vóórkomt in bepaalde typen bodem of geheel Nederland, of als er geen kennelijke belemmeringen zijn vanuit autecologisch perspectief. Ecologische relevantie wordt negatief beoordeeld indien een soort niet actueel in Nederland voorkomt, en er gezien zijn autecologische kenmerken ook niet voor zou kúnnen komen.

Door bestudering van de biogeografie (actueel voorkomen) en de autecologische preferenties (potentieel voorkomen) van toetssoorten zouden op regio-specifieke wijze risicobeoordelingen voor essentiële metalen koper en zink kunnen worden uitgevoerd, waarin alleen de kwalitatief goede toxiciteitgegevens meegewogen worden van de soorten die ecologisch relevant zijn. Gelegenheidsargumentatie over de ecologische relevantie van toxiciteitgegevens voor risicobeoordeling wordt bij een eenduidige en uitvoerbare ecologische evaluatie-methodiek uitgesloten.

1.3.3 Beperkingen van het pilot- onderzoek

Het indelen van Nederland in kenmerkende milieutypen (stap 1 in Slijkerman et al., 2000) was nadrukkelijk *geen* onderdeel van dit pilot-onderzoek. Er is in dit pilot-onderzoek in overleg met de opdrachtgevers gebruik gemaakt van een bestaande indeling in fysisch-geografische regio's volgens de Vries (1994) als tijdelijke invulling totdat stap 1 van Slijkerman et al. (2000) is vastgesteld. De voorlopige keuze wordt wel uitgebreid toegelicht.

1.4 Doelstellingen

In dit pilot-onderzoek is aandacht besteed aan stap 3 van Slijkerman et al. (2000), voor een beperkt aantal soorten. Voor deze soorten werd onderzocht of er een methodiek ontwikkeld kan worden die via ecologische onderzoek kan leiden tot een eenduidige methodiek om ecologisch relevante toxiciteitgegevens te selecteren. Tevens wordt bekeken welke technische-, inhoudelijke-, of toepassingsproblemen er zijn bij dergelijk onderzoek en bij de eventuele implementatie van de bevindingen. In een eventuele vervolgfase kan de aanpak worden bijgestuurd, en wordt de eventueel gekozen aanpak voor een groter aantal soorten uitgevoerd, met de definitief gekozen indeling van het Nederlandse milieu. In die fase kan ook geanticipeerd worden op beleids-acceptatie en eventuele implementatie: wordt de aanpak gevolgd voor alle stoffen of alleen de essentiële elementen; alleen voor bodem, of ook voor water en sediment; voor normstelling en/of voor lokatie-specifieke risicobeoordeling?

Het hier beschreven pilot-onderzoek had de volgende doelstellingen:

Het verzamelen van biogeografische en autoecologische gegevens omtrent belangrijke milieuparameters (pH, organisch stof gehalte, kleigehalte, achtergrondconcentratie van zware

metalen [Cu en Zn]) voor twee soorten die getoetst zijn in laboratoriumtoetsen met zware metalen (de worm *Allolobophora caliginosa* en de springstaart *Folsomia candida*).

Het vergelijken van deze gegevens met de kenmerken van het Nederlandse milieu of regio's daarbinnen, op basis van de voorlopige keuze over de indeling van Nederland, teneinde uitspraken af te leiden omtrent de ecologische relevantie van deze soorten voor die regio's en/of voor Nederland als geheel.

Het geven van aanbevelingen voor vervolgonderzoek en over eventuele implicaties bij praktijkimplementatie van de ecologische toetsing van soorten voor normstelling en risicobeoordeling.

De resultaten van dit pilot-onderzoek, en de bespreking ervan in de Werkgroep-*VEM*, zullen uiteindelijk kunnen leiden tot de formulering van een tweede-fase onderzoek naar de biogeografie en de autoecologie van andere toetssoorten, en naar de implicaties van de bevindingen voor de praktijk van risicobeoordelingen.

2 Bronnen van gegevens, bewerkingen en methoden

2.1 Overzicht van de aanpak

Er zijn twee toets-soorten gekozen, te weten de worm *Allolobophora caliginosa* en de springstaart *Folsomia candida*. De biogeografische- en autecologische preferenties van deze soorten zijn verkregen via literatuur-recherche. De aandacht is hierbij met name gericht op de volgende kenmerken:

- Biogeografie: (veld) aan/afwezigheid, en lokale populatiedichtheid,
- Autecologie: (laboratorium) groei, reproductie of mortaliteit.

De in het laboratorium waargenomen kenmerken zijn gekozen, omdat (1) verwacht wordt dat ze ecologisch belangrijk zijn voor het vóórkomen van een soort, en (2) (mede om deze reden) veel gerapporteerd zijn bij toxiciteits-experimenten in bodem. Naast de literatuur-recherche zijn gegevensbestanden over het vóórkomen van soorten geraadpleegd. Deze gegevensbestanden worden momenteel aangelegd in het kader van onderzoek naar de bodembologische kenmerken van Nederlandse bodems (bron: RIVM-ECO, Alterra, en anderen).

De variatie in biogeografische- en autecologische gegevens wordt geïnterpreteerd in het licht van de variatie in kenmerken van de Nederlandse bodemtypen, ingedeeld naar bodem-regio's (zie paragraaf 2.2). De bodemkenmerken zijn verkregen uit gecombineerde bestanden met bodemgegevens (bronnen: StiBoKa, RIVM-LBG en Alterra).

De volgende vergelijkingen zijn gemaakt:

- (a) Biogeografische gegevens van een soort met geografische gegevens van regio's of Nederland. Afwezigheid van een soort in een onderzocht monster wordt hierbij ook beschouwd. Dit betekent namelijk niet noodzakelijkerwijs afwezigheid van de soort in dat bodemtype. De soort kan in lage dichtheid vóórkomen, of om andere redenen niet gevonden zijn.
- (b) Autecologische (laboratorium-) gegevens van een soort met geografische gegevens van regio's in Nederland. Zo mogelijk wordt aangeduid in welke regio's er spraken is van potentieel vóórkomen (per bodemkenmerk en voor meerdere kenmerken tezamen). De aanduiding van potentieel vóórkomen vraagt een *a priori* beslissing over het onderscheid 'wanneer wel/wanneer niet' de conclusie zou volgen dat een bodemkenmerk beperkend zou kunnen zijn.

Bij beide analyses is gewerkt met de 5e en 95ste percentielen van de variatie in bodemkenmerken (per regio, of voor geheel Nederland), en met de absolute grenswaarden (minimum en maximum) voor de biotische gegevens.

En optioneel:

- (c) Indien er voldoende gegevens van (a) en (b) zijn voor een soort, dan kan het daadwerkelijke vóórkomen van een soort in delen van Nederland gekalibreerd worden op conclusies die afgeleid zijn uit analyse (b). Deze kalibratie kan de *a priori*-beslissing (onder b) bevestigen of aanscherpen.

2.2 Bodemtypen en hun abiotische kenmerken

2.2.1 Basisgegevens volgens een indeling in 8 bodemtypen

Biologische gegevens verzameld voor de twee soorten (zie paragraaf 2.3) werden geïnterpreteerd ten opzichte van een regio-indeling van de Nederlandse bodems die gekozen is in overleg tussen de Werkgroep-VEM, RIVM-ECO en RIVM-LBG. De gekozen regio's zijn:

1. Veengronden;
2. Kalkloze leemgronden;
3. Dikke klei- eerdgronden;
4. Kalkloze zandgronden;
5. Kalkhoudende, lutumarme gronden en kalkhoudende zandgronden;
6. Zeekleigronden;
7. Oude klei gronden;
8. Rivierklei gronden.

De bodemgegevens die uit deze regio-indeling voortkomen zijn gesorteerd in een samenvattende bodemparameter-tabel. De basis voor deze tabel was afkomstig van de gegevens-sets van StiBoKa (Stichting Bodem Kartering). Deze gegevens zijn gecombineerd met gerelateerde gegevens van RIVM-LBG en Alterra. Samenvattend geeft de bodemparameter-tabel de waarden voor een belangrijke reeks bodemkenmerken voor een vrijwel landsdekkende set. De data representeren 75-80% van het oppervlak van Nederland. Er zijn basisgegevens over de fysische bodemopbouw en over het bodemgebruik beschikbaar, naast gegevens over de fysisch-chemische eigenschappen van de monsters. De gegevens hebben grotendeels betrekking op waarnemingen tot een diepte van ongeveer 30 cm. Het geheel is gebaseerd op de bodemkaart van Nederland volgens De Vries (1994).

2.2.2 Opties voor aggregatie naar een lager aantal bodemtypen

Vanuit beleidsmatige optiek (implementatie en handhaving) kan het van belang zijn om het aantal bodemtypen waarvoor ecologische relevantie separaat beoordeeld zou dienen te worden laag te houden. De vraag (vanuit de Werkgroep-*VEM*) was dan ook of de 8 bodemtypen vanuit geografisch / ecologisch perspectief verantwoord verder te aggregeren zouden zijn tot bijvoorbeeld 4 regio's, zoals bijvoorbeeld kleigrond, veengrond, kalkrijke zandgrond en kalkarme zandgrond. Er is naar een antwoord op deze vraag gezocht, vanuit drie gezichtspunten: de fysisch-geografische, de ecologische en de statistische. Specifieke aandacht is aandacht besteed aan de achtergrondconcentraties. De resultaten van deze exercitities worden samengevat in paragraaf 3.1.

2.2.3 Bronnen en bewerkingen van de bodemgegevens

2.2.3.1 Bodemtype

In de beschikbare sets van basis-gegevens was er geen eenduidige en volledige relatie aanwezig tussen karterings-eenheden en de uit diverse bronnen getabelleerde parametersets. Hierdoor zou het onmogelijk zijn om vóórkomen van soorten (op basis van kaartcoördinaten) te koppelen aan bodemtype en bijbehorende bodemkenmerken. Dit probleem is opgelost door de coördinaten van de monsterpunten uit de parametertabel van StiBoKa te projecteren op de bodemkaart van Nederland. De op deze wijze verkregen bodemtyperingen met StiBoKa bodemtype-aanduiding en omschrijving zijn aan de tabel met parameterwaarden toegevoegd. In het proces van koppeling van gegevensbestanden (kaarten / tabellen) zijn monsterpunten verwijderd indien deze niet te koppelen waren (met de bodemkaart) aan een bodemtype (bijvoorbeeld bodemtype 'bebouwing'), of (volgens een kolom in de oorspronkelijke tabel) 'onbetrouwbaar' waren.

2.2.3.2 Bodemgebruik

Van elk monsterpunt uit de StiBoKa-tabel is het bodemgebruikstype bekend, met aanduidingen als: 'gras', 'berm', 'fruit', 'bouw', 'tuinbouw', 'mais', 'natuur', 'riet', 'intensieve veehouderij', enzovoorts. Deze gebruikstypeaanduidingen zijn gegroepeerd tot 6 categorieën: *bouwland*, *bos*, *grasland*, *natuur*, *plantsoen* en *stad*. De monsterpunten in de gebruikstypen *plantsoen* en *stad*

zijn uit de tabellen voor dit onderzoek verwijderd, omdat de grond ter plekke vaak bewerkingen heeft ondergaan en als zodanig geen duidelijke representant meer is van een bodemtype zoals dat door de StiBoKa beschreven wordt.

2.2.3.3 Monsterdiepte

De monstergegevens van de gecompileerde dataset hebben betrekking op verschillende bodemlagen. Onderscheid tussen de bodemlagen is relevant vanwege de dieptes van vóórkomen van de twee bestudeerde soorten. De gegevens werden uiteindelijk bewerkt en samengevat in twee categorieën, samenhangend met de bodemlagen waarin de twee soorten uit dit pilotonderzoek vóórkomen:

Categorie 1. Monsters over de bovenste bodemlagen, die relevant geacht worden voor de springstaart *F. candida*. Het betreft monstergegevens over de bovenlaag (laag 1, zie onder) van monsters (i.e. vanaf het maaiveld tot 10 cm diepte, en in bosgrond: de strooisellaag)

Categorie 1 en 2. Monsters over bovenste- en onderliggende bodemlagen, die relevant geacht worden voor de worm *A. caliginosa*. Het betreft de gecombineerde monstergegevens van laag 1 en laag 2 (zoals hier onder omschreven).

In de oorspronkelijke StiBoKa-tabel komen voor de monsterdiepte verschillende aanduidingen voor die in

Box 1 worden beschreven. Daarbij wordt aangegeven welke keuzes voor indeling van monstertypes binnen dit project gemaakt zijn.

Box 1. Omschrijving van de definities van bodemlagen zoals in de StiBoKa datasets gehanteerd.

MONSTERS ZONDER ENIGE DIEPTE AANDUIDING.

Voor deze monsters is aangenomen dat de gegevens voor het monsterpunt alleen beschrijvend zijn voor de diepere lagen; de gegevens worden beschouwd als gegevens voor 'Categorie 2'.

MONSTERS MET DIEPTE AANDUIDING.

Hier is een tweedeling te maken:

- A. Monsters met aanduiding van onder- én bovengrens (diepte in cm). De monsters uit deze categorie zijn voor dit project als volgt ingedeeld:
 1. er is bemonsterd *vanaf* het maaiveld tot maximaal 10 cm (Laag 1), dit zijn monsters van 0 tot 0,1 cm, van 0 tot 5 cm en van 0 tot 10 cm. Deze monsters zijn gebruikt voor Categorie 1.
 2. de bovenlaag van het monster ligt *onder* het maaiveld, de onderkant van het monster ligt op maximaal 50 cm (Laag 2), dit zijn monsters van 0 tot 25 cm, 5 tot 10 cm, 30 tot 50 cm en 10 tot 30 cm. Deze monsters zijn gebruikt voor Categorie 2.
- B. Monsters met alleen een ondergrens (de bovengrens is niet getabelleerd). Deze monsters zijn als volgt ingedeeld:
 1. Monsters met de aanduidingen: 'tot 5 cm', 'tot 10 cm' worden gebruikt voor Categorie 1
 2. Monsters met de aanduidingen: 'tot 25 cm' worden gebruikt voor Categorie 2.

2.2.3.4 Parameters (inclusief metaalconcentraties)

De parameters die van bodem-monsters (niet altijd volledig) beschikbaar waren zijn samengevat in Tabel 1. De voor deze pilot-studie gebruikte gegevens zijn **vet** gedrukt

Tabel 1 Overzicht van de samengevatte bodem-parameters in verschillende categorieën.

Categorie	Parameter
Geografisch (gebruik, ligging)	Beschrijvende categorieën (Bos (B), bouwland (A), grasland (G), natuur (N), plantsoen (P), stad (S))
Fysisch	Diepte (cm) Profiel (vlgs STIBOKA)
Fysisch-chemisch	Percentage silt, silt, klei en Lutum Percentage Organisch materiaal OS en OC Zand fractie (4 fracties) pH(KCl en H ₂ O)
Chemisch	Totaalconcentratie As, Cd, Cr, Cu , Hg, Mn, Ni, Pb, Sn en Zn (mg/kg) Totaalconcentratie Fe en FeOx (mmol/Kg) Percentage CaCO ₃ CEC AlOx (mmol/kg)

De tabel bevat lutumgehaltes <2%, waarmee aangegeven wordt dat een lager lutumgehalte niet kan worden bepaald. Om rekenkundige bewerkingen met de overige getallen uit te kunnen voeren, zijn de '<' tekens uit de tabel verwijderd. Voor deze getallen is de waarde 0,1% ingevuld. Voor metaalconcentraties die in de tabel weergegeven werden met '<' geldt dat de concentratie beneden de detectielimiet ligt: er is geen gemeten concentratie voor dat monsterpunt beschikbaar. Om rekenkundige bewerkingen met de overige getallen uit te kunnen voeren zijn deze '< getallen' uit de tabel verwijderd.

2.2.4 Spreiding van parameterwaarden voor bodemtypen

De parametergegevens zijn samengevat in de vorm van een spreidingsmaat (het absolute bereik), per bodemtype en voor geheel Nederland en per parameter (zie Tabel 1). De begrenzing van het bereik werd steeds berekend als de 5e- en de 95ste percentiel-waarden van de betreffende reeks gegevens. Door het kiezen van percentielen worden uitbijters in de dataset verwijderd, en wordt de nadruk gelegd op de meest representatieve monsters uit de verschillende regio's. De wenselijkheid voor het gebruik van percentielen werd duidelijk naar aanleiding van diverse datasets, zoals bijvoorbeeld voor veen. Er waren in de dataset voor Veengronden diverse monsterpunten die weliswaar in het bodemtype 'Veengrond' waren genomen, maar waarvan het gehalte aan organisch materiaal kleiner dan 1% was. De keuze van de percentiel-waarden is gebaseerd op statistische overwegingen; op basis van nadere overwegingen kunnen echter ook andere percentiel-waarden gekozen worden. De via percentielen vastgelegde ranges voor de bodemdata zijn samengevat in tabel 2

Tabel 2. Voorbeeld van de samengevatte dataset voor het bodemkenmerk **pH**

Bodem			
pH KCL	Bereik		
Regio	5perc	95perc	n
Veen	3,7	6,4	518
kalkloze leemgrond	4,6	7,2	39
kalkloze zandgrond	3,2	6,9	913
kalkhoudende zandgrond	3,8	8,0	122
zeeklei	4,9	7,6	883
oude kleigrond	4,8	7,4	27
rivierklei	4,4	7,3	187
dikke klei- eerdgronden	6,8	7,5	13
Nederland (tot)	3,8	7,5	2702

De tabel is een voorbeeld van de samengevatte dataset, tonend het bereik (5e – 95ste percentielen) van het bodemkenmerk **pH** voor monsterdiepte van categorie 1 en 2 (relevant voor *A. caliginosa*). In het linkergedeelte wordt het bereik samengevat voor 8 verschillende bodemtypen, het meest rechtse gedeelte toont het aantal waarnemingen per regio, en voor heel Nederland. De biogeografische- en autecologische gegevens (zie paragraaf 2.3) kunnen in deze tabel geprojecteerd worden, waardoor inzicht verkregen kan worden in de mate van overlap tussen abiotische en biotische gegevens, zowel per bodemtype als voor geheel Nederland.

2.3 Keuze van soorten voor het pilot-onderzoek

2.3.1 Soortenlijst gebruikt voor MTR koper of zink en selectie twee soorten

De lijst van organismen waarvan toxiciteitgegevens gebruikt zijn bij de afleiding van het MTR_{bodem} voor koper en zink is samengesteld op basis van de rapportages van Crommentuijn *et al.* (1997), het concept EU-risk assessment rapport zink (RIVM, 1999) en Verbruggen *et al.* (2001).

Uit de lijst zijn twee soorten geselecteerd die van nature in Nederland voorkomen: de worm *Aporrectodea caliginosa* en de springstaart *Folsomia candida*. Beoogd werd om soorten te kiezen waarvoor de aantallen en typen gegevens naar verwachting verschillend zouden zijn. Voor de worm werden zowel redelijke aantallen biogeografische- als autecologische gegevens verwacht, hoewel voor de soort geen standaard-toetsvoorschrift beschikbaar is. Voor de springstaart werd een beperkt aantal biogeografische gegevens verwacht. Het aantal autecologische gegevens voor *F. candida* werd tenminste vergelijkbaar verwacht aan het aantal bij de worm, in verband met de beschikbaarheid van een standaard-toetsprotocol (zie Appendix 2 en Appendix 3). Door deze keuze werd getracht inzicht te verkrijgen in de resultaten voor een 'ideale' soort waarvoor veel gegevens beschikbaar zijn, en voor een soort waarvoor de (smallere) gegevens-basis representatief zou kunnen voor een groot aantal toets-soorten.

2.3.2 Literatuur-recherche ecologische gegevens

Er is een zoekprofiel opgesteld voor literatuur-recherche naar autecologische eigenschappen van de soorten. Dit profiel (Appendix 4) bestond uit drie onderdelen:

1. de naam/namen van het organisme,
2. 'prestatie' parameters zoals groei, sterfte, reproductie enz.,
3. bodemparameters zoals pH, vochtgehalte, textuur, % organisch materiaal.

De voorwaarde voor een publicatie om geselecteerd te worden is dat: één (of meerdere) kenmerk(en) uit onderdeel 1 (i.e. een organisme) én één (of meerdere) kenmerk(en) uit onderdeel 2 én één (of meerdere) kenmerk(en) uit onderdeel 3 in de titel of samenvatting aanwezig zijn. Er is gezocht in de database BIOSIS over de periode 1990 tot 2001. De hieruit verkregen referenties zijn in eerste instantie op grond van de titel beoordeeld op hun mogelijke relevantie. Van artikelen die op grond van hun titel geschikt werden geacht zijn vervolgens de complete bibliografische gegevens opgevraagd, inclusief samenvatting, indien deze aanwezig was. Op grond van de samenvattingen werd besloten om artikelen al dan niet te beoordelen. Van de bruikbare publicaties zijn de gegevens samengevat in tabellen. In deze tabellen is per diersoort genoteerd: de mate van vóórkomen of het functioneren en de bijbehorende bodemkarakteristieke parameters, voor zover deze gerapporteerd werden, en de (literatuur-) referentie.

2.3.3 Overige bronnen van gegevens voor de onderzochte organismen

Er zijn, naast gegevens uit het literatuuronderzoek, ook gegevens verwerkt uit andere bronnen die in bovengenoemde tabellen zijn ingevoerd. Deze bronnen zijn:

1. De toxiciteitsstudies met bodemorganismen die verwerkt zijn in het MTR voor koper en zink. Van al deze studies is gecontroleerd of de controlemeting ('blanco') uit het toxiciteitsexperiment als waarde in de tabel kon worden ingevoerd. Het geteste organisme is immers kennelijk met voldoende zekerheid te houden in het grondtype dat in de test gebruikt wordt (en veelal is de test geoptimaliseerd voor een maximale prestatie in deze controle-groep). Een studie is bruikbaar wanneer de in het experiment gebruikte controle-bodem goed is gekarakteriseerd door rapportage van bodemparameters.
2. Veldgegevens van drie Nederlandse bronnen. Dit betreft twee monstercampagnes, beide door het RIVM uitgevoerd: de eerste in het kader van het Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit (LMB), een RIVM monitoringsprogramma, uitgevoerd in 1997, 1999 en 2000, de tweede in het kader van de studie omschreven in De Groot et al. (1998). De derde bron is een verzameling van diverse inventarisaties uitgevoerd door het voormalige Instituut voor Bosbouw en Natuurbeheer, nu Alterra (Ma et al., 1997).

Naast het verzamelen van gegevens voor de worm- en de springstaartsoort is ook gezocht naar enkele meer algemene bronnen voor (gedetailleerde) biogeografische gegevens. Hiervoor is contact gelegd met Dr. M.P. Berg van de Vrije Universiteit Amsterdam, Faculteit Biologie. Dr. Berg is coördinator binnen de *European Invertebrate Survey* (EIS), het Europese netwerk voor veldbiologische gegevens dat zich richt op evertibraten. De EIS is georganiseerd in expert-groepen (van 1 of meer leden per land), met elk hun coördinator. Er is bijvoorbeeld, een expert-groep voor slakken, met een Nederlandse coördinator en Nederlandse groepsleden. De EIS heeft een secretariële kern in *Naturalis* in Leiden, van waaruit coördinatie en gegevensverzameling plaatsvindt. De gegevens zijn, afhankelijk van de soortsgroep, via de coördinator en onder groeps-specifieke voorwaarden, te verkrijgen. Voor de meeste groepen evertibraten bestaat een EIS-werkgroep. Via Dr. Berg kunnen de mogelijkheden van het EIS-netwerk verder verkend worden.

2.4 Vergelijking biogeografie, autecologie en bodem-kenmerken

Voor de biotische gegevens zijn de absolute waarnemingen omtrent de bodem-eigenschappen van veldmonsters of laboratorium-test substraten gebruikt. Deze keuze voor minimum- en maximumwaarden hangt samen met de volgende feiten:

- Er is ecologische prestatie waargenomen binnen het vastgestelde bereik, maar er zijn te weinig details om daaraan een verdere kwalificatie te koppelen
- Er is een te gering aantal gegevens beschikbaar om betekenisvolle percentielen af te leiden of om een frequentieverdeling te maken

De projectie van de biotische gegevens die de spreiding in bodemgegevens weergeven betreft drie 'blokken' (zie Tabel 3), te weten: vóórkomen aangetoond in veldbodems, vóórkomen niet aangetoond in veldbodems, en autecologische prestaties in laboratorium-condities.

Tabel 3. Voorbeeld van de samengevatte bodem-dataset voor het kenmerk pH, met daarin geprojecteerd de gegevens omtrent het bereik van (a) vóórkomen in het veld, (b) afwezigheid in veldmonsters, en (c) autecologische preferenties van A. caliginosa. In het linkergedeelte wordt de spreiding samengevat voor de 8 afzonderlijke bodemtypen, en de onderste regel toont de spreiding in de dataset van A. caliginosa voor geheel Nederland.

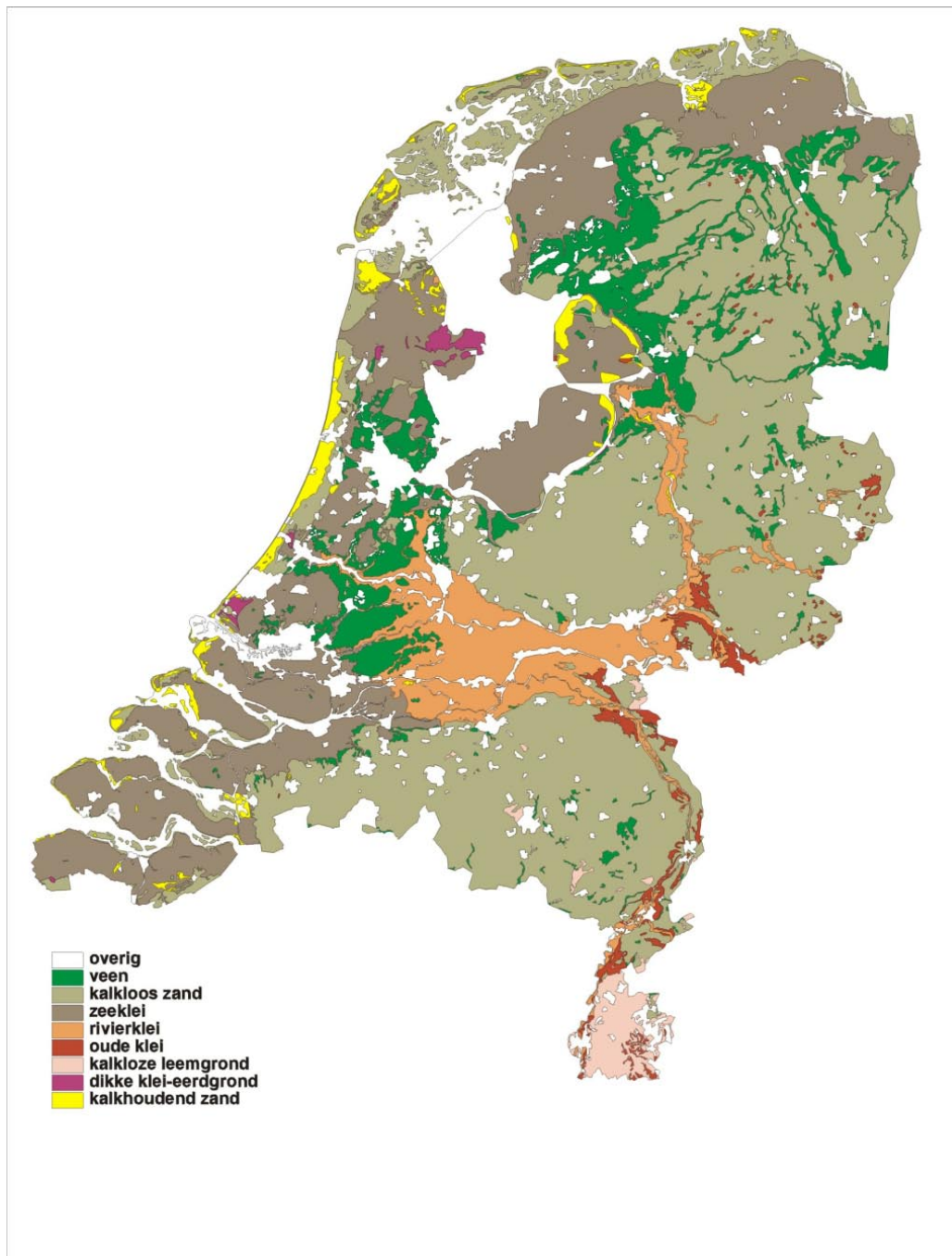
Bodem				A. caliginosa veld				lab. condities	
pH KCL	Bereik			veld waargenomen		veld niet waargenomen		voorkomen	
Regio	5perc	95perc	n	5perc	95perc	5perc	95perc	5perc	95perc
Veen	3,7	6,4	518						
kalkloze leemgrond	4,6	7,2	39						
kalkloze zandgrond	3,2	6,9	913						
kalkhoudende zandgrond	3,8	8,0	122						
zeeklei	4,9	7,6	883						
oude kleigrond	4,8	7,4	27						
rivierklei	4,4	7,3	187						
dikke klei- eerdgronden	6,8	7,5	13						
Nederland (tot)	3,8	7,5	2702	4,4	7,4	2,9	7,5	6,3	7,1

Alle conclusies omtrent actueel of potentieel vóórkomen zijn gebaseerd op een serie tabellen van dit type. Dergelijke tabellen kunnen per soort en bodemparameter afzonderlijk worden geïnterpreteerd, maar kunnen ook worden geïnterpreteerd door afweging voor alle kenmerken tezamen. Dit laatste is vooral van belang bij afwegingen omtrent het potentieel vóórkomen, aangezien in dat geval de *combinatie* van parameters van belang is voor de verspreiding van een soort in zijn vóórkomen. Een kritieke waarde voor slechts één van de parameters kan beperkend zijn, onafhankelijk van de waarde van de overige parameters.

3 Resultaten en Discussie

3.1 Overzicht bodemdata

De bodemdata volgens de indeling van Nederland in 8 fysisch-geografische regio's (bodemtypen) zijn samengevat in Tabel 4. De ligging van de bodemtypen is weergegeven in Figuur 1. De bodemtypen komen verspreid in Nederland voor (zie Figuur 1) en beslaan afzonderlijke gebieden. Er is geen aaneengesloten areaal per type.



Figuur 1. Bodemtypen van Nederland op basis van de bodemkaart van Nederland, volgens een indeling in 8 bodemtypen.

De spreiding in de waarden van de afzonderlijke parameters per bodemtype wordt samengevat in de waarden van de 5e en 95ste percentielen van de betreffende datasets, en deze worden grafisch weergegeven in de paragrafen waarin de bodem-gegevens worden vergeleken met de biotische gegevens (zie paragrafen 3.4 tot en met 3.6). De spreiding van de data binnen een dataset is niet nader vastgelegd. De werkelijke kansdichtheidsfuncties kunnen sterk afwijken van bijvoorbeeld een bekend model als de (log)normale verdeling, bijvoorbeeld doordat de verdeling van de bodemeigenschap binnen een dataset bi- of zelfs multi-modaal is verdeeld. Als voorbeeld: de kansverdeling van het kenmerk bodem-pH is over multi-modaal voor de dataset van geheel Nederland, aangezien hier series bodems met lage pH, midden-pH en hoge-pH aanwezig zijn. Hiermee samenhangend worden de conclusies kwalitatief verwoord.

Tabel 4. Overzicht van de verschillende regio's met bijbehorende bodemparameters.

Regio	bodem diepte categorie	pH (KCL)		Lutum(%)		OS(%)		CU(mg/kg)		ZN(mg/kg)	
		gem	n	gem	n	gem	n	gem	n	gem	n
Veen	1	5,1	259	19	237	26	243	36	279	111	279
Veen	1 + 2	5,0	518	15	428	25	503	31	504	93	504
kalkloze leemgrond	1	5,1	8	14	7	5	8	12	8	66	8
kalkloze leemgrond	1 + 2	5,9	39	15	38	3	39	14	27	92	27
dikke klei- eerdgronden	1	6,9	1	14	1	8	1	5	1	43	1
dikke klei- eerdgronden	1 + 2	7,2	13	15	13	6	13	22	12	105	12
kalkloze zandgrond	1	5,0	383	4	201	7	401	12	424	34	431
kalkloze zandgrond	1 + 2	5,1	913	3	513	6	937	12	865	34	882
kalkhoudende zandgrond	1	6,4	39	2	35	5	37	6	31	38	39
kalkhoudende zandgrond	1 + 2	6,8	122	4	115	4	120	7	104	47	112
zeeklei	1	6,1	216	22	215	14	171	24	214	117	216
zeeklei	1 + 2	6,8	883	19	897	6	853	19	709	88	711
oude kleigrond	1	5,1	8	18	7	8	8	24	8	160	8
oude kleigrond	1 + 2	5,8	27	14	26	4	27	20	18	125	18
rivierklei	1	5,7	93	26	94	14	98	39	98	143	98
rivierklei	1 + 2	5,9	187	25	188	9	192	35	148	133	148

3.2 Beschouwingen omtrent nadere aggregatie van bodemtypen

Vanuit beleidsmatig oogpunt is de vraag gesteld of er ook minder dan acht bodemtypen zouden kunnen worden onderscheiden. In de volgende paragrafen worden de mogelijke gezichtspunten omtrent nadere aggregatie samengevat, zodat deze motieven beschikbaar blijven voor afwegingen bij de vormgeving van eventueel vervolgonderzoek.

3.2.1 Fysisch-geografische aspecten

De fysisch-geografische indeling van Nederland wordt vanuit geografisch perspectief als een hoog-geaggregeerde indeling beschouwd. Hogere aggregatie wordt vanuit geografisch perspectief niet onderschreven. De onderverdeling in zeeklei en rivierklei is bijvoorbeeld ecologisch relevant indien de stuurparameter voor vóórkomen voor een soort het 'zoutgehalte' zou zijn. Er is geen geografische reden om te komen tot minder regio's, gegeven een initiële keuze voor een bodemtypen-indeling op basis van geologie (mede gerelateerd aan het achtergrond-concentratie concept). Eventueel zou de regio 'kalkloze leemgrond' weggelaten kunnen worden vanwege gering belang voor areaaloppervlakte in Nederland.

Ook een andere start-positie had gekozen kunnen worden. Een voorbeeld daarvan is een indeling in slechts twee regio's, te weten: laag versus hoog Nederland, met respectievelijk Holocene en Pleistocene geologische oorsprong, maar deze indeling is slechts in geringe mate gerelateerd aan het vóórkomen van organismen, bijvoorbeeld wanneer getoetst met de pisbebed (*Ligia oceanica*), deze soort komt voor in het lage (Holocene) gedeelte van Nederland (Berg, 1996). Hiermee blijkt er een ecologische/biogeografische reden te zijn om vast te houden aan de indeling in 8 terrestrische regio's, vanwege de overlap tussen de regio's en

verspreidingspatronen van organismen. Als tegenhanger van verdere aggregatie is het geografisch gebruikelijk om een verdergaande onderverdeling in bodemtypen te hanteren, naar een aantal van enkele tientallen (ca. 60) sub-eenheden.

De conclusie is, dat er op geologische gronden eerder een verdere onderverdeling dan een verdere aggregatie gesuggereerd zou kunnen worden, en dat er geen geologische leidraad is naar verdere aggregatie bij het gekozen uitgangspunt.

3.2.2 *Ecologische aspecten*

Zijn er op basis van de verspreiding van soorten redenen om een andere indeling van Nederland te kiezen, bijvoorbeeld met minder onderverdeling?

Ecologische veldgegevens over de Nederlandse verspreiding van goed bekende soortgroepen (i.c., planten) tonen voor de stenotope soorten een hoge mate van overlap tussen de genoemde fysisch-geografische regio's (bodemtypen) en het soort vóórkomen. 'Stenotope' zijn soorten die selectief vóórkomen binnen smalle habitat-ranges. Dit in tegenstelling tot eurytope soorten, zoals de brandnetel, of de pissebed *Porcellio scaber* (bron voor data voor *Porcellio scaber*: EIS-bestanden), die verspreid over meerdere regio's vóórkomen, soms zelfs over geheel Nederland. Vanuit de verspreiding van soorten kan voor de soortengroep van de planten eenvoudig een hoger aantal dan 8 typerende plantengemeenschappen worden gedefinieerd, maar wordt aggregatie naar minder klassen niet door de verspreidingspatronen van soorten gesuggereerd. Voor de bodemdieren zijn minder gegevens van dit type bekend, maar het patroon van de beschikbare data toont een vergelijkbaar beeld als voor de planten (pers. meded. M.P. Berg). Vanuit de ecologie is de indeling in 8 regio's te verdedigen, of zou afhankelijk van de vraag een hoger aantal beter voldoen voor planten. Voor planten is een aantal van 13 plantengeografische regio's voorgesteld voor Nederland (Van der Meyden, 1990). De conclusie is, dat op ecologische gronden (met name getoetst aan planten, maar ook aan een geringer aantal evertrebraten-gegevens) de gekozen fysisch-geografische regio's lijken te voldoen als ecologisch te onderscheiden bodem-eenheden. Net als bij de geologie is er eerder een verdere onderverdeling dan een verdere aggregatie mogelijk. Er is geen ecologische leidraad naar verdere aggregatie.

3.2.3 *Achtergrondconcentraties van koper en zink*

Er zijn diverse aspecten nog niet meegewogen in bovenstaande beschouwingen, zoals de betekenis van de indeling van Nederland in regio's in relatie tot eventuele typerende achtergrond-concentraties van essentiële elementen. Een verdeling van Nederlandse bodems op basis van achtergrondconcentraties van metalen kan geheel samenvallen met de onderverdeling in de 8 regio's, maar de achtergrondconcentraties zouden ook een nadere onderverdeling kunnen suggereren.

Dit aspect verdient aandacht in een specifieke, geografische analyse, conform Stap 1 in het Stappenplan van Slijkerman et al. (2000). Hiervoor kunnen gemeten koper en zink achtergrondconcentraties in bodemmonsters gebruikt worden, of de concentraties kunnen via modellering voorspeld worden (zoals bijvoorbeeld via de rekenregels uit het rapport van Van den Hoop (1995)). Vooralsnog wordt de rol van de koper- en zinkconcentraties bij het onderscheid van bodemtypen echter uitsluitend via statistische weg benaderd (zie volgende paragraaf).

3.2.4 *Statistische aspecten*

Is er op basis van statistische analyses een reden om tot nadere aggregatie over te gaan?

De beleidsmatige wens om eventueel verder te aggregeren vanuit het aantal van 8 regio's kan, voordat een besluit wordt genomen over de verdere gang van het onderzoek, nog nader

statistisch onderzocht worden. De vraag is dan, of de statistiek zou kunnen tonen dat het onderscheid tussen bijvoorbeeld zand- en kleibodems (op basis van fysisch-geografische eigenschappen) ook qua sturende variabelen zoals pH en organisch materiaal groot of klein is. Om dit te onderzoeken is de dataset van veldbodems gesplitst in de strooisellaag (laag 1) en een bodemlaag (laag 2). De gegevens van deze lagen worden onderscheiden vanwege de diepte-preferenties van de in dit onderzoek bestudeerde soorten (worm en springstaart). Deze sets van gegevens zijn onderzocht met behulp van multivariate statistische methoden (Principale Componenten Analyse). De PCA voor de bodemlagen 1 (strooisellaag) en 2 (strooisel+bodem samen) omvatte volledige datasets voor 607 resp. 1257 bodemonsters.

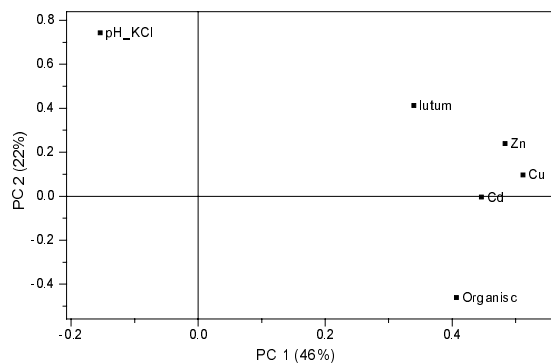
Een PCA-analyse kan enerzijds, via een 'loadings'-plot tweedimensionaal tonen welke bodemparameters nauw aan elkaar gerelateerd zijn en welke niet, en voor hoeveel zij bijdragen aan de verklaarde variantie. Anderzijds kan een 'scores'-plot de variantie tussen de afzonderlijke monsters twee-dimensionaal weer geven, waardoor de overeenkomsten en verschillen tussen (hier) bodemtypen kunnen worden getoond. Elke monsterlocatie wordt daarbij als code in een twee-dimensionale ruimte geprojecteerd.

Figuur 2 toont resultaten van de PCA analyse van de bodemlaag 2 (Bodem en strooisellaag samen) in de loadings-plot. De variabele pH wordt op de primaire as sterk onderscheiden van de parameters Lutum, Cu, Cd, Zn en Organische stof. Behoudens de pH zijn de overige parameters slechts op de secundaire as onderscheiden, waarbij de metalen relatief dicht bij elkaar zijn gepositioneerd. Deze statistische uitkomst is te begrijpen vanuit de rol van lutum en organische stof bij de sorptie van metalen, waar de gemeten totaal-concentraties mede door beïnvloed wordt. Een dergelijke relatie hoeft niet (tenminste gedeeltelijk) 'mechanistisch logisch' te zijn zoals hier waarschijnlijk het geval is. Op statistische gronden is er geen 'harde' reden om de totaalconcentraties van de drie metalen aan te merken als kwantitatief belangrijke onderscheidende parameters in de beschikbare dataset.

De weergegeven principale componenten verklaarden tezamen 68 % van de variantie in de onderliggende dataset. De principale componenten (PC's) zijn als volgt opgebouwd:

$$PC\ 1 = 0,34 * \text{lutum} - 0,15 * \text{pH} + 0,4 * \text{OS} + 0,44 * \text{Cd} + 0,48 * \text{Zn} + 0,51 * \text{Cu}$$

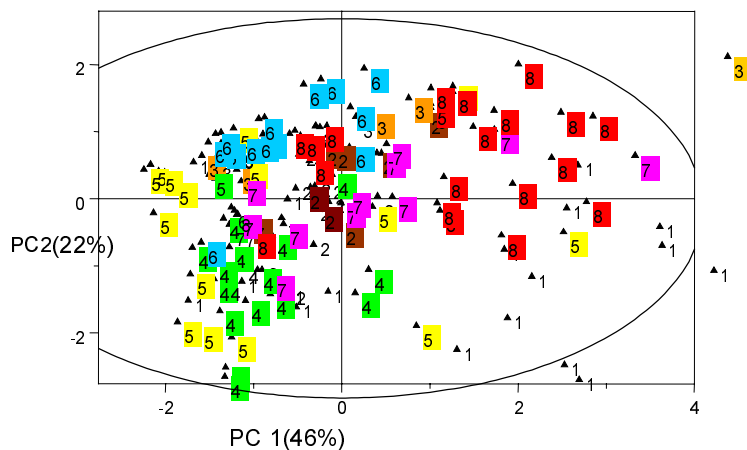
$$PC\ 2 = 0,41 * \text{lutum} + 0,77 * \text{pH} - 0,43 * \text{OS} + 0,23 * \text{Zn} + 0,1 * \text{Cu}$$



Figuur 2. De 'loadings-plot' van de multi-variate analyse van de Nederlandse bodemgegevens (Categorie 2, voor de worm: strooiselgegevens en bodem gegevens samen). De percentages geven de verklaarde variantie per principale component aan.

Vanwege de omvangrijke datasets gaven de scores-plots, die eventuele groepering van bodemtypen zouden kunnen motiveren, onoverzichtelijke resultaten: de bodemtypen worden niet helder onderscheiden vanwege de scatter van 607 resp. 1257 datapunten. Om deze reden is er herhaaldelijk aselect een subset geselecteerd op basis waarvan enkele malen een loading-plot is gemaakt. Een voorbeeld wordt getoond in Figuur 3.

Alle voorbeelden toonden een overeenkomstig beeld, waarbij in geen van de aselekt gekozen sub-sets van de beide volledige datasets er bodemtypen waren die geheel afzonderlijk van de andere typen waren gelegen. Deze figuur toont dat de regio's qua bestudeerde bodemeigenschappen in statistische zin deels of sterk met elkaar overlappen. In hoeverre groepen significant verschillen ten aanzien van de invoervariabelen die meegewogen zijn zou nader onderzocht kunnen worden. Sommige groepen lijken nu volledig samen te vallen, zoals codes 6 en 8, respectievelijk coderend voor zee- en rivierkleigrond. Zonder mede-weging van de chloride-gehalten, zoals hier bij gebrek aan data gedaan is, 'zijn kleigronden kennelijk inderdaad kleigronden'.



Figuur 3. Voorbeeld van een scores-plot van de PCA-analyse van een subset van de Nederlandse bodems (Laag 2). Codering: (1)= Veengrond, (2)= Kalkloze leemgrond, (3)=Dikke klei en Eerdgrond, (4)=Kalkloze zandgrond, (5)=Kalkhoudende zandgrond, (6)=Zeekleigrond, (7)=Oude kleigrond, (8)= Rivierkleigrond.

3.2.5 Conclusie omtrent keuze bodemtypen

Samenvattend kan gesteld worden, dat de uitgevoerde analyses (geografie, biogeografie, achtergrondconcentraties, statistiek) geen harde gegevens opleveren op basis waarvan gekozen kan worden voor het werken met een ander - of specifiek zelfs geringer - aantal bodemtypen dan de 8 op fysisch-geografische gronden te onderscheiden bodemtypen. Overigens dient opgemerkt te worden, dat de statistische analyses op vergelijkbare wijze herhaald zouden moeten worden indien er meer parameters en/of meer bodemmonsters zouden worden meegewogen, of indien de *a priori* indeling van de dataset in bodemtypen zou veranderen.

Vooralsnog wordt in het onderzoek dus verder gewerkt met 8 fysisch-geografische regio's. Dat betekent, dat de vergelijking tussen biotische- en geografische gegevens kunnen worden uitgevoerd op de dataset van geheel Nederland, en op de 8 sub-datasets Veengrond, Kalkloze leemgrond, Dikke klei en Eerdgrond, Kalkloze zandgrond, Kalkhoudende zandgrond, Zeekleigrond, Oude kleigrond en Rivierkleigrond.

3.3 Organismen en ecologische gegevens

3.3.1 Organismen en keuze voor dit onderzoek

De lijst met organismen die bij de afleiding van het MTT_{bodem} of MTR_{bodem} voor koper of zink voorkomen is weergegeven in Tabel 5, inclusief hun taxonomische posities.

Voor de uitvoering van dit verkennende onderzoek zijn twee diersoorten gekozen, waarvan verwacht werd dat er zowel veel veldgegevens over hun vóórkomen in Nederland als veel laboratoriumgegevens (qua ecologische optima) beschikbaar zouden zijn, te weten de regenworm *A. caliginosa* en de springstaart *F. candida*. Voor deze organismen is de literatuur-recherche doorgewerkt tot en met voorlopige interpretatie van de verkregen literatuur. Voor de andere organismen zijn uitsluitend de referentie-lijsten resulterend uit de literatuur-recherche verzameld, voor eventueel gebruik in het vervolgonderzoek.

Tabel 5. Organismen gebruikt voor de afleiding van het Nederlandse MTRbodem voor koper en zink.

Taxonomische groep	Soorts- en geslachtsnaam	Nederlandse naam	Engelse naam	Vóórkomen in NL
Spermatophyta	<i>Beta vulgaris</i>	Biet	Sugarbeet	In cultuur
	<i>Spinacia oleracea</i>	Spinazie	Spinach	In cultuur
	<i>Phaseolus vulgaris</i>	Boon	Bean	In cultuur
	<i>Glycine max</i>	Soja, sojaboon	Soybean, soya bean	In cultuur
	<i>Pisum sativum</i>	Erwt	Pea	In cultuur
	<i>Trigonella foenum-graecum</i>	Fenegriek	Fenugreek	In cultuur
	<i>Medicago sativa</i>	Alfalfa	Alfalfa	Van nature
	<i>Trifolium pratense</i>	Rode klaver	Red clover	Van nature
	<i>Cucumis sativus</i>	Komkommer	Cucumber	In cultuur
	<i>Solanum tuberosum</i>	Aardappel	Potato	In cultuur
	<i>Lycopersicon esculentum</i>	Tomaat	Tomato	In cultuur
	<i>Lactuca sativa</i>	Sla	Lettuce	In cultuur
	<i>Vigna mungo</i>	niet bekend	Blackgram	In cultuur
	<i>Allium cepa</i>	Ui	Onion	In cultuur
	<i>Zea mays</i>	Maïs	Corn, maize, Indian Corn	In cultuur
	<i>Sorghum bicolor</i>	Gierst (kafferkoren)	Sorghum	In cultuur
	<i>Hordeum vulgare</i>	Gerst	Barley	In cultuur
	<i>Avena sativa</i>	Haver	Oat	In cultuur
	<i>Triticum vulgare</i>	Tarwe	Wheat	In cultuur
Nematoda	<i>Caenorhabditis elegans</i>	Aaltje		Laboratorium kweek
Mollusca	<i>Arion ater</i>	Slak	Slug	Van nature
Anellida	<i>Allolobophora caliginosa</i>	Regenworm	Earthworm	Van nature
	<i>Dendrobaena rubida</i>	Regenworm	Earthworm	Van nature
	<i>Eisenia andrei</i>	Regenworm	Earthworm	Van nature
	<i>Eisenia fetida</i>	Regenworm	Earthworm	Van nature
	<i>Lumbricus rubellus</i>	Regenworm	Earthworm	Van nature
Arthropoda	<i>Platynothrus peltifer</i>	Oribatide mijt	Oribatid mite	Van nature
	<i>Folsomia candida</i>	Springstaart	Springtail	Van nature
	<i>Onychiurus armatus</i>	Pissebed	Woodlouse	Van nature
	<i>Porcellio scaber</i>	Pissebed	Woodlouse	Van nature

3.3.2 Ruwe ecologische gegevens

De verzamelde gegevens van *A. caliginosa* en *F. candida* over het vóórkomen in Nederland en de ecologische preferenties zijn samengevat in figuren. Er zijn gegevens beschikbaar over veld-vóórkomen en over ecologische ‘prestaties’ in toetscondities in relatie tot bodemtype, temperatuur, % klei, % OM, zand, vochtgehalte bodem, en totaal-achtergrondgehalte Zn en Cu. De biotische gegevens hebben betrekking op populatiedichtheid, biomassa, coconproductie en/of groei.

De aantallen waarnemingen liggen in de orde van grootte van 139 en 6 voor respectievelijk *A. caliginosa* en *F. candida* voor het veel gemeten kenmerk pH (KCl), voor % klei 154 resp. 6, voor % OM 169 resp. 5, voor achtergrondgehalte Cu 134 resp 0 en voor achtergrondgehalte Zn 140 resp. 5. Ten opzichte van de gegevens in de Bodemparameter-tabel is het aantal ecologische gegevens beduidend geringer (factor circa 17 resp. 450 minder biologische data dan geografische data).

Vanwege de geringere beschikbaarheid van data worden de gegevens die betrekking hebben op de eigenschappen van soorten in slechts drie klassen samengevat. De drie klassen zijn:

- ‘In veld waargenomen’ (soort aanwezig in veldmonster)
- ‘In veld niet waargenomen’ (soort niet aanwezig in veldmonster, hetzij door echte afwezigheid, hetzij door ‘niet-vinden’), en
- ‘Ecologische prestatie in laboratoriumcondities’.

Voor deze drie klassen is het bereik van alle variabelen vastgesteld, via weergave van de uiterste onder- en bovenwaarde. Voor bijvoorbeeld de factor pH bij *A. caliginosa* wordt op deze wijze (zie Tabel 3)het pH-bereik waarbij de soort in het veld gevonden is gegeven door de onder- en bovengrenzen van 4,4 en 7,4; het bereik voor (gezocht maar) niet gevonden is 2,9 tot 7,5; en het bereik voor toetscondities vastgestelde prestatie is 6,3 tot 7,1.

3.4 Bodemeigenschappen, vóórkomen en autecologie van soorten: algemene interpretaties en beperkingen

De resultaten van de vergelijkingen tussen de spreiding van bodemkenmerken voor de bodemtypen apart en voor alle data van Nederland met de biotische eigenschappen van de soorten voor die kenmerkend zijn voor de worm *Allolobophora caliginosa* samengevat in Figuur 4 tot en met Figuur 8. En voor de springstaart *Folsomia candida* in Figuur 9 tot en met Figuur 13.

Bij de analyse van de resultaten moet, in het licht van de vraagstelling van dit onderzoek, met name gelet worden op resultaten die suggereren dat bepaalde bodemtypen niet geschikt zouden zijn als habitat voor één soort. In de Figuren wordt dit primair gesuggereerd doordat de spreiding van de bodemgegevens niet overlapt met het bereik van de soort, of indien er gedeeltelijke overlap is. In het laatste geval betekent dit dat er bodemmonsters zijn waarvan de waarde voor de parameter buiten het bereik van de soort valt.

Er kunnen slechts met beperkte zekerheid conclusies worden getrokken omtrent de afwezigheid van een soort in veldmonsters van een bodemtype, of omtrent afwezigheid van ecologisch relevante prestaties (bijvoorbeeld reproductie) onder bepaalde toetscondities. De onzekerheid hangt samen met een aantal beperkingen van de analysemethodiek. Afwezigheid in veldmonsters kan betekenen dat de soort wel aanwezig – maar niet gevonden is. Laboratorium-experimenten kunnen wel uitgevoerd zijn ten aanzien van de onderzochte factor, maar dit kan betrekking hebben op een onvoldoende brede reeks van de bestudeerde bodemeigenschap, of op een studie die suggereert dat de waarde van een factor beperkend is terwijl dit (mede) veroorzaakt kan zijn door een andere bodemeigenschap van de grond waarin de studie plaatsvond.

De interpretatie van de figuren kan daardoor in geen van de gevallen leiden tot een volledige sluitende conclusie omtrent redenen van (niet-)vóórkomen. Er kan slechts spraken zijn van redelijk eenduidige aanwijzingen, zoals bijvoorbeeld wanneer de spreiding van de bodemgegevens van een bodemtype niet overlapt of veel groter is dan de hoogste en/of laagste waarneming van intensief bestudeerde ecologische prestaties. De verkregen aanwijzingen kunnen al dan niet overeen komen met algemene ecologische gegevens over een soort of soortgroep, zoals bijvoorbeeld het niet-vóórkomen van veel wormensoorten bij lage pH als

ondersteuning voor de waarneming dat *A. caliginosa* niet voor lijkt te komen bij pH-waarden lager dan 4,5 (zie Figuur 4). De onmogelijkheid om sluitende conclusies te trekken hangt verder samen met correlaties tussen bodemkenmerken: alle kenmerken zijn onderling gecorreleerd (zie bijvoorbeeld Tabel 3), zodat de conclusie over de mogelijke rol van pH bij de verspreiding van wormen (in theorie) ook kan worden toegeschreven aan de factor Organisch-Stof gehalte, aangezien beide factoren negatief met elkaar gecorreleerd zijn (veel organisch stof hangt samen met zure bodem).

Voorbeelden die verder aantonen dat er interpretaties ‘open zijn’ zijn de volgende waarnemingen:

1. De categorie ‘In het veld waargenomen’ is vaak niet gelijk aan de categorie ‘Prestaties in het laboratorium waargenomen’. Het daadwerkelijke vóórkomen kan minder frequent zijn dan verwacht (zie bijvoorbeeld voor *A. caliginosa* de gegevens over de factor Organische Stof), of het kan frequenter zijn (zie bijvoorbeeld voor dezelfde soort de factor pH). Het bereik is kennelijk sterk afhankelijk van de (toevallig?) beschikbare laboratorium-waarnemingen. De pH-preferentie van een soort kan bijvoorbeeld goed bekend zijn uit veldonderzoek, maar als er uitsluitend gegevens van protocol-toetsen bekend zijn, is het bereik van de laboratorium-gegevens beperkt indien er daarnaast niet ook een pH-preferentie-experiment zou zijn uitgevoerd met een (bewust) breed gekozen pH-toetsingsreeks. In het algemeen suggereert dit dat uit laboratoriumgegevens – met name wanneer die een beperkte opzet betreffen - het vóórkomen van een soort in het veld niet direct kan worden afgeleid.
2. De categorie ‘In veld waargenomen’ is vaak niet gescheiden van de categorie ‘In het veld niet waargenomen’. Een heldere scheiding tussen deze categorieën zou duiden op een verspreidingspatroon dat sterk bepaald zou zijn door het betreffende kenmerk, of een kenmerk dat er sterk mee gecorreleerd is. Twee oorzaken kunnen bijdragen aan het verschijnsel dat er overlap is tussen beide categorieën, te weten: (a) de soort is wel aanwezig op bepaalde plekken, maar niet gevonden (‘niet waargenomen’ is niet gelijk aan ‘afwezig’), of (b) de beperking in vóórkomen is gerelateerd aan andere bodemeigenschappen van de bezochte veldbodems.

Vaak wordt gedeeltelijke overlap tussen bodem- en soortgegevens waargenomen. Dit betekent dat er in de reeks van veldmonsters er situaties zijn waarin de soort niet voorkwam (spreiding van de bodemgegevens buiten het blok voor de soortgegevens ‘Vóórkomen in het veld’), niet gezocht is (spreiding van de bodemgegevens buiten het blok voor de soortgegevens ‘Niet-gevonden in het veld’), of niet getest is (spreiding van de bodemdata buiten het blok voor de via laboratoriumwaarnemingen verkregen soortgegevens). Voor al deze vormen van niet-overlap moet bedacht worden dat het aantal bodemmonsters waarvoor dit geldt niet uit de figuur is af te lezen. De spreidings-maten voor de bodem-monsters vatten immers slechts de 5- en de 95ste percentielen samen, en de kansdichtheden (aantal monsters buiten het bereik) worden niet getoond.

Voor de categorie ‘In veld waargenomen’ moet bedacht worden dat het getoonde bereik zoals dat voor de soorten is ingetekend niet betekent dat een soort in alle Nederlandse veldbodems voorkomt waarmee overlap is. De contouren geven slechts de boven- en ondergrens van vóórkomen op basis van alle veldgegevens die over de soort beschikbaar zijn. Het kan dus zijn, dat *A. caliginosa* weliswaar aangetroffen is in bodems met een pH die varieert tussen 4,4 en 7,4, maar dat de soort daar werkelijk niet vóórkomt in het bodemtype ‘kalkloze zandgrond’ (door andere oorzaken dan pH), hoewel het organismale ‘blok’ en de variatie in pH van dit bodemtypen grotendeels overlappen (zie Tabel 3).

Tenslotte is het daadwerkelijke vóórkomen van een soort in het veld afhankelijk van alle voor een soort relevante criteria (bodemeigenschappen en natuurlijke geografische ligging) tezamen.

In deze studie worden, door de aard van de gegevens, alle criteria afzonderlijk bestudeerd, en is de samenhang tussen de effecten van verschillende bodemkenmerken niet traceerbaar.

3.5 Bevindingen voor *Allolobophora caliginosa*

3.5.1 Enkele ecologische karakteristieken

Op basis van overzichtbronnen in de literatuur (o.a. Lee, 1985, Edwards, 1998; Van Rhee, 1970) kan de volgende karakteristiek gegeven worden van *A. caliginosa* en verwante soorten.

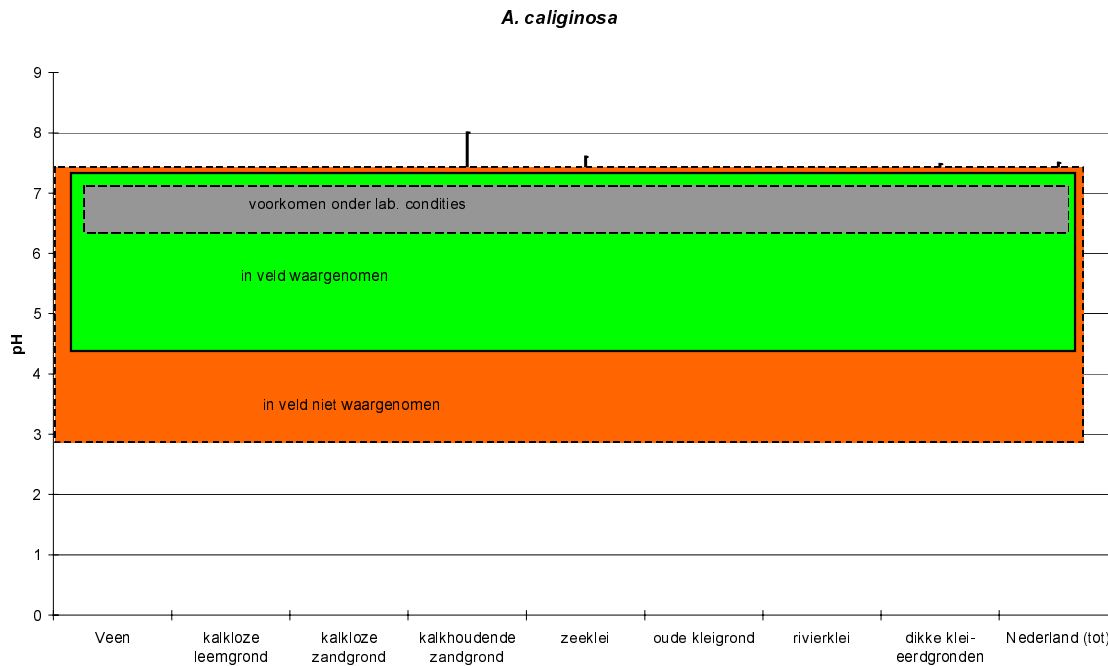
Het genus *Allolobophora* komt met de volgende soorten in Nederland voor:

- *A. caliginosa* komt op bijna alle cultuur gronden voor, uitgezonderd droge zandgronden en leeft in de bovenste 40 cm van de grond en de soort wordt gezien als een structuurverbeteraar. De soort is goed bestand tegen droogte en is één van de belangrijkste wormensoorten, doordat hij in kwantitatieve zin vaak 80% van de wormenstand uitmaakt.
- *A. longa* en *A. noctura* zijn actief in de bovenste 40 cm van de bodem. Hun voedsel bestaat uit sterk verteerde planten resten en microorganismen. Ze overleven droogte door in diapauze te gaan. *A. longa* komt vooral in grasland voor met lage grondwaterstand. *A. noctura* is zeldzaam in Nederland.
- *A. chlorotica* komt voor in alle cultuur gronden is een structuurverbeteraar van natte gronden.
- *A. rosea* en *A. cupulifera* komen in alle bovenste 30 cm –laag van niet al te vochtige gronden voor.

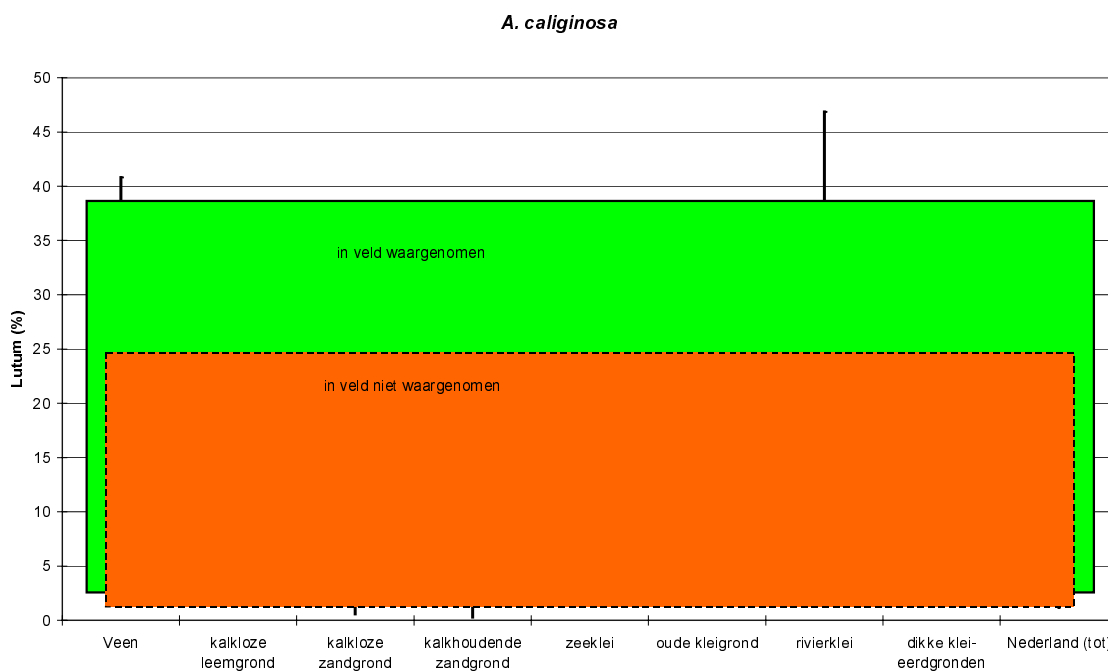
Op graslanden, deze zijn te vergelijken met (onbewerkte) cultuurgronden, komen de meeste aantallen regenwormen voor. Dit door de dichte bodem bedekking en het hierdoor stabiele microklimaat. Op zandgronden worden veel lagere aantallen gevonden. Op akkergronden komen lagere aantallen wormen voor door geringere bodembedekking, wat geringere bescherming biedt tegen temperatuur schommelingen, en door grondbewerkingen waardoor wormen niet overleven. Bosgronden, dit zijn vaak zandige gronden met een laag CaCO_3 gehalte en een lage pH, zijn zeer schaars bevolkt met wormen. Andere wormensoorten, *D. octaedra* en *L. rubellus*, zijn hier meestal in lage aantallen te vinden. Door de relatief lage aantallen wormen, en de geringe wormen-activiteit in bosgronden vindt hier een ophoping van plantenresten plaats. De vrijkomende humuszuren uit de planten resten eisen veel van de kalkklieren van de wormen. Alleen in bossen op klei (hoog CaCO_3 gehalte en een hoge pH, bijv. pH 7) vindt relatief veel wormen-activiteit plaats. In dit type bos zijn veel leden van de familie van de *Allolobophora* aanwezig. Samenvattend. De soort *A. caliginosa* is een algemeen voorkomende soort. Zowel in bosgrond als op grasland maakt de soort veelal 80% van de soorten samenstelling uit.

3.5.2 Bodemeigenschappen in relatie tot vóórkomen en autecologie van *A. caliginosa*

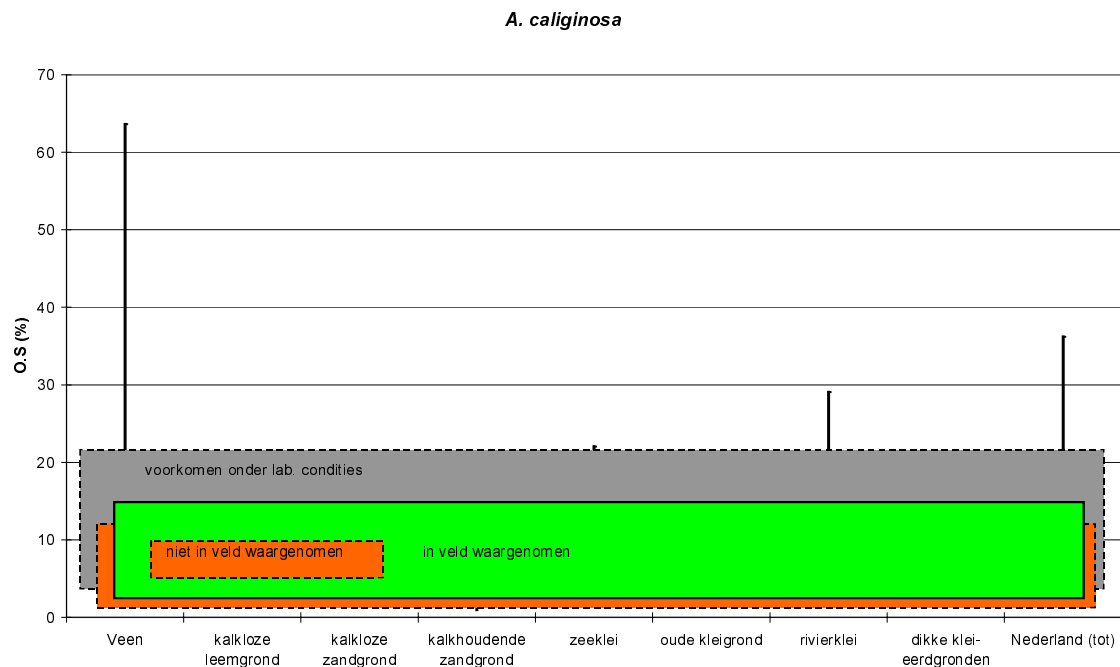
De gegevens omtrent het bereik van daadwerkelijk vóórkomen in veldbodems van *A. caliginosa* ten opzichte van afzonderlijke bodemkenmerken van die veldbodems zijn samengevat in een tabel in Appendix 6 en de daaruit afgeleidde figuren hieronder. Hiervoor is data uit de volgende literatuurbronnen gebruikt: Auerswald, 1996; Bennour, 1997; Boag, 1997; Boström, 1996; Callham, 1997; Dworschak, 1997; Fraser, 1994; Irmeler, 1999; Khalil, 1996; Sample, 1999; Shakir, 1997; en Wright, 1980. Tevens zijn wormen tellingen uit de bemonsterings campagne van het Landelijk Meetnet Bodem uit het jaar 2000 gebruikt.



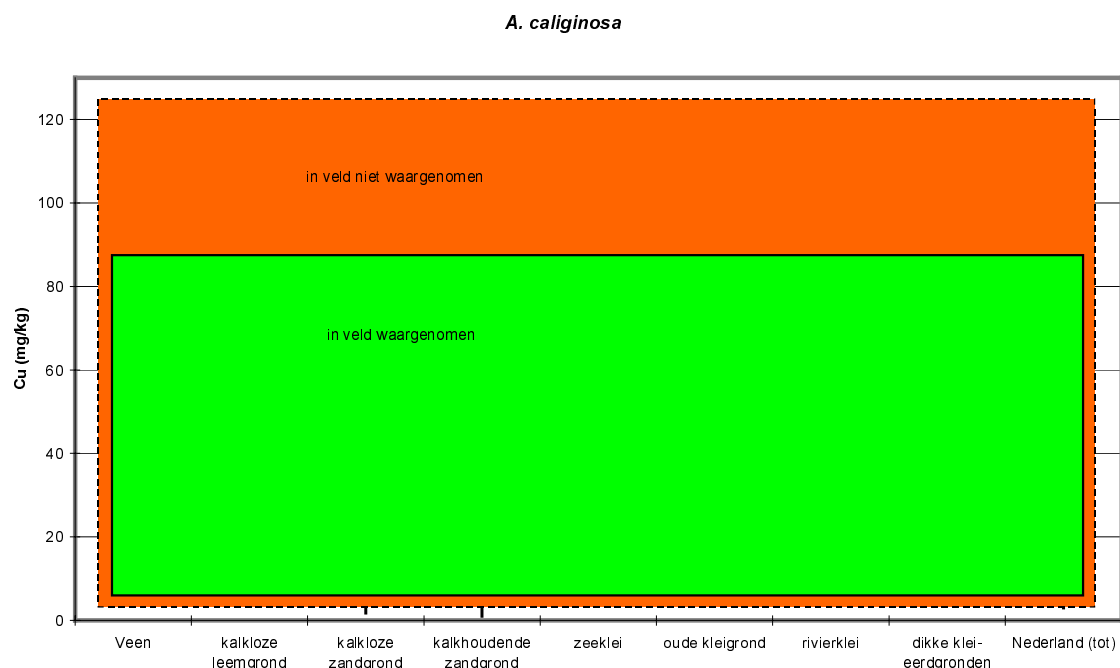
Figuur 4. Spreiding van waarden (5e en 95ste percentielen) voor het kenmerk 'Bodem pH' voor 8 afzonderlijke bodemtypen (links) en geheel Nederland (rechts) in vergelijking met (groen) boven-en ondergrenswaarden voor de Bodem-pH waarbinnen de soort *Allolobophora caliginosa* in het veld is aangetroffen, (b) oranje, idem, maar de soort is er in het veld niet aangetroffen, en (c) grijs, grenzen waarbinnen in het laboratorium ecologische prestaties zijn waargenomen.



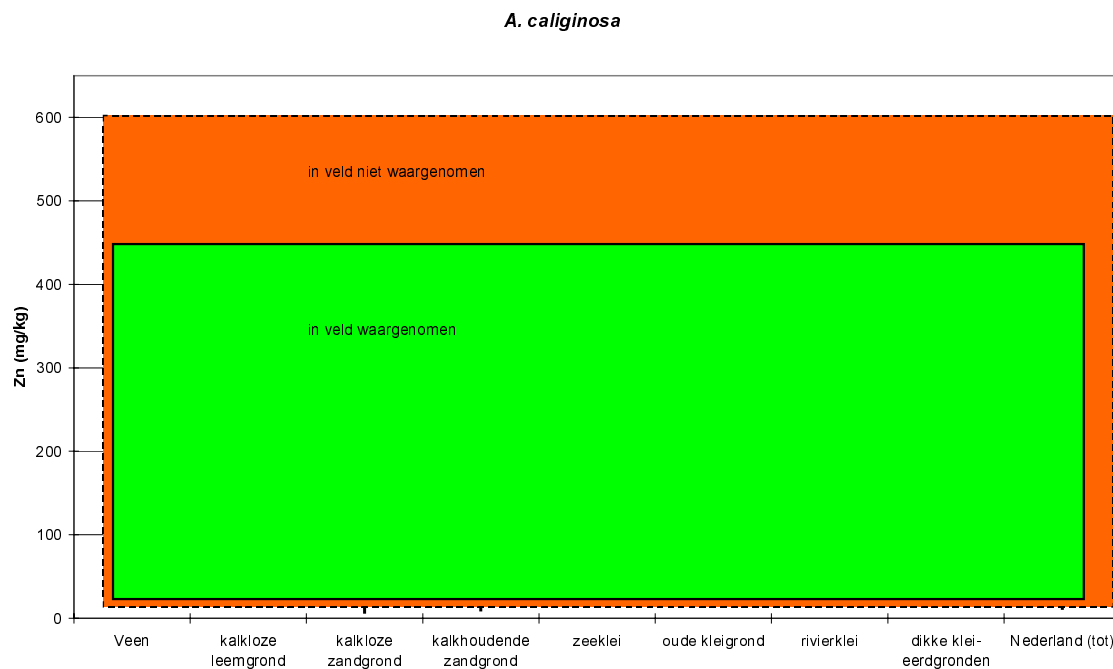
Figuur 5. Spreiding van waarden (5e en 95ste percentielen) voor het kenmerk 'Lutumgehalte Bodem' voor 8 afzonderlijke bodemtypen (links) en geheel Nederland (rechts) in vergelijking met (groen) boven-en ondergrenswaarden voor Lutumgehalte Bodem waarbinnen de soort *Allolobophora caliginosa* in het veld is aangetroffen, (b) oranje, idem, maar de soort is er in het veld niet aangetroffen, en (c) grijs, grenzen waarbinnen in het laboratorium ecologische prestaties zijn waargenomen.



Figuur 6. Spreiding van waarden (5e en 95ste percentielen) voor het kenmerk 'Organisch stof gehalte Bodem' voor 8 afzonderlijke bodemtypen (links) en geheel Nederland (rechts) in vergelijking met (groen) boven- en ondergrenswaarden voor kenmerk Organisch stof gehalte Bodem waarbinnen de soort *Allolobophora caliginosa* in het veld is aangetroffen, (b) oranje, idem, maar de soort is er in het veld niet aangetroffen, en (c) grijs, grenzen waarbinnen in het laboratorium ecologische prestaties zijn waargenomen.



Figuur 7. Spreiding van waarden (5e en 95ste percentielen) voor het kenmerk 'Koperconcentratie (totaal) Bodem' voor 8 afzonderlijke bodemtypen (links) en geheel Nederland (rechts) in vergelijking met (groen) boven- en ondergrenswaarden voor kenmerk 'Koperconcentratie (totaal) Bodem' waarbinnen de soort *Allolobophora caliginosa* in het veld is aangetroffen, (b) oranje, idem, maar de soort is er in het veld niet aangetroffen, en (c) grijs, grenzen waarbinnen in het laboratorium ecologische prestaties zijn waargenomen.



Figuur 8. Spreiding van waarden (5e en 95ste percentielen) voor het kenmerk 'Zinkconcentratie totaal Bodem' voor 8 afzonderlijke bodemtypen (links) en geheel Nederland (rechts) in vergelijking met (groen) boven- en ondergrenswaarden voor Zinkconcentratie totaal Bodem de waarbinnen de soort *Allolobophora caliginosa* in het veld is aangetroffen, (b) oranje, idem, maar de soort is er in het veld niet aangetroffen, en (c) grijs, grenzen waarbinnen in het laboratorium ecologische prestaties zijn waargenomen.

Voor kalkloos leem en oude kleigrond hebben de onderzochte factoren kennelijk geen beperkende invloeden op de soort. Daadwerkelijk vóórkomen in deze gronden is echter hiermee niet aangetoond, aangezien dat mede wordt bepaald door eventuele andere beperkende factoren of biogeografische belemmeringen. Voor de overige gronden is er kennelijk, voor 1 of meerdere factoren, een aantal monsters aanwezig in de bodemseries, waarin het vóórkomen beperkt kan zijn door één of meerdere van de onderzochte factoren. Kalkhoudende zandgrond is het bodemtype waarbij het aantal beperkende factoren het hoogst is: twee maal een aantal monsters met te hoge waarden voor een bodemkenmerk (voor pH en organisch stof) en drie maal een te lage waarde (voor de pH en voor koper en zink). Bij deze exercitie is subjectief een kwalificatie gegeven aan de mate van niet-overlap. Hier wordt volstaan met deze subjectieve aanpak, in het licht van het pilot-karakter van deze studie, en in het licht van het feit dat voor *A. caliginosa* het aantal gegevens veel groter is dan voor de meeste andere soorten verwacht mag worden.

Voor de bodemkenmerken 'Totaal concentratie koper' en 'Totaalconcentratie zink' ligt voor enkele bodems de 5e percentiel van de bodemgegevens buiten de contouren die vóórkomen in het veld aanduiden. Dit zou een mogelijk tekort aan micronutriënten voor de worm kunnen suggereren. Hierbij dient echter beschouwd te worden dat (a) de beschikbaarheid van de metalen – en niet de totaal-concentratie – relevant is voor de beïnvloeding van vóórkomen in het veld, en (b) de lage concentraties in deze bodems kennelijk gecorreleerd zijn met andere bodemkenmerken. De eventuele conclusie dat micronutriënten beperkend zouden zijn volgt hierdoor niet eenduidig uit de verzamelde gegevens. Het kennelijke vóórkomen van de soort bij lage totaal-bodemconcentraties is in overeenstemming met enkele verkennende exercities omtrent een generiek deficiëntieniveau voor bodemorganismen (zie Box 2).

Box 2. Samenvatting van de contouren van een reken-exercitie om een zogenaamd generiek deficiëntie-niveau voor bodemorganismen af te leiden.

In een reken-exercitie is een deficiëntie-niveau voor bodemorganismen afgeleid door aan te nemen dat de verzameling deficiëntieniveaus die uit de literatuur afgeleid kunnen worden voor een verzameling soorten zélf een log-logistische verdeling kent (aannahme zelfde als bij SSDs). Deze reken-exercitie aan een verzameling deficiëntiegetallen voor bodemorganismen toont een zeer beperkte dataset. De voorlopige resultaten van deze aanpak suggereren een generiek deficiëntie-niveau voor bodemorganismen bij totaal-bodemconcentraties van 36,2 mg Zn/kg standaardbodem en 33,5 mg Cu/kg standaardbodem. De zeggingskracht van de verzamelde invoer-gegevens kan bediscussieerd worden in het licht van onderscheid tussen beschikbare- en totaalconcentraties. Discussie is ook mogelijk over het model dat over deze data gefit wordt, alsmede over de afkapping op basis waarvan de getoonde generieke deficiëntieniveaus feitelijk bepaald zijn.

Voor zink ligt het geschatte generieke deficiëntie-niveau ongeveer in de ondergrens van vóórkomen van de soort in veldbodems (Figuur 8). Voor koper ligt de aldus berekende deficiëntiegrens echter ruim binnen het bereik waarin de soort in het veld werd gevonden (Figuur 7). Dit kan met name veroorzaakt zijn door een relatief hoge biobeschikbaarheid van koper in de bodemonsters met een totaalconcentratie onder de generieke deficiëntie-niveaus, of doordat de generieke deficiëntieniveaus geen leidraad zijn voor het deficiëntie-niveau van de soort *A. caliginosa*. Beide oorzaken beklemtonen het belang van een vaststelling van eventuele deficiëntieniveaus op basis van biobeschikbare concentraties.

*Tabel 6. Aanwijzing van de situaties waarin de 5e en 95ste percentielen van een kenmerk voor een bodemtype of alle Nederlandse bodems buiten het bereik van de soort *A. caliginosa* liggen (bepaald over alle beschikbare veldwaarnemingen), waarbij niet-overlap geconstateerd wordt met 'x', en een relatief grote mate van niet=overlap met een 'x'. De scores (rechts) geven aan voor hoeveel kenmerken er tegelijkertijd kennelijke beperkingen zijn voor de soort, qua te hoge waarde voor de bodemvariabele ('+') of te lage waarde ('-').*

<i>A. caliginosa</i> en voorkomen in veldbodems											
Bodemtype	factor pH		O.S.		Lutum		Cu		Zn		Scoring aantal + aantal -
	+	-	+	-	+	-	+	-	+	-	
Veen		x	x		x	x			x		1 1
Kalkloze leemgrond				x							0 0
Kalkloze zandgrond		x	x			x		x	x		1 3
Kalkhoudende zandgrond	x	x	x	x		x		x		x	2 3
Zeeklei	x		x	x							1 0
Oude Kleigrond				x							0 0
Rivierklei			x		x						2 0
Dikke klei-eerdgrond	x							x			1
Nederland (totaal)	x	x	x	x	x			x		x	1 3

De vergelijking van waarnemingen omtrent vóórkomen in het veld met de categorieën 'niet aangetroffen' en 'lab-gegevens' toont de volgende patronen. Voor de soort *A. caliginosa* zijn uit laboratoriumtoetsen alleen, en in beperkte mate, waarnemingen omtrent het bereik voor pH en Organische Stof bekend. Het bereik voor pH zoals afgeleid uit waarnemingen in testcondities is gering. In het licht van bovenstaande ecologische karakteristiek van de soort moet dit een artefact zijn: andere pH waarden zijn kennelijk niet getest. De laboratorium-gegevens zijn voor deze soort geen goede leidraad naar veldvóórkomen: deze soort kent een bredere verspreiding ten opzichte van de factor pH dan voorspeld op basis van laboratoriumexperimenten. Dit zou met name ook kunnen gelden voor soorten waarvoor de studies een sterk geprotocolleerd karakter hebben. Voor die soorten is immers het *aantal* gegevens over laboratorium-prestaties wel hoog, maar zal de *spreiding* wat betreft waarnemingen aan ecologische prestaties gering zijn.

Voor de soort *A. caliginosa* blijkt verder, dat het bereik voor ‘Niet in veld gevonden’ in de regel het bereik ‘In veld gevonden’ grotendeels en vaak ruim omspannt. Indien aangenomen wordt dat dit niet volledig komt door slecht zoeken, zou dit betekenen dat de verspreiding van de soort over de verschillende bodemtypen geringer is dan op basis van Tabel 6 verwacht mag worden. Het niet-aantreffen is dan het gevolg van de invloed van niet-bestudeerde bodemfactoren, of de combinatie van bodemfactoren in de betreffende monsters, of is het gevolg van de biogeografie van de soort waardoor deze bloot staat aan de lokale microklimatologische fluctuaties. Over geen van deze oorzaken kan een conclusie getrokken worden gegeven het beschikbare materiaal.

3.5.3 Conclusies *A. caliginosa*

Voor *A. caliginosa* zijn relatief veel gegevens bekend omtrent (niet-) vóórkomen in veldcondities, en in mindere mate en voor minder kenmerken omtrent autecologische preferenties. De uit de literatuur bekende gegevens omtrent algemene verspreidingskenmerken van de soort komen in grove lijnen overeen met de resultaten zoals samengevat in Tabel 6: er zijn geen gevallen waarin de bodemgegevens in het geheel niet overlappen met de soortseigenschappen van *A. caliginosa*. In een aantal bodemtypen zijn er in de set monsters aanwezig waarin de soort door één of meerdere factoren beperkt zou worden in zijn vóórkomen. Dit geldt met name voor kalkloze zandgrond en kalkhoudende zandgrond. Indien de gegevens gebruikt zouden worden als leidraad naar het gebruik van toxiciteitgegevens van de soort voor risicobeoordelingen ligt het voor de hand om met name voor deze bodemtypen te twijfelen aan de ecologische relevantie van de beschikbare toxiciteitgegevens. Deze conclusie komt overeen met de algemene ecologische gegevens van deze soort.

3.6 Bevindingen voor *Folsomia candida*

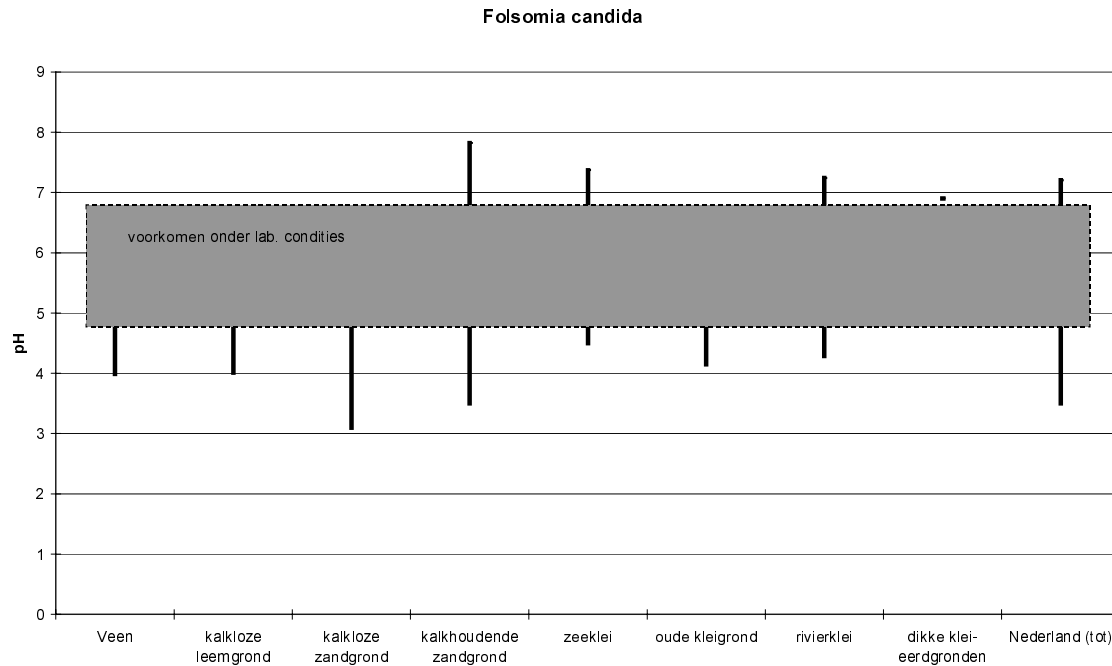
3.6.1 Enkele ecologische karakteristieken

Op basis van algemene ecologische literatuur kan de volgende karakteristiek gegeven worden van *F. candida* en de verwanten:

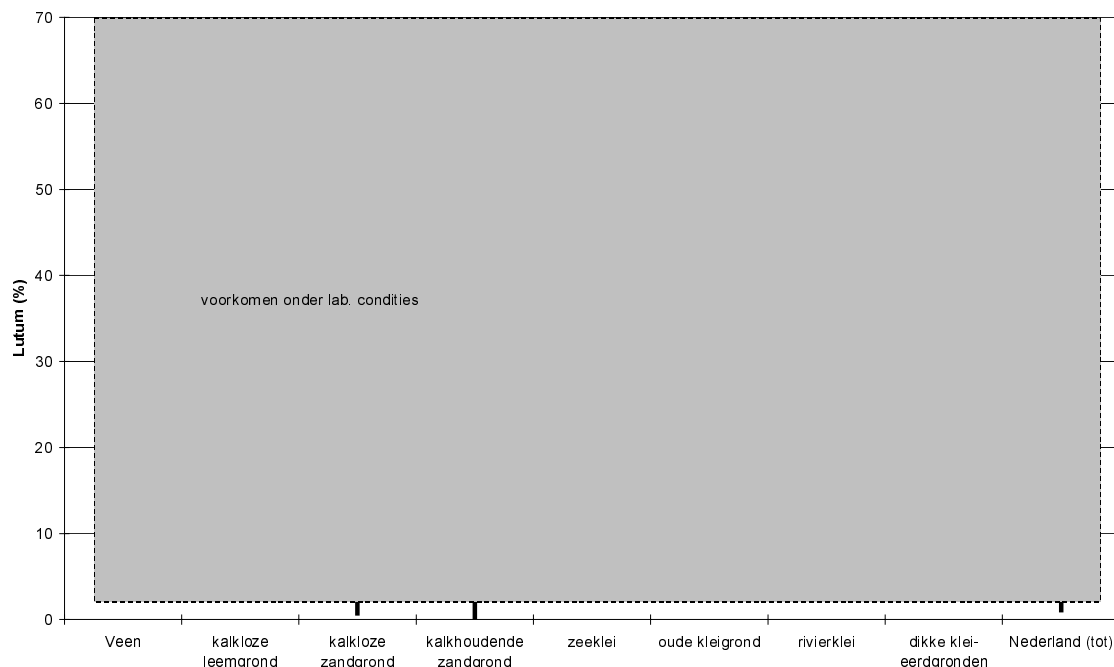
Collembola is breed verspreid over het terrestrische ecosysteem. Hun bijdrage aan de totale bodembiomassa als aan de respiratie is niet hoog 1 à 5 % (Petersen, 1994). De soort *F. candida* komt voor in een groot aantal van de wereldregio's (gedefinieerd volgens Christiansen en Bellinger, 1995), en kent onder meer een brede Europese /Noord-Euraziatische verspreiding (zie <http://www.collembola.org/projects/speclist/query.html>). De soort *Folsomia fimetaria* komt voor op landbouwgrond, akkerland en grasland Lokke et al., 1998.

3.6.2 Bodemeigenschappen in relatie tot vóórkomen en autecologie van *F. candida*

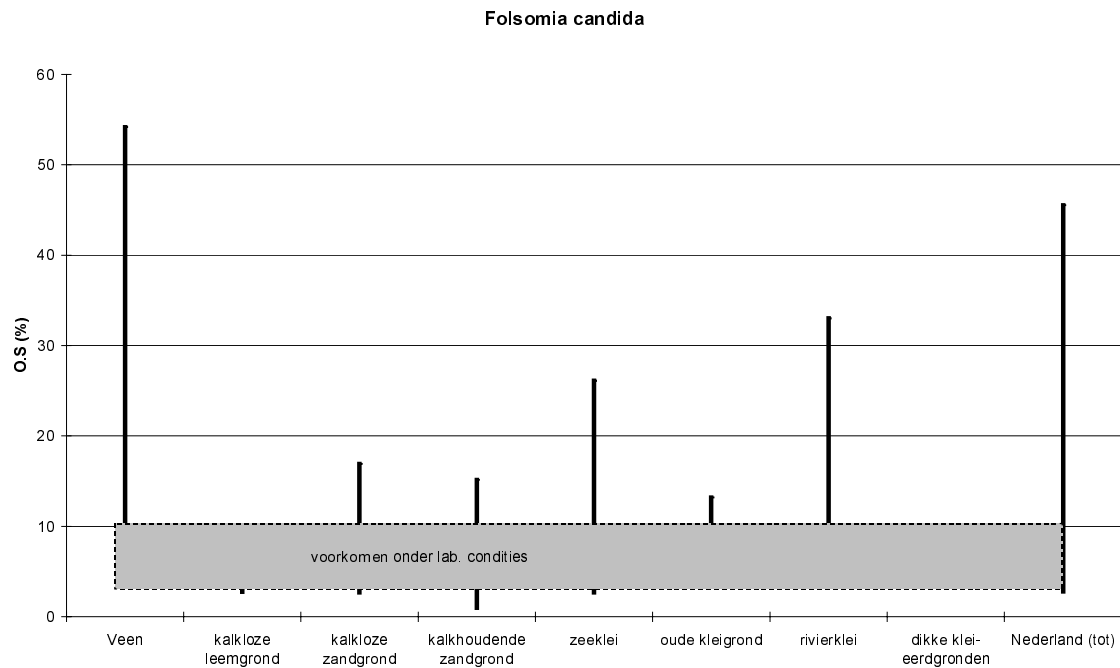
Er zijn geen gegevens omtrent daadwerkelijk (niet-) vóórkomen van de soort in veldmonsters waarvan de bodemeigenschappen ook bekend zijn. De gegevens omtrent het bereik van ecologische prestaties in laboratoriumcondities ten opzichte van afzonderlijke bodemkenmerken zijn samengevat in tabellen in appendix 6, en zijn gevisualiseerd in Figuur 9 tot en met Figuur 13, en in de daaruit afgeleide Tabel 7. Hiervoor is data uit de volgende literatuurbronnen gebruikt: Sandifer, 1996 en 1997; Sastrodihardjo, 1993; Van Gestel 1997 en Van Straalen, 1997.



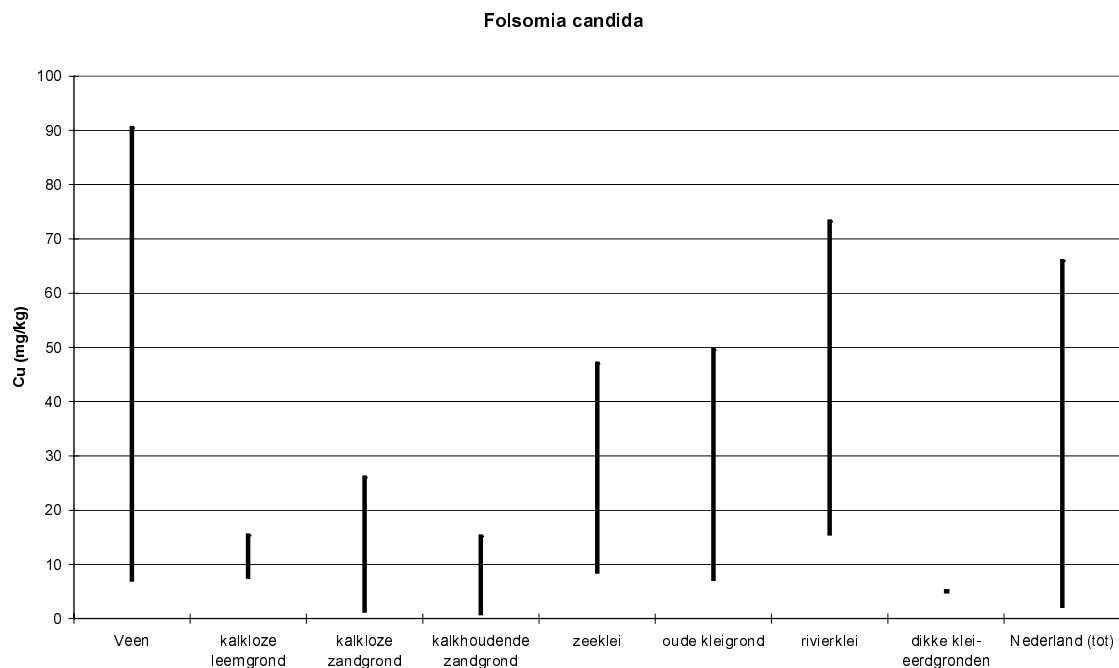
Figuur 9. Spreiding van waarden (5e en 95ste percentielen) voor het kenmerk 'Bodem pH' voor 8 afzonderlijke bodemtypen (links) en geheel Nederland (rechts) in vergelijking met (grijs) boven-en ondergrenswaarden voor de Bodem-pH waarbinnen voor de soort Folsomia candida in het laboratorium ecologische prestaties zijn waargenomen.



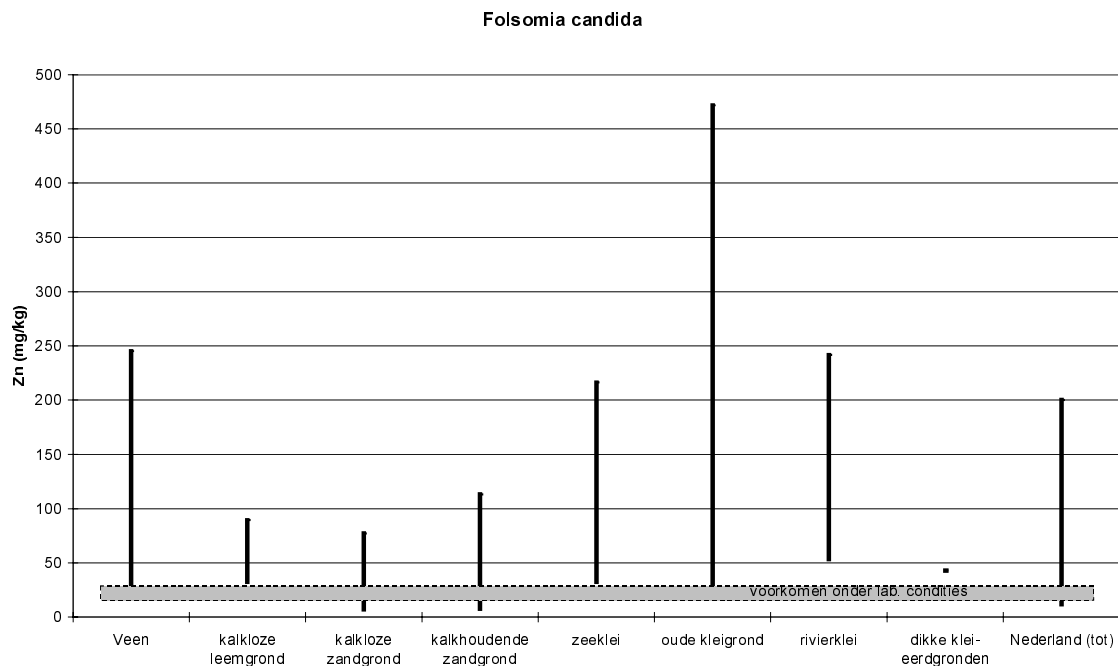
Figuur 10. Spreiding van waarden (5e en 95ste percentielen) voor het kenmerk 'Lutumgehalte Bodem' voor 8 afzonderlijke bodemtypen (links) en geheel Nederland (rechts) in vergelijking met (grijs) boven-en ondergrenswaarden voor Lutumgehalte Bodem waarbinnen voor de soort Folsomia candida in het laboratorium ecologische prestaties zijn waargenomen.



Figuur 11. Spreiding van waarden (5e en 95ste percentielen) voor het kenmerk 'Organisch stof gehalte Bodem' voor 8 afzonderlijke bodemtypen (links) en geheel Nederland (rechts) in vergelijking met (grijs) boven-en ondergrenswaarden voor Organisch stof gehalte Bodem waarbinnen voor de soort Folsomia candida in het laboratorium ecologische prestaties zijn waargenomen.



Figuur 12. Spreiding van waarden (5e en 95ste percentielen) voor het kenmerk 'Koperconcentratie (totaal) Bodem' voor 8 afzonderlijke bodemtypen (links) en geheel Nederland (rechts) in vergelijking met (grijs) boven-en ondergrenswaarden voor Koperconcentratie (totaal) Bodem waarbinnen voor de soort Folsomia candida in het laboratorium ecologische prestaties zijn waargenomen.



Figuur 13. Spreiding van waarden (5e en 95ste percentielen) voor het kenmerk 'Zinkconcentratie totaal Bodem' voor 8 afzonderlijke bodemtypen (links) en geheel Nederland (rechts) in vergelijking met (grijs) boven-en ondergrenswaarden voor Zinkconcentratie totaal Bodem waarbinnen voor de soort *Folsomia candida* in het laboratorium ecologische prestaties zijn waargenomen.

Tabel 7. Aanwijzing van de situaties waarin de 5e en 95ste percentielen van een kenmerk voor een bodemtype of alle Nederlandse bodems buiten het bereik van de soort *F. candida* liggen (bepaald over laboratoriumwaarnemingen), waarbij niet-overlap geconstateerd wordt met 'x', en een relatief grote mate van niet=overlap met een 'x'. De scores (rechts) geven aan voor hoeveel kenmerken er tegelijkertijd kennelijke beperkingen zijn voor de soort, qua te hoge waarde voor de bodemvariabele ('+') of te lage waarde ('-').

F. candida en prestaties ten opzichte van prestaties in toetscondities																						
factor	pH		O.S.		Lutum		Cu		Zn		Scoring											
	+	-	+	-	+	-	+	-	+	-	aantal +	aantal -										
Bodemtype																						
Veen		x	x							x		1	2									
Kalkloze leemgrond		x		x						x		1	1									
Kalkloze zandgrond		x	x	x		x				x	x	2	3									
Kalkhoudende zandgrond	x	x	x	x		x				x	x	3	4									
Zeeklei	x	x	x	x						x		3	1									
Oude Kleigrond		x	x							x		2	1									
Rivierklei	x	x	x							x		3	1									
Dikke klei-eerdgrond	x									x		2	0									
Nederland (totaal)	x	x	x	x		x				x	x	3	2									

De algemene patronen in de gegevens suggereren een hoger aantal beperkende factoren voor *F. candida* dan voor *A. caliginosa*, wederom met het hoogste aantal beperkingen in de bodemtypen kalkloze zandgrond en kalkhoudende zandgrond. Dit hogere aantal beperkende factoren hangt waarschijnlijk samen met het ontbreken van gedetailleerde gegevens over voorkomen in relatie tot bodemeigenschappen. Het bereik van de kenmerken zoals afgeleid uit laboratorium-toetsen is waarschijnlijk veel geringer dan het feitelijke bereik voor kenmerken, aangezien het laboratorium-bereik afgeleid is van een beperkt aantal studies die niet gericht waren op beschrijven van het bedoelde bereik (studies waren uitgevoerd conform standaard-protocollen).

Voor het micro-nutriënt koper kunnen geen uitspraken worden gedaan omtrent beperkingen in het voorkomen van de soort ten gevolge van (deficiënties voor) deze factor. Er zijn geen toepasselijke gegevens over totaal- of biobeschikbare concentraties. Voor zink tonen de

gegevens dat de kweekbaarheid in laboratoriumcondities goed is binnen de spreiding van circa 20 tot 30 mg/kg, wat lager is dan het generieke efficiëntieniveau voor bodemorganismen op basis van totaalconcentraties (zie Box 2).

3.6.3 Conclusies *F. candida*

Voor *F. candida* zijn geen voldoende gedetailleerde gegevens bekend omtrent (niet-) vóórkomen in veldcondities, en slechts in geringe mate omtrent autecologische preferenties voor een paar kenmerken. De uitgevoerde studies hadden echter niet het oogmerk om het bereik van autecologische preferenties vast te stellen. Biogeografische gegevens bleken slechts beschikbaar op globale schaal. Vanuit die gegevens kan afgeleid worden dat *F. candida* voor geheel Nederland als relevante soort voor de risicobeoordeling zou moeten worden beschouwd. In een aantal bodemtypen zou de soort echter door één of meerdere factoren beperkt kunnen worden in daadwerkelijk vóórkomen. Dit geldt met name voor kalkloze zandgrond en kalkhoudende zandgrond. Indien de gegevens gebruikt zouden worden als leidraad naar het gebruik van toxiciteitsgegevens van de soort voor risicobeoordelingen ligt het voor de hand om met name voor deze bodemtypen te twijfelen aan de ecologische relevantie van de beschikbare toxiciteitsgegevens. Het meest opvallend is echter, dat er een verschil is tussen voorspeld vóórkomen op basis van laboratorium-tests en daadwerkelijk vóórkomen. De laboratorium-toetsen geven door het ontbreken van systematische experimenten omtrent het bereik van autecologische preferenties een onderschatting van het kennelijke daadwerkelijke vóórkomen in veldcondities. De rol van algemeen-ecologische- en biogeografische gegevens

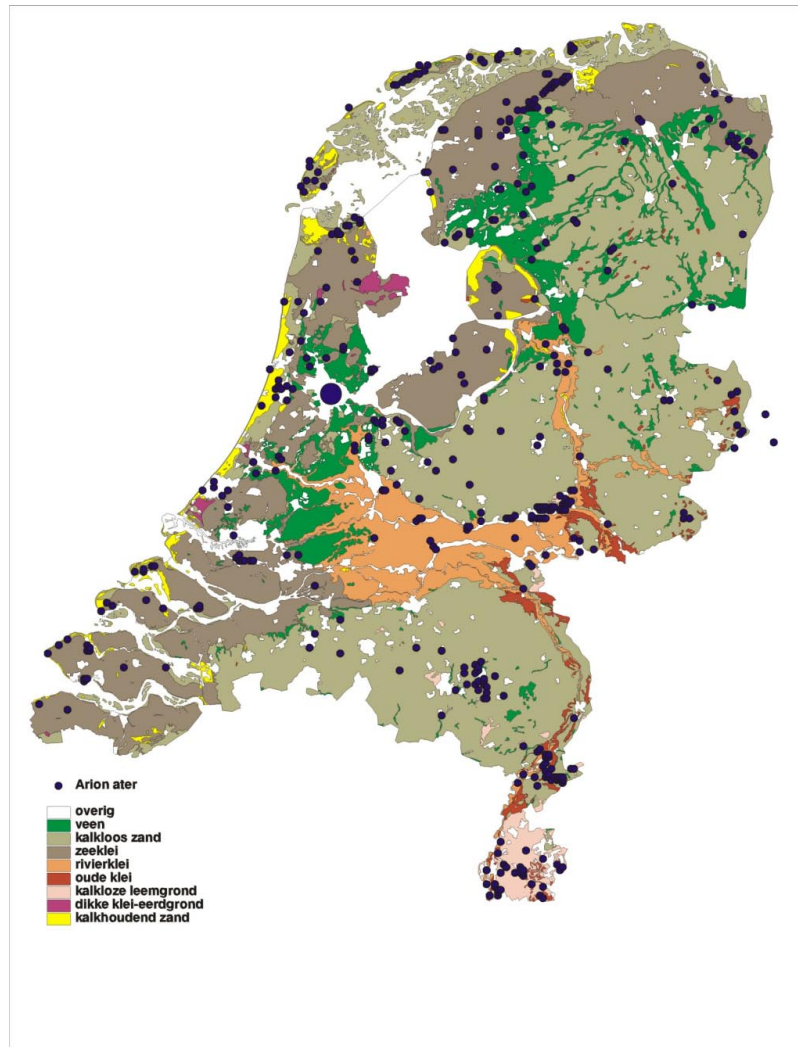
Voor zowel *A. caliginosa* als voor *F. candida* speelden enkele algemene literatuurgegevens en biogeografische gegevens een rol bij de interpretatie van gegevens. Het spreekt voor zich, dat algemene gegevens over (niet-)vóórkomen en biogeografie van een soort het startpunt kunnen zijn voor een beslissing omtrent de aanpak van het onderzoek naar de ecologische relevantie van een soort voor risicobeoordeling voor een gebied. Een inheemse Australische soort kan, op algemene gronden, afgewezen worden als niet-ecologisch relevant voor Nederland, waarna autecologisch onderzoek achterwege kan blijven. Voor de soorten waarvoor ecotoxiciteitsgegevens verzameld zijn kan via verschillende bronnen gezocht worden naar dergelijke informatie (onder meer via Internet en de open literatuur over de betreffende soort, of voor taxonomisch gerelateerde soorten of taxa). Dit levert niet noodzakelijkerwijs de gedetailleerde informatie die nodig is om onderscheid te maken naar vóórkomen in verschillende Nederlandse bodemtypen, maar kan wel op Europese schaal tonen dat een soort in Nederland vóór zou kunnen komen.

Een mogelijk relevante bron om te komen tot een specificatie van vóórkomen binnen Nederland is het databestand van de European Invertebrate Survey (EIS). De Stichting European Invertebrate Survey Nederland stelt zich ten doel kennis over de aanwezigheid, de verspreiding en de ecologie van in Nederland levende ongewervelde dieren te verzamelen en te verspreiden. Het bureau van de stichting, dat is ondergebracht bij Naturalis in Leiden, verzorgt de opname van door vrijwilligers verzamelde faunistische gegevens in een databank.

Als voorbeeld dat voor de risicobeoordeling van zink en koper relevant is, toont

Figuur 14 de Nederlandse verspreiding van de slakkensoort *Arion ater* op basis van EIS-gegevens. *A. ater* is een soort waarvan de gegevens gebruikt zijn bij de risicobeoordeling van koper en zink (zie Tabel 5). Deze soort kent een brede verspreiding over Nederland, en is met name rond Amsterdam vaak aangetroffen, kennelijk vanwege een frequente visitatie. Er zijn lokaties waar *A. ater* in het verleden gevonden is, maar waarvoor geen recente gegevens bestaan. Voor die locaties mag aangenomen worden dat de natuurlijke abiotische randvoorwaarden (tenminste in het verleden) niet beperkend waren voor de soort. In dit geval zouden de oudere positieve waarnemingen aanduiden dat de gegevens van de soort voor het

betreffende gebied ecologisch relevant zijn, ondanks de afwezigheid van recente observaties. Projectie van de bodemtypenkaart over EIS-gegevens kan tonen dat de waarnemingen aan een soort beperkt zijn tot een beperkt aantal bodemtypen.



Figuur 14. Verspreidingskaart van de slakkensoort *Arion ater* in Nederland. Bron: European Invertebrate Survey, via Naturalis Leiden.

Ook voor biogeografische gegevens kan de afwezigheid van een soort in een bepaald bodemtype duiden op twee oorzaken, te weten: wel gezocht, maar afwezig vanwege ongeschikt habitat, of niet gezocht. Afhankelijk van de precieze waarnemingen over deze overlap kan het vermoeden sterk of zwak zijn dat er een biologische oorzaak is voor niet-vóórkomen, bijvoorbeeld wanneer er (kennelijk) intensieve waarnemingen zijn, maar desondanks een scheiding tussen bodems waarbij de soort wel voorkomt en bodems waar deze niet voorkomt.

Een zelfde soort waarnemingen is beschikbaar voor de pissebed *Porcellio scaber*, waarvan de verspreiding over Nederland ook vrijwel regio-onafhankelijk is. De toxiciteitgegevens van deze soort, voor welke stof dan ook, zouden op ecologische gronden meegewogen moeten worden bij de risico-beoordeling voor elke bodem in Nederland. Voor andere soorten zijn verspreidingskaarten getoond die een duidelijk verschil tonen in vóórkomen van die soort tussen Nederlandse regio's, maar deze soorten zijn niet gebruikt in ecotoxiciteitstoetsen.

Geconcludeerd wordt, dat een relatief breed gegevens-potentieel kan worden aangeboord via EIS (voor evertibraten), en via andere zoekprotocollen waarschijnlijk ook voor andere groepen

organismen. Voor planten moet worden aangetekend, dat de toets-soorten in het merendeel van de gevallen cultuur-gewassen zijn (zie Tabel 5), waarvoor het aspect *actueel vóórkomen* in natuurlijke zin vaak niet van toepassing is.

4 Overwegingen voor vervolgonderzoek en implementatie

Het hier beschreven pilot-onderzoek aan twee soorten (in detail) en enkele andere soorten (in grote lijnen) levert naast de kennis over die soorten ook informatie op over de vraag of de aanpak voor een groter aantal soorten mogelijk is en waarin dat geval rekening mee zou moeten worden gehouden. Tevens zijn kanttekeningen te plaatsen voor het aspect implementatie, vanwege de uitgevoerde exercities en in het licht de werkwijze bij de afleiding van risicogrenzen en normen en/of lokatie-specifieke risico's. De kanttekeningen voor onderzoek en implementatie zijn onderwerp van dit hoofdstuk. Kanttekeningen voor vervolgonderzoek: wetenschappelijke aspecten

4.1.1 Invulling van het stappenplan van Slijkerman et al.

In dit rapport is aandacht besteed aan twee stappen (1 en 3) uit het stappenplan van Slijkerman et al. (2000). In het licht van de doelstelling van de afleiding van normen, Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau (MTR) en Verwaarloosbaar Risiconiveau (VR) voor essentiële elementen waren de stappen:

1. Keuze milieutypen
2. Vaststellen karakteristieke achtergrondconcentraties van deze milieutypen
3. Keuze van karakteristieke organismen voor deze milieutypen
4. Vaststellen van NEC- waarden voor deze organismen
5. MTR, met de toxiciteitgegevens van deze selectie organismen
6. Afleiden VR

Voor stap 1 vormde de indeling van Nederlandse bodems in verschillende, op wetenschappelijke basis te onderscheidende en beleidsmatig hanteerbare categorieën een noodzakelijk onderdeel van de uitgevoerde exercities. Een voorlopige keuze was nodig om de interpretatie van de verzamelde biologische gegevens te kunnen illustreren (zie par. 2.2.1). De meeste aandacht was gericht op stap 3, en wel op de vraag hoe er gekozen kan worden, op basis van wetenschappelijke gegevens over biogeografie en ecologie, voor de zogenaamde 'karakteristieke organismen voor milieutypen'. Deze aspecten zijn uitgebreid aan de orde geweest in de voorgaande hoofdstukken.

Uitgaande van een overigens ongewijzigde werkwijze bij de afleiding van ecotoxicologische risicogrenzen (stap 5 en 6 – dit ligt buiten de reikwijdte van de vraagstelling van dit rapport) kan opgemerkt worden dat de stappen 2 en 4 slechts geringe aandacht hebben gekregen.

De invulling van stap 2 betreft het vaststellen van karakteristieke achtergrondconcentraties van de gekozen milieutypen. Vastgesteld kan worden dat er weliswaar enkele gegevens over Cu en Zn betrokken zijn bij de voor dit rapport uitgevoerde analyses, maar dat de vaststelling van karakteristieke achtergrondconcentraties voor de gekozen 8 milieutypen met onvoldoende diepgang is beschouwd. Aanbevolen wordt om voor eventueel vervolgonderzoek de vaststelling van karakteristieke achtergrondconcentraties onderwerp van gedetailleerd geografisch onderzoek te laten zijn. Voor de uitvoering van dit onderzoek wordt tevens aanbevolen om de uitvoering in samenwerking met blootstellings-deskundigen/ecotoxicologen uit te voeren, in het licht van stap 3 en 4. De relatie met stap 3 is gelegen in de problematiek van de betekenis van totaal-achtergrondconcentraties voor de blootstelling van organismen. Enkele verkennende exercities suggereren dat lage totaal-concentraties in de bodem geen beperking hoeven op te leveren voor het daadwerkelijk voorkomen van soorten. Hoewel deze verkennende exercities slechts van theoretische en numerieke onderbouwing hebben, suggereren de gegevens in ieder geval niet het tegendeel, namelijk dat er *geen* aandacht zou moeten zijn voor de biologische beschikbaarheid van achtergrondconcentraties voor verschillende soorten.

In stap 4 zou de NEC van de in stap 3 gekozen organismen moeten worden vastgesteld. Hierbij speelt wederom het aspect ‘biologische beschikbaarheid van achtergrond-concentraties’, maar nu in het controle-toetsmedium.

4.1.2 Volgorde en diepgang van aanpak onderzoeksvelden

De voor stap 3 relevante gegevens kunnen afkomstig zijn van biogeografisch onderzoek, uit algemene ecologische literatuur, en uit specifieke ecologische literatuur over autecologische preferenties. De uitgevoerde pilot-exercities suggereren dat er mogelijk een zinvolle volgorde aangebracht kan worden in de verzameling en de analyse van de verschillende soorten gegevens. De volgende overwegingen kunnen worden gegeven voor de uitvoering van eventueel vervolgonderzoek.

In de eerste plaats zouden via diverse routes (waaronder Internet of consultatie van experts) bronnen aangeboord kunnen worden omtrent ‘grootschalige biogeografische gegevens’, dat wil zeggen: heeft de soort een areaal (op globale of regionale schaal) dat zich uitstrekt over Nederland? Indien het areaal zich niet over Nederland uitstrekt is er een eenduidige wetenschappelijke conclusie mogelijk omtrent ecologische relevantie van de soort. Of deze conclusie ook gebruikt wordt in de normstelling of de risicobeoordeling is onderwerp van Paragraaf 4.2.1. en volgende

Vervolgens zouden gedetailleerde biogeografische gegevens kunnen worden aangeboord, onder meer via databases zoals die van EIS. Systematische compilatie van gegevens over beschikbaarheid van biogeografische datasets voor verschillende soortgroepen levert een bruikbaar startpunt voor het eventuele vervolgonderzoek. Aanbevolen wordt om in eventueel vervolgonderzoek biogeografische gegevens te zoeken in de volgorde globaal > regionaal > Nederland > (NL)regionaal.

In de tweede plaats suggereren de uitgevoerde analyses, dat er ook voldoende gedetailleerde gegevens verkregen kunnen worden uit algemene ecologische literatuur over een soortgroep. De in dergelijke literatuur beschreven karakteristieken kunnen (net als bij de biogeografie) in grote lijnen (en soms gedetailleerd) de habitats van vóórkomen (en soms ook niet-vóórkomen) beschrijven, waarna via de kartering van de habitats uitspraken kunnen worden afgeleid over vóórkomen in Nederland of in specifieke bodemtypen. Afhankelijk van de soortgroep zou dit vragen om een creatieve vertaling van de habitat-eisen van de bestudeerde soorten in de termen van de gekozen fysisch-geografisch gekarakteriseerde bodemtypen.

In de derde plaats zou, indien de vorige stappen niet tot een voldoende duidelijk oordeel zouden leiden, de gedetailleerde autecologische preferenties in kaart kunnen worden gebracht, zoals in dit pilot-onderzoek is gedaan voor de soorten *A. caliginosa* en *F. candida*. Deze exercities zijn nuttig om de voorgaande stappen eventueel te toetsen, maar arbeidsintensief. Indien de gedetailleerde vergelijking de enige bron vormen van gegevens, moet bedacht worden dat de conclusies die afgeleid worden slechts in beperkte mate ‘sluitend’ zijn. Voor *A. caliginosa*, waarvoor meer dan gemiddelde aantallen gegevens beschikbaar zijn, waren de conclusies uit de algemene ecologie en de gedetailleerde numerieke data-compilaties min of meer eensluidend. Voor *F. candida* echter was het voorspelde vóórkomen echter veel geringer dan het (waarschijnlijke) feitelijke vóórkomen. Verwacht wordt, dat voor veel soorten de datasets meer lijken op die van *F. candida* dan op die van *A. caliginosa*.

Een belangrijk detail-aspect bij het kwantitatieve autecologische onderzoek is, dat de set van laboratorium-gegevens geassocieerd wordt in twee categorieën. Aanbevolen wordt om vast te stellen of (a) de gegevens afkomstig zijn uit een geplande studie die als doel had de breedte van de optimum-curve te bepalen, of (b) de gegevens afkomstig zijn uit studies die tezamen de bandbreedte van een bodemparameter uit een serie protocol-studies toont. In het laatste geval is

de bandbreedte slechts een weerslag van de variantie tussen experimenten en laboratoria, en geen leidraad naar autecologische preferenties.

In Bijlage 4 wordt voor een aantal soorten die gebruikt zijn bij de afleiding van de bodemkwaliteitsnormen voor koper en zink een overzicht gegeven van de algemene ecologische gegevens die verkregen kunnen worden uit een relatief eenvoudige literatuurrecherche (via handboeken en dergelijke). Aan de hand van de grote lijnen van de gegevens in deze Bijlage kan beoordeeld worden (bijvoorbeeld door de Werkgroep VEM) in hoeverre de hierboven aanbevolen volgorde van onderzoek (biogeografie – algemene ecologie – kwantitatieve autecologie) zinvol is voor eventueel vervolgonderzoek.

4.1.3 *Het aanduiden van 'ecologische relevantie' van een soort voor een gebied*

Uit de drie gegevensbronnen kunnen eenduidige wetenschappelijke conclusies getrokken worden over ecologische relevantie van de soort (bijvoorbeeld: biogeografie), maar de gegevens kunnen ook onvoldoende precies zijn. Voor een groot aantal soorten kunnen de gegevens zo beperkt van aard en detail zijn, dat er geen eenduidige conclusie mogelijk is. Voor deze (te verwachten) gevallen, met als voorbeeld *F. candida*, dient een protocol te worden ontwikkeld over de eind-interpretatie van alle ter beschikking komende gegevens. Wanneer wordt een soort op wetenschappelijke gronden ingedeeld als 'ecologisch relevant'? Wanneer is 'ecologische relevantie' op basis van de gegevens twijfelachtig? *Hoe* wordt er dan beslist omtrent relevantie voor de risicobeoordeling?

De compilatie van toxiciteitsgegevens voor koper en zink (zie Tabel 5) toont in dit verband nog een specifiek probleem. Bij de afleiding van de risicogrenzen voor deze metalen is gebruik gemaakt van een relatief groot aantal plantensoorten. Deze soorten zijn grotendeels cultuurgewassen, al dan niet met verwante soorten die in Nederland van nature vóórkomen (zie Appendix 5). Voor dergelijke soorten speelt de principiële vraag of deze soorten zelf relevant geacht kunnen worden voor Nederland, of dat de soorten relevant geacht kunnen worden vanwege de (kennelijk) goede condities voor landbouwactiviteiten met deze soorten, of dat ze relevant geacht worden vanwege de aanwezigheid van natuurlijke verwanten. In samenhang met het antwoord op deze vraag kan ook voor de andere soorten gelden dat 'ecologische relevantie' ook beoordeeld kan worden op basis van gegevens van verwante soorten (zelfde geslacht, bijvoorbeeld). In dit licht wordt (indien verwante soorten ook als 'ecologische relevant' geclassificeerd kunnen worden) aanbevolen om patronen in gevoeligheid tussen verwante soorten nader te kwantificeren (zie ook De Zwart, 2002).

In alle gevallen speelt naast de wetenschappelijke vraagstellingen ook de praktische vraag *of* de eindconclusie voor een soort ook gebruikt wordt in de normstelling of de risicobeoordeling. Dit is onderwerp van Paragraaf 4.2.1.

4.1.4 *Statistische aspecten bij de uitgevoerde vergelijkende analyses*

Bij de in dit pilot-onderzoek uitgevoerde analyses is de statistische beschrijving van de datasets erg beperkt gehouden. De redenen hiervoor zijn:

- Onbalans en inconsistentie; bijvoorbeeld de gegevens-set van de bodems (>2000 waarnemingen) zouden via statistische technieken voor het beschrijven van de variantie in datasets kunnen worden samengevat (zoals frequentie-verdelingen met staafdiagrammen, Box & Whiskersplots, etc), maar deze techniek is voor de kwantitatieve ecologische gegevens een *overkill*.
- De ongewenste indruk van valse betrouwbaarheid; statistische uitkomsten krijgen regelmatig een te zware ecologische interpretatie, en in dit onderzoek zou over-interpretatie eenvoudig kunnen volgen uit gecompileerde statistische bevindingen. Bedacht moet worden dat het gewenste niveau van interpretatie van de numerieke ecologische gegevens

in de meeste gevallen waarschijnlijk een *inschatting* zal blijven van de gezamenlijke invloeden van alle factoren, en dat juist in dit aspect van gezamenlijkheid de statistische technieken geen rol spelen (gegeven de omvang van de datasets). Een (ongebalanceerde) eerste stap (per kenmerk), gevolgd door een inschatting voor de kenmerken tezamen in de tweede stap lijkt ongewenst.

Er zijn uiteraard wel geschikte statistische technieken beschikbaar om datasets te beschrijven en om deze onderling te vergelijken (zie onder meer Aldenberg et al., 2002). Voor eventueel vervolgonderzoek wordt aanbevolen om de inzet van statistische technieken voor het beschrijven en vergelijken van datasets van zeer ongelijke omvang nader vast te stellen in het licht van de hier beschreven exercities en toelichtingen.

4.1.5 Conceptuele aspecten bij het idee van 'ecologische relevantie van soorten'

4.1.5.1 Ecologische relevantie en evenwichtspartitieconcept

De ecologische relevantie van een toets-soort voor een gebied is besproken in de context van 'bodemsorten' voor de risicobeoordeling van bodem. In de praktijk worden echter ook risicobeoordelingen voor bodem uitgevoerd aan de hand van aquatische toxiciteitgegevens. Deze worden via het evenwichts-partitie-concept omgerekend naar bodemgegevens, waarna via de gebruikelijke stappen de risicogrenzen voor bodem worden afgeleid. Opgemerkt wordt, dat het gebruik van het concept van 'ecologische relevantie' conceptueel wringt met het gebruik van de evenwichtspartitie-benadering. Immers, in het laatste concept zijn de aquatische soorten eigenlijk niet als ecologisch relevant voor bodem te classificeren. Bij een beoogde implementatie van beide concepten naast elkaar dient de definitie van 'ecologisch relevant' bij voorkeur zodanig te zijn dat er geen spraken is van conceptuele inconsistentie binnen een raamwerk van risicobeoordeling. Een tweede aspect hierbij is, dat de aquatische soorten die bij de evenwichts-partitiebenadering een rol spelen ook kunnen worden beoordeeld op 'ecologische relevantie' voor Nederlandse watersystemen (vergelijkbare, getrapte aanpak via biogeografie, algemene ecologie en/of kwantitatieve gegevens).

4.1.5.2 Reflectie op de discussie omtrent zoet- en zoutwaterorganismen

De literatuur toont meerdere voorbeelden van wetenschappelijke discussies omtrent 'ecologische relevantie' van soorten (zie onder meer De Zwart, 2002). Deze discussies richtten zich op het probleem of de gevoeligheid van zoutwatersoorten en zoetwatersoorten vergelijkbaar was of niet. Verschillende onderzoeken hebben hierbij verschillende uitkomsten gehad: soms waren de gevoeligheidsverdelingen van zout- en zoetwatersoorten overlappend, soms niet. Geconstateerd wordt, dat deze verschillende uitkomsten het gevolg zijn van de (toevallig) vergeleken stoffen en de daarvoor (toevallig) beschikbare data. Aanbevolen wordt om de discussie over de keuze van 'ecologische relevantie' van soorten direct te richten op het niveau van de ecologie en biogeografie van soorten. Deze discussie zou niet beïnvloed moeten worden door uitkomsten in termen van al dan niet aanwezige gevoeligheidsverschillen tussen soorten die vóórkomen in verschillende systemen: die verschillen zijn de *uitkomst* – en *niet de invoer* – van de discussie. Overigens zijn de patronen wel van belang in het licht van het aantal beschikbare gegevens voor een stof.

4.2 Kanttekeningen voor implementatie: beleidsmatige aspecten

4.2.1 Fricatie wetenschappelijk uitgangspunt en beschikbare data

Indien gekozen wordt voor 'ecologische relevantie' als uitgangspunt voor normstellingsprocessen betekent dit een toevoeging van een criterium aan de bestaande lijst criteria (zoals: toetskwaliteit, correcte afleiding toets-eindpunten, enzovoorts). Toevoeging van

criteria betekent in het algemeen een verdere sub-selectie van bruikbare data. Naarmate de criteria omtrent ‘ecologische relevantie’ strenger of principiëler worden, leidt dit in toenemende mate tot het verkleinen van de dataset waarmee risicobeoordelingen worden uitgevoerd. Op zijn beurt leidt dit tot de noodzaak voor het inzetten van alternatieven die ‘erger zou kunnen zijn dan de kwaal’: bijvoorbeeld indien een risicogrens die wordt afgeleid via SSDs (vanwege voldoende beschikbaarheid van data) door de nadere selectie van data zou moeten worden afgeleid via de laagste NOEC gedeeld door een veiligheidsfactor. Ook indien voortgezet gebruik van SSDs mogelijk blijft. Heeft een daling van het aantal invoerwaarnemingen grote gevolgen voor de betrouwbaarheid. Waarmee bijvoorbeeld de HC5 vastgelegd kan worden (zie Aldenberg et al., 2002). Principiële winst zou hierbij in beide gevallen grote repercussies kunnen hebben op feitelijke betrouwbaarheid en betekenis van de uitkomsten. Aanbevolen wordt om dit aspect van toepassing grondig te beschouwen alvorens over te gaan tot de keuze en implementatie van methodieken om soorten te beoordelen op ‘ecologische relevantie’. In het licht van implementatie kan bovendien gewezen worden op de mogelijkheid van inzet van het concept van ‘ecologische relevantie’ uitsluitend bij lokatiespecifieke beoordelingen; dit heeft zowel een conceptueel- als een numeriek aspect (zie volgende paragraaf).

4.2.2 *Getrapte toepassing van het ecologische relevantie concept*

Het spreekt *niet* voor zich om er voor te kiezen om de techniek voor de beoordeling van ‘ecologische relevantie’ *a priori* in te zetten bij alle methoden voor risicobeoordeling. Het is denkbaar, en vanuit de argumenten omtrent aantallen gegevens ook verdedigbaar, om de inzet van het concept van ‘ecologische relevantie’ juist niet in te zetten bij generieke normstelling, of slechts na toepassing van ruim gedefinieerde beslisriteria (met bijvoorbeeld als uitkomst: *Daphnia magna* wordt relevant geacht voor alle Nederlandse oppervlakte-wateren). In een volgende trap van de risicobeoordeling, bijvoorbeeld een lokatie-specifieke risicobeoordeling, is het gebruikelijk om meer lokatie-specifieke informatie mee te wegen. Momenteel gebeurt dit al voor problemen als biologische beschikbaarheid, mengseleffecten, enzovoorts. Het gebruiken van uitsluitend toxiciteitgegevens voor ecologisch relevante soorten past conceptueel in dit rijtje; in dat geval zijn er voor deze tweede trap mogelijk andere (strengere) selectiecriteria voor ‘ecologische relevantie’ wenselijk. Aanbevolen wordt, om te bezien of er (in het kader van de getrapte werkwijze bij risicobeoordelingen) selectiecriteria omtrent ‘ecologische relevantie’ geformuleerd kunnen worden die aansluiten bij het aspect generiek / specifiek van de boogde risicobeoordeling, en bij de beschikbare omvang van de datasets.

4.3 **Reflecties omtrent vervolgonderzoek en implementatie**

Uit de beschouwingen omtrent vervolgonderzoek en implementatie blijkt dat het concept ‘ecologische relevantie’ van toets-soorten met name principiële vragen oproept vanuit de consequenties bij toepassing, die mogelijk ook eerst beschouwd moeten worden alvorens besloten wordt tot implementatie in algemene zin of implementatie alleen in het kader van de oplossing van de normstellingsproblemen bij micronutriënten. Die principiële vragen overstijgen het onderwerp van waaruit de vraagstelling voor dit pilot-onderzoek geformuleerd is (normstelling essentiële metalen). Aanbevolen wordt, om eerst de fundamentele vraag te beantwoorden of de ecologische relevantie van toets-soorten in principe in alle gevallen geadresseerd zou moeten worden, en zo ja, bij welke trappen van de risicobeoordeling. Vervolgens kunnen voor de afzonderlijke trappen de criteria gedefinieerd worden die behoren bij de karakteristieken van die beoordelingstrappen (generieke criteria bij generieke problemen, en strenge criteria bij specifieke problemen). Pas daarna speelt de vraag op welke wijze het

vervolgonderzoek vorm zou moeten krijgen, en welke van de technieken (groeve/fijne) biogeografie en (groeve/fijne) ecologie toegepast zouden moeten worden.

Referenties

- Aldenberg T, Jaworska JS, Traas TP. 2002. Normal Species Sensitivity Distributions and Probabilistic Ecological Risk Assessment. In: Posthuma L, Suter G.W. II, Traas TP, Eds. Species Sensitivity Distributions in Ecotoxicology. Boca Raton, FL, U.S.A.: CRC Press: 49-102.
- Auerswald K, Weigand S, Kainz M, Philipp C 1996. Influence of soil properties on the population and activity of geophagous earthworms after five years of bare fallow. Biol Fertil Soils 23: 382-387.
- Augustsson, AK & Rundgren S 1998: The enchytraid *Cognettia sphagnetorum* in Risk assessment: Advantages en Disadvantages. Ambio 27: 62-69. 1998.
- Bennour SA, Nair GA 1997. Density, biomass and vertical distribution of *Apporectodea caliginosa* (Savigny 1826) (Oligochaeta, Lumbricidae) in Benghazi, Libya. Biol Fertil Soils 24: 102-105.
- Berg MP 1996. Preliminary atlas of the terrestrial isopods of the Netherlands. Department of Ecology and Ecotoxicologie Section Soil, Vrije Universiteit, Amsterdam.
- Boag B, Palmer LF, Neilson RLR, Chambers SJ, 1997. Distribution, prevalence and intensity of earthworm populations in arable land and grassland in Scotland. Ann Appl Biol 130: 153-165.
- Boström U, Lofs A 1996. Annual population dynamics of earthworms and cocoon production by *Apporectodea caliginosa* in a meadow fescue ley. Pedobiologia 40: 32-42.
- Callahan MA, Hendrix PF 1997. Relative abundance and seasonal activity of earthworms (Lumbricidae and Megascolecidae) as determined by hand-sorting and formalin extraction in forest soils on the southern appalachian piedmont. Soil Biol Biochem 29: 317-321.
- Chew I, Obbard JP, Stanforth RR 2001. Microbial cellulose decomposition in soils from rifle range contaminated with heavy metals. Environ Poll 111: 367-375 .
- Christiansen K, Bellinger P 1995. The biogeography of Collembola., Bulletin Entomologique de Pologne, Tom 64, Wroclaw, 30 XII : 279-294.
- Cortez J, Bouché MB 1998. Field decomposition of leaf litter: earthworm-microorganism interactions- The ploughing effect. Soil Biol Biochem 30: 795-804.
- Crommentuijn T, Polder MD, Van de Plassche EJ 1997. Maximum permissible concentrations and negligible concentrations for metals, taking background concentrations into account. Bilthoven, The Netherlands: National Institute of Public Health and the Environment. Rapport nr. 601501001.
- De Groot A, Peijnenburg W, Van den Hoop M, Ritsema R, Van Veen RPM 1998. Heavy metals in Dutch field soils: an experimental and theoretical study on equilibrium partitioning. RIVM rapport nr. 607220001.
- De Jong FMW 1998. Development of a field biassay of the side effects of pesticides on decomposition. Ecotox. Environm Safety, volume 40:103-114.
- De Vries F 1994. Een fysisch-chemische karakterisering van de bodemeenheden van de bodemkaart van Nederland, schaal 1:50000, met onderscheid naar grondgebruik. Rapport 286 DLO-Staring centrum, Wageningen.
- De Zwart D 2002. Observed regularities in SSDs for aquatic species. In: Posthuma L, Suter G.W. II, Traas TP, Eds. Species Sensitivity Distributions in Ecotoxicology. Boca Raton, FL, U.S.A.: CRC Press: 133-54.
- Didden W 1991. Population ecology and functioning of Enchytraeidae. Proefschrift Landbouw universiteit, Wageningen.

- Dirven- van Breemen E, Baerselman R, Notenboom J 1994. Onderzoek naar de geschiktheid van de potwormsoorten *Enchytraeus albidus* en *Enchytraeus crypticus* (Oligochaeta, Annelida) in bodemecotoxicologisch onderzoek. RIVM rapport nr. 719102025.
- Dworschak UR 1997. Earthworm populations in a reclaimed lignite open-cast mine of the Rhineland. Eur J Soil Biol 33: 75-81.
- Edwards CA 1998. Earthworm Ecology. CRC Press UC.
- Eisenbeis G, Lenz R, Heiber T 1999. Organic residue decomposition. The minicontainer-system a multifunctional tool in decomposition studies. Environ Sci Poll Res 6: 220-224.
- Fraser PM, Haynes RJ, Williams PH 1994. Effects of pasture improvement and intensive cultivation on microbial biomass, enzyme activities, and composition and size of earthworm populations. Biol Fertil Soils 17: 185-.
- Irmeler U 1999. Die standörtlichen Bedingungen der Regenwürmer (Lumbricidae) in Schleswig-Holstein. Faun -Ökol Mitt 7: 509-518.
- ISO 16387-draft. Effects on pollutants on Enchytraeidae (*Enchytraeus* sp.)-Determination of effects on reproduction.
- Joosse ENG 1969. Population structure of same surface dwelling collembola in a coniferous forest soil. Ned J Zool 19: 621-634).
- Khalil MA, Abdel-Latif HM, Bayoumi BM 1996. Effects of metals and metal mixtures on survival and cocoon production of the earthworm *Aporrectodea caliginosa*. Pedobiologia 40: 548-556.
- Kammenga JE 1995. Phenotypic plasticity and fitness consequences on nematodes exposed to toxicants. Proefschrift, Landbouwniversiteit, Wageningen.
- Korthals, GW Pollutant-induces changes in terrestrial nematode communities. Proefschrift Wageningen Universiteit. ISBN 90-5485-720-x
- Kruidenier M 2000. Contribution of Earthworms, Collembola and mites to wheat straw decomposition, cotton strip degradation and bait-lamina feeding activity. Animal ecology, VU, Amsterdam.
- Larink O 1993. Baitlamina as a tool for testing feeding activity of animals in contaminated soils. Ecotoxicology of soil organisms, In: Donker MH, Eijsackers H, Heimbach F. Lewis publishers: 339-345.
- Lee KE 1985. Earthworms- Their Ecology and Relationships with Soils and Land use. Academic Press, Sydney.
- Løkke H 1994. Ecotoxicological extrapolation, Tool or Toy. In: Donker MH, Eijsackers H, Heimbach F. Lewis publishers: 411-425.
- Løkke H & Van Gestel CAM 1998. Handbook of Soil Invertebrate Toxicity Tests. Ecological & Environmental Toxicology Series. John Wiley and sons, Chichester, UK
- Ma WC, Siepel H, Faber JH 1997. Onderzoek naar de mogelijke ecotoxicologische effecten van bodemverontreiniging in de uiterwaarden op de terrestrische invertebraten fauna. IBN rapport 289, ISSN:0928-6888
- Menzie CA, Burmaster DE, Freshman JS, Callahan CA 1992. Assessment of methods for estimating ecological risk in the terrestrial component: a case study at the Baird & McGuire superfund site in Holbrook, Massachusetts. Environmen Toxicol and chem.; 11: 245-260
- RIVM 1999. Risk assessment. Zinc metal. Bilthoven, The Netherlands: National Institute of Environmental Health and the Environment. Rapport nr. Draft 21 december 1999.
- Rundgren S 1994. Earthworms and soil remediation: liming of acidic coniferous forest soils in Southern Sweden. Pedobiologia 38: 519-529.
- Rutgers M, Notenboom J 1997. Locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling van bodemverontreiniging: een collectie van methoden en concepten.

- Rutgers M, JJ Bogte, EM Dirven –van Breemen, AJ Schouten 2001. Locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling. Praktijkonderzoek met triade-benadering. RIVM rapport 711701026.
- Sample BE, Suter GE, Beauchamp JJ, Efroymson RA. 1999. Literature derived bioaccumulation models for earthworms: development and validation. Environ Toxicol Chem 18: 2110-2120.
- Sandifer RD, Hopkin SP. 1996. Effects of pH on the toxicity of Cadmium, Copper, Lead and Zinc to *Folsomia candida* Willem, 1902 (Collembola) in a standard laboratory test. Chemosphere 33: 2475-2486.
- Sandifer RD, Hopkin SP. 1997. Effects of temperature on the relative toxicities of Cd, Cu, Pb, and Zn to *Folsomia candida* (Collembola). Ecotoxicol Environ Saf 37: 125-130.
- Sastrodihardjo SFX, Van Straalen NM 1993. Behaviour of five isopod species in standardized tests for pH preference. Eur J Soil Biol 29: 127-131.
- Shakir SH, Dindal DL. 1997. Density and biomass of earthworms in forest and herbaceous microecosystems in central New York, North America. Soil Biol Biochem 29: 275-285.
- Sijm DTHM, Van Wezel AP, Crommentuijn T 2002. Environmental Risk Limits in the Netherlands. In: Posthuma L, Suter G.W. II, Traas TP, Eds. Species Sensitivity Distributions in Ecotoxicology. 1st edition. Boca Raton, FL, U.S.A.: CRC Press,: 221-54.
- Slijkerman DME, Van Gestel CAM, Van Straalen NM 2000. Conceptueel kader voor de normstelling van essentiële metalen in het milieu. Instituut voor Ecologische Wetenschappen, Afdeling Dierecologie, Vrije Universiteit, Amsterdam,
- Sorensen FF, Weeks JM, Baatrup E, 1997. Altered locomotor behavior in woodlouse (*Oniscus asellus* L.) collected at a polluted site. Environmental Toxicology and Chemistry, 16: 685-690.
- Spurgeon DJ, Hopkin SP 1996. Effects of variations of the organic matter content and pH of soils on the availability and toxicity of zinc to the earthworm *Eisenia fetida*. Pedobiologia 40: 80-96.
- Suter GWI, Traas TP, Posthuma L 2002. Issues and practices in the derivation and use of Species Sensitivity Distributions. In: Posthuma L, Suter G.W. II, Traas TP, Eds. Species Sensitivity Distributions in Ecotoxicology. 1st edition. Boca Raton, FL, U.S.A.: CRC Press: 437-74.
- Van den Hoop MAGT 1995. Literatuurstudie naar de achtergrondgehalten van zware metalen in bodem en sediment, oppervlaktewater in grondwater. RIVM-report no 719101013.
- Van der Meyden R 1990. Heukels Flora van Nederland. Wolters-Noordhoff.
- Van Gestel CAM, Van Diepen AMF 1997. The influence of soil moisture content on the bioavailability and toxicity of cadmium for *Folsomia candida* Willem (Collembola: Isotomidae). Ecotoxicol Environ Saf 36: 123-132.
- Van Rhee JA 1970. De Regenwormen (Lumbricidae) van Nederland. Wetenschappelijke mededeling van de KNNV.
- Van Straalen NM, Verhoef HA 1997. The development of a bioindicator system for soil acidity based on soil arthropod pH preferences. J Appl Ecol 34: 217-232.
- Verbruggen EMJ, Posthumus R, Van Wezel AP 2001. Ecotoxicological Serious Risk Concentrations for soil, sediment and (ground)water: updated proposals for first series of compounds. RIVM report 711701020.
- Wright MA, Stringer A 1980. Lead, zinc and cadmium content of earthworms from pasture in the vicinity of an industrial smelting complex. Environ Pollut (Ser A) 23: 313-321.

Appendix 1. Afkortingen

CDF	Cumulatieve Distributie Functie
EC50	Effect Concentration (concentratie waarbij 50 % effect wordt waargenomen)
EIS	European Invertebrate Survey (secretariaat bij Naturalis, Leiden)
HCp	Hazardous Concentration (Gevaar-concentratie) gerelateerd aan de 5e percentiel van een SSD
ISO	International Organisation for Standardization
LMB	(RIVM) Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit
MTR	Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau (voor onder andere metalen: som van achtergrondconcentratie en MTT)
MTT	Maximaal Toelaatbare Toevoeging
NEC	No Effect Concentration
NEN	Nederlands Normalisatie instituut
NOEC	No Observed Effect Concentration
OM	Organic Matter
OECD	Organization for Economic Cooperation and Development
PDF	Probability Density Function (Kansdichtheidsfunctie)
PCA	Principale Componenten Analyse
SSD	Species Sensitivity Distribution (Soortsgevoeligheidsverdeling)
StiBoKa	Stichting Bodem Kartering
VEM	(Werkgroep) Vervolgonderzoek normstelling Essentiële Metalen
VR	Verwaarloosbaar Risiconiveau

Appendix 2. Toetsen met terrestrische organismen

Hieronder volgt een lijst van testen waarin bodemorganismen gebruikt worden. Van sommige testen bestaat een protocol maar veel zijn nog in ontwikkelingsstadium en zijn nog weinig toegepast in de risico beoordeling van verontreinigde bodems. Andere protocollen zijn in hoge mate gestandaardiseerd, en vastgelegd in NEN, ISO of OECD protocollen. Zie ook Appendix 5.

Nematoda

- De aaltjes *Plectus acumenatus* en *Heterocephalobus pauciannulatus*. Competitie-test. Løkke en Van Gestel, 1998; Kammenga, 1995.

Deze soorten komen onder meer veel in Nederlandse mossen voor.

Enchytraeidae

Cognettia sphagnetorum sublethale toxiciteitstest sterfte, groei, reproductie en aantal fragmenten. Løkke en Van Gestel 1998.

- *Enchytraeus albidus* en *E. crypticus*. Sterfte en reproductie. (Dirven- van Breemen et al., 1994), *E. crypticus* komt niet in veld voor, wel op mesthopen.
- *E. albidus*, *E. norvegicus* (acidophyl), *E. buchholzi* en *E. crypticus*. Sterfte en reproductie. ISO 16387-draft.

Cognettia sphagnetorum. Sterfte en reproductie. Augustsson en Rundgren 1998.

Lumbricidae

- *Aporrectodea caliginosa* sublethale toxiciteitstest, sterfte, cocon en juvenielen aantallen. Løkke en Van Gestel 1998.
- *Eisenia fetida*, *Lumbricus terrestris*. Accumulatie in wormen. Menzie et al., 1992.
- *Lumbricus rubellus*. Overleving, verandering lichaamsgewicht en reproductie. Ma et al., 1997.

De *Eisenia* soorten komen met name in mesthopen voor, ook in Nederland. *Lumbricus terrestris*, *L. rubellus* en *Aporrectodea caliginosa* zijn algemeen in Nederland vóórkommende soorten.

Acari

- De Oribatide mijt *Platynothrus peltifer*. Sublethale toxiciteitstest. Løkke en Van Gestel 1998. Komt in Nederland voor.
- De predatore mijt *Hypoaspis aculifer*. Toxiciteitstest met reproductie en sterfte. Løkke en Van Gestel, 1998.

Collembola

- *Isotoma viridis*. Sublethale toxiciteitstest met groei en reproductie. Løkke en Van Gestel, 1998.
- *Folsomia candida*. Sublethale toxiciteitstest met groei en reproductie. Løkke et al., 1998 Løkke en Van Gestel 1998.
- *Folsomia fimetaria* (prooi van de mijt *Hypoaspis aculifer*). Sublethale toxiciteitstest met groei en reproductie. Løkke en Van Gestel, 1998.
- *Isotoma viridis* komt in heel Europa voor en is representatief voor de epigeïsche (boven grondse) bodemfauna, *F. fimetaria* is algemeen op agrarische gronden in Denemarken en Nederland. *F. candida* komt in Nederland voor.

Staphilinidae

- *Philonthus cognatus*. Sublethale effecten op ei-productie. Løkke en Van Gestel, 1998.
Deze kever heeft een breed verspreidingsgebied in bos, open veld, langs stranden en in duinen.

Chilopoda

- De duizendpoot *Lithobius mutabilis*. Sublethale toxiciteitstest met groei, sterfte, respiratie, activiteit als eindpunten. Løkke en Van Gestel, 1998.
Dit is een in Nederland algemeen voorkomend organisme.

Diplopoda

- De miljoenpoot *Branchydesmus superus*. Reproductie experiment met het aantal gelegde eieren. Løkke en Van Gestel, 1998.

Isopoda

- De pissbed *Porcellio scaber*. Sublethale toets met overleving, groei en reproductie als eindpunten. Løkke en Van Gestel, 1998.

De pissbed *Oniscus asellus* L. Bewegings gedrag. Sorensen et al., 1997.

- De pissbed *Trachelipus rathkei*. Gewichts verandering, overleving en kannibalisme door toxiciteitstress. Ma et al., 1997.

P. scaber komt algemeen voor in Nederland. *T. rathkei* komt algemeen voor behalve in Groningen en Drenthe.

Testen met groepen bodemorganismen

- Litterbag methode Meet decompositie, hier is geen standaard methode voor (De Jong, 1998; Cortez & Bouché, 1998).
- Tarwestrootje methode. Meet decompositie activiteit (Kruidenier, 2000).
- Minicontainer methode. Meet massa verlies strooisel, bepaald microbielemassa, en respiratie en bepaald aanwezige bodem fauna (Eisenbeis et al., 1999).
- Katoenstrookje-methode. Geen relatie zware metalen verontreiniging en afname en treksterkte katoen gevonden (Chew et al., 2001).
- Bait lamina methode (Larink, 1993).

Appendix 3. Bestaande protocollen voor standaardtoetsen met bodem

Overzicht van bestaande OECD-, NEN- en ISO- richtlijnen met organismen die voor het compartiment bodem gebruikt worden.

- OECD 207 Worm. Acute test. *Eisenia foetida foetida* or *Eisenia foetida andrei*
- OECD 208 Plantengroei-testen. Gebruikte soorten: *Lolium perenne*, *Oryza sativa*, *Avena sativa*, *Triticum aestivum*, *Sorghum bicolor*, *Brassica alba*, *Brassica napus*, *Raphanus sativus*, *Brassica rapa*, *Brassica campestris* var. *chinensis*, *Vicia sativa*, *Phaseolus aureus*, *Trifolium pratense*, *Trifolium ornithopodioides*, *Lactuca sativa*, *Lepidium sativum*. Andere soorten mogen worden gebruikt indien hier een rationale voor gegeven wordt.
- OECD 213/214 *Apis mellifera* (honingbij)
- OECD 216 Micro-organismen: stikstof transformaties
- OECD 217 Micro-organismen: koolstof transformaties
- OECD 220 Enchytraeën-reproductie test. Draft OECD guideline for testing chemicals.
- ISO 11267 Soil quality-Inhibition of reproduction of collembola (*Folsomia candida*) by soil pollutants.
- ISO 11268-1 Soil quality- Effects of pollutants on earthworms
- ISO 11268-2 Part 1: Determination of acute toxicity using artificial soil substrate. (*Eisenia fetida*)
Part 2: Determination of effects on reproduction. (*Eisenia fetida*)
- ISO 11268-3 Part 3: Guidance on determination of effects in field situations (regenwormen)
- ISO 16387-draft Effects on pollutants on Enchytraeidae (*Enchytraeus* sp.)-Determination of effects on reproduction
- NF X 31-260 Soil quality- Effects of pollutants on insect larvae (*Oxythyrea funesta*)-Determination of acute toxicity using artificial soil substrate.
- NF X 31-255-2 Soil quality- Effects of pollutants on juvenile land snails (*Helix aspersa*)
Part 2: Determination of the growth by soil contamination.
- NEN 5794:1988 NL Bodem-Bepaling van acute toxiciteit van Chemische stoffen voor regenwormen
- NEN 5797:1991 ontw. NL Bodem-Bepaling van het effect van chemische stoffen op reproductie bij regenwormen
- NEN 5798:1991 ontw. NL Bodem-Bepaling van het effect van chemische stoffen op reproductie bij regenwormsoort *Eisenia fetida* en *Eisenia andrei*

Appendix 4. Zoekprofiel literatuur-recherche

Onderdelen

Het gebruikte zoekprofiel voor de literatuur-recherche bestond uit de volgende drie onderdelen: de naam/namen van het organisme, 'prestatie' parameters zoals groei, sterfte, reproductie enz., bodemparameters zoals pH, vochtgehalte, textuur, % organisch materiaal.

Trefwoorden

De volgende trefwoorden zijn in het zoekprofiel verwerkt.

De namen van de organismen waarop gezocht is, zijn in Appendix 1 gegeven.

Parameters die het functioneren van de organismen beschrijven: *function* (malfunction), *process, activit* (deactivit*), age, biomass, clutch, communit*, deficien*, density, disfunction, distribution, ecology, essent*, fecundity, fertility, growth, growth rate, habitat, hormesis/hormetic, hibernation, length, life cycles, life history, litter, longevity, maturation, mortality, number of young, offspring, optimum, population density, population*, preference, prevalence, reproduction, reproductive, senescence, size, succession, survival, survivorship, viable/viability, weight

Bodemparameters:

% o.m., % om, acid* (acidification)acidophility, acidity, alkalophility, carbon, clay content, clay fraction, clay*, grain size, granule*, grid, humidity, humus, l.o.i., loi, loss on ignition, mineral fraction, moisture, o.m., om, organic fraction, organic matter, particle size, particle size distribution, pF*, pH, temperature, texture, water content, water holding capacity
Deze parameters moesten voorkomen in combinatie met: soil*, artifici*, bottom, edaphic*, litter, environmental conditions, field, ground, OECD*, rhizosphere, substrate, terr*

Tekst zoekprofiel

FIND OLIGOCHAET? OR ALLOLOBOPHORA OR APORRECTODEA OR DENDROBAENA OR DENDRODRILUS OR EISENIA OR LUMBRICUS OR EARTHWORM

FIND PH OR ACIDITY OR ACIDIF? OR ACIDOPHIL? OR ALKALOPHIL? OR TEMPERATURE OR ORGANIC FRACTION OR ORGANIC MATTER OR ORGANIC CARBON OR ORGANIC CONTENT OR HUMUS

FIND (LOSS AND IGNITION) OR CLAY CONTENT# OR CLAY FRACTION# OR MINERAL FRACTION# OR TEXTURE OR GRAIN SIZE OR PARTICLE SIZE#

FIND GRANUL? OR GRID OR HUMIDITY OR WATER CONTENT OR WATER HOLDING OR MOISTURE OR PF

FIND SOIL# OR EDAPHIC? OR BOTTOM# OR TERRESTRI? OR RHIZOSPHER? OR PASTURE#

FT=GROUND

FIND ECOLOG? OR LIFE HISTORY OR HABITAT# OR LIFE CYCLE# OR COMMUNIT? OR POPULATION? OR DENSITY OR BIOMASS

FIND GROWTH OR WEIGHT OR LENGTH OR AGE OR LONGEVITY OR REPRODUCTI? OR OFFSPRING OR LITTER OR CLUTCH OR SUCCESSION

FIND MORTAL? OR SURVIV? OR FECUNDITY OR FERTILITY OR MATURATION OR SENESCENCE OR HYBERNATION

FIND MALFUNCTION OR D?SFUNCTION OR HORMESIS OR HORMETIC? OR VIABLE OR VIABILIT?

FIND RESPONSE?/TI

FIND 1 AND (2 OR 3 OR 4) AND (5 OR 6) AND (7 OR 8 OR 9 OR 10 OR 11)

FIND 1 AND (2 OR 3 OR 4) AND 5 AND (7 OR 8 OR 9 OR 10)

FIND ALLOLOBOPHORA OR APORRECTODEA OR DENDROBAENA OR
DENDRODRILUS OR EISENIA OR LUMBRICUS

FIND 12 AND 14

FIND 15 AND LA=(ENGLISH;GERMAN;FRENCH;NETH?)

FIND 16 AND (2 OR 3 OR 4)/TI

FIND 16 AND 7/TI

FIND 16 AND 8/TI

FIND 16 AND 9/TI

FIND 16 AND 10/TI

FIND 16 AND 11

FIND 17 TO 22

FIND 16 NOT 23

FIND 14 AND (2 OR 3 OR 4) AND (5 OR 6) AND LENGTH

FIND 25 NOT 16

FIND 14 AND (2 OR 3 OR 4) AND (5 OR 6) AND LENGTH/TI

FIND CLAY#

FIND 14 AND 28 AND (5 OR 6) AND (7 TO 11)

FIND 29 NOT 16

FIND 30 AND LA=(ENGLISH;GERMAN;FRENCH;NETH?)

Appendix 5. Soortsgegevens uit handboeken en vergelijkbare overzichtsbronnen

Families van de diersoorten gebruikt bij de afleiding van risicogrenzen voor Cu en Zn

Nematoda

De alen-soort *Caenorhabditis elegans* (Familie Rhabditidae) is een bacterie-eter en is r-strateeg, met een korte levenscyclus en een hoge reproductie. De soort is relatief ongevoelig voor verstoring, het is een snelle kolonist.

C. elegans is jaren in lab door gekweekt over de biologie en genetica van deze soort is veel bekend. Het zou een 'echt laboratoriumbeest' genoemd kunnen worden. De soort is moeilijk te onderscheiden van andere Rhabditidae die geëxtraheerd kunnen worden uit grondmonsters. Het vóórkomen van het geslacht *Caenorhabditis* in Nederland is niet eenduidig gedocumenteerd. De Familie is soortenrijk. Vertegenwoordigers komen in bijna alle grondmonsters voor. De volgende geslachten die in NL vóórkomen zijn: *Rhabditis*, *Pellioditis*, *Phasmarhabditis*, *Curviditis*, *Cuticularia*, *Mesorhabditis*, *Bursilla*, *Pelodera*, *Coarctadera*, *Cruznema*, *Albrechloiulus* *Protorhabditis*, *Teratorhabditis*, *Dolichorhabditis*, *Rhabditoides*.

Plectus acuminatus en *Heterocephalobus pauciannulatus*, alen-soorten die ook in toetsen worden gebruikt, zijn bacterivoren die een breed verspreidingsgebied hebben in de bovenste laag van onder meer zanderige Nederlandse gronden. Deze twee soorten nematoden kunnen gekweekt worden en de toxiciteitstesten met deze nematoden leveren ook kwalitatief goede resultaten. Zie Løkke en Van Gestel (1998).

Enchytraeidae

Een groot aantal soorten komt in de gematigde klimaatzones voor. Het zijn in het algemeen bewoners van wat zuurdere bodems, zowel in landbouwgebieden als natuurgebieden. Enchytraeen spelen een grote rol bij de afbraak van organisch materiaal in de bodem, hun voedsel kan bestaan uit bacteriën, schimmels, vers en dood plantenmateriaal en allerlei vormen van rottend materiaal (Didden, 1991).

E. crypticus heeft een voorkeur voor de pH –range 4.0-7.0 en *E. albidus* voor pH boven 5.3 (Zie Dirven et al., 1994).

Lumbricidae

Regenwormen komen in gematigde en koude streken van het Noordelijk halfrond algemeen voor. Ze spelen een belangrijke rol in het decompositieproces door hun activiteit in de grond, zoals het mengen van organisch en niet organisch materiaal, het fragmenteren van dood organisch materiaal, het (daarmee) beïnvloeden van drainage, luchtdoorlaatbaarheid en van het mengen van microorganismen met gronddeeltjes.

In Nederland komen op onze cultuurgronden de volgende vier geslachten voor: *Lumbricus*, *Dendrobaena*, *Allolobophora* en *Octolasion*. Deze genera kunnen onderverdeeld worden in een rood-gepigmenteerde en een niet-rood gepigmenteerde groep. De rood gepigmenteerde soorten hebben een hoge mate van metabolisme (hoge reproductie), zijn daardoor zeer actief, maar veelal gevoelig voor droogte en temperatuur. Het voedsel van deze groep bestaat over het algemeen meer uit plantaardig materiaal dan uit minerale grond. De niet-rood gepigmenteerde wormen gaan onder ongunstige omstandigheden in diapauze. Bij de groep van rood-gepigmenteerde soorten behoren de geslachten *Lumbricus* en *Dendrobaena*.

Lumbricus soorten gebruiken bladmateriaal als voedsel. De soort is zeer actief en gaat alleen met droogte de diepere lagen in. Normaal leven ze in de bovenste 10 cm van de grond. *L. rubellus* leeft in strooisel van loofbossen maar ook in graslanden en is een goede

humusvormer. Een andere in Nederland voorkomend lid van deze familie is *L. terrestris* (dit is de grootste wormsoort in Nederland). Deze komt voor in gronden met een ongestoord profiel met een lage grondwaterstand. In tegenstelling tot de andere leden van deze familie maakt *L. terrestris* 3 meter diepe gangen, en de soort begunstigt daarmee de drainage en luchtcirculatie van de grond. *L. castaneus* komt voor op vochtige plaatsen in bosgrond en grasland.

Dendrobaena is een detritus-verterende regenworm. Deze soort gaat bij droogte de diepte in. *Dendrobaena rubida* komt het meest voor in loofbossen, zowel in de strooisellaag als de bovenste grondlaag. Ook leeft de worm in hout van afgevalen takken, liggend in het strooisel. Een andere belangrijke soort van deze familie die in Nederland voorkomt is *D. octaedra*. Deze soort komt uitsluitend in de strooisellaag van loofbossen voor, waar ze zich kennelijk goed kunnen handhaven bij een lage pH (tot zelfs circa 3,5).

Tot de andere groep, de niet-rood gepigmenteerde soorten, behoren *Allolobophora* en *Octolasion*. Alleen deze soorten bezitten een regeneratie vermogen in geval van fysieke beschadiging. Dit vermogen betreft alleen verwondingen van het achterlijf. Van het geslacht *Allolobophora* komen de volgende soorten in Nederland voor: *A. caliginosa* komt op bijna alle cultuur gronden voor, uitgezonderd droge zandgronden en leeft in de bovenste 40 cm van de grond. De soort wordt beschouwd als een bodemstructuur verbeteraar. De soort is goed bestand tegen droogte en is een van de kwantitatief belangrijkste soorten doordat hij vaak 80% van de wormenstand uitmaakt. *A. longa* en *A. noctura* zijn actief in de bovenste 40 cm van de bodem. Hun voedsel bestaat uit sterk verteerde planten resten en microörganismen. De soort overleeft perioden van droogte door in diapauze te gaan. *A. longa* komt vooral in grasland voor met lage grondwaterstand. *A. noctura* is zeldzaam in Nederland. *A. chlorotica* komt voor in alle cultuur gronden en wordt gezien als een structuurverbeteraar van natte gronden. *A. rosea* en *A. cupulifera* komen in de bovenste 30 cm van niet al te vochtige gronden voor. *Octolasion* bevindt zich in de bovenste 40 cm van de bodem. Het voedsel van dit geslacht bestaat uit sterk verteerde planten resten en microörganismen. *O. cyaneum* komt op kalkrijke grond voor en *O. lacteum* komt veelal in grasland voor.

De soorten *Eisenia foetida* en *E. andrei* komen uitsluitend op komposthopen voor. De soorten komen in cultuurgronden dus normaliter niet voor. Met deze wormensoorten worden veel laboratorium experimenten uitgevoerd, en er zijn gestandaardiseerde protocollen beschikbaar. Dit is gerelateerd aan het feit dat deze soorten makkelijk en snel te kweken zijn, in tegenstelling tot de andere wormen soorten. De soort *Eiseniella tetraedra* komt in cultuurgronden ook niet voor. De soort is vaak wel te vinden in nieuwe polders.

Op graslanden, deze zijn te vergelijken met (onbewerkte) cultuurgronden, komen de hoogste aantallen regenwormen voor. Dit is gerelateerd aan de dichte bodembedekking en het daardoor stabiele microclimaat. Op akkergronden komen lagere aantallen wormen voor door geringere bodembedekking (wat hogere temperatuurschommelingen impliceert) en door grondbewerking waardoor wormen niet overleven.

Op zandgronden worden veel lagere aantallen gevonden. *A. caliginosa* maakt vaak 80 % van de soorten samenstelling uit. Andere soorten zijn *A. rosea*, *A. chlorotica*, *A. cupulifera*, *A. longa*, *L. terrestris*, *L. castaneus*, *L. rubellus* en *O. cyaneum*.

Bosgronden, dit zijn vaak zandige gronden met een laag CaCO_3 percentage en een lage pH, zijn zeer schaars bevolkt met wormen. *D. octaedra* en *L. rubellus* zijn hier meestal in lage aantallen te vinden. Mede door geringere wormactiviteit in bosgronden vindt hier een ophoping van plantenresten plaats. De bij de decompositie vrijkomende humuszuren eisen veel van de kalkklieren van de wormen. Alleen in bossen op klei (hoog CaCO_3 gehalte en een hoge pH) vindt relatief veel wormen activiteit plaats. In dit type bossen zijn veel leden van het geslacht *Allolobophora* aanwezig.

Gastropoda

De slakkensoort *Arion ater* (Familie Arionidae) met de volgende geslachten(genus): *Anadelus*, *Ariolimax*, *Hesperarion*, *Magnipelta*, *Prophysaon* en *Zacoleus*, of semi slakken *Binneya* en *Hemphillia*.

Acari

De mijt *Platynothrus peltifer* (Familie: Camisiidae) komt veelvuldig voor in nederlandse graslanden, naaldbossen, eikenbossen, en lariksbossen.

Collembola

Collembola begrazen schimmels dit stimuleert de schimmelactiviteit en het vrij komen van nutriënten. In Nederland komen verschillende families voor zoals Isotomidae waartoe *Folsomia candida* behoort ander die ook tot deze familie behoren zijn: *Isotomurus palustris* en *isotoma viridis* natteplaatsen en in sneeuw (Joosse, 1969)

Isopoda

Pissebedden zijn saprofage bodem artropoden en fragmenterenhet strooisel. De pissebed *Porcellio scaber* (Familie: Oniscidea). Ook leden van deze familie zijn *Philoscia*, *Oniscus*, *Alloniscus*.

Families van de Plantensoorten gebruikt bij de afleiding van risicogrenzen voor Cu en Zn (uit Van der Meyden, 1990)

Het geslacht *Beta* (Chenopodiaceae; Ganzevoeten) komt in Nederland voor met één soort en daarvan twee ondersoorten. *B. vulgaris* subsp. *maritima* (L.) Arcang komt voor aan zeedijken en op vloedmerken en is vooral aanwezig in het delta gebied. De soort is vrij zeldzaam langs de zeekust. In cultuur is *B. subsp. vulgaris* de biet, suikerbiet, kroot, voederbiet of snijbiet.

Het geslacht *Spinacia* heeft in Nederland een soort *S. oleracea* L.. Deze soort is in cultuur als groente en komt soms langs wegen opslaand voor. De waarschijnlijke oorsprong is W.- Azië.

Het geslacht *Phaseolus* (Leguminosae, Vlinderbloemigen) omvat in Nederland twee soorten. *P. vulgaris* L. (de boon) komt veel in cultuur voor als groente. De oorsprong is Z.- Amerika. *P. coccineus* L. (Pronkboon) is in cultuur om de eetbare vruchten en zaden, soms als sierplant. Oorsprong: Z.- Amerika.

Het geslacht *Glycine* L.. Dit geslacht kent in Nederland één soort, *G. max* (L.) Merr. (Soja, sojaboon). Het is een adventieflant, waarvan de diasporen onopzettelijk zijn aangevoerd met landbouwprodukten, zaden van cultuurgewassen, met grond of andere gesteenten. Een verwilderde of adventief voorkomende soort kan inburgeren. Voor inburgering geldt handhaving gedurende een reeks van jaren op meer dan één plaats zonder directe hulp van de mens en bezetten van een wel omschreven standplaats. De soort is in cultuur vanwege eiwitrijke en olierijke zaden.

Het geslacht *Pisum* L. kent wereldwijd één soort, *P. sativum* L.. In tal van cultivars in cultuur vanwege de eetbare zaden (doperwt, capucijner, velderwt en peultje). Herkomst onbekend.

Het geslacht *Trigonella* L. (hoornklaver) heeft in Nederland één soort, *T. foenum-graecum* L. (Fenegriek). Het is een adventieflant uit M.- en Z.- Europa.

Het geslacht *Medicago* L. (Rupsklaver) kent in Nederland meerder soorten. (1) *Medicago sativa* L. (2) *Medicago falcata* L. (Sikkelklaver); deze ondersoort komt voor op rivierduinen en dijken, op bermen, ook in de binnenduinen. Vrij algemeen in het Rijn- en Maas gedeelte van het fluviatiel district, zeldzaam in het duindistrict, voorts adventief; op dijken in het Delta- en Waddengebied hier en daar ingeburgerd. Deze soort is in cultuur als voederplant; verwilderd op wegbermen. Vrij algemeen ingeburgerd in Fluviatiel district en plaatselijk in Hafdistrict. Uit Z.-Europa, gematigd, en uit N.- Afrika; (3) *Medicago lupulina* L. (Hopklaver). In graslanden en bermen, ook op steenachtige plaatsen. Algemeen; ook in cultuur als voederplant; (4) *Medicago arabica* (L.) Hids. (Gevlekte rupsklaver). Op grazige dijken en bermen, vooral op klei. Vrij algemeen in het Deltagebied, hier en daar in N.- Holland, elders hoofdzakelijk adventief; (5) *Medicago minima* L. (Kleine rupsklaver). Op open tot grazige, droge zandgrond. Zeldzaam in Duin district ten Zuiden van Monster, zeer zeldzaam in Fluviatiel district, voorts adventief; (6) *Medicago polymorpha* (L.) (Ruige rupsklaver). Adventief; voorheen langs de Maas in Limburg ieder jaar aangevoerd maar niet standhoudend; thans weinig voorkomend. Uit Z.-Europa.

Het geslacht *Trifolium* L. kent in Nederland meerder soorten (17). 1) *Trifolium pratense* (L.) (Rode klaver). Op graslanden en bermen op vochthoudende grond zeer algemeen; 2) *T. micranthum* Viv. (Draadklaver). Op grazige, vaak iets vochtige zandgrond, vooral op dijkhellingen en vroongronden. Plaatselijk vrij algemeen in het Deltagebied, langs de Friese kust en op de Waddeneilanden; zeer zeldzaam elders in het kustgebied, voorts langs de Maas tussen Gennep en Mook. 3) *T. dubium* Sibth (Kleine Klaver). Op open tot grazige plaatsen, vooral op lichtere grondsoorten. Zeer algemeen. 4) *T. campestre* Schreber (Liggende klaver). Op open tot grazige, droge, zandige grond. Algemeen in Z.-Limburg, Fluviatiel district, Duindistricten Waddendistrict; 5) *T. ornithopodioides* L. (Vogelpootklaver). Op zandige, grazige dijken en bermen nabij de kust. Zeldzaam in Waddendistrict tot op Ameland, voorts op Wieringen, aan de Friese zuidkust en op Walcheren; 6) *T. subterraneum* L. (Ouderaardse klaver). Op droge, zandige dijkhellingen, op vroongronden en aan de rand van schorren. Zeldzaam in de Zeeuwse deel van Duindistrict; ook bij Hulst; vroeger bij Bergen op Zoom en bij Mook; 7) *T. repens* L. (Witte klaver). Graslanden, bermen. Zeer algemeen. 8) *T. fragiferum* L. (Aardbeiklaver). Graslanden vooral in zilt milieu en in uiterwaarden. Algemeen in fluviatiel district en in kustgebied, elders zeer zeldzaam; 9) *T. incarnatum* L. (Incarnaatklaver). Als voederplant in cultuur en verwilderd. Uit Z.-Europa; 10) *T. diffusum* (Wijdvertakte klaver). Uit Z.-Europa; 11) *T. alexandrinum* L. (Alexandrijnse klaver). V.n.l in het Z.W. deel van het land. Uit N.-Afrika; 12) *T. medium* L. Aan bosranden, tussenlaag struikgewas, op grazige bermen, in leemkuilen. Vrij Zeldzaam in Krijtdistrict en Fluviatiel district, westelijk tot in Utrecht; zeldzaam in Subcentreurop district en Gelders district; zeer zeldzaam in Drents district; verder nog *T. striatum*, *T. scabrum*, *T. arvense*, *T. hybridum*, *T. resupinatum* (geen details).

Het geslacht *Vigna* komt van nature niet in Nederland voor. De soort *V. mungo* komt uit India.

Het geslacht *Cucumis* L. (Cucurbitaceae, Komkommer, augurk) kent in Nederland twee soorten. *C. sativus* L. wordt in cultuur als groente gekweekt. Herkomst W-Indie. De andere soort die tot dit geslacht behoort is *C. melo* (Meloen), ook in cultuur maar voor de vruchten. Herkomst Afrika en Zuid Azie. Het taxon van de familie Cucurbitaceae dat niet als cultuur gewas voorkomt is *Bryonia cretica* L. (Heggerank). In heggen en struweel, ook op bermen en ruderaal, vooral op kalkhoudende grond. Vrij algemeen in Duin district, Fluviatiel district en Z.- Limburg, elders zeldzaam, in het N.O. zeer zeldzaam.

Het geslacht *Solanum* L. (Nachtschades, Solanaceae) kent in Nederland zeven soorten waaronder 1) *S. Tuberosum* L. (Aardappel). Zeer veel en in veel rassen in cultuur om de eetbare knollen; soms verwilderd. Oorspronkelijk uit Z.- Amerika; 2) *S. lycopersicum* L. (Tomaat). In cultuur om vruchten zeldzaam verwilderd op strandjes langs de grote rivieren en op ruderaale plaatsen. Oorspronkelijk uit M.- en Z.- Amerika. Enkele die niet als cultuurgewas vóórkomen in Nederland zijn 3) *S. dulcumara* (Bitterzoet). In struweel, aan bosranden, in broekbossen, aan waterkanten en in de duinen. Algemeen; 4) *S. triflorum* Nutt. (Driebloemige nachtschade). Op open, droog, stikstofrijke, bij voorkeur kalkhoudend zand, ingeburgerd. Plaatselijk vrij algemeen in duinen van Den Helder tot Goeree, elders zeer zeldzaam; ook adventief. Uit N.-America; 5) *S. sarachoides* (Glasbesnachtschade). Op open zandgrond, vooral op riviersrandjes. Zeldzaam ingeburgerd, hoofdzakelijk langs de Rijn en Waal; ook adventief. Uit Z.-Amerika; 7) *S. nigrum* (Zwarte nachtschade). Deze heeft twee ondersoorten a) *S. nigrum* subsp. *nigrum*. Op bouwland, in moestuinen, op open wegbermen en ruderaal. Algemeen en b) *S. nigrum* subsp. *schultesii* (Opiz) Wessely. Op ruderaale plaatsen en aan wegranden in en bij grote steden en langs rivieren, ingeburgerd. Zeldzaam; ook adventief.

Het geslacht *Lactuca* L. (Sla, Asteraceae) kent in Nederland 5 soorten waaronder *L. sativa* L. (echte sla). Veel in cultuur als bladgroente. Herkomst O-Middellands Zeegebied. 1) *L. tatarica* (L.) C.A. Meyer (Strandsla). Aan de kust en op ruderaale plaatsen. Ingeburgerd op Rottumerplaat; voorts adventief. Uit O.-Europa, W.-en M.-Azie; zich uitbreiden in N.W.-Europa; 2) *L. saligna* L. (Wilgsla). Op dijken, voornamelijk in het kustgebied, op stikstofrijke plaatsen. In Deltagebied thans zeer zeldzaam; voorts bij Nijmegen en Maastricht gevonden; 3) *L. serriola* L. (Kompassla). Op bermen en dijken, langs spoorwegen en op allerlei ruderaale plaatsen, vooral in stedelijke gebieden. Vrij algemeen in Z.-Limburg Fluviaal district en westelijk Halfdistrict, elders zeldzaam; zich sterk uitbreidend; 4) *L. virosa* L. (Gifsla). Aan wegen, op ruderaale plaatsen. Adventief; vermoedelijk op enige plaatsen inburgerend. Uit W.-, M.- en Z.-Europa.

Het geslacht *Allium* L. (Look, Liliaceae) kent in Nederland tien soorten waaronder *A. cepa* L. (ui). Niet in het wild bekend. Oorspronkelijk waarschijnlijk uit M.- Azië. Enkele soorten die niet als cultuurgewas vóórkomen in Nederland zijn: 1) *A. schoenoprasum* L (Bieslook). Wild in zandige uiterwaarden. Zeldzaam in het Rijngebied van het Fluviaal district, zeer zeldzaam in het Maasgebied. Veel als keukenkruid in cultuur; 2) *A. vineale* L. (Kraailook). Langs dijken, wegen, in weilanden en bossen op ruderaale plaatsen in de duinen. Algemeen, maar minder en vaak onbestendig in de Pleistocene zandstreken; 3) *A. ursinum* L. (Daslook) In vochtige loofbossen op kalkhoudende grond. Vrij zeldzaam; v.n.l. in krijt district en aan de binnenduintrand van Duindistrict, elders op buitenplaatsen (o.a. Fr. en Gr.); 4) *A. paradoxum* (Bieb) G. Don (Armbloemig look). In bossen aan de binnen duintrand. Op enkele plaatsen ingeburgerd. Uit ZW.-Azie; 5) *A. triquetum* L. Oorspronkelijk aangeplant in parkbossen, bij Heemstede ingeburgerd? Uit het W.- Middellandse Zeegebied; 6) *A. zebdanense* Boiss & Noe. In bossen aan de binnen duintrand; Ingeburgerd?; 7) *A. scorodoprasum* L. (Slangelook). In loofbossen en hakhout, aan dijken. Zeldzaam in het Rijngebied van Fluviaal district, op Schouwen en aan de binnen duintrand zeer zeldzaam. ; 8) *A. oleraceum* L. (Moeslook). Aan dijken, wegen op akkers, ook tussen hakhout. Vrij zeldzaam in Fluviaal district langs het IJsselmeer, Krijtdistrict en Duindistrict; overigens zeer zeldzaam; 9) *A. carinatum* L. (Berglook) uit Z.- en M.-Europa, op enkele plaatsen ingeburgerd. Zeer zeldzaam.

Gramineae (Grassenfamilie)

Het geslacht *Zea* L. kent één soort *Z. mays* L. (Mais). Zeer veel in cultuur als voedergewas, soms als sierplant. Ook opslaand uit weggeworpen zaden. Uit Amerika. Er komt geen wilde taxa van dit geslacht in Nederland voor.

Het geslacht *Sorghum* Moench kent in Nederland twee soorten: 1) *S. halepense* (L.) Pers. (Aleppogierst). Adventief, in Zeeland langs wegen ingeburgerd? Uit W.- Azië en N.O.-Afrika, thans over alle tropen en subtropen verspreid; 2) *S. bicolor* (L.) Moench (Kafferkoren). Adventief. Oorspronkelijk uit Azië.

Het geslacht *Hordeum* L. (Gerst) kent in Nederland 6 soorten: 1) *H. distichon* L. (Chevaliersgerst). Veel in cultuur als voedingsgewas; 2) *H. vulgare* (Gerst). Veel in cultuur als voedingsgewas; 3) *H. murinum* L. (Kruipertje). Op betrede of bemeste, droge, meestal zandige grond, aan wegranden, op ruderaal plaatsen en aan dijken. Algemeen; 4) *H. marinum* Hudson (Zeegerst). Op hoge schorren en aan zeedijken. Zeldzaam in het Delta en Waddengebied; vroeger langs de Zuiderzee; 5) *H. secalinum* Schreber (Veldgerst). In weilanden, vooral in zilte omgeving en in uiterwaarden. Vrij algemeen in Halfdistrict en Fluviatiel district, elders zeldzaam; 6) *H. jubatum* L. (Kwispelgerst). Adventief of verwilderd; ingeburgerd op ontziltende zandvlakten in het kustgebied, ook aan zeedijken en opgespoten terreinen. Vrijzeldzaam in het Deltagebied. In cultuur als siergras. Uit Amerika en O.-Azië.

Het geslacht *Avena* L. (Haver) dit geslacht heeft in Nederland 4 soorten: 1) *A. sterilis* L. (Wilde haver). Adventief. Uit Z.-Europa en Z.W.- Azië; 2) *A. fatua* L. (Oot). Op bouwland ook op open wegbermen. Paatselijk vrij algemeen; 3) *A. sativa* L. (Haver). Vrij veel in cultuur als voedingsgewas. Oorspronkelijk uit Z.O.- Europa en Z.W.- Azië; 4) *A. strigosa* Schreber (Evene) Adventief, vroeger ook als cultuur als voedingsgewas. Oorspronkelijk uit Z.- Europa.

Het geslacht *Triticum* L. (Tarwe) kent in Nederland 2 soorten: 1) *T. aestivum* L. (Tarwe). Zeer veel in cultuur als voedingsgewas. Waarschijnlijk uit Z.W.- Azië; 2) *T. spelta* L. (Spelt). Vroeger in cultuur als voedingsgewas. De soort *T. vulgare* komt in Nederland niet van nature voor.

Appendix 6. Samengevatte bodem data sets voor de kenmerken pH, OS, Lutum, Cu en Zn met bereik van vóórkomen van *A. caliginosa* en *F. candida*

Tabel 8. Voorbeeld van de samengevatte bodem-dataset voor het kenmerk Cu, met daarin geprojecteerd de gegevens omtrent het bereik van (a) vóórkomen in het veld, (b) afwezigheid in veldmonsters, en (c) autecologische preferenties van *A. caliginosa*. In het linkergedeelte wordt de spreiding samengevat voor de 8 afzonderlijke bodemtypen, en de onderste regel toont de spreiding in de dataset van *A. caliginosa* voor geheel Nederland.

Bodem				<i>A. caliginosa</i>				lab. condities	
Cu	Bereik			veld waargenomen	veld niet waargenomen			voorkomen	
Regio	5perc	95perc	n	5perc	95perc	5perc	95perc	5perc	95perc
Veen	5,5	80	504						
kalkloze leemgrond	8,9	19	27						
kalkloze zandgrond	1,8	26	865						
kalkhoudende zandgrond	1,0	20	104						
zeeklei	6,3	39	709						
oude kleigrond	6,8	43	18						
rivierklei	14	67	148						
dikke klei- eerdgronden	3,8	52	12						
Nederland (tot)	3,0	51	2387	4,8	87	1,3	124	geen	geen

Tabel 9. Voorbeeld van de samengevatte bodem-dataset voor het kenmerk Zn, met daarin geprojecteerd de gegevens omtrent het bereik van (a) vóórkomen in het veld, (b) afwezigheid in veldmonsters, en (c) autecologische preferenties van *A. caliginosa*. In het linkergedeelte wordt de spreiding samengevat voor de 8 afzonderlijke bodemtypen, en de onderste regel toont de spreiding in de dataset van *A. caliginosa* voor geheel Nederland.

Bodem				<i>A. caliginosa</i>				lab. condities	
Zn	Bereik			veld waargenomen	veld niet waargenomen			voorkomen	
Regio	5perc	95perc	n	5perc	95perc	5perc	95perc	5perc	95perc
Veen	16	225	504						
kalkloze leemgrond	45	156	27						
kalkloze zandgrond	7,4	76	882						
kalkhoudende zandgrond	9,9	132	112						
zeeklei	32	185	711						
oude kleigrond	27	417	18						
rivierklei	55	222	148						
dikke klei- eerdgronden	26	349	12						
Nederland (tot)	12	185	2414	20	446	4	604	geen	geen

Tabel 10. Voorbeeld van de samengevatte bodem-dataset voor het kenmerk Lutum, met daarin geprojecteerd de gegevens omtrent het bereik van (a) vóórkomen in het veld, (b) afwezigheid in veldmonsters, en (c) autecologische preferenties van *A. caliginosa*. In het linkergedeelte wordt de spreiding samengevat voor de 8 afzonderlijke bodemtypen, en de onderste regel toont de spreiding in de dataset van *A. caliginosa* voor geheel Nederland.

Bodem				<i>A. caliginosa</i>				lab. condities	
Lutum	Bereik			veld waargenomen	veld niet waargenomen			voorkomen	
Regio	5perc	95perc	n	5perc	95perc	5perc	95perc	5perc	95perc
Veen	2,0	41	428						
kalkloze leemgrond	9,7	20	38						
kalkloze zandgrond	0,6	11	513						
kalkhoudende zandgrond	0,3	17	115						
zeeklei	6,8	36	897						
oude kleigrond	5,1	24	26						
rivierklei	9,5	47	188						
dikke klei- eerdgronden	5,3	26	13						
Nederland (tot)	1,2	37	2218	1,6	40	0,8	24	geen	geen

Tabel 11. Voorbeeld van de samengevatte bodem-dataset voor het kenmerk organische stof, met daarin geprojecteerd de gegevens omtrent het bereik van (a) vóórkomen in het veld, (b) afwezigheid in veldmonsters, en (c) autecologische preferenties van *A. caliginosa*. In het linkergedeelte wordt de spreiding samengevat voor de 8 afzonderlijke bodemtypen, en de onderste regel toont de spreiding in de dataset van *A. caliginosa* voor geheel Nederland.

Bodem				<i>A. caliginosa</i>						
OS	Bereik			veld waargenomen	veld niet waargenomen		lab. condities			
Regio	5perc	95perc	n	5perc	95perc	5perc	95perc	voorkomen	5perc	95perc
Veen	4,9	64	503							
kalkloze leemgrond	1,8	6,3	39							
kalkloze zandgrond	2,0	17	937							
kalkhoudende zandgrond	1,0	19	120							
zeeklei	1,6	22	853							
oude kleigrond	1,9	11	27							
rievierklei	2,3	29	192							
dikke klei- eerdgronden	2,1	11	13							
Nederland (tot)	1,7	36	2684	2	15	1,4	13	3,7	22	

Tabel 12. Voorbeeld van strooisel (bovenste bodemlaag) gegevens van de samengevatte bodem-dataset voor het kenmerk pH, met daarin geprojecteerd de gegevens omtrent het bereik van (a) vóórkomen in het veld, (b) afwezigheid in veldmonsters, en (c) autecologische preferenties van *F. candida*. In het linkergedeelte wordt de spreiding samengevat voor de 8 afzonderlijke bodemtypen, en de onderste regel toont de spreiding in de dataset van *F. candida* voor geheel Nederland.

strooisel				<i>F. candida</i>				lab. condities	
pH KCL	Bereik			veld waargenomen	veld niet waargenomen			voorkomen	
Regio	5perc	95perc	n	5perc	95perc	5perc	95perc	5perc	95perc
Veen	4,0	6,3	259						
kalkloze leemgrond	4,0	5,8	8						
kalkloze zandgrond	3,1	6,5	383						
kalkhoudende zandgrond	3,5	7,8	39						
zeeklei	4,5	7,4	216						
oude kleigrond	4,2	5,9	8						
rivierklei	4,3	7,2	93						
dikke klei- eerdgronden	6,9	6,9	1						
Nederland (tot)	3,5	7,2	1007	geen	geen	geen	geen	4,7	6,8

Tabel 13. Voorbeeld van strooisel (bovenste bodemlaag) gegevens van de samengevatte bodem-dataset voor het kenmerk Cu, met daarin geprojecteerd de gegevens omtrent het bereik van (a) vóórkomen in het veld, (b) afwezigheid in veldmonsters, en (c) autecologische preferenties van *F. candida*. In het linkergedeelte wordt de spreiding samengevat voor de 8 afzonderlijke bodemtypen, en de onderste regel toont de spreiding in de dataset van *F. candida* voor geheel Nederland.

strooisel				<i>F. candida</i>				lab. condities	
Cu	Bereik			veld	veld		lab. condities		
Regio	5perc	95perc	n	waargenomen	95perc	niet waargenomen	95perc	voorkomen	95perc
Veen	7,2	90	279						
kalkloze leemgrond	7,8	15	8						
kalkloze zandgrond	1,5	26	424						
kalkhoudende zandgrond	1,0	15	31						
zeeklei	8,7	47	214						
oude kleigrond	7,3	49	8						
rivierklei	15,7	73	98						
dikke klei- eerdgronden	5,0	5	1						
Nederland (tot)	2,4	66	1063	geen	geen	geen	geen	geen	geen

Tabel 14. Voorbeeld van strooisel (bovenste bodemlaag) gegevens van de samengevatte bodem-dataset voor het kenmerk Zn, met daarin geprojecteerd de gegevens omtrent het bereik van (a) vóórkomen in het veld, (b) afwezigheid in veldmonsters, en (c) autecologische preferenties van *F. candida*. In het linkergedeelte wordt de spreiding samengevat voor de 8 afzonderlijke bodemtypen, en de onderste regel toont de spreiding in de dataset van *F. candida* voor geheel Nederland.

strooisel				<i>F. candida</i>				lab. condities	
Zn	Bereik		n	veld	veld		veld	voorkomen	
Regio	5perc	95perc		waargenomen	5perc	95perc	niet waargenomen	5perc	95perc
Veen	22	245	279						
kalkloze leemgrond	33	89	8,0						
kalkloze zandgrond	7,3	77	431						
kalkhoudende zandgrond	7,9	113	39						
zeeklei	33	216	216						
oude kleigrond	25	472	8,0						
rivierklei	53	242	98						
dikke klei- eerdgronden	43	43	1,0						
Nederland (tot)	12	200	1080	geen	geen	geen	geen	8,5	24

Tabel 15. Voorbeeld van strooisel (bovenste bodemlaag) gegevens van de samengevatte bodem-dataset voor het kenmerk Lutum, met daarin geprojecteerd de gegevens omtrent het bereik van (a) vóórkomen in het veld, (b) afwezigheid in veldmonsters, en (c) autecologische preferenties van *F. candida*. In het linkergedeelte wordt de spreiding samengevat voor de 8 afzonderlijke bodemtypen, en de onderste regel toont de spreiding in de dataset van *F. candida* voor geheel Nederland.

strooisel				<i>F. candida</i>				lab. condities	
Lutum	Bereik		n	veld	veld		veld	voorkomen	
Regio	5perc	95perc		waargenomen	5perc	95perc	niet waargenomen	5perc	95perc
Veen	2,8	43	237						
kalkloze leemgrond	8,1	24	7,0						
kalkloze zandgrond	0,7	11	201						
kalkhoudende zandgrond	0,3	20	35						
zeeklei	8,2	39	215						
oude kleigrond	11	28	7,0						
rivierklei	10	47	94						
dikke klei- eerdgronden	14	14	1,0						
Nederland (tot)	1,1	48	797	geen	geen	geen	geen	1,9	70

Tabel 16. Voorbeeld van strooisel (bovenste bodemlaag) gegevens van de samengevatte bodem-dataset voor het kenmerk Organische stof, met daarin geprojecteerd de gegevens omtrent het bereik van (a) vóórkomen in het veld, (b) afwezigheid in veldmonsters, en (c) autecologische preferenties van *F. candida*. In het linkergedeelte wordt de spreiding samengevat voor de 8 afzonderlijke bodemtypen, en de onderste regel toont de spreiding in de dataset van *F. candida* voor geheel Nederland.

strooisel				<i>F. candida</i>				lab. condities	
OS	Bereik		n	veld	veld		veld	voorkomen	
Regio	5perc	95perc		waargenomen	5perc	95perc	niet waargenomen	5perc	95perc
Veen	5,4	54	243						
kalkloze leemgrond	2,8	6,5	8						
kalkloze zandgrond	2,7	17	401						
kalkhoudende zandgrond	1,0	15	37						
zeeklei	2,7	26	171						
oude kleigrond	4,4	13	8						
rivierklei	3,8	33	98						
dikke klei- eerdgronden	8,0	8,0	1						
Nederland (tot)	2,8	46	967	geen	geen	geen	geen	2,3	10

Appendix 7. Verzendlijst.

1. Mr. A.B. Holtkamp, Directoraat-Generaal Milieubeheer, Directie Stoffen, Afvalstoffen, Straling
2. Drs. I. Maas, Directoraat-Generaal Milieubeheer, Directie Stoffen, Afvalstoffen, Straling
3. Dr. D.W.G. Jung, Directoraat-Generaal Milieubeheer, Directie Stoffen, Afvalstoffen, Straling
4. Dr. S. Boekhold, Directoraat-Generaal Milieubeheer, Directie Bodem, Water, Landelijk Gebied
5. Dr. T. Crommentuijn, Directoraat-Generaal Milieubeheer, Directie Bodem, Water, Landelijk Gebied
6. Drs. D. Jonkers, Directoraat-Generaal Milieubeheer, Directie Bodem, Water, Landelijk Gebied
7. Dr. F. van Assche, ILZRO, Brussel
8. Dr. M. Berg, Vrije Universiteit, Amsterdam
9. Dr. K. Delbeke, European Copper Institute, Brussel
10. Dr.Ir. C.A.M. van Gestel, Vrije Universiteit, Amsterdam
11. R.M.J. Kleukers, EIS-Nederland, Leiden
12. Dr. P. Römken, Alterra, Wageningen
13. Dr. E. Smolders, Katholieke Universiteit Leuven, Leuven
14. Dr. E. Sneller, RIZA, Lelystad
15. Prof. Dr. N.M. van Straalen, VU, Amsterdam
16. Dr. W.J.M. van Tilborg, VTBV, Rozendaal
17. Dr. J. van Wensem, TCB, Den Haag
18. Dr. G. Zwolsman, RIZA, Dordrecht
19. Depot Nederlandse Publicaties en Nederlandse Bibliografie
20. Directie RIVM
21. Directeur sector 3/4, Dr.Ir. G. de Mik
22. Directeur sector 5, Ir. F. Langeweg
23. Hoofd Laboratorium CSR, Dr. H. Könemann
24. Hoofd Laboratorium ECO, Drs. J.H. Canton
25. Dr. W. Slooff, RIVM/CSR
26. Dr. M.P.M. Janssen, RIVM/CSR
27. Drs J. A. Janus, RIVM/CSR
28. SBC / Communicatie
29. Bureau Rapportenregistratie
30. Bibliotheek RIVM
31. – 35. Bureau Rapportenbeheer
36. – 39. Auteurs
40. – 50. Reserve exemplaren