

**RIJKSINSTITUUT VOOR VOLKSGEZONDHEID EN MILIEU
BILTHOVEN**

Rapportnr. 712910005

**Een indicatorsysteem voor life support functies van de
bodem in relatie tot biodiversiteit**

A.J. Schouten, L. Brussaard¹, P.C. de Ruiter², H. Siepel³ en
N.M. van Straalen⁴

mei 1997

¹ Vakgroep Terrestrische Oecologie en Natuurbeheer, LUW

² Afdeling Bodemecologie en Milieuchemie, AB-DLO

³ Afdeling Dieroecologie, IBN-DLO

⁴ Vakgroep Oecologie en Oecotoxicologie, VU-Amsterdam

Dit onderzoek werd verricht in een gecombineerde opdracht van het Directoraat-Generaal Milieubeheer, Directie Strategische Planning (project 408504, MB/MV indicatoren), de Directie Stoffen, Veiligheid en Straling, en de RIVM-Directie in het kader van het project Multistress effecten in Terrestrische Ecosystemen (projectnr. 712910 / 712904).

Verzendlijst

- 1 Directeur van de directie Stoffen, Veiligheid en Straling, DGM-VROM, Dr. C.M. Plug
- 2 Plv. DG Milieubeheer, Dr. Ir. B.C.J. Zoeteman
- 3 Drs. R. Brinkman, DGM-SP, Den Haag
- 4 Drs. C. Denneman, DGM-Bo, Den Haag
- 5 Drs. A.W.M. Eijs, DGM-SVS, Den Haag
- 6 Dr. G. Hekstra, DGM-SVS, Den Haag
- 7 Mr. A.B. Holtkamp, DGM-Bo, Den Haag
- 8 Mw. Drs L. Oosterhuis, DGM-SVS, Den Haag
- 9 Mw. Ir. J.G. Robberse, DGM-Bo, Den Haag
- 10 Ir. J.F.M. van Vliet, DGM-DWL, Den Haag

- 11 Drs. D. Bal, IKC-NBLF, Wageningen
- 12 Drs. M. Berg, VU-Amsterdam
- 13 Dr. J. Bloem, AB-DLO, Haren
- 14 Dr. T. Bongers, LU-Wageningen
- 15 Dr. L.A. Bouwman, AB-DLO, Haren
- 16 Dr. W. Didden, LU-Wageningen
- 17 Dr. R.G.M. de Goede, Biologisch Station Wijster
- 18 Mw. Ir. E.C. Gleichman-Verheijen, RMNO, Rijswijk
- 19 Ir. H. Keidel, BLGG, Oosterbeek
- 20 Dr. F. Klijn, Waterloopkundig Laboratorium, Delft.
- 21 Drs. G. Korthals, NIOO-Heteren
- 22 Dr. Th. W. Kuyper, Biologisch Station Wijster
- 23 Drs. G.W. Lammers, IKC-NBLF, Wageningen
- 24 Drs. Ir. J.B. Latour, MEP-TNO, Apeldoorn
- 25 Dr. E.J. van Nieuwerke, Nationaal Natuurhistorisch Museum. EIS-Nederland, Leiden
- 26 Drs. R van Oosterbrugge, IKC-NBLF, Wageningen
- 27 Dr. A.J. van Strien, CBS, Voorburg
- 28 Drs W. Tamis, CML, Leiden
- 29 Dr. J.J. Vegter, TCB, Den Haag
- 30 Dr. H.A. Verhoef, VU-Amsterdam
- 31 Mw. Dr. E. van der Voet, CML, Leiden
- 32 Dr. F. Zoon, IPO-DLO, Wageningen
- 33 Depot Nederlandse Publicaties en Nederlandse Bibliografie

- 34 Directie van het Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu
- 35 Ir. F. Langeweg, SB5/RIVM
- 36 Dr. R. Alkemade, LBG/RIVM

37	Dr. P. van Beelen, ECO/RIVM
38	Ir. R. van den Berg, LBG/RIVM
39	Ing. G.P. Beugelink, LBG/RIVM
40	Drs. B.J.E. ten Brink, LBG/RIVM
41	Dr. A.M. Breure, ECO/RIVM
42	Dr. Ir. J.J.B. Bronswijk, LBG/RIVM
43	Ir. W. van Duijvenbooden, LBG/RIVM
44	Dr. H. Eijsackers, LBG/RIVM
45	Mw. M.L.P. van Esbroek, LBG/RIVM
46	Dr. Ir. H. van Grinsven, LBG/RIVM
47	Dr. J.A. Hoekstra, MNV/RIVM
48	Prof. dr. H.A.M. de Kruijf, BIS/RIVM
49	Dr. Ir. J. Notenboom, ECO/RIVM
50	Dr. L. Posthuma, ECO/RIVM
51	Drs. R. Reiling, MNV/RIVM
52	Dr. W. Slooff, MNV/RIVM
53	Drs. T. Traas, ECO/RIVM
54	Drs. J. Wiertz, LBG/RIVM
55	Drs. W.J. Willems, LBG/RIVM
56	Drs. D. de Zwart, ECO/RIVM
57-67	Auteurs
68	SBD/Voorlichting & Public Relations
69	Bureau Rapporten Registratie
70-71	Bibliotheek RIVM
72-95	Reserve exemplaren ten behoeve van Bureau Rapporten Beheer
96-100	Reserve exemplaren LBG.

Voorwoord

Het ontwerp van een indicatorsysteem voor life support functies in de bodem is direct voortgekomen uit een verzoek c.q. opdracht vanuit de Directie Stoffen, Veiligheid en Straling van het DGM. Dit project kon echter mede tot een geslaagd einde gebracht worden dankzij de verschillende ontwikkelingen die de afgelopen jaren hebben plaatsgevonden. De tijd is als het ware rijp om een dergelijke stap vooruit te maken. In dit verband kunnen genoemd worden: 1) de recente ontwikkelingen binnen het (toonaangevende) Nederlandse bodembologisch onderzoek, 2) de bereidheid om vanuit dit onderzoeksveld toegepaste en beleidsrelevante producten te leveren, 3) de verschillende studies naar de mogelijkheden om biologische indicatoren voor bodemkwaliteit te ontwikkelen, 4) de internationale aandacht voor het behoud van biologische diversiteit en de (terecht) brede formulering van het begrip, en 5) de pragmatische wijze waarop het Nederlandse natuur- en milieubeleid invulling heeft gegeven aan de verplichtingen voortgekomen uit het Verdrag van Rio de Janeiro.

Het indicatorsysteem is uitgewerkt door een projectgroep bestaande uit de auteurs van dit rapport. Binnen de verschillende onderzoeksgroepen hebben echter ook anderen een substantiële bijdrage geleverd aan de beschrijving van indicatoren. In het bijzonder dienen Wim Didden, Thom Kuyper en Ron de Goede (allen LUW-TON) genoemd te worden.

In diverse vergaderingen en discussie-bijeenkomsten is door een scala aan personen bijgedragen aan de gedachtenvorming en het selectieproces. In dit verband willen we dank zeggen aan Arthur Eijs en Lelia Oosterhuis (DGM-SVS), Ester van der Voet, Frans Klijn, Wil Tamis (CML), Joris Latour, Ben ten Brink, Jaap Wiertz, Rob Alkemade (RIVM-LBG), Theo Traas en Ton Breure (RIVM-ECO).

Het indicatorsysteem beschreven in dit rapport is gebaseerd op bijdragen van elk van de auteurs. Dit neemt niet weg dat er verschillen in opvatting zijn over de wetenschappelijke diepgang, waarmee een antwoord gegeven moet worden op vragen over de bedreiging van biodiversiteit en de functionele aspecten daarvan. Het verdrag van Rio de Janeiro heeft zeer hoge doelstellingen gegeven aan het behoud van alle vormen van biologische diversiteit. Deze zijn niet allemaal in een beperkt én uitvoerbaar indicatorsysteem te condenseren. Het systeem is opgezet vanuit een pragmatische en functionele invalshoek. Het richt zich bovendien alleen op een aantal groepen in de bodem. Het indicatorsysteem beoogt echter meer te zijn dan een versimpelde bodemvruchtbaarheids-indicator. Dit zou geen recht doen aan de doelstellingen van het verdrag van Rio, en een magere afspiegeling zijn van het voorgenomen beleid van de Nederlandse overheid. Desondanks blijven er, ook bij toepassing van het indicatorsysteem, diverse aspecten van biodiversiteit van lagere levensvormen en terrestrische life support functies onbelicht. Er zijn meerdere invalshoeken en methoden nodig om een compleet beeld te krijgen van de verschillende vormen van biologische activiteit, en het succes van het overheidsbeleid om die te behouden.

Inhoudsopgave

	blz.
Verzendlijst	2
Voorwoord	4
Summary	6
Samenvatting	9
1. Inleiding.	12
2. Rol en functie van bodemorganismen	15
3. Recente ontwikkelingen in de bodembiologie	19
4. Bio-indicatorsystemen, biomonitoring en meetnetten	21
5. Life support functies als onderdeel van het biodiversiteitsbeleid	
5.1 Biodiversiteit in het milieu- en natuurbeleid	27
5.2 Voorbeelden van verstoorde life support functies	28
6. Concept voor een indicatorsysteem voor life support functies van de bodem	
6.1 Uitgangspunten en afbakening	34
6.2 Werkwijze en redentie achter het indicatorsysteem	35
6.3 Biologisch indicatorsysteem voor life support functies van de bodem	38
7. Discussie	
7.1 Soortgerichte- versus procesgerichte benadering	44
7.2 Uitvoerbaarheid en knelpunten	45
7.3 Minimumvarianten	47
7.4 Inpasbaarheid in het Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit (LMB)	49
8. Conclusies en aanbevelingen	53
9. Referenties	55
Bijlage 1 Schatting van kosten voor meting van de indicatoren	61
Bijlage 2 Gedetailleerde uitwerking van de indicatoren	62
Bijlage 3 Microkosmosen als instrument in een bodembiologische indicator	87

Summary

In the summer of 1994 the Dutch government ratified the UNCED Biodiversity Convention of Rio de Janeiro 1992. The different national laws and programs for environmental protection, nature management and water quality control, formally meet the obligations of the convention. Nevertheless, a strategic action plan has been designed to fill up the gaps in biodiversity aims, research, technology and international politics.

One of the activities in the Strategic Plan of Action (SPA) is the development policy-objectives on biodiversity outside the (protected) nature area's. In the cultured areas sustainable use of ecosystems and maintenance of functions are the main objectives. The total number of essential ecological processes is referred to as the Life Support System (LSS). The soil is significant in supporting life support functions. Most functions stem from activities of soil organisms. In this context there is a need for an indicator system that detects threats to the breakdown of life support functions. The development of such an instrument is also of importance for regular reports about "The environmental balance" and the "National environmental outlook". First ideas for a soil-LSS indicator system were developed during workshops described in Schouten et al. (1995) and Vista (1996).

From the viewpoint of functional biodiversity, an indicator for soil life support functions could best be based on the measurement of processes. However, soil processes fluctuate strongly in time and space. Establishing a mean annual value of a process requires an intensive sampling programme, and is difficult to realize on a national scale. Therefore it is more practical to use the species composition, aggregated in functional groups, as an indicator for processes. The relationship between species composition and ecosystem functioning is difficult to quantify. When species disappear, others can become more dominant and take over a link in the process. It is possible that a process will continue while species composition has changed or degraded. So the preservation of biodiversity can not be guaranteed by measuring process values. Processes are too general or insensitive as an early warning indicator.

In general, heavy pollution or disturbances select for a few resistant species. In such a situation the ecological basis for processes has become very narrow. When the resistant species disappear, a process stops and the life support function is permanently affected.

The indicator system for life support functions of the soil is based on the following hypothesis:
The threat of vital soil processes can be expressed by comparing the number of species in functional groups of a certain area with its reference (undisturbed locations).

A process is assumed to continue to exist with fewer species, in which case the risk of instability and uncontrolled fluctuations will increase.

Since the indicator system is designed from a functional point of view, a selection of soil organisms had to be related to the most important life support functions. Moreover, the aim was to

obtain a representative view (section) of the soil ecosystem, in which a foodweb model for the quantification of several life support functions could be used. Processes belonging to these functions were then listed, including the responsible groups of organisms. The ultimate indicators were chosen on the basis of a criteria list of for example: possibilities for measurement in a monitoring programme, sampling ease, costs of analysis, and diversity of species and functional groups. The selection procedures resulted in a set of 12 indicatory variables. These give indicators in the form of diversity within functional groups, a number of bacterial degradation routes and model predictions about nitrogen mineralization from the food web and system stability. The indicator system is summarized in the next table.

Biological indicator system for life support functions of the soil. DivS/FG= number of species per functional group, DivF= diversity of functions, MI= maturity index, PPI= plant parasite index. Functional (ecological) groups derive from subdivisions of taxonomic units indicated under Indicatory variables. Details are given in appendix 2.

Life support functions	Processes	Indicatory variable (taxonomic group)	Indicator
Decomposition of organic material	Fragmentation	1. Earthworms + Enchytraeids 2. Mites	DivS/FG, DivF, mass, number DivS/FG, DivF
	Transformation of organic substrate	3. Bacterial degradation routes 4. Mushrooms 5. Genetic diversity microflora	DivF (biolog test) DivS/FG, DivF Bacterial DNA-polymorphism
Recycling of nutrients	Nitrogen mineralization	6. Trophic interactions = 1 + 2 + 7 + 8 + 9 + 10 (in number and biomass)	Nitrogen production (kg N/ha/j) from food web (model calculation)
	<i>subproces:</i>		
	Microbial activity	7. Micro-organisms (bacteria + fungi)	Number, biomass, thymidine-incorporation.
	Predation microflora (bacteria + fungi)	8. Protozoans 9. Nematodes 10. Springtails 2. Mites	Active/inactive cysts, DivS/FG, DivF, MI DivS/FG, DivF DivS/FG, DivF
	Plant feeding	9. Nematodes (+ 2 +10)	DivS/FG, DivF, PPI
	Predation	2. Mites (+ 9 + 10)	DivS/FG, DivF
Availability of nutrients for plants	N-, P- and H ₂ O-uptake	4. Mycorrhiza mushrooms	DivS/FG, DivF
	Nitrification	11. Nitrifying bacteria	Nitrate production out of NH ₃
Formation of soil structure	Bioturbation + formation of soil aggregates	1. Earthworms + Enchytraeids	DivS/FG, DivF, biomass, number
Stability soil ecosystem	Trophic interactions	12. Structure community = 1 + 2 + 7 + 8 + 9 + 10 (in number and biomass)	Structure pyramid (model calculation)

The indicators in the system are the result of a stepwise selection process. This selection in combination with the functional approach ends up in an incomplete cross-section through the soil ecosystem. The individual indicators have a qualitative character. Integration of data about the different indicators by a food web model, enters the possibility for quantification of (the LSF) nutrient mineralization, in this case specified for nitrogen (no. 6). Based on the same measurements the stability of the system can be calculated (no 12).

There is not an easy policy or solution for the life support approach for (soil) biodiversity conservation on a national scale. The quality of life support functions can be described by the more traditional total soil fauna diversity. However, in this way not all taxonomic groups can be taken into account. The functional ecological approach of analysing the species composition, completed with numbers, biomass and activity for food web modelling, is hardly applicable on a national scale. On the other hand, the biochemical approach with direct measurements of processes is too general and asks intensive sampling campaigns in time and space.

The indicator system presented in this report tries to give the golden mean, that can practically be realized. For that reason, concrete descriptions of the chosen indicators are given in appendix 2. With the knowledge and expertise available in different Dutch institutes and universities, the indicator system can be accomplished. The RIVM National Soil Quality Monitoring Network (200 locations) offers a usable infrastructure, and the advantage of available comprehensive abiotic measurements. The combination of biotic and abiotic measurements in the same monitoring programme leads to the possibility of deducting response models for the individual indicators. On the basis of this information predictions can be made about effects of environmental scenario's in 5 to 10 years time.

To establish the scale on which indicators fluctuate, it is necessary to make reference descriptions and determine effects of severe disturbances. This will give a yardstick to judge the seriousness of a given situation.

The number of indicators in the system can be minimized. Several alternatives are described in chapter six. However, almost in every case this will lead to a reduction in the variety of life support functions covered, or the loss of food web modelling.

From a scientific and pragmatic point of view, the life support concept can be an operational approach for the protection and sustainable use of soil biodiversity. Policy goals can be formulated on the basis of deviation from a chosen reference situation. Realization of the indicator system will depend on the need for this kind of information, the available finances, and the control through research programmes by the involved ministries.

Samenvatting

In het Strategisch Plan van Aanpak biodiversiteit (SPA) worden beleidsdoelstellingen ontwikkeld voor het behoud van biodiversiteit buiten de Ecologische Hoofdstructuur (actiepunten NMW 1b). Het duurzaam gebruik van ecosysteemprocessen is hierbij een belangrijk uitgangspunt voor het behoud van functies. De rijksoverheid wil een landelijk beeld van de kwaliteit van bodemecosystemen als productiemiddel (bijv. landbouw) voor de mens en als ecosysteem dat bijdraagt aan de instandhouding van een zo natuurlijk en stabiel mogelijk milieu. Aspecten zoals gesloten stofkringlopen (geen uitspoeling), natuurlijke plaagregulatie, laag energieverbruik, en efficiënt ruimtegebruik zijn daarbij belangrijk. Deze aspecten zijn ook van belang voor provinciale overheden.

Het geheel aan ecologische processen dat bijdraagt aan het (natuurlijk) functioneren wordt aangeduid met de term *life support system*. De bodem is een belangrijke drager van life support functies. De meeste functies zijn een resultante van de activiteiten van bodemorganismen. Daarom is er primair behoefte aan een bodembologisch indicatorsysteem waarmee een beeld kan worden gegeven van de mate waarin life support functies worden bedreigd. De ontwikkeling van zo'n indicator is tevens van belang voor gebruik in de milieu- en natuurverkenningen. In 1995 zijn hierover concrete ideeën gevormd in enkele workshops (zie Schouten et al., 1995; Vista, 1996).

Bij de opzet van een indicatorsysteem is uitgegaan van een functioneel gerichte invalshoek met de volgende hypothese: *de bedreiging van de vitale bodemprocessen is gerelateerd aan het aantal (groepen van) soorten die aanwezig zijn voor het uitvoeren van een bepaald proces. Als referentie dient het aantal betrokken soorten in een natuurlijke ongestoorde situatie. De gedachte hierbij is, dat naarmate er minder soorten zijn het proces op zich nog wel kan plaatsvinden, maar dat het risico van instabiliteit en ongecontroleerde fluctuaties steeds groter wordt.*

In eerste instantie zijn de belangrijkste life support functies van de bodem geselecteerd. Vervolgens zijn bijbehorende processen beschreven, met de soortgroepen die hier verantwoordelijk voor zijn. Bij de keuze van de uiteindelijke indicatoren (=hetgeen berekend of gemeten wordt) zijn praktische aspecten als meetbaarheid, kosten van analyse en de diversiteit van vertegenwoordigde functies in beschouwing genomen. Zonder volledig te kunnen zijn, is gestreefd naar het verkrijgen van een representatieve doorsnede van het bodemecosysteem, waaruit m.b.v. modellen kwantificering van een aantal life support functies mogelijk is. Dit heeft geresulteerd in een set van 12 verschillende indicatieve variabelen die ieder een indicator opleveren, meestal in de vorm van een waarde voor de soortendiversiteit binnen een functionele groep. Hieruit is ook de diversiteit aan functies af te leiden. Tevens is een koppeling te maken met reeds bestaande ecologische indices. Beoordeling vindt plaats door vergelijking met een gekozen (of opgestelde) referentie. Het indicatorsysteem is samengevat in onderstaand schema:

Biologisch indicatorsysteem voor life support functies van de bodem. DivS/FG= aantal soorten per functionele groep, DivF= diversiteit in functies, MI= maturity index, PPI= plant parasite index. Functionele (ecologische) groepen komen tot stand door onderverdeling van de taxonomische eenheden genoemd bij de Indicatieve variabelen. Voor details zie bijlage 2.

<i>Life support functies</i>	<i>Processen</i>	<i>Indicatieve variabele (soortengroep)</i>	<i>Indicator</i>
Afbraak van organisch materiaal	Fragmentatie	1. Wormen + potwormen 2. Mijten	DivS/FG, DivF, massa, aantal DivS/FG, DivF
	Organische substraat omzetting	3. Bacteriële afbraakroutes 4. Paddestoelen 5. Genetische. div. microflora	DivF (biologtoets) DivS/FG, DivF Bacterieel DNA-polymorfie
Recycling voedingsstoffen	Stikstof-mineralisatie	6. Trofische interacties = 1 + 2 + 7 + 8 + 9 + 10 (in aantal en biomassa)	Stikstofproductie (kg N/ha/j) uit voedselweb (modelmatig)
	<i>Deelprocessen:</i>		
	Microbiële activiteit	7. Microorganismen (bacteriën + schimmels)	Aantal, massa, activiteit (thymidine-inbouw).
	Begrazing microflora (bacteriën + schimmels)	8. Protozoën 9. Nematoden 10. Springstaarten 2. Mijten	Actieve/inactieve cysten, DivS/FG, DivF, MI DivS/FG, DivF DivS/FG, DivF
	Wortelvraat	9. Nematoden (+ 2 +10)	DivS/FG, DivF, PPI
	Predatie	2. Mijten (+ 9 + 10)	DivS/FG, DivF
Beschikbaarheid voedingsstoffen voor planten	N-, P- en H ₂ O-opname	4. Mycorrhiza paddestoelen	DivS/FG, DivF
	Nitrificatie	11. Nitrificerende bacteriën	Nitraatvorming uit ammonium
Bodemstructuurvorming	Bioturbatie + aggregaatvorming	1. Wormen + potwormen	DivS/FG, DivF, massa, aantal
Stabiliteit Bodem-ecosysteem	Trofische interacties	12. Opbouw levensgemeenschap = 1 + 2 + 7 + 8 + 9 + 10 (in aantal en biomassa)	Structuur voedselpiramide (modelmatig)

De gevolgde benadering is in principe kwalitatief van aard. Kwantitatieve veranderingen in de grootte van life support functies zijn hoofdzakelijk te verkrijgen door gebruik te maken van modellen voor de stikstofmineralisatie (indicator 6) en de stabiliteit (indicator 12).

Life support functies en processen zijn op twee manieren meetbaar te maken. Enerzijds zijn life support functies (in theorie) voor een deel rechtstreeks te meten. Het verband met biodiversiteit wordt dan echter niet gelegd. Anderzijds kan een analyse van de soortensamenstelling een modelmatige kwantificering van processen gegeven worden.

Het bovenbeschreven indicatorsysteem beoogt een praktisch uitvoerbare (midden)weg te bewandelen, o.a. door gebruik te maken van beproefde meetmethoden. Deze zijn in de bijlage 2 beschreven. Met de huidige kennis en expertise die bij de verschillende instituten en universiteiten aanwezig is, kan nu reeds concreet uitvoering worden gegeven aan het indicatorsysteem. Het RIVM- Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit biedt een bruikbare infrastructuur en het voordeel dat abiotische eigenschappen reeds uitgebreid gemeten worden op dezelfde locaties. Bij een voldoende aantal meetlocaties bestaat ook de mogelijkheid om (statistische) responsmodellen af te leiden voor de verschillende indicatoren. Voor het vaststellen van de schaal waarop indicatoren kunnen variëren en het opstellen van referentiebeelden is aanvullend (veld-, literatuur-)onderzoek nodig. Verdere inperking van de set indicatoren tot minimumvarianten is mogelijk. Dit leidt echter ontegenzeggelijk ook tot afname van het aantal functies waarover een indicatie verkregen wordt of het verlies van de mogelijkheid om processen te modelleren.

De vraag, óf en hoe een bodembiologische indicator voor life support functies gestalte krijgt hangt af van de wensen, eisen en financiële mogelijkheden van de ministeries die bij de uitvoering van het beleid ter behoud van de biologische diversiteit betrokken zijn (VROM, LNV, V&W, OCW). Duidelijke stellingname en sturing via (bestaande) onderzoeksprogramma's is gewenst.

1. Inleiding

Het huidige en toekomstige milieubeleid wordt uitgewerkt op basis van de visie dat ruimte, energie en biodiversiteit drie categorieën van schaarse 'goederen' zijn, die de milieugebruiksruimte en kwaliteitseisen bepalen. De beleidsdirecties binnen het Directoraat Generaal Milieubeheer (DGM) geven vanuit verschillende invalshoeken invulling aan de genoemde hoofdlijnen van het milieubeleid.

Een thema als (behoud van) Biodiversiteit vraagt een integrale benadering en maakt het noodzakelijk dat er binnen de onderzoeksweld en beleidsorganen nieuwe dwarsverbanden gelegd worden. Met het natuur- en milieubeleid, zoals dat o.a. is neergelegd in het Natuurbeleidsplan (NBP), Nationaal Milieubeleidsplan 2 (NMP-2), Derde Nota Waterhuishouding en Vierde Nota Ruimtelijke Ordening Extra, voldoet Nederland formeel aan de verplichtingen die voortkomen uit het Verdrag inzake Biologische Diversiteit (Rio de Janeiro, 1992).

Biodiversiteit is in het verdrag van Rio de Janeiro breed gedefinieerd. Het dekt biodiversiteitsbehoud van genetisch materiaal tot ecosysteemniveau, voor alle organismen (micro-organismen, hoge en lage dieren en planten). Naast intrinsieke waarde worden ook het ecologische, genetische, economische, recreatieve, sociale, educatieve, culturele en esthetische belang van biodiversiteit erkend. Het verdrag beperkt zich niet alleen tot het *behoud* van biodiversiteit maar richt zich ook op *duurzaam gebruik* en *functionele waarde*.

Nederland heeft in de zomer van 1994 het biodiversiteitsverdrag geratificeerd. Het Nederlandse beleid inzake biodiversiteit is verder uitgewerkt in een Strategisch Plan van Aanpak (SPA) waarin een aantal bestaande beleidslijnen worden versterkt en nieuwe worden uitgezet. In het SPA wordt extra aandacht gevraagd voor de volgende onderwerpen:

- operationalisering van beleidsdoelstellingen, vooral buiten de Ecologische HoofdStructuur;
- verbreding van biodiversiteit naar cryptobiota, life support systemen, genetische variatie en biotechnologie;
- versterking van de Nederlandse capaciteit gericht op kennis en behoud van mondiale biodiversiteit;
- verbetering van bestaande randvoorwaarden voor onderzoeksinspanning en technologie-overdracht;
- versterking van de politiek-bestuurlijke aandacht.

De voortgang van de acties, zoals voorgenomen in het SPA, wordt jaarlijks gerapporteerd aan de Tweede Kamer. In het totaal zijn 30 noodzakelijke acties geformuleerd, gegroepeerd in 6 thema's.

De hier beschreven studie is voortgekomen uit het SPA-actiepunt NMW 1b (Biologische diversiteit in Natuur-, Milieu-, en Waterbeleid): "*Operationaliseren van biodiversiteitsdoelstellingen buiten de EHS ten behoeve van het milieubeleid, met aandacht voor lagere levensvormen en life support system*".

Dit is een samenvoeging van de eerste twee aandachtspunten hierboven, echter zonder de onderwerpen genetische variatie en biotechnologie, die in andere actiepunten opgenomen zijn.

Het behoud van het life support system staat voor instandhouding van essentiële ecosysteemprocessen. Voor de bodem kan hierbij moet gedacht worden aan processen als decompositie, mineralisatie, en (gesloten) stofkringlopen, die van groot belang zijn voor landbouw, bosbouw en waterwinning.

Voor boven- en ondergrondse organismen met een levenswijze die aan het (menselijk)oog onttrokken is, wordt de term cryptobiota gebruikt. Het is duidelijk dat bijna alle bodemorganismen onder deze categorie geschaard kunnen worden.

In het SPA wordt een verband gelegd tussen de biodiversiteit van cryptobiota en het life support system (=relatie structuur en functie). Verstoringen door accumulatie van zware metalen, zure regen, vermesting, vervuiling van het grondwater, klimaatsveranderingen en verschillende vormen van landgebruik, zijn destabiliserende factoren voor bodemorganismen en daarmee voor de life support functie. Enkele voorbeelden van aantasting van life support functies worden gegeven in hoofdstuk 5.

Het concept van het life support system is in feite niet nieuw. Er bestaat sterke overeenkomst met reeds eerder geïntroduceerde begrippen of doelstellingen als: 'Multifunctionaliteit van de bodem'; "In standhouding van het draagvermogen van het milieu ten behoeve van duurzame ontwikkeling" (NMP). In diverse beleidsnotities zijn doelstellingen van soortgelijke strekking en formulering opgenomen. Te noemen zijn Derde Nota Waterhuishouding (streefbeelden), Vierde Nota over de Ruimtelijke Ordening Extra, Bosbeleidsplan, Structuurnota Landbouw, Structuurnota Zee- en Kustvisserij.

In dit rapport wordt een (gedeeltelijke) uitwerking gegeven aan het SPA-actiepunt NMW 1b. Het bevat tevens elementen uit de actiepunten NMW 2, NMW 5 en N59 uit het NMP 2. Verder sluit het aan bij de aanbevelingen die recent door verschillende adviesraden zijn gedaan (RMNO/NRLO, 1995) en programmeringsstudies die daar momenteel op volgen. Parallel aan dit project wordt door het Centrum voor Milieukunde Leiden een nadere analyse gemaakt van de (meer grootschalige) life support functies die voor Nederland te onderscheiden zijn vanuit antropocentrische invalshoek (zie Van der Voet et al., 1997). Het indicatorsysteem voor life support functies van de bodem kan gezien worden als een concrete uitwerking van doelstellingen voor een gedeelte van de CML-studie.

In een eerste fase van NMW 1b heeft een verkenning plaats gevonden van methoden om biodiversiteits-doelstellingen te concretiseren (Vista, 1996). In navolging van de Raad voor het Natuurbeheer (1995) worden doelstellingen daarin onderscheiden naar 4 categorieën, te weten:

- intrinsieke waarde biodiversiteit te rekenen tot de bijzondere natuur;
- intrinsieke waarde biodiversiteit te rekenen tot de algemene natuur;
- functionele waarde omwille van economische functies;
- functionele waarde omwille van life support functies.

Deze studie richt zich op de laatste categorie en heeft zich beperkt tot de life support functies van de bodem. Hiervoor zijn de belangrijkste functies geïnventariseerd en bijbehorende processen benoemd. Vervolgens zijn via een aantal stappen en selectiecriteria de indicatorgroepen gekozen. Hieruit zijn indicatoren af te leiden voor de diversiteit binnen een functionele groep, en daarmee ook voor de diversiteit aan functies. Dit resulteert uiteindelijk in een set indicatoren waarmee een goede doorsnede door het bodemecosysteem wordt verkregen, gebaseerd op de life support functies die door bodemorganismen worden gedragen. Bij de selectie van indicatoren is rekening gehouden met de mogelijkheden van concretisering en implementatie in een meetnetstructuur. De benodigde achtergrondinformatie is volgens een vast stramien uitgewerkt in meer gedetailleerde beschrijvingen, die opgenomen zijn in de bijlagen van dit rapport.

Hoofdstuk 2 geeft eerst een kort overzicht van de ecologische functie van bodemorganismen, aangevuld met een overzicht van recente ontwikkelingen op het onderzoeksterrein in hoofdstuk 3. Deze twee hoofdstukken zijn bedoeld als achtergrondinformatie en geven een nadere beschrijving van de life support functies van de bodem. In hoofdstuk 4 worden een aantal ontwikkelingen besproken rond het onderwerp bio-indicatorssystemen en biologische (bodem) meetnetten. De hoofdstukken 2, 3 en 4 zijn geen voorwaarde voor de leesbaarheid van **hoofdstuk 5 en 6**, die in feite de **kern** van dit rapport vormen. In hoofdstuk 6 wordt het opgestelde indicatorsysteem voor de life support functies van de bodem kort beschreven. In hoofdstuk 7 worden verschillende aspecten nader bediscussieerd. Aan bod komen de overgebleven knelpunten, kosten, minimumvarianten en mogelijkheden voor opname in het Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit.

2. Rol en functie van bodemorganismen

Alhoewel de bodem een onderdeel vormt van zowel terrestrische als aquatische ecosystemen, neemt het als subcompartiment een aparte plaats in. De energie-input van het bodemecosysteem hangt namelijk vrijwel geheel af van dood organisch materiaal en plantenwortels, die daarmee in feite een indirecte en moeilijk bereikbare vorm van zonne-energie zijn.

De afbraak van organisch materiaal (decompositie) en het vrijmaken van energie, opgeslagen in organische verbindingen, zijn twee belangrijke functies van het bodemecosysteem. Micro-organismen (bacteriën en schimmels) zijn kwantitatief de belangrijkste groepen, zij bezitten ook de specifieke enzymen om complexe organische verbindingen af te breken.

Bodemdieren spelen hierbij echter een belangrijke katalyserende rol in de vorm van fragmentatie, bioturbatie, begrazing en transport van bacteriën en schimmelsporen. De activiteit van bodemorganismen en het optimaal functioneren van een bodemvoedselweb is van nature bepalend voor de beschikbaarheid van voedingsstoffen voor planten, m.a.w. de bodemvruchtbaarheid.

In de bodem komt een grote variëteit aan organismen voor. Zonder volledig te zijn, kunnen deze in de volgende taxonomische groepen worden ingedeeld: bacteriën, schimmels, eencelligen (algen en protozoën), aaltjes (nematoden), potwormen, regenwormen, slakken en geleedpotigen. Onder de laatste groep vallen o.a. spinnen, mijten, pissebedden, duizendpoten, miljoenpoten, springstaarten, mieren en kevers. Verder kunnen een aantal kleine zoogdieren tot de (tijdelijke) bodemfauna gerekend worden.

In een meer traditionele benadering wordt vaak een indeling gehanteerd naar lichaamsbreedte. Onderscheiden worden dan de microfauna (breedte tot ca. 100 μm), mesofauna (100 μm tot 2 mm) en de macrofauna (2 mm tot 20 mm). Deze indeling geeft globaal ook een aanwijzing voor de schaal waarop bodemprocessen worden beïnvloed (Verhoef & Brussaard, 1990). De microfauna (protozoën en nematoden) leven in de watergevulde poriën van de bodem. Ze vertegenwoordigen diverse trofische niveaus doordat ze zich voeden met bacteriën, schimmels en de inhoud van plantenwortels. De mesofauna heeft z'n leefruimte in de grotere luchtgevulde ruimten van de bodem. Ook deze groep heeft een diversiteit aan voedingsrelaties binnen het voedselweb. De mesofauna en macrofauna zorgen in belangrijke mate voor de fragmentatie van dood organisch materiaal. Hierdoor vindt oppervlaktevergroting plaats, wordt het substraat gemengd, en met micro-organismen geënt. De macrofauna is groot genoeg om de structuur van de bodem te veranderen. Met name regenwormen zijn bekend om hun graaactiviteiten, waarmee tevens een belangrijke bijdrage wordt geleverd aan de vorming van bepaalde bodemtypen.

In het bodemecosysteem bestaat de belangrijkste energiebron uit dood organisch materiaal van plantaardige en dierlijke oorsprong. Door een voortdurende recycling van organische verbindingen wordt de opgeslagen energie weer vrijgemaakt en komen uiteindelijk koolstofdioxide en mineralen vrij. Dit zijn de bouwstoffen die planten opnieuw nodig hebben bij de fotosynthese van

organische verbindingen. De complexiteit aan voedingsrelaties binnen het bodemvoedselweb is van belang voor een optimale recycling en gedoseerde levering van (minerale) voedingsstoffen naar het bodemwater. In de landbouw wordt de afhankelijkheid van bodembioologische processen omzeild door het gebruik van kunstmest. Daarnaast worden bestrijdingsmiddelen gebruikt om oogstverlies door vraat tegen te gaan. Hierbij worden echter ook z.g. 'non-target' organismen beïnvloed. De gevolgde methoden resulteren in een hoge opbrengst, maar tegelijkertijd ontstaat onbalans in het systeem. Processen zijn niet meer gesloten tot cycli en uitspoeling van voedingsstoffen (bijv. nitraat) en pesticiden naar het grond- en oppervlaktewater is het gevolg.

Na een overwegend inventariserende en beschrijvende beginfase, heeft de bodembioologie zich gericht op het kwantificeren van de belangrijkste processen. In het kader van het voormalig International Biological Programme (IBP) is voor een groot aantal ecosysteemttypen (toendra tot tropisch regenwoud) getracht een energiebalans op te stellen en de bijdrage van bodemfauna aan de 'energy-flow' te schatten. Dit is gedaan aan de hand van aantallen bodemdieren, berekening van de energie opgeslagen in biomassa, en de efficiënties waarmee omzettingen (voedsel naar biomassa) verlopen. Een samenvatting en integratie van het bodembioologische onderzoek in het IBP is gemaakt door Petersen & Luxton (1982).

Uit energiebudget-studies voor het gehele bodemecosysteem is gebleken dat bacteriën en schimmels doorgaans verantwoordelijk zijn voor ca. 90% van de bodemademhaling (Persson et al., 1980; Petersen & Luxton, 1982). Door een individuele groep als bijvoorbeeld de bodemnematoden wordt dan maximaal voor een paar procent bijgedragen aan de totale energiestroom. Dit leidt al snel tot veronderstelling dat de rol van bodemfauna slechts van ondergeschikte betekenis is. Diverse studies hebben echter aangetoond dat deze gedachtengang niet juist is. Bodemfauna blijkt voor een aanzienlijke versnelling van de decompositie te kunnen zorgen, al is dit effect hoofdzakelijk indirect van aard (Santos et al., 1981; Verhoef & Brussaard, 1990). Door begrazing wordt de 'turnover' van schimmels en bacteriën gestimuleerd. Als gevolg van bewegingen van bodemfauna door de bodem vindt tevens verspreiding van de microflora plaats en wordt nieuw substraat geënt. Uitgescheiden faeces vormen een goede voedingsbodem voor de microflora.

Het effect van bodemdieren op de mineralisatie van nutriënten (bijv. stikstof en fosfor) is doorgaans nog groter dan die op de koolstofmineralisatie. Naast het indirecte effect op de activiteit van de microflora zijn er nog twee aspecten in de fysiologie en biochemie van verschillende bodemdieren van belang. In de eerste plaats hebben veel bodemdieren een lage assimilatie- en productie-efficiëntie. Ze moeten dus relatief veel eten om voldoende energie op te kunnen nemen voor groei en reproductie. Ten tweede is de C/N-ratio in hun lichaam groter dan bij bacteriën. Voor de meeste bodemdieren ligt deze in de orde 10:1, terwijl het voor bacteriën ca. 4:1 bedraagt. Door bacteriën te eten krijgt de bodemfauna dus een overschot aan stikstof binnen, dat ook weer snel zal worden uitgescheiden. Verhoef & Brussaard (1990) concluderen aan de hand van een groot aantal resultaten uit experimenten en veldproeven, uitgevoerd met bodems uit diverse ecosystemen (prairies, bossen, landbouwgronden), dat de bijdrage van de bodemfauna aan de

mobilisatie van stikstof meestal in de orde van 30% ligt. Experimenteel onderzoek heeft tevens aangetoond dat de beschikbaarheid van voedingsstoffen, en daarmee de productie van bladeren en wortels, voor planten duidelijk toeneemt door de activiteiten van bodemorganismen (Woods et al., 1982; Clarholm, 1985; Ingham et al., 1985).

Verder is de structuur van het voedselweb (levensgemeenschap) van belang. Bij een gering aantal trofische niveaus kan geen echte cyclus ontstaan en vindt opnieuw immobilisatie van voedingsstoffen plaats in de laatste schakel. Predatoren hebben in dit verband een belangrijke regulerende functie (Santos et al., 1981; De Ruiter et al., 1993). Tevens wordt de hoeveelheid mineralisatie beïnvloed door de diergroep die in een voedselweb een bepaalde functie vervult. Verschillende groepen bacterie-etters hebben dus niet allemaal een even groot effect (Setälä et al., 1991).

Om de kwaliteit en het functioneren van bodemecosystemen te beoordelen is kennis over de bovengenoemde aspecten noodzakelijk. Bestudering van (functionele aspecten van) bodemecosystemen vergt een integrale en multidisciplinaire aanpak. Dit is momenteel uitsluitend haalbaar in een gezamenlijk onderzoeksverband. De ontwikkelingen van de afgelopen jaren hebben aangetoond dat modellering van het bodemvoedselweb een vruchtbare weg is om onderzoek te structureren en resultaten uit deelstudies tot één samenhangend geheel te integreren.

Door gebruik te maken van een voedselwebmodel kunnen complexe interacties tussen groepen (voor een deel) worden verdisconteerd. Een voedselwebmodel, zoals dat voor het eerst door Hunt et al. (1987) is gebruikt, gaat uit van functionele groepen en de overdracht van koolstof die tussen de verschillende compartimenten plaatsvindt. Dit wordt berekend op basis van de biomassa, generatietijd, assimilatie- en productie-efficiënties, en de C/N-ratio van de verschillende compartimenten. Uit de C/N ratio (en de 'turnover-snelheid') van een bepaalde groep volgt ook de hoeveelheid stikstof die wordt ingebouwd in de biomassa, en het deel dat wordt gemineraliseerd. Uit de modelberekeningen voor een 'shortgrass prairie bodemecosysteem' bleek dat de bodemfauna verantwoordelijk was voor ruim 40% van de gemineraliseerde stikstof. Uitgedrukt per eenheid biomassa, werd door de bodemfauna per jaar een hoeveelheid stikstof gemineraliseerd gelijk aan 1400% van de stikstof aanwezig in hun biomassa. Voor bacteriën en schimmels bedroeg dit respectievelijk 60% en 51%. Protozoën en bacteriovore nematoden namen samen 83% van de stikstofmineralisatie door bodemfauna voor hun rekening.

Het model van Hunt is in Nederland toegepast in een groot onderzoek naar de optimalisatie van stikstofgebruik in landbouwgronden (Brussaard et al., 1988; De Ruiter et al., 1993). Hiervoor werd o.a. de rol van bodemfauna geanalyseerd en gekwantificeerd in z.g. conventionele en geïntegreerde landbouwsystemen. Dit onderzoek leverde in grote lijnen dezelfde conclusies op over de bijdrage van de bodemfauna in de stikstofmineralisatie. Doordat de afbraakroute in dit soort bodems bacterie-gedomineerd is, dragen protozoën en nematoden het meest direct bij aan de mineralisatie door de bodemfauna. In de modelberekeningen werden ook manipulaties uitgevoerd door bepaalde groepen te verwijderen. Hieruit bleek dat het effect van zo'n ingreep veel groter kan zijn dan de directe bijdrage van een groep aan de stikstofmineralisatie. Dit ondersteunt de gedachte dat predatoren op een hoger trofisch niveau vooral van belang zijn vanwege hun indirecte bijdrage aan de mineralisatie (en het sluiten van stofkringlopen). In het onderzoek van De Ruiter et al.

(1993) was de relatieve reductie, door het verwijderen van een groep uit het voedselweb, het grootst bij de amoeben (protozoën, 32%) en bacterie-etende- en predatore nematoden (resp. 17% en 19%). De geïntegreerde vorm van landbouw (minder grondbewerking, mest en bestrijdingsmiddelen) resulteerde in een hoger organischestofgehalte van de bodem en een evenredige toename in de hoeveelheid biomassa van bacteriën, protozoën en nematoden (Brussaard et al., 1990). De stikstofmineralisatie door de bodemfauna was in (de bovenste 10 cm) van de akker met geïntegreerde grondbewerking bijna twee maal zo hoog.

Bodemorganismen spelen dus een onmisbare katalyserende rol bij de afbraak en mineralisatie van organische-stof. Door de activiteiten en faciliterende rol van de bodemfauna ontstaat een complex aan cyclische processen, die bij elkaar het decompositie proces vormen. De recycling van voedingsstoffen is noodzakelijk voor de ontwikkeling (en voortbestaan) van de vegetatie en de rest van het terrestrische ecosysteem. Schimmels en bacteriën zijn in kwantitatieve zin de belangrijkste organismen voor de decompositie. Bodemdieren dragen voor 30% - 40% bij aan de mineralisatie van stikstof. Het belangrijkste is echter het indirecte effect dat bodemfauna heeft op de stimulering van de activiteit van de bodembacteriën.

3. Recente ontwikkelingen in de bodembioïogie

Cruciale onderdelen in de kringlopen van koolstof, stikstof, fosfor en zwavel vinden plaats in interactie met de bodem en door bodemorganismen. Deze processen worden vaak samengevat met het begrip 'decompositie', een term waarmee in feite drie onderling sterk samenhangende groepen van processen worden aangeduid:

- afbraak van organisch materiaal;
- conversie van nutriënten van organische naar anorganische vorm;
- vorming van humusverbindingen.

Het belang van deze processen voor het behoud van bodemvruchtbaarheid en de instandhouding van nutriëntkringlopen is in jarenlang bodembioïologisch onderzoek uitvoerig aangetoond. Enkele kenmerkende resultaten van dit onderzoek kunnen als volgt worden samengevat:

- 1) de overallsnelheid van decompositie wordt gereguleerd door een combinatie van drie factoren: de kwaliteit van het uitgangsmateriaal, de aard van de betrokken organismen en de fysisch-chemische milieuomstandigheden;
- 2) decompositie vindt plaats in verschillende fasen, waarbij de diverse componenten van de organische-stof met verschillende snelheden afgebroken worden en, afhankelijk van het nutriënt, een immobilisatiefase vooraf kan gaan aan een mineralisatiefase;
- 3) decompositie is een proces dat een grote mate van verticale stratificatie vertoont, waarbij in opeenvolgende bodemhorizonten essentieel verschillende processen optreden en verticaal transport plaats vindt van humusdeeltjes en opgeloste nutriënten (Faber, 1992);
- 4) decompositie is een grotendeels microbieel proces; de bodemfaunacomponent heeft een directe en een indirecte regulerende invloed (zie hfdst. 2). Binnen de bodemfauna zijn verschillende functionele groepen te onderscheiden (Verhoef & Brussaard, 1990; Faber 1991);
- 5) de fluxen en concentraties van opgeloste nutriënten in de bodem zijn het resultaat van een directe interactie tussen decompositie- en opnameprocessen, via de ingroei van plantenwortels in het organisch materiaal en de activiteit van organismen met symbiotische relaties in de rhizosfeer (Setälä & Huhta, 1991; Ek et al., 1994).

Het onderzoek naar decompositieprocessen heeft in de laatste vijf jaar een interessante vernieuwing ondergaan. Deze is grotendeels toe te schrijven aan het beschikbaar komen van nieuwe technieken die een hoge resolutie mogelijk maken van de deelprocessen die aan het overall proces ten grondslag liggen. Hierdoor kan de klassieke black-box-benadering verlaten worden. Enkele opvallende nieuwe benaderingen zijn:

- de toepassing van nieuwe monsterstrategieën en daarop toegesneden statistische analyse bij litterbagexperimenten (Verhoef, 1995). De litterbagmethode (uitleggen van zakjes met organisch materiaal in het veld) is een klassieke methode in de bodembioïologie, net als het gebruik van aasstokjes (Larink & Kratz 1994) en katoenstrips (Latter & Howson, 1977). De informatie die uit dergelijke methoden gehaald kan worden, is sterk verbeterd door toepassing van inleg- en uithaal

schema's, waarmee tijdseffecten gescheiden kunnen worden van substraateffecten (Gunadi, 1993);

- het gebruik van modelsystemen op verschillende schalen: microkosmosen en mesokosmosen (Verhoef, 1996). Microkosmosen bestaan uit cilindres met een diameter van enkele centimeters, tot decimeters. Hierin wordt een substraat (kunstbodem of sediment, eventueel verrijkt met een koolstofbron) geïncubeerd met micro-organismen, waar vervolgens één of meerdere groepen bodemorganismen aan worden toegevoegd. Allerlei processen kunnen worden gemonitord door de analyse van gassen, elutriaten en het materiaal zelf. In meer complexe systemen of veldsituaties, kan door exclusie van bodemfauna, het effect op de afbraak van organische-stof worden bepaald. In het veld geplaatste systemen hebben meestal de vorm van lysimeters; op grotere schaal nemen de systemen de vorm aan van "enclosures" of proefvelden. Verhoef (1996) pleit voor een aanpak waarbij systemen van verschillende schaal gebruikt worden om een stapsgewijze opheldering van processen te krijgen;

- analyse van trofische preferenties op basis van spijsverteringsenzymen (Siepel, 1994).

Het merendeel van de bodemdieren heeft een weinig uitgesproken voedselkeuze. Grofweg is de niet-predatoire bodemfauna te onderscheiden in microbivore en detritivore soorten. De darminhoud van dieren in het veld bestaat vaak uit een mengsel van verschillende materialen, welke een afspiegeling is van het microhabitat waarin ze aangetroffen zijn. Toch is er verschil tussen soorten in de activiteit van spijsverteringsenzymen, hetgeen aangeeft dat de metabolische potenties wel degelijk verschillen. Ook is duidelijk geworden dat microarthropoden reageren op geurstoffen van schimmels, en daarin preferenties vertonen (Hedlund et al., 1995);

- de ontwikkeling van moleculaire "probes" voor de analyse van specifieke nutriëntconversies (bijv. nitrificatie). Dit is een veld dat sterk in beweging is. De bij decompositie betrokken microorganismen zijn genetisch nog slecht gekarakteriseerd. De moleculaire biologie heeft technieken opgeleverd (hybridisatie, "Polymerase Chain Reaction", "sequencing"), waarmee in de nabije toekomst waarschijnlijk grote stappen voorwaarts gemaakt kunnen worden.

- De ontwikkeling van de modellen voor de analyse van het bij decompositie betrokken ondergrondse voedselweb (Hunt et al., 1987; De Ruiter et al., 1994; Berg et al., 1996).

Voedselwebmodellen openen de mogelijkheid een koppeling tot stand te brengen tussen de opbouw (dichtheid en functionele samenstelling) van bodemgemeenschappen en de gevolgen voor nutriëntkringlopen. Hiermee wordt dus een verband gelegd tussen structuur en functie van het bodemecosysteem. Tevens wordt het mogelijk om voorspellingen te doen over de seizoensafhankelijkheid van mineralisatieprocessen en de gevolgen van verstoringen in het voedselweb.

Uit het bovenstaande kan geconcludeerd worden dat de kennis over decompositieprocessen in de bodem en factoren die decompositie reguleren de laatste jaren sterk toegenomen is. Bovendien krijgt het onderzoek een impuls door de toepassing van nieuwe technieken. De ecologische basiskennis heeft nu een zodanig niveau bereikt dat de toepassing van geselecteerde instrumenten als bio-indicator binnen handbereik komt.

4. Bio-indicatorsystemen, biomonitoring en meetnetten

Over biomonitoring, meetnetten, bioindicatie en bio-indicatorsystemen is in de afgelopen 10 jaar veel gesproken en geschreven. In eerste instantie lijken de verschillende termen min of meer synoniem, en ze worden dan ook vaak door elkaar gebruikt. Dit leidt echter tot onduidelijkheden en begripsverwarring. Het is niet de bedoeling om op deze plaats een lijst met sluitende definities op te stellen, maar het is wel zinvol om enige toelichting te geven op de verschillende termen. Vervolgens worden een aantal aspecten wat dieper uitgewerkt, voor zover ze van nut en toepassing zijn bij het ontwikkelen van een methode die het behoud van biodiversiteit beschrijft in relatie tot life support functies.

De term bio-indicator kan gebruikt worden voor een breed scala aan biologische verschijnselen die optreden als specifieke reactie op een verstoring, vergiftiging of prikkel van buiten af. Meer concreet kan dit bijvoorbeeld variëren van de aanmaak van thermoresistente eiwitten, enzymen, metabolische producten en groeiwijkingen tot aan- of afwezigheid van bepaalde soorten, soortgroepen of functionele eenheden. In het algemeen heeft een goede indicator een directe relatie tussen een bepaalde prikkel en de biologische reactie die erop volgt. Hierdoor is de aard van de verstoring goed vast te stellen. Naast specifieke indicatorreacties zijn er ook verschijnselen die meer algemeen een gevolg zijn van stress. Wat dat betreft bestaan er veel analogieën met ziektebeelden bij de mens.

Een (samenhangende) groep van indicatoren kan een indicatorsysteem genoemd worden. Deze term is echter ook te gebruiken voor een microkosmosopstelling waarin stoffen getest worden of processen worden gevolgd. Deze laatste vorm wordt nader beschreven in bijlage 3.

Ontwikkeling van bio-indicatorsystemen:

In de literatuur zijn verschillende bio-indicatorsystemen voor de bodem voorgesteld. Van Straalen (1996) heeft deze geïnventariseerd op het gebied van de levensgemeenschapsecologie. Hiermee werd geprobeerd de vraag te beantwoorden welke informatie uit de samenstelling van deze levensgemeenschap is af te leiden, die het mogelijk maakt uitspraken te doen over de toestand van de bodem. Idealiter zou het zelfs mogelijk moeten zijn om uit de samenstelling van de levensgemeenschap bepaalde bodemfactoren uit te rekenen, die niet direct gemeten kunnen worden. Zulke systemen zijn voor het aquatisch milieu ver ontwikkeld (bijv. diatomeeënindex voor de pH en het RIVPACS-systeem voor de waterkwaliteit van rivieren (Renberg & Hellberg, 1982; Wright et al., 1989). Van Straalen (1996) evalueerde de levensgemeenschapsindicatoren voor microarthropoden op basis van twee criteria: 1) de *specificiteit* van het indicatorsysteem, dwz. in welke mate geeft de indicator informatie over bepaalde aanwijsbare bodemfactoren, 2) de *resolutie* van het indicatorsysteem, ofwel in welke mate reageert de indicator op kleine veranderingen in een bodemfactor. Tabel 1 geeft een overzicht van deze evaluatie. De conclusie was dat een classificatie van de levensgemeenschap op basis van *ecofysiologische types* (gevoeligheid voor stoffen of droogte, pH-

preferentie, temperatuuroptima), gecombineerd met een *multivariate statistische analyse van de levensgemeenschap*, de beste strategie is. Over voedselwebparameters was nog te weinig concrete informatie voorhanden om tot een evaluatie te komen.

Tabel 1. *Evaluatie van indicatoren afgeleid van de levensgemeenschap van bodem-arthropoden (Collembola, Orbatida), op basis van specificiteit (+ = reagerend op één aanwijsbare bodemfactor, - = reagerend op veel verschillende bodemfactoren) en resolutie (+ = reagerend bij kleine veranderingen, - = pas reagerend bij grote veranderingen). Uit Van Straalen 1996.*

Classificatie principe	Specificiteit	Resolutie
Soortendiversiteit	--	-
Enkele indicatorsoort	+	--
Verhoudingen tussen soorten	+	-
Dominantiestructuur	-	+
Multivariate statistiek	-	++
Levensgeschiedenisstrategieën	-	+
Voedingstypen	++	+
Functionele groepen	++	+
Voedselwebparameters	?	?
Ecofysiologische groepen	++	+

Een benadering van het indicatorvraagstuk, waarbij de functionele aspecten meer voorop stonden, werd gevolgd op een recent gehouden workshop in Moskou over: "New Approaches towards the Development of Bioindicator Systems for Soil Pollution", ondersteund door de NATO. In de proceedings van de workshop (Van Straalen & Krivolutsky, 1996) worden een aantal aanbevelingen gedaan. Het kenmerkende van deze aanbevelingen is dat een strategie voorgestaan wordt waarbij een combinatie van technieken wordt ingezet: een bio-indicator die iets zegt over de microflora, een indicator voor meso- en macrofauna, en een indicator voor een (overall) bodembiologisch proces. Voor meso- en macrofauna werd gedacht aan een groepering naar ecologische eenheden, bijv. voedingstypes van nematoden, of één van de classificaties van Tabel 1. Met een combinatie van technieken kan vermeden worden dat specifieke effecten, groepen of blootstellingsroutes gemist worden.

Door een (ad hoc) commissie van de Gezondheidsraad (1991) is een vergelijkbare benadering voorgesteld om de toestand van bodemecosystemen te beoordelen. Na een analyse van kwaliteitsparameters die in aanmerking komen om effecten van stoffen op (aquatische en terrestrische) bodemecosystemen te bepalen, is een lijst met 12 (totaal 24, incl. aquatisch) biotische parameters opgesteld. Tezamen vormen ze een set biotoetsen die zich over diverse trofische lagen en biologische integratieniveaus uitstrekt. De geselecteerde parameters (toetsen) beschrijven in de meeste gevallen effecten van stoffen op bodemprocessen en populatie-dynamische factoren.

Tevens is een selectie gemaakt van parameters die in de nabije toekomst hoogstwaarschijnlijk van waarde zullen kunnen zijn als bio-indicator/biomonitor. Door de randvoorwaarden (effecten stoffen) en gekozen selectiecriteria (praktische bruikbaarheid, ecologische relevantie, causaliteit, gevoeligheid, responssnelheid) is het advies van de Gezondheidsraad enerzijds heel pragmatisch, maar mondt anderzijds uit in een set bioassays die in meetnetverband verschillende andere mogelijkheden uitsluit. De studie van de Gezondheidsraad bevestigt de opvatting, dat het een illusie is te veronderstellen met één enkele parameter de kwaliteit of mate van belasting van bodemecosystemen te kunnen beschrijven.

Stofgerichte-, effectgerichte- of procesgerichte monitoring:

Herhaalde metingen aan een bio-indicator kan biomonitoring genoemd worden. Deze term wordt echter ook wel gebruikt voor inventarisaties of bepaalde meetprogramma's die tot doel hebben de milieukwaliteit in beeld te brengen.

Biomonitoring kan grofweg in drie categorieën ingedeeld worden: 1) stofgericht, 2) ecologische of effectgerichte monitoring en 3) procesgericht.

ad 1) Bij de eerste benadering gaat het om de bepaling van stofgehalten in organismen. Hierbij valt te denken aan ophoping van zware metalen of bestrijdingsmiddelen in bepaalde organen. Het dier wordt zelf als meetapparaat gebruikt, effecten op populaties of het ecosysteem worden niet in beschouwing genomen. Bioaccumulatie geeft primair een beeld van de biologische beschikbaarheid van een stof, maar is daarnaast ook van belang om een indruk te krijgen van het gevaar van doorvergiftiging in voedselketens.

ad 2) De ecologische monitoring is gericht op effecten van verontreinigingen of verstoringen op soortsniveau (voorkomen, populatiedichtheid) of soortgroepen ('communities' van planten en/of dieren). Er wordt een resultante gemeten van biotische en abiotische wisselwerkingen tussen een soort (of soortsgroep) en z'n omgeving. Hiermee wordt dus gekeken naar effecten op een hoger integratieniveau.

ad 3) Het meten van belangrijke processen, zoals bodemademhaling, decompositie en mineralisatie is een derde manier om veranderingen in bodemecosystemen te monitoren. Deze processen zijn resultanten van de activiteiten van bodemorganismen en bestaan uit een groot aantal biologische deelprocessen. Ze zijn daarmee veelal relatief ongevoelig voor verstoringen. Aanvullend kan de combinatie van structuurkenmerken en processen meer informatie opleveren over de wijze waarop een proces verloopt.

Soms kan een enkel deelproces als indicator worden gebruikt, zoals bij het vaststellen van het nitrificerend vermogen d.m.v incubatie-experimenten. Een aantal bodemprocessen lenen zich voor routinematige bepaling. In het rapport van de Gezondheidsraad (1991) worden enkele voorbeelden gegeven. Processen zoals decompositie, mineralisatie en bodemademhaling kunnen in principe zowel in situ als in het laboratorium gemeten worden.

Zowel de effectgerichte- als de procesgerichte benadering geeft perspectieven om breder toepasbare indicatoren voor bodemecosystemen te ontwikkelen. Met de procesgerichte benadering

van biomonitoring is nog relatief weinig ervaring opgedaan. Er zijn nog maar beperkte gegevens over de relatie tussen verontreinigingen / verstoringen en het verloop van bodemprocessen in het veld. Afgemeten tegen het criterium van de meetbaarheid van indicatoren zal de effectgerichte benadering de meeste perspectieven bieden voor de middellange termijn.

De keuze van parameters die geschikt zijn voor biomonitoring hangt in de eerste plaats af van de vragen die beantwoord dienen te worden. Ieder organisme leeft in wisselwerking met z'n omgeving en reageert op de bedreigingen (verontreinigingen) die daaruit voortkomen. In theorie is ieder levend wezen daarom geschikt om dienst te doen als biomonitor. Afhankelijk van de vraagstelling en de praktische meetbaarheid van een bepaalde eigenschap (zoals: bioaccumulatie, biochemische stress-reactie, de mate van voorkomen of soortensamenstelling), leent een bepaalde groep organismen zich beter voor biomonitoring dan een andere.

Wanneer bepaalde (bedreigde) soorten zelf tot beleidsdoelstelling verheven zijn, is het monitoren van de effecten van het gevoerde beleid in theorie simpel. De praktische uitvoerbaarheid zal vaak beperkt zijn door de arbeidsintensiteit van observaties en inventarisaties. Bovendien zijn zeldzame soorten lastig op te sporen. Aan (ongewervelde) bodemorganismen wordt tot nu nauwelijks intrinsieke waarde toegekend. De soorten zelf hebben daardoor weinig waarde voor het natuur- of milieubeleid. Wel van belang is de informatie die (groepen van) bodemorganismen indirect geven over biologische beschikbaarheid, afbraakprocessen, functionele ecologische relaties (bijv. voedselwebstructuur), of als indicator bij specifieke gevoeligheid voor stoffen. Afhankelijk van de vraagstelling en de daarbij best-passende biologische parameters, kan dit resulteren in concentratiemetingen in grotere bodemdieren, bepaling van de soortensamenstelling of verhouding tussen functionele groepen, en meting van (microbiologische) processen als bijvoorbeeld bodemademhaling of nitrificatie.

De toepassingsmogelijkheden van bodemecologisch onderzoek worden vaak betrekkelijk gering geacht door het ontbreken van voldoende fundamentele kennis over verspreiding van organismen, relaties met abiotische factoren en de bijdrage aan processen. Voor een deel is dit juist, en mede hierom is er in het Speerpuntprogramma Bodemonderzoek veel aandacht besteed aan ecotoxicologisch- en procesonderzoek. Dit heeft ondersteunend gewerkt voor de benadering die door de Gezondheidsraad is voorgesteld, maar helaas is er geen ruimte geweest voor verdere onderbouwing van meetnetactiviteiten (inventarisaties, methodiekontwikkeling). Mede door de recente ontwikkelingen binnen de bodembioïologie (zie hoofdstuk 3) zijn er goede mogelijkheden om in meetnetverband bodemfauna te gebruiken in zowel stofgerichte als effectgerichte monitoring.

Biologische meetnetten:

Met het uitvoeren van biomonitoring is nog niet per sé een meetnet ontstaan. Een biologisch meetnet is te omschrijven als een ruimtelijk net van meetpunten waar, op vooraf bepaalde tijdstippen, waarnemingen (biologische en/of chemische) aan organismen worden verzameld, op een zodanige wijze dat daarmee veranderingen in natuur en landschap kunnen worden vastgesteld (naar LAC, 1990). Deze beschrijving geeft nog geen volledig sluitende definitie. Hiervoor moeten

verschillende aspecten zoals: gestandaardiseerde methoden, metingen aan fysisch/chemisch milieu, terugkoppeling naar het beleid etc., in beschouwing genomen worden.

Het opzetten van meetnetten voor terrestrische ecosystemen is in het verleden onderwerp geweest van diverse studies (Udo de Haes, 1985; Kwakernaak en Marquenie, 1987; Janssen et al. 1988; Gleichman-Verheijen et al, 1991; L.A.C., 1990; Gezondheidsraad, 1991; Tolsma et al, 1991; Tolsma et al., 1992; Van der Haar, 1991; Slooff & de Zwart, 1991, De Zwart et al, 1992). In deze rapporten zijn verschillende benaderingen te onderscheiden, die voor een deel ook de historische ontwikkeling weergeven. In een aantal rapporten ligt de nadruk sterk op een theoretische onderbouwing en het opstellen van selectiecriteria voor geschikte organismen of parameters. In andere studies is een inventarisatie gemaakt van incidentele monitoringprojecten ter illustratie van de mogelijkheden om een meetnet in te richten. Daarnaast zijn er een aantal studies waarin (nieuwe) organismen of methoden worden voorgesteld die brede toepassings-mogelijkheden hebben (bijv. Siepel et al., 1987). Tot slot zijn er een aantal rapporten (bijv. Kwakernaak & Marquenie, 1987; Tolsma et al., 1991) waarin zo pragmatische mogelijk invulling is gegeven aan een specifieke meetnetstructuur voor een bepaalde toepassing c.q. vraagstelling. De enige realisatie hiervan heeft tot nu toe plaats gevonden in het Project Integrale MilieuMeetnetten (provincie ZuidHolland).

Voor terrestrische ecosystemen bestaan (nog) geen geïntegreerde nationale meetnetten, analoog aan het (operationele) meetnet dat voor de oppervlaktewateren is ingericht (RIZA, 1991). Een uitzondering vormt "Het meetnet voor insectenplagen op bomen en struiken" dat al vanaf 1946 min of meer landsdekkend operationeel is (Moraal, 1991). Momenteel zijn zo'n 250 waarnemers actief bij het registreren van plaaginsecten.

Het is opvallend dat bijna alle voorstellen voor terrestrische meetnetten tot nu toe gericht zijn geweest op het meten van accumulatie van milieuvreemde stoffen in organismen. Effecten op populaties, soorten(samenstelling) of levensgemeenschap komen meestal niet of nauwelijks aan de orde. Tevens is er vaak alleen voorzien in een aansluiting bij de aandachtsoorten uit het natuurbeleid (Tolsma et al., 1992).

Waarnemingen aan de toestand van de natuur zijn (worden) gedaan door veel verschillende instanties. Voor een deel worden inventarisaties verzorgd door de provinciale overheden. Deze metingen zouden in de breedste zin als biomonitoring of een ecologisch meetnet beschouwd kunnen worden.

Het meest uitvoerig en systematisch is de vegetatie gekarteerd. Een volledig landsdekkend beeld is echter ook hiervoor nog niet beschikbaar. Daarnaast wordt informatie verzameld door natuurliefhebbers, terreinbeheerders en particuliere organisaties. Voor een aantal bekende groepen (bijv. paddestoelen, vlinders, kevers, reptielen, vogels, zoogdieren) bestaan inmiddels bruikbare waarnemingsreeksen. Momenteel worden er in het kader van de 'Ecological Invertebrate Survey' ook inventarisaties gemaakt van het voorkomen van verschillende groepen bodemdieren. Relatief grote organisaties als SOVON en De Vlinderstichting hebben inmiddels een infrastructuur

opgebouwd om op regelmatige basis waarnemingen te verzamelen. Veel van de overige initiatieven zijn gefragmenteerd. Er is meestal geen sprake van structurele waarnemingen in tijd en ruimte, zodat er niet van een echt meetnet gesproken kan worden. Toepassing van deze gegevens ter beoordeling van de milieukwaliteit is lang niet altijd mogelijk doordat niet aan de noodzakelijke statistische voorwaarden kan worden voldaan, en er geen simultane bepaling van abiotische parameters (of specifieke verontreiniging) zijn uitgevoerd.

Met de opzet van het Netwerk Ecologische Monitoring (NEM) wordt gepoogd een integratieplatform te scheppen voor de grote diversiteit aan meetinspanningen in (bovengrondse) natuurgebieden. Door onderlinge afstemming en de uitwisseling van informatie zou als het ware een meetnet voor de natuur- en milieukwaliteit samengesteld kunnen worden uit losse delen.

In het kader van het Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit (LMB) van het RIVM wordt sinds 1993 ook structureel onderzoek gedaan naar het voorkomen en de soortensamenstelling van één groep bodemorganismen, n.l. de vrijlevende nematoden. In een cyclus van 5 jaar worden hierbij 200 vaste locaties bezocht, verdeeld over 10 verschillende combinaties van bodemtype en bodemgebruik. De biologische metingen in het LMB vormen het eerste bescheiden bodembioologische meetnet.

De vraag naar een bio-indicatorstelsel voor life support functies buiten beschermde gebieden voegt een extra dimensie toe aan de bovenstaande analyse van biomonitoring en de opzet van biologische meetnetten. Beoordeling van het functioneren van een life support systeem integreert in feite over de verschillende benaderingen (stof-, effect- of procesgericht). De invalshoek is niet primair het analyseren van effecten van stoffen, of thema's als verzuring, vermesting en verdroging. Gezocht wordt naar een benadering die een beeld geeft van het al dan niet ongestoord verlopen van de belangrijkste ecologische processen. Dit vraagt in de eerste plaats een overzicht van deze processen en vervolgens om een set aan bijbehorende indicatoren die een relevante doorsnede door een bodemecosysteem vertegenwoordigen. Beoordeling moet plaats vinden door een gegeven situatie te vergelijken met een referentie. Dit kan door gebruik te maken van historische gegevens of een streefbeeld te formuleren bijvoorbeeld op basis van relatief ongestoorde gebieden. In het volgende hoofdstukken wordt een indicatorsysteem voor life support functies van de bodem uitgewerkt.

5. Life support functies als onderdeel van het biodiversiteitsbeleid

5.1 Biodiversiteit in het milieu- en natuurbeleid

De definitie van Biodiversiteit, volgens het verdrag van Rio de Janeiro (1992), heeft een brede strekking. Behoud, duurzaam gebruik en functionele waarde worden in beschouwing genomen, voor alle levende organismen op aarde. Het Nederlandse natuurbeleid richt zich hoofdzakelijk op de intrinsieke waarde van hogere planten en dieren (doelsoorten), en een scala aan (half)natuurlijke ecosysteemtypen (natuurdoeltypen), die gezamenlijk ondergebracht zijn in de Ecologische HoofdStructuur (EHS). Hiermee wordt bescherming gegeven aan een deel van de ecologische, genetische en recreatieve waarden.

Duurzaam gebruik van biodiversiteit is vooral aan de orde buiten de beschermde natuurgebieden (behalve de recreatiefunctie) en is sterk antropocentrisch gericht. De functionele aspecten zijn van essentieel belang zowel in natuurgebieden, waar ecosystemen grotendeels 'self supporting' moeten zijn, als in de overige (gecultiveerde) gebieden waarvoor het uitgangspunt van duurzaam gebruik geldt. In duurzame vormen van landbouw bijvoorbeeld, wordt zo goed mogelijk gebruik gemaakt van de natuurlijke bodemvruchtbaarheid, afbraak van organisch materiaal en de resistentie tegen ziekten en plagen.

Het milieubeleid moet primair de randvoorwaarden scheppen voor het ongestoord functioneren van ecosystemen. Dit wordt gedaan door de formulering van eisen voor algemene en bijzondere milieukwaliteit (AMK, BMK). *Het milieubeleid heeft hiermee dus een taak in de bescherming van life support functies, hetgeen z'n wortels heeft in de functionele aspecten van biodiversiteit.*

In het voorgaande is er reeds op gewezen dat de bescherming van life support functies van de bodem van essentieel belang is, zowel in natuurgebieden als in gecultiveerde bodems. Bij wijze van prioriteitstelling kan er van uitgegaan worden dat natuurgebieden reeds voldoende beschermende maatregelen genieten, die ook een positieve uitwerking zullen hebben op het bodemecosysteem. Ervaringen met natuurontwikkelingsprojecten (zie voorbeeld 2 in paragraaf 5.2), laten zien dat deze veronderstelling niet (altijd) terecht is. Desalniettemin is het een logische keuze om het biodiversiteitsbeleid, via de functionele invalshoek, het eerst te richten op dat deel van Nederland waar nog geen beleidsdoelstellingen voor geformuleerd zijn. Om een beeld te geven van de grootte van de gebieden die dit betreft, is in tabel 2 een globaal overzicht gegeven van het grondgebruik in Nederland. Uit de tabel blijkt dat veruit het grootste deel (70,2%) van de Nederlandse bodem in gebruik is als landbouwgrond. De categorie bos en natuur beslaan samen bijna 13,4%. Zelfs binnen de Ecologische Hoofdstructuur is 56% van de bodem bestemd voor landbouwdoeleinden mogelijk zijn dit deels z.g. relatienota-gebieden. Anderzijds ligt er nog een aanzienlijk areaal bos- en natuurgebieden (stadsparken, lanen) buiten de EHS.

Tabel 2: Landgebruik in Nederland (km²) onderverdeeld naar Ecologische Hoofdstructuur (EHS) en buiten-EHS gebieden. Oppervlaktewateren zijn buiten beschouwing gelaten. Gegevens bewerkt uit 'de gebiedenatlas van Nederland', Beugelink et al. 1995.

Landgebruik	oppervl. (km ²)	% van totaal	in EHS	% in EHS	buiten EHS	% buiten EHS
Infrastruc.	995	2,9	13	1,3	982	98,7
Bebouwd	4569	13,5	557	12,2	4012	87,8
Landbouw	23773	70,2	5556	23,4	18217	76,6
Bos	3153	9,3	2574	81,6	579	18,4
Natuur	1382	4,1	1153	83,4	229	16,6
Totaal	33874	100	9853		24019	

Het formuleren van biodiversiteitsdoelstellingen voor gebieden buiten de EHS is van aanzienlijk belang. Dit niet alleen vanwege de grootte van het oppervlak dat er mee gemoeid is, maar ook omdat er voor lagere levensvormen nog nauwelijks bescherming (natuurwaardering) bestaat in welke vorm dan ook. Het is tevens nog de vraag of het beperkte EHS-gebied voor (indirect) behoud van intrinsieke waarde van biodiversiteit groot genoeg zal zijn voor het brede spectrum van cryptobiota.

5.2 Voorbeelden van verstoorde life support functies

Voordat energie gestoken wordt in methoden om beleidsdoelstellingen voor life support functies te operationaliseren, kan men zich afvragen of er überhaupt aanwijzingen zijn dat deze life support functies bedreigd worden. Vanuit die vraagstelling zijn in deze paragraaf een aantal voorbeelden verzameld en resultaten van onderzoek samengevat.

De meeste life support functies in de bodem worden gevormd door een complex van ecosysteemprocessen. De life support functies zelf, maar ook veel van de onderliggende processen zijn lastig rechtstreeks meetbaar. In de afgelopen 10 à 20 jaar is er voldoende bewijs verzameld dat allerlei vormen van milieuverontreiniging c.q. -verstoring (verzuring, vermesting, verspreiding, verdroging, versnippering) en landbouwpraktijken, tal van ecologische effecten op de flora en fauna veroorzaken. Inmiddels is het ook duidelijk dat de mondiale biodiversiteit, in de vorm van soortenrijkdom en ecosysteemcomplexiteit, (sterk) afneemt als gevolg van het menselijk handelen. De exacte omvang en tijdschaal zijn echter moeilijk in te schatten.

Voorbeelden van verstoorde life support functies in de bodem komen momenteel vooral voort uit extrapolatie van gedetailleerd effectonderzoek aan bepaalde soorten, (deel)processen of betrokken groepen organismen. Afgezien van z.g. litterbagexperimenten waarmee de snelheid van strooi-selafbraak wordt onderzocht, is er maar weinig onderzoek waarin biodiversiteit en processen direct

aan elkaar gerelateerd zijn. Desondanks zijn er voorbeelden te geven van effecten die via soortenrijkdom doorwerken tot op het niveau van de life support functies. Hieronder zijn er een vijftal uitgewerkt.

Voorbeeld 1: Uit experimenteel (mesokosmos) onderzoek van Naeem et al. (1995) is gebleken dat er een verband aan te tonen is tussen soortendiversiteit en ecosysteemprocessen.

Experimenten werden uitgevoerd in een z.g. Ecotron, klimaatkamers van 2m x 2m x 2m, waarin de abiotische omstandigheden ingesteld kunnen worden. In de kamers werden kleinere containers van 0,4 m³ geplaatst. Hierin vonden de experimenten zelf plaats. In de containers werden levensgemeenschappen opgebouwd van vier trofische niveaus, nl. 1) primaire producenten (grassen), 2) herbivoren (slakken, bladluizen), 3) secundaire consumenten (parasieten) en 4) 'decomposers' (micro-organismen, springstaarten, wormen). Alle omstandigheden waren identiek. De enige factor die experimenteel gemanipuleerd werd was het aantal soorten per trofisch niveau. Er werd onderscheid gemaakt in drie diversiteitsklassen, met in totaal 9, 15 of 31 soorten. Het experiment duurde 206 dagen en gemeten werden de volgende ecosysteemprocessen: respiratie (ademhaling), productie, afbraak, nutriëntenophoping en waterhoudend vermogen.

Resultaten: De manipulatie van soortendiversiteit leidde tot significante verschillen in de grootte van ecosysteemprocessen en trofische groepen. Systemen met hoge diversiteit hadden een vollere begroeiing, hogere aantallen regenwormen, herbivoren, een hogere CO₂-flux, hogere productie en meer accumulatie van fosfor en kalium. Ook andere variabelen vertoonden significante verschillen tussen de diversiteitsniveaus, maar deze waren niet consistent in de tijd.

De resultaten van Naeem et al. zijn aan discussie onderhevig. Met enige voorzichtigheid is te concluderen, dat de intensiteit van een aantal processen in een ecosysteem beïnvloed wordt door afnemende soortendiversiteit, zelfs als de trofische structuur gelijk blijft. De diversiteit binnen de functionele groepen is dus van belang.

Het uiteindelijk effect voor het ecosysteem als geheel is lastig te voorspellen. Sommige processen hangen af van de soortenrijkdom, maar andere zijn ongevoelig. Naar verwachting zijn er ook processen die geheel onvoorspelbaar en wisselend reageren. Deze complexiteit heeft er toe geleid dat de verschillende hypothesen voor het verband tussen diversiteit en ecosysteem-functies niet tot bruikbare theoretische modellen hebben geleid.

Voorbeeld 2: Op het IBN-DLO is de relatie tussen landgebruik en het voorkomen van bodemmijten is in verschillende ecosysteemtypen onderzocht. Ook de soortensamenstelling van mijten is in te delen in functionele groepen. Er kan onderscheid gemaakt worden in 12 levensstrategieën, o.a. gebaseerd op de wijze van voortplanting, duur van de ontwikkeling, vorm van de levenscyclus, en verspreidingsmechnismen (Siepel, 1994). Daarnaast is ook een indeling naar 11 voedselgroepen mogelijk (Siepel & De Ruiter-Dijkman, 1993).

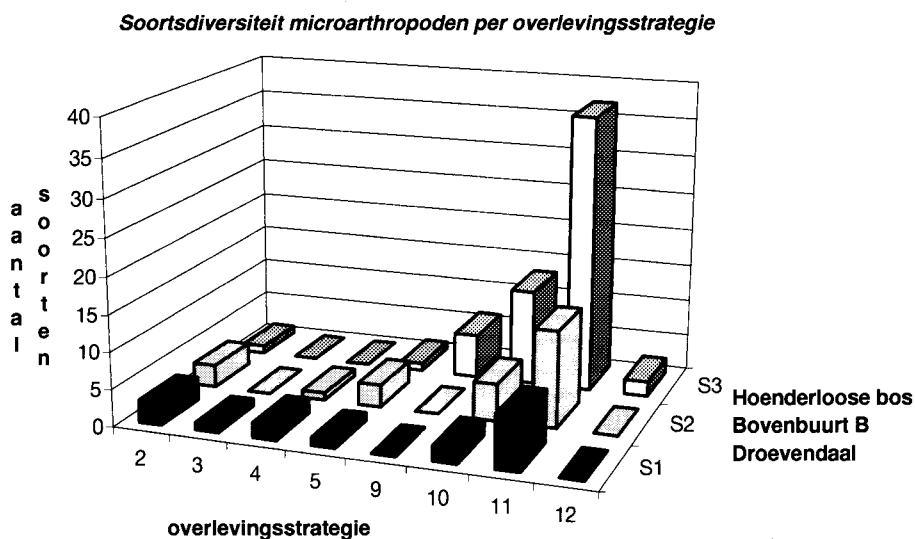
Uit onderzoek in (semi)natuurlijke graslanden en agrarische graslanden bleek dat er een groot verschil bestaat tussen beide, qua samenstelling van de functionele groepen mijten. In natuurlijke graslanden bestaat meer dan de helft van de mijtenfauna uit schimmelgrazers. Zij zorgen voor een

belangrijke stimulatie van de decompositie, door de uitscheiding van stikstof uit chitine. De schimmelgrazers komen in agrarische graslanden vrijwel niet voor. Door het overschot aan meststoffen wordt hun bijdrage aan de mineralisatie daar niet gemist.

In aansluiting hierop is een goed voorbeeld te geven van het trage herstel van verstoorde life support functies (Siepel, 1991). In 1970 werden in Cranendonk (Noord-Brabant) verschillende percelen agrarisch grasland uit productie genomen. Vanaf die tijd is een verschrallingsbeheer toegepast, met het doel een rijke plantengemeenschap van graslandsoorten te creëren.

Resultaten: Gezien de lage biomassa-productie van de vegetatie heeft de verschralling succes gehad. De diversiteit aan plantensoorten is echter laag gebleven, organische-stof is geaccumuleerd en er is een vervilte graslaag ontstaan. In 1991 werd de mijtenfauna geanalyseerd. Hieruit bleek dat zowel het totale aantal mijten als de samenstelling van trofische groepen nog steeds sterk op die van agrarische graslanden lijkt. In functionele zin zijn deze verschraalde gebieden dus geen natuurlijke graslanden. Dit heeft duidelijke consequenties voor de afbraak van organisch materiaal en de natuurlijke mineralisatie. In Cranendonk is dit herkenbaar aan de ophoping van strooisel en de vervilte graszode. De vervilte grasmatten bieden ruime schuilmogelijkheden voor muizen, en leidt tot minder predatie door roofvogels. De vraat van muizen heeft een aanzienlijk verlies van jonge aanplant tot gevolg (soms 10-tallen procenten). Natuurontwikkeling wordt hier gehinderd doordat het bodemecosysteem nog niet hersteld is. Dergelijke effecten spelen een rol bij de mogelijkheden van bosaanplant en herinrichting van voormalige landbouwgronden (zie o.a. Szyszko et al., 1983). Door hun specifieke voedingsgedrag blijken schimmelgrazende mijten ook gevoelig voor, c.q. verhoogd blootgesteld aan, zware metalen-verontreiniging. De schimmels slaan metalen in hun celwand op zodat deze geen schade meer kunnen toebrengen in de levende cel. Bepaalde groepen mijten eten echter zowel de celwand als inhoud van de schimmeldraden. Siepel (1995) beschrijft twee situaties met loodverontreiniging (schietbaan en industriële vervuiling te Arnhem), waarbij de betreffende groepen sterk in aantal gereduceerd blijken te zijn. Vanwege hun invloed op de decompositie van organisch materiaal is behoorlijke remming van het afbraak proces te verwachten.

Voorbeeld 3: Een volgend voorbeeld uit de mijtenfauna is die van de afname van het aantal soorten per functionele groep (zie ook Siepel, 1996). In dit geval is de indeling gemaakt naar kenmerken als: wijze van voortplanting en ontwikkelingsduur. In figuur 1 worden drie locaties met elkaar vergeleken. Dit zijn achtereenvolgens een oude bosopstand (Hoenderlose bos), een extensief gebruikt grasland Bovenbuurt B (input $50 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$) en een intensief gebruikt grasland Droevendaal (input $400 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$).



Figuur 1: Aantal soorten mijten per overlevingsstrategie in bos, extensief en intensief gebruikt grasland. Overlevingsstrategieën: 9= ongeslachtelijke voortplanting + lange ontwikkelingsduur, 10= ongeslachtelijke voortplanting en korte ontwikkelingsduur, 11= sexuele voortplanting + kort-levend, 12= sexuele voortplanting + lang-levend.

Bij de overgang van bos naar grasland en intensiever gebruik, gepaard gaande met hogere bemestingsniveaus, blijkt het aantal soorten binnen de overlevingsstrategieën 9, 10 en 11 sterk af te nemen. Hun manier van verspreiding en voortplanting stelt ze niet in staat om te overleven in een omgeving met grote fluctuaties. De keuze van een referentie is wat lastiger. In de figuur zou niet het Hoenderloose bos, maar Bovenbuurt als referentie voor Droevendaal gebruikt moeten worden. Bovenbuurt en Droevendaal zijn beide graslanden met een vergelijkbaar beheer. Op beide graslanden wordt alleen gemaaid en kunstmest gebruikt. De vergelijking met het Hoenderloose bos illustreert de verarmde situatie van een grasland t.o.v. een bosopstand.

Consequenties voor life support functies zijn niet rechtstreeks uit dit voorbeeld te extrapoleren. Hiervoor dient o.a. de soortensamenstelling binnen de verschillende overlevingsstrategieën verder bekeken te worden. Wel is duidelijk dat de ecologische basis onder processen sterk is afgenomen. Problemen treden vaak pas op de voorgrond bij veranderend grondgebruik (zie voorgaande voorbeelden) of wanneer het ecologisch bufferend vermogen is uitgeput.

Voorbeeld 4: In het z.g. Lovinkhoeveproject is door het AB-DLO en LUW onderzocht welke bodembioologische verschillen er zijn tussen een geïntegreerde en gangbare vorm van landbouw. Doel van het project was ook te komen tot optimalisatie van de productie door gebruik te maken van de natuurlijke hulpbronnen. Bij de geïntegreerde landbouw wordt de grond minder intensief bewerkt. Gewasresten blijven voor een deel achter op het land als bron van organische meststof, bescherming tegen erosie, en er wordt in beperkte mate gebruik gemaakt van bestrijdingsmiddelen en kunstmest. Voor kwantificering van het verband tussen aantallen (biomassa) van bodemorga-

nismen en de hoeveelheid stikstof die door hun activiteit mineraliseert, is gebruik gemaakt van een voedselwebmodel (De Ruiter et al., 1993).

Resultaten: De akkers die volgens de geïntegreerde methode bewerkt werden, hadden een hoger organische-stof gehalte en ontvingen ook meer oogstresten. Dit had een positieve invloed op de dichtheid en biomassa van alle groepen bodemorganismen (Brussaard et al., 1990). De bijdrage aan de stikstofmineralisatie in de bovenste 10 cm van de bouwvoor van de geïntegreerde percelen bedroeg $80 \text{ kg N. ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$, tegen 39 kg stikstof in de conventioneel bewerkte plots. Deze resultaten laten zien dat de natuurlijke bodemvruchtbaarheid ernstig lijdt onder intensieve grondbewerking. In die zin is de life support functie 'recycling voedingsstoffen' potentieel bedreigd over een groot oppervlak, namelijk ca. 7500 km^2 intensief beheerde graslanden en akkerbouwgronden. Gevolgen voor de productie van gewassen worden o.a. voorkomen door gebruik te maken van kunstmest, waarmee de moderne landbouw a.h.w. onafhankelijk probeert te zijn van de levering van voedingsstoffen door de bodem zelf. Door het ontbreken van een ecologisch evenwicht wordt het systeem echter kwetsbaar en staat bloot aan grote fluctuaties. Herstel van de natuurlijke life support functies kan lange tijd in beslag nemen zoals in het graslandonderzoek van voorbeeld 2 is getoond.

Voorbeeld 5: Het laatste voorbeeld is ontleend aan de analyse van de nematodenfauna die momenteel reeds als onderdeel van het Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit (LMB) plaatsvindt. Het LMB richt zich op 10 verschillende categorieën die de meest voorkomende combinaties van grondsoort en grondgebruik vertegenwoordigen. Elke categorie omvat 20 locaties (monsterplaatsen). Jaarlijks worden 40 locaties bemonsterd, waardoor een cyclus van 5 jaar ontstaat. Het LMB is ontworpen met het doel een landsdekkend beeld van de bodemkwaliteit te geven. In de eerste rondes van het LMB zijn graslanden op zandgrond onderzocht. Dit zijn veelal melkveehouderijbedrijven, welke verder in te delen zijn naar intensiteit van de veebezetting. De veebezetting per oppervlakte-eenheid is gerelateerd aan de mestbelasting van de bodem. Het verband tussen mestbelasting en samenstelling van de nematodenfauna is gelegd via meting van het fosfaatgehalte in de bodem. In het totaal is de nematodenfauna geanalyseerd op 55 locaties, die verdeeld zijn in drie klassen (Van Esbroek et al., 1995).

Resultaten: Multivariate analyse van de soortensamenstelling in relatie tot verschillende bodemeigenschappen liet zien dat het fosfaatgehalte (mestlast) de belangrijkste verklarende variabele is. Één soort nam significant toe met het fosfaatgehalte, en drie significant af. De belangrijkste veranderingen werden gevonden in de trofische structuur. Bij hogere fosfaatgehalten bleek de trofische diversiteitsindex af te nemen, evenals het aantal planteneters en schimmelende nematoden. Hierdoor nam het relatieve aandeel van de bacterie-etende groepen toe tot 75%. Dit geeft aan dat in de meest intensieve bedrijfstypen sprake is van een onevenwichtige samenstelling van trofische niveaus, van verlies aan diversiteit, en mogelijk ook van soorten. Extrapolatie van deze resultaten naar het (abstractie)niveau van life support functies is ook hier niet rechtstreeks mogelijk. Daarvoor zouden bijvoorbeeld extra gegevens nodig zijn om voedselwebmodellering mogelijk te maken. Wel kan beoordeling plaats vinden door vergelijking met een referentie. In dit

geval werd door het LMB als het ware een interne referentie geleverd in de vorm van meer extensieve bedrijven. Ook deze hadden echter nog een fosfaattoestand die als 'ruim voldoende' kon worden beoordeeld. Voor het vaststellen van een goede referentie en de schaal waarop parameters (indexen) kunnen variëren, zouden meer gegevens verzameld moeten worden in extremen van verschillende gebruiksvormen.

Uit de voorgaande voorbeelden kan worden geconcludeerd dat er voldoende aanwijzingen bestaan dat life support functies van de bodem op grote schaal bedreigd zijn. Dit komt vooral aan het licht op het moment dat er een verandering van grondgebruik plaatsvindt, of overgeschakeld moet worden op meer duurzame vormen van productie. De afwezigheid van gesloten stofkringlopen en daarbij optredende verliezen van voedingsstoffen vormt een sterke aanwijzingen voor een instabiel en overbelast ecosysteem. De samenstelling van functionele groepen bodemorganismen geeft een duidelijke afspiegeling van de dominante ecologische processen en het type verstoring in de bodem.

6. Concept voor een indicatorsysteem voor life support functies van de bodem

6.1 Uitgangspunten en afbakening

- De term “life support system” (uit SPA - NMW 1b) is in deze studie als volgt opgevat: *Het geheel aan essentiële levensprocessen die stof- en energicycli in stand houden. Tezamen bepalen ze het draagvermogen van ecosystemen en leveren de voorwaarden voor hogere vormen van biodiversiteit. Tevens zijn ze de basis voor duurzame gebruiksmogelijkheden van het milieu voor de mens* (SPA, blz. 11).

Bij de opzet van een bodembologisch indicatorsysteem is dus niet uitgegaan van een puur antropocentrische benadering van het life support system, in de zin van ‘het nut voor de mens’. Deze benadering zou alleen resulteren in een versimpelde indicator voor bodemvruchtbaarheid. De mens en het gebruik van natuurlijke hulpbronnen worden gezien als onderdeel van ecologische processen. Dit vraagt een verantwoord beheer met begrip van kringlopen in plaats van eindgebruik met economisch voordeel als doel.
- Het begrip life support system is te algemeen om te operationaliseren of meetbaar te maken. Er is een oplossing gezocht door eerst life support functies te onderscheiden, waarin concrete processen te benoemen zijn.
- Life support systemen en de verschillende functies kunnen op verschillende schaalniveaus beschouwd worden. De CO₂-productie en -assimilatie zijn processen die zich uitstrekken tot mondiale schaal. Primaire productie van algen en groene planten is lokaal van belang, maar speelt ook op regionale tot continentale schaal. Ook de life support functies van de bodem spelen op verschillende schaalniveaus. Afbraak van organische-stof kan beschouwd worden van processen op perceelsniveau tot bijvoorbeeld de activiteiten van een pissebed op microschaal. Mede vanwege de pragmatische aspecten (o.a. meetbaarheid en kosten) die hiermee verbonden zijn, is gekozen voor een lokale benadering die extrapolbaar moet zijn naar regionale schaal, bestaande gebiedsindelingen of bodemgebruiksvormen.
- Uitwerking van het indicatorsysteem is beperkt tot cryptobiota in de bodem.

Ook bovengronds zijn tal van onzichtbaar levende organismen aanwezig die een belangrijke bijdrage aan life support functies leveren. Veelal zijn dit insecten die zorgen voor de bestuiving en regulatie van andere groepen die planten eten of ziektes kunnen verspreiden. Deze processen zijn niet in beschouwing genomen, ze zouden in een aparte studie nader moeten worden uitgewerkt. Vanuit het natuurbeschermingsmotief (intrinsieke waarde) wordt er nu reeds aandacht geschonken aan het behoud van diversiteit van bovengrondse cryptobiota. Voor een vijftal bekendere groepen bestaan atlasprojecten en zijn rode lijsten samengesteld. Daarnaast worden entomologisch waardevolle terreinen geïnventariseerd (project terreinregistratie cryptobiota), en komen dagvlinders en libellen inmiddels ook op de doelsoortenlijsten voor (Vista, 1996).

- Het indicatorsysteem moet zo samengesteld zijn dat het een representatieve doorsnede vormt door het bodemecosysteem. Daarnaast dient het in een meetnet opgenomen te kunnen worden en zullen de onderdelen bij voorkeur modelleerbaar moeten zijn om prognoses mogelijk te maken.
- De resultaten van de set indicatoren zullen in een AMOEBA-vorm zichtbaar gemaakt moeten kunnen worden, d.w.z. dat de situatie in een bepaald gebied vergeleken wordt met een gekozen referentie. Hiervoor is het dus nodig referentiebeelden te formuleren voor de verschillende indicatoren. Aangezien er betrekkelijk weinig bruikbare historische gegevens beschikbaar zijn, moeten referenties worden gebaseerd op gegevens uit (relatief) ongestoorde gebieden.
- Beperking van functionele aspecten van biodiversiteit tot gebieden buiten de EHS, wordt niet ingegeven door het Verdrag van Rio de Janeiro. Het komt voort uit de prioriteitstelling en formulering van NMW 1b. Het (hieronder beschreven) indicatorsysteem zal in eerste instantie toegepast kunnen gaan worden in gebieden buiten de EHS. Dit houdt echter niet in dat het systeem niet op natuurgebieden van toepassing is. Gezien het gebrek aan informatie over het verloop van life support functies in natuurterreinen, is het zelfs aan te bevelen deze gebieden in het monitoringprogramma op te nemen.

6.2 Werkwijze en redenering achter het indicatorsysteem

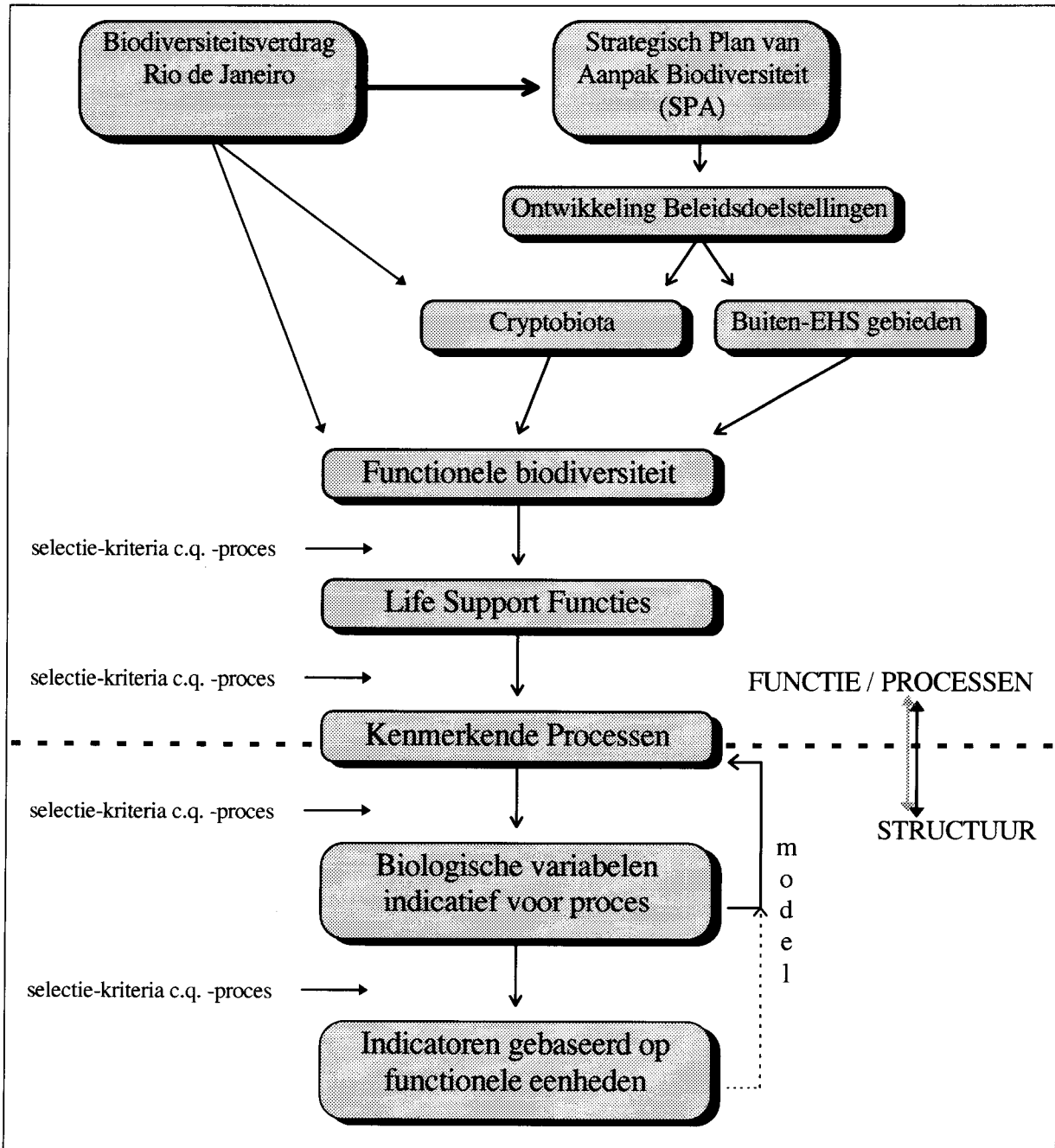
Het indicatorsysteem voor life support functies in de bodem heeft z'n wortels in de resultaten uit eerdere studies (Sinnige et al, 1992; Alkemade & Schouten, 1995; Schouten et al., 1995), en de eerste ideeën ontstaan tijdens de Vista-workshop "cryptobiota en life support" (Vista, 1996). Verdere uitwerking heeft plaatsgevonden in twee workshops en gedetailleerde notities over de verschillende onderdelen. Hierbij zijn bovenbeschreven uitgangspunten gehanteerd, en is uitgegaan van de invalshoek 'functies en processen'.

In een iteratief proces zijn allereerst de belangrijkste (grootschalige) life support functies van de bodem geïdentificeerd. Deze kunnen worden teruggebracht tot drie categorieën: 1) decompositie van organisch materiaal en daarmee gepaard gaande mineralisatie (instroom voedingsstoffen), 2) bodemstructuurvorming (poriën en aggregaten), 3) beschikbaarheid van voedingsstoffen (uitstroom voedingsstoffen).

Deze life support functies zijn niet goed te monitoren. Als resultante van een groot aantal deelprocessen, treedt in alle drie een aanzienlijke mate van temporele en ruimtelijke variatie op. Theoretisch kan dit ondervangen worden door stringente voorschriften omtrent tijd, plaats en omstandigheden van meting op te stellen. In de praktijk leidt dit doorgaans tot een onuitvoerbaar grote meetnetopzet. Een beter alternatief is het zoeken naar (biologische) structuurvormen die optimale omstandigheden scheppen voor het vervullen van de life support functies. De biologische structuur is constanter van aard dan de processen, die een tijdsgebonden resultante zijn van de activiteit. Life support functies stellen eisen aan het milieu, zowel in abiotische als biotische zin.

Met name deze laatste zijn te koppelen aan doelstellingen met betrekking tot handhaving van biodiversiteit.

De gevolgde benadering voor de afleiding van meetbare indicatoren voor life support functies van de bodem is in figuur 2 schematisch samengevat.



Figuur 2: Keuzeprocess voor de afleiding van indicatoren voor life support functies van de bodem.

Na de selectie van life support functies van de bodem zijn de belangrijkste bijbehorende processen op een rij gezet. Vervolgens is gezocht naar variabelen die indicatief zijn voor het plaats vinden of

de uitvoering van zo'n proces. Deze indicatieve variabelen worden in de meeste gevallen gevormd door groepen van verwante bodemorganismen (taxonomische eenheden). Hieruit is de uiteindelijke indicator af te leiden. Dit kan door metingen aan een specifieke groep bodemorganismen, en in sommige gevallen door meting van eindproducten van processen. De indicator wordt gevormd door een afgeleide maat en is dus "hetgeen men berekent".

Op basis van de gegeven uitgangspunten zijn de indicatieve variabelen (groepen) zo gekozen dat zowel de *diversiteit aan soorten per functionele groep* als de *diversiteit in functies* tot uitdrukking te brengen is.

In voorgaand selectieproces zijn bij iedere stap keuzes gemaakt. Dit is gedaan aan de hand van een aantal criteria, steeds met als einddoel het samenstellen van een meetbare set indicatoren. Het selectieproces is niet vastgelegd in kruistabellen of scoringslijsten. Het heeft zich afgespeeld in een iteratieve discussievorm. Per gekozen indicatieve variabele is uiteindelijk een beschrijving gemaakt aan de hand van een vast stramien waar de verschillende criteria in opgenomen zijn (zie bijlage 2). In paragraaf 6.3 is het resultaat van de hierboven beschreven exercitie opgenomen.

6.3 Biologisch indicatorsysteem voor life support functies van de bodem

In onderstaande tabel is het indicatorsysteem samengevat. Om verwarring te voorkomen moet benadrukt worden dat de indicatieve variabelen in de tabel het resultaat zijn van een selectieproces. Het schema bevat dus geen overzicht van alle denkbare life support functies, bijbehorende processen en betrokken organismengroepen.

Tabel 3. *Schema van het biologisch indicatorsysteem voor life support functies van de bodem.*

Genoemde processen, indicatieve variabelen en indicatoren zijn een selectie op basis van bruikbaarheids-criteria die in dit kader gesteld zijn. DivS/FG= aantal soorten per functionele groep, DivF= diversiteit in functies, MI= maturity index. Functionele (ecologische) eenheden komen tot stand door onderverdeling van de soortengroepen genoemd bij de Indicatieve variabelen. Een aantal soortengroepen levert informatie over meerder processen. Indicatoren 6 en 12 geven door integratie een (nieuwe) kwantitatieve maat voor LSF's. Voor details zie bijlage 2.

<i>Life support functies</i>	<i>Processen</i>	<i>Indicatieve variabele (soortengroep)</i>	<i>Indicator</i>
Afbraak van organisch materiaal	Fragmentatie	1. Wormen + potwormen 2. Mijten	DivS/FG, DivF, massa, aantal DivS/FG, DivF
	Organische substraat omzetting	3. Bacteriële afbraakroutes 4. Paddestoelen 5. Genetische. div. microflora	DivF (biologtoets) DivS/FG, DivF Bacterieel DNA-polymorfie
Recycling voedingsstoffen	Stikstof-mineralisatie	6. Trofische interacties = 1 + 2 + 7 + 8 + 9 + 10 (in aantal en biomassa)	Stikstofproductie (kg N/ha/j) uit voedselweb (modelmatig)
	<i>Deelprocessen:</i>		
	Microbiële activiteit	7. Microorganismen (bacteriën + schimmels)	Aantal, massa, activiteit (thymidine-inbouw).
	Begrazing microflora (bacteriën + schimmels)	8. Protozoën 9. Nematoden 10. Springstaarten 2. Mijten	Actieve/inactieve cysten, DivS/FG, DivF, MI DivS/FG, DivF DivS/FG, DivF
	Wortelvraat	9. Nematoden (+ 2 + 10)	DivS/FG, DivF, PPI
	Predatie	2. Mijten (+ 9 + 10)	DivS/FG, DivF
Beschikbaarheid voedingsstoffen voor planten	N-, P- en H ₂ O-opname	4. Mycorrhiza paddestoelen	DivS/FG, DivF
	Nitrificatie	11. Nitrificerende bacteriën	Nitraatvorming uit ammonium
Bodemstructuurvorming	Bioturbatie + aggregaatvorming	1. Wormen + potwormen	DivS/FG, DivF, massa, aantal
Stabiliteit Bodemecosysteem	Trofische interacties	12. Opbouw levensgemeenschap = 1 + 2 + 7 + 8 + 9 + 10 (in aantal en biomassa)	Structuur voedselpiramide (modelmatig)

Het centrale proces in de life support functie van de bodem is de decompositie van organische materiaal. Met het begrip *decompositie* worden in feite alle (biologische) life support functies van de bodem omsloten. Tijdens de decompositie van organisch materiaal treedt stapsgewijze mineralisatie op, vinden bodemvormende processen plaats door de activiteit van organismen, en wordt uitspoeling van voedingsstoffen voorkomen door opslag in biomassa. De vele interacties in een bodemvoedselweb zorgen voor een geleidelijk en stabiel verloop van de processen. Decompositie wordt dus uitgevoerd door een zeer complex netwerk, waar op verschillende manieren een doorsnede van te maken is. Door de onderlinge afhankelijkheid van decompositieprocessen zal er na iedere opsplitsing overlap blijven bestaan, omdat organismen bij verschillende (ontrafelde) onderdelen betrokken zijn. Dit effect wordt ook teruggevonden in de indeling die hier gekozen is. In het indicatorsysteem zijn 5 life support functies onderscheiden, die gezamenlijk een brede doorsnede geven van de processen in de bodem. De life support functies spreken grotendeels voor zich. Aan de hand van een korte beschrijving worden de onderdelen van het indicatorsysteem hieronder verder toegelicht.

a) Life support functies:

De bodem is de belangrijkste plaats van *afbraak van organische materiaal*. De afbraak is op allerlei manieren in diverse deelprocessen te verdelen, mede afhankelijk van het schaalniveau waarop wordt gekeken (moleculair tot gebieden). Uiteindelijk zijn alle bodemorganismen (bacteriën, schimmels, mijten, nematoden, pissebedden, miljoenpoten, spinnen etc.) op directe of indirecte wijze bij de afbraak betrokken. De belangrijkste biotische randvoorwaarden voor het handhaven van de life support functie zijn: a) de aanwezigheid en diversiteit van fragmenteerders die materiaal toegankelijk maken voor kleinere organismen, b) het vermogen om een diversiteit van complexe organische verbindingen af te breken, c) aanwezigheid en diversiteit van grazers en predatoren, waarmee een voedselwebstructuur en kringlopen ontstaan. Dit laatste aspect komt terug op andere plaatsen in het indicator systeem (predatie, trofische interacties).

Recycling van voedingsstoffen is de resultante van het decompositieproces. Voedingsstofkringlopen vormen een zeer belangrijk aspect van de bodemkwaliteit omdat ze bepalen in hoeverre een bodem kan voldoen aan zijn landbouwkundige- of natuurfunctie. In de eerste plaats spelen microorganismen (bacteriën en schimmels) een voornamelijk rol. Zowel hun biomassa als activiteit bepaalt de snelheid waarmee nutriënten worden gemineraliseerd en geïmmobiliseerd. Door het begrazen van de microflora en de uitscheiding van stofwisselingsproducten leveren microbivoren, zoals protozoën (eencelligen) en nematoden (aaltjes), een directe en indirecte bijdrage aan de nutriëntenkringlopen. Trofische interacties hoger in de voedselpiramide hebben een meer regulerende en stabiliserende functie.

De *beschikbaarheid van voedingsstoffen voor planten* wordt bepaald door abiotische factoren zoals temperatuur, vocht en de verwerking van kleimineralen. Belangrijke biologische eigenschappen zijn: de mate van doorworteling (wortelbiomassa/volume) van de bodem en de dichtheid en variatie in mycorrhiza's. Mycorrhiza's zijn schimmels die in symbiose leven met wortels van planten. Arbusculaire mycorrhiza's zijn vooral van belang in kruidachtige vegetaties

en in de landbouw. Ectomycorrhiza's komen vooral voor op houtige gewassen en spelen een grote rol bij beplantingen in het landelijk gebied (lanen, heggen, windsingels, houtwallen etc.). Uit het scala aan houtige gewassen in het landelijk gebied zou een selectie van een beperkt aantal soorten kunnen worden gemaakt (zomereik, paardekastanje, ratelpopulier, meidoorn, etc.), waarvan per locatie de dichtheid en aantal soorten mycorrhiza's wordt vastgesteld. Specifiek op eik komen in Nederland alleen al ca. 185 verschillende soorten mycorrhiza paddestoelen voor, naast de soorten die op allerlei loofhout voorkomen (Arnolds et al., 1995).

Omzetting van anorganische substraten is een aparte groep van processen die door bacteriën wordt uitgevoerd. Deze microorganismen gebruiken de oxidatie van anorganische verbindingen als energiebron. Enkele voorbeelden zijn: de omzetting van ammonium in nitriet gevolgd door die van nitriet in nitraat (nitrificatie), en de omzetting van zwavel in sulfaat. Dit zijn belangrijke processen voor de vegetatie. Een andere anorganische substraat omzetting is de stikstofbinding, die bijvoorbeeld in symbiose plaats vindt binnen wortelknolletjes. Onder zuurstofloze omstandigheden (natte bodems) kan denitrificatie optreden (N_2 -vorming). Ook de vorming van gereduceerde zwavelverbindingen (zwart ijzersulfide) is hierbij een bekend verschijnsel. Bij regelmatig wisselende aerobe en anaerobe omstandigheden kunnen complexe ketens van zwavelomzettingen ontstaan met een scala aan tussenproducten en organismen die hier deel aan hebben. Onder sterk reducerende omstandigheden wordt CO_2 gebruikt als electronenacceptor onder vorming van methaan.

Bodemstructuurvorming vindt in gematigde streken vooral plaats door de activiteiten van regenwormen, mestkevers, mieren en eventueel mollen. Afhankelijk van zuurgraad, vochtgehalte, en bodemtextuur spelen genoemde diergroepen een meer of minder belangrijke rol bij de instandhouding van het porievolume van de bodem en de humusvorming. Het porievolume is van belang voor de doorworteling, vochtvoorziening (capillair hangwater) en doorluchting (grotere poriën). Op microschaal dragen vrijwel alle organismen bij aan de structuurvorming door de vorming van aggregaten en modificatie van de poriestructuur.

De **stabiliteit van het bodemecosysteem** bepaalt in hoeverre deze bestand is tegen verstoringen, en daarmee de kans dat soorten verdwijnen en de diversiteit afneemt. De stabiliteit van het ecosysteem wordt bepaald door de structuur van de levensgemeenschap (aantal soorten en interacties) en de wijze waarop het energetisch is georganiseerd (patroon en grootte van energiestromen). Hierbij speelt de verhouding tussen trofische groepen een cruciale rol (structuur van de voedselpiramide).

b) Indicatieve variabelen:

Bij de keuze van processen en bijbehorende indicatieve variabelen, die deel uitmaken van een bepaalde life support functie, hebben pragmatische overwegingen een doorslaggevende rol gespeeld. Tevens is gebruik gemaakt van een criterialijst die ook voor de keuze van AMOEBE-variabelen uit het waterbeleid gehanteerd zijn (zie RMNO/NRLO, 1995). Hierbij moet gedacht worden aan:

- meetbaarheid en kosten van meten;
- op te nemen in een meetnet, met als voorbeeld het Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit;

- bruikbaar in diverse bodemtypen, stabiliteit in aantallen en soorten- of functierijkdom;
- indicatieve waarde en milieu-, ecosysteem- of beleidsrelevantie;
- aanwezigheid en beschikbaarheid van kennis en data c.q. referenties;
- schaalniveau, bodemtypen en landgebruiksvormen waarvoor de indicator uit te werken is;
- aanwezigheid van modellen om effecten van milieuthema's te voorspellen.

Het zal duidelijk zijn dat vrijwel nooit positief gescoord kan worden op al deze criteria. Bovendien zijn de criteria zelf niet altijd helder gedefinieerd of van een kwantitatieve beoordeling voorzien. Wanneer wordt bijvoorbeeld iets goed of slecht meetbaar genoemd, wat is (te) duur en wat bepaalt precies de beleidsrelevantie. Ondanks een aantal onduidelijkheden is aan de hand van de beschreven criteria, en op basis van expertise van de deelnemers, een selectie van geschikte indicatieve variabelen gemaakt. Deze leveren een indicatorsysteem dat ook praktisch uitvoerbaar is met de kennis aanwezig bij verschillende instituten en universiteiten. Een gedetailleerde uitwerking van de gekozen indicatieve variabelen wordt gegeven in bijlage 2.

In het totaal worden er 12 verschillende indicatieve variabelen onderscheiden, waarbij verzamelde informatie voor indicatoren bruikbaar is bij meerdere life support functies (zie terugkerende nummers in tabel 3). Op deze wijze kan efficiënt met de benodigde metingen omgegaan worden, een belangrijk stuk van de informatiewaarde wordt als het ware gratis meegeleverd.

Reeds een deel van de variabelen (7, 8, 9) genoemd bij de functie 'Recycling voedingsstoffen', openen de mogelijkheid om mineralisatieberekeningen met een voedselwebmodel uit te voeren. Uit het geheel is tevens de (theoretische) stabiliteit van een systeem te bepalen. Modelleren van de koolstof- en stikstofstromen door een systeem vraagt echter ook om biomassagegevens. Voedselwebmodellen leveren eigenlijk als enige de mogelijkheid om in absolute en kwantitatieve zin een uitspraak te doen over een life support functie, vanuit de processen en groepen die met elkaar zo'n functie vervullen.

c) Indicatoren:

Voor de keuze van uiteindelijke indicatoren (die worden berekend uit metingen aan de indicatieve variabelen) zijn opnieuw verschillende mogelijkheden denkbaar. Gezien de invalshoek van life support functies en de oorsprong in het behoud van biodiversiteit, is gekozen voor een hybride waarbij de *diversiteit aan soorten binnen een functionele groep* primair de indicator vormt. Voor bijna elke gekozen indicatieve variabele is deze benadering toepasbaar. Een uitzondering vormen de processen die vrijwel rechtstreeks gemeten kunnen worden (nitrificatie en bacteriële activiteit). Daarnaast zijn er groepen waarbinnen geen differentiatie in soorten aan te brengen is (met name bacteriën, schimmelmycelia en protozoën). Ook de nematodenfauna is slecht tot op soortniveau te determineren. Analyse van nematodengenera (één taxonomisch niveau hoger), en in een aantal gevallen tot op families, is gebruikelijk en goed uitvoerbaar.

Het aantal soorten (of taxa) per functionele groep vormt dus het uitgangspunt voor het beoordelingssysteem en de te formuleren doelstellingen. Daarnaast is het mogelijk op basis van deze informatie verschillende aanvullende indicatoren of indices af te leiden, die de interpretatiemoge-

lijkheden verruimen. Voor wormen zijn de dichtheid en biomassa belangrijke aanvullende gegevens voor bepaling van de intensiteit waarmee processen plaats vinden. Verloop en verstoring van een aantal processen is af te leiden uit ecologische indices als de Maturity Index (MI) en Plant Parasite Index (PPI) voor nematodengroepen en analoge indexen voor de mijten (zie bijlage 2). Vergelijkbaar is ook de benadering die voor vruchtlichamen van schimmels (paddestoelen) gevolgd kan worden. Ze zijn in te delen in z.g. niche-substraatgroepen die een indicatie geven van abiotische omstandigheden en de samenstelling van het organisch materiaal dat afgebroken wordt.

De beoordeling van de bedreiging van life support functies (in een gebied of bepaalde landgebruiksvorm) vindt plaats door de verschillende indicatorwaarden te vergelijken met een referentie voor die situatie. Dit is het aantal soorten per functionele groep in (relatief) ongestoorde gebieden. In schema ziet dit er als volgt uit.

Tabel 4: *Fictief voorbeeld van een beoordelingssysteem voor één of meerdere locaties.*

Proces met indicatieve variabele	Huidige situatie	Referentie	% huidige t.o.v referentie	Beoordeling effect
Fragmentatie / mijten	2 soorten	20 soorten	10%	alarm
Substraatomzetting / bacteriën	60 afbraakroutes	90 afbraakroutes	66%	verdacht
Wortelvraat / nematoden	8 genera	10 genera	80%	geen gevaar
etc.				

Op deze wijze zijn ook beleidsdoelstellingen te formuleren. Life support functies zelf zijn te algemeen om doelstellingen op te baseren. Dit kan wel voor de indicatoren op basis van referentiebeelden. Een dergelijk systeem is ook weer te geven in een z.g. AMOEBE-vorm waardoor aansluiting verkregen wordt bij presentatievormen die voor andere milieucompartimenten reeds in gebruik zijn of ontwikkeld worden. Een punt dat nadere uitwerking behoeft is de wijze waarop de resultaten voor de verschillende indicatoren bij elkaar opgeteld kunnen worden. Modellen voor nutriëntencycli en stabiliteit hebben reeds een sterk integrerend karakter omdat een groot deel van de informatie over de verschillende indicatoren hierin verwerkt wordt. Vergelijking van modeluitkomsten (bijv. voor stikstofmineralisatie) met die voor referentiesituaties zou opgevat kunnen worden als een overall-beoordeling van het bodemecosysteem.

Kosten van het indicatorsysteem:

Bij de gedetailleerde beschrijving van de verschillende indicatieve variabelen in bijlage 2 is tevens een kostenraming opgenomen. Een optelsom leert dat per locatie of monsterpunt (dit kan ook een mengmonster over een groter gebied zijn) een bedrag van f 11400,- nodig is om de complete set

aan bepalingen uit te voeren. Dit bedrag zal nog iets groter worden (ca. f 14000,-) omdat niet voor alle indicatoren vooraf kon worden opgegeven hoeveel replica's per locatie nodig zijn.

Een grote post (f 4000,-) in het geheel is de bepaling van de microbiële genetische diversiteit (no. 5). Deze indicator staat bovendien geheel op zichzelf en is niet noodzakelijk voor een modelmatige voedselwebanalyse. De kostenraming wordt ook beïnvloed door het gekozen uurtarief (kosten zijn vaak in uren of mensdagen opgegeven). Voor zover van toepassing is bij deze berekening een uurprijs van f 100,- aangehouden. Verschillende microbiologische bepalingen en analyse van de nematodenfauna zijn relatief goedkoop uit te besteden bij gespecialiseerde (commerciële) laboratoria. Metingen die nu nog door universiteiten of onderzoeksinstituten gedaan moeten worden, brengen hogere kosten met zich mee, o.a. door de relatief hoge overhead- en loonkosten voor dit gespecialiseerde werk. Bovendien zijn deze instellingen niet gericht zijn op het uitvoeren van routinematige meetseries.

Modelberekeningen voor de indicatoren Stikstofmineralisatie (6) en Ecosysteemstabiliteit (12) vragen bij voorkeur vier (of meer) herhaalde metingen in de tijd, van de betrokken indicatieve variabelen. De kosten per herhaling liggen tussen de 3000 en 5000 gulden (zie bijlage 1).

Langs de hier gevolgde weg is voor het **complete** indicatorsysteem, inclusief modellering van de hoeveelheid jaarlijkse stikstofmineralisatie en stabiliteit, bij benadering een bedrag van f 14000,- + f 12000,- (3 extra voedselwebanalyses) = f 26000,- per gebied (locatie) nodig.

Deze berekening is gebaseerd op volledige kostprijs. Besparing kan bereikt worden door op effectieve wijze voor meerdere indicatoren monsters te verzamelen (reistijden) en te verwerken. De haalbaarheid van een meetnet voor life support functies van de bodem kan tevens vergroot worden door integratie met een bestaande infrastructuur en herallocatie van capaciteit bij onderzoeksinstellingen. Gedacht kan worden aan ombuiging van bestaande onderzoeksprogramma's van RIVM en DLO-instituten, en/of het aanwijzen van nieuwe speerpunten in strategisch onderzoek door de opdrachtgevende ministeries. In 7.3 worden verschillende mogelijke (goedkopere) varianten uitgewerkt, evenals de kosten die uitvoering in meetnetverband met zich mee brengen.

7. Discussie

7.1 Soortgerichte- versus procesgerichte benadering

In Nederland komen naar schatting 30000 soorten voor die tot de cryptobiota kunnen worden gerekend. Door het grote aantal groepen, gebrek aan fundamenteel wetenschappelijke kennis en ontbreken van voldoende capaciteit voor regelmatige inventarisaties, ontstaat al snel de stellingname dat de intrinsieke waarde van lagere dieren en planten geen haalbare doelstelling is om biodiversiteitsbeleid op te baseren.

De functionele en (vooral) procesgerichte benadering voor het ontwikkelen van biodiversiteitsdoelstellingen voor cryptobiota lijkt in eerste instantie verschillende problemen te omzeilen. Er wordt aansluiting gezocht bij de faciliterende rol die cryptobiota spelen in essentiële levensprocessen ('het nut') en er is geen noodzaak om lange of moeilijke soortenlijsten samen te stellen. Het bepalen van de grootte en snelheid van processen (bijv. stikstofmineralisatie) lijkt simpel door het kleine aantal 'soorten' (1 variabele) dat onderscheiden kan worden.

Een losse proceswaarde zegt echter weinig als dit niet aan een tijdbestek te koppelen is, of niet als jaargemiddelde kan worden geven. De meeste bodem(som)-processen hebben een zeer grote variabiliteit in tijd en ruimte. Bepaling van processnelheden en stoffluxen vergt een flink aantal meetpunten en frequente herhalingen in de tijd. Per saldo levert deze benadering alsnog een forse (dure) meetinspanning. Een tweede probleem is het ontbreken van een eenduidige relatie tussen de grootte van processen en biodiversiteit van bodemorganismen. In het (uiterste) geval dat de actoren ontbreken zal een proces niet kunnen verlopen. Processen die tot stand komen door de activiteit van meerdere groepen en soorten, zullen ook bij afnemende diversiteit blijven bestaan doordat vrijgekomen plaatsen door anderen worden opgevuld. Dit levert echter wel een gevaarlijke versmalling van de ecologische basis onder processen. Op dit moment is nog niet goed bekend welke relatie er precies bestaat tussen aantallen en soortendiversiteit enerzijds en het verloop of kwetsbaarheid van processen anderzijds. Bij een puur procesmatige benadering is de relatie met behoud van biodiversiteit dus niet meer te leggen.

Onderzoek naar biologische diversiteit vergt relatief veel specialistische kennis en ondersteuning vanuit het taxonomisch vakgebied. De soortensamenstelling van een bepaald type ecosysteem is daarentegen een tamelijk constant gegeven. Aantallen en biomassa van verschillende organismen fluctueren door het jaar meestal volgens een bepaald patroon, afhankelijk van temperatuur, vocht en voedselbeschikbaarheid. Voedselwebmodellen bieden echter de mogelijkheid om soortendiversiteit geclusterd tot functionele eenheden te vertalen in bijdrage aan processen. Dit is uitgewerkt voor de mineralisatie van stikstof (Hunt et al., 1987; De Ruiter et al., 1993). Op basis hiervan zijn ook methoden ontwikkeld om de stabiliteit van een systeem vast te stellen (De Ruiter et al., 1995). Hiermee ontstaat een hybride tussen de puur soortgerichte- en procesbenadering, met de voordelen maar ook een aantal nadelen van beide.

7.2 Uitvoerbaarheid en knelpunten

In het voorgestelde indicatorsysteem wordt als het ware een selectie gemaakt uit de soortendiversiteit, op een zodanige wijze dat hiermee ook een indicatie verkregen wordt over de ecologische basis voor het verloop van processen. Het systeem biedt bovendien de noodzakelijke informatie om het belangrijke proces van stikstofmineralisatie modelmatig (kwantitatief) te beschrijven vanuit de biologische componenten die hier verantwoordelijk voor zijn. Alle genoemde indicatoren zijn direct meetbaar met de bestaande kennis en expertise. Verschillende bepalingen worden al geruime tijd min of meer routinematig uitgevoerd in bestaande onderzoekprogramma's. Desondanks zijn er ook enkele knelpunten te signaleren als tot onmiddellijke uitvoering in de vorm van een meetnet zou moeten worden overgegaan.

Knelpunten

1) Referenties: De indicatoren worden beoordeeld door deze te vergelijken met referentiebeelden. Voor bodemorganismen zijn maar zeer beperkt historische gegevens aanwezig. Gunstige uitzonderingen worden gevormd door kennis over loopkevers, mieren en paddestoelen. Verschillende groepen bodemorganismen zijn voornamelijk in natuurgebieden onderzocht, van andere (bijv. wormen en nematoden) is veel bekend over het voorkomen in landbouwgronden.

Referenties voor het indicatorsysteem moeten gebaseerd worden op gegevens over (relatief) ongestoorde gebieden. Voor veel gebieden buiten de EHS (grotendeels landbouwfunctie, zie tabel 2) zouden dit extensieve, of biologisch-dynamische vormen van landbouw moeten zijn. Qua soortensamenstelling is het meest bekend over bodemorganismen in natuurgebieden. Voor wormen, mijten, nematoden en paddestoelen zijn inmiddels eerste referenties te maken voor diverse ecosysteem-typen. Voor de overige indicatoren dient aanvullend onderzoek gedaan te worden. Bij het opzetten (en invoeren) van een meetnet wordt in feite ook een 'interne referentie' opgebouwd zodat het aanvullend onderzoek beperkt kan blijven.

2) Maatstok: Naast het hebben van een referentie is het noodzakelijk te weten 'op welke schaal een indicator kan variëren'. Interpretatie van een meting of indicatorwaarde kan pas optimaal plaatsvinden als ook de uitersten bekend zijn. Welke situatie is in ecologisch opzicht alarmerend? Welke fluctuaties vallen buiten de marge? Dit soort vragen is beter te beantwoorden wanneer een maatstok voor handen is. De signaalwaarde die ontleend kan worden aan verhoudingen tussen ecologische groepen is bij de nematodenfauna relatief goed onderzocht. In bijlage 2 wordt een voorbeeld gegeven op basis van de dominantie van de z.g. c-p groepen. Deze indeling ligt ten grondslag aan de Maturity Index.

Maatstokken moeten verder ontwikkeld worden door metingen aan de indicatoren onder een aantal extreme omstandigheden (situaties van verstoring en verontreiniging). In feite is dit ook een referentie, maar dan in negatieve zin.

3) Meetreeksen: De procesmatige kant van het indicatorsysteem vraagt herhaalde metingen in de tijd. Om het voedselwebmodel van voldoende biomassagevens te voorzien zijn minimaal drie meetseries per jaar (per locatie) nodig. Dit geeft een evenredige kostenstijging, al zijn de meeste

indicatieve variabelen die in het voedselwebmodel gebruikt worden relatief simpel en goedkoop te meten.

4) Monsterschema: Een aantal indicatoren zijn sterk seizoensgebonden en vragen een afwijkend monster- of inventarisatieschema. Dit geldt met name voor de paddestoelen (zie bijlage 2). Om een goed beeld te krijgen van de soortensamenstelling op een bepaalde locatie zijn meerjarige meetreeksen noodzakelijk. Hierbij dienen alternerend in perioden van drie jaar opnames gemaakt te worden afgewisseld met intervallen van drie jaar (3 jaar wel, 3 jaar niet enz.).

5) Onvolledigheid indicatorschema: De gevolgde redenering en criteria vormen een reeks van filters die een meetbare en relevante indicator opleveren. Hierdoor heeft ook een reductieproces plaats gevonden. De complexe problematiek van de relatie tussen biodiversiteit van cryptobiota en life support functies is terug gebracht tot een serie indicatoren. De gemaakte keuzen hebben tot gevolg gehad dat per life support functie slechts een deel van de betrokken groepen in beschouwing is genomen. Niet voor elk denkbare veldsituatie is een optimale set aan indicatoren aanwezig, zeker als functionele groepen vervangen zijn door andere die niet als indicator zijn opgenomen. Een omissie is de afwezigheid van 'grote' fragmenteerdors en predatoren. Dit zijn groepen als miljoenpoten, pissebedden, duizendpoten, loopkevers en spinnen. Ze spelen een belangrijke rol in het verkleinen van vers organisch materiaal en de aantalsregulatie van bacterie-, schimmel-, en planteneters. Bovendien hebben een aantal van deze groepen grote indicatieve waarde. Ze zijn (in eerste instantie) toch niet in het indicatorsysteem opgenomen omdat hun voorkomen vaak zeer wisselend en geclusterd is. Gestandaardiseerde bemonstering is lang niet altijd mogelijk. Als oplossing voor dit probleem is een microkosmosbenadering uitgewerkt (zie bijlage 3). Dit zou als aanvullend onderzoek uitgevoerd kunnen worden parallel aan de bemonstering van veldlocaties. Het microkosmos-onderzoek heeft als voordeel dat de activiteit van organismen en een aantal procesgrootheden direct gemeten kunnen worden. Hiermee wordt detailinformatie verkregen die door veldonderzoek vrijwel niet te leveren is.

Een ontbrekende life support functie van de bodem is "de resistentie tegen ziekten en plagen". Ondanks dat er reeds een behoorlijke kennis op dit gebied is, vanuit het plantenziektkundig onderzoek, zijn simpele indicatoren die de relatie leggen met biodiversiteit nog in ontwikkeling (Van der Voet et al., 1997). Het voorkomen van plaagorganismen, hun natuurlijke vijanden en de schade aan landbouwgewassen zijn meetbaar. Indicatoren voor de capaciteit van natuurlijke plaagregulatie zijn beschikbaar uit het onderzoek naar duurzame vormen van landbouw. In het DLO-programma Bodemkwaliteit en Microbiële diversiteit wordt ook aandacht besteed aan dit onderwerp. Als een bruikbare indicator voor ziekteresistentie van de bodem beschikbaar is, kan die in principe snel aan het indicatorsysteem worden toegevoegd.

6) Modellen: Bij de inventarisatie van mogelijke indicatoren is onderzocht in hoeverre er reeds modellen bestaan om de effecten van milieuthema's als verzuring, vermisting of verdroging op (individuele) groepen bodemorganismen te voorspellen. Gebleken is dat hiervoor alleen een eerste aanzet gegeven is aan de hand van bestanden over het voorkomen van nematoden (Alkemade & van Esbroek, 1994). Hierbij is een identieke benadering gevolgd als die van het effectmodel voor de vegetatie (MOVE; Latour & Reiling, 1991; 1992). Momenteel wordt ook gewerkt aan

responscurven voor paddestoelen. Voor andere groepen bodemorganismen zijn nog geen statistische effectmodellen aanwezig. Het indicatorsysteem kan voorlopig dus alleen in diagnostische zin gebruikt worden.

Voedselwebmodellen integreren populatiedynamische gegevens en worden gebruikt om koolstof- of stikstofstromen te kwantificeren. Ze zijn niet ontworpen voor de berekening van effecten van milieuthema's. Dit is wel het geval in de CATS-modellen. Hierin wordt de accumulatie van cadmium in voedselketens berekend op basis van de koolstofcyclus (Traas & Aldenberg, 1992; Traas et al., 1994). De CATS-modellen zijn echter niet uitgewerkt op het detailniveau van het bodemecosysteem omdat voor bodemorganismen onvoldoende accumulatie- en toxiciteitsgegevens beschikbaar zijn. Wanneer het indicatorsysteem in meetnetverband geoperationaliseerd zou worden, ontstaat de mogelijkheid om responscurven af te leiden voor de indicatoren in relatie tot bodemkenmerken en gemeten verontreinigingen. Op basis hiervan kunnen ook prognoses gemaakt worden over de te verwachten biodiversiteit (per indicator), bijvoorbeeld aan de hand van beleidsscenario's. Deze lijn kan in principe verder doorgetrokken worden naar effecten op life support functies, door uitkomsten van effectmodellen te gebruiken als input van een voedselwebmodel.

7) **Kosten:** Als laatste knelpunt zouden de kosten van het indicatorsysteem in beschouwing kunnen worden genomen. Voor een landsdekkend beeld van de toestand van life support functies buiten beschermde gebieden zijn al snel een behoorlijk aantal meetpunten met seizoensherhalingen nodig. De abiotische bodemkwaliteit bijvoorbeeld, wordt in het Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit (LMB) in het totaal op 200 locaties bepaald. Ondanks dat de exacte rekensom op dit moment nog niet te maken is, mede vanwege onzekere factoren die in het voorgaande reeds genoemd zijn, belopen de kosten van een compleet indicatorsysteem in het LMB al snel richting één miljoen per jaar (zie ook 7.4). In vergelijking met de kosten van andere (abiotische) meetnetten is er een gunstige verhouding tussen de informatiewaarde van het indicatorsysteem en de gemoeide kosten (veel relevante informatie per gulden). Dit is mede een gevolg van de voorgestelde integratie met het Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit, en het efficiënte gebruik van indicatoren (voor meerdere processen en modelberekeningen). Mocht het indicatorsysteem in z'n volledige omvang (nog) niet haalbaar blijken, dan is de beleidsmatige benadering voor "het behoud en duurzaam gebruik van biodiversiteit voor life support functies" niet bij voorbaat onmogelijk geworden. Er zijn verschillende alternatieven of minimumvarianten denkbaar, die echter wel als consequentie hebben dat het inzicht in het verloop van life support functies een stuk onvollediger wordt of dat de mogelijkheid om processen te modelleren verdwijnt.

7.3 Minimumvarianten

De keuze voor een alternatief of minimumvariant hangt nauw samen met de meetnetstructuur die als basis dient voor het indicatorsysteem. Bij deze studie is (voorlopig) als uitgangspunt gekozen dat het systeem onderdeel zou moeten kunnen zijn van het Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit.

Dit (meer) specifieke geval is in de volgende paragraaf verder uitgewerkt.

In theorie kan op elke indicator bezuinigd worden, bijvoorbeeld vanwege de hoge kosten van een specifieke meting. Gezien de samenhang die er bestaat ten aanzien van o.a. de mogelijkheid van voedselwebmodellering en diversiteit van functies binnen groepen, is er een prioritering aan te brengen. Deze kan op zijn beurt weer aangevuld worden met elke gewenste meting, zodat vele combinaties mogelijk zijn. Hieronder worden de meest belangrijke varianten bediscussieerd.

variant 1: Aan het einde van paragraaf 6.3 werd reeds opgemerkt dat de 'genetische diversiteit van microflora' (indicatieve variabele) een relatief dure en zelfstandige parameter is (zie ook bijlage 2). Het behoud van deze genetische diversiteit is van groot belang voor de decompositie en afbraak van organische verontreinigingen. Deze processen worden echter ook redelijk geïndiceerd door de relatief goedkope biolooptoeets (indicator 3), al is de informatieve waarde hiervan veel minder gedetailleerd. Het laten vervallen van enkel indicator 5 kan gezien worden als een tussenvorm van de keuzemogelijkheden beschreven onder variant 2.

variant 2: Uitgaande van de veronderstelling, dat de life support benadering hoge prioriteit geeft aan de mogelijkheid om biodiversiteit modelmatig te relateren aan het stikstofmineralisatieproces, zijn er twee alternatieven.

In eerste instantie is het mogelijk om alle indicatoren weg te laten die niet bijdragen aan de input van het voedselwebmodel. Dit komt neer op het vaststellen van indicator 6 in het schema, stikstofproductie uit voedselweb (en daarmee ook no. 12). De variabelen 'bacteriële afbraakroutes', 'paddestoelen', genetische diversiteit microflora' en 'nitrificerende bacteriën' komen in deze optie te vervallen.

Ten tweede is de selectie nog verder in te perken tot de variabelen 7, 8 en 9. Hiermee is het mogelijk een grove modelmatige schatting van de stikstofmineralisatie te maken. Doordat trofische interacties hoger in het voedselweb genegeerd worden, zal deze benadering minder voldoen voor meer natuurlijke en complexe ecosystemen. Tevens wordt op deze wijze slechts een smalle doorsnede door het bodemecosysteem verkregen en ontstaat maar beperkt inzicht in de functionele diversiteit van groepen (alleen van nematoden).

variant 3: Een andere mogelijkheid is **niet** vast te houden aan de kwantitatieve procesbenadering. Wanneer de stikstofmineralisatie niet gemodelleerd wordt, verdwijnt ook de noodzaak om meetreeksen met meerdere herhalingen per jaar uit te voeren in één van de drie vormen zoals hierboven besproken (compleet, of indicator 6, of alleen 7+8+9). Het wegvallen van de noodzaak voor seizoensherhalingen geeft een evenredige besparing van onkosten. Het levert eventueel ook ruimte voor andere metingen die minder frequent hoeven te gebeuren, of aanvullend microkosmosonderzoek. Hierbij moet echter wel aangetekend worden dat microbiële bepalingen (3, 7, 11) in het indicatorsysteem relatief goedkoop zijn, zodat de winst hieruit in termen van kostenbesparing naar verhouding beperkt is.

Na het verlaten van de mogelijkheid tot procesmodellering kunnen in principe alle indicatoren overblijven waarmee de soortendiversiteit per functionele groep te beschrijven is (zie 'DivS/FG' in indicatorschema, + no 3). Het geeft kwalitatieve informatie over processen waarbij beoordeling

plaatsvindt door vergelijking met de referentie. De soortensamenstelling van een bepaald type ecosysteem (of zelfs locatie) is tamelijk constant en zou met grotere tussenpozen onderzocht kunnen worden. Ook binnen de overgebleven reeks (1, 2, 3, 4, 9, 10) is verdere selectie mogelijk op basis van het beschikbare budget, elk met een verdere reductie van informatie over de ecologische basis onder processen en life support functies. Minimumvarianten, met behoud van relatief veel informatie over de diversiteit van functionele groepen en verschillende praktische voordelen, zouden de combinaties: mijten + biotests + nematoden (2, 3, 9) of wormen + biotests + nematoden (1, 3, 9) zijn.

variant 4: Tot slot zijn in meetnetverband ook nog combinaties denkbaar van een beperkt aantal lokaties die intensief worden onderzocht (compleet indicatorsysteem), en een groter aantal waar 'low budget' zoveel mogelijk relevante informatie wordt verzameld (bijv. wormen, biotests, nematoden).

7.4 Inpasbaarheid in het Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit (LMB)

Het LMB is in eerste opzet een meetnet dat een landelijk beeld moet genereren van (trends in) de abiotische bodemkwaliteit. Dit wordt uitgedrukt in termen van stofconcentraties in de bovenste bodemlaag, welke vergeleken worden met de bestaande normen. Het accent ligt voornamelijk op de bodemkwaliteit in het 'landelijk gebied'. Hierbij is gekozen voor combinaties van landgebruik en bodemsoort die belangrijk zijn qua areaalgrootte (bijv. grasland, ca. 54% van alle cultuurgrond) en gevoeligheid voor verontreiniging (natuur, vollegrondsgroenteteelt). De infrastructuur en monsterwijze (bedrijfs- of perceelsniveau) is daarop gebaseerd. Het LMB wordt uitgevoerd door het RIVM in samenwerking met LEI-DLO en AB-DLO. Om redenen van efficiëntie zijn ook het meetnet 'effectiviteit mestbeleid' en het trendmeetnet verzuring gedeeltelijk in het LMB opgenomen. Tijdens de inrichting van het LMB is besloten om tevens bodembioologische gegevens te verzamelen in de vorm van analyse van de nematodenfauna. Deze metingen zijn relatief goedkoop uit te voeren en het nematodenonderzoek is geheel te integreren zonder verdere aanpassingen (Van Esbroek et al., 1994, 1996). De doelstelling van het LMB heeft er toe geleid dat in het totaal 200 meetpunten zijn geselecteerd, onderverdeeld in 10 combinaties van grondsoort en bodemgebruik. Per categorie zijn er dus 20 herhalingen. Jaarlijks worden 40 locaties bemonsterd (2 categorieën), zodat een cyclus van 5 jaar ontstaat (Willems, 1995).

Het onderbrengen van een meetnet 'biodiversiteit en life support functies van de bodem' in het LMB heeft verschillende voordelen. De belangrijkste zijn dat gebruik gemaakt kan worden van een bestaande infrastructuur, locatieselectie en een ruime hoeveelheid abiotische gegevens. Hierdoor wordt voorkomen dat 'opnieuw een eigen meetnetstructuur ontstaat' waarbij ongewenste dubblures optreden. Er hoeven dus weinig extra kosten gemaakt te worden voor inrichting en noodzakelijke aanvullende gegevens. Een groot bijkomend voordeel is dat door deze opzet ook de mogelijkheid ontstaat om op den duur statistische responsmodellen af te leiden voor de relatie

tussen de verschillende indicatoren en bodemeigenschappen. Naast de diagnose wordt zo een instrument ontwikkeld waarmee prognoses gemaakt kunnen worden.

De bestaande structuur van het LMB schept **praktische randvoorwaarden** voor de mogelijkheden van integratie van het indicatorsysteem. Deze zijn er met name ten aanzien van locatiekeuze, monsterfrequentie, het bepalen van maatstokken en kosten. Ze worden hieronder nader besproken.

1) Locatiekeuze: De doelstelling van het LMB heeft als consequentie dat er een locatieverdeling is gemaakt naar rato van het landgebruik. Hierdoor wordt de meerderheid gevormd door melkveehouderij- (100, vnl. grasland) en akkerbouwbedrijven (40) met als onderverdeling zand-, veen- en kleigronden (Willems, 1995). De verdeling geeft een evenwichtige steekproef uit de verschillende vormen van landgebruik. Door onderscheid te maken in mate van belasting of intensiteit van de bedrijfsvoering, is voor de graslanden als het ware ook een gradiënt- of probleemgerichte benadering mogelijk. Effecten hiervan zijn duidelijk aantoonbaar in de samenstelling van de nematodenfauna, ondanks de relatief grove benadering (Van Esbroek et al., 1995).

Desalniettemin is het de vraag of het zinvol is om life support functies te onderzoeken in zoveel gelijkvormige ecosystemen. In afwijking van het LMB zou het aantal locaties te reduceren zijn door uitersten te kiezen, of geen onderscheid in zand- veen- en kleigronden te maken. Door het gebrek aan voldoende achtergrondkennis voor de hele set aan indicatoren kan een dergelijke inperking of efficiëntieslag eigenlijk pas gemaakt worden als eenmalig een complete 'LMB-ronde' gemaakt is. Op z'n minst moet in de vorm van een pilot-studie gekeken worden of het gemaakte onderscheid in LMB-categorieën ook relevant is voor het (gekozen) indicatorsysteem. In een eerste fase zou dit gecombineerd kunnen worden met het vaststellen van een maatstok.

2) Monsterfrequentie: Het indicatorsysteem (of een minimumvariant hiervan) vraagt vier tot zes herhalingen per jaar om modellering van het stikstofmineralisatieproces mogelijk te maken. Dit kan in een aantal gevallen problemen geven met landeigenaren die in het verleden hebben ingestemd met een bemonstering van hun terrein of bedrijf met een frequentie van eens in de vijf jaar. Dit punt is meer praktisch van aard en moet oplosbaar zijn.

De bemonsteringstechnieken voor de verschillende indicatieve variabelen leveren voor de praktische uitvoering geen problemen op. Per locatie is het benodigde materiaal in één of twee dagen te verzamelen. Een uitzondering hierop vormt de inventarisatie van paddestoelen. Gedurende het najaar dient om de 14 dagen een bemonstering plaats te vinden. In verband met de grote fluctuaties tussen de jaren moet dit op elke locatie gedurende drie jaar herhaald worden afgewisseld met intervallen van drie jaar waarin niet geïnventariseerd wordt. Deze bemonsteringstechniek is relatief lastig in te passen in de LMB-cyclus, en vraagt veel bereidheid tot medewerking van boeren of terreinbeheerders. In technisch opzicht kan een oplossing gevonden worden door inventarisaties van verschillende LMB-categorieën gelijktijdig uit te laten voeren door meerdere personen (totaal 3), en een interval van twee jaar aan te houden.

3) Maatstok: Locaties in het LMB zijn niet geselecteerd op extreme situaties in de vorm van verontreiniging of verstoring. Voor het vaststellen van het schaalbereik waarop indicatoren kunnen variëren onder (verstoorde) veldomstandigheden zal het daarom ook nodig zijn om in beperkte

mate aanvullend onderzoek te doen. Dit geldt ook voor het vaststellen van referenties (positieve kant van de maatstok), voor zover hier nog onvoldoende gegevens over beschikbaar zijn. In principe zou voor elke relevante LMB- categorie (maximaal 10) een positieve en negatieve referentie gemaakt moeten worden. Bij voorkeur moet die uit gerepliceerde steekproeven bestaan. Het bepalen van een maatstok levert dus minimaal 20 extra bemonsteringen per complete LMB-ronde van 5 jaar. Door de verschillende gradaties in bodem- en verontreinigingskenmerken binnen en tussen LMB-categorieën levert het meetnet zelf ook een interne referentie.

4) Kosten: Last but not least, dienen de kosten in beschouwing genomen te worden die uitvoering van het complete indicatorsysteem, in het kader van het LMB, met zich mee zullen brengen.

Wordt uitgegaan van de eerder genoemde schatting van f 14000,- per locatie, met 3 extra herhalingen voor indicator 6 (voedselwebanalyse) á 3 x f 4000,- en 40 monsterlocaties, dan zou dat resulteren in een totaalbedrag van 1,04 miljoen per jaar.

Uit voorgaande discussie en opsomming van de verschillende mogelijkheden is reeds naar voren gekomen dat het bedrag van f 14000,- een wat overtrokken beeld geeft, waar ook verschillende (bijv. personele) kosten in tot uitdrukking komen. Dit bedrag hoeft niet additioneel aanwezig te zijn om het indicatorsysteem toch uitvoerbaar te maken. Analyse van de nematodenfauna wordt nu reeds standaard in het LMB gedaan. Wanneer AB-DLO, IPO-DLO en IBN-DLO het onderzoeksprogramma 'Bodemkwaliteit en microbiële diversiteit (1997-2001)' kunnen uitvoeren, zou een groot deel van de benodigde metingen in samenwerking kunnen plaatsvinden binnen de (structurele) gebonden middelen.

Na het schrappen van enkele relatief dure bepalingen is een versimpelde voedselwebanalyse (indicatoren 7, 8, 9) ook mogelijk voor ca. f 1000,- per monster (f 480 000 op jaarbasis).

De andere weg die gevolgd kan worden, is die waarbij géén kwantificering van processen plaats vindt (voedselwebmodellering). Afgezien van de inventarisatie van paddestoelen is hierbij een eenmalige bemonstering per locatie (per LMB-ronde) mogelijk. De kosten variëren afhankelijk van de indicatoren die gemeten worden. De totale kosten worden beperkt doordat geen herhalingen per locatie nodig zijn. Voor de combinatie: wormen (1) of mijten (2) en bacteriële afbraakroutes (3), plus nematoden (9), zou op dit moment jaarlijks f 120 000,- toereikend kunnen zijn. Deze schatting gaat echter wel uit van de (gunstige) situatie dat het onderzoek wordt uitgevoerd, en deels betaald, in het kader van verschillende onderzoekprogramma's (DLO, DGM). Op de lange termijn is voortzetting van het meetnet tegen deze kosten echter niet gewaarborgd.

In het voorgaande zijn een aantal voorbeelden en mogelijke keuzen doorgerekend, bij opname van het indicatorsysteem in het LMB. Dit is steeds gebaseerd op 40 locaties per jaar. Hier zouden jaarlijks nog minimaal vier locaties ter bepaling van de referenties bij moeten komen. Verschillende andere combinaties van indicatoren en locatieselecties zijn denkbaar, en even zo vele reken-sommen kunnen gemaakt worden. In de discussie is al aangegeven dat het mogelijk niet efficiënt en informatief is, om op alle 100 grasland-locaties een complete voedselwebanalyse uit te voeren. Kostenbesparing kan bereikt worden door de twee genoemde benaderingen (met of zonder indicatoren voor voedselwebanalyse en bijbehorende herhalingen) op een slimme manier te

combineren. Hierdoor hoeft slechts een deel van de locaties intensief bemonsterd te worden. Nadere voorstellen in die richting blijven speculatief. De wensen vanuit het beleid, randvoorwaarden en mogelijkheden tot samenwerking zijn nog niet voldoende uitgekristalliseerd. Werkelijke optimalisering kan bovendien pas plaatsvinden wanneer eenmalig in de volle breedte voldoende informatie verzameld is. Dit zou tevens in wetenschappelijk opzicht en qua databeschikbaarheid in een grote stap vooruit zijn en in een behoefte voorzien. Een dergelijke strategie is ook gevolgd met de inrichting en evaluatie van andere landelijke milieumeetnetten (bijv. lucht en grondwater).

Ter voorbereiding van 'een meetnet voor life support functies van de bodem', en nadere concretisering van het hier beschreven systeem, is het aan te bevelen een pilot-studie uit te voeren. Hierin kan de voorgestelde benadering, en integratie in het LMB worden uitgetest. Om de kosten te beperken zouden in de pilot een selectie van relatief goedkope en praktische indicatoren kunnen worden opgenomen. De eerder genoemde selectie: wormen (1) of mijten (2) en bacteriële afbraakroutes (3), plus nematoden (9), is een goed haalbare en veelbelovende combinatie. Daarnaast verdient het aanbeveling om op beperkte schaal de complete set aan indicatoren, inclusief voedselwebmodellering te testen en te vergelijken op signaalwaarde.

De auteurs van dit rapport zijn van mening dat, zonder compleet te kunnen zijn, met het indicatorsysteem een redelijke afspiegeling wordt verkregen van de biodiversiteit van bodemorganismen. De gekozen opzet legt bovendien de link naar de functionele aspecten van biodiversiteit en maakt kwantificering van stikstofmineralisatie en systeemstabiliteit mogelijk.

De vraag, óf en hoe een bodembioologische indicator voor life support functies gestalte krijgt hangt af van de wensen, eisen en financiële mogelijkheden van de ministeries die bij de uitvoering van het beleid ter behoud van de biologische diversiteit betrokken zijn (VROM, LNV, V&W, OCW).

8. Conclusies en aanbevelingen

- In dit rapport wordt een methode beschreven die het mogelijk maakt om vanuit een functionele invalshoek biodiversiteitsdoelstellingen te concretiseren voor cryptobiota (organismen met verborgen levenswijze) in de gebieden buiten de EHS. Hiermee wordt gedeeltelijk invulling gegeven aan actiepunt NMW 1b, en wordt ook een bijdrage geleverd aan NMW 3 en NMW 5 uit het Strategische Plan van Aanpak biologische diversiteit (SPA).
- Functionele aspecten van biodiversiteit, worden aangeduid met de algemene term 'life support system'. Dit is een complex van functies of (som)processen welke vaak moeilijk rechtstreeks meetbaar zijn. Vooral nog ontbreekt een eenduidige relatie tussen biodiversiteit en ecosysteemfuncties of -processen.
- Life support functies zijn in een ecologische context beschouwd en dus niet alleen vanuit het (smallere) antropocentrische gezichtspunt in termen van 'nut voor de mens'. Dit zou bovendien geen recht doen aan de brede visie die in 'Het verdrag van Rio de Janeiro' is neergelegd.
- Beleidsdoelstellingen voor life support functies van de bodem zijn in meetbare indicatoren te operationaliseren. Dit is gedaan door functies en bijbehorende processen te inventariseren. Aan de hand van selectiecriteria zijn bruikbare indicatoren afgeleid van betrokken groepen bodemorganismen.
- Beoordeling van de aanwezige life support functies in de bodem vindt plaats door **het aantal soorten per functionele groep** te vergelijken met een daarvoor gekozen referentie (AMOEBE-benadering). In veel gevallen zijn hieruit meerdere indicatorwaarden af te leiden in de vorm van het aantal functies en ecologische indices.
- Het complete indicatorsysteem omvat 12 indicatoren. Deze zijn zo gekozen dat ook een kwantitatieve benadering van het life support concept mogelijk is met behulp van voedselwebmodellen. Hierdoor kan een maat voor de natuurlijke bodemvruchtbaarheid geven worden in de vorm van stikstofmineralisatie. Bovendien kan op deze wijze de stabiliteit van het systeem worden berekend.
- Het indicatorsysteem is samengesteld uit variabelen die direct meetbaar zijn met de huidige kennis en expertise aanwezig bij verschillende onderzoeksinstituten en universiteiten. Ook opname in een meetnet is mogelijk. Het Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit biedt hiervoor in principe een geschikte infrastructuur. De abiotische gegevens uit het meetnet verruimen de interpretatiemogelijkheden en maken het mogelijk dat op den duur responsmodellen worden afgeleid.

- De keuze voor een kwantitatieve procesgerichte benadering heeft als consequentie dat minimaal 3 herhaalde metingen per jaar nodig zijn voor de invoergegevens van het voedselwebmodel. Dit heeft uiteraard gevolgen voor het meetprogramma en de kosten die daarmee gemoeid zijn.
- Andere (goedkopere) alternatieven zijn mogelijk in de vorm van selecties uit het indicatorsysteem. Dit gaat echter gepaard met verlies van de breedte van de doorsnede door het bodemecosysteem en/of de mogelijkheid om processen te modelleren. Bovendien vergroot het de kans dat verlies aan biodiversiteit en de ecologische basis onder processen niet (of te laat) gedetecteerd kan worden.
- Referentiebeelden en maatstokken zijn nodig om het systeem volledig operationeel te maken. Voor paddestoelen, mijten en bodemnematoden kan inmiddels gebruik gemaakt worden van aanzienlijke gegevensbestanden. Deze zijn echter niet voldoende toegespitst op referenties voor verschillende grondgebruiksvormen buiten de EHS. Maatstokken zijn nodig voor het inzicht in de schaal waarop indicatoren kunnen variëren onder invloed van verstoringen. Zowel voor de referenties als de maatstokken is aanvullend onderzoek nodig.
- Vanuit wetenschappelijk opzicht en de behoefte aan kennis over life support functies is het aan te bevelen om eenmalig te investeren in een volledige meetnetcyclus (LMB: 200 locaties in 5 jaar). De kosten hiervan zouden ca. 5 miljoen bedragen. Vervolgens kan selectie en optimalisatie plaatsvinden. Combinaties van meer uitgebreid (voedselwebanalyse) en extensiever bemonsterde locaties zijn mogelijk, en kunnen tot kostenbesparing leiden.
- Voorafgaand aan de uitvoering van het indicatorsysteem in meetnetverband, dient bij voorkeur een pilot-studie gedaan te worden. Hierin kunnen samenwerkingsverbanden worden opgezet en integratie in het LMB uitgetest. Tevens kunnen de eerste referenties en maatstokken opgesteld worden. Op basis van deze ervaring en de wensen vanuit de betrokken ministeries, is een meet(net)programma met meer definitieve kostenraming op te stellen. De kosten voor een pilot bedragen ca. f 120 000,-
- Het indicatorsysteem is samengesteld tegen de achtergrond van het ontwikkelen van beleidsdoelstellingen voor gebieden buiten de EHS. Binnen de EHS wordt aan deze ecosysteemaspecten nog nauwelijks aandacht geschonken. Er zijn echter aanwijzingen dat natuurontwikkeling moeizaam verloopt doordat life support functies niet hersteld zijn. Het indicatorsysteem is zondermeer toepasbaar binnen de EHS. Het merendeel van het bodembologisch onderzoek heeft tot nu toe in natuurgebieden plaatsgevonden. Specifiek voor de EHS zou het indicatorsysteem uitgebreid kunnen worden met een aantal (bovengrondse) groepen die wel een intrinsieke natuurwaardering verworven hebben (bijv. vlinders) en/of op 'cryptobiota-rode lijsten' voorkomen.

9. Referenties

- Alkemade J.R.M & Van Esbroek M.L.P, 1994. Naar een effecten voorspellingsmodel voor de bodemfauna: BOEF. RIVM rapport 712901001.
- Alkemade, J.R.M. & A.J. Schouten, 1995. Toepassingsmogelijkheden van bodembioologische gegevens in Milieubalans en Milieuverkenningen. RIVM-rapport nr 712901002.
- Arnolds E., 1988. Status and classification of fungal communities. In: Barkman JJ & Sykora KV (eds), *Dependent Plant Communities*, 153-165.
- Arnolds E., 1989. The influence of increased fertilization on the macrofungi of a sheep meadow in Drenthe, The Netherlands. *Opera Botanica* 100: 7-21.
- Arnolds E., 1991. Decline of ectomycorrhizal fungi in Europe. *Agric Ecosystems Environ* 35: 209-244.
- Arnolds E., 1992. Macrofungal communities outside forests. In: Winterhoff W (ed), *Fungi in Vegetation Science*, 113-149.
- Arnolds E., Kuyper Th.W. & Noordeloos E. (red), 1995. *Overzicht van de paddestoelen in Nederland*. Nederlandse Mycologische Vereniging, 872 pp.
- Berg, M.P., R. Alkemade, T. Schouten, W. Didden, M. van Esbroek, R. de Fluiter, G. Heijmans, M. Janssen, P. Kniese, and H.A. Verhoef, 1996. *Wekpad VII*. Interactions between food web components of a forest soil ecosystem. (Submitted).
- Beugelink, G.P., L. Hendriks, M.R. Hogerwerf, R. van de Velde, J.G. Veldkamp, 1995. *Gebiedenatlas; een eerste inventarisatie*. RIVM-rapport nr. 711901014, 205 pp.
- Bloem, J., M. Veninga, J. Shepherd, 1995. Fully automated determination of soil bacterium numbers, cell volumes and frequencies of dividing cells by confocal laser scanning microscopy and image analysis. *Applied and Environmental Microbiology* 61 (3): 926-936.
- Bongers T, 1988. *De nematoden van Nederland*. Stichting Uitgeverij van de KNNV, Utrecht.
- Bongers T, 1990. The Maturity Index: an ecological measure of environmental disturbance based on nematode species composition. *Oecologia* 83: 14-19.
- Bongers T, Alkemade R & Yeates GW, 1991. Interpretation of disturbance-induced maturity decrease in marine nematode assemblages by means of the Maturity Index. *Mar Ecol Prog Ser* 76: 135-142.
- Bongers, T., H. van der Meulen & G. Korthals. Inverse relationship between the nematode Maturity Index and Plant Parasite Index under enriched nutrient conditions. *Applied Soil Ecology* (in press).
- Brussaard, L., J.A. van Veen, M.J. Kooistra, and G. Lebbink, 1988. The Dutch programme on soil ecology of arable farming systems. I. Objectives, approach and preliminary results. In: H. Eijsackers & A. Quispel (eds.). *Ecological implications of contemporary agriculture*, Proceedings of the fourth european ecology symposium, 8-12 september 1986 at Wageningen. *Ecological Bulletins*, 39, 35-40.

- Brussaard, L., L.A. Bouwman, M. Geurs, J. Hassink, K.B. Zwart, 1990. Biomass, composition and temporal dynamics of soil organisms of a loam soil under conventional and integrated management. *Netherlands Journal of Agricultural Science* 38: 283-302.
- Clarholm, M., 1985. Interactions of bacteria, protozoa and plants leading to mineralization of soil nitrogen. *Soil Biology & Biochemistry*, 17: 181-187.
- De Goede RGM, Bongers T & Ettema CH, 1993. Graphical presentation and interpretation of nematode community structure: c-p triangles. *Med Fac Landbouww Univ Gent* 58/2b: 743-750.
- De Ruiter, P.C., J.A. van Veen, J.C. Moore, L. Brussaard, H.W. Hunt, 1993. Calculation of nitrogen mineralization in soil foodwebs. *Plant and Soil* 157: 263-273.
- De Ruiter, P.C., J.C. Moore, K.B. Zwart, L.A. Bouwman, J. Hassink, J. Bloem, J.A. De Vos, J.C.Y. Marinissen, W.A.M. Didden, G. Lebbink, L. Brussaard, 1993. Simulation of nitrogen mineralization in the below-ground food webs of two winter wheat fields. *Journal of Applied Ecology* 30: 95-106.
- De Ruiter, P.C., A.-M. Neutel, and J.C. Moore, 1994. Modelling food webs and nutrient cycling in agro-ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution*, 9, 378-383.
- De Ruiter, P.C., A.-M. Neutel, and J.C. Moore, 1995. Energetics, patterns of interaction strengths, and stability in real ecosystems. *Science* 269, 1257-1260.
- De Zwart, D., H.A.M. de Kruijf, W. Slooff, 1992. Biomonitoring vanuit ecotoxicologisch perspectief als strategie voor het RIVM. RIVM-rapport nr. 671010001.
- Didden WAM, 1993. Ecology of terrestrial Enchytraeidae. *Pedobiologia* 37:2-29
- Ek, H., M. Sjogren, K. Arnebrant, and B. Soderstrom, 1994. Extramatrical mycelial growth, biomass allocation and nitrogen uptake in ectomycorrhizal systems in response to collembolan grazing. *Applied Soil Ecology*, 1, 155-169.
- Faber, J.H., 1991. Functional classification of soil fauna: a new approach. *Oikos*, 62, 110-117.
- Faber, J.H., 1992. Soil fauna stratification and decomposition of pine litter. Ph.D. thesis, Vrije Universiteit, Amsterdam.
- Gezondheidsraad 1991. Kwaliteitsparameters voor terrestrische en aquatische bodemecosystemen, een selectie van hanteerbare ecotoxicologische toetsen. Rapport nr. 1991/17, Gezondheidsraad Den Haag.
- Gleichman-Verheijen, E.C., H.E. van Capelleveen, J.A. Klijn, J.F. Th. Schoute, 1991. Naar een ecologische classificatie en beoordeling van bodems. Publicatie RMNO nr. 54. Rijswijk
- Graefe, U., 1993. Die gliederung von Zersetzergesellschaften für die standortsökologische Ansprache. *Mitt. Deutsch. Bodenk. Ges.* 69: 95-98.
- Gunadi, B., 1993. Decomposition and nutrient flow in a pine forest plantation in Central Java. Ph.D. thesis, Vrije Universiteit, Amsterdam.
- Hedlund, K., G. Bengtsson, and S. Rundgren, 1995. Fungal odour discrimination in two sympatric species of fungivorous collembolans. *Functional Ecology*, 9, 869-875.

- Hunt, H.W., D.C. Coleman, E.R. Ingham, R.E. Ingham, E.T. Elliott, J.C. Moore, S.L. Rose, C.P.P. Reid and C.R. Morley, 1987. The detrital food web in a shortgrass prairie. *Biology and Fertility of Soils*, 3: 57-68.
- Ingham, E.R., J.A. Trofymow, E.R. Ingham, and D.C. Coleman, 1985. Interactions of bacteria, fungi and their nematode grazers: effects on nutrient cycling and plant growth. *Ecological Monographs* 55:119-140.
- Janssen, M.P.J.M., H.C. Latesteijn, E.M.J. Meijers, 1988. De selectie van meetnetvariabelen gericht op het natuur- en landschapsbeleid in Nederland. Rapportenreeks Natuur, Milieu en Faunabeheer no. 6. Directie NMF, Ministerie L&V, Den Haag.
- Kuyper ThW, 1989. Auswirkungen der Walddüngung auf die Mykoflora. Beiträge zur Kenntnis der Pilze Mitteleuropas V: 5-20.
- Kwakernaak, C & C.M. Marquenie, 1987. Biologisch meetnet Noord-Holland. Voorstudie voor het project: Milieuvreemde stoffen in landlevensgemeenschappen. SCMO-TNO, Delft.
- L.A.C., 1990. Landbouwadvisiecommissie milieukritische stoffen. Biomonitoring van stofconcentraties en effecten. Signaleren, controleren, voorspellen. LAC nr 90.1, Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij.
- Larink, O. and W. Kratz, 1994. Koderstreifen-Workshop in Braunschweig - ein Resumee. *Braunschweiger Naturkundliche Schriften*, 4, 647-651.
- Latter, P.M. and G. Howson, 1977. The use of cotton strips to indicate cellulose decomposition in the field. *Pedobiologia*, 17, 145-155.
- Latour, J.B., R. Reiling, 1991. On the Move: concept voor een nationaal effectenmodel voor de vegetatie (MOVE). RIVM-rapport nr. 711901003.
- Latour, J.B., R. Reiling, 1992. Ecologische normen voor vermesting, verzuring en verdroging. Aanzet tot een risicobenadering. RIVM-rapport nr. 711901007.
- Ma, W.C., 1983. Regenwormen als indicators voor bodemverontreiniging. Staatsuitgeverij, 106 p.
- Marinissen JCY, 1995. Earthworms, soil-aggregates and organic matter decomposition in agro-ecosystems in The Netherlands. Ph. D. Thesis Agricultural University Wageningen, 153 pp.
- Moraal, L.G., 1991. Aims of the annual survey of insect infestations on trees and shrubs in forests, roadside plantings and urban plantings in the Netherlands. *Proc. Exp. Appl. Entomol.*, N.E.V. Amsterdam 2, 52-55.
- Naeem, S., L.J. Thompson, S.P. Lawlers, J.H. Lawton, R.M. Woodfin, 1995. Empirical evidence that declining species diversity may alter the performance of terrestrial ecosystems. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B*, 347: 249-262.
- Nauta M.M. & Vellinga E.C., 1995. Atlas van Nederlandse paddestoelen. Balkema, Rotterdam/Brookfield, 352 pp.
- Neher A.D, Peck S.L, Rawlings J.O & Campbell C.L., 1995. Measures of nematode community structure for an agroecosystem monitoring program and sources of variability among and within agricultural fields. *Plant and Soil* 170: 167-181.

- O' Connor, F.B., 1962. The extraction of Enchytraeidae from soil. In: Murphy P.W. (ed), Progress in Soil Zoology, Butterworths, 279-285.
- Persson, T., E. Bååth, M. Clarholm, H. Lundkvist, B.E. Söderström, B. Sohlenius, 1980. Trophic structure, biomass dynamic and carbon metabolism of soil organisms in a Scots pine forest. In Persson, T. (ed). 1980. Structure and function of Northern Coniferous Forests - An Ecosystem Study. Ecol. Bull. (Stockholm) 32: 419-459.
- Petersen, H. and M. Luxton, 1982. A comparative analysis of soil fauna populations and their role in decomposition processes. OIKOS 39 (3): 288-389.
- Raad voor Natuurbeheer, 1995. Natuur buiten natuurgebieden. Actief beleid voor algemene natuurkwaliteit: een handreiking. Utrecht.
- Renberg, I. and T. Hellberg, 1982. The pH history of lakes in Southwestern Sweden, as calculated from the subfossil diatom flora of the sediments. *Ambio*, 11, 30-33.
- RIZA, 1991. Biologische monitoring zoete rijkswateren. Nota nr. 91.039, Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, Lelystad.
- RMNO/NRLO, 1995. Omgevingskwaliteit voor biodiversiteit, onderzoeksprogrammering & hanteren van onzekerheid. Publicatie RMNO 112, NRLO 95/9, RMB 1995/5, RNB.
- Santos, P.F., and W.G. Whitford, 1981. The effects of microarthropods on litter decomposition in a Chihuahuan desert ecosystem. *Ecology* 62: 654-663.
- Schouten, A.J., J. Wiertz, J.R.M. Alkemade, M.L.P. van Esbroek, 1995. Ontwikkeling van een bodembioologische indicator voor bodemkwaliteit, t.b.v. MB/MV. Rapport 712910004, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven.
- Setälä, H., M. Tynismaa, E. Martikainen and V. Huhta, 1991. Mineralisation of C, N and P in relation to decomposer community structure in coniferous forest soil. *Pedobiologia* 35, 285-296.
- Setälä, H. and V. Huhta, 1991. Soil fauna increase *Betula pendula* growth: laboratory experiments with coniferous forest floor. *Ecology*, 72, 665-671.
- Siepel, H., C.F. van der Bund, J. Meijer, W.K.R.E Wingerden, F.A. Bink, W. Bongers, A.A. Mabelis, G.J. Roelofsen, M.H. den Boer, 1987. Beheer van graslanden in relatie tot de ongewervelde fauna: ontwikkeling van een monitorsysteem. RIN-rapport 87/29, 1-127.
- Siepel, H., 1991. Recovering of natural processes in abandoned agricultural areas: decomposition of organic matter. Proceedings of the 4th ECE/XIII. SIEEC, Gödöllo, pp. 374-379.
- Siepel, H. & De Ruiten-Dijkman, 1993. Feeding guilds of oribatid mites based on carbohydrase enzyme activities. *Soil Biol. Bioch.* 25, 1491-1497.
- Siepel, H., 1994. Structure and function of soil microarthropod communities. Ph.D. thesis, Agricultural University, Wageningen.
- Siepel, H., 1994. Life-history tactics of soil microarthropods. *Biol. Fertil. Soils* 18, 263-278.
- Siepel, H., 1995. Are some mites more ecologically exposed to pollution with lead than others? *Exp. Appl. Acarol.* 19, 391-398.
- Siepel, H., 1996. Biodiversity of soil microarthropods: the filtering of species. *Biodiv. Cons.* 5, 251-260.

- Sinnige, C.A.M., W.L.M. Tamis, F. Klijn, 1992. Indeling van de bodemfauna in ecologische soortengroepen. CML-rapport nr. 80.
- Slooff, W., D. de Zwart, 1991. De pT-waarde als milieubeleidsindicator voor de verspreiding van toxische stoffen. RIVM-rapport nr. 719102001.
- Swift, M.J., O.W. Heal, and J.M. Anderson, 1979. Decomposition in Terrestrial Ecosystems. Blackwell, Oxford.
- Szysko, J., 1983. The process of forest soil macrofauna formation after afforestation of farmland. Warsaw Agricultural University Press, Warsaw, 196 pp.
- Teuben, A. and T.A.P.J. Roelofsma, 1990. Dynamic interactions between functional groups of soil arthropods and microorganisms during decomposition of coniferous litter in microcosm experiments. *Biology and Fertility of Soils*, 9, 145-151.
- Tolsma, D.J., B. van Hattum, W.D. Denneman, H. Aiking, J.W.M. Wegener, W.P. Cofino, 1991. Aanbevelingen voor de integratie van biotische parameters in het RIVM-bodemkwaliteitsmeetnet. Instituut voor Milieuvraagstukken. Publicatie R-91/16. Amsterdam.
- Tolsma, D.J., L.K. Slager, H. Aiking, 1992. Inventarisatiestudie speerpuntprogramma natuurgerichte biomonitoring. Instituut voor Milieuvraagstukken. Publicatie R-92/05. Amsterdam.
- Traas, T. P., T. Aldenberg, 1992. CATS-1: a model for predicting contaminant accumulation in a meadow ecosystem. The case of cadmium. RIVM-rapport nr. 719103001.
- Traas, T.P., P.R.G. Kramer, T. Aldenberg, M.J. 't Hart, 1994. CATS-2: een model ter voorspelling van de accumulatie van microverontreinigingen in sedimentgebieden van rivieren. RIVM-rapport nr. 719102032.
- Udo de Haes, H.A., 1985. Milieumeetnetten, inventarisatie, analyse, perspectief. Publicatie RMNO no. 14.
- Van Esbroek, M.L.P., J.R.M. Alkemade, A.J. Schouten, 1995. Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit. Deel 1: De nematodenfauna en de fosfaattoestand in de bodem van melkveehouderijbedrijven op zandgrond. RIVM-rapport nr. 714801004.
- Van der Haar, P., 1991. Biomonitoring. Meten aan of met organismen voor het brongerichte stoffenbeleid. VROM-DGM-directie Stoffen en Risicobeheersing, Leidschendam.
- Van Straalen, N.M., 1996. Community structure of soil arthropods as a bioindicator of soil health. In *Bioindicators of Soil Health* (eds. C.E. Pankhurst, B.M. Doube and V.V.S.R. Gupta). CAB International, Wallingford, in press.
- Van Straalen, N.M. and C.A.M. Van Gestel, 1993. Soil invertebrates and micro-organisms. In *Handbook of Ecotoxicology* (ed. P. Calow), pp. 251-277. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Van Straalen, N.M. and D.A. Krivolutsky (eds), 1996. *Bioindicator Systems for Soil Pollution*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Van der Voet, E., F. Klijn, W. Tamis, R. Huele, 1997. Regulatiefuncties van de biosfeer. Aanzet tot een operationalisering van de life support functie van de biosfeer, toegespitst op de rol van soortenrijkdom. VROM-SVS publicatiereeks nr..., in prep.

- Van Wensem, J., 1989. A terrestrial micro-ecosystem for measuring effects of pollutants on isopod- mediated litter decomposition. *Hydrobiologia*, 188/189, 507-516.
- Van Wensem, J., H.A. Verhoef, and N.M. Van Straalen, 1993. Litter degradation stage as a prime factor for isopod interaction with mineralization processes. *Soil Biology and Biochemistry*, 25, 1175-1183.
- Van Wensem, J., M. Krijgsman, J.F. Postma, R.W. Van Westrienen, and J.M. Wezenbeek, 1992. A comparison of test systems for assessing effects of metals on isopod ecological functions. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 24, 203-216.
- Willems, J., 1995. Notitie monitoring bodemkwaliteit. Interne LBG-notitie, december 1995.
- Verhoef, H.A., 1995. Litterbag method. In *Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry* (eds. K Alef and P. Nannipieri), pp. 485-487. Academic Press, New York.
- Verhoef, H.A., 1996. The role of soil microcosms in the study of ecosystem processes. *Ecology*, 77, 685-690.
- Verhoef, H.A. and L. Brussaard, 1990. Decomposition and nitrogen mineralization in natural and agro-ecosystems: the contribution of soil animals. *Biogeochemistry*, 11, 175-211.
- Vink, K., 1994. A laboratory method to test side-effects of pesticides on tropical litter decomposition. In *Environmental Toxicology in South East Asia* (eds. B. Widianarko, K. Vink, and N.M. van Straalen), pp. 223-234. VU University Press, Amsterdam.
- Vista, 1996. Biodiversiteitsdoelstellingen buiten beschermde gebieden. Verkenning van verschillende methoden voor concretisering en verwezenlijking van biodiversiteitsdoelstellingen buiten de beschermde natuurgebieden. Vista, adviesbureau voor ruimtelijke planning, landschapsarchitectuur en ecologie, Amsterdam
- Woods, L.E., C.V. Cole, E.T. Elliott, R.V. Anderson, and D.C. Coleman, 1982. Nitrogen transformations in soil as affected by bacterial-microfaunal interactions. *Soil Biology and Biochemistry* 14: 93-98.
- Wright, J.F., P.D. Armitage, and M.T. Furse, 1989. Prediction of invertebrate communities using stream measurements. *Regulated Rivers Research and Management*, 4, 147-155.
- Yeates, G.W., T. Bongers, R.G.M. de Goede, D.W. Freckman & S.S. Georgieva, 1993. Feeding habits in soil nematode families and genera: an outline for soil ecologists. *J Nematol* 25: 315-331.

Bijlage 1. Schatting van kosten voor meting van de indicatoren

Hieronder is een overzicht gemaakt van de kostenschatting die in bijlage 2 gegeven is voor de verschillende indicatoren. Opgemerkt moet worden dat kosten 'per locatie' gedeeltelijk uit verband zijn doordat deze oorspronkelijk als (meer effectieve) meetreeks zijn begroot. De werkelijke kosten van een eenmalige meting zullen waarschijnlijk hoger liggen door relatief grotere overheadkosten. Daarnaast is er een belangrijk verschil in de gehanteerde kostenschatting doordat de raming per locatie (inclusief replica's) of per (meng)monster is opgegeven (= kale analyse, zonder monsternamen en reistijden). Het aantal monsters dat per locatie genomen moet worden is niet altijd vooraf op te geven. Dit is o.a. afhankelijk van de grootte van het oppervlak en de heterogeniteit. Voor de omzetting van mensdagen in gulden is een uurtarief van f 100,- aangehouden. Voor en uitgebreide voedselwebmodellering hoeven alleen de indicatoren 1, 2, 7, 8, 9 en 10 meerdere keren per jaar bemonsterd te worden (zie onder).

Indicator no.:	Kosten per monster c.q. locatie:	Opmerking:	
1	Wormen en potwormen	f 1600,-	Per locatie (2 werkdagen).
2 + 10	Mijten en springstaarten	f 2500,-	Per locatie (incl. replica's).
3	Biologtoets*	f 500,-	Per monster (replica).
4	Paddestoelen	f 1600,-	Per locatie (2 werkdagen).
5	Bacterieel DNA-polymorfie*	f 4000,-	Per monster.
7	microorganismen*	f 400,-	Per monster (replica).
8	protozoën*	f 200,-	Per monster (replica).
9	nematoden	f 400,-	Per monster (replica).
11	Nitrificatie*	f 200,-	Per monster (replica).

Totale kosten voor compleet indicatorsysteem (eenmalig, inclusief replicaties) ca. f 14000,-

Voor berekening (modellering) van de stikstofmineralisatie (indicator 6, ook 12) dienen aanvullend 2 of 3 keer herhaalde metingen gedaan te worden aan dichtheid en biomassa van: Microorganismen (7); Protozoën (8); Nematoden (9); Mijten (no. 2, alleen functionele groepen, f 200,- per monster); Springstaarten (no. 10 alleen functionele groepen, f 200,- per monster); Wormen en Potwormen (no. 1, alleen totaal, f 400,- per monster). Kosten van één serie monsters voor een uitgebreide voedselwebanalyse bedragen f 1800,-. Afhankelijk van het aantal benodigde replicaties (per locatie) zullen de totale kosten van één herhaling tussen de f 3000,- en f 5000,- liggen. Bij drie herhalingen in de tijd gemiddeld f 12000,- per locatie.

*) Kosten van metingen opgegeven door het AB-DLO (3, 5, 7, 8, 11) kunnen op basis van 50%-50% verrekend worden als deze ook dienstbaar zijn aan een onderzoeksprogramma waar het instituut zelf in deelneemt.

Bijlage 2. Gedetailleerde uitwerking van de indicatoren

In deze bijlage wordt een gedetailleerde beschrijving gegeven van de indicatoren aan de hand van een vaste criterialijst. Deze uitwerkingen zijn geschreven door de verschillende leden van de (ad hoc) projectgroep. De oorspronkelijke tekst en voorstellen zijn soms enigszins aangepast om ze in overeenstemming te brengen met de definitieve vorm van het indicatorsysteem. In bijlage 3 wordt een beschrijving gegeven van een microkosmos-systeem, waarmee verschillende belangrijke processen onder gestandaardiseerde omstandigheden direct kunnen worden gemeten. Deze benadering is voorgesteld voor een aantal life support functies en processen, waarin groepen participeren die in het veld relatief lastig te verzamelen zijn in een (strakke) meetnetstructuur. In het kader van de doelstelling van biodiversiteitsbehoud van cryptobiota t.b.v. life support functies is echter de voorkeur gegeven aan monitoring van indicatoren in het veld.

De geselecteerde indicatoren zijn zoveel mogelijk uitgewerkt volgens de onderstaande criteria c.q. vragelijst (deels ontleend aan criteria voor AMOEBA variabelen uit het waterbeleid):

- Korte beschrijving van proces en bijbehorende indicatieve variabele.
- Hoe wordt de indicator gemeten?
- Voor welke schaal, bodemtypen of landgebruiksvormen kan deze worden gebruikt.
- Hoe is een referentie vast te stellen?
- Wat is de signaalwaarde (kwantitatief, kwalitatief, welke mate van detail) ?
- Bestaan er modellen voor de indicator om effecten van milieuscenario's te voorspellen?
- Welke beperkingen kunnen genoemd worden?
- Kostenindicatie bij uitvoering in het LMB.
- Aanwezigheid / beschikbaarheid van kennis en data.
- Indicatieve waarde.
- Milieu-, ecosysteem-, en beleidsrelevantie.
- Aansprekendheid voor politiek en maatschappij.
- Meetbaarheid en kosten van meten.
- Stabiliteit in aantallen.
- Bruikbaarheid voor langere periode.
- Stuurbaarheid.

Indicator 1: Wormen en Potwormen: aantal soorten per functionele groep, abundantie en biomassa van voorkomende soorten.

Life Support Functions: 1) Afbraak organisch materiaal;
2) Bodemstructuurvorming

Proces 1: Fragmentatie van strooisel.

Door fragmentatie wordt de activiteit van de microflora in sterke mate beïnvloed. Wormen zijn een goede maat voor voedselrijkdom en chemische en fysische eigenschappen van de bodem. Potwormen verkleinen plantendeeltjes, niet alleen van loofbomen maar ook van grassen, kruiden, veen en veldgewassen.

Proces 2: Bioturbatie en aggregaatvorming

Aggregaatvorming is de vorming van (in meer of mindere mate) permanente gangen en bodemaggregaten. Bioturbatie is het proces van menging van organische-stof met minerale delen door de activiteit van bodemorganismen. Afhankelijk van bodemsoort, vegetatie en oecologische typen van wormen worden zodoende drainage, waterbergend vermogen en aëratie van de bodem sterk beïnvloed, en daarmee alle optredende biologische processen.

Indicatieve variabele: Wormen en potwormen.

Literatuur: Didden (1993), Marinissen (1995), Graefe (1993), Ma (1983).

Hoe wordt de indicator gemeten?: De indicator wordt gemeten aan de hand van tellingen en metingen aan bodemmonsters. Van veel soorten wormen is inmiddels de oecologische functie goeddeels bekend.

Voor welke schaal, bodemtype of landgebruikvormen kan dit worden uitgewerkt?: In principe zijn er geen beperkingen aan schaal, bodemtype of landgebruikvormen, daar regenwormen en/of potwormen in alle milieus in voldoende mate kunnen worden aangetroffen, de samenstelling van de fauna duidelijk gerelateerd is aan milieu-eigenschappen en regenwormen en potwormen snel op veranderingen kunnen reageren.

Hoe is een referentie vast te stellen?: Referenties kunnen worden vastgesteld op basis van bestaande inventarisatiegegevens in soortgelijke bodems. Dergelijke gegevens bestaan voor tal van habitats zowel in Nederland als in de ons omringende landen (Graefe, 1993). Voor een aantal Nederlandse situaties zullen wellicht aanvullende inventarisaties van met name potwormen nodig zijn.

Signaalwaarde (type, kwantitatief, kwalitatief, welke mate van detail):

1) Fragmentatie is een essentieel proces voor decompositie, nutriëntenkringlopen en veerkracht van de bodem. Veranderingen in soortensamenstelling en abundantie van wormen zijn daarmee een sterke aanwijzing voor veranderingen in dit basale proces. Relatieve en/of absolute verschuiving van strooiselbewoners naar bodembewoners wijst op een verminderde strooiselafbraak. Bij

regenwormen gaat het hier om veranderingen in het aandeel van 'epigeic', 'anecic' en 'endogeic' wormen. Bij potwormen om verandering in het aandeel *Fridericia*-soorten.

2) Aggregaatvorming en bioturbatie zijn essentiële processen voor decompositie, nutriëntenkringlopen en veerkracht van de bodem. Veranderingen in soortensamenstelling en abundantie van wormen zijn daarmee een sterke aanwijzing voor veranderingen in deze basale processen.

Modellen (voorspellen effecten van milieuscenario's): De rol van wormen in de afbraak van organisch materiaal is d.m.v. voedselwebmodellen te modelleren. Modellen over de rol van wormen in de bodemstructuurvorming zijn in ontwikkeling maar nog niet operationeel voor de Nederlandse situatie.

Beperkingen: Deze liggen vooral in:

- de beperkt beschikbare specialisten op dit gebied. De benodigde taxonomische en oecologische kennis is echter goed overdraagbaar.
- fluctuaties in aantallen en biomassa a.g.v. fluctuaties in weersomstandigheden, waardoor incidentele bemonsteringen met omzichtigheid moeten worden geëvalueerd.

Kostenindicatie bij uitvoering binnen het Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit: Monitoring moet bij voorkeur plaatsvinden in de periode oktober-november (na afloop van het groeiseizoen), waarbij vergelijkbare locaties onder dezelfde omstandigheden (liefst op dezelfde dag) bemonsterd moeten worden. Bemonstering moet plaatsvinden in 6-voud. Regenwormen worden verzameld door een blok van 30x30x30 cm uit te graven en d.m.v. handsortering te analyseren. Tevens wordt de formaline methode toegepast (4% formaline in bodemputje en bovengekomen wormen verzamelen). Potwormen worden verkregen na natte extractie van een grondmonster volgens O'connor (1962). Per locatie moet gemiddeld op 2 werkdagen worden gerekend, waardoor de benodigde tijd op 80 werkdagen per jaar kan worden gesteld (40 locaties per jaar).

Aanwezigheid/beschikbaarheid van kennis/data: Er zijn in Nederland verscheidene goed ingewerkte specialisten op het gebied van regenwormen, maar nauwelijks op het gebied van potwormen. Inventarisatiegegevens zijn nationaal redelijk (regenwormen) tot slecht (potwormen) beschikbaar, internationaal zijn beide goed beschikbaar.

Milieu-, ecosysteem- en beleidsrelevantie: de indicatieve waarde is hoog voor (afwijkende) milieu-omstandigheden en ecosystemen; door hun sleutelrol in fundamentele biologische processen in de bodem en gevoeligheid voor verstoringen zijn wormen een potentieel zeer belangrijke indicator.

Aansprekendheid voor politiek en maatschappij: Hoewel wormen niet prat kunnen gaan op een grote aibaarheid, is het niet moeilijk om hun belangrijke rol in de bodem duidelijk te maken.

Daarnaast is natuurlijk de rol van met name regenwormen als (hoofd)voedsel voor bv. dassen en veel vogels zonder meer aansprekend.

Overige criteria zijn reeds besproken.

Indicator 2 + 10: Mijten en Springstaarten: aantal soorten per functionele groep, Maturity Index voor micro-arthropoden.

Life support functie: 1) Afbraak organisch materiaal.
2) Recycling voedingsstoffen.

Proces: 1) Fragmentatie van strooisel.
2) Begrazing microflora.
3) Wortelvraat.
4) Predatie.

In het terrestrische milieu is de bodem de belangrijkste plaats van afbraak van organische stoffen. Het afbraakproces is op allerlei manieren in diverse deelprocessen te verdelen, afhankelijk van het schaalniveau waarop wordt gekeken (moleculair - substraat) en welke groepen van organismen er bij zijn betrokken. De belangrijkste biotische randvoorwaarden in dit opzicht zijn: het vermogen om een diversiteit van complexe verbindingen af te breken (diversiteit van functies van aanwezige bacteriën en schimmels), de aanwezigheid en diversiteit van fragmenteerders, de aanwezigheid en diversiteit van begrazers van de microflora en de aanwezigheid en diversiteit van predatoren.

In verband met de hoeveelheid werk en kosten is het raadzaam om een selectie van enkele groepen organismen te maken waar alle genoemde functies in vertegenwoordigd zijn. Bovendien zouden die groepen een voldoende grote soortenrijkdom moeten hebben om op allerlei plaatsen bruikbaar te zijn (dus overal onder allerlei omstandigheden met verschillende soorten aanwezig). De groepen die zich dan het beste voor deze aanpak lenen zijn nematoden en mijten (of microarthropoden in uitgebreidere zin: dus inclusief apterygote insecta -Collembola e.a.- en Symphyla en Pauropoda) zie ook Siepel (1996).

Indicatieve variabele: Mijten en springstaarten (of microarthropoda in ruimere zin). Mijten vormen geen homogene groep. De mijten onder "fragmentatie" behoren tot de Orbatiden, predatore mijten zijn Mesosigmata.

Hoe wordt de indicator gemeten?: In de praktijk worden per locatie monsters verzameld die droog worden geëxtraheerd (microarthropoden in Tullgren trechter). De somparameter kan bestaan uit een gedeelte waarin de diversiteit van functies tot uitdrukking komt en een gedeelte waaruit de diversiteit aan soorten per functiegroep tot uitdrukking komt. Voor de genoemde groepen zijn veel referenties aanwezig en als dat nodig mocht zijn is het bestand met geringe kosten uit te breiden. Door de diversiteit aan voedselgildes binnen genoemde groepen worden in een overzicht de deelprocessen fragmentatie, herbivorie, microbivorie en predatie in beeld gebracht; althans voor een selectie van de fauna.

Voor welke schaal, bodemtype of landgebruiksvormen kan dit worden uitgewerkt?: In principe zijn er geen beperkingen betreffende de schaal (hoe groter het oppervlak, des te meer monsters zouden moeten worden genomen, mede afhankelijk van de heterogeniteit van het terrein). Ook wat betreft bodemtype of landgebruik zijn er weinig beperkingen. Zeer jonge bodems

(kleivaaggronden, duinvaaggronden) kunnen een zeer onvolledige fauna hebben wat betreft i.e.g. de microarthropoden, maar hiermee kan met de referentiekeuze rekening worden gehouden. Zeer intensief gebruikt terrein (bouwgronden in het stedelijk gebied, zeer intensief gebruikte landbouwgrond, bv. bollenteelt) heeft waarschijnlijk een zo beperkte fauna dat opname in de metingen slechts een bevestiging betekent van wat men eigenlijk al wist.

Hoe is een referentie vast te stellen?: Per bodemtype (of hoofdgroep van bodemtypen) en per landgebruik is de minst intensief gebruikte vorm als referentie te kiezen. Bijvoorbeeld akkerbouw zal altijd een andere fauna tot gevolg hebben dan graslandgebruik of bos, maar een intensief bemeste maisakker zal wel een grotere impact op de fauna hebben dan een kleinschalige hakvruchtenakker in biologisch-dynamische teelt. Wat betreft het aantal referenties is al een redelijk uitgebreid databestand (IBN-DLO) beschikbaar. Dit bestaat uit: 7 bossen, 35 graslanden, 6 voormalige akkers, 7 vervuilde locaties. Bovendien zijn nog veel gedeeltelijk onvolledige sets beschikbaar.

Signaalwaarde (type, kwantitatief, kwalitatief, welke mate van detail): Algemeen signaal betreffende de biodiversiteit van de bodemfauna (betrouwbaar en redelijk gedetailleerd) tot meer specifieke signalen betreffende graden en aard van verontreinigingen, of andere periodieke of incidentele verstoringen (redelijk betrouwbaar, als andere abiotische omstandigheden bekend zijn; ook redelijk gedetailleerd).

Normale waarden voor het aandeel van enkele voedselgildes in extensief gebruikte graslanden zijn bv. ca. 50-60% fungivoren en herbofungivoren; verontreiniging met zware metalen doet dit percentage dalen, in extreme gevallen tot vrijwel 0%. Normale waarden voor het percentage ongeslachtelijk voortplantende microarthropoden zijn 15-20%; verontreinigingen met persistente pesticiden of zware metalen doet dit percentage stijgen, in extreme gevallen tot ca. 98%.

Modellen (voorspellen effecten van milieuscenario's): Momenteel zijn wel enige modellen betreffende de voedselwebben in de bodem in ontwikkeling. Koppeling met functionaliteit in het kader van life support systemen en biodiversiteit is echter nog niet volledig gemaakt. De vooruitzichten voor de ontwikkeling van dergelijke modellen zijn echter goed.

Beperkingen: De beperkingen zijn momenteel van vooral systematisch/taxonomische aard. Behalve voor nematoden (BLGG), zijn er geen commerciële instellingen waar bedoelde metingen kunnen worden verricht. De aanloopfase zal derhalve op onderzoeksinstituten en universiteiten moeten plaatsvinden hetgeen de aanloopkosten tamelijk hoog maakt. De biologische waterkwaliteitsbeoordeling is na een dergelijke opstartfase nu veel goedkoper, bij initieel gelijke omstandigheden. De identificatie van bv. chironomiden is qua moeilijkheidsgraad vergelijkbaar met die van mijten of nematoden.

Aanwezigheid/beschikbaarheid van kennis/data: Data betreffende de microarthropodenfauna zijn vooral aanwezig bij het IBN-DLO. Kennis van deze groepen is echter wel weer beter verbreid: Vakgroep Oecologie en Oecotoxicologie (VU), Vakgroep Terrestrische Oecologie en Natuurbeheer (LUW), Instituut voor Taxonomische Zoölogie (UvA), IBN-DLO en AB-DLO.

Indicatieve waarde: de indicatieve waarde van de genoemde groepen (microarthropoden) kan hoog worden genoemd, vooral vanwege de mogelijkheden diverse soorten van verontreiniging of verstoring te duiden. Inmiddels is van veel soorten of groepen van soorten zoveel oecologische informatie beschikbaar dat een redelijk betrouwbare inschatting van hun belang in de bodem kan worden gemaakt.

Voor nematoden is op basis van veel monsters een op de praktijk geënte maturity-index gemaakt, waarbij vertegenwoordigers van families met een sterk K-selecte overlevingsstrategie -relatief weinig voortplanting, lange levensduur, beperkte verspreiding, etc.- een hoge score krijgen en meer r-selecte families een lagere. Omdat hier sprake is van één as, nl. r-K continuüm, kan eenvoudig een totaalscore worden berekend als een indexcijfer.

Op soortgelijke manier zou een maturity-index voor microarthropoden zijn te maken. De maturity-index voor microarthropoden kan op vergelijkbare wijze worden gegenereerd. De overlevingsstrategieën, die worden onderscheiden door Siepel (1994), kunnen ook oplopend van r- naar K-select worden gewaardeerd, te beginnen bij overlevingsstrategie IV (volwassen obligaat foretische soorten met een korte generatieduur) - score 1 - tot aan overlevingsstrategie IX (ongeslachtelijk reproducerende soorten met een lange juveniele ontwikkeling) - score 11 -. De berekeningswijze kan verder analoog aan Bongers (1990) plaatsvinden. Uitbreiding met een score voor voedselgildes is mogelijk en gezien de functiewaarde die daarmee ingebracht wordt ook wenselijk. De voedselgildes onderscheiden door Siepel & De Ruiter-Dijkman (1993) kunnen hiervoor worden gebruikt. In oplopende volgorde zijn dat: herbivore browsers (1), foretische fungivore browsers (2), herbivore grazers (3), polyfage predators (4), opportunistische herbofungivoren (5), oligofage predators (6), niet-foretische fungivore browsers (7), herbofungivore grazers (8) en tenslotte fungivore grazers (9). In combinatie met overlevingsstrategieën kunnen deze scores worden gesommeerd per combinatie voedselgilde-overlevingsstrategie. Met deze combinatiescores kan vervolgens weer de maturity-index worden berekend. Eventueel zou deze werkwijze nog uitgebreid kunnen worden naar andere oecologische karakteristieken, zoals bv. droogtetolerantie.

Een nadeel van de maturity-indices die op deze manier worden berekend is dat het aspect van de soortendiversiteit verloren gaat. Een alternatief, eventueel in aanvulling op de maturity-index, is het aangeven van de soortenrijkdom per voedselgilde, overlevingsstrategie of combinatie. Een aan individuen nog talrijke overlevingsstrategie kan in de praktijk bestaan uit slechts enkele soorten in een gedegenereerde toestand terwijl de referentie uit vele soorten bestaat bij overigens gelijke talrijkheid op het niveau van de overlevingsstrategie. Een presentatievorm zoals een AMOEBE, waarin elke sector een overlevingsstrategie, voedselgilde of combinatie voorstelt, zou direct

zichtbare extra informatie op kunnen leveren. Per sector kan het aantal soorten als referentiewaarde en gemeten waarde worden weergegeven.

Milieu-, ecosysteem- en beleidsrelevantie: genoemde groepen spelen een sleutelrol in de meeste terrestrische oecosystemen en zijn daarmee een belangrijke toetssteen voor het milieu. De soorten op zich hebben momenteel geen beleidsrelevantie, maar zullen als groep door hun rol in het oecosysteem en hun soortenrijkdom (mits toegankelijk gepresenteerd) beleidsrelevantie kunnen krijgen.

Aansprekendheid voor politiek en maatschappij: genoemde groepen zullen vanwege hun functies en belang gepresenteerd moeten worden; de intrinsieke aansprekendheid van de groepen voor politiek en maatschappij is vrijwel nihil.

Meetbaarheid en kosten van meten: de meetbaarheid is goed, de kosten zullen vooreerst (uitvoering door universitaire vakgroepen of onderzoeksinstituten) relatief hoog zijn (naar schatting ca. f 2.500,- tot 3.000,- ex. BTW, per meetpunt, herhaling minimaal elke 3-5 jaar). Daling van de kosten is mogelijk bij voldoende vraag (zie de parallel met de biologische waterkwaliteitsbeoordeling), zodat commerciële instellingen (bv. bedrijfslaboratoria) hierin een markt vinden.

Stabiliteit in aantallen: er zijn te weinig tijdreeksen om hierover een uitspraak te kunnen doen. De eigenlijke parameter is echter geen aantal van een soort, maar een aantal soorten en/of een verhouding tussen functionele groepen; de verwachting is dat de parameter hierdoor stabiel is dan het aantal van één bepaalde soort.

Bruikbaarheid voor langere periode: is naar verwachting goed.

Stuurbaarheid: er zijn momenteel te weinig gegevens om uitspraken te doen over stuurbaarheid.

Indicator 3: Biologtoets (diversiteit in afbraakroutes)

Life support functie: Afbraak organisch materiaal.

Proces: Organische substraat omzetting.

Organische-stofdynamiek is het bepalende proces in de handhaving van de bodemkwaliteit zowel wat betreft het onderhouden van de ecologische kringlopen als wat betreft de weerbaarheid van de bodem tegen ziekten en plagen. De bodemorganische-stof bestaat uit een veelheid van organische verbindingen die met verschillende snelheden worden afgebroken door de micro-organismen. De mate waarin de microbiële populaties in de bodem in staat zijn deze verbindingen af te breken hangt af van hun 'genetisch arsenaal', dat wil zeggen de (genetische) diversiteit binnen de microbiële populaties moeten de 'codes' bevatten die nodig zijn voor de voor de afbraak benodigde enzymen.

Indicatieve variabele: Bacteriële afbraakroutes.

Hoe wordt de indicator gemeten?: Met de zogenaamde biolog-methode wordt getracht door middel van een min-of-meer black-box benadering een directe relatie te leggen tussen verlies aan biodiversiteit en verlies aan organische- stof-afbraakroutes. Dit gebeurt door grond te screenen op welke organische-stofcomponenten wel en welke niet worden afgebroken door de aanwezige microbiële populaties.

Voor welke schaal, bodemtypen of landgebruik kan dit worden uitgewerkt?: In principe geschikt voor alle bodemtypes

Hoe is de referentie vast te stellen?: Een mogelijke referentie is het aantal afbraakroutes t.o.v. het aantal zoals dat vastgesteld is op andere locaties. Soms is het mogelijk om zeer vergelijkbare bodems te vinden. Mogelijk moeten referenties worden verkregen uit metingen in de EHS waar de zaak al "op orde" is. Referenties moeten vastgesteld worden door onderzoek.

Signaalwaarde (type, kwantitatief, kwalitatief, welke mate van detail): Het is kwalitatief en kwantitatief. Kwalitatief omdat de methode alleen iets zegt over of een bepaalde verbinding wordt afgebroken of niet. Kwantitatief omdat het aantal afbraakroutes wordt bepaald. Het is mogelijk de biologmethode zodanig te kwantificeren dat een indicatie van de omzettingssnelheden kan worden verkregen.

Modellen (voorspellen effecten van milieuscenario's): Er zijn vele modellen die de organische-dynamiek nabootsen (een Nederlands voorbeeld is het model van Verberne et al. 1990, afgeleid van het model van van Veen, 1978). Met deze modellen kan worden nagegaan wat de eventuele effecten zijn van veranderingen in de afbraakmogelijkheden van de grond voor de samenstelling van de organische-stof op de langere termijn.

Beperkingen: Geen

Kostenindicatie bij uitvoering binnen het Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit:

Biolog-toets: f 500,- per monster (replica). Per locatie zijn naar schatting 3 replica's nodig om een beeld van (de spreiding in) de aanwezige afbraakroutes te verkrijgen. De kosten per locatie bedragen dan dus f 1500,-. Zie echter ook voetnoot van bijlage 1.

Aanwezigheid/beschikbaarheid kennis en data: Het is een bestaande methode die op een aantal Nederlandse laboratoria wordt toegepast.

Indicatieve waarde: De indicatieve waarde is groot omdat de diversiteit in functies direct wordt gemeten.

Milieu-, ecosysteem- en beleidsrelevantie: De milieu-, ecosysteem- en beleidsrelevantie is groot.

Aansprekendheid voor politiek en maatschappij: Vanwege bovenstaande relevantie lijkt de methode voldoende aansprekend. Bovendien levert de methode eenvoudig te interpreteren beelden op.

Meetbaarheid en kosten van meten: Meetbaarheid is goed. Kosten zie boven.

Stabiliteit in aantallen: De stabiliteit lijkt groot. Het is onwaarschijnlijk dat de uitkomsten snel in de tijd kunnen variëren

Indicator 4: Paddestoelen: aantal soorten per functionele groep.

Life support functies: 1) Afbraak van organisch materiaal (saprofytische schimmels).
2) Beschikbaarheid van voedingsstoffen voor planten (mycorrhiza).

Proces 1: Organisch substraat-omzetting.

Organisch substraat bestaat uit materiaal van uiteenlopende samenstelling. Qua samenstelling vergelijkbaar materiaal kan voorkomen in verschillende habitats (verschillende abiotische omstandigheden). Zowel de aard van het materiaal als het habitat waarin het voorkomt, zijn bepalend voor de schimmels die aanwezig zijn. Deze zijn op hun beurt weer bepalend voor de snelheid van afbraak. Zowel saprofytische als parasitische schimmels dragen bij aan de afbraak van organisch materiaal, in het bijzonder van relatief recalcitrante bestanddelen als cellulose, hemicellulose en lignine.

Proces 2: N-, P- en wateropname.

Mycorrhiza zijn associaties van schimmels met wortels. Ze vervullen een belangrijke functie bij de opname van fosfor, stikstof en water. Fosfor opname wordt vooral gestimuleerd door AM-fungi (= arbusculaire mycorrhizaschimmels), d.w.z. schimmels die de wortel binnendringen en intracellulaire structuren, de arbuskels, vormen. Voor de opname van stikstof zijn vooral ectomycorrhiza van belang. Dit zijn schimmels die een extracellulaire mantel om de wortel(top) vormen. Mycorrhiza bieden ook een zekere bescherming tegen bodempathogenen en tegen zware metalen.

Indicatieve variabele: Paddestoelen van saprofytische-, en mycorrhiza schimmels.

Saprofytische schimmels worden onderverdeeld in 'niche-substraatgroepen'; gedefinieerd als soorten die voorkomen op vergelijkbaar substraat in een vergelijkbare microhabitat. Niche-substraatgroepen indiceren de combinatie van samenstelling van het organisch substraat en het milieu waarin de afbraak plaatsvindt.

Ectomycorrhiza's komen voornamelijk voor bij bomen; de meeste vormen paddestoelen en zijn daardoor geschikt als indicatieve variabele. AM-fungi komen voornamelijk voor bij kruidachtige planten; ze vormen geen paddestoelen en zijn daarom ongeschikt als indicatieve variabele.

Literatuur: Arnolds (1988, 1989, 1991, 1992), Arnolds et al. (1995), Nauta en Vellinga (1995) Kuyper (1989).

Hoe wordt de indicator gemeten?: Saprofytische schimmels worden gemeten aan de hand van de vruchtlichamen van schimmels, waarvan de indeling in niche-substraatgroepen bekend is. Ectomycorrhiza's worden gemeten aan paddestoelen, waarvan de binding met boomsoorten en de voedselrijkdom van het milieu bekend is.

Voor welke schaal, bodemtypen of landgebruik kan dit worden uitgewerkt?:

Saprofytische schimmels:

Uitwerking heeft plaatsgevonden voor bos, grasland en heide van verschillende voedselrijkdom en op verschillende bodemtypen. Bouwland is te arm aan soorten. Per landgebruiktype kan

onderscheid worden gemaakt in verschillende verteringsstadia van hout, bladeren, naalden, mest, aas, e.d. De relatieve frequentie van paddestoelen behorende tot verschillende niche-substraatgroepen geeft informatie over het relatieve voorkomen van substraat van bepaalde kwaliteit, d.w.z. over de mate waarin decompositie al dan niet geremd is. Het schaalniveau kan variëren van heel fijn (per plantensoort) tot grof (per landgebruiktype).

Ecotomycorrhiza:

Uitwerking heeft plaatsgevonden voor bos van verschillende soortensamenstelling van bomen, voedselrijkdom en op verschillende bodemtypen. De frequentie en abundantie van soorten paddestoelen geeft informatie over de soortensamenstelling van het bos en de voedselrijkdom van het milieu. Het schaalniveau kan variëren van fijn (per boomsoort) tot grof (per bostype).

Hoe is een referentie vast te stellen?: Referenties kunnen worden gevonden in ongestoorde gebieden, resp. extensief gebruikte vormen van een bepaald landgebruiktype. Deze referenties kunnen transversaal zijn ("schone" of extensief gebruikte gebieden elders) of longitudinaal (soortenlijsten uit het verleden). Van bepaalde gebieden in Nederland is veel bekend uit het verleden. Gegevens zijn deels te vinden in het Overzicht van de Paddestoelen in Nederland (Arnolds et al., 1995).

Signaalwaarde (type, kwantitatief, kwalitatief, welke mate van detail): De waarden zijn kwalitatief (soortengroepen) en op relatieve schaal kwantitatief (frequenties en abundantie van paddestoelen). De mate van detail verschilt, maar per landgebruiktype zijn vergelijkingen mogelijk.

Niche-substraatgroepen van saprofytische schimmels indiceren de combinatie van samenstelling van het organisch substraat en het milieu waarin de afbraak plaatsvindt. Ectomycorrhiza's indiceren ook voedselrijkdom (m.n. stikstof) van het milieu. Dit kan zowel de atmosferische depositie betreffen als de N-leverantie door strooisel en minerale bodem (vaak is het laatste een gevolg van het eerste en zijn beide derhalve niet onafhankelijk). Onderzoek heeft een duidelijk negatief verband aangetoond tussen de mate van stikstofbelasting en de aantallen soorten en vruchtlichamen van paddestoelen.

Modellen (voorspellen effecten van milieuscenario's): Modelmatig is er nog niet veel mogelijk. Bij de UU (Milieukunde) wordt i.s.m. het Biologisch Station Wijster aan responscurven voor een beperkt aantal saprofytische soorten gewerkt. Voor ectomycorrhiza's zijn nog geen modellen beschikbaar. In principe leent deze groep zich wel voor modelontwikkeling.

Beperkingen: Beperkingen liggen vooral in de sterke periodiciteit van vruchtlichamen en in de grote fluctuaties in voorkomen en abundantie van paddestoelen in opeenvolgende jaren onder invloed van het weer, waardoor pas bij meerjarige reeksen veranderingen betrouwbaar kunnen worden vastgesteld (ongunstige signaal-ruisverhouding).

Kostenindicatie bij uitvoering binnen het Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit: Monitoring moet plaatsvinden elke 14 dagen in de periode september-november. Per dag kunnen 6 locaties worden gemonitord. Voor 40 locaties zijn dus ca. 7 dagen nodig. Om deze elke 14 dagen te bezoeken, zijn dus $7 \times 7 = 49$ dagen nodig. Inclusief determineren en uitwerken zijn per seizoen 75 dagen nodig. In verband met de grote fluctuaties tussen jaren, moet een bepaalde locatie gedurende 3 achtereenvolgende jaren worden gemonitord, dan weer 3 jaar niet, 3 jaar wel enz. Na 3 jaar kan een nieuwe groep van 40 locaties worden gemonitord. Indien het werk steeds door 1 persoon wordt gedaan, kunnen in totaal dus niet meer dan $40 + 40 = 80$ locaties worden gemonitord. De 200 locaties kunnen dus alleen allemaal in beschouwing worden genomen wanneer het werk elk jaar door 2.5 persoon wordt uitgevoerd.

Aanwezigheid/beschikbaarheid van kennis/data: Er is een uitgebreide geautomatiseerde databank van verspreidingsgegevens op basis van een vierkante kilometer grid, eigendom van de Nederlandse Mycologische Vereniging. Voor gebruik van de gegevens is toestemming van deze vereniging noodzakelijk. Uit de databank kunnen trends op landelijke en regionale schaal worden gedestilleerd. Voor onderzoek op locaties kunnen wellicht soms leden van de NMV worden ingeschakeld, maar betrouwbare meerjarige monitoring moet door professionele mycologen worden uitgevoerd.

Milieu-, ecosysteem- en beleidsrelevantie: de indicatieve waarde is hoog voor (afwijkende) milieu-omstandigheden en het ecosysteem. Paddestoelen vormen de enige direct waarneembare component van bodemmicro-organismen, die op hun beurt het overgrote deel van de cryptobiota uitmaken. Mede om die reden mogen ze niet ontbreken in het landelijk meetnet.

Aansprekendheid voor politiek en maatschappij: Van de bodemorganismen spreken paddestoelen vermoedelijk het meest tot de verbeelding. De belangstelling van het beleid blijkt uit de recent verleende opdracht door het Ministerie van LNV voor het vervaardigen van een Rode Lijst van de paddestoelen in Nederland. Recent zijn twee omvangrijke werken op het gebied van paddestoelen verschenen, nl. de Atlas van Nederlandse Paddestoelen (Nauta en Vellinga, 1995) en het Overzicht van de Paddestoelen in Nederland (Arnolds et al., 1995). Beide hebben uitgebreid aandacht gekregen in alle serieuze landelijke dagbladen.

Overige criteria zijn reeds besproken

Indicator 5: Bacterieel DNA-polymorfie.

Life support functie: Afbraak organisch materiaal.

Proces: Organische substraat omzetting.

Voor korte beschrijving zie indicator 3.

Indicatieve variabele: Genetische diversiteit van de microbiële populaties

Hoe wordt de indicator gemeten?: Met moleculair biologische technieken is het mogelijk een gedetailleerd beeld van de diversiteit van de microbiële populaties te krijgen. Hiertoe wordt het microbiële DNA uit de grond geëxtraheerd en vervolgens gedeeltelijk vermenigvuldigd via de "Polymerase Chain Reaction" (PCR). De genetische samenstelling van het DNA wordt met behulp van Denaturing Gradient Gel Electroforesis (DGGE) visueel in kaart gebracht in de vorm van een bandenpatroon. Deze techniek maakt het mogelijk om variatie in korte stukken DNA te visualiseren, die slechts in één basepaar verschillen. Het aantal banden is een afspiegeling van het aantal groepen abundante bacteriën, en de intensiteit van de band hangt samen met de relatieve abundantie van de groep.

Voor welke schaal, bodemtypen of landgebruik kan dit worden uitgewerkt?: In principe geschikt voor alle bodemtypes

Hoe is de referentie vast te stellen?: Een mogelijke referentie is het bandenpatroon zoals gemeten op andere locaties. Soms is het mogelijk om zeer vergelijkbare bodems te vinden. Een andere referentie is te vinden door metingen in EHS of relatief ongestoorde gebieden. Referenties moeten door onderzoek vastgesteld worden.

Signaalwaarde (type, kwantitatief, kwalitatief, welke mate van detail): Het is kwalitatief en kwantitatief. Kwalitatief omdat de methode iets zegt over of een bepaald genoom aanwezig is of niet. Kwantitatief omdat de intensiteit van de band samenhangt met de relatieve abundantie van het genoom.

Modellen (voorspellen effecten van milieuscenario's): Nee

Beperkingen: Geen

Kostenindicatie bij uitvoering binnen het Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit:

PCR + DGGE: f4000 per monster.

Aanwezigheid/beschikbaarheid kennis en data: Het is een bestaande methode die op een aantal Nederlandse laboratoria wordt toegepast.

Indicatieve waarde: De indicatieve waarde is groot omdat direct genetische biodiversiteit wordt gemeten, met een sterk functionele betekenis.

Milieu-, ecosysteem- en beleidsrelevantie: De milieu- en ecosysteemrelevantie is groot. Het beleid stelt veel belang in directe meting van biodiversiteit, daarom ook beleidsrelevantie groot.

Aansprekendheid voor politiek en maatschappij: De indicator is waarschijnlijk aansprekend, omdat de ecologische informatie en consequenties duidelijk zijn.

Meetbaarheid en kosten van meten: De meetbaarheid is (nog) niet echt eenvoudig; kosten zie boven

Stabiliteit in aantallen: De stabiliteit lijkt groot. Het is onwaarschijnlijk dat de uitkomsten snel in de tijd kunnen variëren.

Indicator 6 + 12: Stikstofproductie uit voedselweb en Structuur voedselpiramide.

- Life support functie:**
- 1) Recycling voedingsstoffen.
 - 2) Stabiliteit van het bodemecosysteem.

Proces 1: Stikstofmineralisatie.

Nutriëntenkringlopen vormen een zeer belangrijk aspect van bodemkwaliteit, omdat deze bepalen in hoeverre de bodem kan voldoen aan zijn landbouwkundige en natuurfunctie.

Bodemorganismen die in de nutriëntenkringlopen een belangrijke rol spelen, zijn in de eerste plaats de micro-organismen (bacteriën en schimmels). Zowel de biomassa als de activiteit van de micro-organismen zijn een belangrijke factor die de snelheid waarmee nutriënten worden gemineraliseerd en geïmmobiliseerd. Daarnaast kunnen ook andere groepen van bodemorganismen van belang zijn voor de nutriëntencycli. Met name de microbivoren (organismen die van de micro-organismen leven), zoals de protozoën en nematoden, kunnen zelf, direct, aanzienlijk bijdragen aan de nutriëntenkringlopen, maar ook indirect door beïnvloeding van de micro-organismen.

Proces 2: Trofische interacties (voedselweb-relaties).

De stabiliteit van een levensgemeenschap bepaalt in hoeverre deze bestand is tegen verstoringen en daarmee de kans dat er als gevolg van verstoringen soorten verdwijnen en de diversiteit afneemt. Tevens bepaalt de stabiliteit de snelheid waarmee het systeem na een verstoring weer terugkeert naar het oorspronkelijke of het nieuwe equilibrium. De stabiliteit wordt enerzijds bepaald door de structuur van de levensgemeenschap, zoals het aantal soorten en interacties, maar ook door de wijze waarop het systeem 'energetisch' is georganiseerd: d.w.z. het patroon van energiestromen en -hoeveelheden. Hierbij speelt de vorm van de trofische piramide een cruciale rol.

Indicatieve variabele: Trofische interacties en structuur van de levensgemeenschap: aanwezigheid en biomassa van groepen geclassificeerd naar trofische positie.

Hoe wordt de indicator gemeten?: De twee indicatoren 6 en 12 zijn een (modelmatige) integratie van gegevens die reeds voor andere indicatieve variabelen verzameld zijn (no. 1 + 2 + 7 + 8 + 9 + 10). De manier waarop de verschillende onderdelen gemeten worden is in detail bij de betreffende indicatoren beschreven. Modelberekening vergen herhaalde metingen in de tijd, minimaal 3 maar bij voorkeur 4 à 6 per jaar. Naast aantallen is een bepaling van de biomassa noodzakelijk.

Voor welke schaal, bodemtypen of landgebruik kan dit worden uitgewerkt?: In principe geschikt voor alle bodemtypes.

Hoe is de referentie vast te stellen?: Kwantitatieve voedselwebstudies zijn een betrekkelijke nieuwe en jonge stak binnen de bodembioologie. Daardoor zijn er nog maar weinig gedetailleerde gegevens over verschillende gebieden of grondgebruiksvormen. Dit zal verzameld moeten worden door onderzoek in ongestoorde gebieden.

Ten aanzien van de stabiliteit van systemen is er een ideale (optimale) structuur. De afwijking t.o.v. dit optimum kan als maat dienen. Ten aanzien van de gemodelleerde kwalitatieve en kwantitatieve stabiliteitsmaat kan het verschil genomen worden tussen het waargenomen systeem en een random systeem, waarin soorten en interacties at random zijn georganiseerd.

Signaalwaarde (type, kwantitatief, kwalitatief, welke mate van detail): Kwantitatief, in de vorm van stikstofproductie in kg/ha/jaar. Stabiliteit kwalitatief (stabiel/niet stabiel) en kwantitatief in de vorm van terugkeertijden.

Modellen (voorspellen effecten van milieuscenario's): Stikstofmineralisatie uit het bodemvoedselweb kan berekend worden met behulp van het Detrital Foodweb Model (De Ruiter et al., 1993). Het zogenaamde Lifelike Food Web Stability Model (De Ruiter et al. 1995) kan worden gebruikt om een relatieve maat voor de stabiliteit van het systeem te verkrijgen. Koppeling met milieuthema's is niet rechtstreeks te maken.

Beperkingen: Geen

Kostenindicatie bij uitvoering binnen het Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit (door AB-DLO):

Per monster:

Microbiële biomassa:	f 200,-
Microbiële activiteit:	f 200,-
Protozoën:	f 200,-
Nematoden:	f 400,-
Mijten:	f 200,- (alleen functionele groepen)
Springstaarten:	f 200,- (alleen functionele groepen)
Potwormen	f 200,- (alleen totaal)
Regenwormen	f 200,- (alleen totaal)

N.B.: Bepaling van wormen en potwormen is voor deze indicatoren misschien niet nodig. Niet voor alle groepen zijn direct mengmonsters te maken (o.a. mijten, potwormen, wormen). Per locatie zullen kosten hoger zijn door noodzakelijke (interne) replica's. Zie ook voetnoot van bijlage 1.

Aanwezigheid/beschikbaarheid kennis en data: Het zijn bestaande en uitgeteste methodes. Ook het model is voor een aantal bodemtypes gebruikt. Er zijn geen historische gegevens of datasets met indicatorwaarden voor een groot aantal gebieden. Deze zou deels mogelijk gegenereerd kunnen worden uit informatie over de verschillende 'deelindicatoren'.

Indicatieve waarde: Informatie over de structuur, met name de trofische piramide is een goede indicator voor de stabiliteit van het systeem.

Milieu-, ecosysteem- en beleidsrelevantie: De milieu-, ecosysteem- en beleidsrelevantie is groot.

Aansprekendheid voor politiek en maatschappij: Het gaat bij deze indicator direct over diversiteit en stabiliteit van het bodemecosysteem. Dat zou moeten aanspreken.

Meetbaarheid en kosten van meten: De meetbaarheid is goed; kosten zie boven

Stabiliteit in aantallen: Voor voedselwebanalyse zal een aantal malen per jaar moeten worden gemeten (seizoensfluctuaties).

Bruikbaarheid voor langere periode: Ja

Stuurbaarheid: nauwelijks.

Indicator 7 + 8 (+ 9): Dichtheid en activiteit van microorganismen en protozoën.

Life support functie: Recycling voedingsstoffen

Proces: Microbiële activiteit en begrazing microflora.

Bodemorganismen die in de nutriëntenkringlopen een belangrijke rol spelen, zijn in de eerste plaats de micro-organismen (bacteriën en schimmels). Zowel de biomassa als de activiteit van de micro-organismen zijn een belangrijke factor die de snelheid waarmee nutriënten worden gemineraliseerd en geïmmobiliseerd. Daarnaast kunnen ook andere groepen van bodemorganismen van belang zijn voor de nutriëntencycli. Met name de microbivoren (organismen die van de micro-organismen leven), zoals de protozoën en nematoden, kunnen zelf, direct, aanzienlijk bijdragen aan de nutriëntenkringlopen, maar ook indirect door beïnvloeding van de micro-organismen.

Indicatieve variabelen: Bodembacteriën, schimmels, protozoën (eencelligen) en nematoden

Hoe wordt de indicator gemeten?: De biomassa en activiteit van micro-organismen (bacteriën en schimmels) kan op vele manieren worden gemeten. Een methode die relatief snel, objectief en nauwkeurig de biomassa bepaalt wordt gevormd door de directe tellingen met behulp van confocale laserscan-microscopie gecombineerd met automatische beeldverwerking (Bloem et al., 1995). Een goede en directe methode om de activiteit van de micro-organismen te bepalen is het meten van de inbouw van thymidine (DNA-component) en leucine (RNA-component). Microbivore organismen kunnen worden bepaald door klassieke methodes van extraheren en tellen. Een activiteitsmaat voor de protozoën kan worden verkregen door het aantal actieve en inactieve (cysten) apart te bepalen. C-mineralisatie kan worden gemeten met gaschromatografie en N-mineralisatie door het bepalen van de N-gehalten van geïsoleerde grond op verschillende tijdstippen. Wanneer een kwantitatieve biologische methode wordt toegepast, kunnen daaruit mogelijk ook kinetische data worden verkregen over kringloopprocessen.

Voor welke schaal, bodemtypen of landgebruik kan dit worden uitgewerkt?: In principe geschikt voor alle bodemtypes

Hoe is de referentie vast te stellen?: Moeilijk, omdat aantallen, activiteit en mineralisatiesnelheden van tal van variërende omgevingsfactoren afhangen. Vergelijking met ongestoorde gebieden is de enige mogelijkheid. Dit onderzoek moet nog plaats vinden.

Signaalwaarde (type, kwantitatief, kwalitatief, welke mate van detail): Kwantitatief.

Modellen (voorspellen effecten van milieuscenario's): Er bestaan modellen die gebruikt kunnen worden om de relatie tussen bodemorganismen en nutriëntencycli te onderzoeken. Een voorbeeld is het zogenaamde Detrital Food Web Model (De Ruiter et al., 1993) dat oorspronkelijk in de USA voor een prairie-ecosysteem is ontwikkeld (Hunt et al., 1987). Met dit model is het mogelijk om

de rol van de verschillende groepen van organismen in de nutriëntenkringlopen te analyseren en eventuele veranderingen in de structuur van de levensgemeenschap door te rekenen naar veranderingen in de nutriëntenkringlopen. Deze modellen zijn niet toegesneden op het voorspellen van effecten van verzuring, vermisting, verdroging e.d.

Met de indicatoren 7, 8, 9 kan in principe een grove benadering gegeven worden van de hoeveelheid stikstof die door de biologische activiteit wordt gemineraliseerd.

Beperkingen: Geen

Kostenindicatie bij uitvoering binnen het Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit (door AB-DLO):

Per monster (zie ook indicator 6 + 12):

Microbiële biomassa:	f 200,-
Microbiële activiteit:	f 200,-
Protozoën:	f 200,-
Nematoden:	f 400,-

Aanwezigheid/beschikbaarheid kennis en data: Het zijn bestaande en uitgeteste methodes. Ook het model is voor een aantal bodemtypes gebruikt en gevalideerd.

Indicatieve waarde: De biologische bepalingen hebben een goede indicatieve waarde voor de mineralisatiesnelheden. Met name de microbiële activiteitsmetingen lijken betrouwbaar en een cruciale parameter in de C- en N-mineralisatie.

Milieu-, ecosysteem- en beleidsrelevantie: De milieu-, ecosysteem- en beleidsrelevantie is groot.

Aansprekendheid voor politiek en maatschappij: Nutriëntencycli in de zin van ‘natuurlijke bodemvruchtbaarheid’ zijn voor het functioneren van het ecosysteem zo belangrijk dat het aansprekend moet zijn.

Meetbaarheid en kosten van meten: De meetbaarheid is goed; kosten zie boven

Stabiliteit in aantallen: De stabiliteit is gering, in die zin dat een aantal malen per jaar moet worden gemeten (seizoensfluctuaties). Jaargemiddelden zullen waarschijnlijk minder fluctueren.

Bruikbaarheid voor langere periode: Idem

Stuurbaarheid: nauwelijks

Indicator 9: Nematoden: aantal taxa per functionele groep, Maturity Indices.

Life support functie: Recycling voedingsstoffen.

Proces 1: Begrazing microflora

Proces 2: Predatie

Nematoden zijn biotrofe organismen die zich voeden met levende (onderdelen van) bacteriën, schimmels, dieren en planten. Door begrazing van de microflora beïnvloeden microbivore (en predatore) nematoden de mineralisatie van nutriënten. Er worden bacterivore, fungivore, carnivore, omnivore, algenetende en herbivore nematoden onderscheiden. Tevens komt er binnen de nematodenfauna een verscheidenheid aan levensgeschiedeniseigenschappen voor. Zo worden er 'enrichment opportunisten', 'general opportunisten' en K-strategen onderscheiden.

Omgevingsfactoren zoals voedselbeschikbaarheid en abiotische omstandigheden bepalen welke combinatie van nematodenlevensgeschiedenisgroepen en trofisch groepen wordt aangetroffen.

Proces 3: Wortelvraat.

Terrestrische herbivore nematoden voeden zich met het cytoplasma uit plantenwortels en kunnen van significante invloed zijn op de primaire productie. Herbivore nematoden kunnen op grond van hun levensgeschiedenissenmerken worden ingedeeld in 'plant-parasite' groepen die overeenkomst vertonen met de zogenaamde r-K indelingen. Los hiervan kunnen herbivore nematoden op grond van hun niche binnen de wortel of rhizosfeer worden ingedeeld in de volgende voedingsgroepen: sedentaire endoparasieten, migrerende endoparasieten, semi-endoparasieten, ectoparasieten en epidermis-wortelhaar parasieten. De voedselbeschikbaarheid in de bodem bepaalt via de vegetatiesamenstelling welke combinatie van levensgeschiedenissenmerken en voedselgroepen er binnen de herbivore nematodenfauna wordt aangetroffen.

Indicatieve variabele: Samenstelling van de nematodenfauna.

Literatuur: Bongers (1988, 1990), Bongers et al. (1991), De Goede et al. (1993), Alkemade & van Esbroek (1994), Yeates *et al.* (1993)

Hoe wordt de indicator gemeten?: De indicator wordt gemeten aan het voorkomen van nematodentaxa in een samengesteld bodemmonster, dat wordt geëxtraheerd volgens de Oostenbrink-extractiemethode. Voor het verzamelen van herbivore nematoden moet een monster opgedeeld worden in een grond- en wortelfractie. De wortelfractie wordt na fragmentering geëxtraheerd met behulp van een Bearman-extractie.

Voor welke schaal, bodemtype of landgebruikvormen kan dit worden uitgewerkt?: Nematoden komen in alle in Nederland onderscheidde bodemtypen in grote aantallen voor. Uitwerking heeft plaatsgevonden voor bos, grasland, landbouwgrond, waterbodembodem en getijdengebied. Het schaalniveau waarop gewerkt kan worden is doorgaans het landgebruiktype, waarbij rekening gehouden moet worden met bodem- en vegetatietype.

Hoe is een referentie vast te stellen?: Referenties kunnen worden gevonden in ongestoorde gebieden, resp. extensief gebruikte vormen van een bepaald landgebruiktype. Met name voor bossen is veel bekend over relatief ongestoorde situaties. Historische bestanden zijn niet aanwezig. Op het RIVM is een bestand aanwezig (NEMABASE) waar een groot deel van het recente ecologische veldonderzoek en de gegevens uit het Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit in ondergebracht zijn.

Signaalwaarde (type, kwantitatief, kwalitatief, welke mate van detail): De waarden zijn kwantitatief. Per landgebruiktype zijn vergelijkingen mogelijk. Uit de soortensamenstelling is tevens een verdeling van nematoden over levensgeschiedenisgroepen (c-p groepen) af te leiden. Deze vormt vervolgens de basis voor de berekening van de nematoden Maturity Index (MI), de MI(2-5), de Plant Parasite Index (PPI), de C-P driehoek. In combinatie met de trofische groepenindeling is verdere detaillering mogelijk tot Bacterivore-MI (BaMI) en Fungivore-MI (FuMI) (Bongers et al, in press). De c-p groepenindeling en de afgeleide maten indiceren de voedselrijkdom, de dynamiek en de mate van verstoring van het ecosysteem. Combinatie van de PPI en de MI indices tot een PPI/MI-ratio kan, afhankelijk van het landgebruiktype (landbouwkundig gebruik, natuurlijk gebruik), zonder verdere referentie tot specifieke uitspraken leiden over de bodemvruchtbaarheid (Bongers et al. in prep). In bepaalde situaties kan de toestand van de life support functie direct (zonder referentie) worden geïnterpreteerd. De volgende vuistregels zouden kunnen worden gehanteerd:

- 1) Aandeel c-p groep 1 > 15%: voedselrijke situatie; op van nature arme bodems indiceert een dergelijke waarde een ernstige eutrofiëring (verhoogde secundaire productie).
- 2) Aandeel c-p groep 1 > 50%: extreem voedselrijke situatie; op alle bodemtypen indiceert dit een sterk verhoogde secundaire productie.
- 3) Aandeel c-p groep 2 > 90%: sterk gedegenerende nematodenfauna; indiceert een begin stadium van natuurlijke successie of de aanwezigheid van een extreme antropogene stressfactor (secundaire productie wordt bedreigd of kan zijn aangetast).

Situaties 1, 2 en 3 gaan doorgaans gepaard met een verlaagde MI. Bodems met een landbouwgerichte gebruiksfunctie bezitten doorgaans een hoog aandeel van c-p groep 1 (zie situatie 1). Om in dergelijke bodems stress factoren zoals onder 3 aan te kunnen tonen moet gebruik worden gemaakt van de MI(2-5).

Modellen (voorspellen effecten van milieuscenario's): Op het RIVM is een eerste aanzet gegeven tot het afleiden van statistische responsmodellen (Alkemade & van Esbroek, 1994). Het is de bedoeling om dit uit te breiden naar meerdere abiotische factoren (pH, vocht, lutum, organische stof) en zware metalen in de bodem. Dit moet uiteindelijk resulteren in een effectmodel voor de bodemfauna (BOEF), waarin diverse groepen vertegenwoordigd zijn. Met de huidige stand van zaken kunnen nog geen effecten van milieuthema's doorgerekend worden.

Beperkingen: Determinatie van nematodenfauna heeft enkele beperkingen. Het benoemen van soorten is vaak niet mogelijk doordat de nematodenfauna onder natuurlijke omstandigheden voor ca. 90% uit juveniele dieren bestaat waar noodzakelijke kenmerken nog aan ontbreken. Daarnaast is de taxonomie van verschillende groepen nog volop in beweging. Identificatie en bewerking van de gegevens wordt daarom meestal op genusniveau (geslacht) gedaan. Dit levert nog voldoende onderscheidend vermogen op. De verschillende ecologische indices (zoals MI en PPI) zijn zelfs op een indeling in families gebaseerd. Ook op dit integratieniveau wordt nog bruikbare informatie verkregen. Verder is gebleken dat nematoden indices gevoeliger reageren op antropogene invloeden dan soortsdiversiteitsparameters. Alleen onder zeer extreme omstandigheden kunnen bepaalde soorten/genera niet meer worden aangetoond.

Er bestaat dringende behoefte aan causaal, experimenteel onderzoek naar het mechanisme achter de PPI. Lopend onderzoek bij het Biologisch Station Wijster en de LUW-vakgroep Nematologie kan aan deze kennis bijdragen.

Kostenindicatie bij uitvoering binnen het Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit: Elke locatie wordt in enkelvoud, éénmaal in de vijf jaar bemonsterd. Exclusief de monstername en verwerking van gegevens houdt dit ca. 25 werkdagen per jaar in. Voor de monstername moet kan gebruik gemaakt worden van het materiaal dat voor abiotische metingen in het LMB verzameld wordt. Uitbesteding van de extractie en determinatie van de monsters bij het Bedrijfslaboratorium voor Grond en Gewasonderzoek te Oosterbeek kost ca. f 350,- per monster.

Aanwezigheid/beschikbaarheid van kennis en data: Vanwege hun belangrijke rol binnen landbouwsystemen is er uitgebreide kennis voorhanden betreffende de biologie en de taxonomie van herbivore nematoden. Voor de identificaties kan gebruik gemaakt worden van het boek "De Nematoden van Nederland" van Bongers (1988). Hierin worden identificatiesleutels tot de soorten gegeven van het merendeel van de in Nederland voorkomende zoetwater en bodembewonende nematoden. Op het RIVM is een databestand aanwezig met 800 opnames van de nematodenfauna verdeeld over meer dan 200 locaties van uiteenlopende bodemgebruiktypen. Kennis over de nematodenfauna is aanwezig bij: de vakgroep Nematologie (LUW), het Biologisch Station Wijster (vakgroep Terrestrische Oecologie en Natuurbeheer, LUW), het AB-DLO, het RIVM, het BLGG.

Indicatieve waarde: Onderzoek heeft aangetoond dat nematoden indicatief kunnen zijn voor bodem- en vegetatietype, successiestadium alsmede voor de ver-thema's vermessing, verzuring, verdroging, verontreiniging (zie De Goede et al. 1993, Bongers 1990, Bongers et al. 1991).

Aansprekendheid voor politiek en maatschappij: Nematoden hebben een zeer lage aaibaarheidsfactor. Opnemingen in een monitoringprogramma zal op weinig weerstand stuiten van de publieke opinie. Dit geldt met name voor herbivore (of plantenparasitaire) nematoden die schade toebrengen aan landbouwgewassen.

Stabiliteit in aantallen: De soortensamenstelling van de nematodenfauna blijkt tamelijk robuust en vertoont weinig seizoensvariatie (Bongers, 1990; Neher, in press). Nematoden kunnen op elk gewenst moment van het jaar worden bemonsterd, maar het valt aan te bevelen om in het kader van het hier voorgestelde monitoringproject de bemonstering te beperken tot één bepaalde periode van het jaar, bijvoorbeeld in het groeiseizoen of in de herfst.

Overige criteria zijn reeds besproken

Indicator 11: Nitraatproductie.

Life support functie: Beschikbaarheid voedingsstoffen voor planten.

Proces: Nitrificatie.

Nitrificatie is de microbiële omzetting van gereduceerde organische stikstofverbindingen of ammoniak (NH_3) via nitriet (NO_2) tot nitraat (NO_3). Dit is een aeroob proces. Nitrificatie is een belangrijk proces bij de mineralisatie van organische-stof en is een van de oorzaken van verzuring van de bodem, die optreedt door een overmatige nitraatvorming (sterk zuur) uit bijvoorbeeld ammoniak (basisch) afkomstig van dierlijke mest. Nitraat is ook een belangrijk nutriënt voor planten.

Indicatieve variabele: Activiteit nitrificerende bacteriën.

Hoe wordt de indicator gemeten?: Ter bepaling van de nitrificatiecapaciteit van micro-organismen in grond wordt aan een grondmonster een gegeven hoeveelheid stikstofrijk plantenmateriaal (b.v. Alfalfa) of NH_3 toegevoegd, waarna na een bepaalde tijd (28 dagen) de gevormde nitraat wordt geëxtraheerd met bijvoorbeeld CaCl_2 .

De nitraat wordt gereduceerd tot nitriet, waarna nitriet via een kleurreactie wordt bepaald.

Bijlage 3. Microkosmosen als instrument in een bodembioologische indicator.

In deze bijlage wordt een voorstel gedaan voor een microkosmostechniek waarmee het functioneren van life support functies kan worden onderzocht. De experimentele (laboratorium) benadering vormt een andere mogelijke invalshoek om life support functies te beoordelen of te kwantificeren. De benadering waarin functionele en structurele aspecten van het life support system geïntegreerd worden, kan tevens gezien worden als een aanvulling op het in bijlage 2 beschreven soortgerichte indicatorsysteem. Met de microkosmos-aanpak kunnen ook aspecten van microbivorie, bodemademhaling en stikstofmineralisatie meegenomen worden. Naast de meting van processnelheden is er tevens de mogelijkheid om van een aantal groepen (mijten, nematoden) de functionele diversiteit te bepalen. Door experimentele manipulatie, d.w.z. toevoegen of weglaten van bepaalde groepen, is de rol van lastig meetbare (te vangen) bodemdieren in processen te bepalen.

Microkosmosen worden in de bodemecologie voor veel verschillende doeleinden gebruikt en het ontwerp is daarvan afhankelijk. In het fundamentele onderzoek gaat het meestal om de analyse van interacties tussen organismen, bv. microbivoren en schimmels. In de ecotoxicologie worden microkosmosen gebruikt bij het testen van stoffen op meer dan een organisme tegelijk in onderlinge interactie. Ook kunnen microkosmosen dienst doen om de geldigheid van toxiciteitsgegevens uit experimenten met een soort te controleren onder meer complexe omstandigheden. Een overzicht van de verschillende ontwerpen voor bodemmicrokosmosen wordt gegeven in Van Straalen & Van Gestel (1993) en Verhoef (1996). In veel gevallen hebben onderzoekers een intacte bodemkolom uit het veld verzameld en daarmee de microkosmos opgebouwd. Voor ecotoxicologische experimenten heeft dit het nadeel dat de te onderzoeken stof moeilijk homogeen door de bodem gewerkt kan worden, vandaar dat ook veel gewerkt is met bodemkolommen die samengesteld worden uit gestandaardiseerde substraten. Voor het gebruik als indicatorsysteem lijkt een intacte bodemkolom echter een goed uitgangspunt. Om elutriaten te verzamelen kan men op geregelde tijden de kolom met water besproeien en het vocht verzamelen via een trechter aan de onderkant. Verschillende componenten in het bodemvocht kunnen indicatief zijn voor het verloop van het decompositieproces (opgelost organisch koolstof, ammonium, nitraat, calcium, etc.). Meestal wordt in microkosmos-experimenten ook de productie van kooldioxyde, als maat voor de koolstofmineralisatie gemeten. In afgesloten systemen kan dit door een luchtmonster te nemen of door het geproduceerde CO₂ af te vangen met KOH en dit te titreren. Een andere mogelijkheid is het systeem met een gecontroleerde snelheid te doorstromen met CO₂-vrije lucht en het CO₂-gehalte van de uitstromende lucht te meten.

Grotere bodemdieren (pissebedden, springstaarten) kunnen aan microkosmosen toegevoegd worden en hun groei of reproductie kan aan het eind van een incubatie gemeten worden. Bij intacte kolommen uit het veld kan men de bodem na de incubatie extraheren en de aanwezige microfauna (mijten, nematoden) analyseren. Als maat voor de activiteit van detritivoren kan het organisch materiaal (bladfragmenten) gesorteerd worden ter bepaling van de grootteverdeling. Onder invloed van fragmentatie vindt men dat de verdeling verschoven is naar kleinere fracties.

Ook wordt veelal de microflora aan het eind van een incubatie gekarakteriseerd, met behulp van specifieke kleuringen of door uitplating.

Het grote voordeel van microkosmosen is dat aan een systeem een groot aantal parameters tegelijkertijd gemeten kan worden. Men kan informatie krijgen over diverse bodemprocessen (koolstof- en stikstof-mineralisatie), de biomassa en activiteit van microflora en het gedrag van bodemdieren (al dan niet toegevoegd). Ervaring met microkosmos-onderzoek (Van Wensem 1989; Teuben and Roelofsma 1990; Vink 1994; Van Wensem et al. 1993) heeft laten zien dat niet alle parameters even geschikt en gevoelig zijn. Belangrijke factoren die het gedrag van het systeem sterk beïnvloeden zijn het vochtgehalte en de kwaliteit van het organisch materiaal. Bij organisch materiaal van loofbladeren is de leeftijd en de daarmee samenhangende C/N-verhouding bepalend voor de activiteit van de microflora en het gedrag van de detritivore fauna.

Kooldioxyde-productie is zeer goed op een gestandaardiseerde manier te meten en vertoont weinig variatie tussen gerepliceerde eenheden, maar CO₂-productie blijkt vrij ongevoelig te zijn voor externe beïnvloeding en wordt vrijwel geheel bepaald door de uitgangssituatie van het bodemmateriaal. Gevoeliger parameters worden gevonden in de stikstofcyclus: ammonificatie en nitrificatie. Ook het fosfaatgehalte van het poriewater kan een gevoelige indicatie geven.

De ervaring met microkosmos-onderzoek lijkt voldoende om de inzet bij een bodembologisch indicatorsysteem te overwegen. De volgende argumenten kunnen uit het bovenstaande afgeleid worden:

- Het systeem sluit aan bij aanbevelingen gemaakt door een internationale groep bodemecologen en bodemecotoxicologen (Van Straalen & Krivolutsky, 1996).
- Er is een directe aansluiting met life support functies, omdat gekeken wordt naar functie-gerelateerde parameters, zoals fragmentatie, microbivorie en mineralisatie.
- In een microkosmos kunnen verschillende parameters tegelijkertijd gemeten worden.
- Door te werken met veld-verzameld materiaal wordt locatiespecifieke informatie verkregen.
- Door de incubaties en bepalingen in het laboratorium uit te voeren bij constante temperatuur is er voldoende garantie voor herhaalbaarheid en vergelijkbaarheid van metingen op verschillende tijdstippen.

Indicatieve werkwijze voor de microkosmosmethode in een bodemmeetnet.

Er is in Nederland een ruime ervaring met het uitvoeren van microkosmosproeven (Van Wensem 1989; Teuben & Roelofsma 1990; Van Wensem et al. 1992; Vink 1994; Verhoef 1996). Voor het gebruik in ecotoxicologische toetsen is door J. van Wensem in 1993 een protocol geschreven en aangeboden aan het Speerpuntprogramma Bodemonderzoek. Om een indruk te geven van de mogelijkheden is hieronder een indicatieve werkwijze beschreven.

1. Verzamel intacte bodemkolommen, inclusief strooiselmateriaal met een grondboor ter grootte van het microkosmos-systeem (bv. 6 cm diameter, 10 cm diepte). Bij gebruikmaking van een zijdelings te openen boor kunnen de kolommen direct in het veld op maat afgesneden worden en

in de cilinders geplaatst worden (perspex buis met gaas aan de onderkant). Afhankelijk van het beoogde oplossend vermogen zijn vijf a tien kolommen per locatie nodig.

2. In het laboratorium wordt het vochtgehalte van de bodem bepaald en daarna voor alle systemen op een vaste waarde gesteld door toevoeging van water.

3. Aan elke systeem worden een aantal dieren (5 tot 10) toegevoegd uit een laboratoriumkweek (bv. *Porcellio scaber*). Het totaal versgewicht van de dieren wordt vastgesteld per systeem.

4. Bodemkolommen worden in een geklimatiseerde ruimte opgesteld, op een vochtig substraat. Een temperatuur van 15 °C lijkt het meest geschikt. De kolommen worden twee maal per week gecontroleerd op vochtgehalte en zo nodig wordt dit bijgesteld.

5. De kolommen worden vier weken geïncubeerd. Tussentijdse metingen zijn mogelijk, maar deze blijken niet veel meer informatie op te leveren dan een meting aan het eind.

6. Na vier weken meet men aan de intacte kolom de CO₂-productie (in een doorstroomsysteem met infrarood gasanalyse). De dieren worden verwijderd en hiervan bepaalt men per systeem het aantal en het totaal versgewicht. Vervolgens wordt elk systeem doorgespoeld met een vaste hoeveelheid water en verzamelt men het elutriaat. Aan dit laatste worden gemeten: pH, ammonium en nitraat. Andere mogelijkheden zijn : opgelost organisch koolstof, opgelost organisch stikstof, fosfaat, calcium, aluminium. Deze bepalingen kunnen met autoanalyser-methoden en AAS of ICP-AES gedaan worden.

7. De bodemkolom wordt uit de cilinder verwijderd. Aan deelmonsters worden bepaald: schimmelbiomassa (bv. met FITC of FDA), aantal nitrificeerders (uitplaten en MPN-tellingen), organisch stof-gehalte (gloeiverlies) en totaal koolstof en stikstof (elemental analyzer).

8. Afhankelijk van de opzet kan men deze werkwijze ook combineren met een extractie op vrijlevende nematoden (opspelen in Oostenbrink-trechter) en microarthropoden (extractie met Tullgren-systeem).

De toepassingswaarde van de methodiek kan als volgt beoordeeld worden:

Geschiktheid voor verschillende bodemtypen: De werkwijze is in principe op alle bodems toe te passen, maar is voor bodems met een organische bovenlaag het meest geschikt.

Vaststellen referentiewaarde: Wat normale waardes zijn voor de bovengenoemde parameters is wel enigszins bekend, maar een duidelijk referentiebeeld ontstaat pas bij herhaalde routinematige toepassing van de methode.

Signaalwaarde: De methode is naar verwachting niet zeer gevoelig.

Inpassing in milieuscenariomodellering: Via klimaatmodellen en eutrofiëringsmodellen is koppeling naar C/N-parameters mogelijk.

Achtergrondkennis: Deze is uitstekend en gespreid over verschillende instituten (VU, AB, IBN, LUW en RIVM)

Indicatieve waarde: Er is een zeer duidelijke koppeling met life-support-functies.

Beleidsrelevantie: De methode appelleert aan verschillende beleidsdoelstellingen.

Kosten: Moet verder uitgewerkt worden.

Stabiliteit: De methodiek is nog weinig gestandaardiseerd.

Bruikbaarheid op lange termijn: Dit lijkt heel goed mogelijk; zelfs bij veranderingen van landgebruik op de locaties (met uitzondering van asfaltering of woningbouw) kunnen de metingen doorgang vinden.

Stuurbaarheid: Het is niet duidelijk hoe dat hier opgevat moet worden. In principe kunnen voor alle indicatoren beheersmaatregelen bedacht worden die een bepaalde sturing geven.