

Een meetnet voor de Nederlandse Soortdiversiteit

Een meetnet voor de Nederlandse Soortdiversiteit

**Nationale en internationale afspraken, bestaande meetnetten en een
aanbeveling voor een Meetnet Soortdiversiteit**

G.A.J.M. Jagers op Akkerhuis

D.R. Lammertsma

G.W.T.A. Groot Bruinderink

Alterra-rapport 1063

Alterra, Wageningen, 2004

REFERAAT

G.A.J.M. Jagers op Akkerhuis, D.R. Lammertsma & G.W.T.A. Groot Bruinderink 2004. *Een meetnet voor de Nederlandse Soortdiversiteit; Nationale en internationale afspraken, bestaande meetnetten en een aanbeveling voor een Meetnet Soortdiversiteit*. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1063. 83 blz.; 5 fig. ;3 tab.; 54 ref.

Bij de overheid bestaat een groeiende behoefte aan inzicht in de staat van instandhouding van de totale Nederlandse soortdiversiteit. Tevens bestaat behoefte aan kennis omtrent de mogelijkheid om de condities veilig te stellen voor de duurzame instandhouding van de soorten. In opdracht van het Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit wordt in dit rapport een antwoord gegeven op de volgende drie vragen:

1. hoe verhouden zich de Nederlandse doelstellingen over de instandhouding van biodiversiteit waaronder de nationale soortdiversiteit tot de (inter)nationale afspraken en regelgeving
2. leveren de huidige Nederlandse meet- en evaluatie-initiatieven voldoende informatie op over de mate van instandhouding van de Nederlandse soortdiversiteit als geheel
3. wanneer dit niet het geval is, op welke wijze zou een Meetnet Nederlandse Soortdiversiteit (MNS) gestalte kunnen worden gegeven

In Nederland worden veel inspanningen geleverd op het gebied van het waarnemen/monitoren van soorten en soortdiversiteit. Het rapport laat zien dat de meeste huidige meetnetten beperkt geschikt zijn om informatie te krijgen over trends in de gehele Nederlandse soortdiversiteit, terwijl weinig tot geen aandacht wordt besteedt aan de mogelijkheid achterliggende oorzaken direct uit de waarnemingen te kunnen afleiden. In het rapport wordt een voorstel voor een alternatief Meetnet Nederlandse Soortdiversiteit MNS met gebruikmaking van een functionele / ecologische benadering, nader uitgewerkt.

Het operationeel maken van het voorgestelde MNS met als onderdeel de vraag of en hoe integratie met bestaande meetinspanningen mogelijk is, vergt nader onderzoek.

Trefwoorden: Meetnet Nederlandse Soortdiversiteit, MNS

ISSN 1566-7197

Dit rapport kunt u bestellen door € 19,- over te maken op banknummer 36 70 54 612 ten name van Alterra, Wageningen, onder vermelding van Alterra-rapport 1063. Dit bedrag is inclusief BTW en verzendkosten.

© 2004 Alterra

Postbus 47; 6700 AA Wageningen; Nederland

Tel.: (0317) 474700; fax: (0317) 419000; e-mail: info.alterra@wur.nl

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

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

Inhoud

Samenvatting	7
1 Inleiding	11
1.1 Vraagstelling	11
1.2 Leeswijzer	13
2 Biodiversiteit	15
3 Relatie tot (inter-)nationale afspraken en regelgeving	19
3.1 Achtergrond	19
3.2 Vogelrichtlijn en Habitatrictlijn	20
3.3 Kaderrichtlijn Water (KRW)	20
3.4 Beleidsprogramma Biodiversiteit Internationaal	21
3.5 European Platform for Biodiversity Research Strategy (EPBRS)	21
3.6 Voorbeelden van biodiversiteitmonitoring in het buitenland	21
3.7 Conclusie over de meetnetten voor biodiversiteit in internationaal perspectief.	22
4 Geven de huidige evaluatie- en monitoringsinspanningen inzicht in de Nederlandse soortdiversiteit en de mate van duurzame instandhouding hiervan?	25
4.1 EHS, Doelsoorten en Natuurdoeltypen	28
4.2 Programma Beheer en Overlevingsplan Bos en Natuur (OBN)	29
4.3 Milieu- en Natuurplanbureau MNP en de Graadmeter Natuurwaarde	30
4.4 Gegevensleveranciers	35
4.4.1 Het NEM	35
4.4.2 Dataverzamelande instanties buiten het NEM	36
4.4.3 Conclusies aangaande het belang van de huidige monitoringsinspanningen voor het MNS	38
5 Randvoorwaarden voor een goed werkend meetnet voor de totale Nederlandse soortdiversiteit	41
5.1 De algemene opzet van een meetnet	41
5.2 Beschikbare gegevens over de Nederlandse soortdiversiteit	43
5.2.1 Verzameling, opslag en toegankelijkheid van gegevens	46
5.3 Het gebruik van een referentie	47
5.4 Inzicht in de oorzaken van trends	49
6 Mogelijkheden voor selecties van soorten	51
6.1 Meten op basis van een taxonomische steekproef	51
6.2 Het gebruik van paraplu-, indicator- of sleutelsoorten	54
6.3 Meten op basis van een functionele benadering	57
6.4 Voorbeelden van toepassing van een functionele benadering	60
7 Een plan van aanpak voor een Meetnet Nederlandse Soortdiversiteit (MNS)	67
7.1 Ontwerp	68

7.1.1	Habitattypen	68
7.1.2	Bioblokken	69
7.1.3	Gebruik van een ecologische groepenindeling	70
7.2	Data	71
7.3	Meetinspanning	71
7.4	Voorstel bemonsteringsplan Soortdiversiteit Nederland gebaseerd op bioblokken	71
7.5	Opzet van de bioblokkenbenadering	72
	Dankwoord	77
	Literatuur	79
	Bijlage 1	83

Samenvatting

Op basis van verschillende beleidskaders is bij de overheid behoefte ontstaan aan inzicht in de toe of afname van de totale Nederlandse soortdiversiteit. Tevens bestaat behoefte aan kennis omtrent de mogelijkheid om de condities veilig te stellen voor de duurzame instandhouding van de soorten.

Naar aanleiding van deze ontwikkelingen werd door het Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Directie Natuur, (LNV, DN) de vraag gesteld of het mogelijk zou zijn antwoorden te geven op de volgende drie vragen:

1. hoe verhouden zich de Nederlandse doelstellingen over de instandhouding van de biodiversiteit, waaronder de nationale soortdiversiteit, tot (inter)nationale afspraken en regelgeving?
2. leveren de huidige Nederlandse meet- en evaluatie-initiatieven voldoende informatie op over de mate van instandhouding van de Nederlandse soortdiversiteit als geheel?
3. wanneer dit niet het geval is, op welke wijze zou een Meetnet Nederlandse Soortdiversiteit (MNS) gestalte kunnen worden gegeven?

Om een antwoord te kunnen geven op de eerste vraag is in dit rapport de context voor regelgeving onderzocht, die wordt geboden door de volgende bronnen: Convention on Biological Diversity (CBD, Rio de Janeiro 1992), de Vogel- en Habitatrichtlijn, de Kaderrichtlijn Water (KRW), het Beleidsprogramma Biodiversiteit Internationaal (BBI) en het European Platform for Biodiversity Research Strategies (EPBRS).

Uit deze bronnen kon worden afgeleid dat er wereldwijd minimaal 655 indicatoren en indexen bestaan die inzicht geven in de toestand van de biodiversiteit. Hiervan richt ongeveer 40% zich op indirecte metingen (economie, landgebruik, etc.). De rest is min of meer direct gerelateerd aan natuurbescherming. Internationaal wordt slechts een beperkte groep organismen gemeten, veelal vertebraten, sleutelsoorten en Rode-lijst- of Annex- soorten. In het algemeen geven deze metingen enig inzicht in trends, maar weinig inzicht in de oorzaken van voor- of achteruitgang van de biodiversiteit.

Vervolgens is in het rapport onderzocht in welke mate de partijen die in Nederland betrokken zijn bij soortwaarnemingen, informatie leveren over de instandhouding van alle, naar schatting 35.000 soorten van de Nederlandse biodiversiteit. Hiervoor is een overzicht samengesteld van de betrokken partijen en per partij wordt een korte evaluatie gepresenteerd met betrekking tot de bovenstaande doelstelling. De belangrijkste conclusies zijn:

- Binnen de EHS worden per natuurdoeltype metingen verricht aan doelsoorten, waarvan het voortbestaan gewaarborgd dient te zijn binnen de EHS. De vraag in hoeverre de doelsoorten representatief zijn voor de Nederlandse biodiversiteit, hangt direct samen met de -onbeantwoorde- vraag in hoeverre de gekozen soorten representatief zijn voor alle soorten in de gekozen

natuurdoeltypen, en in hoeverre deze typen representatief zijn voor alle overige terreintypen.

- Het Milieu en Natuur Planbureau stelt twee indices samen die van belang zijn voor de Nederlandse biodiversiteit: De Soortgroep Trendindex (STI) en de Graadmeter Natuurwaarde (GN). De STI geeft een gemiddelde trend van soorten in een bepaalde soortgroep en heeft een signalerende functie. De GN omvat een uitgebreide monitoring van geselecteerde soorten (waarvan trends worden bepaald) in een groot aantal natuurtypen (waarvan het areaal wordt bepaald). Er worden 980 soorten gemeten behorende tot verschillende soortgroepen, voornamelijk (water-)planten en vogels, maar ook aquatische macrofauna, zoogdieren, vissen, dagvlinders en reptielen. Door minimaal vijf van deze groepen samen te voegen is het in principe mogelijk een schatting te maken van het totale percentage bedreigde soorten binnen het totaal van onderzochte natuurtypen. De GN werkt met een 'ongestoorde (natuurlijke toestand' of 'potentieel, zo ongestoord mogelijke toestand', waarbij veelal 1950 wordt gebruikt als referentiejaar, en signaleert op die basis een sterke achteruitgang van het 'natuurkapitaal', vooral in moeras en heide. Zoals we in het rapport laten zien is de representativiteit van deze schattingen van de STI en de GN voor de niet onderzochte taxonomische ordes en landschapstypen gering en de representativiteit voor alle soorten in heel Nederland onbekend.
- Het Netwerk Ecologische Monitoring (NEM) krijgt zijn gegevens voor een groot deel van vrijwilligers die werkzaam zijn in de verschillende Particuliere Gegevens verzamelende Organisaties (PGO's). Deze waarnemingen zijn veelal gericht op aandachtsoorten, of op ruimtelijke invulling van verspreidingsbeelden (waar in Nederland komt de soort voor?). Vooral incidentele ruimtelijke meldingsgegevens lenen zich minder voor het vaststellen van trends.

Bovenstaande initiatieven tonen aan dat er in Nederland veel inspanningen worden geleverd op het gebied van het waarnemen/monitoren van soorten en soortdiversiteit. Het doel van dit rapport is om de resultaten te toetsen aan de mogelijkheid informatie te verkrijgen over trends in de gehele Nederlandse biodiversiteit, en -zo mogelijk- inzicht in de condities voor de duurzame instandhouden van soorten. Het rapport laat zien dat de meeste huidige meetnetten beperkt geschikt zijn om informatie te krijgen over trends in de gehele Nederlandse soortdiversiteit, terwijl weinig tot geen aandacht wordt besteedt aan de mogelijkheid achterliggende oorzaken direct uit de waarnemingen te kunnen afleiden.

Bovenstaande conclusie leidt tot de vraag of het mogelijk is om een alternatief meetnet te construeren, dat wel zicht geeft op de Nederlandse soortdiversiteit als geheel en dat -indien gewenst- aanwijzingen geeft over de achterliggende oorzaken van veranderingen. Om deze vraag te beantwoorden is in het rapport eerst een hoofdstuk gewijd aan de algemene voorwaarden waaraan meetnetten moeten voldoen. Omdat een meetnet dat alle Nederlandse soorten tegelijk en met dezelfde intensiteit meet niet mogelijk is, is vervolgens een hoofdstuk gewijd aan verschillende

manieren om te komen tot een selectie van soorten. Van de volgende methoden worden voor- en nadelen besproken:

- het gebruik van een taxonomische steekproef
- het gebruik van paraplu-, indicator- of sleutelsoorten
- het gebruik van een functionele/ecologische benadering

Uit de verschillende voor- en nadelen trekken wij de conclusie dat het goed mogelijk is om op basis van een (relatief) beperkte willekeurige steekproef uit een soortenlijst van alle Nederlandse soorten en het monitoren van de geselecteerde soorten, antwoord te geven op de vraag hoeveel procent van de totale Nederlandse soortdiversiteit achteruitgang vertoont. Zodra echter vervolgvragen worden gesteld, zoals representativiteit van het geschatte percentage achteruitgang op basis van alle soorten voor de trend in een bepaalde orde, zijn al snel meer waarnemingen nodig. Hoe verhoudt zich bijvoorbeeld de algemene trend tot de trends van de (bijvoorbeeld) 2 vogelsoorten in de steekproef? En hoe representatief zijn deze twee vogels voor alle vogels, of voor de roofvogels? Beantwoording van dit type vervolgvragen noopt direct tot een uitbreiding van de steekproef die rekening houdt met meer factoren, zoals habitatype, soortgroepen, ecologie van de soorten, etc. en daarmee tot grotere aantallen soorten in de steekproef. Daarnaast leidt een willekeurige trekking altijd tot een beperkte soortenlijst, en dus geen monitoring van de gehele Nederlandse soortdiversiteit. Als alternatief stellen wij voor om ecologische kennis te gebruiken bij het inrichten van een meetnet dat trends signaleert van alle soorten en tevens inzicht geeft in de oorzaken van deze trends.

Een potentieel plan van aanpak voor een meetnet dat de zojuist genoemde doelen nastreeft komt aan de orde in hoofdstuk 7. Achtereenvolgens wordt aandacht besteed aan keuzes die moeten worden gemaakt met betrekking tot de volgende aspecten: habitatypen, bioblokken, ecologische terreintypen, het vangsucces, functionele groepen, flexibiliteit van de meetinspanningen, werken met meng- en submonsters, representativiteit voor/insluiting van Rode lijst en Richtlijnsoorten en de te verwachten resultaten.

Het operationeel maken van het voorgestelde MNS met als onderdeel de vraag of en hoe integratie met bestaande meetinspanningen mogelijk is, vergt nader onderzoek.

1 Inleiding

Wereldwijd bestaat grote zorg over het behoud aan levensgemeenschappen en daarin voorkomende soorten, ook wel aangeduid als biodiversiteit. Deze zorg heeft zich vertaald in een aantal internationale verdragen gericht op de bescherming van habitats (o.a. RAMSAR, World Heritage Sites, Conventie van Bern, Vogelrichtlijn), van netwerken van habitats (Natura 2000 en Emerald, PEEN) en van soorten en soortdiversiteit (o.a. CITES, Convention on Biological Diversity; Fig. 1).

Een belangrijk doel is om via internationale samenwerking te komen tot een structurele ombuiging van het wereldwijde verlies aan biodiversiteit. De kern van deze programma's vormt het behoud en de bevordering van de gebiedseigen biodiversiteit.

De Nederlandse regering heeft in relatie tot deze internationale verdragen een aantal acties ondernomen. Het voornaamste doel daarbij is de natuur, het milieu en de biodiversiteit in Nederland te beschermen. Een voorbeeld is de realisatie van de EHS. Binnen de EHS vallen niet alleen gebieden op het land, maar ook de Grote Wateren (Waddenzee, Zuid-Hollandse Delta, IJsselmeer en Randmeren) en het Rivierengebied. De doelen van de overheid zijn vastgelegd in nota's en beleidsplannen (Fig. 1). Voorbeelden hiervan zijn het Natuurbeleidsplan (1989), de nota Natuur voor mensen, mensen voor natuur ('NvM', LNV 2000) en de Nota Vitaal en Samen ('V&S', LNV 2004).

In de nota's NvM en V&S zijn drie belangrijke doelstellingen geformuleerd. Die zijn gericht op:

1. de operationalisering van een 'Graadmeterbouwwerk' door het Natuur- en Milieuplanbureau (streefjaar 2003)
2. de realisering van een samenhangend geheel van meetnetten o.a. voor biodiversiteit (2005) en
3. het garanderen van de condities voor de duurzame instandhouding van alle soorten in Nederland (2020).

1.1 Vraagstelling

De doelstelling van de rijksoverheid in NvM wat betreft de biodiversiteit kent drie belangrijke componenten:

- A. *"In 2020 zijn voor alle in 1982 in Nederland van nature voorkomende soorten en populaties de condities voor instandhouding duurzaam aanwezig."*
(NvM, Programma Groots Natuurlijk, taakstelling 8, p. 17)
- B. *"In overleg met alle betrokkenen streeft het kabinet naar het totstandkomen van een doelmatig samenhangend geheel van meetnetten op het gebied van natuur, bos en landschap (...)"*;
"Het gaat hierbij onder meer om meetnetten voor biodiversiteit, (...)";

"Het samenhangend geheel van meetnetten zal uiterlijk in 2005 volledig functioneren."

(NvM, Hoofdstuk Monitoring en Evaluatie, p. 55)

- C. *"Het Natuurplanbureau (thans: Milieu- en natuurplanbureau ...) richt zich in zijn reguliere rapportages in ieder geval op: trends in de toestand van de natuur (biodiversiteit) (...)"*;

"Vanaf 2001 zal het Natuurplanbureau hierover door het gebruik van graadmeters op gestandaardiseerde wijze rapporteren";

"Met deze set van graadmeters wordt mede inzicht gegevens in de mate waarin Nederland de verplichtingen uit het Biodiversiteitsverdrag nakomt (...)."

(NvM, Hoofdstuk Monitoring en Evaluatie, p. 56)

Toelichting bij A:

De zinsnede '... alle in 1982 in Nederland ... voorkomende soorten ...' kan worden opgevat als het geheel van de Nederlandse biodiversiteit, met als referentiejaar 1982. Biodiversiteit betekent soortdiversiteit op nationaal schaalniveau. De zinsnede '... van nature voorkomende ...' houdt in dat exoten en soorten die na 1982 bijvoorbeeld door klimaatverandering Nederland hebben bereikt, komen te vervallen (Koomen et al. 1995). Niet alle soorten die in Nederland voorkomen komen hier van nature voor. Soorten kunnen ontsnapt zijn uit gevangenschap of aangeplant. Overigens worden enkele soorten uit deze groep wel erkend op Rode lijsten. Daarnaast komen veel soorten slechts incidenteel voor in Nederland (dwaalgasten), of jaarlijks alleen zeer tijdelijk (doortrekkers). Soorten op doortrek, die sterk afhankelijk zijn van een Nederlands habitat, bijvoorbeeld de Waddenzee, vallen wel onder deze taakstelling. Veel ongewervelden zijn slechts enkele keren waargenomen in Nederland, of zijn recent in Nederland verdwenen of verschenen door klimaatverandering. In het geval zij door klimaatverandering zijn verdwenen, heeft de Nederlandse overheid nauwelijks sturingsmogelijkheden om eventuele terugkeer te bevorderen, omdat klimaatverandering zich mondiaal voltrekt. In het geval zij - voor 1982 - door klimaatverandering zijn verschenen, ligt dit anders. Nederland valt binnen het areaal en zou - conform de NvM-doelstelling - verantwoordelijk zijn voor de condities voor instandhouding.

De zinsnede '... condities voor instandhouding duurzaam aanwezig...' heeft feitelijk betrekking op de abiotische en biotische condities. Respectievelijk wordt bedoeld op een 'schoon' milieu en op een leefomgeving van voldoende kwaliteit voor volwaardige populaties. Om te weten of aan die condities is of wordt voldaan, zou van alle soorten dus tenminste bekend moeten zijn of er voor- dan wel achteruitgang is over de periode 1982 – heden, in verspreiding en/of populatieomvang. Het grote aantal soorten dat zou moeten worden gemeten en het inzicht in de situatie t.a.v. de soortdiversiteit in 1982 vormen hierbij complicaties. Van slechts een deel van de in Nederland voorkomende soorten zijn op dit moment verspreidingsgegevens bekend. Die lenen zich echter niet één op één voor het bepalen van de mate van instandhouding. Gegevens over trends in populatieomvang zijn van nog veel minder soorten bekend.

Toelichting bij B en C:

In de kaderbrief 2004-2006 van het Ministerie van LNV aan het Natuurplanbureau is onder de kop 'natuurbalansen' aangegeven dat "... Zoals in mijn voorgaande

kaderbrief reeds aangegeven verwacht ik dat in de Natuurbalans 2003 het graadmeterbouwwerk volledig operationeel is...". Uit onderstaande hoofdstukken zal blijken dat aan dit punt is voldaan.

Volgens NvM dienen - in 2005 - echter ook "meetnetten voor biodiversiteit (...)" operationeel te zijn. Een *Meetnet Nederlandse Soortdiversiteit* zou hiervan een belangrijk onderdeel kunnen zijn. Zo'n meetnet zou basisgegevens kunnen verschaffen waarmee, al dan niet door middel van genoemde graadmeters, inzichtelijk zou kunnen worden gemaakt in hoeverre de NvM-doelstelling wordt gehaald die zegt dat in 2020 "...voor alle in 1982 in Nederland van nature voorkomende soorten de condities voor instandhouding duurzaam aanwezig zijn...".

Uit het bovenstaande kunnen als onderzoeksvragen worden afgeleid:

1. Hoe verhouden zich de Nederlandse doelstellingen over instandhouding van biodiversiteit tot de (inter)nationale regelgeving?

Deze vraag heeft betrekking op het vergelijken van de eisen die voortkomen uit de verschillende internationale overeenkomsten en daaruit voortvloeiende documenten met bovengenoemde nationale doelstellingen.

2. In welke mate leveren de huidige Nederlandse meet- en evaluatie-initiatieven informatie op over de mate van instandhouding van de Nederlandse soortdiversiteit als geheel?

Deze vraag behelst een verkenning van de lopende Nederlandse meet- en evaluatie-initiatieven op het gebied van biodiversiteit en soorten. Wat wordt er gemeten en geëvalueerd? Vervolgens wordt bezien in hoeverre deze initiatieven inzicht geven in de mate van instandhouding van de gehele Nederlandse soortdiversiteit (i.v.m. NvM, Groots Natuurlijk, taakstelling 8). Ook wordt bezien of er inzicht ontstaat in de oorzaken van eventuele veranderingen. Dit laatste is van belang, indien concrete maatregelen zouden worden overwogen om een door de meetnetten gesignaleerde achteruitgang van de soortendiversiteit tegen te gaan.

3. Wanneer dit inzicht onvoldoende is, op welke wijze zou een Meetnet Nederlandse Soortdiversiteit (MNS) gestalte kunnen worden gegeven?

1.2 Leeswijzer

In het eerste hoofdstuk wordt aangegeven wat de aanleiding is voor dit rapport en welke vragen het beoogt te beantwoorden. Omdat het rapport zich richt op vragen die betrekking hebben op het monitoren van biodiversiteit wordt in hoofdstuk 2 een toelichting gegeven van wat in dit rapport wordt verstaan onder biodiversiteit. Vervolgens wordt in hoofdstuk 3 de internationale context aangegeven waarbinnen de Nederlandse wetgeving en beleid op het gebied van biodiversiteit opereert. In hoofdstuk 4 wordt nader ingegaan op een aantal monitoringsinspanningen in Nederland en de mate waarin deze inzicht geven in de soortdiversiteit en de

instandhouding daarvan. Na dit overzicht, wordt in hoofdstuk 5 dieper ingegaan op een aantal eigenschappen die een meetnet voor de Nederlandse soortdiversiteit idealiter zou moeten bezitten. Omdat de selectie van soorten een belangrijk aspect vormt van een meetnet soortdiversiteit wordt aan dit onderwerp in hoofdstuk 6 extra aandacht besteed. Tot slot wordt in hoofdstuk 7 een plan van aanpak geschetst voor een Meetnet Nederlandse Biodiversiteit. Dit plan houdt zoveel mogelijk rekening met de informatie die in de hoofdstukken 2 t/m 6 is verzameld. Doel van dit plan is een concrete handreiking te bieden voor discussies over de opzet van een Meetnet Nederlandse Soortdiversiteit en de mogelijkheden om politieke, maatschappelijke, financiële en wetenschappelijke meerwaarde te creëren door een dergelijk meetnet te integreren met andere meetnetten.

2 Biodiversiteit

De meeste definities van het begrip biodiversiteit gaan uit van drie niveaus: genen, soorten en ecosystemen. In het Biodiversiteitsverdrag (CBD, Rio, 1992) wordt biodiversiteit omschreven als: *'The variation among living organisms from all sources including terrestrial, marine and other aquatic ecosystems and the ecological complexes of which they are part; this includes diversity within species, between species and of ecosystems'*.

Biodiversiteit is geen losstaand gegeven maar het gevolg van evolutie. De omvang van de biodiversiteit op aarde kan variëren. Bepaalde gebeurtenissen kunnen bijvoorbeeld tijdelijk leiden tot een sterke daling van de biodiversiteit. Deze gebeurtenissen kunnen het gevolg zijn van interne processen die een onderdeel zijn van het evolutieproces zelf, zoals de productie van zuurstof door blauwalgen, waardoor eencellige soorten uitstierven, die zich hadden ontwikkeld in een zuurstofloos milieu. Voor deze soorten was de nieuwe stof zuurstof een vergif. Ook het verschijnen van de mens en zijn effecten op het aardse ecosysteem kunnen worden gezien als een dergelijk intern proces. In andere gevallen gaat het om externe processen, bijvoorbeeld meteorietinslagen.

Biodiversiteit op soortniveau

Biodiversiteit op soortniveau betreft de verscheidenheid in eigenschappen van soorten. Dit kunnen verschillende aspecten zijn van fysiologie, morfologie, levenscyclus, verspreidingsvermogen en genetica (Hengeveld 1995). Hun eigenschappen maken soorten geschikt of ongeschikt voor bepaalde milieus. In dit verband wordt gesproken over diversiteit in soortresponsen. Over een lange reeks van generaties heeft selectie op geschiktheid voor een bepaald type omgeving ertoe geleid, dat de soortresponsen van soorten gekanaliseerd zijn geraakt in tamelijk starre pakketten. Past het pakket van de soort bij zijn omgeving, dan kan hij zich met succes voortplanten, anders niet.

Biodiversiteit op genetisch niveau

Genetische diversiteit vormt een onderdeel van de soorteigenschappen. Het is de weerslag van historische diversificatie- en selectieprocessen. Op hoog niveau volgt de genetische diversiteit daarom de taxonomie van soorten. Een deel van de genen codeert direct voor belangrijke eigenschappen van een individu. Van andere genen zijn de functies niet altijd duidelijk. Voor het meten van genetische diversiteit concentreert men zich op polymorfie (het aandeel polymorfe allelen), heterozygotie (aandeel heterozygote loci) en alleldiversiteit (gemiddeld aantal allelen per locus). Binnen een soort kan de genetische diversiteit een indicatie zijn van gescheiden (deel)populaties. Of van de mate waarin een soort op een bepaald moment en/of op een bepaalde plek in aantal is gereduceerd. Hoe sterker de reductie, hoe kleiner de (locale) genetische diversiteit. Zeer lage genetische diversiteit kan leiden tot inteeltdepressie en een lage reproductie (geringe fitness) van de nakomelingen. Het verwerven van inzicht in de genetische diversiteit van soorten is van belang voor hun behoud, vooral bij zeer zeldzame geïsoleerde soorten.

Biodiversiteit op systeemniveau

In principe behoren alle soorten op aarde tot een groot ecosysteem (voor definities zie onder). Tegelijkertijd zorgen verschillende mechanismen ervoor dat niet alle soorten op ieder moment met elkaar in contact staan. Een oorzaak van scheiding is geografische isolatie, bijvoorbeeld door het verschuiven van continenten. Een andere oorzaak wordt gevormd door fysisch-chemische omstandigheden en/of verschillen in systeemdynamiek. Hierdoor zijn bepaalde ecosystemen alleen voor aangepaste soorten toegankelijk. Voorbeelden waarbij het fysisch-chemische milieu belangrijk is zijn vissen in het water of cactussen in de woestijn. Een ander voorbeeld, dat zich richt op selectie door systeemdynamiek, zijn soorten, die zich snel kunnen voortplanten met een korte generatieduur. Deze soorten kunnen overleven in dynamische habitats.

Bepaalde combinaties van isolatie, fysisch-chemische en dynamische factoren zorgen voor het uitfilteren van bepaalde soortensamenstellingen. Hierdoor ontstaan enerzijds min of meer duidelijk herkenbare eenheden, de 'ecosystemen', zoals toendra en woestijn, of bos en heide. Anderzijds kunnen lang niet altijd scherpe ecologische systeemgrenzen worden toegekend, onder meer doordat "ecosystemen" onderlinge abiotische interacties vertonen en doordat soorten kunnen of moeten migreren tussen verschillende ecosystemen.

De zogeheten "ecosysteembenadering", een zienswijze die inmiddels ook door Conferenties van Partijen bij het Biodiversiteitsverdrag is geadopteerd, gaat uit van het ecosysteem als herkenbare eenheid. Kenmerk van de benadering vormt behoud van structuur en functioneren van het ecosysteem. Behoud van processen die de basis vormen voor de benoemde ecosystemen wordt daarbij belangrijker geacht dan enkel het beschermen van soorten.

Biodiversiteit in dit rapport

In dit rapport ligt de nadruk op de biodiversiteit van soorten. Deze keuze heeft vier oorzaken:

1. Het doel te komen tot het behoud van alle soorten in Nederland
2. Het inzicht dat het aantal soorten kan worden beschouwd als een eenvoudige en elegante manier om biodiversiteit te meten (May, 1995)
3. Het feit dat soorten de verbinding vormen tussen biodiversiteit en de processen die tot een locale soortensamenstelling leiden
4. Fenotypische eigenschappen kunnen doorgaans worden gekoppeld aan soorten, zonder dat eerst nadere kennis nodig is van onderliggende genetische oorzaken

Van der Meijden & Gillis (1995) wijzen op een indeling van arealen van plantensoorten door Schaminée et al. (1992). De indeling is ook in Siepel (1993a,b) voor de fauna gebruikt. De ligging van Nederland t.o.v. het areaal van een soort wordt daarbij gedifferentieerd naar:

- "centraal": Nederland ligt geheel binnen het areaal van een soort
- "subcentraal": de areaalgrens van soort ligt dichtbij - of loopt juist door Nederland
- "marginaal": een klein gedeelte van Nederland valt binnen het soortareaal

- "voorpost": het hoofdareaal ligt meer dan 100 km van ons land, maar er is wel een vondst van de soort bekend binnen Nederland
- "buiten": het areaal ligt zeer ver buiten Nederland, maar de soort komt door toedoen van de mens toch in Nederland voor

De ligging van Nederland t.o.v. het areaal van de soort is sterk gecorreleerd met de kans op verdwijnen uit Nederland. Soorten waarvoor Nederland centraal ligt hebben de kleinste kans op verdwijnen. Daarna komen "subcentraal" en de andere categorieën. De verklaring voor het verdwijnen van een soort is vaak niet eenduidig. Het ligt voor de hand om een Meetnet Nederlandse Soortdiversiteit geografisch althans te beperken tot soorten waarvoor Nederland centraal of subcentraal ligt (Tabel 1). Hiervoor is kennis nodig over de verspreiding van soorten binnen Europa. Impliciet pleit dit ook voor een Europees Meetnet Soortdiversiteit.

Tabel 1. Geschatte omvang van de Nederlandse soortdiversiteit (aantal vastgestelde soorten), uitgesplitst voor verschillende soortgroepen (exclusief virussen (zijn geen cellulaire organismen), bacteriën en microfungi; De Jong & Van Nieuwerkerken 1995; Van der Meijden et al. 1995; Koomen et al. 1995)

Soortgroep (taxonomische groep)	Aantal soorten
Overige groepen	
Protisten zonder algen	1.144
Schimmels (en paddestoelen)	
Macrofungi (Ascomycetes, Basidiomycetes, Gasteromycetes)	3.500
Planten	
Algen (Chlorophyta (groenwieren), Euglenophyta (oogwieren), Dinophyta (pantserwieren), Cryptophyta, Prymnesiophyta, Chrysophyta (goudwieren s.l.), Rhodophyta (roodwieren))	3.800
Mossen (Bryophyta) en korstmossen (Lichenen)	507
Vaatplanten (Spermatophyta (zaadplanten) en Pteridophyta (vaatcryptogamen))	1.450
Dieren	
Ongewervelden zonder geledpotigen	3.384
Geledpotigen zonder insecten	3.147
Insecten	17.455
Gewervelden	457
Totaal	34.844

Ecosysteem, biotoop, habitat en niche

Voor een goed begrip van dit rapport moeten we even stilstaan bij de begrippen ecosysteem, biotoop, habitat en niche.

De term **ecosysteem** hangt samen met een systeemvisie op de natuur waarbij de aandacht uitgaat naar interacties, bijvoorbeeld tussen biotische elementen (planten, dieren, etc.) en abiotische elementen (mineralen, wind, water, licht, etc.). Eigenlijk is er op aarde maar een groot ecosysteem. Binnen dit ecosysteem worden delen onderscheiden, die ook ecosystemen worden genoemd, die in één of meer factoren van elkaar geïsoleerd zijn, bijvoorbeeld het savanne-ecosysteem, het ecosysteem van het tropenbos, het heide-ecosysteem, etc.

De term **biotoop** komt voort uit een ruimtelijke visie op natuur. Letterlijk betekent biotoop 'levensplek', wat aangeeft dat het een ruimtelijk begrensd deel van het landschap betreft. Het betreft een locatie waar een of meer soorten zich in een bepaald stadium of tijd van het jaar (denk aan 'voorplantingsbiotoop') thuis voelen. Veelal wordt de term in een synecologische context gebruikt, waarbij wordt uitgegaan van een herkenbare gemeenschap van (met name) planten- en (soms ook) diersoorten.

De term **habitat** (van Latijn 'habitare', wat bewonen betekent) wordt in de literatuur op twee manieren gebruikt. Oorspronkelijk is de term geïntroduceerd als aanduiding voor het soortspecifieke complex van biotische en abiotische milieucondities. Binnen een biotoop kunnen soorten dus gebruik maken van verschillende habitats. Een habitat kun je nooit ruimtelijk bemonsteren, een biotoop wel. Vang je een bepaalde soort, dan is blijkbaar het soortspecifieke habitat aanwezig binnen dat biotoop. Tegenwoordig, en met name onder invloed van de Engelse literatuur en de Europese regelgeving (bijvoorbeeld de term 'Habitats Directive'), wordt de term habitat vaak gebruikt als synoniem voor biotoop. Dit kan echter tot verwarring leiden, bijvoorbeeld wanneer het habitat van een soort zich uitstrekt over verschillende biotopen.

Een **niche** van een soort komt overeen met de op leefcondities gerichte definitie van habitat. Volgens Begon *et al.* (1996) is "niche" een abstract begrip dat het geheel aan grenzen omvat, voor alle belangrijke milieufactoren, waarbinnen de individuen van een soort kunnen overleven, groeien en zich kunnen voortplanten (ofwel een n-dimensionaal hypervolume volgens Hutchinson).

Dit geeft aan dat in de Nederlandse literatuur eigenlijk sprake zou moeten zijn van een lokaal **ecosysteemonderdeel** dat verschillende **biotopen** bevat die al of niet onderdelen herbergen van het **habitat** van een soort. In Engelstalige landen is eerder sprake van een lokaal **ecosysteemonderdeel** dat verschillende **habitats** bevat die onderdelen bevatten van de **niche** van een soort. De laatste Engelstalige interpretatie zoals die hier is weergegeven komt overeen met de definities van deze begrippen zoals deze worden gegeven in de Europese richtlijnen (zie: <http://glossary.eea.eu.int/EEAGlossary/searchTerms>).

Mede omdat door de Habitatrictlijn de invloed van deze formulering op het Europese taalgebruik erg belangrijk is zullen we hieronder de uitgaan van de volgorde: **ecosysteemonderdeel (of ecosysteem), habitat, niche**.

3 Relatie tot (inter-)nationale afspraken en regelgeving

3.1 Achtergrond

Het Biodiversiteitsverdrag (*Convention on Biological Diversity* CBD); Rio de Janeiro 1992) is een internationaal verdrag dat verdragspartijen richtlijnen geeft voor maatregelen die moeten leiden tot behoud en duurzaam gebruik van biodiversiteit (Art. 1). Het CBD kent onder meer werkprogramma's voor verschillende ecosystemen: bossen, zeeën, kusten en mariene wetlands, zoetwaterecosystemen, woestijnen, savannes en steppen en landbouwgebieden. Toevoegingen aan de oorspronkelijke doelen en het uitwerken van praktische richtlijnen om de hoofddoelen na te streven worden geformuleerd tijdens de zogenaamde Conferenties van Partijen (*Conferences of Parties*; COP's). De SBSTTA (*Subsidiary Body on Scientific, Technical and Technological Advice*) is daarbij het adviesorgaan van de COP's en levert de facto besluiten op van de COP's. Tijdens COP-7 (9-20 februari 2004 in Kuala Lumpur) is overeenstemming bereikt over mondiaal toepasbare indicatoren voor de status van biodiversiteit (Tabel 2).

Tabel 2. Mondiaal voorgestelde indicatoren voor de status van de biodiversiteit (UNEP/CBD/SBSTTA/9/INF/7)

niveau	Indicator	Aggre- gatie	referentiejaar
Soort	Rode lijst		-
Soort	Trends in abundantie		1990-2000
Soort	Rode lijst indicator	ja	-
Soortgroep	Trend index		1990-2000/zover mogelijk terug
Genetica	Genetische diversiteit in de landbouw		1990-2000
Ecosysteem	Oppervlakte		1990-2000
Ecosysteem	Kwaliteit		1990-2000
Ecosysteem	Natuurwaarde (Natural Capital Index)	ja	-
Gemeenschap	Trofische integriteit van ecosystemen		ideaal

Op grond van het CBD en de besluiten van de COP's kunnen de volgende eisen worden afgeleid die aan het Nederlandse beleid kunnen worden gesteld:

CBD:

- Een significante reductie van het tempo van verlies van biodiversiteit (streefjaar 2010; Art. VI/26)
- Het identificeren en monitoren van componenten van biodiversiteit en processen en activiteiten die een (waarschijnlijk) negatief effect hebben op het behoud en duurzame gebruik van biodiversiteit (Art. 7)
- Het introduceren van afdoende procedures voor het voorkómen en verminderen van negatieve effecten op de biodiversiteit (Art. 14)
- Het faciliteren van de uitwisseling van informatie voor behoud en duurzaam gebruik van biodiversiteit (Art. 17)

COP's:

- Het identificeren op een kosteneffectieve manier van indicatoren voor biodiversiteit (COP 3/10)
- Het ontwikkelen van een meetnet om de biodiversiteit te volgen met behulp van indicatoren. Dit hoeft niet perfect te zijn, maar moet in de loop der jaren stapsgewijs verbeterd worden (COP 5/7)
- De overweging om indicatoren te ontwikkelen voor ieder biodiversiteitsthema, gegroepeerd als DPSIR (drive, pressure, state, impact, response): drijvende kracht achter biodiversiteitsveranderingen, druk op biodiversiteit, status van biodiversiteit, gevolg van die status op ecosystemen (COP 6/20)

3.2 Vogelrichtlijn en Habitatrichtlijn

In de lidstaten van de Europese Unie wordt aan een select aantal gebieden een Europese beschermingsstatus toegekend. Het netwerk van reservaten dat hiervan de resultante is, dient garant te staan voor het behoud van de biodiversiteit binnen Europa (NATURA 2000; Schaminée & Hennekens 2001; Schaminée 2002). Er worden in afzonderlijke regelingen belangrijke 'vogelgebieden' dan wel belangrijke 'habitatgebieden' aangewezen. De habitatgebieden worden vastgesteld op basis van het voorkomen van bijzondere levensgemeenschappen en bedreigde soorten voor zover het geen vogels betreft. De bijzondere levensgemeenschappen en bedreigde soorten staan vermeld in twee bijlagen van de Habitatrichtlijn. Voor de Vogelrichtlijn en Habitatrichtlijn is in Nederland een groot aantal te beschermen gebieden aangewezen.

In 2005 moet een Pan Europees Ecologisch Netwerk (PEEN) gereed zijn bestaande uit kerngebieden, corridors en bufferzones. Het PEEN omvat gebieden in landen in zowel West als Oost Europa. Voor een belangrijk deel maakt PEEN gebruik van het EMERALD netwerk, dat is opgezet als een integratie van de Areas of Special Conservation Interest (ASCI's) van de Bern Conventie en van het netwerk van Special Areas of Conservation (SAC's) dat samenhangt met de Vogel- en Habitatrichtlijn (met als titel Natura 2000). Een belangrijk doel vormt het behoud van de biodiversiteit in Europa. Deze netwerken vormen de spil van natuur- en biodiversiteitsbeleid in de betreffende landen en op Europees niveau.

3.3 Kaderrichtlijn Water (KRW)

Als EU-lidstaat moet Nederland zijn doelstellingen voor de waterkwaliteit halen (streefjaar 2015). Deze taak is gesanctioneerd. Hetzelfde geldt voor het bijbehorende monitoringnetwerk (streefjaar 2006). Er worden hierbij twee maatlaten gehanteerd: de maatlat natuurwater (maximaal ecologisch haalbare) en de maatlat niet-natuurwater (goede ecologische toestand). De schaal van de maatlat is gebaseerd op de afwijking van de referentie en kent respectievelijk een lichte en een grotere afwijking. Voor de Kaderrichtlijn Water bestaan EU-normen voor processen en waterkwaliteit, maar niet voor in water voorkomende soorten, of voor de diversiteit

van soorten in water. Het binnen de richtlijn door Nederland te ontwerpen Natuurwatermonitoringnetwerk (streefjaar 2004) zal waarschijnlijk volgens één van de hierboven aangegeven twee hoofdlijnen worden opgezet.

3.4 Beleidsprogramma Biodiversiteit Internationaal

Nederland kent een Beleidsprogramma Biodiversiteit Internationaal (BBI; Ministerie van LNV, 2003). Het BBI groepeerde de verschillende beleidsvoornemens en vertaalt de doelen, die Nederland zich voor de periode 2002-2006 heeft gesteld op het gebied van biodiversiteit in het buitenland naar concrete stappen. Het kader vormde de uitgangspunten van het Biodiversiteitsverdrag. Er worden drie prioritaire programmaonderdelen onderscheiden:

1. het versterken van beschermde gebieden, bufferzones en andere elementen van ecologische netwerken;
2. het verduurzamen van het gebruik van biodiversiteit, met speciale aandacht voor agrobiodiversiteit;
3. het verminderen van negatieve effecten van Nederlands handelen op de biodiversiteit in het buitenland.

Het BBI stelt in hoofdstuk 4.5 p. 44 dat het voor de vormgeving van het (internationaal) beleid essentieel is inzicht te hebben in de toestand van de biodiversiteit en de trends (diagnose), alsmede in de wijze waarop beleid effect zal sorteren (prognose). In verband met het laatstgenoemde aspect stelt het BBI dat "...Speciale aandacht nodig is voor datamanagement en de verzameling van basisgegevens..." (Ministerie van LNV 2003, par. 4.5).

3.5 European Platform for Biodiversity Research Strategy (EPBRS)

Het European Platform for Biodiversity Research Strategy (EPBRS) heeft als doel de effectiviteit en relevantie van biodiversiteitonderzoek en beleid te ondersteunen. Bij de organisatie zijn 11 Europese staten aangesloten die ieder hun eigen biodiversiteitplatform hebben: België, Duitsland, Groot-Brittannië, Ierland, Finland, Frankrijk, Oostenrijk, Slovenië, Spanje, Zweden en Zwitserland. Binnen de nationale platforms zijn alle betrokken partijen verenigd zoals beleid, onderzoeksinstituten en zogeheten Particuliere Gegevensbeherende Organisaties (PGO's).

3.6 Voorbeelden van biodiversiteitmonitoring in het buitenland

België

België kent een tweejaarlijkse rapportage op het gebied van biodiversiteit (Dumortier et al. 2003). Het Belgische meetnet voor soorten is op hoofdlijnen identiek aan het Nederlandse NEM. Het omvat een beperkt aantal soortgroepen met de nadruk op "aandachtsoorten" (113 soorten, voornamelijk vogels, vaatplanten, aangevuld met zoogdieren, libellen, vlinders, reptielen en amfibieën, een paar vedermuggen,

borstelwormen en tweekleppigen. Dit komt neer op minder dan 4% van het totale bekende aantal soorten in België van 36.300 soorten (zonder bacteriën en blauwalgen; Peeters et al. 2003)). Het Belgische meetnet betreft, net als het Nederlandse NEM, een signalerende monitoring. De oorzaken van voor- en achteruitgang van de gemonitorde soorten worden niet gemeten, wat vertaling van trends in oorzaken verhindert. Er bestaat in België geen coherent systeem (bijvoorbeeld nationale database, centrale coördinatie voor het verzamelen van data) om veranderingen in de biodiversiteit te meten.

Duitsland

Ook in Duitsland beperkt men zich voornamelijk tot het meten van "aaiibare" soorten (hogere planten, paddestoelen, zoogdieren, vogels, reptielen, amfibieën en enkele insectenordes). Verspreidingsdata worden verzameld door vrijwilligers van de NABU in een samenwerkingsverband tussen PGO's, Bondslanden en rijksoverheid. Op nationaal niveau loopt een proef waarbij de landschappelijke kwaliteit van ecosystemen wordt gemonitord door op een aantal willekeurig geselecteerde observatielocaties waarnemingen te doen aan abiotische factoren, ruimtelijke ontwikkeling, en populatietrends van planten en dieren (Rode-lijst-benadering).

3.7 Conclusie over de meetnetten voor biodiversiteit in internationaal perspectief.

De huidige monitoring van de biodiversiteit in Europese landen is onvoldoende (Daniels & Dorset 2000). Er zijn zeer weinig initiatieven die inzicht geven in het proces en de effectiviteit van de monitoring en de selectie van indicatoren.

Delbaere (2002) geeft een wereldwijd overzicht van initiatieven voor de ontwikkeling van biodiversiteitindicatoren en indexen. Er bestaat een overweldigende variëteit van 655 indicatoren en indexen voor het meten van aspecten van biodiversiteit op nationale, internationale en wereldschaal. Ongeveer 60% van de indicatoren heeft een directe connectie met het meten van biodiversiteit (natuurbescherming), de overige indicatoren meten factoren die de biodiversiteit beïnvloeden zoals stedelijke ontwikkeling, infrastructuur, handel, bosbouw etc. Internationaal wordt slechts een beperkt aantal soortgroepen gemeten (veelal vertebraten, sleutelsoorten, Rode-lijstsoorten) waarbij weinig zicht op de oorzaken van de achter- of vooruitgang van de biodiversiteit wordt verkregen. Gezien de complexiteit van de Europese doelstelling om biodiversiteit te monitoren in Europa concludeert Delbaere (2000) dat een twee-weg-benadering noodzakelijk is: selecteer indicatoren voor de korte termijn (hoe imperfect ze ook zijn) en zet in op de ontwikkeling van fijngevoelige indicatoren voor langetermijngebruik.

Conform het CBD (Rio 1992) zou Nederland als verdragspartij moeten nastreven haar biodiversiteit van door het verdrag genoemde soorten en ecosystemen te behouden. Het CBD spoort partijen (veelal landen) aan om relevante soorten te monitoren (CBD, article 7) en inzicht te krijgen in maatschappelijke/economische processen die de biodiversiteit negatief beïnvloeden. Tot op heden wordt zowel internationaal als in Nederland echter slechts een zeer beperkt deel van de

biodiversiteit gemonitord. Op de beperkte soortendekking bij monitoring wordt in het volgende hoofdstuk nader ingegaan.

4 Geven de huidige evaluatie- en monitoringsinspanningen inzicht in de Nederlandse soortdiversiteit en de mate van duurzame instandhouding hiervan?

Aan de in § 1.1. gepresenteerde beleidsdoelstellingen en onderzoeksvragen, kunnen verschillende concrete doelen worden ontleend voor het nationale beleid:

- de volledige inrichting van de EHS, realisatie van vereiste milieucondities en waarborging van het duurzame beheer van gebieden en soorten (streefjaar 2018)
- in 2020 moeten voor alle in 1982 in Nederland van nature voorkomende soorten en populaties de condities voor instandhouding duurzaam aanwezig zijn (streefjaar 2020)
- de realisatie van een samenhangend geheel van meetnetten voor biodiversiteit, kwaliteit van de EHS, landschap en de wijze waarop natuur en landschap de maatschappelijk gewenste functie vervullen (streefjaar 2005).

Meetnetten moeten hierbij het basismateriaal leveren voor evaluatie en aanpassing van het beleid. Het Nederlandse populatie-monitoring-onderzoek werd in de meeste gevallen gestart na 1990. Slechts voor enkele groepen, zoals planten, dagvlinders, herpetofauna, vogels en zoogdieren zijn verspreidings- en/of populatiegegevens voorhanden van rond 1982. Dit bemoeilijkt de algemene bruikbaarheid van dit jaar als referentie. Voor alle andere groepen bestaan de waarnemingen vaak uit losse verspreidingsgegevens ('meldingen'), die in enkele gevallen teruggaan tot de vorige eeuw. Kennis over de verspreiding van doel-, Habitatrichtlijn- en Rode-lijst-soorten is voor alle soortgroepen behalve vogels beperkt en niet actueel (Vogel 2002, Wiertz et al. in voorbereiding).

Op basis van een groot aantal internationale initiatieven zijn verschillende instanties in Nederland actief op het vlak van het signaleren en rapporteren van veranderingen in biodiversiteit. Het beantwoorden van de vraag of de huidige monitoringsinspanningen inzicht geven in de Nederlandse soortdiversiteit en in de mate van duurzame instandhouding daarvan, vraagt om een helder overzicht van alle betrokken partijen. Daarom geven we een beknopt relatiediagram van relevante (categorieën) afspraken en actoren (zie onderstaand overzicht en Fig. 1). De cijfers die in onderstaand overzicht tussen haakjes bij de verschillende (categorieën) afspraken en actoren staan, corresponderen met de cijfers in Figuur 1. De in de Figuur 1 aangegeven categorieën 1 en 2 worden hier niet nader besproken, omdat er bij de internationale regelgeving in het vorige hoofdstuk bij werd stilgestaan.

Nadat op basis van Figuur 1 een overzicht op hoofdlijnen is gegeven van de relaties tussen de partijen die betrokken zijn bij het monitoren van soortdiversiteit en biodiversiteit in Nederland, worden in hoofdstuk 4.1 t/m 4.4 de activiteiten beschreven van de verschillende partijen, gevolgd door een evaluatie van de mate

waarin de activiteiten overeenkomen met het doel een beeld te krijgen van de gehele Nederlandse soortdiversiteit.

(1) Internationale verdragen en richtlijnen

Het ministerie van LNV (6) ziet (mede) toe op de uitvoering door Nederland van genoemde internationale en nationale verdragen.

1968 UNESCO Biosphere Conference
1971 MAB Unesco Man and Biosphere
1971 RAMSAR
1973 CITES
1979 Conventie van Bern
1979 Conventie van Bonn
1979 Europese Vogelrichtlijn
1992 Europese Habitatrichtlijn (PEEN, Natura 2000, Emerald 12)
1992 Convention on Biological Diversity (CBD)
1995 Sevilla strategy for biosphere reserves
2000 Kaderrichtlijn water

(2) Nota's rijksoverheid

De Nederlandse overheid verwerkt internationale wetgeving en nationale wensen in het nationale beleid.

1989 Natuurbeleidsplan
1990 Overlevingsplan Bos en Natuur (13)
1991 RTR Regeringsstandpunt Tropisch Regenwoud
2000 Natuur voor mensen, mensen voor natuur (NvM)
2001 NMP4
2004 "Vitaal en Samen" (LNV-nota)
2004 Nota Ruimte (LNV, VROM, VenW en EZ)

(3) LNV

Het Ministerie voor Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit bepaald (mede) beleid, wet- en regelgeving (4) op het gebied van EHS (11), biodiversiteit (13), gegevensvoorziening, etc. en subsidieert (mede) de partijen die zorg dragen voor de uitvoering van het beleid.

(5) MNP

Het MNP rapporteert over de toestand van de natuur in Nederland via de Natuurbalans, Natuurverkenningen en het Natuurcompendium. Deze producten vormen weer een input voor het beleid van LNV, zoals de uitvoering van de EHS (10), effectgerichte maatregelen EGM en het OBN (12). Het MNP wordt door LNV aangestuurd via de Kaderbrief.

(6) RWS, VROM en Provincies

Partijen die van het NEM gebruik maken en hieraan soms ook gegevens leveren.

(7) NEM (betreft populatietrendgegevens)

In het NEM participeren de volgende publieke organisaties: LNV (DN, EC-LNV), VROM (RIVM/MNP), V&W (RIZA, RIKZ, DWW), CBS, provincies.

Het EC-LNV maakt in het NEM namens LNV (DN) mede de afspraken met de PGO's over gegevensleveranties tbv het NEM. De gegevens voor het NEM komen - op contractbasis - direct van de afzonderlijke PGO's. De gegevens van de afzonderlijke PGO's worden door het CBS op kwaliteit gecontroleerd, verwerkt en vervolgens - al dan niet als halffabrikaat - doorgeleverd aan o.a. MNP of rechtstreeks gepubliceerd (Natuurstatistieken)

(8) PGO's en VOFF

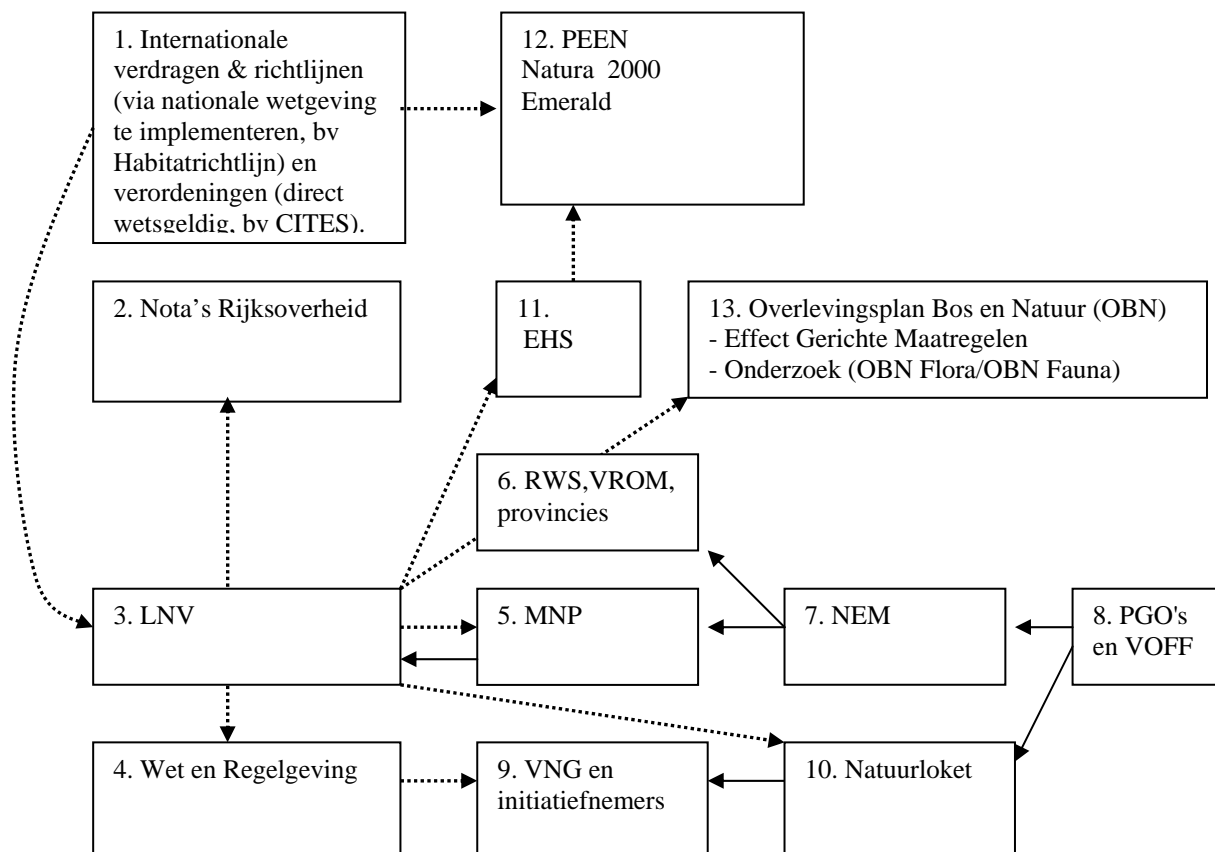
Nederland kent een groot aantal Particuliere Gegevensbeherende Organisaties (PGO's). Een toelichting van hun doelen en activiteiten geven de verschillende PGO's op hun websites, die eenvoudig te bereiken zijn via de site van de De Vereniging Onderzoek Flora en Fauna (VOFF). De VOFF verricht coördinerende activiteiten en belangenbehartiging voor 12 samenwerkende PGO's : SOVON, RAVON, KNNV (BLWG), VZZ, Vlinderstichting, NMV, FLORON, Tinea, EIS-Nederland, NEV, Loopkeverstichting, Anemoon.

(9) Vereniging Nederlandse Gemeenten

Deze werkt als overkoepelend orgaan voor bepaalde belangen van de Nederlandse gemeenten

(10) Natuurloket (verspreidingsgegevens tbv derden)

LNV en VOFF hebben het Natuurloket opgericht. Individuele PGO's leveren via de VOFF actuele verspreidingsgegevens aan de metadatabase van het Natuurloket. De database met verspreidingsgegevens kan - veelal pas tegen betaling - worden geraadpleegd door derden (initiatiefnemers). De VOFF fungeert als tussenloket bij het vertalen van vragen aan het Natuurloket naar de PGO's. De Vereniging van Nederlandse Gemeenten (VNG) is de grootste afnemer van gegevens. De database wordt i.h.a. niet door LNV geraadpleegd. LNV financierde tot dusver diverse verspreidingsgegevens (waaronder *updates* van de metadatabase) op ad-hoc-basis.



Figuur 1. Overzicht betrokken partijen en relaties die een rol spelen in het behoud en de monitoring van de biodiversiteit. Doorgetrokken lijnen: data; Gestippelde lijnen: Invloed

4.1 EHS, Doelsoorten en Natuurdoeltypen

Nederland heeft de nationale biodiversiteitdoelstellingen tot nu toe vooral geconcretiseerd door de aandacht te richten op de EHS en een selectie van specifieke soorten: een systeem van doelsoorten, gekoppeld aan typen ecosystemen (Van der Zande & Hoogeveen 1995). De doelsoorten zijn geselecteerd op grond van drie criteria (ITZ-benadering; Siepel et al. 1993a;b):

1. 'T' - criterium: internationaal gezien heeft Nederland een relatief grote verantwoordelijkheid voor de soort;
2. 'T'- criterium: de soort vertoont in Nederland een dalende trend;
3. 'Z'- criterium: de soort is in Nederland zeldzaam. Je kunt dus ook IT, IZ, TZ en ITZ-soorten hebben.

Om de veiligheid van de natuurlijke habitats van doelsoorten te waarborgen werd een systeem van ruim 100 Natuurdoeltypen ontwikkeld met toetsbare doelstellingen voor natuurterreinen (Bal et al. 2001). Er zijn vier categorieën Natuurdoeltypen (niet te verwarren met de natuurtypen van de Natuurgraadmeter van het MNP) onderscheiden op basis van doelsoorten, abiotische condities (toleranties van

plantensoorten, oppervlakte indicaties bij diersoorten), ruimtelijke randvoorwaarden en beheer. Aan de gekozen vegetatie-eenheden (relatie met habitattypen) zijn relevante dierlijke doelsoorten toebedeeld. Deze manier van bescherming gaat impliciet uit van de veronderstelling dat de doelsoorten afdoende graadmeters zijn voor de kwaliteit van het ecosysteem en dat, wanneer de doelsoorten goed zijn beschermd, dit ook geldt voor de rest van de biodiversiteit.

Omdat voor de overige soorten gegevens van trends en verspreiding ontbreken, zijn alleen inheemse zoogdieren, vogels, reptielen, amfibieën, dagvlinders, libellen, vissen, kreeftachtigen groter dan vijf cm en stekelhuidigen aangemerkt als doelsoorten. De doelsoorten hebben vaak een beperkte verspreiding en abundantie, waardoor ze slecht meetbaar zijn. Het voortbestaan van deze soorten dient gewaarborgd te worden binnen de EHS. De indeling in natuurdoeltypen is ook opgezet voor een evaluatie van de doelstelling voor de EHS. Er is echter geen methode ontwikkeld om de realisering van dit doel te toetsen.

Mede omdat er ook veel doelsoorten grotendeels buiten de EHS leven, kan met de EHS alleen niet de bescherming en instandhouding van de doelsoorten worden gewaarborgd. Mede daarom is er aanvullend soortenbeleid (Meerjarenprogramma Uitvoering Soortenbeleid 2000-2004). Het is onduidelijk in hoeverre de doelsoorten representatief zijn voor de totale soortdiversiteit in Nederland. Deze vraag hangt direct samen met de vraag in hoeverre de gekozen doelsoorten representatief zijn voor alle soorten in het betreffende natuurdoeltype.

4.2 Programma Beheer en Overlevingsplan Bos en Natuur (OBN)

De rijksoverheid stimuleert en stuurt via het Programma Beheer de aanleg van nieuwe natuur en het beheer van nieuwe en bestaande natuur door particulieren, agrariërs en terreinbeherende organisaties. Via het programma worden subsidies gegeven voor natuurbeheer, voor agrarisch natuurbeheer en voor samenwerkingsinitiatieven (website Raad voor het landelijk gebied). Naast deze algemene subsidies is er in het kader van het OBN geld beschikbaar voor bijzondere projecten om gerichte maatregelen te kunnen toepassen in situaties waar vermessing, verdroging of verzuring leiden tot acute overlevingsproblemen van zeldzame biotopen en de daarin voorkomende zeldzame soorten dieren en planten. Het OBN functioneert op basis van twee adviescommissies, het deskundigenteam Flora en het deskundigenteam Fauna. In principe toetsen deze commissies de plannen voor en effectiviteit van ingrepen. Van een degelijke evaluatie is op dit moment slechts sprake binnen het faunagedeelte van het Overlevingsplan Bos en Natuur (OBN-fauna). De projecten van het faunateam omvatten de volgende bijzondere en kwetsbare ecosystemen: zwak gebufferde wateren en hun oevers, natte en droge heide, stuifzand en schraalgraslanden (Nobel et al. 2002). In de jaren 1990 werden op verschillende locaties maatregelen uitgevoerd om negatieve effecten van vermessing, verzuring en verdroging tegen te gaan. De effecten op de fauna worden gemonitord door partijen betrokken bij het OBN deskundigenteam, o.a. Alterra en Stichting Bargerveen, volgens een standaard meetprotocol. De selectie van soortgroepen gebruikt bij onderzoek is gebaseerd op 3 criteria:

1. groepen die verschillen in de schaal waarop ze van het landschap gebruik maken voor het doorlopen van hun levenscyclus;
2. groepen die verschillen in de mate van substraatgebruik van de ruimte voor het doorlopen van hun levenscyclus (water, bodem, vegetatie, lucht);
3. groepen waarvan verspreiding, status, en ecologie het best bekend is en waarvoor standaard monitoringmethoden ontwikkeld zijn.

De soortgroepen die het best voldoen aan deze drie criteria worden het meest intensief bij het onderzoek naar effecten betrokken, nl: amfibieën, broedvogels, dagvlinders, hommels, libellen, loopkevers, reptielen, sprinkhanen en watermacrofauna. In het eerste jaar (2001) werden vanwege een late start alleen amfibieën, dagvlinders, libellen, reptielen en sprinkhanen gemeten. Het OBN-onderzoek op de verschillende locaties kampt met een aantal problemen die een gedegen evaluatie van de effectiviteit van de maatregelen voorlopig in de weg staan:

- de uitgangssituatie wordt niet standaard vastgelegd;
- maatregelen gericht op vegetatie en abiotiek worden niet vooraf en achteraf getoetst op effecten op de fauna;
- metingen staan los van het huidige NEM;
- er is geen centraal beheerde database omtrent beheermaatregelen en te monitoren soortgroepen;
- er zijn geen heldere selectiecriteria voor gebieden;
- er is voorafgaand aan de selectie van te monitoren soortgroepen geen zicht op ecologische responsen in relatie tot uitgevoerde maatregelen.

4.3 Milieu- en Natuurplanbureau MNP en de Graadmeter Natuurwaarde

Het MNP rapporteert via de Natuurbalans, het Natuurcompendium en de vierjaarlijkse Natuurverkenningen (MNP & CBS 2003; RIVM et al. div.). Het MNP richt zich in zijn rapportages op de volgende aandachtsvelden:

- Trends in de toestand van natuur (biodiversiteit) en landschap (herkenbaarheid / identiteit);
- Gebruik van natuur en landschap (afweging economie/ecologie, gebruik door sectoren, functiecombinaties);
- Omgevingsfactoren (beïnvloeding van natuur en landschap door maatschappelijke activiteiten via drukfactoren milieu, water, ruimte en beheer);
- Sociale en maatschappelijke aspecten (draagvlak, beleving, bestuurlijke doorwerking).

Om de toestand van ecosystemen te meten worden graadmeters ("meetlatten") gebruikt. Het doel van graadmeters is om beleidsdoelen te formuleren of concretiseren en om te signaleren of te evalueren of die beleidsdoelen gerealiseerd worden (LNV 2002; LNV 2003; Bisseling et al. 1999). Graadmeters kunnen bestaan uit soorten (aantallen en abundantie) of conditionele variabelen (milieu- of ruimtelijke factoren). Het Milieu- en Natuurplanbureau maakt gebruik van diverse graadmeters om het beleid van informatie te voorzien over de ontwikkeling van de Nederlandse natuur:

- Soortgroep trend index (STI);
- Rode-lijst-indicator;
- EHS doelgraadmeter;
- Graadmeter Natuurwaarde.

Omdat deze voor een deel ook zicht geven op veranderingen in de Nederlandse soortdiversiteit zullen we hieronder iets uitgebreider ingaan op de Soortgroep trend index en de Graadmeter Natuurwaarde.

De Soortgroep Trend Index (STI)

In het Natuurcompendium 2003 wordt de STI als volgt aangeduid: De STI betreft de gemiddelde index (indexwaarde 1950 = 100 voor elke soort) van broedvogels en dagvlinders die ofwel op de Rode Lijsten voorkomen ofwel kenmerkend zijn voor de duinen. De waarde laat zien wat de globale trend is die alle soorten per groep samen vertonen. Hieruit blijkt bijvoorbeeld, dat broedvogels en dagvlinders in de duinen langzaam maar gestaag afnemen.

In principe kan een STI inzicht geven in veranderingen in de totale biodiversiteit van een bepaald gebied. Hiervoor is wel nodig dat het aantal soorten dat binnen een groep wordt gemonitord zo groot is dat deze steekproef representatief is voor alle soorten in de groep.

De Graadmeter Natuurwaarde

Het technisch ontwerp van de Graadmeter Natuurwaarde (Ten Brink et al. 2001; 2002; Wiertz et al. in prep.) is ontwikkeld met behulp van de inbreng van diverse PGO's, instituten en onderzoeksbureaus. De graadmeter is niet direct gekoppeld aan beleidsdoelen en is niet opgezet voor de evaluatie van het EHS-doel.

De Graadmeter Natuurwaarde signaleert de toe- of afname van de biodiversiteit t.o.v. een ongestoorde of potentieel mogelijke natuurlijke toestand, uitgedrukt in de maat 'oppervlakte * kwaliteit' van ecosysteemtypen. De kwaliteit van een ecosysteem wordt uitgedrukt in het relatieve aantal soorten dat in het jaar van meting binnen dat systeem voorkomt, ten opzichte van een schatting van het aantal soorten in een theoretische 'ongestoorde toestand' bijvoorbeeld de situatie in 1900 of 1950. Op grond van onderstaande criteria zijn 980 planten- en diersoorten opgenomen in de Graadmeter Natuurwaarde. De gebruikte selectiecriteria zijn:

1. kennis (autecologie en dosis-effectrelaties) en referentiedata;
2. relevantie voor het beleid;
3. relevantie voor ecosystemen;
4. meetbaarheid;
5. modellerbaarheid;
6. representativiteit voor het ecosysteem;
7. representativiteit voor milieuthema's;
8. gevoeligheid;
9. robuustheid.

Omdat een groot deel van deze criteria overeenkomt met de voorwaarden die het NEM aan zijn soorten stelt, vallen veel soorten samen met de lijst die het NEM gebruikt.

De Graadmeter Natuurwaarde is gericht op 27 deelgebieden, de *Natuurtypen* (niet te verwarren met Natuurdoeltypen, zie hierboven).

De graadmeter geeft daarmee informatie op landelijke en regionale schaal. Ook de gebiedskeus is hoge mate beïnvloed door het NEM. Natuurtypen werden geselecteerd op basis van 7 criteria:

1. relevantie voor het beleid;
2. herkenbaarheid voor en communiceerbaarheid met het publiek;
3. eenheid in het voorkomen van soorten;
4. eenheid in geomorfologie, hydrologie, bodem, milieudrukgevoeligheid;
5. qua omvang zo klein mogelijk;
6. op korte termijn moet er een betaalbaar meetnet zijn m.b.t. areaal en kwaliteit;
7. op korte termijn moeten referentiewaarden beschikbaar zijn.

Deze indirecte benadering op basis van soorten die karacteristiek worden geacht voor de verschillende natuurtypen houdt het risico in, dat andere soorten aan de aandacht ontsnappen. Er kunnen dan ook geen uitspraken worden gedaan over het totale aantal of percentage bedreigde soorten in de natuurtypen.

Kanttekening

De vraag is of de geselecteerde soorten wel aan de 9 gestelde selectiecriteria voldoen en of de groep geselecteerde organismen wel representatief is voor een natuurtype. Als voorbeeld kiezen we twee willekeurige Natuurtypen en de daarbij geselecteerde zoogdiersoorten namelijk:

- laagveengebied moeras, 4 soorten: bever, otter, edelhert, wild zwijn;
- laagveengebied bos, 4 soorten: boommarter, edelhert, lynx, wild zwijn.

Zoals we hierna uiteen zetten, kunnen de bovengenoemde vragen op basis van deze voorbeelden ontkennend worden beantwoord.

De bever kwam rond 1950 niet voor in Nederland. De soort was rond 1820 uitgestorven in Nederland en is in 1988 opnieuw geïntroduceerd in de Biesbosch. De oorspronkelijke verspreiding van de bever beperkte zich vermoedelijk tot wilgenbossen langs het rivierengebied en beken op de Pleistocene zandgronden, met uitzondering van de Veluwe.

Otters kwamen rond 1950 vooral voor in laagveenmoerassen, het rivierengebied, en in Limburg en Noord-Brabant. Oorspronkelijk kwamen ze echter door heel Nederland voor waar water met voldoende dekking aanwezig was (laagveen, zeekleigebied, rivierengebied en beken).

Edelherten kwamen rond 1950 uitsluitend op de Veluwe voor. Op basis van archeologisch onderzoek kan echter worden aangenomen dat edelherten oorspronkelijk vooral in het rivierengebied voorkwamen.

Het wilde zwijn kwam rond 1950 voor in bosgebieden door heel Nederland. Bijvoorbeeld in de bossen rond het Friese Appelscha, het Zeeuwse Schouwen en Voorne, Twente, Limburg en Noord-Brabant. Tegenwoordig wordt de soort kunstmatig in stand gehouden en uitsluitend getolereerd in twee gebieden (Veluwe en Meinweggebied).

Boommarters kwamen rond 1950 voor op de Veluwe, Liemers, Achterhoek Fries-Drentse Woudengebied en Noord-Brabant. Over de verspreiding door de eeuwen heen is weinig bekend, maar de soort kan zowel in bosgebieden met voldoende oude bomen als in open landschap worden aangetroffen (veengebieden).

De lynx kwam rond 1950 niet in Nederland voor. Over de historische verspreiding van de soort is weinig bekend. Het is zelfs niet zeker dat de soort ooit in Nederland voorkwam. Lynxen komen vooral in gebieden voor met oud bos met een goed ontwikkelde ondergroei, maar ook in open gebied waaronder cultuurlandschap met voldoende kleine bosjes.

De geselecteerde soorten voldoen dus niet aan een of meer van de 9 criteria: referentiedata van rond 1950 in relevante gebieden ontbreken voor veel soorten, veel soorten zijn niet goed meetbaar (lynx, otter, boommarter) en/of ze zijn niet representatief voor het betreffende ecosysteem. Overigens gaat dit niet alleen op voor zoogdieren. Ook voor andere geselecteerde soorten, bijvoorbeeld de hogere planten ontbreken de referenties voor laagveengebied-bos.

Naast het gegeven dat de selecties niet conform de 9 criteria zijn gemaakt, voldoen de criteria ook niet aan het meten van de Nederlandse soortdiversiteit. Ze bouwen voort op de lopende meetnetten en gaan voorbij aan de biodiversiteit in brede zin. In de doelstelling van het Technisch Ontwerp Natuurwaarde 1.0 (ten Brink et al. 2002) wordt gesteld dat graadmeterontwikkeling een werkveld is op het snijvlak van wetenschap en beleid. De gemaakte keuzes worden dan ook niet wetenschappelijk gestaafd maar zijn gebaseerd op pragmatische, operationele overwegingen en vanwege de aansluiting bij het beleid. Het is dan ook niet verrassend dat gekozen is voor een fractie van de biodiversiteit op basis van karakteristieke soorten, doelsoorten en lopende meetnetten. Hogere planten, vogels, dagvlinders en reptielen zijn de enige groepen die op basis van 'expert judgement' voldoen aan de selectiecriteria. Deze vormen slechts een zeer klein deel van de totale biodiversiteit. Omdat niet duidelijk is wat de relatie is tussen de gekozen soorten en alle overige soorten in de habitats, is niet duidelijk hoe de uitkomst van de natuurgraadmeter zich verhoudt tot de complete biodiversiteit.

Conclusies Graadmeter Natuurwaarde

- Het eindresultaat van de gekozen indeling in Natuurtypen sluit in principe aan op de gekozen gebiedsindeling van de Natuurdoeltypen, Natuurtypen van NvM en naar verwachting op de door ons voorgestelde bioblokken (zie onder).
- De huidige selectie van soorten voldoet echter in meerdere gevallen niet aan een of meer van de 9 selectiecriteria (zie bovenstaande voorbeelden voor zoogdieren).
- De soorten zijn ook niet altijd representatief voor Natuurtypen.
- Er bestaat onduidelijkheid in hoeverre de keuze van kenmerkende soorten in een natuurtype representatief kan zijn voor de totale soortdiversiteit. Per natuurtype zijn de planten, vogels en zoogdieren het best vertegenwoordigd. Vooral van planten omvatten de lijsten honderden soorten, waardoor planten vrij zwaar oververtegenwoordigd zijn. Ongewervelden worden alleen meegenomen in aquatische typen; voor terrestrische typen worden alleen

dagvlinders meegenomen. Ten opzichte van de ongeveer 24.000 bekende soorten ongewervelden, zijn de terrestrische arthropoden dus sterk ondervertegenwoordigd in de GNW. Dit betekent dat er geen zekerheid bestaat of evaluatie van NvM-doelstelling taak 8 (Groots Natuurlijk) mogelijk is op basis van de GNW. De graadmeter veronderstelt ten onrechte dat met het monitoren van de geselecteerde soorten de totale biodiversiteit wordt bestreken (zie de discussie in hoofdstuk 6.1 over het gebruik van representatieve soorten binnen en tussen ordes).

- De Natuurwaarde signaleert weliswaar, maar geeft geen inzicht in de achterliggende oorzaken van voor- of achteruitgang van soorten. Daarmee geeft de Natuurwaarde niet aan welk type maatregelen eventueel genomen zouden kunnen worden om wat aan de gesignaleerde veranderingen te doen.
- De gekozen soorten voldoen slecht aan het criterium representativiteit voor milieuthema's (klimaat, verstoring versnippering etc) en de gevoeligheid is matig (bijvoorbeeld laagveengebied-bos).
- Veel soortensets van Natuurtypen zijn niet robuust genoeg voor een goede representatie van de soorten in de gekozen natuurtypen (geldt vooral voor zoute wateren (bijvoorbeeld 10 soorten voor de hele Waddenzee).
- Diersoorten met een beperkt dispersievermogen (0-3 km) ontbreken in veel Natuurtypen (bijvoorbeeld laagveengebied-moeras, Heuvelland-bos en -beek). Hierdoor blijven veranderingen in de aantallen van deze -meest kwetsbare-soorten onopgemerkt.
- Het Nederlandse deel van het continentale plat valt buiten de Natuurwaarde en is begrensd op de 12 mijlszone. Dit is gedaan omdat de focus van de Natuurwaarde op nationaal niveau anders teveel zou verschuiven naar de zee. Aggregatie naar een indicatie voor effecten op de soortdiversiteit van Nederland is op grond van deze aspecten niet mogelijk.

Discrepancies tussen de eigenschappen van de huidige Graadmeter Natuurwaarde, inclusief de gegevenssets waarop deze is gebaseerd, en de eisen die kunnen worden gesteld aan een meetnet soortdiversiteit op basis van beleid / verdragen (zie begin van dit hoofdstuk):

- Internationaal gezien is er een breed draagvlak voor de Graadmeter Natuurwaarde (UNEP/CBD/SBSTTA/9/inf.7). Het presenteren van één eindgetal lijkt echter niet wenselijk vanuit de wens om inzicht te krijgen in verschuivingen in de biodiversiteit. Wanneer op een groep van bijvoorbeeld 150 soorten planten 5 soorten afnemen en 5 soorten toenemen blijft de index gelijk. Daarnaast kunnen kwalitatief goede ecosystemen met een klein areaal uitgeruild worden tegen kwalitatief minder ecosystemen met een groot areaal. Dit is strijdig met de areaaldoelen per natuurdoel(type).
- De huidige vorm van de Graadmeter Natuurwaarde sluit in principe goed aan op de eisen van de Vogelrichtlijn en de Habitatrichtlijn (VHR) met betrekking tot de voorgestelde indicatoren voor habitatbescherming. Voor de bescherming van specifieke soorten ("soortenbescherming") is de STI ook goed bruikbaar. Nagegaan moet echter worden of de beleidsrelevante soorten van de VHR wel met de STI beschreven kunnen worden. Rapportages over vogelsoorten met het oog op Vogelrichtlijn blijken wel mogelijk op basis van

- het NEM. Van de voor Nederland relevante Habitatrichtlijn-soorten wordt echter maar een deel door het NEM gevolgd. Het NEM biedt momenteel dus een onvolledige basis voor rapportages over de Habitatrichtlijnsoorten.
- De NW-STI-RLI graadmeterbenadering geeft inzicht in de veranderingen op nationale en regionale schaal voor een beperkt aantal groepen zoals planten, vogels, vlinders en aquatische macrofauna. Vooral de gebruikte soortselecties en het gebruik van ‘representatieve soorten’ in deze selecties maken deze benadering echter minder geschikt voor het monitoren van de totale Nederlandse soortdiversiteit.
 - Gezien het geringe aantal soorten dat wordt beschouwd in dit natuurype dient de onderbouwing van trends voor grote zoete wateren en het zoute water aanzienlijk verbeterd te worden, waarbij het aan te raden is te zorgen voor een goede afstemming met V&W (RIZA en RIKZ). Het lopende implementatietraject voor de KRW biedt goede mogelijkheden voor integratie met de graadmeter Natuurwaarde. Volgens de KRW gaat het vooral om fytoplankton, macroalgen, hogere planten, macrofauna en vissen. Fytoplankton en macroalgen ontbreken nu in de soortselecties.
 - De Graadmeter Natuurwaarde suggereert ten onrechte dat met het monitoren van de geselecteerde soorten de totale soortdiversiteit wordt bestreken (zie onder bij: ‘paraplusorten’). In principe staat alleen al het gebruik van vooraf vastgestelde selecties van soorten het bereiken van dit doel in de weg, omdat de overige biodiversiteit buiten beschouwing wordt gelaten. Bovendien zorgt het verplicht monitoren van vastgestelde lijsten van soorten voor veel werk indien deze soorten zeldzaam worden in de gekozen natuurypen.

4.4 Gegevensleveranciers

4.4.1 Het NEM

Een groot deel van de huidige monitoring van soorten voor terrestrische ecosystemen vindt plaats in het NEM (Van Strien & Van der Meij 2003). Binnen dit samenwerkingsverband is getracht om de vraag vanuit de Rijksoverheid en het aanbod uit de meetnetten op elkaar af te stemmen.

Hogere planten.

Gegevens worden systematisch verzameld door FLORON, Provincies, RWS en terreinbeherende organisaties. FLORON bezit het grootste bestand: 8,5 miljoen waarnemingen uit de periode 1975-heden. Daarnaast bezit Alterra een landelijke vegetatiedatabank. Het Landelijk Meetnet Flora-aandachtsoorten is gestopt in 2002. Vanaf 2002 doen alle provincies mee aan de meetrondes van het NEM als onderdeel van het Landelijk Meetnet Flora.

Mossen en korstmossen

Gegevens worden systematisch verzameld door vrijwilligers van de Bryologische en Lichenologische Werkgroep BLGW van de KNNV. Korstmossen maken deel uit van het NEM. Data worden verzameld zowel binnen als buiten de EHS.

Gewervelden

Voor vogels worden gegevens systematisch verzameld door SOVON. Er is sprake van landsdekkende informatie (broedvogels, weidevogels, water- en wintervogels), zowel binnen als buiten de EHS.

Zoogdiergegevens worden systematisch verzameld door de VZZ. Slechts dagactieve zoogdieren en vleermuizen maken onderdeel uit van het NEM. Gegevens worden voor zowel binnen als buiten de EHS verzameld.

Voor de Herpetofauna worden gegevens verzameld door vrijwilligers van het RAVON, de Werkgroep amfibieën en reptielen van Drenthe en Friesland en het Limburgs Natuurhistorisch Genootschap. De gegevens worden, niet systematisch, verzameld voor zowel binnen als buiten de EHS.

Ongewervelden

Gegevens worden systematisch verzameld door EIS, Tinea en Vlinderstichting. Slechts libellen en dagvlinders maken onderdeel uit van het NEM. De Vlinderstichting beheert een groot databestand van vlinders (dag- en nachtvlinders) en libellen. EIS beheert daarnaast een onafhankelijk bestand van libellen en Tinea van micro Lepidoptera. Gegevens worden voor zowel binnen als buiten de EHS verzameld.

Paddestoelen

Gegevens worden systematisch verzameld door vrijwilligers van de Nederlandse Mycologische Vereniging binnen het NEM. Slechts paddestoelen in bossen maken onderdeel uit van het NEM. Van de 4000 soorten paddestoelen in Nederland komen ca. 2500 soorten voornamelijk in bossen voor. Wel worden voor zowel binnen als buiten de EHS gegevens verzameld.

4.4.2 Dataverzamelande instanties buiten het NEM

Het Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit

In het Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit (regie RIVM) worden in een vijfjaarlijkse cyclus (totaal 200 locaties in heel Nederland, 40 per jaar) de volgende terrestrische groepen gemeten: nematoden, potwormen, wormen, (bacteriën, schimmels, maar die vallen buiten het kader van dit rapport), mijten en springstaarten. Er is één keer op alle locaties gemonsterd, de herhaling van metingen vindt binnenkort plaats.

Terreinbeheerders

Terreinbeheerders monitoren in veel gevallen verschillende onderdelen van de biodiversiteit, met name planten en vogels. Ook voor het Programma Beheer dienen per pakket en beheerstype verschillende zaken te worden gemonitord. . Daarmee wordt een signaal verkregen over de ontwikkeling van (een deel) van de biodiversiteit in deze terreinen maar de monitoring is niet direct gekoppeld aan nationale beleidsdoelen. De gegevens voldoen daarnaast niet aan basale eisen die aan een meetnet mogen worden gesteld wat betreft standaardisering van de wijze van verzamelen, opslag en verwerking van gegevens.

Monitoring insecten op bomen en struiken (Alterra)

Een landelijk netwerk van ca. 400 vrijwilligers, veelal beheerders werkzaam bij terreinbeherende organisaties, is betrokken bij het jaarlijks verzamelen van gegevens over insectenplagen op bomen en struiken in bossen, landschappelijke beplantingen en stedelijk groen. De gegevens over plaagincidentie worden op uurhok-niveau verzameld. Al sinds 1946 vindt er een ononderbroken monitoring plaats en daarmee is dit een van de langstlopende, continue monitoringsystemen van levende organismen in Nederland. Insectenplagen kunnen gebruikt worden als indicatoren voor de vitaliteit van bomen en bossen in relatie met multiple stressfactoren. Maar plaaginsectenplagen zijn natuurlijk ook - opvallende - vertegenwoordigers van de biodiversiteit (Moraal et al. 2004).

Zoete wateren

In het zoete water monitoren RIZA, waterschappen en RIVO een aantal soortgroepen, vooral macrofauna. Waterschappen monitoren echter niet in de strikte zin van het woord daar geen standaardprotocol wordt gebruikt en locaties niet vastliggen. De monitoring is niet landsdekkend en determinaties op soort zijn niet altijd betrouwbaar. Voor zoetwaterorganismen worden daarnaast verspreidingsgegevens verzameld van vissen door de OVB, RAVON en de NVVS. Databestanden van wieren en algen liggen bij Aquasense en UVA. Die voor macrofauna bij de STOWA.

Er bestaat een Aquatisch Supplement (13-delig) van het Handboek Natuurdoeltypen. In het supplement worden 115 watertypen onderscheiden op basis van soorten die er zouden moeten voorkomen. Die geven het maximaal ecologische potentieel of de zeer goede ecologische toestand aan.

Omdat de ITZ-criteria niet werkten, werden nieuwe criteria bedacht. Er zijn nu 55 maatlatten voor het oppervlaktewater voor de Kaderrichtlijn, op basis van aggregaties van soorten uit het Aquatisch Supplement.

Zoute wateren

Gegevensuitwisseling tussen organisaties die zich bezig houden met het zoute water is geregeld. Alterra Texel bouwt op dit moment aan een database voor centrale opslag van deze gegevens.

Zoute wateren worden gemonitord door het RIKZ, RIVO, NIOZ, Stichting Anemoon en Alterra. De nadruk ligt op vissen, macrofauna, hogere planten, algen en wieren. Hierbij is het de vraag of voldoende meetpunten beschikbaar zijn om zeldzame soorten van deze groepen te meten. De lotgevallen van de biodiversiteit van de Noordzee zijn onvolledig bekend. Als er al standaard monitoring van aantalsverloop plaatsvindt, betreft dit vooral commerciële soorten vis en schelpdieren.

De stichting Anemoon beheert databestanden van mariene organismen, waaronder wieren, molusken, sponzen, holtedieren, weekdieren, kreeftachtigen, stekelhuidigen, zakpijpen en vissen (samen met EIS). Gegevens worden verzameld binnen vier projecten:

- Litoraal Inventarisatie en Monitoring Project;
- Strand Monitoring Project;
- monitoringproject Onderwater Oever;
- KOR-project.

In het algemeen is van een gestructureerde monitoring van soorten in het zoete en zoute water geen sprake. Voor de Rijkswateren (Noordzee, Waddenzee, Grote rivieren en IJsselmeer) heeft het RIVO afspraken met beroepsvisserij. Wel worden voor een aantal groepen organismen binnen atlasprojecten verspreidingskaarten gemaakt op basis van meldingen van vangsten en de coördinaten. Een overkoepelend aansturend orgaan voor het verwerken van vangstgegevens ontbreekt.

Over de toekomst van het monitoren van soorten in het aquatisch milieu wordt nog nagedacht. In het kader van de Kaderrichtlijn water kunnen in principe 2 benaderingen worden gevolgd:

1. Blauwe-knoop-benadering: In deze benadering wordt de kwaliteit daar gemeten, waar het water het systeem verlaat. Daartoe zijn stroomgebiedplannen ontwikkeld. Probleem is dat er 18 hoofdstroomgebieden, 100 stroomgebieden en meer dan 1000 waterlichamen zijn in Nederland. 2. Type-benadering: In deze benadering wordt de kwaliteit van het water en het aquatische ecosysteem gemeten in representatieve watertypen: vennen en de bovenloop, middenloop en benedenloop van stromend water.

De ruimtelijke wijze van monitoring is nog niet vastgesteld door de belanghebbenden. Inhoudelijk is al veel afgekaart. De monitoring betreft:

- vissen;
- waterplanten;
- macro-evertebraten (incl. mijten);
- fyto-benthos;
- fytoplankton.

4.4.3 Conclusies aangaande het belang van de huidige monitoringsinspanningen voor het MNS

De monitoring van populatieontwikkelingen van soorten door het NEM beperkt zich tot een beperkt aantal soortgroepen in Nederland. In veel gevallen is er geen sprake van een benadering die zich richt op een bemonstering waarbij rekening wordt gehouden met de eisen die soorten stellen aan bepaalde processen in ecosystemen, zoals verterend hout, stromend water, stuivend zand, etc. Per soortgroep ligt de nadruk op aandachtsoorten en kenmerkende soorten. De groepen die gemonitord worden zijn: soorten hogere planten, broedvogels, vleermuizen, kleine zoogdieren, reptielen, amfibieën, dagvlinders, libellen en paddestoelen. Met uitzondering van de vogels en de hogere planten wordt vaak maar een deel van de soorten in het meetnet betrokken.

Naast menselijke voorkeuren (“aaibare” soorten) zijn gebrek aan kennis en versnippering van bestaande kennis de oorzaak dat in het beleid tot op heden de meeste belangstelling uitgaat naar dergelijke relatief soortenarme groepen (Koomen et al. 1995).

Voorkeur voor "aaibare" soorten blijkt ook uit de taxonomische verdeling van de dierlijke 'doelsoorten' voor het beleid (Van der Zande & Hoogeveen 1995). Van de dierlijke doelsoorten (ongeveer 250 van de 35.000 soorten in Nederland) is 7,8% kreeftachtigen, 28% insecten, 3,7% rest ongewervelden, 26% vogels en 35% rest vertebraten.

Gebrek aan kennis ligt ook ten grondslag aan lijsten van internationaal belangrijke soorten (Siepel et al. 1993a;b), Europese Rode Lijsten en Conventies (Europese Habitatrichtlijn, Conventie van Bern), waarin slechts een beperkt aantal diergroepen wordt behandeld.

Wanneer het kunnen volgen van de totale Nederlandse soortdiversiteit als maatstaf wordt gehanteerd, worden ongewervelden in de NEM-meetnetten onvoldoende meegenomen (Siepel 1994; Koomen et al. 1995). Hoewel maar liefst 75% van de Nederlandse fauna uit insecten bestaat, wordt slechts een heel klein deel daarvan - dagvlinders en libellen - door het NEM gevolgd.

Het monitoren van verspreidings- en/of populatietrends van alle soorten in Nederland is praktisch onuitvoerbaar. Maar de gesignaleerde huidige selectieve aandacht voor bijvoorbeeld gewervelde soorten bij beleid, beheer en monitoring is onterecht vanuit de visie van een min of meer evenredige verdeling van inspanningen over de verschillende groepen. Er bestaan immers grote ecologische verschillen tussen gewervelden en ongewervelden. Er ontsnappen soorten aan onze waarneming wanneer we ons richten op "aaibare" predatoren. Immers, wanneer die een breed scala aan ongewervelde prooi nuttigen, kan een eventuele afname van de soortdiversiteit van ongewervelden onopgemerkt blijven. Wanneer soorten die maar een enkele bloemsoort bezoeken (monolectische soorten) zoals *Andrena hattorfiana* en *A. marginata* verdwijnen, neemt de bestuiving van Beemdkroon (*Knautia arvensis*) af. Maar omdat Beemdkroon meerjarig is, zijn de effecten hiervan pas na jaren merkbaar, waarbij de oorzaak onopgemerkt blijft (Reijnen 1998). Het argument dat, wanneer voldoende aandacht wordt gegeven aan hogere planten en dieren, lagere dieren vanzelf meeprofiteren gaat dus niet op. De signaalfunctie van zowel terrestrische als aquatische ongewervelden voor veranderingen in het milieu is beter en directer dan die van de gewervelden.

Voldoende aandacht voor ongewervelde dieren en lagere planten is een absolute voorwaarde om het welvaren van hogere planten en gewervelde dieren ook op lange termijn te garanderen (Koomen et al. 1995). Geschikte niet-"aaibare" kandidaten zijn volgens Koomen et al. :weekdieren, hogere kreeften, enkele groepen kevers, waterinsecten (wantsen, kevers, muggen, kokerjuffers), vliegenvamilies als zweefvliegen en sluipvliegen, spinnen en nachtvlinders. Het Nationaal Natuurhistorisch Museum nam het initiatief voor het Zoölogisch Basisregister (Koomen et al. 1995).

Ook bij de monitoring buiten het NEM worden soorten en soortgroepen niet geselecteerd op basis van hun functionele respons op omgevingsvariabelen. De mogelijkheid om bij waargenomen neerwaartse trends daadkrachtig in te grijpen wordt daarmee beperkt. De conclusie luidt daarom:

De huidige monitoring van soorten in Nederland scheidt onvoldoende inzicht in veranderingen in de complete Nederlandse soortdiversiteit en in de factoren die van belang zijn om deze, indien nodig met gerichte maatregelen, duurzaam in stand te kunnen houden.

5 Randvoorwaarden voor een goed werkend meetnet voor de totale Nederlandse soortdiversiteit

Aspecten die te maken hebben met de opzet van een goed werkend meetnet voor de Nederlandse soortdiversiteit zijn:

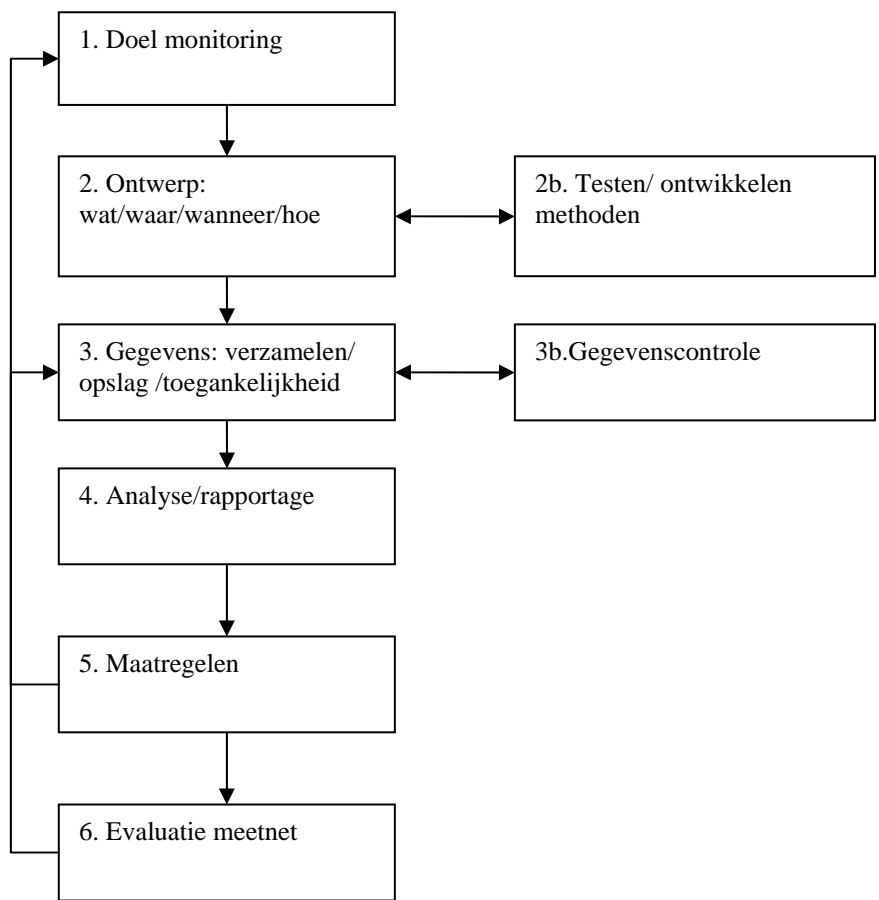
1. inzicht in de algemene opzet
2. de beschikbaarheid van gegevens
3. een goede referentie in ruimte, tijd en ecosysteemkwaliteit
4. inzicht in oorzaken van trends

5.1 De algemene opzet van een meetnet

Monitoring is een georganiseerde manier van waarnemen. Een eenvoudige manier om een overzicht te krijgen van een monitoringsprogramma is het samenstellen van een stroomschema. In het verleden zijn reeds verschillende stroomschema's gepubliceerd (Daniels & Dorset 2000; The Royal Society 2003; UNEP/CBD/SBSTTA9/10). Op basis van de stroomschema's in de literatuur hebben we een selectie gemaakt van een aantal doelen die van algemeen belang kunnen worden geacht voor het monitoren van soortdiversiteit op nationaal schaalniveau:

- er moet een toetsbare doelstelling zijn ten opzichte van een referentie
- het moet duidelijk zijn wat, wanneer, waar en hoe wordt gemeten
- op basis van de resultaten van de monitoring dienen gerichte maatregelen te kunnen worden genomen en na een maatregel dient gemeten te worden of de maatregel effect heeft
- het systeem reikt informatie aan om oorzaken van trends te verklaren en te voorspellen
- het meetnet moet kosteneffectief zijn en in principe alle overeengekomen meetdoelen/ taxa kunnen beslaan

Een meetnet dat rekening houdt met bovenstaande doelen zou kunnen worden opgezet volgens het schema in Figuur 2.



Figuur 2. Opzet van een Meetnet Nederlandse Soortdiversiteit

5.2 Beschikbare gegevens over de Nederlandse soortdiversiteit

Hieronder wordt een voorlopig overzicht gepresenteerd van de beschikbaarheid van gegevens van soortwaarnemingen op basis van lopende monitoring en losse waarnemingen (Tabel 3).

Tabel 3. Voorlopig overzicht van groepen in Nederland waargenomen soorten (en hun aantallen) waarvan waarnemingsgegevens beschikbaar zijn. * = aanbod van gegevens op basis van losse waarnemingen, ** = aanbod van gegevens geeft voor een aantal taxa een landelijk verspreidingsbeeld, *** = aanbod van gegevens binnen monitoringprojecten geeft een landelijk verspreidingsbeeld (Koomen et al. 1995; van der Meijden et al. 1995; Vogel 2002; Schouten et al. 1997; gegevens Alterra)

Soortgroep	N inheemse soorten	Aanbod
Chlorophyta (groenwieren)	1150	*
Desmidiaceae (sieralgen)	450	**
Charophyceae (kranswieren)	23	***
Euglenophyta (oogwieren)	250	
Dinophyta (pantserwieren)	300	*
Cryptophyta	25	
Haptophyta	100	
Chrysophyta (goudwieren s.l.)	540	
Bacillariophyceae (diatomeeën, kiezelwieren)	1300	**
Rhodophyta (roodwieren)	78	**
Bryophyta (mossen)	125	***
Bryopsida (bladmossen)	380	***
Spermatophyta (zaadplanten)/	1400	***
Pteridophyta (vaatcryptogamen)	50	
Macrofungi (grotere schimmels)	3500	**/**
Lichenes (korstmossen)	633	
Porifera (sponzen)	16	*
Cnidaria/Coelenterata (neteldieren, holtedieren)	118	*
Ctenophora (ribkwalletjes)	2	
Platyhelminthes (platwormen)	320	
Nemertea (snoerwormen, bandwormen)	9	
Gnathostomulida	1	
Gastrotricha	27	
Rotifera (raderdierpjes)	400	
Kinorhyncha	2	
Nematoda (draadwormen, rondwormen, aaltjes)	1700	*
Nematomorpha (paardehaarwormen)	1	
Acanthocephala (stekelsnuitwormen, haakwormen)	1	
Mollusca (weekdieren)		
Polyplacophora (keverslakken)	2	**
Gastropoda (slakken)	225	**

Soortgroep		N inheemse soorten	Aanbod
	Cephalopoda (inktvisen)	5	**
	Bivalvia (twee­kleppigen, mossels)	89	**
Annelida (ringwormen)	Polychaeta (mariene borstelwormen)	160	
	Hirudinea (bloedzuigers)	20	**
	Oligochaeta (regenwormen, zoetwaterborstelwormen)	160	*
Echiuroidea		1	
Sipunculoidae		6	
Arthropoda (geleedpotigen)	Araneae (spinnen)	586	**
	Pseudoscorpiones (bastaardschorpioenen)	14	*
	Opiliones (hooiwagens)	24	**
	Acari (mijten, teken)	1200	**/**
Pycnogonida (zeespinnen)		9	
Branchiopoda (kieuwpootkreeftjes (o.a. watervlooien))		98	
Ostracoda (mosselkreeftjes)		112	
Copepoda (roeipootkreeftjes)		736	
Branchiura (visluizen)		1	
Cirripedia (rankpotigen: zeepokken, eendemossels, krabbezakjes)		18	
Malacostraca		294	
"Myriapoda" (o.a. duizendpoten en miljoenenpoten)		90	
Entognatha		204	**/**
Insecta (insekten)	Archaeognatha (fran­jestaarten)	8	*
	Thysanura (zil­vervisjes)	2	
	Ephemeroptera (haften, eendagsvliegen)	59	*
	Odonata (libellen, waterjuffers)	60	***
	Plecoptera (steenvliegen)	28	*
	Dictyoptera (bidsprinkhanen en kakerlakken)]	4	
	Dermaptera (oorwormen)	5	
	Orthoptera (sprinkhanen, krekels)	45	**
	Psocoptera (stofluizen)	56	
	Phthiraptera (luizen)	145	
	Hemiptera: Heteroptera (wantsen)	630	**
	Hemiptera:	724	*

Soortgroep	N inheemse soorten	Aanbod
	Sternorrhyncha (bladluizen, schildluizen, e.a.)	
	Thysanoptera (tripsen)	133
	Strepsiptera (waaiervleugeligen)	4
	Coleoptera (kevers)	4021
	Mecoptera (schorpioenvliegen)	5
	Neuroptera (gaasvliegen)	54
	Megaloptera (elzevliegen)	3
	Raphidioptera (kameelhalsvliegen)	6
	Siphonaptera (vlooien)	50
	Diptera (vliegen, muggen)	4967
	Trichoptera (kokerjuffers)	177
	Lepidoptera (vlinders)	2244
	Hymenoptera (vliesvleugeligen)	4000
Pentastomida (tongwormen)		1
Tardigrada (beerdiertjes, mosbeertjes)		21
Entoprocta (kelkdiertjes, kelkwormen)		3
Bryozoa (mosdiertjes)		54
Phoronida (hoefijzerwormen)		1
Echinodermata (stekelhuidigen)		30
Chaetognatha (pijlwormen)		2
Hemichordata [(eikelwormen)]		1
Chordata	Urochordata/Tunicata (manteldieren, mantelvisjes, zakpijpen)	15
	Cephalochordata (lancetvisjes)	1
	Cyclostomata (rondbekken, prikken)	3
	Chondrichthyes (haaien en roggen)]	23
	Actinopterygii (beenvissen)	112
	Amphibia (amfibieën)	16
	Reptilia (reptielen)	7
	Aves (vogels)	240
	Mammalia (zoogdieren)	71
Totaal inheems		34986

5.2.1 Verzameling, opslag en toegankelijkheid van gegevens

Een eerste inventarisatie van het aanbod van de verspreidingsgegevens van flora en fauna in Nederland werd gedaan door Vogel (2002). Hierbij werd specifiek aandacht besteed aan soorten waarvoor de overheid wettelijke verplichtingen heeft (Flora- en & faunawet, Habitatrichtlijn en Vogelrichtlijn, Conventie van Bern, Rode lijstsoorten). Daarnaast werd echter ook een algemene verkenning uitgevoerd naar de beschikbaarheid van gegevens van Nederlandse soorten in het algemeen, in verband met de eerdergenoemde NvM-doelstelling (zie § 1.1, onder A) . Mede door gebrek aan een overkoepelende organisatie blijken de wijzen van verzamelen en opslaan en gegevens zeer divers. Gegevens worden opgeslagen op grid-basis (bijvoorbeeld 1 × 1 km), als polygoon (proefvlak met natuurlijke grenzen), transect (telroute), of punt (coördinaten). Veel van de gegevens betreffen losse meldingen van vangsten van een soort, andere betreffen soortensamenstellingen uit losse experimenten, en weer andere betreffen gegevens die op structurele wijze verzameld worden binnen lopende meetnetten van het NEM. Vogel (2002) concludeert m.b.t. het huidige gegevensaanbod:

1. voor diatomeeën, kranswieren en zweefvliegen is het op basis van de beschikbare gegevens slechts mogelijk om incidenteel landelijke overzichten te presenteren;
2. van 16 % van de soorten (loopkevers, wantsen, enkele families Diptera, nachtvlinders, mieren en wespen) worden zoveel losse meldingen verzameld dat deze bruikbaar zijn voor analyse van biodiversiteitsdoelstellingen;
3. van 38% van de soorten worden zeer beperkt gegevens verzameld (met name Diptera en Coleoptera);
4. van 41% van de soorten wordt geen centraal databestand bijgehouden;
5. verspreidingsbeelden (met name van ongewervelden) worden eens per 15-25 jaar (!) geactualiseerd, terwijl dit voor de fauna minimaal eens per 5 jaar zou moeten zijn (veranderingen in de fauna vinden veelal binnen enkele jaren plaats) en voor flora elke 10-15 jaar (de plantensamenstelling reageert aanmerkelijk trager op veranderingen);
6. gebruik van verschillende vangst- en analysemethodieken vereist meer afstemming tussen gegevensverzamelaars om te komen tot landelijke verspreidingsbeelden;
7. er wordt veel dubbel werk gedaan met name door provincies (Provinciale organisaties voor Flora- en Faunaonderzoek);
8. het is wenselijk dat er een overzicht komt van de afstemming en ontsluiting van databestanden met verspreidingsgegevens.

Daaraan kan worden toegevoegd:

1. de ontwikkeling van een Meetnet Soortdiversiteit voor verspreidings- en populatietrends van alle soorten is niet mogelijk. Het is daarom aan te raden soorten in te delen in soortgroepen, op basis van specifieke eigenschappen en wensen. Deze eigenschappen en wensen worden het best vervuld in bepaalde habitats, op grond waarvan een selectie van te bemonsteren habitats kan worden gemaakt.

2. mede vanwege hun goede signaalfunctie voor snelle veranderingen in het milieu, is het aan te raden daarbij meer dan voorheen de aandacht te laten uitgaan naar ongewervelden
3. het is een inherente eigenschap van bemonsteringsmethoden dat het bemonsteren van zeldzame soorten ofwel vraagt om zeer grote aantallen monsters, ofwel -indien mogelijk- om gerichte bemonstering van een of meer zeldzame soort(en) in een specifiek habitat.

Op basis van Vogel (2002) kon eerder geconcludeerd worden dat er voor veel organismen onvoldoende informatie beschikbaar is om verantwoorde populatietrends samen te stellen. Van een groot aantal soortgroepen (taxa) is echter niet ontsloten informatie beschikbaar, gebaseerd op losse waarnemingen.

Met de volgende twee voorbeelden wordt enig inzicht gegeven in de globale beschikbaarheid van gegevens met het oog op het kunnen evalueren van de doelstelling van NvM.

Voorbeeld 1

Wanneer een inspanning zou worden geleverd om gegevens van soortgroepen boven water te krijgen, zoals gedaan door Aukema et al. (2002) voor de water-, oppervlakte- en oeverwantsen (Heteroptera), kunnen er veel meer gegevens blijken te bestaan dan tot voor kort verondersteld. Vogel (2002) constateert bijvoorbeeld dat er voor alle Heteroptera er bij het EIS in totaal 11.193 waarnemingen zijn van na 1990. Aukema et al. (2002) wisten echter ook bij een groot aantal andere organisaties (hoogheemraadschappen, waterschappen en onderzoekbureaus -instituten) waarnemingen van Heteroptera te vinden; maar liefst 62.446 waarnemingen voor een beperkte groep van 86 van de 630 soorten Heteroptera (water- oppervlakte- en oeverwantsen: waarbij een waarneming is gedefinieerd als 1 soort op 1 dag op 1 locatie) waarvan 46234 van na 1980.

Voorbeeld 2

Een korte inventarisatie van aanwezige databestanden binnen Alterra toonde aan dat van terrestrische fauna (mijten, wantsen, kevers, vliegen en muggen, vliesvleugeligen, spinnen en hooiwagens) gegevens aanwezig zijn van ca. 5000 soorten, 250.000 waarnemingen en 1.200.000 exemplaren.

Voor de aquatische zoetwaterfauna zijn gegevens voorhanden van ca. 2500 soorten en 1.000.000 waarnemingen. De gegevens beslaan een groot aantal biotopen in zowel stedelijk, landelijk als natuurgebied. Het Alterra-databestand was geen onderdeel van de inventarisatie van Vogel (2002).

5.3 Het gebruik van een referentie

Omdat de natuur dynamisch is, bestaat er geen algemeen geldige, natuurlijke tijdreeks of positie om de reactie van soorten op wisselende omstandigheden te meten. Welke periode je ook neemt, er is altijd sprake van een dalend of stijgend verloop in één of meerdere milieufactoren en daarmee in de soortensamenstelling. Hierbij geldt over

het algemeen dat kleine schaalniveaus een kortere tijdschaal hebben dan grote (Hengeveld 1995).

Het nationale beleid heeft gekozen voor het referentiejaar 1982 als referentie voor de Nederlandse biodiversiteit (NvM, Programma Groot Natuurlijk, taakstelling 8, p. 17.). Daarmee geldt de keuze voor dit jaar als beleidsmatige realiteit. Binnen de context van het opstellen van een Meetnet Nederlandse Soortdiversiteit is het echter van belang om een aantal aspecten van deze keuze nader te bespreken.

Het gebruik van een specifiek jaar of een periode.

- Een specifiek referentiejaar wordt momenteel gebruikt in de Natuurwaardegraadmeter van het MNP, waarbij de toestand van het jaar 1950 als referentie dient en de nota Natuur voor mensen, mensen voor natuur, waarbij de toestand van 1982 als referentie is aangegeven. Voor het gebruik van een referentiejaar is een goede schatting nodig van de toestand van populaties in het referentiejaar. Omdat deze informatie op Nederlandse schaal moeilijk te verkrijgen is, zal dit type referenties meestal gekoppeld zijn aan een beperkt aantal gebieden. Zie bijvoorbeeld de 27 Natuurtypen van de natuurgraadmeter. Een beperking van het gebruik van de toestand in een referentiejaar is dat ecosystemen variabel zijn. Soorten die in een jaar algemeen zijn, kunnen het volgende jaar veel minder talrijk zijn. De vraag is dan: zijn de huidige soortsmenstellingen nu regel of uitzondering, of, in het licht van deze rapportage, was de soortsmenstelling van 1982 regel of uitzondering? Om te voorkomen dat toevallig een uitzonderingsjaar of -periode als referentie wordt genomen, verdient het voorkeur te werken met gemiddelde waarden over langere tijd. Op basis van deze redenering suggereren wij dat de beleidsambitie om te werken met een enkel jaar als referentie in de praktijk beter kan worden vertaald in het werken met een gemiddelde waarde over een periode die zicht uitstrekt van een aantal jaren voor tot een aantal jaren na 1982.

Relatieve langetermijnpositie van het gekozen referentiejaar.

- In aansluiting op bovenstaand punt is het ook van belang te melden dat een bepaalde 'toevalsfactor' kan gelden voor een bepaald referentiejaar of -periode. Dit geldt ook voor de periode rond 1982, dus ook in 1982 zelf. In deze periode waren de condities voor duurzame instandhouding van de meeste soorten ernstig aangetast. Vermoedelijk waren veel populatie in die periode sterk gereduceerd. De periode waarin dit referentiejaar ligt was welhaast een dieptepunt voor de aquatische soortdiversiteit: er werd nauwelijks gezuiverd, zeker niet met tweede of derde trappen, er bestond een ongebreidelde lozingscultuur, de Rijn was ernstig vervuild. Voor de terrestrische soortdiversiteit is dit niet veel anders, de bossen waren ernstig aangetast en bijvoorbeeld vlinders al sterk achteruitgegaan. Hoewel dit in praktische zin de bruikbaarheid van gegevens in of rond het jaar 1982 als referentie niet beïnvloedt, betekent het wel dat conclusies over voor- of achteruitgang van populaties ten opzichte van deze datum hierdoor relatief wordt beïnvloedt.

Algemeen geldt dat een referentiewaarde niet alleen is gekoppeld aan een bepaalde tijd, maar ook aan de locaties die op dat moment beschikbaar waren om de referentie op te baseren.

- De referentie kan zijn gebaseerd op één of twee vergelijkbare 'voorbeeldgebieden', bijvoorbeeld een bepaald hoogveengebied of oud bossen dat als referentie wordt gekozen voor andere veengebieden of bossen. Voordeel is dat duidelijk is wat de referentie is. Nadeel is, dat de referentiegebieden kunnen veranderen en dat geen enkele locatie precies vergelijkbaar zal zijn aan de gekozen referentie. Bij deze methode is het doel om ernaar te streven dat gebieden de zelfde 'afstand' houden tot de referentie en op deze manier de kenmerkende biodiversiteitsverschillen tussen de gebieden in stand te houden. Deze methode van werken is voor een deel geïntegreerd in het Overlevingsplan Bos en Natuur (OBN).
- Ook kan een referentie zijn gebaseerd op een groepsgemiddelde van een groot aantal locaties. In dit geval worden veranderingen in structuur en soortensamenstelling van een gebied gerelateerd aan een grote groep van 'referentie-gebieden'. Hierdoor wordt de relatieve samenstelling van de soortdiversiteit van een gebied vergeleken met een aantal andere gebieden met een sterk afwijkende soortensamenstelling. Een voordeel van deze methode is, dat de typische, gebiedseigen biodiversiteit goed in beeld komt door de contrasten met de overige -zeer verschillende- gebieden en zonodig gericht beschermd kan worden. Door het toepassen van deze methode zal ook duidelijk worden dat soorten zelden selectief in een terreintype voorkomen, maar een optimum hebben rond enkele 'beste' terreintypen. Een beperking is, dat veranderingen in de soortensamenstelling altijd relatief worden gezien ten opzichte van de -op zichzelf variabele soortensamenstelling in de andere gebieden. Deze benadering laat nadrukkelijk zien hoe de Nederlandse soortdiversiteit is verdeeld over de verschillende habitattypen in Nederland. Deze methode van werken vormt ook de basis voor de Bodembioologische Indicator (BoBI; VROM, RIVM). Omdat in de bodembioologische indicator ook fysische en chemische bodemparameters en begroeiingstypen zijn opgenomen, bestaat de mogelijkheid een koppeling te leggen naar oorzaken van eventuele veranderingen.

5.4 Inzicht in de oorzaken van trends

Ten opzichte van andere benaderingen vormt de Graadmeter Natuurwaarde van het MNP een relatief goede methode om inzicht te krijgen in de oorzaken van trends in de soortensamenstelling in het terrestrisch milieu. Terwijl de overige graadmeters van het MNP vooral uitsluitsel geven over bijvoorbeeld de chemische omstandigheden (graadmeter milieukwaliteit) en over ruimtelijke aspecten van habitats (graadmeters in verband met versnippering en de EHS) geeft de Graadmeter Natuurwaarde een waarde voor de kwaliteit van gebieden zoals geïndiceerd door de typische soorten die zijn geselecteerd als indicatoren.

Hierdoor draagt de Natuurgraadmeter niet alleen bij aan het signaleren van verandering, maar zou deze ook ten dele kunnen worden gebruikt voor het geven van een indicatie van oorzaken en oplossingsrichtingen. Voor deze laatste indicatie is het nodig dat achteraf functionele eigenschappen worden toegekend aan de reeds gemonitorde soorten. Zeker gezien het grote aantal planten in de graadmeter, is dit

voor planten wellicht een oplossing. Het relatief geringe aantal ongewervelde dieren, daarentegen, doet vermoeden dat een functionele analyse zal worden gehinderd door een sterke bias, die zijn oorspong vindt in de selectieve keuze van enkele “aajibare” taxonomische groepen (vlinders en enkele -met name aquatische- macrofauna soorten). Zoals boven is aangegeven hebben verschillende families en ordes vaak zeer verschillende ecologische eisen, waardoor ze niet indicatief zijn voor trends in de niet bemonsterde ordes.

6 Mogelijkheden voor selecties van soorten

De basis onder het biodiversiteitbeleid is kennis over taxonomie, aantallen en verspreiding van soorten. De 'eenvoudigste' maat voor biodiversiteit is het aantal soorten (May 1995) en hun talrijkheid in verschillende milieus. Momenteel bevinden veel meetnetten zich op het 'eenvoudige' niveau van een beperkt aantal "aajibare" soorten. Dit aantal vormt geen representatieve vertegenwoordiging van de gehele Nederlandse biodiversiteit met ca. 35.000 soorten (van Strien et al. 2003). De vraag is daarom of er methoden kunnen worden bedacht die met beperkte inspanningen toch een goed beeld geven van de lotgevallen van alle soorten. We bespreken hieronder een aantal voor- en nadelen van methoden die op verschillende manieren beogen om op een efficiënte manier indicaties te geven van veranderingen in de soortdiversiteit.

De methoden die we zullen bespreken zijn:

1. Meten op basis van een taxonomische steekproef;
2. Het gebruik van paraplu-, indicator- of sleutelsoorten;
3. Meten op basis van een functionele benadering.

Ruimtelijke en tijdelijke aspecten van bemonstering en de vangstmethode vormen een onderdeel van ieder meetnet. Daarom is ervoor gekozen deze aspecten apart toe te lichten in tekstboxen.

6.1 Meten op basis van een taxonomische steekproef

Deze methode gaat uit van een willekeurige trekking van soorten of andere taxa uit een bestand dat alle Nederlandse soorten bevat. Monitoren van de staat van instandhouding van de Nederlandse soortdiversiteit zou dan bijvoorbeeld kunnen plaatsvinden door de lotgevallen van 350 soorten, te volgen, die willekeurig zijn getrokken uit de lijst van alle 35.000 soorten in Nederland. Naturalis werkt momenteel aan de totstandkoming van een zo compleet mogelijke lijst van Nederlandse soorten.

Monitoren op soortniveau

Wanneer, zoals voorgesteld door van Strien et al. (2003), een willekeurige steekproef genomen wordt uit alle Nederlandse soorten, en we kiezen ervoor om deze steekproef 1% van de soortdiversiteit te laten dekken, dan zouden ca. 350 soorten gemonitord moeten worden.

Een voordeel van deze benadering is zijn theoretische eenvoud. Ook is deze methode geschikt om te bepalen welke fractie van alle soorten in Nederland een bepaalde eigenschap heeft, bijvoorbeeld hoeveel procent van alle soorten gebonden is aan akkerlandschap, aan schorren of aan oud bos. In principe is het op basis van een 'teststeekproef' ook niet al te moeilijk om te bepalen hoeveel procent van alle Nederlandse soorten deel moeten uitmaken van de steekproef voor een nauwkeurige schatting van, bijvoorbeeld 2% verandering in het percentage bedreigde soorten (bijvoorbeeld wanneer het percentage bedreigde soorten toeneemt van 3 naar 5%).

Naast deze voordelen, lijkt er een aantal praktische nadelen te zijn. Het is belangrijk voor mogelijke antwoorden op basis van deze methode, dat het een volledig willekeurige steekproef betreft uit alle Nederlandse soorten, die nauwkeurig is toegesneden op het beantwoorden van de vraag naar verandering in het percentage van alle Nederlandse soorten dat wordt bedreigt door vergaande achteruitgang. Voor een schatting van dit ene percentage zijn relatief weinig soorten nodig. De vraagstelling en het daaraan gekoppelde antwoord, houden echter geen rekening met mogelijke vervolgvragen. Toch zal de constatering dat de gehele soortdiversiteit afneemt, al snel leiden tot vervolgvragen die aangeven waar de overheid moet ingrijpen. Is het effect groter voor vogels of voor vlinders? Tonen de duinen meer effect dan de landbouwgebieden? Gaan Rode-lijst-soorten meer achteruit dan algemene soorten? Omdat het aantal soorten is afgestemd op de hoofdvraag, kunnen vragen naar effecten op subgroepen van soorten niet voldoende nauwkeurig worden bepaald. Als de steekproef van 350 soorten laat zien dat het percentage bedreigde soorten in Nederlandse toeneemt van 3% naar 5%, kan het zo zijn dat, bijvoorbeeld, de twee vogelsoorten in de steekproef juist een toename in aantallen/areaal vertonen. Omdat van deze twee vogels in de steekproef niet kan worden gezegd, dat ze op enigerlei wijze representatief zijn voor alle vogels, is de trend op Nederlands niveau niet te vertalen naar trends voor de afzonderlijke soortgroepen. Daarvoor moet dan meer onderzoek worden gedaan. Dit probleem voor vogels, geldt ook voor alle andere subvragen. Dit geeft aan dat het wellicht verstandig is om bij een steekproef al vooraf rekening te houden met mogelijke vervolgvragen, en de aantallen soorten representatief te maken voor elke groep die bij een vervolgvraag van belang is.

Van Strien et al. (2003) melden ook terecht, dat de willekeurige trekkingsmethode ertoe leidt dat van soortenrijke ordes relatief veel soorten in de selectie komen en dus gemonitord zouden moeten worden (kevers, tweevleugeligen, vliesvleugeligen). Omdat het een bekend gegeven is dat veruit de meeste soorten (meer dan 80%) zeldzaam zijn (in ruimte, tijd en/of habitat), zullen van de 350 soorten dan ook slechts enkele soorten algemeen zijn, en de meeste zeldzaam tot zeer zeldzaam. Omdat van zeer zeldzame soorten meestal weinig bekend is behalve een enkele vondst, wordt het bemonsteren erg moeilijk. Immers, er is niet bekend waar deze soort moet worden gevonden en in welk seizoen of dagdeel (denk aan nachttactieve soorten). Ook is onbekend hoeveel monsters nodig zijn om een zeldzame soort in zulke aantallen te vangen als nodig zijn voor relevante monitoring. Terwijl soortenrijke ordes een belangrijk deel uitmaken van de steekproef zullen van soortenarme ordes, zoals vogels en zoogdieren, slechts 1 of 2 soorten worden getrokken. De indicatiewaarde van bijvoorbeeld twee zoogdieren berust op volslagen toeval en mag absoluut niet representatief worden geacht voor andere vogels (wat zegt een negatieve trend voor het edelhert en de bosmuis over de hamster, de das en de veldmuis, etc.?).

Daarnaast zullen zonder nader onderzoek ook hier de eventuele oorzaken van uitsterven onbekend blijven. Op grond van dal deze punten concluderen wij dan ook dat een methode gebaseerd op een willekeurige trekking van soorten zoveel praktische nadelen kent, dat goed naar deze punten moet worden gekeken voordat zou worden besloten deze methode in praktijk te brengen.

Monitoren van hogere taxa op basis van een steekproef

Door de te monitoren groepen willekeurig te selecteren uit alle families of ordes kan een grof inzicht worden verkregen in trends van soortgroepen. Williams & Gaston (1994) vonden een sterke positieve correlatie tussen het aantal families per locatie en het aantal soorten per locatie. Voordeel van deze benadering is dat voor hetzelfde geld veel meer taxa bij het meetnet kunnen worden betrokken. Nadeel is dat een familie- of ordebenadering veel verschillende soorten samenvoegt tot een waarde. Trends in afzonderlijke soorten blijven daarom buiten beeld en onderliggende verklarende factoren kunnen alleen globaal worden aangeduid, en wel alleen indien een gekozen familie of orde toevallig als geheel een goede correlatie vertoont met een bepaalde (a)biotische ecosysteemfactor.

Taxonomische stratificatie van een steekproef

Er zijn verschillende overwegingen om bij een steekproef uit de totale soortenlijst verschillende groepen te laten vertegenwoordigen door ongelijke percentages soorten. Een groter geacht belang van een voorkeursgroep kan dan worden vertaald in een hoger percentage soorten uit deze groepen dat in de steekproef wordt opgenomen.

Een mogelijkheid om taxa te wegen, is gebruik te maken van 'evolutionaire complexiteit'. Dit begrip houdt rekening met belangrijke stappen die de evolutie heeft gemaakt tijdens de ontwikkeling van verschillende levensvormen (Jagers op Akkerhuis, 2001). Eukaryote eencelligen zijn bijvoorbeeld ingewikkelder dan bacteriën. Op hun beurt zijn afzonderlijke eukaryote eencelligen weer eenvoudiger van constructie dan meercellige levensvormen, zoals sponzen en planten, die weer een simpeler bouwplan hebben dan meercelligen met hersenen.

Een ander taxonomisch argument zou kunnen zijn dat groepen die erg veel soorten bevatten minder talrijk vertegenwoordigd hoeven te zijn. Dit zou met name relevant zijn voor groepen van kleine soorten waarbij de ecologische verschillen tussen de soorten relatief klein zijn. Gedacht zou kunnen worden om in de steekproef te werken met de wortel van het aantal soorten in de groep. Van een groep met 1000 dieren zouden dan 31 soorten worden getrokken, en van een groep met 10 soorten 3. Hierdoor blijven kleine groepen (zoals de zoogdieren) toch relatief goed vertegenwoordigd.

Een andere taxonomische weging zou rekening kunnen houden met de genetische afstand tussen soorten in een groep. De genetische afstand kan worden bepaald aan de hand van een afstammingsboom. Zo'n boomstructuur laat zien welke soorten het breedste scala aan verschillende genepakketten in stand houden. Deze soorten zouden dan bij voorkeur in de steekproef kunnen worden opgenomen.

Hoewel de bovenstaande modificaties van de steekproef wel meer nadruk kunnen leggen op bepaalde groepen, blijft het argument dat veel zeldzame soorten zullen worden getrokken van kracht. Hierdoor blijft het moeilijk een taxonomische steekproef in de praktijk te gebruiken voor monitoringsdoeleinden.

Conclusies taxonomische steekproef

Het werken met een zuiver taxonomische steekproef op basis van een lijst met losse soorten heeft als voordeel dat op een eenvoudige manier een volstrekt random lijst van soorten wordt verkregen die zeer representatief is voor alle soorten in

Nederland. Hierdoor is de methode bij uitstek geschikt om te bepalen welke *fractie* van alle soorten in Nederland voldoet aan een bepaald criterium, bijvoorbeeld of het een zoutwatersoort en of het een bedreigde soort is. Zoals aangegeven door Van Strien et al. 2003, zullen bij een representatieve (=volledig random selectie) steekproef uit alle soorten, de soortenrijke groepen met veel zeldzame soorten de monitoring gaan domineren, terwijl tegelijkertijd voor deze soorten doorgaans juist de informatie ontbreekt om ze gericht te kunnen monstren. Het toekennen van wegingsfactoren aan deze groepen (\neq niet representatieve selectie) leidt mogelijk deels tot een oplossing, maar -vereist naar ons idee- discussie over het belang van verschillende weegfactoren, zoals het belang van 'aaibaarheid', 'evolutionaire complexiteit', van 'genetische afstand' of van 'aantal soorten binnen een groep'. Bovendien is de factor 'genetisch afstand' nog niet te operationaliseren. Van Strien et al. 2003 geven ook aan dat dit soort discussie overbodig zou kunnen worden, indien meer dan 5 soortgroepen worden bemonsterd, ook als dit "aaibare" soorten betreft. Na 5 groepen leidt het toevoegen van nog een extra groep niet meer tot een betere schatting wegens redundantie in de informatie die de extra soorten leveren. Hoewel dit geldt voor de schatting van het percentage bedreigde soorten van alle soorten in Nederland, is het op grond van 5 soortgroepen niet mogelijk uitspraken te doen over de trends in soortgroepen die niet werden bemonsterd.

In zijn algemeenheid geldt dat taxonomie een zuiver genetisch criterium is. Zonder toevoeging van informatie over het ecologisch functioneren van de soorten of zonder gericht nader onderzoek bij opvallende trends, is het niet mogelijk gemeten trends direct te vertalen naar onderliggende oorzaken. Dit geldt zeker wanneer alleen wordt gewerkt met een globale schatting van het aantal bedreigde soorten. Specifieke herstelmaatregelen voor duurzaam behoud kunnen op basis van de monitoringsinformatie zelf niet in gang worden gezet. Hiertoe is een koppeling vereist met functionele eigenschappen van de soorten.

6.2 Het gebruik van paraplu-, indicator- of sleutelsoorten

Het begrip sleutel- of paraplu-soort impliceert dat het voorkomen van een soort in hoge mate indicatief wordt geacht voor het voorkomen van andere soorten. Door het toekennen van een indicatiewaarde aan een soort, voor een groep van andere soorten is de methode een mengvorm tussen soort- en soortgroepsniveau.

Er zijn vele pogingen ondernomen om biodiversiteit op deze manier te benaderen (o.a. Lawton et al. 1998; Williams & Gaston 1998; Prendergast et al. 1993; Prendergast & Eversham 1997), maar tot nu toe met weinig succes. Verschuivingen in de abundantie van soorten uit verschillende taxonomische groepen vertonen in hetzelfde gebied niet noodzakelijk eenzelfde of even sterke trend. Heel illustratief zijn de resultaten van Thomas (Thomas et al. 2004). Dit werk laat voor heel Engeland zien dat:

- *inbeemse planten* gemiddeld een lichte vooruitgang vertoonden (1254 soorten, periode 1954 tot 1960 vergeleken met 1987-1999),

- *inbeemse broedvogels* een lichte achteruitgang (201 soorten, periode 1968 tot 1972 vergeleken met 1988-1991), en
- *inbeemse vlinders* een zware achteruitgang (58 soorten, periode van 1970 tot 1982 vergeleken met 1995-1999).

Broedvogels zijn dus als groep niet indicatief voor de mate van neergang in de vlinderpopulaties. En de positieve trend in planten is al helemaal niet indicatief voor de negatieve trend in vlinders. Functioneel gezien lijkt het geen toeval dat vlinders het sterkst achteruitgaan, omdat deze als rups en als adult in verschillende momenten in het jaar zeer specifieke en sterk tijdgebonden eisen stellen aan een lokaal milieu, en daardoor zeer kwetsbaar zijn. De verschillen in trends tussen planten en vlinders laat zien dat het overleven van vlinders van meer factoren afhangt dan van de aanwezigheid van waardplantensoorten alleen.

Bovenstaande laat onder andere zien dat niet alle soorten in een ecosysteem afhankelijk zijn van dezelfde ecologische factoren als de paraplu-soort (zie ook Roberge & Angelstam 2003). De mate van instandhouding van de ene taxonomische groep in een gebied zegt dus niet vanzelfsprekend iets over de mate van instandhouding van andere taxonomische groepen in dat gebied. Ook tussen gebieden bestaat dit verschijnsel. Gebieden waarin de meeste vogelsoorten voorkomen zijn bijvoorbeeld niet per sé de gebieden waar de meeste vlindersoorten voorkomen (zie b.v. Prendergast et al. 1993). Dat tussen en binnen habitats deze verschillen bestaan tussen 'paraplu-soorten' en de overige soorten, komt door het tijdsgebonden en ruimtelijk variabele aanbod aan specifieke bestaansbronnen, in combinatie met de verschillen die bestaan tussen de wensen van de soorten in het ene taxon ten opzichte van het andere taxon. Ten slotte kan de aanwezigheid van veel predatoren van de ene groep leiden tot lage aantallen van soorten in andere groepen (denk aan de relatie havik-groene specht in de duinen, of zonnebaars-insecten in kleine, vaak zure meertjes).

Werken met paraplu-soorten, indicatorsoorten, signaalsoorten lijkt beter te werken binnen een taxon. Bijvoorbeeld binnen de groep van de planten bestaan er duidelijke associaties met min of meer vaststaande combinaties van plantensoorten. Die plantengemeenschappen komen op een bepaalde plek voor hoofdzakelijk vanwege bepaalde milieuomstandigheden, zoals lichtcondities, bodemeigenschappen en grondwaterstanden een bepaald successiestadium. Aan de plantengemeenschappen kunnen in een aantal gevallen diergroepen worden gekoppeld, met name sommige monofage planten-etende insecten. Een algemene correlatie tussen planten en alle soorten uit een orde mag zeker niet worden verondersteld, zoals ook blijkt uit het bovenvermelde werk van Thomas (Thomas et al. 2004). Wanneer gewerkt wordt met indicatorgroepen die zijn gekozen op grond van "aaibaarheid", kan dit leiden tot problemen voor de indicatorwaarde van soortgroepen. Wat heeft bijvoorbeeld meer impact op het functioneren van een ecosysteem: als 25% van de vogels uitsterft of als 25% van de paddestoelen uitsterft? Hoe representatief zijn de gekozen soortgroepen voor de mate van instandhouding van andere niet-gemonitorde soortgroepen? En, wanneer maatregelen genomen worden op basis van waarnemingen bij 1 soortgroep,

hebben die maatregelen dan dezelfde beoogde effecten op andere soortgroepen (dat het antwoord waarschijnlijk 'nee' is blijkt o.a. uit het werk van Thomas)?

De Graadmeter Natuurwaarde van het MNP werkt met indicatorsoorten. Hierbij wordt uitgegaan van de huidige soorten uit de NEM-meetnetten aangevuld met soorten uit een aantal groepen cryptobiota. Van Strien et al. (2003) constateren dat naarmate meer soortgroepen worden toegevoegd aan de berekening er geen verschil meer is waar te nemen tussen de indicatie voor het percentage bedreigde soorten wanneer wordt gewerkt met een steekproef die is gebaseerd op "aibare" soorten of op cryptobiota (o.a. insecten). Het onderscheid verdwijnt wanneer meer dan 5 soortgroepen worden gemonitord, waarbij de soortgroepen gevoelig moeten zijn voor verschillende bedreigingen. Voorwaarde is ook dat in elke soortgroep alle soorten en niet alleen de bedreigde soorten gemonitord worden. Blijkbaar is bij het toevoegen van meer dan 5 soortgroepen sprake van redundantie in de informatie om het aandeel bedreigde soorten te schatten.

Dit is een belangrijke conclusie, omdat mag worden aangenomen dat deze een algemene geldigheid heeft. Indien er maar voldoende soorten met verschillende ecologische relaties worden gemonitord, dan zou dit altijd een goede schatting moeten opleveren van het percentage bedreigde soorten in Nederland, ongeacht of het om "aibare" soorten of cryptobiota gaat.

Bij aquatische monitoring in Nederland is het gebruik van paraplu-soorten sterk ingeburgerd. De huidige monitoring van vissen maakt gebruik van een aantal paraplu-soort-gerelateerde groepenindelingen. Bijvoorbeeld de snoek – ruisvoorn-gemeenschap (helder water), snoekbaars – brasem (troebel), zeelt (vies en zuurstofloos), zonnebaars of hondsvij (zuur), winde (verbindingen tussen grotere en kleinere wateren) of zalm (goede doorgang stromend water). Hoewel in bovenstaande indicaties voor watertypen staan, wordt daarmee ook bedoeld dat in dat water alle overige soorten voorkomen die van dat watertype houden. Dit geeft al aan dat vooral het watertype bepaald welke soorten zullen voorkomen. Om deze reden staat in de aquatische wereld de mate waarin er verbanden tussen aquatische soorten bestaan, sterk ter discussie.

Conclusies gebruik van selecties van soorten

Het gebruik van paraplu, indicator of signaalsoorten biedt een mogelijkheid om de hoeveelheid te monstern soorten te verminderen.

Voordelen van deze methode zijn:

1. er worden eenvoudig te vangen en herkennen soorten geselecteerd;
2. er kan met minder soorten worden gewerkt.

Naast deze voordelen zijn er een aantal nadelen:

1. de geselecteerde soorten zijn veelal slechts indicatief voor een beperkt aantal eigenschappen;
2. geselecteerde soorten uit het ene taxon zijn zelden indicatief voor soorten uit een ander taxon.

Indien een groot genoeg aantal soorten wordt gemonitord, en er van uitgaand dat ze behoren tot minimaal 5 groepen met verschillende ecologische responsen, kunnen willekeurige sets soorten gebruikt worden om te komen tot een schatting van het percentage bedreigde soorten in Nederland. Ofschoon deze methode erg aantrekkelijk lijkt door haar eenvoud, kleven er twee nadelen aan. Het monitoren van minimaal vijf groepen, betekent erg veel werk. Bovendien blijft het bezwaar bestaan, dat de uitkomst geen eenduidige informatie verschaft over andere soortgroepen (zie ook § 6.1).

6.3 Meten op basis van een functionele benadering

Hierbij kijken we naar de ecologische eigenschappen van de soorten zelf, zoals de levenscyclus, het voedselpatroon, de voorkeur voor bepaalde substraten, dispersievermogen, etc. Dit levert ook aanknopingspunten voor eventuele mitigerende maatregelen vanuit beleid en beheer. Neemt bijvoorbeeld tijdens het monitoren een bepaalde ecologische groep in aantal af (of toe), dan is het via een functionele analyse hoogstwaarschijnlijk mogelijk aan te geven welke factor in het ecosysteem deze verandering veroorzaakt. Bijvoorbeeld, een afname van de groep insecten die als larve zijn gebonden aan dood hout, geeft direct een indicatie dat het ecosysteem minder, of minder geschikt dood hout bevat. Door deze directe relaties is dit type informatie veelal direct te vertalen in een praktische maatregel om de achteruitgang van een soort te stoppen (Hengeveld 1995). Een groepering van de gevangen soorten op basis van de soortspecifieke responsen op ecologische factoren, kan een operationeel Meetnet Nederlandse Soortdiversiteit dichterbij brengen dat niet alleen veranderingen signaleert, maar ook mogelijke aanknopingspunten voor mitigerende maatregelen aandraagt bij gesignaleerde ongewenste veranderingen.

Bij een verandering binnen een ecosysteem vallen (groepen van) soorten af die hier niet tegen bestand zijn (Hengeveld 1995; 1996). Een uitval van soorten gebeurt niet willekeurig (Siepel 1996). Soorten met een lange ontwikkelingstijd verdwijnen bijvoorbeeld wanneer de frequentie van een versturende ingreep (maaien, ploegen, kappen) te hoog wordt. Functionele groepen vertegenwoordigen de ecologische biodiversiteit die gekenmerkt wordt door factoren zoals zouttolerantie, migratieafstanden etc. (Hengeveld 1996). Fysiologische responsen van soorten op abiotische factoren zoals zoutgehalte, grondwaterstanden etc. zijn vaak specifiek. Zo kennen de wormensoorten in de uiterwaarden een korte generatietijd, waardoor ze snel eipakketten maken. In tegenstelling tot de adulten kunnen eipakketten wel tegen overstroming. Door het overschrijden van de tolerantiegrens van soorten verdwijnen deze uit een gebied. Fragmentatie van habitat kan de problemen daarbij verergeren, met name voor weinig mobiele soorten, doordat soorten niet tijdelijk kunnen migreren naar andere, wel geschikte plekken en doordat het herstel door immigratie van buitenaf steeds minder wordt. Dat fragmentatie de oorzaak van achteruitgang is zal in een functionele bemonstering dus vooral blijken uit een achteruitgang van de soorten die sterk habitatgebonden en weinig mobiel zijn (zie voorbeeld hieronder). Om deze conclusies te trekken, is het van belang dat op alle monsterlocaties de

soorten op dezelfde manier en op een gestandaardiseerde, kwantitatieve manier worden gemonsterd.

Ecologische dimensies

Het overleven van ieder organisme en daarmee van soorten, hangt af van een succesvolle voortplanting. Wie niet goed bij zijn omgeving past kan zich slecht of in het geheel niet voortplanten. Soorten kunnen zich maar beperkt aanpassen aan een vreemde omgeving. Ze beschikken immers niet over onbeperkt veel energie voor aanpassingen van hun bouw tijdens een generatie. Over de jaren zijn de mogelijkheden van veel soorten gekanaliseerd in tamelijk starre wensenpakketten. Dit pakket wensen vormt een groepering van eigenschappen van een individu, zoals het hebben van 4 larvale stadia, het hebben van kaken en darmen om houtvezels mee te kunnen eten en verteren, het hebben van zes poten waarmee het snel kan lopen, etc. Ieder wensenpakket is gevormd in relatie tot, en vormt daarom een afspiegeling van, de aanwezigheid van hulpbronnen in de leefomgeving van dit individu. Al de hulpbronnen waaraan een individu/soort is aangepast en die het (potentieel) kan gebruiken voor zijn functioneren, worden wel aangeduid als zijn 'niche'. Hoewel de ecologische eigenschappen (de functionele ecologie) van een soort dus een sterke relatie vertonen met de verzameling van hulpbronnen van zijn niche, focust de functionele ecologie op soorteigenschappen terwijl de niche focust op hulpbronnen. Passen de soorteigenschappen bij de leefomgeving, dan is er voor deze soort een niche beschikbaar in die leefomgeving en kan hij zich met succes voortplanten. Een voorbeeld is de Oranjetip (*Anthocharis cardamines*), aangepast om in de lente als rups te vreten van pinksterbloemen. Vervolgens vindt een snelle groei en verpoping plaats en wacht de pop tot de pinksterbloemen van volgend jaar. De soort 'verwacht' als het ware dat er pinksterbloemen zijn in de lente. Andere voorbeelden van ecologische behoeften zijn: een vochtig milieu, stabiele omstandigheden, voldoende dichtheid van paringsrijpe partners, voldoende voedsel (prooi of waardplant), goede mogelijkheden tot migratie, etc. Al deze behoeften vormen als het ware een n-dimensionaal hypervolume. Omdat dit volume zoveel dimensies heeft is het moeilijk er een geordend overzicht van te geven. Toch is zo'n overzicht gewenst, indien we de behoeften van soorten en de daaraan gekoppelde soorteigenschappen op een overzichtelijke manier willen weergeven. Als oplossing van dit ordeningsprobleem hebben we ervoor gekozen het n-dimensionale hypervolume te reduceren in complexiteit door het te projecteren op een kleiner, vier-dimensionaal volume. Daarbij zijn de vier dimensies zo gekozen dat ze onafhankelijke parameters vertegenwoordigen. Op basis van deze overwegingen is gekozen voor de volgende vier dimensies, waarbij we steeds de praktische vertaling voorop hebben gezet, gevolgd door de abstracte dimensie tussen haakjes::

- voedsel (energie);
- substraat (constructie);
- reproductiestrategie (informatie);
- verplaatsing (ruimte en tijd).

Voedsel

Bij planten leidt een ordening van soorten naar voedsel-aanpassingen tot een indeling in nutriëntenbehoeften. Bij dieren leidt zo'n ordening tot de klassieke indeling in

voedselgilden en voedselketens. Verschuivingen in voedselgroepen treden bijvoorbeeld op bij mijten, waarbij de groep van fungivore grazers praktisch verdwijnt bij de overgang van extensief naar intensief beheerd grasland. Een ander voorbeeld is de reeks van greppels naar bermen, houtwallen en bosranden. Hier geven functionele groepen binnen de taxonomische groepen Diptera (vliegen) en Coleoptera (kevers) aan dat aan verse vegetatie gebonden soorten afnemen terwijl aan dood hout gebonden soorten toenemen. Dit weerspiegelt de afname van kruidige vegetatie en de toename van dood hout in deze reeks. Het dient te worden opgemerkt dat de ene ordes vaak niet indicatief is voor de andere, omdat de verdeling van soorten over verschillende voedselpakketten wezenlijk kan verschillen tussen deze taxa.

Substraat

Naast voedsel vormt substraat een belangrijke factor voor het overleven van soorten en daarmee voor hun aanpassingen. Bij planten spelen de hardheid, waterdoorlaatbaarheid, vochtigheid, zuurstofgehalte, pH etc. van de bodem een rol. Dieren gebruiken meer verschillende substraten dan planten (die voornamelijk grond of water gebruiken). Een mierenkoningin heeft bijvoorbeeld een goede, niet te natte bodem nodig om haar nest te graven. Uilen en veel andere vogels hebben om te nestelen bomen nodig met holen van de juiste afmeting. Bepaalde snuitkeverlarven hebben als substraat de bloemknoppen van planten nodig. Inzicht in de aaneenschakeling van substraatinteracties kan, net als bij voedselketens, worden gebruikt om hoeksteen- of sleutelsoorten te identificeren. Met name de zogenaamde ecosysteemingenieurs, soorten die structuren maken die door anderen worden gebruikt (bijvoorbeeld bevers, bomen, wormen), hebben een belangrijke rol in deze structuurketens.

Reproductiestrategie

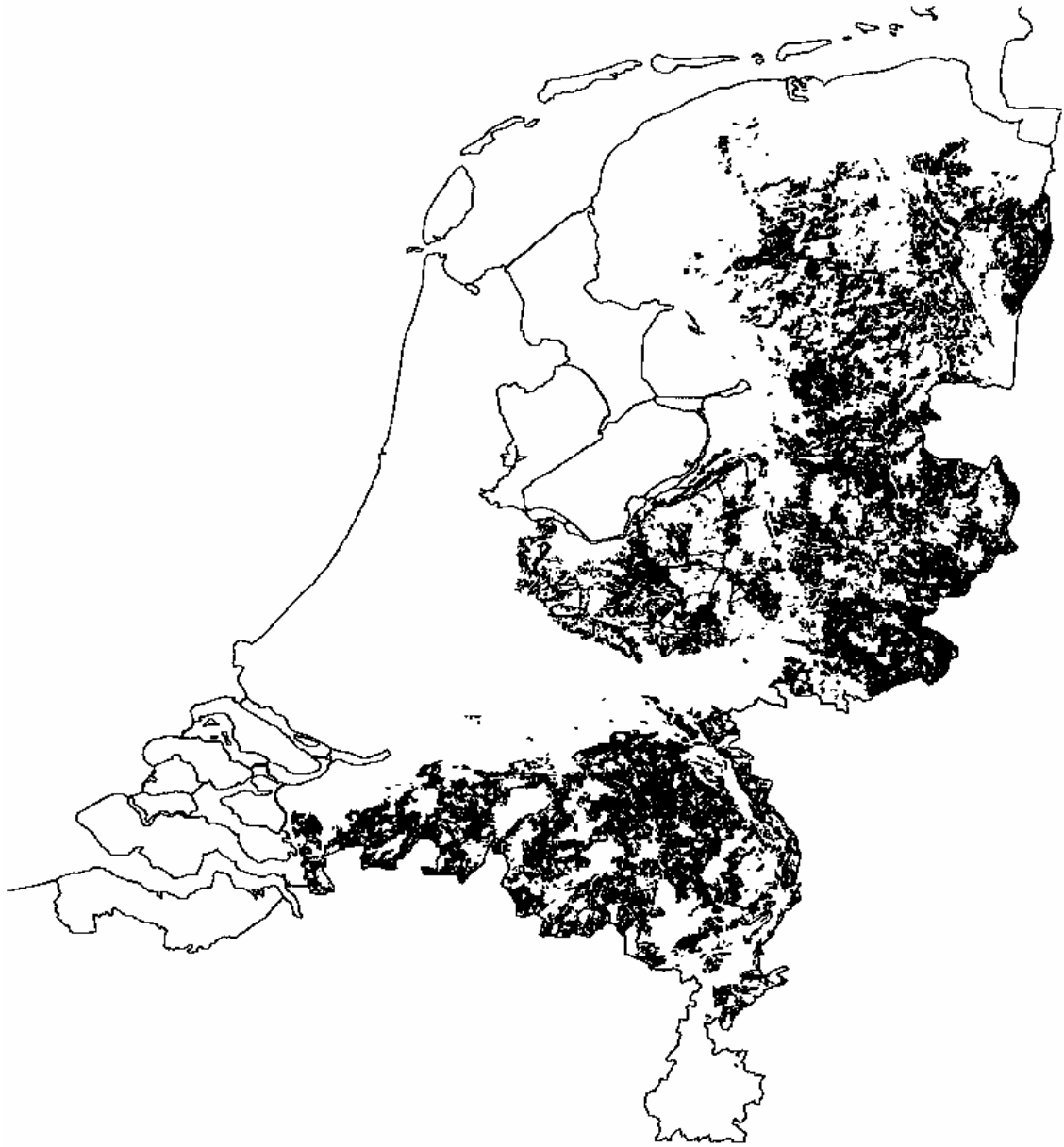
Zowel planten als dieren vertonen aanpassingen aan verschillende maten van variabiliteit van hun omgeving via reproductieve strategieën. Voorbeelden hiervan zijn: het vertonen van een diapauze, het voortbrengen van meer generaties, het hebben van een lange (b.v. langer dan een jaar) of juist een korte (b.v. korter dan een jaar) reproductieve volwassen levensfase, het voortbrengen van langlevende juvenielen of zaden, etc.

Verplaatsing (in ruimte en tijd)

Soorten verschillen enorm in hun vermogen tot verspreiding. Hoe beter een soort zich kan verspreiden, hoe ongevoeliger hij is voor aantasting van zijn leefmilieu. Soorten die zich maar langzaam verspreiden zijn kwetsbaar voor versnippering, zoals slakken, veel vleugelloze insecten en planten met zware zaden. Ook soorten die ver kunnen lopen, maar die sterk gebonden zijn aan een bepaalde omgeving, zoals bepaalde boskevers, verspreiden zich in de praktijk slecht.

6.4 Voorbeelden van toepassing van een functionele benadering

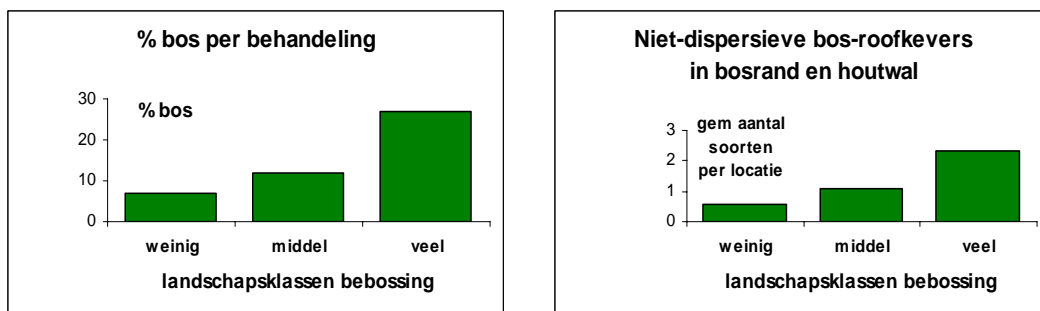
Een voorbeeld van een meetnet waarbinnen zowel soorteigenschappen als omgevingsvariabelen worden gemonsterd vormt de Bodembioologische Indicator (Schouten et al. 1997). Enerzijds worden veranderingen in de aantallen soorten en abundanties van bodembewonende cryptobiota gemonitord, die worden geïnterpreteerd op basis van ecologische eigenschappen van soortgroepen die gekoppeld zijn aan *life-support*-functies van de bodem. Onder *life-support*-functies worden verstaan: de biotische- en abiotische processen (stoffen kringlopen van C, N, P, S etc.) die voor het leven essentieel zijn. Door een indeling van de gevangen soorten in functionele groepen kunnen lange soortenlijsten worden vermeden, en kunnen trends in functionele groepen worden gepresenteerd die een min of meer direct beeld geven van veranderingen in belangrijke ecologische processen. Knelpunt bij deze benadering is dat er relatief veel specialistische ecologische kennis moet zijn. Echter wanneer de ecologie van de soorten eenmaal is verzameld, kan deze bij herhaling worden gebruikt. Dan is alleen kennis nodig voor het determineren van de gevangen soorten, kennis die ook nodig is bij andere vormen van meetnetten.



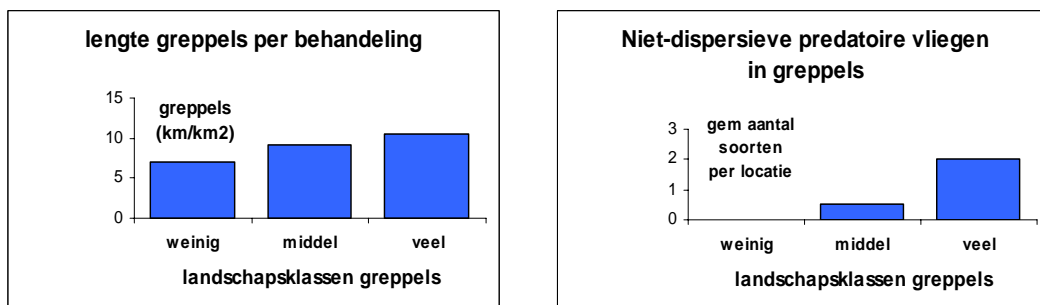
Figuur 3. Kaart van Nederland met in zwart het gebied waar de life-support-functie van de bodem wordt bedreigd

Voorbeeld 1 (Siepel 2004, in druk)

De intensieve landbouwpraktijk in Nederland vormt ongewild een bedreiging voor de biodiversiteit in landbouwgebieden. Dit kan worden geïllustreerd met de decompositie (afbraak) van organisch materiaal op de hogere zandgronden. Fungivore grazers (i.e.: soorten die al grazend schimmels eten) en herbo-fungivore grazers (i.e.: soorten die zowel plantaardig materiaal als schimmels eten) zijn - ecologische - voedselgilden binnen de taxonomische groep van mijten. Ze kunnen schimmelcelwanden verteren en stimuleren de microbiële activiteit in de bodem. Het is daarnaast een groep van soorten met een gering dispersievermogen. Naar verwachting verdwijnen deze soortgroepen uit landbouwgrond wanneer de mate van verstoring van de bodem en de mestgift toeneemt. Gebaseerd op aannamen die stoelen op bovenstaande kennis van de bodembioïologie werd met behulp van GIS-kaarten van bodemgebruik een gebied geselecteerd met hoge mestgift. Op deze locaties werd verwacht dat de life-support-functie van decompositie van organisch materiaal bedreigd was (Fig. 3). De bodem in dat gebied en in referentiegebieden werd bemonsterd en de soortsaamenstelling en dichtheid van microarthropoda (i.e.: kleine geleedpotige dieren) werd vastgesteld. Zowel het aantal verschillende soorten als de dichtheid van fungivore grazers en herbo-fungivore grazers bleek zeer laag te zijn, dan wel vrijwel geheel te ontbreken in het geselecteerde gebied. Herstel van het decompositieproces voor duurzame landbouw en natuurontwikkeling wordt dus moeilijk in deze gebieden, want zoals we boven al aangaven, de soorten uit de groep fungivore grazers vertonen een zeer geringe dispersie en zullen dus niet makkelijk vanuit de omgeving de gebieden herkoloniseren.



Figuur 4. Aandeel bos per landschapsklasse en het aantal soorten kevers met een gering dispersievermogen per landschapsklasse



Figuur 5 Aandeel greppels per landschapsklasse en het aantal soorten vliegen met een gering dispersievermogen per landschapsklasse

Voorbeeld 2 (Jagers op Akkerhuis et al. 2003)

In 2001 en 2002 werd door Alterra in het kader van het DWK-Programma Agrobiodiversiteit (LNV-DWK progr. 352) een bemonstering van zandgronden in het landelijk gebied uitgevoerd waarbij werd onderzocht wat de rol is van de landschapselementen greppel, berm, houtwal en bosrand voor de biodiversiteit van arthropoden in het agrarisch gebied in het algemeen en in het bijzonder voor insectengroepen die bijdragen aan teeltondersteuning. De vangstlocaties bevonden zich in landbouwgebieden met weinig, middelmatige en hoge dooradering van de vier typen landschapselementen (Fig. 4). De gevangen dieren werden gedetermineerd op soort. Wanneer het effect van het type landschapselement en de mate van dooradering bestudeerd wordt met een zogeheten multivariate analyse, vertoonden verschillende soorten een significante relatie met een bepaald adertype of mate van landschapsdooradering. Het bleek echter zeer moeilijk te verklaren waarom ze deze significantie vertoonden. Oorzaak hiervan is, dat de verschillende soorten om verschillende redenen een voorkeur hebben voor een bepaald terreintype.

Om dit probleem op te lossen is vervolgens een indeling van de gevangen soorten toegepast naar hun typen ecologische aanpassingen, zoals *life history*, voedselgilde, substraatgebruik en dispersiecapaciteit. Het vooraf selecteren van een groep van organismen, op basis van een combinatie van deze indelingen, waarbij bovendien een toetsbare hypothese wordt gegenereerd, kan de ruis uit de gegevensset verwijderen en kan een gerichte analyse geven waarom soorten ergens voorkomen of niet. Een voorbeeld van een dergelijke selectie (Fig. 4) is de selectie van een groep keversoorten die gebonden is aan een stabiel milieu (wat blijkt uit de lange reproductieve levensduur van de adulten), waarvan de larven leven in de strooisellaag (in bossen dus), en waarvan de soorten bovendien kwetsbaar zijn voor versnippering (adulten en larven komen het bos niet uit, ook al kunnen ze makkelijk kilometers ver lopen).

Een ander voorbeeld is de selectie van een groep vliegen (Fig. 5) op basis van hun binding aan greppels (de larven leven in modder en/of stilstaand water) en hun slechte vliegvermogen (ze verplaatsen zich voornamelijk lopend). De mate van dooradering van het landelijk gebied met greppels, sloten of houtwallen kan dus van grote invloed zijn op de plaatselijke biodiversiteit.

Belangrijke voordelen van de gehanteerde benadering in voorbeeld 1 en 2 zijn:

1. het voorkomen van soortgroepen kan voorspeld kan worden, ook in locaties waar niet is gemonsterd;
2. op basis van de ecologie kan desgewenst gericht gemonsterd worden;
3. voorspellingen omtrent de effecten van eventuele mitigerende ingrepen en maatregelen worden mogelijk, omdat de ecologie van de groepen bekend is en direct aangeeft door welke factoren de groepen worden beïnvloed.

TEKSTBOX 1: 'Ruimtelijke steekproef'

Dit betreft het willekeurig trekken van een aantal locaties. Een resultaat van deze benadering zou kunnen zijn het monitoren van alle soorten die voorkomen op een bepaald aantal vierkante meters in de buurt van bijvoorbeeld 500 willekeurig gekozen locaties in Nederland.

Monitoren op locatieniveau

De resultaten van het monitoren op een locatie zijn sterk afhankelijk van de grootte van de daar voorkomende organismen, hun beweeglijkheid en hun voorkeur voor lokale onderdelen van het terrein binnen de te bemonsteren locatie, de 'plot'. Wanneer een plot 20 m² beslaat, kan deze, gezien op het schaalniveau van mijten en springstaarten in de bodem, meerdere "ecosystemen" omvatten. Op het schaalniveau van herten, slangen of vlinders zal de plot echter hooguit een fractie zijn van een veel groter "ecosysteem" en zullen deze soorten maar met moeite in zo'n plot kunnen worden vastgesteld, omdat deze dieren maar een heel enkele keer en gedurende korte tijd door de plot lopen, kruipen of vliegen. De te verkiezen plotgrootte hangt dus samen met de afmeting, de beweeglijkheid en de voorkeuren voor terreinonderdelen van de te monitoren soorten.

Voor een goede onderlinge vergelijkbaarheid tussen plots is het nodig dat in iedere plot vergelijkbare terreinonderdelen op vergelijkbare manieren worden gemonsterd. Veel - vooral kleinere - soorten kunnen binnen een klein gebied sterk verschillen in verspreidingspatroon, o.a. als gevolg van gradiënten in hoogte (heuvels), vocht, vers organisch materiaal, licht, temperatuur, kaal zand, begroeiing, etc.

Het bemonsteren dient bij voorkeur zoveel mogelijk kwantitatief te zijn en direct gerelateerd aan een bepaald oppervlak/volume (bijvoorbeeld: het aantal individuen per vierkante of kubieke meter bemonsterde bodem of bemonsterde gewasvolume). Het gebruik van volumina of bemonsterd oppervlak is moeilijk bij erg mobiele soorten, zeker als deze in lage dichtheden voorkomen. Hier kan wellicht worden teruggegrepen op activiteitsvallen (zoals potvallen of malaisevallen (een soort staande vangtenten)). Omdat de monstermethode een grote invloed heeft op het soortenspectrum dat kan worden gemonitord, kan het nodig of nuttig zijn op een-en-dezelfde plot verschillende monstermethoden toe te passen zodat een zo groot mogelijk deel van de soortdiversiteit ter plaatse wordt waargenomen.

De aanwezigheid van de meeste dier- of plantensoorten in het bemonsterde terreinonderdeel wordt enerzijds beïnvloed door het aanbod van bestaansbronnen binnen de plot, maar ook door dispersie vanuit populaties in de omgeving van de monsterlocatie. Om te voorkomen dat resultaten van vooral kleinere plots enkel worden toegeschreven aan het lokale ecosysteemtype, is het wenselijk dat wanneer kleine plots worden bemonsterd, ruime informatie worden verzameld over de aanwezigheid van terreintypen, zoals greppels, bermen, houtwallen, heideterreinen, grasland, akkers, bos, etc. in de wat ruimere omgeving van de locatie.

Monitoren van hogere aggregaties

De huidige aquatische monitoring van macrofauna in Nederland maakt gebruik van een groepeerindeling op basis van voorkomen in ecosysteemtypen. Bepaalde combinaties van soorten worden daarbij verwacht aanwezig te zijn (Bijlage 1). Ingeval van de "cryptobiota" worden abiotische eigenschappen als pH-waarde van het water gebruikt, om te voorspellen waar soorten mogen worden verwacht. Het groeperen van soorten naar hun waarschijnlijke voorkomen in ecosysteemtypen brengt echter problemen met zich mee (Hengeveld 1995). De samenstelling van soorten binnen een (lokaal) ecosysteem is niet vast; afzonderlijke soorten kunnen zich binnen de geografische ruimte verplaatsen als respons op wisselende omstandigheden. Een deel van de soorten bevindt zich jaarrond in een ecosysteem terwijl andere soorten in bepaalde seizoenen migreren naar een ander ecosysteem. Daarnaast kunnen dichtheden van dezelfde soorten met ruime marges variëren binnen hetzelfde ecosysteem en tussen verschillende systemen. In het algemeen is daarom de vraag welke soort bij welk ecosysteem hoort slecht te beantwoorden.

Ruimtelijke stratificatie

Losse locaties vormen samen op verschillende manieren grotere eenheden op basis van biotische en abiotische condities. Abiotische condities omvatten onder andere hydrologie, bodemtype, hoogte, ontstaansgeschiedenis. Biotische condities omvatten de aanwezigheid van bepaalde planten- en/of dierengemeenschappen en de rol die verschillende, soms ver uiteen gelegen locaties, spelen voor het voortbestaan van trekkende soorten, zoals rotganzen, die zowel in Siberië als in Nederland een belangrijk deel van hun habitat vinden. Veelal zal het classificeren op grond van een combinatie van factoren de beste methode zijn om te komen tot een grovere indeling tot grotere eenheden zoals *catchments*, grondsoorten en bodemprofielen, klimaatzones en vegetatietypen of 'dierenregio's'.

Een basis voor een dergelijke integrerende benadering biedt de indeling in zogeheten 'fysiotopen' (interne referentie Alterra, R. de Waal, J. Schaminée). Een fysiotop is een landschappelijke eenheid met een min of meer gelijke gesteldheid (ranges) van klimaat, bodem en waterhuishouding. Bijvoorbeeld, in het Nederlandse soorten- en ecosystemenbestand voor planten "SynBioSys" (van Alterra) zijn binnen de fysisch-geografische regio 'heuvelland', de serie-groep 'plateaus, hellingen en dalen' en de serie 'hellingen', de volgende fysiotopen gedefinieerd: 'kalksteenwanden en kalksteenrichels', 'droge kalkrijke hellingen', 'droge kalkarme hellingen met het kalkgesteente ondiep in de ondergrond' en 'kalkarme löss- en groenzandhellingen' (SynBioSys). Er zijn daarbij voor heel Nederland ca. 100 verschillende fysiotopen gedefinieerd. Per fysiotop wordt door SynBioSys beschreven welke plantengemeenschappen daar voorkomen en hoe de vegetatie zich ter plaatse kan ontwikkelen. Vanaf het niveau van 1-bij-1-kilometer-blokken kan op elk geografisch schaalniveau de samenstelling (in de zin van: aanwezig of afwezig) van de fysiotopen aan plantengemeenschappen worden weergegeven. Daarmee biedt deze benadering een eenvoudig schaalbare basis voor het vinden van een bepaald aantal verschillende habitattypen voor het indelen van een meetnet voor de Nederlandse soortdiversiteit.

Conclusies bij tekstbox 1

Planten groeien in het algemeen op een vaste plek en hun soortengemeenschappen vertonen daarom de meest directe koppeling met plaatselijke abiotische (bodem-)factoren. Ook een trofisch niveau hoger, is er vaak weer een directe relatie tussen het voorkomen van bepaalde gemeenschappen van monofage diersoorten en bepaalde vegetaties (i.e.: plantengemeenschappen), omdat deze diersoorten steeds direct afhankelijk zijn van een enkele plantensoort binnen zo'n vegetatie. Veel minder direct zijn de relaties tussen oligofage, of polyfage diersoorten en vegetatietype. Voor deze diersoorten geldt dat de binding met een bepaald type substraat, zoals dood hout, nectar- of stuifmeelrijke kruidenvegetatie, stuifzand, stromend water, etc., van een groter belang is dan de binding aan specifieke plantensoorten. Veel mobiele dieren (i.e.: met een groot dispersievermogen gebruiken verschillende onderdelen van een terrein of waterlopend systeem in verschillende seizoenen en/of levensstadia. Indien populaties van dieren die zulke strategieën hebben zouden moeten worden gemonitord, kan met grotere landschapseenheden worden gewerkt, mits deze eenheden zo gekozen zijn, dat zij voorzien in de juiste combinaties van bestaansbronnen in tijd en ruimte.

TEKSTBOX 2: 'Tijdelijke steekproef'

Monitoren op kleine tijdschaal.

De drie meest relevante tijdsaspecten van monitoren zijn dag en nacht, maancyclus en de jaarcyclus en de daaraan verbonden seizoenen. Voor het bemonsteren van de Nederlandse soortdiversiteit zijn al deze aspecten van belang. Nachtdieren blijven bijvoorbeeld buiten beeld wanneer alleen overdag zou worden gemonsterd. De jaarcyclus van een soort is van eenzelfde belang bij monitoring. Enerzijds zijn er veel soorten die maar gedurende een korte periode van het jaar kunnen worden gevangen of waargenomen, omdat zij bijvoorbeeld alleen in een korte periode als adult bovengronds leven. Van andere soorten kunnen het hele jaar exemplaren in vangplotten of -netten worden waargenomen.

Monitoren van hogere aggregaties

Een aantal soorten kent behalve een dagnacht-, maan- en een seizoensritmiek ook langjarige golfbewegingen in aantallen. Dit kan van verschillende factoren afhangen, zoals de opbouw van een populatie parasieten of predatoren die de populatie decimeert (denk aan het effect van het zeehondenvirus op het aantal zeehonden in de Waddenzee), de aanwezigheid van een bepaald stadium van een voedselbron als gevolg van successie, zoals een groot areaal jonge dennenbomen, populieren of oude eiken in respons op een periodieke grootschalige aanplant, en het optreden van ecologische rampen, zoals overstromingen of branden. De effecten van zulke gebeurtenissen op soorten kunnen nog vele jaren naïjlen, en abusievelijk worden gesignaleerd als negatief te beoordelen trends in de biodiversiteit.

Tijdelijke stratificatie

Bij het werken met tijdsgebonden strata in monitoring kan worden gedacht aan een indeling in ochtend, middag, namiddag, avond en nacht, een indeling per dag, of aan lente, zomer, herfst en winter. Ook kan rekening worden gehouden met langjarige intervallen in de verschijning van bepaalde soorten, bijvoorbeeld bamboesterfte en het produceren van broed door koraal, het optreden '17^e-jaars cycaden', etc., verschijnselen, die slechts eens in een aantal jaren voorkomen.

Conclusies bij tekstbox 2

De te verkiezen tijdschaal bij het monitoren van soorten hangt sterk samen met de periodiciteit of tijdsduur van bepaalde ecologische verschijnselen die bij de te monstere organismen kunnen optreden en van de monitoringsdoelen.

7 Een plan van aanpak voor een Meetnet Nederlandse Soortdiversiteit (MNS)

Inleiding

Uit de voorgaande hoofdstukken kan geconcludeerd worden dat de huidige NW-STI-RLI graadmeterbenadering voldoet aan internationale eisen aan Nederland t.a.v. de monitoring van de biodiversiteit (CBD). Met de gebruikte benadering wordt enig inzicht verkregen in veranderingen op regionale en nationale schaal van een beperkt aantal soortgroepen. De genoemde benadering voldoet echter niet voor het kunnen evalueren van de beleidsvoornemens uit NvM ten aanzien van het behoud van het geheel aan soorten in Nederland (LNV 2000, Programma Groot Natuurlijk, taakstelling 8). Onze verwachting luidt dat dit met de bestaande meetnetten ook op termijn een dergelijke evaluatie niet mogelijk zal blijken te zijn.

Om genoemde doelstellingen wel te kunnen evalueren, zou daarom een andere aanpak nodig zijn. Hierna zal een mogelijke aanpak uiteen worden gezet. Onze opzet daarbij is niet om een nieuw meetnet naast de reeds bestaande meetnetten neer te zetten. Veeleer willen we een basis presenteren voor een geheel nieuwe aanpak, die de evaluatie van de beleidsdoelen dichterbij brengt. Daarbij zal veel aandacht besteed moeten worden aan integratie van bestaande initiatieven binnen een nieuw kader.

Het monitoren van soorten met het doel om vast te stellen of de condities voor hun instandhouding duurzaam aanwezig zijn, vereist kennis van trends en oorzaken. Een duidelijke trend is nodig om actie te ondernemen en de juiste actie vereist inzicht in de oorzaken. Veel soortgroepen worden bedreigd door menselijke activiteiten zoals landgebruik, klimaatverandering, vervuiling, verzuring, vermisting, versnippering, etc. Om te weten hoe de soortdiversiteit wordt beïnvloed door deze factoren is kennis nodig van de ecologische wensen van soorten en van de veranderingen in het milieu. Dit vraagt om een ecologische toevoeging aan het inventariserende niveau van de huidige gegevensverzameling binnen de meetnetten. Hoewel de vraagstelling van dit rapport zich lijkt te beperken tot het opstellen van een meetnet voor het signaleren van veranderingen in de Nederlandse soortdiversiteit, wijst het achterliggende doel, namelijk het in stand houden van de condities voor het voortbestaan, op de wens om gericht te kunnen ingrijpen bij ongewenste negatieve trends. Om te voorkomen dat eerst een meetnet wordt ontwikkeld dat trends signaleert en vervolgens een nieuw meetnet dat zich ook richt op het behoud van condities voor duurzame instandhouding, doen wij daarom een voorstel dat in principe beide wensen verenigt. Ook merken we op dat een meetnet soortdiversiteit het meest effectief zal zijn wanneer het samenvalt met een meetnet dat (of meerdere andere meetnetten die) inzicht geeft (geven) in verandering in het leefmilieu van de soorten.

De opzet van een meetnet soortdiversiteit moet aan verschillende eisen voldoen wat betreft ontwerp, dataopslag en meetinspanning. Deze aspecten worden hieronder puntsgewijze besproken, waarna een voorstel wordt geformuleerd voor een plan van aanpak.

7.1 Ontwerp

Bij het ontwerp voor een Meetnet Nederlandse Soortdiversiteit dat we hieronder zullen presenteren spelen drie aspecten een grote rol die we eerst zullen toelichten:

1. een indeling van het Nederlandse landschap in habitattypen
2. het bemonsteren van 'bioblokken'
3. het indelen van soorten in ecologische groepen

7.1.1 Habitattypen

Een MNS zal naar verwachting geen volledig beeld kunnen geven van de toestand van de gehele landelijke soortdiversiteit. Daarvoor bestaan er teveel soorten organismen, die om verschillende redenen niet eenvoudig te bemonsteren zijn. Een MNS kan wel uitgaan van een brede range in habitattypen en op deze manier zicht geven op de uitgestrektheid van het soortenscala in Nederland. Biotopen die belangrijk zijn voor de Nederlandse soortdiversiteit zijn:

- A zee
- B duinen
- C bos
- D moerassen
- E venen
- F rivieren
- G landbouwgebied
- H stedelijke bebouwing

Dat niet alleen natuur of landbouwterrein van belang zijn voor de soortdiversiteit in Nederland blijkt o.a. uit een onderzoek dat Alterra in opdracht van LNV heeft uitgevoerd (Programma 319: Biodiversiteit in cultuurterreinen en natuurlandschappen, Achtergrondproject Meetnetontwikkeling). De resultaten van dit onderzoek gaven aan dat 276 (=11%) van de 1550 gevangen soorten Arthropoden selectief voorkwamen in de stad (ongepubliceerde resultaten Jagers op Akkerhuis et. al.).

Voor een goede indeling van de habitattypen in groepen, of 'strata', kan worden geput uit de ervaringen van verschillende bestaande initiatieven op het gebied van monitoring. Deels kan worden aangesloten bij de strata van het NEM. Om inzicht te krijgen in de factoren die invloed hebben op de verdeling van vogelgemeenschappen in Nederland kan gebruik worden gemaakt van de meetnetresultaten van de SOVON. Wat betreft plantengemeenschappen en abiotiek kan gebruik worden gemaakt van een indeling in fysiopen (definitie fysiopen: zie hst 6).

Voorbeeld

Fysisch-geografische regio: Heuvelland
Series: plateaus, hellingen en dalen

En in de serie hellingen:

Fysiotopen: 'kalksteenwanden en kalksteenrichels'
'droge kalkrijke hellingen'
'droge kalkarme hellingen met het kalkgesteente
ondiep in de ondergrond' en
'kalkarme löss- en groenzandhellingen'.

Er zijn binnen SynBioSys in Nederland ca. 100 fysiotopen gedefinieerd. Per fysiotop wordt beschreven welke plantengemeenschappen daar voorkomen en hoe de vegetatie zich ter plaatse kan ontwikkelen.

7.1.2 Bioblokken

Als onderdeel van de bemonstering van de Nederlandse soortdiversiteit zullen criteria moeten worden bedacht op basis waarvan grote gebieden en wateren, in het navolgende bioblokken genoemd, geografisch kunnen worden geduid. In die bioblokken dient dan de soortdiversiteit te worden gemeten. Wellicht is het mogelijk, t.b.v. het provinciaal draagvlak en het educatieve aspect, om een deel van de bioblokken te positioneren over Nationale Parken en Landschappen, Vogel- en Habitatrichtlijngebieden (zachte waarden). Gelet op de enorme inspanning die ten grondslag ligt aan het systeem van werken met Natuurdoeltypen en Natuurdoelen, ligt aansluiting daarbij ook voor de hand (Bal et al. 2001). Wellicht kunnen bioblokken zelfs object worden van sponsoring (particuliere bedrijven, loterijen, natuurfondsen, etc.). Per bioblok dient een contactpersoon aangesteld te worden, analoog aan de Graadmeterbenadering, die het verzamelen van gegevens coördineert. Dit is van belang voor een goed gestructureerde dataverzameling en –opslag.

Bioblokken moeten zo groot zijn, dat ze een zo volledig mogelijk scala aan habitats bevatten, in verschillende successiestadia die horen bij het habitatype. Hierdoor bieden ze voor planten en grote en kleine dieren een optimaal ruimtelijk en tijdelijk mozaïek, inclusief overgangen, waardoor de hoogste type-eigen biodiversiteit wordt gewaarborgd. De ervaring leert dat voor dit doel een terreingrootte in de orde van vierkante kilometers nodig is (Schouten et al. 2003). De term bioblokken betekent niet dat het in alle gevallen vierkante arealen betreft. De begrenzing van de blokken kan ook door natuurlijke, onregelmatige terreingrenzen worden bepaald.

De verzameling bioblokken moet representatief zijn voor de belangrijkste habitats in Nederland. Om goed zicht te krijgen op alle habitats, moeten deze eerst worden ingedeeld in grotere groepen, of 'strata', zodat het totale aantal bioblokken evenredig over de strata kan worden verdeeld. Van belang is te onderzoeken hoeveel bioblokken een goed beeld geven van de soortdiversiteit per stratum en welke combinatie van factoren een indeling in strata oplevert die niet alleen voor planten maar ook voor dieren een zo breed mogelijke dekking levert.

Het aantal bioblokken dat in het monitoringsprogramma kan worden opgenomen hangt af van de hoeveelheid werk van vangen, determineren, analyseren en rapporteren en dus van de financiën. De combinatie van bioblokken moet een goed zicht geven op de totale Nederlandse soortdiversiteit. De gedachte is dat het

bioblokken-systeem goedkoop kan worden gerealiseerd door een bijbuiging van een deel van het NEM, in de richting van misschien 60-80 bioblok-locaties. Omdat op deze locaties zal worden gestreefd naar een integratie van meetinspanningen op verschillende vlakken, zoals landschap, bodemparameters, etc. kunnen de bioblokken worden beschouwd als een soort *hot-spots van integratie tussen meetnetten*. Opgelost moet dan nog worden het ontbreken van fysiotopen voor het geurbaniseerde gebied en voor sterk ontwaterd agrarisch gebied. Het uitwerken van een voorbeeld van de bioblokbenadering, bijvoorbeeld in 2005, zou een waardevolle beginstap kunnen zijn.

7.1.3 Gebruik van een ecologische groepenindeling

Een functionele benadering van een MNS is gebaseerd op kennis van de ecologie van de te monstere soorten. Hoewel de ecologische kennis in principe zou kunnen worden gebruikt om vooraf groepen soorten te definiëren die relevant zijn voor bepaalde ecosysteemprocessen en deze vervolgens selectief te monstere, wordt het voordeel van deze manier van werken (minder soorten = minder werk) naar alle waarschijnlijkheid teniet gedaan in de praktijk. De reden is dat soorten moeilijk selectief zijn te vangen in het veld, zodat de voorkeurssoorten dan toch uit grotere monsters met veel bijvangst zouden moeten worden geselecteerd.

Een ander voordeel van deze benadering is dat, in tegenstelling tot een benadering waarbij vooraf (groepen) soorten worden geselecteerd, alle (groepen) soorten in een monsternaam worden meegenomen en dat er daarin dus geen soorten 'buiten beeld' blijven (i.e., hun toename of afname).

We stellen ons voor dat in een meetnet met een functionele achtergrond, de ecologische kennis op de volgende twee momenten wordt ingezet.

1. De eerste keer is tijdens het bepalen van de te bemonstere terreinonderdelen. Ecologische kennis kan helpen bij het bepalen van een zo breed mogelijk spectrum van *habitats* waarbinnen de bioblokken worden gekozen, en van *terreinonderdelen* binnen de bioblokken. Terreinonderdelen, zoals greppels, akkers, etc. kunnen worden geselecteerd op zo groot mogelijke verschillen in ecologische bronnen zoals dood hout, water, bloemrijke vegetatie, zandig terrein, etc. Door ecologie te gebruiken om deze terreintypen te karakteriseren worden in principe alle leefmilieus in Nederland gedekt en dus alle soorten bemonsterd. Door de habitats en terreinonderdelen zorgvuldig te kiezen, kan met een beperkte selectie toch een breed scala aan ecologische strategieën worden bemonsterd. Daarmee ontstaat als het ware vanzelf een beeld van de achterliggende oorzaken van veranderingen in de Nederlandse soortdiversiteit.
2. De tweede keer is tijdens de analyse van de gevangen soorten. Op grond van hun ecologie kunnen trends in de gevangen soorten worden vertaald naar trends in onderliggende oorzaken. Hierdoor is het mogelijk om aan te geven welke aspecten van het ecosysteem veranderen, zoals meer verstoring, veranderend aanbod van voedselbronnen (dood hout, rijke vegetatie, etc.), veranderingen in de beschikbaarheid van bepaalde substraten (kaal zand, steile kleiwanden, etc.) en veranderingen in de bereikbaarheid van locaties (versnippering gemeten met weinig mobiele, habitat-trouwe soorten). Omdat

met meerdere soorten wordt gewerkt, zijn berekeningen niet sterk afhankelijk van de beschikbaarheid van ecologische informatie over alle soorten.

7.2 Data

Een digitale databank

Essentieel voor ieder meetnet is een goed geordende centrale databank waarin zijn opgenomen: de habitats, de bioblokken, de terreintypen binnen de bioblokken, de vangsten van de soorten met datum, en de ecologie van de soorten.

Momenteel wordt in het kader van het Global Biodiversity Information Facility (GBIF) en het Nederlandse onderdeel, het Netherlands Biodiversity Information Facility (NLBIF) gewerkt aan de opzet van een nationale meta-databank voor verspreidingsgegevens van soorten. NLBIF vormt een nationaal platform voor het uitwisselen van data, informatie en kennis over de in Nederland aanwezige data m.b.t. het voorkomen van soorten. NLBIF betreft de gegevens voor haar metadatabase over meldingen en collectiegegevens van wetenschappelijke instellingen, universiteiten, musea en ministeries.

Een monsterbank

Naast de opzet van een digitale databank dient overwogen te worden of de opzet van een monsterdatabank realiseerbaar is. De reden hiervoor is, dat in sommige gevallen een nadere analyse van oude vangsten gewenst zou zijn, bijvoorbeeld voor genetisch analyse of in geval van het opsplitsen van soorten. Met name genetisch onderzoek van ongewervelden wordt op het moment bemoeilijkt door gebrek aan historische referenties omdat met de gebruikelijke technieken (monsters in formaline, of gedroogde exemplaren) het DNA niet goed geconserveerd wordt. Het periodiek conserveren van monsters door invriezen of collectie in alcohol (zonder gebruik van formaline) biedt de mogelijkheid om in de toekomst terug in de tijd te kijken indien de vraagstelling dit verlangt.

7.3 Meetinspanning

De soorten in het meetnet zullen niet allemaal even frequent te hoeven worden bemonsterd. Grote zoogdieren met hoge jaarlijkse overleving en lange levensduur kunnen eens in de zoveel jaar gemeten worden, terwijl bijvoorbeeld muizen, met grote populatiefluctuaties, ieder jaar gemeten zouden moeten worden.

7.4 Voorstel bemonsteringsplan Soortdiversiteit Nederland gebaseerd op bioblokken

De gehele soortdiversiteit in Nederland omvat ongeveer 35.000 soorten, waarvan het merendeel zeldzaam of zeer zeldzaam is. Door het grote percentage zeldzame soorten is het erg moeilijk om met een beperkt budget van alle soorten genoeg

gegevens te verzamelen voor het vaststellen van betrouwbare populatietrends. Het monitoren van de Nederlandse soortdiversiteit is dus afhankelijk van een steekproef. Zoals hiervoor werd uiteengezet is het mogelijk om de steekproef te baseren op een willekeurige greep uit alle soorten. Deze manier van werken kent naast de conceptuele eenvoud en robuustheid voor het bepalen van het uiteindelijke percentage bedreigde soorten, een aantal belangrijke nadelen. Deze omvatten: het hoge percentage zeldzame soorten in de steekproef, problemen om eenmaal geselecteerde soorten in voldoende aantallen in het veld te vangen, het grote aantal arthropoden ten opzichte van andere fyta, het gebrek aan ecologische relevantie van de willekeurig geselecteerde groepen en het gegeven dat selectief vangen in het veld erg lastig is, zodat de soorten uit zo'n lijst achteraf uit veel soortenrijkere veldmonsters zullen moeten worden geselecteerd.

Vanwege deze aspecten hebben we ons in dit rapport gericht op het formuleren van een benadering, die gebaseerd is op een koppeling van een beperkt aantal steekproeflocaties aan een functionele groepering van soorten. Deze benadering hebben we de bioblokkenbenadering genoemd. Doel van de benadering is om, met zo weinig mogelijk inspanning en op een kwantitatief verantwoorde manier, te meten of het vangsucces van een soort in Nederland toe- of afneemt. Door de veranderingen van het vangsucces van verschillende soorten in een frequentietabel te zetten ontstaat op een eenvoudige manier zicht op de voor- of achteruitgang van de Nederlandse biodiversiteit. Zoals voor ieder meetnet, is hiervoor een gestandaardiseerde wijze van bemonsteren noodzakelijk. Bovendien kan, bij de verantwoorde proefopzet, dit totaalplaatje worden opgesplitst naar effecten per habitat, per taxonomische groep, per functionele groep, etc. en vormen bioblokken een aangrijpingspunt om integratie tussen verschillende meetnetten tot stand te brengen. In het navolgende zetten we kort uiteen hoe de bioblokkenbenadering gebruik maakt van habitattypen, bioblokken en ecologische terreintypen. We geven tevens aan hoe het resultaat van deze benadering handvatten kan bieden om in te spelen op geconstateerde ontwikkelingen.

7.5 Opzet van de bioblokkenbenadering

Habitattypen

Voor de bioblokkenbenadering delen we allereerst Nederland op in een beperkt aantal belangrijke habitattypen. De keuze kan worden gebaseerd op fysiotopen, vegetatie etc. Voorbeelden van zulke habitattypen zijn: droge bossen op hoge zandgronden, heide, kwelders, hoogveenmoerassen, akkers op klei, etc. Om een zo breed mogelijk scala aan soorten te monstern moeten deze habitattypen zo worden gekozen dat ze alle grootschalige gradiënten vertegenwoordigen in het biotische en abiotische milieu en de successiestadia van ecosystemen in Nederland. Te denken valt aan ongeveer 20 habitattypen.

Bioblokken

Binnen ieder habitatype wordt met behulp van een gespreide, willekeurige benadering een aantal locaties gekozen van een vierkante kilometer, die we 'bioblokken' hebben genoemd. Van ieder bioblok wordt een groot aantal parameters

bepaald die een kwantitatieve beschrijving geven van het landgebruik, de habitatkwaliteit en de ruimtelijke indeling.

Een gecombineerd gebruik van dezelfde bioblokken door verschillende meetnetten kan leiden tot een sterke reductie van de kosten. Voorbeelden van andere meetnetten zijn: Meetnet Landschapsverandering, de Natuurgraadmeter etc.

Ecologische terreintypen

Voor het monitoren van het aantal verschillende soorten en de aantallen individuen per soort in een bioblok, stellen we voor gebruik te maken van een functionele benadering die rekening houdt met de *home range* van soorten. Als soorten zich gemakkelijk over grote afstanden verplaatsen, zoals herten of vogels, kan aan een bioblok een gemiddelde waarde worden toegekend van een nog grotere omgeving, of kunnen de aantallen individuen per bioblok worden bepaald.

Voor soorten met een kleine homerange, zoals veel planten en insecten, moeten binnen het bioblok *ecologische terreintypen* worden onderscheiden, die afzonderlijk worden gemonsterd. Het willekeurig kiezen van monsterlocaties binnen een bioblok moet worden afgeraden, omdat veel soorten een sterke relatie vertonen met terreintypen, terwijl deze terreintypen, zoals greppels, maar een beperkt deel van het terreinoppervlak bestrijken en dus makkelijk buiten een willekeurige steekproef vallen. Daarom dient willekeurige monsterring van de ruimte binnen een bioblok bij voorkeur plaats te vinden binnen de ecologische terreintypen. Voorbeelden van ecologische terreintypen zijn: areaal met bomen en struiken, areaal met een kruidlaag (0-1 m), areaal met 'kale' bodem, grond, vegetatie van oeverzones, water (zoet, zout, stromend, stilstaand), diepe ondergrond, etc.

Er dient op te worden gelet dat soorten die een seizoens- of dag-nachtritme vertonen op verschillende momenten in het jaar en gespreid over 24 uur worden gemonsterd. Ook is aandacht nodig voor karakterisering van het successiestadium of de ouderdom van terreintypen. Vooral oude habitats (houtwallen, oude bosopstanden, blauwgrasland, etc.) kunnen zeldzame relictsoorten bevatten.

Ook dient te worden gelet op het aanpassen van de monstertechniek aan het betreffende terreintype. Het combineren van verschillende technieken in sommige typen (bijvoorbeeld potvallen en netvangsten) verdient aanbeveling.

Het vangsucces

De bioblokkenbenadering is gebaseerd op de toe- of afname van het vangsucces van soorten. Als basis voor het berekenen van vangsuccessen dienen de monsters in de ecologische terreintypen (binnen bioblokken). Op basis van deze data kunnen de vangsuccessen per soort worden berekend:

1. op het niveau van ecologische terreintypen in een bioblok;
2. op het niveau van bioblokken in een habitattype;
3. voor heel Nederland.

Omdat de bemonstering op een laag niveau van aggregatie plaatsvindt, kunnen eenvoudig antwoorden worden gegenereerd over veranderingen per habitattype, per terreintype, etc. Om deze vangsuccessen te berekenen is het noodzakelijk dat de

oppervlaktes van de verschillende terreintypen per bioblok worden bepaald (Tekstbox 3). Om deze reden ligt een koppeling met een landschapsbeschrijvend project voor de hand.

Functionele groepen

Het gebruik van ecologische kennis over soorten vormt een integraal onderdeel van de bioblokken-benadering. Functionele kennis over soorten wordt zowel gebruikt om richting te geven aan de bemonsteringsstrategie als om trends in de vangsten te kunnen verklaren.

Flexibiliteit van de monsterinspanning

We schatten in dat de voorgestelde opzet van de bioblokkenbenadering een zeer flexibele wijze van werken mogelijk maakt. In principe kan een groot aantal van de in dit rapport gesignaleerde meetnetten en vormen van monitoring, zowel wat betreft soorten als landschap en milieukwaliteit, met de bioblokkenbenadering worden geïntegreerd. Onze schattingen zijn dat een aantal van 60 tot 80 bioblokken en 8-10 terreintypen een redelijke basis vormen voor een bioblokkenbenadering.

Daarnaast zijn er verschillende mogelijkheden om na een initiële volledige bemonstering te komen tot een (tijdelijk) efficiënter meetnet, bijvoorbeeld op de volgende manieren:

1. In bepaalde jaren niet alle habitats/bioblokken monstern;
2. In bepaalde jaren/habitats/bioblokken niet alle terreintypen bemonstern;
3. In bepaalde jaren/habitats/bioblokken niet alle soortgroepen bemonstern;
4. In bepaalde jaren/habitats/bioblokken kleinere submonsters trekken uit de mengmonsters;
5. In bepaalde jaren/habitats/bioblokken minder seizoenen bemonstern;
6. In bepaalde jaren/habitats/bioblokken wel monstern maar niet uitwerken van de gegevens. De vangsten kunnen worden opgeslagen in een 'monsterbank'.

Werken met meng- en submonsters

Wat betreft het monitoren van cryptobiota, zoals de arthropoden en overige ongewervelden, achten de auteurs het -op grond van ervaringen binnen Alterra opgedaan met projecten gericht op meetnetontwikkeling- van belang te adviseren dat een MNS zich richt op zo representatief mogelijk bemonstering van de terreintypen binnen de bioblokken.

De strategie die wij hiervoor adviseren is om relatief veel monsters te nemen per terreintype en hiervan een mengmonster samen te stellen waaruit een (of enkele) submonster(s) word(t)en genomen. Voordelen van deze strategie zijn:

1. een mengmonster vormt de beste representant van het bemonsterde terreintype;
2. een of meer submonster(s) kunnen worden gebruikt om snel een schatting te verkrijgen van het aantal individuen in het hele monster, zonder dat alle individuen hoeven te worden geteld;
3. door het werken met een of meer submonsters kan op basis van vooraf te bepalen criteria (nauwkeurigheid, biodiversiteit, kosten, etc.) worden bepaald hoeveel individuen per monster worden gedetermineerd. Daarmee zijn opdrachtnemer en opdrachtgever niet meer afhankelijk van onbekende

aantallen individuen per monster en worden zij dus niet meer verrast door onbekende hoeveelheden werk en variabele kosten. Dit zorgt voor een betere planning en grotere betrouwbaarheid van het meetnet.

Natuurlijk worden door het nemen van een submonster uit een mengmonster minder soorten gedetermineerd. Dit zal met name ten koste gaan van de zeldzame soorten. Daar staat tegenover, dat de meest representatieve organismen de grootste kans hebben in een mengmonster aanwezig te zijn, terwijl de kans op zeldzame soorten weliswaar kleiner is, maar nooit nul. Als we dit vergelijken met een meetnet dat is gebaseerd op een vaste set van te bemonsteren organismen, terwijl alle overige soorten worden uitgesloten, kan worden geconcludeerd dat een vaste set in ieder geval geen inzicht geeft in de totale soortdiversiteit. Een meetnet gebaseerd op de bioblokkenmethode meet dus in principe alle soorten, en bemonstert daarvan de meest relevante fractie, gebaseerd op een realistische en planbare hoeveelheid werk.

Rode-lijst- en richtlijnsoorten

De bioblokken benadering richt zich op de hele Nederlandse soortdiversiteit, en niet speciaal op Rode lijst of anderszins beschermde, vaak zeldzame soorten. Zeldzame soorten kunnen wel een natuurlijk onderdeel vormen van de bioblokkenbenadering indien hun zeldzaamheid berust op lokaal voorkomen en het areaal onderdeel uitmaakt van een bioblok, of als ze zeer gespreid maar in lage aantallen voorkomen, zodat ze over het totaal van alle bioblokken toch nog in redelijke aantallen worden bemonsterd. Onderzocht moet worden of de bioblokkenbenadering een redelijk deel van de Rode lijst of richtlijnsoorten kan dekken, wanneer de locaties van bioblokken enigszins gericht worden gekozen, zonder de willekeurigheid van locaties binnen habitat-strata te zeer geweld aan te doen. Het gericht bemonsteren van het hele areaal van zeldzame, beschermde soorten valt echter buiten de doelstelling en mogelijkheden van de bioblokkenbenadering.

Resultaten

De opzet van de bioblokkenbenadering maakt het mogelijk om verschillende resultaten te genereren voor het beleid. Voorbeelden zijn:

1. Een histogram gebaseerd op de aantallen soorten (al of niet per orde) die in heel Nederland een toe- of afname vertonen. Dit geeft een totaaloverzicht van de trends in de biodiversiteit;
2. Een verklaring van deze trends door een analyse op basis van functionele groepen (al of niet per habitatype of terreintype). Het succes hiervan hangt natuurlijk af van het beschikbaar zijn van voldoende ecologische kennis per soort om daar een uitspraak over te doen;
3. Koppeling van de trends aan veranderingen van de oppervlakten van de verschillende habitattypen en terreintypen.

Omdat de bioblokkenbenadering uitgaat van veldvangsten van alle soorten in een zeer breed scala van habitats en terreintypen, vormt het een meetnet dat echt representatief is voor de totale Nederlandse soortdiversiteit.

TEKSTBOX 3: 'Vangsucces per terreintype'

Het vangsucces is het aantal individuen van een soort dat wordt gevangen. Dit succes is afhankelijk van de monstermethode, monsterperiode en het ecosysteem dat wordt bemonsterd. Wanneer het bemonsterde terrein is opgedeeld in hoofd- en subtypen kan het vangsucces van het hoofdtype worden geschat op grond van het vangsucces in de subtypen en hun areaal. Hoe dit werkt wordt hieronder uitgelegd. Daarbij is uitgegaan van een indeling van Nederland in habitattypen, waarbinnen bioblokken zijn gekozen, die zijn onderverdeeld in terreintypen. Binnen de terreintypen wordt met een bepaalde vangmethode gemonsterd, in dit voorbeeld vangbekers die in de grond zijn ingegraven ('potvallen'). In principe is de methode 'potval' inwisselbaar voor de methoden 'transectlopen', 'vangkooien', 'waarnemingsuren', etc., waarbij wel andere eenheden gelden voor de berekening.

Wanneer we kijken naar soort s , dan is het vangsucces V , afhankelijk van het gebruik van potvallen p als vangmethode, van de habitattypen h , de bioblokken b en de terreintypen t . Anders gezegd: **$V(s, p, h, b, t)$** . De eenheden van deze berekening zijn: aantal individuen per cm valrand en dag. Door op deze wijze rekening te houden met deze factoren, wordt het vangsucces gestandaardiseerd.

Vangsucces en referentiedata

Bij methoden die werken met aantal gevangen dieren per terrein kunnen alleen waarden van 'vergelijkbare' waarnemingen aan een reeks worden toegevoegd. Dit betekent bijvoorbeeld, dat een evenlang transect moet zijn waargenomen of dat evenveel potvallen moeten zijn gebruikt. Doordat er vrijwel altijd verschillen zijn in de manier waarop is gemonsterd, is het bij aantalsreeksen erg moeilijk om waarden toe te voegen van in het verleden gedane waarnemingen, of van waarnemingen van een ander gebied. Dit probleem wordt opgelost door het werken met een gestandaardiseerde eenheid voor vangsucces. Omdat het (gestandaardiseerde) vangsucces net zo goed voor 1 pot als voor 10 potten kan worden berekend, voor een vangperiode van 1 dag als van 12 dagen, en voor terrein a als terrein b , etc. kunnen oude waarnemingen en waarnemingsreeksen nog goed bruikbaar zijn. Dit is een groot voordeel voor methoden die gebruik maken van een referentiejaar of referentieperiode.

Vangsucces per bioblok

Het gemiddelde vangsucces V van soort s , gebruikmakend van vangmethode p , in habitattype h voor alle terreintypen in bioblok b (dus: $V(s,p,h,b)$) kan worden berekend als de som van alle producten van het vangsucces per terreintype, maal de fractie areaal (fA) van ieder terreintype (t) in het bioblok. Voorbeeld: indien een bioblok drie terreintypen heeft: $T1$ met $fAt1=0.1$, $T2$ met $fAt2=0.5$, en $T3$ met $fAt3=0.4$ maal het totale oppervlak van het bioblok, dan is

$$V(s, p, h, b) = V(s, p, h, b, t=1)*fAt1 + V(s, p, h, b, t=2)*fAt2 + V(s, p, h, b, t=3)*fAt3$$

Vangsucces per habitattype

Het gemiddelde vangsucces van soort s , gebruik makend van vangmethode p , over alle bioblokken in habitattype h ($V(s,p,h)$) kan als volgt worden berekend. Voorbeeld: indien een habitattype drie bioblokken b heeft dan is:

$$V(s, p, h) = [V(s, p, h, b=1) + V(s, p, h, b=2) + V(s, p, h, b=3)] / 3$$

Vangsucces voor heel Nederland

Het gemiddelde vangsucces van soort s , gebruikmakend van vangmethode p , voor alle habitattypen in Nederland ($V(s,p)$) kan worden berekend als de som van alle producten van het vangsucces per habitattype h , maal de fractie areaal (fA) van ieder habitattype in Nederland. Voorbeeld: indien een bioblok b drie habitattypen heeft: $H1$ met $fAh1=0.1$, $H2$ met $fAh2=0.5$, en $H3$ met $fAh3=0.4$ maal het totale oppervlak van Nederland, dan is

$$V(s,p) = V(s, p, h=1)*fAh1 + V(s, p, h=2)*fAh2 + V(s, p, h=3)*fAh3$$

In principe hebben alle bovenstaande kansen altijd nog twee extra parameters, omdat alle vangsuccessen ook afhankelijk zijn van het meetjaar en de dag/dagen waarop is gemonsterd.

Dankwoord

Ten behoeve van dit rapport werden gesprekken gevoerd met een aantal personen vanwege hun specifieke kennis van de combinatie biodiversiteit en monitoring. Ook stelden zij gegevens beschikbaar. We zijn hen daarvoor zeer erkentelijk. Het betreft Edo Knegtering (Min LNV-DN, opdrachtgever), Mark van Veen (RIVM), Fons Koomen en Sander van Opstal (ECLNV), Joop Schaminée, Henk Siepel, Rien Reijnen, Bert Higler en Piet Verdonschot (Alterra). Jaap Wiertz (MNP, RIVM) voorzag het rapport van commentaar.

Literatuur

- Aukema, B., J.G.M. Cuppen, N. Nieser & D. Tempelman 2002. Verspreidingsatlas Nederlandse wantsen (Hemiptera: Heteroptera). Deel 1: Dipsocoromorpha, Nemepomorpha, Gerromorpha & Leptodopomorpha. EIS-Nederland, Leiden.
- Bal, D., H.M. Beije, M. Fellingier, R. Haveman, A.J.F.M. van Opstal & F.J. van zadelhof 2001. Handboek Natuurdoeltypen. Expertisecentrum LNV, Wageningen.
- Begon, M., Harper, J.L & Townsend, C.R. 1996. Ecology: individuals, populations and communities. Blackwell, London.
- Bisseling, C., A. van Strien & M. de Heer 1999. Weten wat er leeft. De ontwikkeling van het Netwerk Ecologische Monitoring (NEM). IKC-Natuurbeheer, 35. Wageningen.
- Daniels, R.E. & C.E.H. Dorset 2000. Biodiversity Research Support Project. Setting the agenda for biodiversity research monitoring and indicators. Report of a workshop held on 24 october 2000. Winfrith Technology Centre, Dorchester.
- De Jong, R. & E.J. van Nieuwerkerken 1995. Inleiding. In: Van Nieuwerkerken E.J. & Van Loon A.J. (red.). Biodiversiteit in Nederland. Nationaal Natuurhistorisch Museum, KNNV Uitgeverij. Pp. 1-4.
- Delbaere, B. 2002. An inventory of biodiversity indicators in Europe. Final report European Topic Centre on Nature Protection and biodiversity, ECNC.
- Dumortier M, De Bruyn L, Peymen J, Schneiders A, Van Daele T, Weyemberh G, van Straaten D & Kuijken E (2003). Natuurrapport 2003. Toestand van de natuur in Vlaanderen: cijfers voor het beleid. Mededelingen van het Instituut voor Natuurbehoud nr. 21, Brussel.
- Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety, 1998. Federal Government Report under the Convention on Biological Diversity. Neusser Druckerei und Verlag GMBH, Neuss.
- Hengeveld, R. 1995. Biodiversiteit in theorie en praktijk. In: Van Nieuwerkerken E.J. & Van Loon A.J. (red.). Biodiversiteit in Nederland. Nationaal Natuurhistorisch Museum, KNNV Uitgeverij. Pp. 15-28.
- Hengeveld, R. 1996. Measuring ecological biodiversity. Biodiversity Letters 3: 58-65.
- Jagers op Akkerhuis, G.A.J.M., B. Aukema, F. Bianchi, J. Burgers, J. van Hal, E. Hazebroek, R.J.M. van Kats, D.R. Lammertsma, G. Martakis, L. Moraal, A. Noordam, W.K.R.E. van Wingerden & H. Siepel, 2003. Welke effecten heeft dooradering op de agrobiodiversiteit? Voordracht Programma Agrobiodiversiteit.
- Jagers op Akkerhuis, G.A.J.M 2001. Extrapolating a hierarchy of building block systems towards future neural network organisms. Acta Biotheoretica 49: 171-189.
- Koomen, P., E.J. van Nieuwerkerken & J. Krikken 1995. Zoölogische diversiteit in Nederland. In: Van Nieuwerkerken E.J. & Van Loon A.J. (red.). Biodiversiteit in Nederland. Nationaal Natuurhistorisch Museum, KNNV Uitgeverij. Pp. 49-74.
- Lawton J.H., D.E. Bignell, B. Bolton, G.F. Bloemers, P. Eggleton, P.M. Hammond, M. Hodda, R.D. Holt, T.B. Larsen, N.A. Mawdsley, N.E. Stork, D.R. Srivastava

- & A.D. Watt 1998. Biodiversity inventories, indicator taxa and effects of habitat modification in tropical forest. *Nature* 391: 72-76.
- Lee, P.F, J.E. Sheu & C.C. Chen 1994. Mapping vertebrate biodiversity in Taiwan. In: C.I. Peng & C.H. Chou (eds). *Biodiversity and terrestrial ecosystems*. Institute of Botany, Academia Sinica Monograph Series 4: 499-508.
- May, R.M. 1995. Conceptual aspects of the quantification of the extent of biological diversity. In: D.L. Hawksworth (ed.), *Biodiversity: Measurement and estimation*. Chapman & Hall, London, pp. 13-20].
- Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij 2000. *Natuur voor mensen, mensen voor natuur: Nota natuur, bos en landschap in de 21e eeuw*. Den Haag.
- Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij 2002. *Biodiversiteit en Nederland*. Expertisecentrum LNV, Wageningen.
- Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij 2003. *Internationaal Beleidsprogramma Biodiversiteit 2002-2006*. LNV, directie Natuurbeheer. 's Gravenhage.
- Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Voedselkwaliteit 2004. *Vitaal en Samen*. LNV-Beleidsprogramma 2004-2007.
- Moraal, L.G., G.A.J.M. Jagers op Akkerhuis, H. Siepel, M.J. Schelhaas & G.F.P. Martakis. 2004. *Verschuivingen van insectenplagen bij bomen sinds 1946 in relatie met klimaatverandering. Met aandacht voor de effecten van stikstofdepositie, vochtstress, bossamenstelling en bosbeheer*. Wageningen, Alterra-rapport 856. 52 pp.
- Nobel, W.T. de, J.H. Bouwman, H. van Kleef & A.J.J. Lemaire 2002. *Beleidsmonitoring OBN-fauna 2001*. VOFF-rapport 2001/1, Nijmegen.
- Peeters, T.M.J., I.P. Raemakers & J. Smit 1999. *Voorlopige atlas van de Nederlandse bijen (Apidae)*. EIS-Nederland, Leiden.
- Peeters, M., A. Franklin & J.L. van Goethem 2003. *Biodiversity in Belgium*. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, Brussels.
- Prendergast, J.R. & B.C. Eversham 1997. Species richness covariance in higher taxa: empirical tests of the biodiversity indicator concept. *Ecography* 20: 210-216.
- Prendergast, J.R., Quinn, R.M., Lawton, J.H., Eversham, B.C. & Gibbons, D.W. (1993). Rare species, the coincidence of diversity hotspots and conservation strategies. *Nature* 365: 335-337.
- Reijnen, R. 1998. *Graadmeters voor terrestrische biodiversiteit*. Werkdocument 1998/2, IBN-DLO en SC-DLO.
- RIVM 2003. *Natuurcompendium 2003*. RIVM, CBS, DLO. Bilthoven/Voorburg/Wageningen.
- RIVM, Alterra & LEI 1999 – 2003. *Natuurbalans*. Bilthoven/Wageningen
- Royal Society 2003. *Measuring biodiversity for conservation*. Policy document 11/03, London.
- Roberge, J. & P. Angelstam 2003. Usefulness of the umbrella species concept as a conservation tool. *Conservation Biology* 18(1):76-85.
- Salem-B-B 2003. Application of GIS to biodiversity monitoring. *Journal-of-Arid-Environments* 54 (1): 91-114.
- Schaminée, J.H.J., Duuren, L. van & Bakke, A.J. de 1992. Europese en mondiale verspreiding van Nederlandse vaatplanten. *Gorteria* 18: 57-96.

- Schaminée, J.H.J. 2002. Synbiosys. Kennissysteem voor natuurbeheer, natuurbeleid en natuurontwikkeling. *Kunst en wetenschap* 11(1): 9-10.
- Schaminée, J.H.J. & S.M. Hennekens 2001. TURBOVEG, MEGATAB und SYNBIOSYS: neue Entwicklungen in der Pflanzensoziologie. *Ber. d. Reinh. – Tüxen-Ges.* 13: 21-34. Hannover.
- Schouten, A.J., Bloem, J., Breure, A.M., Didden, W.A.M., Van Esbroek, M., De Ruiten, P.C., Rutgers, M., Siepel, H., & Velvis, H. (2000). Pilot project Biological indicator for Life Support Functions of the soil. RIVM Rapport 607604001.
- Schouten, A.J., L. Brussaard, P.C. de Ruiter, H. Siepel & N.M. van Straalen 1997. Een indicatorsysteem voor life support functies van de bodem in relatie tot biodiversiteit. RIVM-rapport 712910005, Bilthoven.
- Schouten, M., A. Barendregt, P. Verweij en M. van Veen 2003. Roofvliegenverspreiding in Nederland; tragsgewijs toenemende soortenrijkdom. *Entomol. Berichten* 63(6) 2003: 157-164
- Siepel 2004. Farmers management and the sustainability of ecological processes (in press.).
- Siepel, H. 1994. Structure and function of soilmicroarthropod communities. Proefschrift LU, Wageningen.
- Siepel, H. 1996. Biodiversity of soil microarthropods: the filtering of species. *Biodiversity and Conservation* 5: 251-260.
- Siepel, H., F.A. Bink, . Broekhuizen, A.H.P. Stumpel & W.K.R.E. van Wingerden 1993a. De internationale betekenis van Nederland voor de fauna. 1. De terrestrische fauna. IBN-rapport 12, Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Wageningen.
- Siepel, H., R.J. Knijn, F.J.J. Niewold, & H.J.L. Heessen 1993b. De internationale betekenis van Nederland voor de fauna. 2. De aquatische fauna. – IBN-rapport 023. Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Wageningen.
- Van der Meijden, R. & J.E.M. Gillis 1995. De samenstelling van de Nederlandse flora gerelateerd an de kans op uitsterven (verdwijnen) van plantensoorten in de 20e eeuw. In: Van Nieukerken E.J. & Van Loon A.J. (red.). *Biodiversiteit in Nederland*. Nationaal Natuurhistorisch Museum, KNNV Uitgeverij. Pp. 29-42.
- Van der Meijden, R., J.J. Vermeulen, G.M. Lokhorst, M.E. Noordeloos, H. van Dam, J.A. Sinkeldam, F.A.C. Kouwets & P.F.M. Coesel 1995. Botanische diversiteit in Nederland: de getallen. In: Van Nieukerken E.J. & Van Loon A.J. (red.). *Biodiversiteit in Nederland*. Nationaal Natuurhistorisch Museum, KNNV Uitgeverij. Pp. 43-48.
- Van der Zande, A.N. & Y.R. Hoogeveen 1995. Biodiversiteit in het Nederlandse natuurbeleid. In: Van Nieukerken E.J. & Van Loon A.J. (red.). *Biodiversiteit in Nederland*. Nationaal Natuurhistorisch Museum, KNNV Uitgeverij. Pp. 137-152.
- Van Strien, A, Hinsberg, A., & Van Duuren, L. (2003). Verkenning Meetnet Biodiversiteit. Intern concept CBS/Milieu- en Natuurplanbureau.
- Van Strien, A. & Van der Meij, T. (2003). Landelijke natuurmeetnetten van het NEM in 2002: resultaten en ontwikkelingen. Voorburg/Heerlen: Centraal Bureau voor de Statistiek.
- Van Swaay, C. 1996. Flora en fauna 2030 – fase III. Hoofdrapport. Rapport VS 96.16. De Vlinderstichting, Wageningen.

- Vogel, R.L. (red) 2002. Inventarisatie van het aanbod van de verspreidingsgegevens van flora en fauna in Nederland. VOFF-rapport 2002/01. Vereniging Onderzoek Flora en Fauna, Nijmegen.
- Wiertz, J., R. Reijnen, M. van Veen & A. van Hinsberg 2003. Ontwikkeling van een maatlat voor monitoring en evaluatie van natuurkwaliteit. RIVM, Alterra. Bilthoven, Wageningen.
- Wiertz, J., R. Reijnen, M. van Veen & A. van Hinsberg (in prep.)/ Ontwikkeling van een maatlat voor monitoring en evaluatie van natuurkwaliteit. Milieu- en Natuurplanbureau Bilthoven en Alterra Wageningen.
- Williams, P. H. & Gaston, K. J. 1998. Biodiversity indicators: graphical techniques, smoothing and searching for what makes relationships work. *Ecography*, 21: 551-560.
- Williams, P. H. (in press) Key sites for conservation: area-selection methods for biodiversity In: Mace, G. M., Balmford, A. & Ginsberg, J. R. (eds), *Conservation in a changing world: integrating processes into priorities for action*. Symposia of the Zoological Society of London no. 72, Cambridge University Press.

Bijlage 1

Voorbeelden van groepsindelingen bij vissen

Uit: Handboek Visstandsbemonstering

Eurytopen: Baars, Blankvoorn, Brasem, Karper, Kolblei, Pos, Snoekbaars, Aal.
Limnofielen: Bittervoorn, Grote Modderkruiper, Kroeskarper, Ruisvoorn, Tiendoorn, Vetje, Zeelt, Snoek. Kleine Modderkruiper, Giebel.

Reofielen:

Partieel: Riviergrondel, Alver, Winde, Elrits, Kwabaal

Obligaat: Barbeel, Beekforel, Beekprik, Bermpje, Kopvoorn, Rivierdonderpad, Serpeling, Sneep, Gestippelde Alver, Vlagzalm

Zoet-zout: Bot, Driedoornige Stekelbaars, Elft, Fint, Grote Marene, Houting, Rivierprik, Spiering, Zalm, Zeeforel, Zeeprik, Steur.

Indeling van Henrik de Nie (2000). Tussen haakjes het aantal keren dat een soort werd aangetroffen bij verschillende vangsten:

Gevoelige soorten: Grote Modderkruiper (0,077), Kleine Modderkruiper (0,308), Rivierdonderpad (0,154), Bittervoorn (0,231), Riviergrondel (0, 154).

Begeleidende soorten: Tiendoorn (0,385), Driedoorn (0,462), Kroeskarper (0,385), Alver (0, 231), Vetje (0,385), Zeelt (0,769), Aal (0,538), Snoek (0,769), Kolblei (0,615), Ruisvoorn (0,538).

Ongevoelige soorten: Pos (0,615), Karper (0,308), Snoekbaars (0,154), Brasem (0,846), Baars (0,846), Blankvoorn (0,846).

(twijfel over de alver, snoekbaars en karper voor sloten; B. Higler).

Paaigilde (Handboek visstandsbemonstering)

Grindpaaiers

Plantpaaiers

Grind-plantpaaiers

Trofisch gilde

Planktivoren

Benthivoren

Piscivoren

Visgemeenschappen (OVB)

Ruisvoorn - Snoek

Snoek - Blankvoorn

Blankvoorn - Brasem

Brasem - Snoekbaars