

Graadmeter natuurwaarde terrestrisch

Verslaglegging van de uitgevoerde werkzaamheden

**B.J.H.Koolstra, R.J.F. Bugter, J.P. Chardon, C.J. Grashof, J.D. van Kuijk,
R.M.G. Kwak, A.A. Mabelis, R. Pouwels, P.A. Slim**

Met medewerking van:

R. Alkemade (RIVM), B. ten Brink (RIVM), H.F. van Dobben, R.P.B. Foppen,
M.J.S.M. Reijnen, A.G.M. Schotman, J.T.C.M. Sprangers, G.W.W. Wamelink

Werkdocument 1999 nr. 11

Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (IBN-DLO), Wageningen, 1999 [2000]

© 1999 Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (IBN-DLO)
Postbus 23, NL-6700 AA Wageningen.
Tel: (0317) 477770; fax: (0317) 424988; e-mail: postkamer@alterra.wag-ur.nl

Op 1 januari 2000 gaat het Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (IBN-DLO) fuseren met DLO-Staring Centrum, Instituut voor Onderzoek van het Landelijk Gebied en een klein deel van het Agrobiologisch en Bodemvruchtbaarheidsonderzoek (AB-DLO). De naam van het nieuwe instituut is: Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte.

Inhoud

1	Inleiding	7
1.1	Aanleiding	7
1.2	Projectresultaat	7
1.3	Opbouw van de rapportage	8
2	Graadmeters voor stadsnatuur	9
2.1	Inleiding	9
2.2	Methodiek	10
2.2.1	Biotopen als graadmeter	11
2.2.2	Soorten als graadmeter	12
2.3	Samenvatting en conclusies	16
3	Bruikbaarheid van het modelinstrumentarium in het landelijk en stedelijk gebied	19
3.1	Inleiding	19
3.2	Landelijk gebied	19
3.2.1	Bruikbaarheid van SMART/SUMO	19
3.2.2	Bruikbaarheid van LARCH	21
3.2.3	Bruikbaarheid MOVE	23
3.2.4	Bruikbaarheid NTM	24
3.2.5	Aanbevelingen	25
3.3	Stedelijk gebied	26
3.3.1	Algemeen	26
3.3.2	Bruikbaarheid SMART/SUMO	26
3.3.3	Bruikbaarheid MOVE	26
3.3.4	Bruikbaarheid LARCH	27
4	Reconstructies situatie 1950	29
4.1	Inleiding	29
4.2	Resultaten	31
4.2.1	Vlinders	31
4.2.2	Vogels	35
4.2.3	Reptielen	36
4.2.4	Planten	38
5	Natuurlijke referenties	45
5.1	Inleiding	45
5.2	Doel	46
5.3	Randvoorwaarden:	46
5.4	Uitwerking:	46
5.5	Voorlopige keuze abiotische randvoorwaarden per BT:	47
	Literatuur	49

Woord vooraf

De reeks 'Werkdocumenten DLO-Natuurplanbureau-onderzoek' bevat tussenresultaten van het DLO programma Natuurplanbureaufunctie. De reeks is een intern communicatiemedium en wordt niet buiten de context van het Natuurplanbureau verspreid. De inhoud heeft een voorlopig karakter en is vooral bedoeld ter informatie van collega-onderzoekers die aan planbureauproducten werken. Citeren uit deze reeks is dan ook niet mogelijk. Zodra eindresultaten zijn bereikt, worden deze ook buiten deze reeks gepubliceerd. De reeks omvat zowel inhoudelijke documenten als beheersdocumenten.

Paul Hinssen

Programmaleider Natuurplanbureaufunctie.

1 Inleiding

1.1 Aanleiding

Het natuurplanbureau is verantwoordelijk voor het uitbrengen van een 4-jaarlijkse Natuurverkenningen en een jaarlijkse Natuurbalans. Het doel van de Natuurverkenningen is een ex-ante beleidsevaluatie en het verkennen van omgevingsvariabelen en van nieuwe beleidsopties. Het doel van de Natuurbalans is ex-post beleidsevaluatie en het signaleren van ontwikkelingen ten aanzien van de toestand van natuur, bos en landschap. Voor zowel de Natuurbalans als de Natuurverkenningen heeft het Natuurplanbureau behoefte aan een set graadmeters. Het Natuurplanbureau heeft voor de 4-jaarlijkse Natuurverkenningen en de jaarlijkse Natuurbalans behoefte aan een vaste set graadmeters (Reiling et al, 1999). Eén van de gewenste graadmeters is een graadmeter die de natuurwaarde uitdrukt. Deze graadmeter is door Alterra samen met het RIVM ontwikkeld en beschreven in het rapport Graadmeters voor Natuurwaarde vanuit de behoudsoptiek (Ten Brink et al, in prep.) Het berekenen van de graadmeter Natuurwaarde kan zowel op basis van veldwaarnemingen als op basis van de uitkomsten van modelberekeningen. In beide gevallen is een referentiesituatie (bestaande uit een referentie(jaar) of een beleidsdoel) benodigd.

1.2 Projectresultaat

In deze rapportage worden een aantal deelprojecten beschreven die zijn uitgevoerd ter ondersteuning van de ontwikkeling en voorbereiding van de toepassing van de graadmeter natuurwaarde. Het gaat om de volgende onderwerpen:

- Aanpassen van de modellentrein van SMART/SUMO en LARCH voor het berekenen van de graadmeter. Deze aanpassing is beschreven in het rapport 'Modelkoppeling en -aanpassing SMART/SUMO-LARCH (Koolsta *et al.*, 1999)
- Studie naar de waarderingsgrondslag voor de bepaling van de natuurwaarde in het stedelijk gebied.
- Bepaling van de bruikbaarheid van het bestaande modelinstrumentarium in het stedelijk en landelijk gebied.
- Toets van de door een aantal PGO's gemaakte reconstructie van de situatie in 1950 voor een aantal meetpunten van het Netwerk Ecologische Monitoring (NEM).
- Weerslag van een discussie die is gevoerd over het opstellen van referenties die de natuurlijke situatie beschrijven.

Het resultaat van het project is:

- Werkende modellen waarmee de graadmeters in prognostische zin kunnen worden ingevuld op een coherente wijze met de beschikbare monitoring gegevens die worden gebruikt voor de diagnose.
- Inzicht in de stand van zaken met betrekking tot de validatie en kwaliteitsborging van de te gebruiken modellen.
- Set van, samen met het project Milieu en Natuur (RIVM, MAP SOR) te ontwikkelen, referenties voor de onderscheiden ecosysteemtypen per fysisch-geografische regio.
- Een methode om met de modelresultaten het graadmeter-bouwwerk te vullen: de waarderingsmodule. Het graadmeterbouwwerk en de waarderings-systematiek wordt niet door, maar wel in samenspraak met, dit project opgezet. Het wordt ook gebruikt om de gegevens van het NEM meetnet te verwerken. De toepassing van de waarderings-systematiek binnen dit project zal geautomatiseerd worden.
- Een protocol bij de hierboven genoemde resultaten, zodat bij de uitvoering van NVK2001 de in dit project ontwikkelde systematiek op een gestandaardiseerde manier toegepast kan worden.

1.3 Opbouw van de rapportage

Een deel van de activiteiten is of wordt in andere rapportagens gepresenteerd. De opbouw van de graadmeter natuurwaarde, referenties en berekeningswijze is beschreven in het rapport 'Graadmeters voor de natuurwaarde vanuit de behoudsoptiek'. (Ten Brink *et al.* in prep) De modelkoppeling en –aanpassing is beschreven in het rapport 'Modelkoppeling en –aanpassing SMARTSUMO-LARCH (Koolsra *et al.*, 1999). In dit rapport worden de resultaten van de overige activiteiten beschreven. In het tweede hoofdstuk wordt een voorstel gedaan voor een systematiek van natuurwaardering in het stedelijk gebied. Hoofdstuk drie geeft de resultaten van het onderzoek dat is gedaan naar de bruikbaarheid van (Natuurplanner) modellen in het landelijk en stedelijk gebied. Het vierde hoofdstuk beschrijft de toets van de door een aantal PGO's uitgevoerde reconstructies van de situatie in 1950. In het vijfde hoofdstuk is een voorstel neergelegd voor het opstellen van natuurlijke referenties.

2 Graadmeters voor stadsnatuur

2.1 Inleiding

Het Natuurplanbureau heeft, zowel in het kader van de natuurverkenningen als de natuurbalans, behoefte aan een vaste set van graadmeters waarmee veranderingen in de natuurkwaliteit van ons land kunnen worden geregistreerd (Reiling et al. 1999). Met behulp van die graadmeters kan een vroegere toestand worden vergeleken met de huidige situatie en kan de huidige situatie worden vergeleken met een (denkbeeldige) toekomstige situatie. Doel is het geheel aan natuurwaarden in ons land (het "ecologische kapitaal") zoveel mogelijk veilig te stellen. Natuur heeft een economische waarde (functies voor welvaart), een ecologische waarde (regulatiefuncties) en een recreatieve waarde (informatiefunctie, functies voor fysiek welzijn en psychisch welbevinden). Daarnaast kan ook een intrinsieke waarde worden toegekend (zie: Timmermans & de Molenaar 1999). Waardering is echter niet vrij van waardeoordelen en derhalve aan veranderingen onderhevig.

Als objectieve graadmeter om veranderingen in de toestand van de natuur te registreren is destijds de Ecologische Kapitaal Index (EKI) voorgesteld (UNEP 1997). De EKI wordt berekend als het product van het aandeel natuur (% van de oppervlakte) en de kwaliteit ervan (% van de referentie). De graadmeter natuurwaarde dient dekkend te zijn voor wat betreft de kernvragen bij beleidsevaluatie (Reiling et al. 1999). De natuur in het stedelijk gebied dient dus eveneens in beschouwing te worden genomen (Van der Meij 1997; ten Brink et al. 1999). Voor het berekenen van de bijdrage van steden aan de kwaliteit van de Nederlandse natuur gaat het in eerste instantie om stadsoorten: soorten die (vrijwel) uitsluitend in de stad voorkomen. Te denken valt hierbij aan muurplanten en rotsbroedende vogels (Mabelis 1998; van der Sluis 1999). Al of niet opzettelijk ingevoerde uitheemse soorten, die zich aan het stedelijk klimaat hebben aangepast, vallen buiten deze categorie; ze zijn hoogstens geschikt om kwaliteits-veranderingen in negatieve zin te registreren. Veranderingen in de bijdrage van steden aan de kwaliteit van de natuur in ons land zou kunnen worden afgelezen aan veranderingen in de gemiddelde abundantie van soorten behorende tot een bepaalde groep van stadsoorten. Een dergelijke Soortgroep Trend Index (RIVM 1997) is goed bruikbaar voor signalering, evaluatie en verkenning (Ten Brink et al., 1999). Indexering van de abundanties per soort vindt plaats aan de hand van een vast referentiejaar.

Er is niet alleen behoefte aan een graadmeter die veranderingen in de bijdrage van steden aan het behoud van soorten in ons land registreert, maar ook aan een graadmeter die veranderingen in de natuurkwaliteit van een stad kan aangeven. Om natuur in de stad te kunnen evalueren is een referentie nodig. Aangezien steden nogal van elkaar verschillen voor wat betreft kwantiteit en kwaliteit van natuur, zal voor iedere stad afzonderlijk naar een goede referentie gezocht moeten worden. Het gaat immers om de registratie van veranderingen in de natuurkwaliteit per stad. De

natuurkwaliteit kan in principe worden uitgedrukt in termen van biodiversiteit, i.c. in termen van ecotoop- (of biotoop-) diversiteit en soortdiversiteit (Cornelis & Hermy 1997). Voor het meten van kwaliteitsveranderingen van de natuur in de stad verdienen echter eenvoudiger maten de voorkeur, zoals de Ecologische Kapitaal Index (voor groengebieden) en de Soortgroep Trend Index (voor soorten die indicatief zijn voor hoge biodiversiteit). Wat betreft het behoud van soorten in de stad gaat het in eerste instantie om de positieve interacties tussen burgers en natuur te maximaliseren en de negatieve interacties (bij voorbeeld met muggen, steekvliegen en brandnetels) te minimaliseren.

Doel van dit artikel is het vinden van biologische graadmeters en indicatoren om veranderingen in de natuurkwaliteit van de stad aan af te kunnen meten en voorspellingen te kunnen doen over de te verwachten veranderingen.

2.2 Methodiek

Een goede referentie is nodig om de huidige natuurkwaliteit van een stad te kunnen vergelijken met die van bij voorbeeld 50 jaar geleden. Indien er te weinig gegevens over de stedelijke natuur van vroeger bekend zijn voor het geven van een betrouwbare referentie, kan de vervaardiging van een historische ecotopenkaart uitkomst bieden. Op zo'n kaart zijn ruimtelijke eenheden aangegeven, die homogeen zijn ten aanzien van vegetatiestructuur, successiestadium en de voornaamste abiotische standplaatsfactoren die voor de plantengroei van belang zijn. Een dergelijke kaart kan worden samengesteld uit een oude topografische kaart, een bodemkaart en oude vegetatiekundige beschrijvingen. Met behulp van zo'n historische ecotopenkaart kan de potentiële geschiktheid voor soorten worden aangegeven. Dit levert een maat op voor de potentiële natuurkwaliteit in het verleden. Eenzelfde werkwijze kan worden gevolgd met recent kaartmateriaal om een indruk te krijgen van de huidige potentiële natuurkwaliteit. Met het oog op de veelal gestoorde stadsbodems zou in plaats van ecotopen volstaan kunnen worden met het in kaart brengen van biotopen (of begroeiingstypen). De grootte en de ligging van de diverse biotopen geeft eveneens een goede indruk van de potentiële natuurkwaliteit van een stad (Reumer & Epe 1999).

Oude gegevens over het voorkomen van plante- en diersoorten in het stedelijk gebied zijn moeilijker te achterhalen. Voor zover er verspreidingsgegevens op schrift zijn gesteld, betreft het vaak inventarisaties van delen van de stad en omgeving (zie bij voorbeeld voor Amsterdam: Lempke & Vári 1941, Kuchlein 1947, Piet 1949, Tolman 1950, Melchers & Timmermans 1991, Denters et al. 1994, Melchers & Daalder 1996, Denters & Vreeken 1998, Melchers et al. 1998). Toch kunnen schaarse gegevens een goede indicatie geven omtrent de veranderingen die hebben plaats gevonden. Zo kwamen er in het begin van deze eeuw nog 8 soorten orchideeën in de duinen bij Den Haag voor (Hoogenraad & Iterson 1906) en broeden er omstreeks 1950 nog grauwe klauwier en kemphanen in de directe omgeving van de stad (resp. Westduinen en ten N. van Mariahoeve; Mabelis, ongepubl.). Gegevens over aantallen en dichtheden ontbreken echter meestal (zie: van Noorden et al. 1988).

2.2.1 Biotopen als graadmeter

Voor zover de kwaliteit van het steen-, het water- en het landmilieu bekend is, kunnen veranderingen in de algemene natuurkwaliteit van een stad worden geregistreerd middels de Ecologische Kapitaal Index (van der Meij 1997). Deze index wordt berekend als het product van het aandeel natuur in de stad (kwantiteit) en de kwaliteit ervan. De kwaliteit wordt gegeven als percentage van de referentiesituatie. Afhankelijk van de gegevens waarover men beschikt kan EKI-stad op een grove, dan wel een meer precieze manier worden berekend. De grove manier (variant 1) gaat uit van condities die al of niet gunstig zijn voor handhaving van een hoge biodiversiteit. Van ieder water en groengebied wordt de bijdrage aan EKI-stad bepaald op grond van de oppervlakte en de kwaliteit:

$$\text{EKI-stad} = \frac{\sum_1^n \% \text{ opp. gebied.} \times \% \text{ kwal.}}{n}$$

De kwaliteit kan op een simpele manier worden bepaald door een aantal kwaliteitsaspecten in te delen in (3-5) categorieën. Bij voorbeeld voor:

- het watermilieu (openbaar water):
criterium: potenties
 - doorzicht van het water
 - structuurvariatie van ondergedoken waterplanten
- het landmilieu (openbaar groen):
criterium: potenties
 - variatie in vegetatiestructuur
 - aanwezigheid van gradiënten (b.v. voedselarm – voedselrijk)
 - aanwezigheid van kwel

criterium: natuurlijkheid (gaafheid), zoals af te lezen valt aan de mate waarin het bodemprofiel is verstoord, het aandeel inheemse plantesoorten, mate van verontreiniging.

Het verdient aanbeveling de bijdrage van groengebieden aan EKI-stad niet alleen per groengebied, maar ook per beheerscategorie te bepalen, dwz. een EKI-index voor: 1. natuurterreinen, 2. parken, plantsoenen en botanische tuinen, 3. begraafplaatsen, 4. spoor- en wegbermen, 5. onbeheerde (braakliggende) terreinen en 6. particuliere tuinen en volkstuinten. Op deze wijze kunnen verantwoordelijke instanties beter op veranderingen in de natuurkwaliteit inspelen.

Belangrijke kwaliteitsaspecten blijven bij deze variant echter buiten beschouwing, zoals milieukwaliteit, de betekenis van groenelementen voor het ecologische netwerk, de biotoopvariatie en de mate van vervangbaarheid (van Zoest 1998, Bisterbosch et al. 1998). Van ieder groenelement zou de mate van vervangbaarheid moeten worden bepaald om in het geval van een compensatieregeling te kunnen aangeven hoe lang

het duurt eer een soortgelijk gebied elders kan worden ontwikkeld. Als graadmeter voor kwaliteit lijkt dit criterium echter niet geschikt. Wat de biotoopvariatie betreft kan overwogen worden om tevens biotoopdiversiteit als parameter te kiezen, maar zolang niet duidelijk is vastgesteld op welke schaal er biotooptypen moeten worden onderscheiden, is een dergelijke maat niet eenduidig. Voor de stad zou een schaal van 1:10.000 aangehouden kunnen worden. Dit betekent dat mini- biotopen, zoals een rottende boomstam, niet bij de berekening van ecotoopdiversiteit kunnen worden meegenomen. Veel invertebraten zijn weliswaar afhankelijk van mini- biotopen (van der Reest 1991), maar een sterke detaillering van de typologie lijkt mij als graadmeter voor de natuurkwaliteit van een stad niet erg werkzaam. Bij het bepalen van de graad van natuurlijkheid van biotopen dient echter de aanwezigheid van mini- biotopen wel in beschouwing te worden genomen. Of de verwachte kwaliteit op grond van condities ook daadwerkelijk aanwezig is, hangt voor een belangrijk deel af van de milieukwaliteit van de groengebieden en van de weerstand van het tussengelegen gebied voor de verbreiding van soorten. Daarom is het gewenst om genoemde parameters aan te vullen met gegevens over de aan- en afwezigheid van soorten, die indicatief zijn voor milieukwaliteit en/of ruimtelijke kwaliteit.

2.2.2 Soorten als graadmeter

De kwaliteit van een gebied, bij voorbeeld een park, kan naast de in variant 1 genoemde parameters, worden bepaald op grond van het voorkomen van soorten. Deze soorten dienen zowel karakteristiek te zijn voor een bepaald ecotoop (biotoop), als dat ze gevoelig reageren op milieuveranderingen. Variant 2 gaat dan ook mede uit van het voorkomen van dergelijke soorten. Wat betreft de milieuveranderingen gaat het zowel om veranderingen in milieukwaliteit als om veranderingen in ruimtelijke kwaliteit:

- Milieukwaliteit (indicator M):
 - kwaliteit van de lucht
 - kwaliteit van het water
 - kwaliteit van de bodem
- Ruimtelijke kwaliteit (indicator R):
 - Ruimtelijke configuratie van habitatplekken van soorten, die gevoelig zijn voor versnippering van hun leefgebied.
 - aanwezigheid van barrières voor de verbreiding van soorten.

Bij de keuze van indicatorsoorten kunnen de volgende criteria worden gebruikt:

1. de soort is gevoelig voor verandering van de milieukwaliteit en/of
2. de soort is gevoelig voor versnippering van zijn leefgebied en
3. de soort is karakteristiek voor een bepaald stadsbiotoop (of een combinatie van stadsbiotopen).

Op grond van de verwachting dat veel zeldzame soorten (landelijke en regionale Rode Lijst soorten) zullen voldoen aan een of meer bovengenoemde criteria, zou als graadmeter voor veranderingen van natuurkwaliteit wellicht kunnen worden volstaan met het quotiënt tussen het aantal zeldzame soorten dat er voorkomt en het aantal

zeldzame soorten in een referentie situatie (vergelijk: van Zoest 1998, Bisterbosch et al. 1998). Afgezien van het feit dat zeldzaamheid een moeilijk te hanteren criterium is, zal ook voor deze soorten moeten worden onderzocht welke factoren hun aanwezigheid kunnen beïnvloeden.

Aanvullende (practische) criteria:

1. habitat van de soort is bekend
2. voorkomen van de soort binnen de gemeente is bekend en/of
3. inventarisatie is eenvoudig en betrekkelijk snel uit te voeren.

Veranderingen in de natuurkwaliteit kunnen per gebied worden nagegaan, namelijk door veranderingen in de dichtheid (of de aanwezigheid) van indicatorsoorten van verschillende groepen (planten, vogels, zoogdieren, amfibieën, ongewervelden) te registreren. Per biotooptype zullen een aantal soorten als kwaliteitsindicator moeten worden geselecteerd. Voor een park met een waterpartij komt dit neer op een selectie van soorten, die kenmerkend zijn voor bos, struweel, grasland, oever of water. Op deze wijze kunnen kwaliteitsveranderingen per biotoop worden gevolgd. Per biotoop wordt de gemiddelde kwaliteit (%referentie) bepaald aan de hand van verscheidene soortengroepen volgens de formule:

$$\text{Biotoopkwaliteitsindex} = \frac{\sum_{i=1}^n \frac{\text{huidig aantal kwaliteitsindicatoren}}{\text{aantal kwal.ind. in referentiesituatie}}}{n} \quad \text{voor } n \text{ soortengroepen}$$

Deze maat levert een kwaliteit op tussen 0 en 100 %.

Tabellen 1 en 2 dienen ter verduidelijking van de wijze waarop kwaliteitsindicatoren kunnen worden geselecteerd. In dit geval hebben ze betrekking op de gemeente Vught.

Tabel 1. Selectie per biotooptype

Biotopen	bos	struweel	heide	grasland	moeras	water	complex	bebouwd
Ind. R (+M) Planten	kamperfoeli bosviooltje			pinksterbloem				
Vogels								
Zoogdieren	eekhoorn	bunzing hermelijn wezel					das	
Amphibiën							gr+br.kikker kl.watersalam padden	
Reptielen			l. hagedis		ringslang			
Insecten	bosmieren boskrekkel		knopsprietje heidesabelsp r.	krasser (Orth) hooibeestje				
Vissen								
ind. R+M planten	bosanemoon salomonszeg el dalkruid		stekelbrem kruipbrem zandblauwtje	zandblauwtje koekoeksbl. gr.pimpemel	dotterbloem bosbies?	waterviolier		
Vogels	spechten boomklever glanskop						bosuif	
Zoogdieren	rosse vleerm.					waterspitsmuis	kamsalaman d heikker	
Amphibiën								
reptielen			zandhagedis					
insecten			veldkrekkel	oranjetip kl.vuurvlinder	pimpemelbl.	beekjuffer		
vissen						snoek, rietv. bittervoorn stekelbaars		
ind. M planten	dubbelloof eikvaren				koningsvaren wateraardbei			schildmos pletmos muurvaren
vogels	gekr.roodstaart gr.vliegenvanger torteld, holend tjiftjaf	grasmus geelgors	b.leeuwerik boompieper	v.leeuwerik graspieper grutto	watersnip gr+kl karekiet rietzanger	ijsvogel slobeend zomertaling	patrijs kerkuil gr + z. lijster	gierzwaluw huiszwaluw zw.roodst. huismus torenvalk
zoogdieren								dwergvi.
amphibiën								
insecten		kleine vos dagpauwoog	bloedr.roof- mier	gele weidemier ratelaar (Orth)		watersnuffel lantaamtje schaatsenrijder schrijvertje		
Ind. R	= indicator ruimtelijke rangschikking van habitat (slecht verbreidende, eurytope soorten)							
Ind. R + M	= indicator R.R. + milieukwaliteit (slecht verbreidende, stenotope soorten)							
ind. M	= indicator milieukwaliteit (kritische soorten met zeer goed verspreidingsvermogen).							
complex	= soorten die afhankelijk zijn van een complex van biotopen (bos en grasland of bos en water).							

Tabel 2. Toelichting bij tabel 1

Stadsbebouwing naam	mogelijke bedreiging	habitatgegevens/ indicatie milieukwaliteit
Gierzwaluw	< ins. < nestholten	nest onder dakpannen (NO); vrije aanvliegroute vliegende insecten
Zw. roodstaart	pesticiden	nest in muurgaten, nissen, holten. Voedsel: vnl. invert. Part. standv.
Huismus	< trend?	nest: idem + tussen klimplanten. Voedsel: alleseter (vnl. zaden). vnl. standv.
Torenvalk Slechtvalk	< ruderaal plekken	nest: torens, hoge gebouwen, hoge bomen. Voedsel: (woel)muizen, spitsmuizen, jonge vogels, grote insecten. Part. standv.
Dwergvleermuis <i>P. pipistrellus</i>	pesticiden	verblijf: holten in spouwmuren, daken, bomen. Winter: ook in kelders. Voedsel: vliegende insecten
Schildmos (<i>Parmelia sulcata</i>)	luchtverontr	gevoelig voor LV (vnl. SO ₂)
Pletmos (<i>Evernia prunastri</i>)	luchtverontr	idem
Muurvaren (<i>A. rutamuraria</i>)	< oude muren	oude muren (met kalkrijke specie)
bos		
Boomklever	< holten? > barril tres	nest: holte van oude bomen
Glanskopmees	< holten?	nest: holte in minder vitale en dode bomen. Voedsel: invert, bessen, kl. zaden. Standv.
Holenduif	< holten? zaad-pestic.	nest: holten in bomen (en gebouwen), soms Ekster nest. Voedsel: zaden, bessen. Vnl. standv.
Tortelduif	pesticiden	nest: in bomen en struiken met dekking. Voedsel: vnl. zaden (bv. van akkeronkruiden).
Tijffjaf	verstoring	nest: op de grond in dichte vegetatie. Voedsel: vnl. insecten.
Zanglijster	verzuring? verdroging?	nest: in struik of boom met voldoende dekking. Voedsel: vnl. invert.: slakken en wormen → gevoelig voor verzuring en verdroging?
Rosse vleermuis <i>Nyctalus noctua</i>	< boom-holten? pest.	verblijf: in holten van dikke bomen. Voedsel: vliegende insecten
water		
Snoek	verontr.	helder water + waterplanten (voor afzetten eieren en om te jagen)
Rietvoorn	idem	idem
bittervoorn	idem	idem + aanwezigheid zoetwatermossel (<i>Unio</i> soorten, <i>Anadonta cygnea</i>)
3+10 d. stekeib.	idem	idem
Schrijvertje <i>Gyrinus natator</i>	verontr.(?)	helder water (?); soort is macropteer
Schaatsenrijder <i>Gerris lacustris</i>	verontr.(?)	open wateroppervlak
Fuut	visrijk + oeverveg.	brede oeverveg., optimale waterdiepte: 2-6 m, opp. water >6 ha.

De in de tabel genoemde soorten zijn min of meer indicatief voor milieukwaliteit en ten dele ook voor ruimtelijke kwaliteit. Soorten zijn goed bruikbaar als milieuindicator als ze gevoelig reageren op bepaalde milieufactoren en over een goed verspreidingsvermogen beschikken, terwijl de beste ruimtelijke indicatoren over een slecht verspreidingsvermogen beschikken en niet gevoelig op milieuveranderingen reageren. Veranderingen in de verspreiding van zulke soorten over de stad is indicatief voor veranderingen in de natuurkwaliteit van het stedelijk gebied. Om zulke veranderingen te kunnen volgen zal voor iedere stad afzonderlijk een lijst van indicatorsoorten (doel-, gids- of kensoorten) moeten worden samengesteld (zie: Bureau Stadsecologie Amsterdam 1996, Albers et al. 1998, van den Hurk et al. 1998, Mertens & van den Hurk 1999). Voor iedere potentiële indicatorsoort zou kritisch

moeten worden nagegaan wat het zou kunnen betekenen als de soort ergens wel of niet wordt gevonden.

Enkele voorbeelden:

Dagvlinders en libellen kunnen vliegen en lijken over het algemeen niet erg gevoelig voor versnippering van hun leefgebied. Weliswaar zijn sommige soorten plaatstrouw, maar deze soorten komen doorgaans niet in de stad voor. Slechts een klein aantal soorten die gevoelig lijken te reageren op versnippering van hun leefgebied kunnen we ook in de stad tegenkomen, zoals de Grote roodoogjuffer (*Erythromma najas*), Oranjetip en Hooibeestje (Melchers et al. 1998). Incidentele waarnemingen van deze soorten zegt echter hoogstens iets over de verspreidingsmogelijkheden van de volwassen dieren, maar geeft geen informatie over de kwaliteit van het milieu voor hun ontwikkeling. Alleen soorten, waarvan bekend is dat ze zich in de stad kunnen voortplanten, kunnen een zekere milieukwaliteit indiceren. Zo zijn trekvlinders als Atalanta en Distelvlinder niet bruikbaar voor het meten van natuurkwaliteit in de stad, maar de aanwezigheid van rupsen op de voedselplanten wellicht wel. Bijen die in de stad voorkomen, lijken over het algemeen evenmin erg gevoelig voor versnippering van hun leefgebied. De aanwezigheid van veel soorten bijen kan worden gerelateerd aan een vegetatie, die gedurende het gehele vliegseizoen van de bijen veel bloeiende planten bevat. Die constatering kan echter ook zonder waarnemingen aan bijen worden gemaakt. Voor zover soorten in de bodem nestelen zouden ze een indicatie kunnen geven van de mate waarin de bodem wordt betreden door recreanten. Voorbeelden: *Andrena fulva* (Vosje), *Macropis europaea* (Gewone slobkousbij) en *Lasioglossum paucillum*. Voor deze soorten zouden eventueel beschermende maatregelen kunnen worden genomen. Dit is echter nauwelijks mogelijk voor soorten die in allerlei kleine holten nestelen, zoals *Osmia rufa*, *O. cornuta*, *O. caerulea*, *Heriades truncorum*, *Megachile versicolor* en *M. lapponica*. Welke bijesoorten zouden nu het beste als graadmeter voor natuurkwaliteit kunnen dienen? Wat betekent het als een soort niet wordt aangetroffen ondanks dat het milieu geschikt lijkt? Ook van andere groepen van soorten zou het zinvol zijn om te proberen hun indicatiewaarde vast te stellen.

Van de geselecteerde soorten geven de volgende gegevens een indicatie over hun overlevingskansen in de stad:

- ◆ totaal oppervlakte habitat
- ◆ aantal habitatplekken
- ◆ % habitatplekken bezet
- ◆ dichtheid van de soort per plek (locale populatiegrootte)

2.3 Samenvatting en conclusies

Er is behoefte aan een vaste set van graadmeters waarmee veranderingen in de natuurkwaliteit van ons land, inclusief de steden, kunnen worden geregistreerd. Voor het berekenen van de bijdrage van de steden aan de kwaliteit van de Nederlandse natuur gaat het in eerste instantie om stadssoorten, zoals muurplanten en rotsbroedende vogels. Veranderingen in deze bijdrage kunnen worden afgelezen aan

veranderingen in de gemiddelde abundantie van stadsoorten (Soortgroep Trend Index). Indexering van de abundanties per soort vindt plaats aan de hand van een vast referentiejaar.

Registratie van veranderingen in de natuurkwaliteit van steden kan in principe worden uitgedrukt in termen van ecotoop- (of biotoop-) diversiteit en soortdiversiteit. Voor het meten van kwaliteitsveranderingen van de natuur in de stad verdienen echter eenvoudiger maten de voorkeur, zoals de Ecologische Kapitaal Index (voor groengebieden) en de Soortgroep Trend index (voor soorten die een goede kwaliteit indiceren). De Ecologische Kapitaal Index (EKI) wordt berekend als het product van het aandeel natuur in de stad en de kwaliteit ervan. De kwaliteit wordt gegeven als percentage van de referentiesituatie, bij voorbeeld de toestand van 50 jaar geleden. Van die toestand is weinig bekend, maar uitgaande van ecologische condities kan met behulp van EKI-stad de potentiële natuurkwaliteit worden bepaald, zowel die in het verleden als die in het heden.

De totale oppervlakte groen en water in een stad ten opzichte van de verharde oppervlakte geeft reeds een indruk van de potentiële natuurkwaliteit. Een dergelijke grove maat kan worden verfijnd door de grootte en de ligging van de verschillende soorten ecotopen (of biotopen) in kaart te brengen. Met behulp van deze gegevens kan de kans op voorkomen van soorten worden bepaald. Het levert een veel betere maat op voor de potentiële natuurkwaliteit van een stad. Veranderingen in de potentiële natuurkwaliteit van een stad komen op deze wijze in beeld. Het is verder mogelijk om van ieder groengebied de bijdrage aan EKI-stad te bepalen, alsmede de bijdrage van bepaalde beheerscategorieën, zoals van natuurterreinen, begraafplaatsen en wegbermen. Op deze wijze kunnen verantwoordelijke instanties beter op veranderingen in de natuurkwaliteit inspelen.

Of de verwachte kwaliteit op grond van condities ook daadwerkelijk aanwezig is, hangt voor een belangrijk deel af van de milieukwaliteit van de groengebieden en van de weerstand van het tussengelegen gebied voor de verbreiding van soorten. Deze aspecten blijven bij genoemde benadering buiten beschouwing, evenals biotoopdiversiteit. Het is daarom gewenst om genoemde parameters aan te vullen met gegevens over de aan- en afwezigheid van soorten, die indicatief zijn voor milieukwaliteit en/of ruimtelijke kwaliteit van stedelijk groen.

3 Bruikbaarheid van het modelinstrumentarium in het landelijk en stedelijk gebied

3.1 Inleiding

De modellen die bij Alterra en het RIVM in de afgelopen jaren zijn ontwikkeld, zijn bijna allemaal ontwikkeld om processen in natuurlijke systemen te beschrijven. Deze modellen kunnen dus niet zondermeer worden toegepast op het agrarisch en het stedelijk gebied. De door het RIVM ontwikkelde Natuurplanner bevat een aantal van deze door het RIVM en Alterra ontwikkelde modellen. De Natuurplanner is een Decision Support System dat zich richt op de voorspelling van effecten van beleids- en inrichtingsmaatregelen op natuur en milieu op verschillende schaalnivo's, van nationaal tot regionaal. De Natuurplanner doet uitspraken over terrestrische vegetatie en fauna, in relatie tot o.a. vermessing, verzuring, verdroging, versnippering, inrichting en beheer. Onderzocht is in hoeverre de bestaande modellen toegepast kunnen worden op het landelijk en stedelijk gebied. Vervolgens zijn aanbevelingen gedaan over het al dan niet toepassen van de modellen.

3.2 Landelijk gebied

In deze studie is bekeken in hoeverre het voor het agrarisch gebied mogelijk is verwachte natuurwaarden (aanwezigheid van planten en diersoorten) in aangeleverde toekomstscenario's te kunnen voorspellen a.h.v. bestaande modellen. De bekeken modellen zijn LARCH (diersoorten), MOVE en NTM (plantensoorten, vegetatietypen). Deze modellen gebruiken SMART/SUMO om veranderende abiotische condities in deze toekomstscenario's te vertalen naar stikstofaanbod voor MOVE en NTM, en indirect naar veranderingen in begroeiingstypen voor LARCH. De aangeleverde soorten en de reconstructie 1950 door PGO's zijn niet beoordeeld op toepassingsmogelijkheden in het agrarisch gebied.

3.2.1 Bruikbaarheid van SMART/SUMO

3.2.1.1 Discussie

Toepassing voor input LARCH

In LARCH worden per soort habitatkaarten gemaakt op basis van begroeiingstypen. De begroeiingstypenkaart voor het agrarisch gebied is echter erg summier: grasland (nat, vochtig, droog), akkerland, agrarisch gebied (half open, gesloten). Deze zouden verder gespecificeerd moeten worden. Bovendien maken veel soorten in het agrarisch gebied gebruik van vegetaties in (lijnvormige) niet-productieve elementen (houtwallen+ bosjes, slootkanten, wegbermen, dijken ruigtes en overhoeken e.d.). Deze zijn uit de top-10 vector kaart te halen.

Om te kunnen beoordelen of SMART-SUMO bruikbaar is om veranderingen in vegetaties van het agrarisch gebied te kunnen bepalen, is het belangrijk dat de voorspelde veranderingen in biomassa zodanig zijn dat dit leidt tot een verandering in bovenstaande begroeiingstypen. Bovendien moet voorspeld kunnen worden welke verandering optreedt. Voor overhoeken en houtwallen is dit op termijn mogelijk, maar voor akkers en graslanden worden geen veranderingen verwacht.

Wellicht is het wel mogelijk om m.b.v. NTM/MOVE op basis van veranderingen van abiotische condities voorspellingen te doen over vegetatieontwikkeling a.h.v. de te verwachten plantensoorten. Dit wordt in 2000 verder onderzocht.

Het is ook mogelijk om zonder modellen de aangeleverde scenario's direct te vertalen in verwachte veranderingen in vegetatietypen m.b.v. vooropgestelde algoritmen.

Toepassing voor input MOVE en NTM

Voor het voorspellen van het **stikstofaanbod** in de bemeste gebieden is SMART-SUMO nog niet geschikt, omdat SMART geen bemesting modelleert. Door dit jaar aan te brengen verbeteringen aan de modellen zouden wel onbemeste lineaire elementen (zoals houtwallen) gemodelleerd kunnen worden. De andere mogelijkheden staan in principe tot onze beschikking, mits de regressievergelijkingen worden afgeleid in dit project. Belangrijk hierbij is dat de verschillende scenario's zodanig zijn dat er ook verschillen zijn in de abiotische standplaatsfactoren. Hierbij dient rekening te worden gehouden met het feit dat een reductie van bemesting van 400 kg/ha naar 300 kg/ha weinig tot geen verbetering van de potentiële natuurwaarde zal geven.

Daarnaast is de berekening van de **pH** ook gebaseerd op basis van de stikstofdepositie in SMART. Om die te berekenen moet je SUMO loskoppelen van SMART. In ieder geval zijn er dan data nodig over bemestingsniveau, run-off, opname door het gewas en denitrificatie.

Het **beheer** van percelen en niet-productieve elementen kan beperkt in SUMO meegenomen worden, door bij ommaken of doodspuiten de biomassa naar 0 te zetten. Bij doodspuiten wordt aangenomen dat de mineralisatie gewoon doorgaat. Kappen en betreding zijn lastiger in te bouwen. De mogelijkheid om kappen in te bouwen wordt dit jaar bestudeerd. Met informatie over de **ligging** van beheersgebieden en over de zwaarte van de bijbehorende zou je zonder gebruik te maken van modellen kunnen voorspellen hoe het verwachte stikstofaanbod is a.h.v. vooropgestelde algoritmen.

Wat betreft **lichtinval** zou voor houtwallen uit gegaan kunnen worden van de lichtinval in bossen, gecorrigeerd voor de lichtinval van opzij. Voor lage vegetaties is de verandering in lichtinval niet relevant.

Het voorspelde **vochtgehalte** is gebaseerd op gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (gvg), afgeleid van gwt's. Beneden een bepaald peil neemt de biomassa af. Binnen SMART is dit een belangrijke factor. In de hydrologische

modellen die hieraan ten grondslag liggen is de vochthuishouding in landbouwgebieden al meegenomen, dus dit aspect levert geen probleem op.

3.2.1.2 Conclusie

Zowel voor het voorspellen van veranderingen in vegetatietypen voor de input voor LARCH als voor het voorspellen van stikstof aanbod als input voor MOVE en NTM is de huidige SMART/SUMO niet toepasbaar in het landelijk gebied. Met aanpassingen waar nu aan gewerkt wordt is dit op termijn wel mogelijk. Op dit moment lijkt meer voor de hand te liggen om, in plaats van het gebruik van SMART/SUMO, vegetatieontwikkeling en stikstofaanbod direct af te leiden uit de aangeleverde toekomstscenario's a.h.v. nog op te stellen algoritmen.

3.2.2 Bruikbaarheid van LARCH

3.2.2.1 Discussie

In 3.2.1 werd al geconcludeerd dat voor het agrarisch gebied op dit moment SUMO/SMART niet gereed is om aangeleverde toekomstscenario's te vertalen naar veranderingen in vegetatietypen (begroeiingstypen). Deze moeten voor LARCH worden vertaald in habitatkaarten voor (doel)soorten van het agrarisch (NEM).

Daarnaast is de vraag is aan de orde of LARCH betrouwbare uitspraken oplevert voor soorten in het agrarisch gebied. De input van LARCH voor een soort is de hoeveelheid geschikte begroeiingstypen in een 250x250-grid. Hieraan wordt een draagkracht gehangen voor die soort. Alle aan elkaar grenzende gridcellen met geschikte begroeiingstypen erin worden geclusterd tot één polygoon waaraan een draagkracht wordt toegekend. Op basis van het uiteindelijke patroon van polygonen met bijbehorende draagkracht wordt een uitspraak gedaan over de duurzaamheid van die soort (op landelijke schaal of schaal van FGR's). De volgende overwegingen zijn belangrijk bij het bepalen of de huidige versie van LARCH bruikbaar is voor het agrarisch gebied om uitspraken te kunnen doen over ruimtelijke condities voor natuurwaarden in het agrarisch gebied:

- a) Er moeten dichtheidsnormen voor de te analyseren soort zijn opgenomen in LARCH.
- b) Het habitat van de Nederlandse populatie van de te analyseren soorten moet hoofdzakelijk (bijv. 80%) bestaan uit landschapselementen in agrarisch gebied (inclusief reservaten met agrarische natuur en beheersgebieden).
- c) Binnen het agrarische gebied mogen ze niet overwegend in de reservaten zitten (want die zitten niet als onderscheiden eenheid in de begroeiingstypen-kaart).
- d) Binnen het agrarisch gebied mogen ze niet overwegend in de kleine landschapselementen zitten (want die zitten niet in de begroeiingstypen-kaart).
- e) Het habitat van een soort mag voor Nederland of een FGR niet in LARCH een lokale populatie zijn (want dan is alles even duurzaam). Aangezien 70% van het areaal in Nederland bestaat uit agrarisch landschap, komen in bijna elke 250x250 gridcel graslanden, akkers en bijna alle niet-productieve landschapselementen voor. Dit leidt toch snel tot het ontstaan van erg grote lokale populaties, zeker als

soorten meerdere perceelstypen en/of landschapselementen gebruiken. Zelfs voor hele mobiele soorten is dit geen reële situatie, en zeker niet voor soorten die op een lokale schaal opereren: in werkelijkheid staan voor veel soorten niet alle geschikte percelen en landschapselementen met elkaar in verbinding.

- f) Plantensoorten zijn nog niet gemodelleerd met LARCH. Planten kennen de al genoemde problemen van weinig mobiele soorten omdat ze op erg lokale schaal opereren. Bovendien heeft het gebruik van LARCH voor planten een aanpassing van de gebruikte normen. Dispersie-klassen is voor een soort nog wel aan te geven op basis van dispersie-mechanisme, maar minimumarealen voor lokale populaties en sleutelpopulaties zijn moeilijk aan te geven voor een soort en spelen wellicht meer op het niveau van vegetatietypen. Aangezien planten gebonden zijn aan één standplaats zijn normen voor fusie-afstanden die verschillende habitatplekken aggregeren tot één lokale populatie niet relevant.

Voor vogels van het agrarisch gebied uit het NEM is nagegaan of de voorwaarden genoemd bij a, b en c gelden. Voor de gele kwikstaart, grutto, tureluur en veldleeuwerik zijn de graslanden met weidevogelbeheer onvoldoende beschreven in de begroeiingstypen-kaart.

Voor zomertaling, patrijs, roodborsttapuit, wulp en slobend geldt hetzelfde, maar voor die soorten moet je ook de groen-blauwe dooradering nog beter beschrijven. Dat geldt ook voor paapje en watersnip. Die zitten niet eens in LARCH. Ook boerenzwaluw, grote lijster, huiszwaluw, steenuil en torenvalk zitten niet in LARCH. Voor deze soorten zou eveneens de verspreiding van bepaalde landschapselementen opgenomen moeten worden in de begroeiingstypen-kaart. Ook geelgors, grasmus en graspieper kunnen pas worden meegenomen als kenmerken van groene dooradering operationeel zijn in LARCH.

Benodigde aanpassingen in LARCH zijn dus ten eerste het aanpassen van de bestaande begroeiingstypen voor het agrarisch gebied t.a.v. probleem b. De huidige zijn erg summier (zie 3.2.1). Deze moeten verder gespecificeerd worden (bijv. met beheersniveau). Daarnaast moeten niet-productieve landschapselementen toegevoegd worden om probleem d op te lossen. Deze gegevens zijn op dit moment nog niet of nauwelijks voorhanden binnen Alterra.

Een eerste oplossing voor probleem e zou kunnen zijn om de huidige LARCH-versie te gebruiken, waarbij een minimum waarde gesteld wordt aan de hoeveelheid geschikte elementen die in een gridcel nodig is om er een draagkracht aan toe te kennen. Zo doen niet alle gridcellen mee als habitat.

Naast de huidige versie van LARCH is er een verkenning gaande om een bereikbaarheidsmaat voor soorten in het cultuurlandschap te berekenen met LARCH-scan. Dit sluit aan bij het werk aan LARCH-dens en dient ondersteund te worden met METAPHOR. Ook een LARCH-planten is niet binnen afzienbare tijd operationeel.

Naast LARCH is een nieuw kennisinstrument (Landschapsplanner) in ontwikkeling voor het voorspellen van ambitieniveaus van ANK op basis van hoeveelheid niet-productieve elementen en de beheersintensiteit. Het instrument blijft echter alleen geschikt voor lokaal niveau, op zijn hoogst op het niveau van ecodistricten. Daarbij is het niet binnen afzienbare tijd operationeel.

3.2.2.2 Conclusie

Op dit moment is de huidige LARCH voor de aangeleverde vogelsoorten en voor plantensoorten niet bruikbaar. Voor andere (dier)groepen is dit waarschijnlijk ook het geval, maar is nog niet verkend. Er zijn een aantal ontwikkelingen binnen LARCH gaande die een zou een oplossing kunnen bieden, mits de begroeiingstypenkaart voor het agrarisch gebied uitgebreid wordt.

3.2.3 Bruikbaarheid MOVE

3.2.3.1 Discussie

MOVE bestaat deels uit een bodemmodule die milieuthema's vertaald naar abiotiek (zuurgraad, stikstofbeschikbaarheid en vochtgehalte). Op basis hiervan wordt in de vegetatiemodule per plantensoort bepaald bij welke waarden voor deze standplaatsfactoren de soort voorkomt. Zo kun je voorspellingen maken over het te verwachten aantal soorten en dus over de te verwachten vegetatietypes die (nog) voor kunnen komen bij veranderende abiotische omstandigheden.

Het vochtgehalte wordt berekend op basis van gvg die goed bekend is in het agrarisch gebied.

De invloed van beheer zit gedeeltelijk in SMART/SUMO in de vorm van biomassa-vermindering bij kappen en maaien (zie 1.1.1.1).

MOVE is voor de beschikbaarheid van stikstof en pH afhankelijk van de output van SMART/SUMO, die op dit moment niet toepasbaar werd geacht in het agrarisch gebied (zie ook 1.1.1.1). Voor graslanden is MOVE dan ook alleen gebruikt voor beheersgebieden, waarin niet of nauwelijks bemest wordt. Voor akkers is dit nog helemaal niet gebeurd, omdat in akkers zelf nauwelijks plantensoorten te verwachten zijn. Voor houtwallen is hiertoe wel een poging gedaan, maar voorspellingen zijn erg moeilijk omdat de abiotiek in deze elementen erg sterk bepaald wordt door het agrarisch gebruik en dus de stikstof-beschikbaarheid in aangrenzende percelen. Dit probleem zal bij alle lijnvormige elementen een probleem zijn. Voor slootkanten is bij het SC/RIVM/RIZA het model STONE ontwikkeld, maar deze richt zich meer op het berekenen van de stikstof-afspoeling naar oppervlakte- en grondwater dan naar de stikstof-beschikbaarheid voor de (water)vegetatie.

Daarnaast moet de huidige begroeiingstypenkaart voor graslanden en akkers aangepast worden en moet een kaart van niet-productieve landschapselementen voorhanden zijn (zie ook 3.2.1 en 3.2.2).

3.2.3.2 Conclusie

Het voorspellen van plantensoorten en vegetaties a.h.v. veranderde abiotische condities in aangeleverde toekomstscenario's a.h.v. MOVE is nu niet mogelijk t.g.v. het gebrek aan informatie over stikstof-beschikbaarheid (bemesting) in het agrarisch gebied. Als er data beschikbaar zijn over bemestingsniveaus bij verschillende scenario's, is MOVE goed bruikbaar voor het voorspellen van plantenrijkdom in graslanden en eventueel in lijnvormige elementen. Ook is het erg interessant om veronderstelde bemestingsniveaus te hanteren om na te gaan of door het beleid voorgestelde verlagingen in gemiddelde stikstofdepositie daadwerkelijk leidt tot een grotere plantenrijkdom.

Hierbij moet wel de kanttekening geplaatst worden dat MOVE geen uitspraken kan doen over de ruimtelijke inrichting van het landschap op de plantenrijkdom, zoals LARCH dat doet voor diersoorten.

3.2.4 Bruikbaarheid NTM

3.2.4.1 Discussie

NTM 3.0 (Natuur Technisch Model) is ontwikkeld als een graadmeter voor (planten) biodiversiteit (Wamelink et al. 1998, Schouwenberg i.v.). Het regressiemodel voorspelt de potentiële natuurwaarde van een standplaats op basis van drie abiotische factoren, gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (GVG), pH en stikstofbeschikbaarheid, na conversie in de zogenaamde Ellenberg indicatiewaarden voor respectievelijk vochtgehalte (F), pH(R) en voedselrijkdom (N). De voor de regressie benodigde data (vegetatieopnamen) komen uit het bestand van het project 'plantengemeenschappen van Nederland' (Schaminee et al. 1995) en wordt geacht representatief te zijn voor heel Nederland (met het zwaartepunt op natuurgebieden). Hierbij wordt de natuurwaarde van een vegetatieopname bepaald a.h.v. IWN-waarden van de voorkomende plantensoorten, gebaseerd op zeldzaamheid in Nederland, achter- of vooruitgang in kilometerhokfrequentie, kwetsbaarheid, internationale zeldzaamheid en type vegetatie waarvoor de soort kenmerkend is. Vervolgens is aan de vegetatieopname een natuurbehoudwaarde (NBW) berekend door de IWN's van de afzonderlijke soorten te sommeren en te corrigeren voor de abundantie van de soorten en het aantal soorten per opname.

Aangezien NTM alleen potentiële natuurwaarden voorspeld, d.w.z. welke natuurwaarden zijn haalbaar gezien de abiotische condities, is het NTM in principe ook toepasbaar in het agrarisch gebied. Hier geldt echter weer dat koppeling met SUMO/SMART niet mogelijk is in bemeste gebieden. Bij direct toeleveren van stikstofaanbod geldt weer dat er alleen effecten te verwachten zijn bij ingrijpende verlaging van stikstof-aanbod. Bij een aanpassing van het model kunnen voor lijnvormige elementen houtwallen en sloot- en beek oevers apart uitspraken kunnen worden gedaan. Het regressie-model moet dan wel opnieuw gekalibreerd worden a.h.v. opnamen uit deze elementen.

3.2.4.2 Conclusie

NTM is in principe toepasbaar voor het landelijk gebied omdat het alleen potentiële natuurwaarden voorspeldt. Het is in NVK '97 toegepast voor heel Nederland, maar niet specifiek voor het landelijk gebied.

Hierbij moet wel de kanttekening geplaatst worden dat ook met NTM alleen effecten te verwachten zijn bij aanzienlijke reductie van het stikstof-aanbod die niet te verwachten zijn in de gangbare landbouw, en dat dit aanbod niet via SUMO/SMART gemodelleerd kan worden. Het model doet alleen uitspraken over potentiële natuurwaarden gebaseerd op vegetatie-kennis en kan geen uitspraken doen over afzonderlijke soorten. Daarnaast kan NTM geen uitspraken doen over de ruimtelijke inrichting van het landschap op de plantenrijkdom, zoals LARCH dat doet voor diersoorten.

3.2.5 Aanbevelingen

Zowel voor het voorspellen van veranderingen in vegetatietypen voor LARCH als van veranderingen in stikstofaanbod voor MOVE en NTM lijkt SUMO/SMART op dit moment niet geschikt. Aangeleverde toekomstscenario's dienen direct (of via MOVE) vertaald te worden naar veranderde vegetatietypen voor LARCH en dienen direct gegevens over stikstof-aanbod aan te leveren aan MOVE en NTM.

Daarnaast geldt voor alle modellen dat er alleen effecten te verwachten zijn als er drastische verlagingen van het stikstof-aanbod in de scenario's zitten, die in de gangbare landbouwmethoden niet te verwachten zijn.

Voor het voorspellen van het voorkomen van plantensoorten in het agrarisch gebied op basis van abiotiek zijn NTM en MOVE toepasbaar. NTM is in NVK '97 gebruikt, maar niet specifiek voor het agrarisch gebied en ze kan geen uitspraken doen op het niveau van afzonderlijke soorten. Zowel NTM als MOVE kunnen geen ruimtelijke voorspellingen doen. LARCH kan dit wel, maar een aangepaste versie voor planten is op dit moment nog niet beschikbaar.

Voor het voorspellen van het voorkomen van diersoorten in het agrarisch gebied is de Landschapsplanner nog niet ontwikkeld en bovendien toepasbaar op lokaal tot regionaal niveau. LARCH-dens is in ontwikkeling en mogelijk bruikbaar voor het agrarisch gebied. De huidige LARCH zou gebruikt kunnen worden als er minimumwaarden voor de benodigde hoeveelheid habitat per gridcel gehanteerd kunnen worden. De beperking is dat dit alleen zin heeft voor (dier)soorten die het agrarisch gebied als belangrijkste habitat hebben en die lijken niet voorhanden. Voor plantensoorten is LARCH nog niet operationeel. Voor LARCH is een uitbreiding van de aangeleverde begroeiingstypenkaart noodzakelijk, waarin naast gespecificeerde arealen grasland en akker ook hoeveelheden aan verschillende typen lijnvormige elementen als habitatelement aangegeven worden.

3.3 Stedelijk gebied

3.3.1 Algemeen

Gegevens uit het model SMART worden door MOVE en SUMO gebruikt tijdens de simulaties. Voor de N-huishouding geldt binnen SMART dat de lucht- en regendepositie wel berekend wordt, maar bemesting niet. In het stedelijk gebied is bemesting vaak een bepalende factor in de vegetatieontwikkeling. Een fout die optreedt bij het inbrengen van bemesting in SMART is dat de pH berekend wordt op basis van de hoeveelheid N. Dit gaat fout bij hoge stikstofgiften.

3.3.2 Bruikbaarheid SMART/SUMO

Met SUMO wordt de biomassa van verschillende functionele vegetatietypen gemodelleerd. De hoeveelheid biomassa per functioneel type bepaald het successtadium. Voor MOVE worden gegevens uit SMART gebruikt.

Als SMART in staat is om te gaan met hogere mestgiften, is het mogelijk om SUMO voor het stedelijk gebied te gebruiken. De invoergegevens van SUMO zijn ondermeer gebaseerd op cultuurgebieden en stedelijke gebieden en er hoeven dan ook geen nieuwe parameters ingebracht te worden. Vegetaties in stedelijk gebied die intensief onderhouden worden, kunnen gemodelleerd worden, maar de verschillen in de resultaten zullen uiterst minimaal zijn. Het huidige beleid is echter meer natuurlijke parken aan te leggen (vaak in nieuwe wijken). Met name deze gebieden zijn interessant voor analyses met SUMO. Hierbij speelt de leeftijd van de parken en de struiklaag een belangrijke rol. Wel moet er een inschatting komen voor de N-gift vanuit hondenuitwerpselen.

3.3.3 Bruikbaarheid MOVE

In MOVE zijn ongeveer 1000 inheemse plantensoorten ingebracht. Dit is 60-70% van de Nederlandse planten. Per plantensoort wordt bepaald of een gebied geschikt is. Hierbij wordt gebruik gemaakt van gegevens uit SMART en SUMO. Vervolgens wordt naar per gebied bepaald welke plantensoorten er voorkomen; de vegetatiesamenstelling wordt bepaald. Dit resulteert in een vegetatietype.

De mogelijkheid om het stedelijk gebied te modelleren met MOVE heeft veel overeenkomsten met SUMO. Als SMART in staat is goede parameters op te leveren, kan MOVE voor het stedelijk gebied gebruikt worden. De parameters van MOVE zijn gebaseerd op vegetatieopnamen uit zowel natuurgebieden als minder natuurlijk gebieden. Voor MOVE is te verwachten dat natuurlijke parken differentiëren in de resultaten en intensief onderhouden parken niet.

De referentie die voor het stedelijk gebied wordt opgesteld, is bepalend voor de directe bruikbaarheid van MOVE. Als voor de referentie soorten gekozen worden welke nog niet in MOVE zijn ingebracht, kost dit extra werk. Aangeraden wordt om

bij het opstellen van de referentie voor het stedelijk gebied zoveel mogelijk gebruik te maken van reeds in MOVE ingebrachte plantensoorten.

3.3.4 Bruikbaarheid LARCH

LARCH maakt gebruik van de uitvoergegevens van SUMO. Indien SUMO niet in staat is voor het stedelijk gebied de gegevens aan te leveren, kan voor de huidige situatie gebruik gemaakt worden van de LARCH begroeiingstypenkaart voor de invoer. Voor vogels, een aantal zoogdieren, amfibieën, reptielen en vlinders is het mogelijk LARCH te gebruiken. In de toekomst zal het aantal soorten binnen deze laatste groepen worden uitgebreid. LARCH is reeds gebruikt binnen het stedelijk gebied voor een aantal vogels. Dit was echter zeer globaal. Momenteel zijn er een aantal gedetailleerdere pilots waar LARCH wordt gebruikt voor het stedelijk gebied. De resultaten van deze pilots zijn bruikbaar om na te gaan in hoeverre LARCH daadwerkelijk geschikt binnen dit stedelijk gebied.

4 Reconstructies situatie 1950


4.1 Inleiding

Graadmeters Natuurwaarde terrestrisch

Het doel van het project Graadmeters Natuurwaarde terrestrisch is om tot een kwantitatieve beschrijving en beoordeling van de natuurkwaliteit in Nederland te komen, ter onderbouwing en ondersteuning van het rijksbeleid. Om uitspraken te doen over de huidige situatie van de natuur en om het gevolg van verschillende beleidsscenario's te kunnen voorspellen en deze onderling te kunnen vergelijken worden graadmeters voor de natuur opgesteld. Een graadmeter wordt samengesteld uit de verschillende soorten organismen die kenmerkend zijn voor een bepaald ecosysteemtype. Een ecosysteemtype is een unieke combinatie van een Fysisch Geografische Regio met een (grof) begroeiingstype. Niet alle combinaties zijn relevant. Sommige nemen maar een gering oppervlakte in beslag, bijvoorbeeld moeras in heuvelland. Dit ecosysteemtype wordt dan ook niet in de graadmeter opgenomen (Tabel 3). Uiteindelijk is het doel om alle ecosysteemtypen te vullen met diverse soorten zodat alle in het ecosysteemtype voorkomende subecosystemen door een of meerdere soorten vertegenwoordigd worden.

Tabel 3 Indeling in geografische eenheden

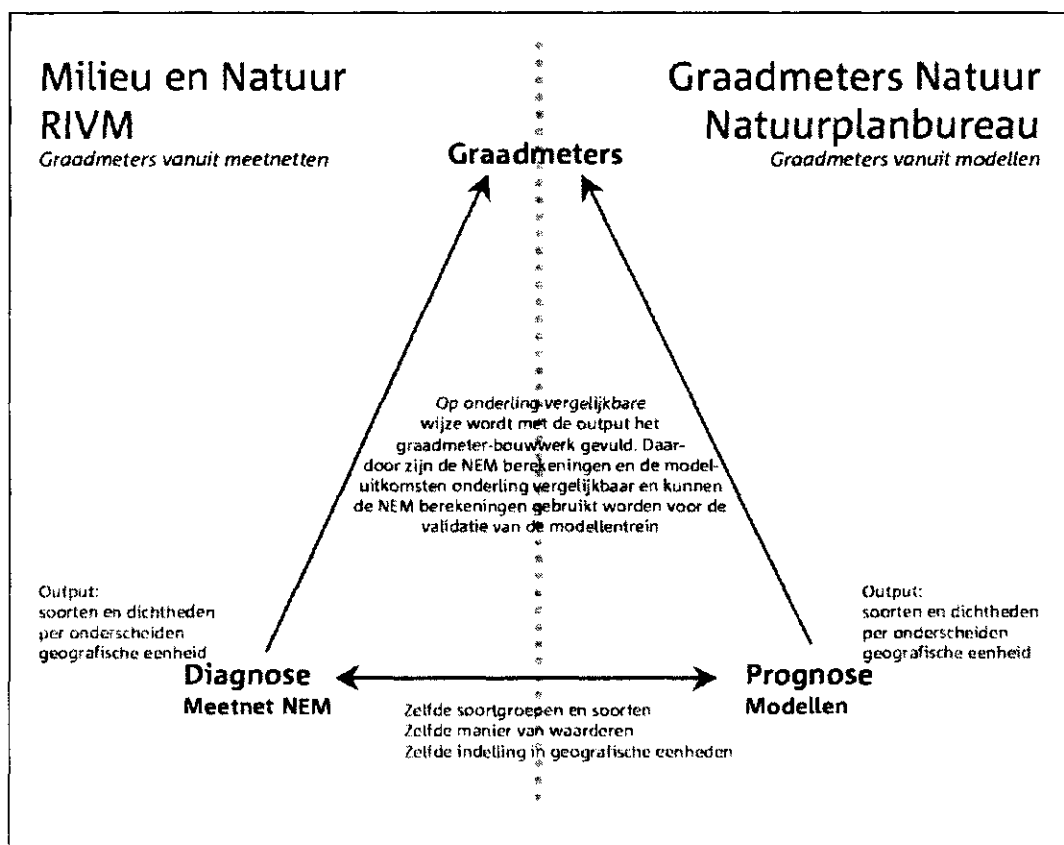
Begroeiingstype → Fysisch geografische regio ↓	Agrarisch	Bos	Duin	Heide	Moeras
Duinen					
Heuvelland					
Hogere Zandgronden					
Laagveen					
Rivierengebied					
Zeeklei					

 FGR/BT combinatie zijn vanwege het geringe oppervlakte weggelaten (uit: Van der Peijl & Van Strien)

Zowel de huidige toestand van de natuur, gevolgd via het meetnet Netwerk Ecologische Monitoring (NEM) als de resultaten van de modelberekeningen van de verschillende beleidsscenario's moeten in de vorm van deze graadmeters beschreven kunnen worden. In Figuur 1 staat de relatie tussen de verschillende onderdelen van de graadmeter natuurwaarde schematisch weergegeven.

De graadmeter natuurwaarde moet een afspiegeling kunnen geven van de historische, de huidige én de toekomstige situatie. Een consequentie daarvan is dat van de soorten die de graadmeter vormen:

1. genoeg historisch materiaal voorhanden is om de referentieperiode goed te kunnen beschrijven
2. De soort een onderdeel vormt van het Netwerk ecologische monitoring
3. Er genoeg ecologische informatie voorhanden is om de soort te kunnen modelleren.



Figuur 1 De relatie tussen de verschillende onderdelen van de graadmeterprojecten

EKI-rapporten

In dit hoofdstuk wordt een beoordeling gegeven van de bruikbaarheid van de door de verschillende PGO's opgestelde EKI-referenties en benadrukt dus vooral punt 1. Op dit moment worden er door de verschillende PGO's (particuliere gegevensbeherende organisaties) gegevens verzameld die deel uit maken van het Netwerk ecologische monitoring (NEM). Hiervoor heeft iedere PGO een eigen monitoringsprogramma ontwikkeld. In het kader van het project Natuur en Milieu van het RIVM (MAP SOR) is door een aantal PGO's gevraagd of zij een beeld kunnen schetsen van de situatie op deze meetpunten zoals die rond 1950 zou zijn geweest.

De PGO's hebben daarvoor gebruik gemaakt van verschillende historische bronnen. Afhankelijk van het materiaal is er een grotere of een mindere grote interpretatieslag nodig om deze historische bronnen te gebruiken. Er zijn rapporten gemaakt voor vlinders, vogels, reptielen, flora, vleermuizen en het stedelijk gebied. Het stedelijk gebied is niet in deze beoordeling opgenomen omdat deze referentie als cultuurreferentie wordt opgenomen in een graadmeter en niet in een natuurreferentie. Het rapport van de vleermuizen is te prematuur om te gebruiken. Daarbij komt het feit dat er alleen historische gegevens over overwinteringplaatsen beschikbaar zijn. De beoordeling van het rapport over de flora is door tijdgebrek en ziekte van een onderzoeker uitgesteld tot begin 2000. De rapporten van vlinders, vogels en reptielen zijn wel beoordeeld door verschillende soortexperts.

In essentie wordt de natuurwaarde volgens het concept van de graadmeter natuurwaarde bepaald door twee factoren: de omvang van een gebied en de kwaliteit ervan. De kwaliteit van een gebied wordt bepaald door de huidige situatie te vergelijken met een referentie. Aard en kwaliteit worden bepaald op het ruimtelijk niveau van ecosysteemtipes.

Deze referentie van 1950 wordt vervolgens geïndexeerd tot 100 en afgezet tegen over de situatie van nu (1990 – 1999). Vervolgens wordt er met behulp van modellen een aantal scenario's doorgerekend waardoor de potentiële aantallen van de verschillende soorten per ecosysteemtype berekend kunnen worden. De gegevens van de verschillende soorten worden per ecosysteemtype geaggregeerd tot een index van dat ecosysteemtype. Op welke manier dit gebeurd wordt beschreven door Van der Peijl en van Strien (1999).

Het doel

Of de door de PGO's aangeleverde gegevens betrouwbaar en bruikbaar zijn voor dit doel is onderwerp van dit rapport. Daarvoor zijn door een aantal onafhankelijke soortexperts de rapporten van vlinders, vogels en reptielen kritisch doorgekeken en beoordeeld. Allereerst wordt een algemeen oordeel gegeven over het rapport zelf en de bruikbaarheid ervan in het graadmeterproject. Daarna wordt puntsgewijs de soortenset, de gevolgde methode om de indices van 1950 te bepalen, en de gegeven dichtheden van de verschillende soorten.

4.2 Resultaten

4.2.1 Vlinders

Vooraf

De Vlinderstichting heeft twee rapporten gepubliceerd over EKI's voor dagvlinders. Het eerste dateert van mei 1997 en heeft als titel: 'Ecologisch Kapitaal Index Dagvlinders'. Het tweede rapport dateert van juni 1999 en is getiteld: 'EKI-Dagvlinderindexen op basis van referentiejaar 1950'. De auteur van beide rapporten is Chris van Swaay. Voor de onderstaande bespreking van de EKI's voor dagvlinders is alleen van het tweede rapport gebruik gemaakt. Bij de aanpak in het tweede

rapport is De Vlinderstichting uitgegaan van de FGR/BT-combinaties waarmee indices vanaf 1990 (op basis van data uit het Landelijk Meetnet Dagvlinders (LMD)) bepaald kunnen worden. De combinaties waarvoor dat niet kon i.v.m. te weinig data uit LMD, zijn niet behandeld, en daarvan zijn dan ook geen referentie-indices bepaald. Na bestudering van het rapport is een gesprek gevoerd met de auteur i.v.m. een aantal vragen.

PGO-reconstructie 1950

De Vlinderstichting heeft voor het vaststellen van referentie-indices voor 1950 gebruik gemaakt van historische waarnemingen en van literatuur (zie p.8 van het rapport). Uit het gesprek bleek dat het daarbij ondermeer gaat om vangsten uit dagvlindercollecties en binnen- en buitenlandse literatuur (waarnemingen uit excursieverslagen). Er is in het rapport helaas geen informatie gegeven over de precieze aard, hoeveelheid, plaats en datum van de gegevens die gebruikt zijn voor de referentie-indices. De grootte van de opdracht liet daarvoor geen ruimte. Het is daardoor onduidelijk welke gegevens aan de indices ten grondslag liggen, en wat de betrouwbaarheid van de aantalschattingen voor het jaar 1950 is. De aantalschattingen zijn tot stand gekomen op basis van 'best professional judgement', de daarvoor gehanteerde methode is door de auteur uitgelegd. Gezien de beperkte informatie die voor de aantalsreconstructie van 1950 voorhanden is, is de gekozen methode een goede keus geweest. Controle van de aantalschattingen is, inherent aan de interpretatieve methode van 'best professional judgement', niet mogelijk.

Soorten

EKI-criteria

In het tweede rapport over EKI's (1999) gebruikt De Vlinderstichting als uitgangspunt voor de keuze van soorten en FGR/BT-combinaties de routes die in het kader van het LMD worden gelopen. Volgens van Strien "voldoe je daarmee vrijwel automatisch aan de 10 criteria...". Voor de keuze van dagvlindersoorten blijkt dat ook grotendeels op te gaan. De robuustheid van de set (criterium 11) hangt af van het aantal gekozen soorten: hoe meer soorten hoe beter. De gekozen sets voor de verschillende FGR/BT-combinaties hebben een zo groot mogelijk aantal van karakteristieke soorten en voldoen daarmee ook aan criterium 11.

Als aanvulling op deze karakteristieke 'LMD-soorten' heeft De Vlinderstichting ook een aantal karakteristieke soorten toegevoegd die in de tijd tussen 1950 en 1990 bijna of geheel zijn uitgestorven. Dat is een terechte keuze omdat deze soorten in de referentieperiode nog in redelijke mate voorkwamen. Ze zijn echter in de huidige situatie niet meer te monitoren waardoor ze niet voldoen aan alle criteria.

Afspiegeling van alle FGR/BT combinaties

De FGR/BT combinaties waarvoor in het rapport referentie-indices gegeven zijn, zijn gebaseerd op de informatie van het LMD (onderdeel van Nationaal Ecologische Monitoring). Zoals boven al is vermeld heeft De Vlinderstichting daarvoor alleen FGR/BT-combinaties genomen waarvoor vanaf 1990 indices berekend kunnen worden. Door deze aanpak bleven er van alle mogelijke combinaties uiteindelijk 8 over (tabel 1 in het rapport). Deze staan eveneens vermeld in onderstaande tabel.

FGR/BT	Steden	Agrar.	Bos	Duinen	Heide	Moeras
Duinen				X		
Heuvelland		X				
Hogere zandgr.		X	X		X	
Laagveen		X				
Rivierklei		X				
Zeeklei		X				

Om te kijken of er aanvullingen nodig zijn, zijn de soorten per combinatie nagelopen.

Duinen

De karakteristieke vlindersoorten uit de duinen zijn goed vertegenwoordigd, een soort als de Bruine eikepage zou hier echter nog aan toegevoegd kunnen worden. Noodzakelijk is dit echter niet omdat alle (sub)begroeiingstypen binnen de Duinen wel vertegenwoordigd zijn, het komt echter de robuustheid van de set wel ten goede.

Heuvelland

Van het agrarisch heuvelland zijn alleen kalkgraslandvlinders vermeld, dit komt doordat de routes van LMD vooral over kalkgraslanden lopen. Andere soorten komen daardoor in deze lijst niet voor, terwijl het wel soorten zijn van het agrarisch heuvelland. Het gaat om soorten als: Geelsprietdikkopje, Zwartsprietdikkopje, Groot dikkopje, Oranjetipje, Kleine vuurvlinder, Icarusblauwtje, Argusvlinder, Koevinkje, Hooibeestje, Bruin zandoogje. Van de meer zeldzame tot niet meer voorkomende soorten zijn dat Bruine vuurvlinder, Bruin blauwtje en een aantal parelmoervlinders. Voor soorten van bos en heide van het heuvelland zijn geen referentie-indices gemaakt omdat daar bijna geen LMD-routes lopen.

Hogere zandgronden

Voor het agrarisch gebied zijn de soorten goed vertegenwoordigd, hetzelfde geldt voor de bos(rand)soorten. Voor de heide kan het Heidegentiaanblauwtje nog worden toegevoegd als soort voor vochtige heideterreinen.

Laagveen

Er is door De Vlinderstichting alleen gekeken naar het begroeiingstype Agrarisch. Ook dit is weer een gevolg van de keuze om de huidige LMD-routes als uitgangspunt te nemen. In dit begroeiingstype is, wanneer gekeken wordt naar de referentieperiode, zeker een plaats voor de Zilveren maan, en eveneens voor de Bruine vuurvlinder hoewel die laatste bijna niet meer voorkomt in dit begroeiingstype (in ieder geval niet op een monitoring route van de VS). Deze beide soorten voldoen echter niet aan alle 10 criteria maar vormen wel een belangrijke aanvulling.

Rivierengebied

Er is door De Vlinderstichting alleen gekeken naar het begroeiingstype Agrarisch. Ook dit is weer een gevolg van de keuze om de huidige LMD-routes als uitgangspunt

te nemen. De Kleine parelmoervlinder is geen karakteristieke soort voor dit begroeiingstype in het Rivierengebied.

Zeeklei

Er is door De Vlinderstichting alleen gekeken naar het begroeiingstype Agrarisch. Een aanvulling op de lijst vormt het Bruin blauwtje, de vlinder komt wel voor op de lijst van karakteristieke soorten voor het Rivierengebied. Het is een soort die in Zeeland relatief veel langs dijken gezien wordt. In het Friese en Groningse zeekleigebied is de soort afwezig.

Referentiegegevens

Bruikbaarheid

De Vlinderstichting heeft haar aantalsschattingen gebaseerd op historische waarnemingen en op literatuur uit die periode. Zoals onder het kopje 'PGO-reconstructie 1950' reeds is vermeld ontbreekt in het rapport de informatie waaruit blijkt welke bronnen voor welke soorten zijn gebruikt, en hoe bruikbaar die bronnen waren. Het is daarom niet goed na te gaan of de gegevens uit de referentieperiode bruikbaar genoeg zijn om een referentie op te baseren. Voor de ene vlindersoort en/of route zal dat beter mogelijk zijn geweest dan voor een andere.

Lokatiekeuze

De werkwijze om tot een referentie te komen ging uit van de ligging van de huidige routes uit het LMD. In het rapport staat niet vermeld in welke mate historische gegevens en gegevens uit de literatuur voor de referentieperiode van die routes bekend waren, en wat ervan bruikbaar was. De auteur heeft zo goed mogelijk geprobeerd de historische informatie over de lokatie van het huidige meetpunt te achterhalen. In welke mate dat gelukt is, staat niet in het rapport vermeld, maar is wel bij de auteur bekend.

Realiteit dichtheden en indices

Uit de diverse overzichtstabellen voor de verschillende FGR/BT-combinaties blijkt hoe sterk de indices voor soorten over de periode 1990-1998 kunnen fluctueren. Alleen al op grond van die grote variatie wordt duidelijk dat het niet zinvol is om een zeer nauwkeurige index voor het jaar 1950 te geven. De geringe stabiliteit van vlinderdichtheden en -populaties is daar ondermeer debet aan. De auteur lichtte dan ook toe dat de index de periode van enkele jaren rondom het jaar 1950 voorstelt. Naast fluctuaties speelt het gebrek aan, en nauwkeurigheid van, de data uit de referentie-periode een rol, maar ook van de tientallen jaren daarna. Er moet daardoor een gat van minimaal 30 jaar overbrugd worden zonder dat uit die tussenliggende periode veel bekend is. Het is op basis van de 'natuurlijke' fluctuaties, het gebrek aan gegevens en door toename van allerlei externe drukfactoren, dan ook niet goed mogelijk om na te gaan of de aantalsschattingen voor 1950 reëel zijn: voor een aantal soorten zullen ze beter overeenkomen dan voor een aantal andere.

Om inzicht te krijgen in de betrouwbaarheid van de referentie-index moet dit worden aangegeven m.b.v. een betrouwbaarheidsinterval. De auteur heeft nu voor 1950 één getal geschat per route (bijv. 20 Hooibeestjes), maar het verdient de voorkeur om

daarvoor een range te schatten (bijv. 15-25 of 5-35 Hooibeestjes). Die range geeft de onnauwkeurigheid van de schatting aan. Bij het berekenen van de indexwaarde uit de aantalsschattingen moet dit betrouwbaarheidsinterval worden meevertaald waarmee de referentie-index ook een betrouwbaarheidsinterval krijgt. Uiteindelijk kan dan wel met 'het gemiddelde' als referentie-index gewerkt worden maar dan is er toch een maat aanwezig die de betrouwbaarheid van die index aan geeft.

Conclusie

Uit het bovenstaande blijkt dat het niet goed mogelijk is om de aantalsschattingen op realiteitswaarde te beoordelen. Voor de meeste soorten ligt het verloop van de index tijdens de periode van 1990 – 1998 wel min of meer in de lijn der verwachting vergeleken met de periode rond 1950. Daaruit kan geconcludeerd worden dat, hoewel er vraagtekens zijn bij de realiteitswaarde, de referentie-index wel, zij het terughoudend, gebruikt kan worden om een beeld van de natuurwaarde op te bouwen. Gegevens over de betrouwbaarheid van de referentie-indices zijn daarbij echter van groot belang.

Hierbij moet nog opgemerkt worden dat het bij deze referentie-index puur om aantallen vlinders op een route gaat, en dat gegevens over toe- of afname van de verspreiding in Nederland, alsmede areaalsverandering van enkele vlindersoorten niet in de index zijn meegenomen.

4.2.2 Vogels

Algemeen

Er is geen aandacht voor areaal-veranderingen. Uitbreiding of inkrimping van arealen kan "oude"soorten minder geschikt maken om herstel vast te stellen (voorbeeld Ortolaan) terwijl "nieuwe" soorten niet meegenomen kunnen worden (bijvoorbeeld Barmsijs / Roodmus / Buidelmees of nog in het verschiet liggende soorten). De index wordt in beide gevallen negatief beïnvloed.

Bij het berekenen van "aantallen" in 1950 moet men zich realiseren dat de dichtheden kunnen zijn gebaseerd op archetypen van biotopen (bv. "onaangetast bos" in FGR - DUIN?). Aantallen berekenen lijkt dan gevaarlijk.

Soorten

Vormen de gekozen soorten een volledige afspiegeling?

Een aantal combinaties worden niet besproken (zij zouden "geen betekenisvolle categorie" vertegenwoordigen. Bij de meeste ontbrekende combinaties heb ik een vraagteken: Heuvelland – open bouwland (bv. Grauwe Gors), Hogere zandgronden – moeras (bv. Sprinkhaanzanger, Blauwborst, Watersnip, Waterral), Laagveengebied – halfopen cultuurlandschap (bv. Putter, Boomvalk, Spotvogel), Laagveengebied – loofbos (bv. Aalscholver, Boomvalk, Ransuil), Rivierengebied – open grasland (Gele Kwikstaart, Kwartelkoning, Grauwe Gors, Grutto, Tureluur, Watersnip), Zeekleigebied – halfopen cultuurlandschap (bv. Steenuil, Spotvogel, Boomvalk)

verder is het ontbreken van “beken – beekdalen” op de hogere zandgronden en in het Heuvelland lastig (denk aan soorten als Ijsvogel, Grote Gele Kwikstaart, Blauwborst, Sprinkhaanzanger)

Ook ontbreken “kust” (bv. Kluut, Strand- en Bontbekplevier, Sterns) en “stedelijk milieu” (bv. Gierzwaluw, Kuifleeuwerik).

De soortcombinaties die verder worden genoemd zien er degelijk uit. Door het ontbreken van bepaalde combinatie FGR / BT (zie hierboven), kan soms een soort toegedeeld zijn aan een combinatie op een nogal geforceerde wijze (bv. Zwarte Stern bij halfopen agrarisch landschap van de HZ). Lijkt me toch beter de ontbrekende combinaties alsnog in te vullen, wat een verfijning van de indeling van begroeiingstypen zou betekenen.

Een toets op het aandeel van de geselecteerde soorten in het volledige actuele soortenspectrum van de FGR / BT combinaties zou wel zinvol zijn (is door SOVON gemakkelijk na te gaan!). Geeft een goed inzicht in het over- of ondergewaardeerd zijn van de soortselectie.

Referentiegegevens

Bruikbaarheid gegevens referentieperiode

De methode voor het bepalen van de referentiegegevens en de onderliggende data zijn solide

Komen historische en recente locaties overeen?

Er wordt een landelijk beeld geschetst. Gezien de verdeling en de mogelijkheden tot stratificatie in het huidige meetnet zal de vergelijking op FGR / BT niveau wel reëel zijn.

Blijft wel de discussie die onder “algemeen” is aangesneden, dat de referenties “archetypen” zijn. Dat betekent dat bij het vergelijk de huidige situatie altijd slecht scoort, terwijl dat in feite niet zo hoeft te zijn. Met name bij bosvogels geldt dit! Naar de toekomst toe kan wel een verbetering worden vastgesteld.

Zijn de dichtheden reëel?

De dichtheden die worden genoemd lijken de best voorhandene. Het ziet er degelijk uit.

4.2.3 Reptielen

Algemeen

RAVON geeft in de rapportage als beoogde doelen ten eerste het geven van een schatting van de areaalverandering van nederlandse reptielsoorten tussen 1950 en heden en ten tweede het geven van onderbouwde abundantieschattigen (per BT/FGR combinatie) voor 1950 voor zoveel mogelijk van de Nederlandse reptielsoorten. Gezien de uitwerking in het rapport moet het 2e doel opgevat worden als: geven van onderbouwde indexen voor de abundantieverschillen tussen

1950 en heden. Op zich is het opstellen van referenties per FGR/BT combinatie door vergelijking van de situatie op trajecten van de huidige situatie met die van 1950 prima. De methode is niet ideaal, maar het is wel de beste en meeste betrouwbare optie. Resultaat is een index voor de verandering in maximaal waar te nemen aantallen per waarnemingsronde. Waarschijnlijk kan daarvoor zonder al teveel risico de aanname gedaan worden dat deze maatgevend is voor de verschillen in gerealiseerde dichtheden tussen 1950 en nu.

Soorten

Voor alle Nederlandse soorten, uitgezonderd de muurhagedis, worden schattingen van de areaalveranderingen gegeven. Voor de muurhagedis is dit vanwege de zeer lokale verspreiding niet zinnig. Indexen worden berekend voor de soorten waarvoor genoeg vergelijkingsmateriaal beschikbaar is. Dit zijn de ringslang, de adder, de levendbarende hagedis en de zandhagedis. Samen geven deze het best mogelijke resultaat voor de fysisch-geografische regio's waar reptielen voorkomen.

Referentiegegevens

Om consequente, vergelijkbare indexen te kunnen berekenen, is het van het grootste belang dat voor alle inschattingen van maximaal waar te nemen aantallen in 1950 een consequente systematiek gevolgd wordt. Het rapport geeft hierover te weinig uitsluitel, het noemt slechts interviews, archiefgegevens en verspreidingsatlassen als gebruikte bronnen. Topografische kaarten, luchtfoto's en vegetatieopnames uit de periode rond 1950 kunnen echter ook gegevens over de habitatkwaliteit in die periode opleveren, wat een betere schatting van de maximaal waar te nemen aantallen mogelijk zou maken.

Methodiek

- De schatting van de areaalverandering van soorten wordt gebaseerd op drie opeenvolgende studies uit respectievelijk 1986, 1990-1992 en 1996.
- Indexen voor abundantieverschillen worden als volgt geschat: Als uitgangspunt voor de huidige situatie worden de resultaten van trajecttellingen uit het NEM meetnet reptielen gebruikt. Deze trajecten worden voor de huidige situatie per soort op basis van het maximum aantal waargenomen individuen per waarnemingsronde ingedeeld in de categoriën *niet aanwezig*, *marginaal*, *suboptimaal* en *optimaal*. Daarna wordt met behulp van informatie verkregen uit interviews, archiefgegevens en verspreidingsatlassen geschat in welke categorie het traject in 1950 gevallen zou zijn. Deze informatie wordt vervolgens gebruikt om per FGR/BT combinatie indexen te berekenen.

Opmerkingen methodiek

- In het hoofdstuk resultaten wordt voor elke soort aangegeven hoeveel trajecten er in 1950 in de aangegeven aangegeven categoriën gelegen zouden hebben. In het rapport is echter geen tabel opgenomen die aangeeft welke maatstaven hiervoor precies zijn aangehouden. Een beoordeling van deze criteria is daarom niet mogelijk.
- In het hoofdstuk discussie en conclusies worden door het CBS berekende indexen opgevoerd. Hoe deze indexen tot stand gekomen zijn wordt niet

vermeld. Ze lijken echter zo sterk aan de areaalveranderingen gecorreleerd te zijn, dat ze nauwelijks meerwaarde lijken te bieden.

Conclusie

De schattingen van de areaalveranderingen van de Nederlandse reptielsoorten zijn goed. De uitgangspunten die in het rapport gehanteerd worden om tot vergelijkingsindexen voor dichtheden van 1950 en heden te komen ook. De gegevens uit het NEM zijn de enige die daarvoor bruikbaar zijn. De uitvoering van de schatting van de maximaal waar te nemen aantallen op de trajecten in 1950 is echter voor verbetering vatbaar. Daarnaast geeft het rapport te weinig informatie over de uitwerking daarvan per traject, en de daaruit voortvloeiende indeling per categorie. Tevens blijft de manier waarop uit de trajectgegevens indexen zijn berekend onduidelijk. Een goede beoordeling van de deugdelijkheid van de gevolgde methode is daardoor niet mogelijk.

4.2.4 Planten

Algemeen

Rapport

De op de Ecologische Kapitaal Index (EKI) gebaseerde benadering van natuurwaardebepaling (Ten Brink et al. 1998, in prep) is een aansprekend concept, en het FLORON/RHHB-rapport van Groen & Van der Meijden (1997) is een korte, duidelijke en inhoudelijk goede uitwerking daarvan voor wat betreft de Nederlandse flora. Een meer economische benadering van de natuur zal haar goed doen.

Als voor één soortengroep het Ecologisch Kapitaal ofwel de natuurwaarde zou moeten kunnen worden vastgesteld, dan is het wel voor de flora. Er is geen soortengroep in Nederland die al zo langdurig en grondig wordt gemonitord als de flora (van hogere planten). Daarbij speelt het Rijksherbarium met haar mantelorganisaties (auteurs van het onderhavige rapport) door het beheer en actualisering van haar floradatabanken FLORIVON (1902-1949) en FLORBASE (vanaf 1950) van oudsher een sleutelrol.

Opzet

De opzet van het rapport van Groen & Van der Meijden is eenvoudig en overzichtelijk. Met name de toepassing van correcties voor niet volledige of niet representatieve informatie verhoogt de realiteitswaarde van de gegevensset, en vergroot in ieder geval de vergelijkbaarheid van oude en nieuwe gegevens.

Kwaliteit

De kwaliteit van het sobere rapport en de behandeling van het onderwerp is goed, respectievelijk uitstekend en voorbeeldig voor de behandeling van andere groepen van organismen. Reeds in 1950 bezat Nederland de verst doorgevoerde plantenkartering van alle Europese landen (Smit & Verschoof 1980). Nederland behoorde in 1970 tot de best geïnventariseerde landen ter wereld voor wat de flora betreft (Witte & Van der Meijden 1995). In 1902 startten Goethart & Jongmans immers al met de flora-inventarisatie van Nederland. Desondanks zijn de beide

databases FLORIVON en FLORBASE niet direct vergelijkbaar. Voor dit probleem heeft FLORON/RHHB elegante oplossingen gevonden. Voor eventuele verfijningen beneden het niveau van kilometerhok bieden de auteurs mogelijkheden aan.

Terecht wijzen de auteurs erop dat voor een juiste bepaling van de EKI in de referentieperiode, het ook nodig is de oppervlakte van de begroeiingstypen (BGTn) op dat moment te kennen.

Verbeteringen zijn mogelijk. De auteurs geven deze deels al zelf aan. Ook zullen hieronder nog verbeteringen worden voorgesteld. Omdat het rapport in 1997 is gepubliceerd, zou het verder hier en daar kunnen worden geactualiseerd.

Soorten

Algemeen

In het FLORON/RHHB-rapport is impliciet sprake van hogere planten (vaatplanten), terwijl tot de flora o.a. ook blad- en levermossen, korstmossen, wieren en schimmels behoren. Daarvoor zullen mogelijkerwijs aanvullende oplossingen worden gezocht, maar in de rapporten en publikaties is het beter dit te expliciteren.

Er is een goede keuze gemaakt van kritische plantensoorten per Fysisch Geografische Regio (FGR) en BGT (Tabel 5, Bijlage 1). Deze kernset van soorten is met zorg uitgekozen maar kent ook enkele manco's. Hierdoor worden met de voorgestelde kernset van 350 plantensoorten bepaalde ontwikkelingen gemist, zoals veranderingen bij onze algemene tot zeldzame (indigene) boom- en struiksoorten, bij soorten van agrarische gebieden (zgn. 'witte gebieden'), soorten van urbane en infrastructurele gebieden, soorten indicierend voor veranderingen in lokaal en regionaal klimaat, etc.

Een wat ruimere of iets anders samengestelde kernset van soorten verdient dus aanbeveling om ook minder klassieke veranderingen in de vegetatie dan achteruitgang, een rol te laten spelen in de Ecologische Kapitaal Index. Ook het verschijnen van nieuwe soorten of de toename van soorten die negatief worden gewaardeerd zoals plaagsoorten, horen de EKI positief of negatief (met een inverse waarde) te beïnvloeden. De kernset moet uit gevoelige en minder gevoelige soorten bestaan om veranderingen aan te kunnen geven in zowel redelijk onbeschadigde als in gedegradeerde ecosystemen (Ten Brink et al. 2000). Men kan zich afvragen of het ook beter is maar geen of zo weinig mogelijk soorten weg te laten. Bij monitoring is het altijd een probleem dat achteraf kan blijken dat verkeerde keuzen zijn gemaakt. Juist voor de nu t.b.v. de EKI gekozen soortengroepen (hogere planten, vogels, vleermuizen etc.) is het om redenen van logistiek, systematiek e.d. mogelijk (bijna) alle soorten bij de monitoring te betrekken. Een robuuste deelverzameling maakt de cijfers relatief ongevoelig voor precieze soortenkeuze en persoonlijke voorkeur, en is een grotere steekproef (Ten Brink et al. 2000).

De geldigheid van de EKI is beperkt, en het belang relatief. Dat laatste wil zeggen de kernset van soorten is een deelverzameling van alle Nederlandse plantensoorten (ca. 1500). Aangezien de EKI in de toekomst zou moeten kunnen worden aangepast aan

gewijzigd of voortschrijdend inzicht, is het van zeer groot belang over grote databestanden als FLORIVON en FLORBASE te kunnen blijven beschikken. Beheer en actualisering daarvan is dus noodzakelijk om hiermee een (volgende) kernset te kunnen 'vullen'.

Bomen en struiken

In het FLORON/RHHB-rapport is aangegeven dat soorten die vaak worden aangeplant (b.v. bomen) zijn weggelaten. Een uitgebreide toelichting over de inventarisatie van bomen en struiken, en de problemen daarbij, is te vinden bij Van der Meijden et al. (1989: 8). Gekweekte en verwilderde plantensoorten dienen uiteraard te worden weggelaten. Maar als niet is uit te sluiten dat soorten via natuurlijke verspreiding Nederland hebben bereikt, dienen ze wel meegeteld (Ten Brink et al. 2000). Exoten die al heel lang in Nederland leven (zijn ingeburgerd), doen wel mee zoals fazant en stinzeplanten (Ten Brink et al. 2000). Daarom is het argument om alle bomen en bijna alle struiken weg te laten niet valide. Van onze 60-70 inheemse houtige gewassen (bomen, struiken, lianen) (Maes 1993, Grimberg 1994) zijn er slechts 6 in de kernset opgenomen. Dat is te weinig: *Alnus*, *Betula*, *Carpinus*, *Clematis*, *Cornus*, *Corylus*, *Crataegus*, *Cytisus*, *Daphne*, *Euonymus*, *Fagus*, *Fraxinus*, *Hedera*, *Hippophae*, *Ilex*, *Ligustrum*, *Lonicera*, *Malus*, *Mespilus*, *Pinus*, *Populus*, *Prunus*, *Pyrus*, *Quercus*, *Rhamnus*, *Ribes*, *Rosa*, *Salix*, *Sambucus nigra*, *S. racemosa*, *Sorbus*, *Taxus*, *Tilia*, *Ulmus* en *Viburnum* ontbreken. Daarom wordt aanbevolen om hieruit toch een kritische selectie toe te voegen aan de kernset. Het lijkt wat beperkt als 'the state of the art' van de flora alleen de vaatplanten van de kruidlaag zou betreffen.

Agrarisch cultuurland

Hoewel H3, P3, L3, Z3 en F3, en dus 'Agrarisch' wel is opgenomen (Groen & Van der Meijden 1997: Tabel 2, Bijlage 1), zijn toch niet echt agrarische soorten uit het 'witte gebied' geïncorporeerd in de kernset. Aanbevolen wordt dit juist wel te doen. Veranderingen (verbeteringen) in de natuurwaarde van het 'witte gebied' dienen mede de EKI te beïnvloeden.

Interacties tussen soorten

Vertegenwoordigers van soorten die te maken zouden kunnen krijgen met interacties van gecultiveerde verwanten zoals *Daucus carota*, *Lactuca serriola*, *Cichorium intybus*, *Beta vulgaris* subsp. *maritima* en bepaalde grassen, verdienen ook te worden opgenomen (Frietema de Vries et al. 1994). Overigens geldt dit eveneens voor andere soorten die door hybridisatie voor de Nederlandse flora verloren dreigen te gaan zoals *Viola persicifolia*, *Rumex aquaticus* en mogelijk *Corispermum marschallii* (mond. med. E.J. Weeda).

Adventieven, neofieten en efernere soorten

Adventieven ('Pothoofdplanten') ontbreken uiteraard in de kernset. Maar dat geldt ook voor karakteristieke soorten van urbane (stedelijke) en infrastructurele gebieden. In de urbane en infrastructurele gebieden vinden immers opmerkelijke floristische ontwikkelingen plaats die in een EKI tot uiting zou moeten kunnen komen. Deels kunnen deze ontwikkelingen worden toegeschreven aan lokale klimaatveranderingen (stadsklimaat), deels aan inrichtings- en beheersmaatregelen (Denters et al. 1994).

Deze ontwikkeling vond erkenning in de onderscheiding van de Urbane gebieden als apart floradistrict. Geadviseerd wordt hiermee rekening te houden.

Neofieten komen ook amper voor in de kernset. Als dat wel het geval is (*Angelica archangelica*) wordt gecorrigeerd voor de historische situatie. Aangeraden wordt dit niet te doen en meer van dergelijke soorten op te nemen in de kernset. Te denken valt aan b.v. *Abutilon*, *Amaranthus*, *Cynodon*, *Cyperus esculentus*, *Digitaria*, *Echinochloa*, *Eragrostis*, *Impatiens capensis*, *I. glandulifera*, *Lactuca*, *Panicum*, *Portulaca*, *Senecio inaequidens*, *Setaria*, *Sorghum* en *Vulpia*. Veel van deze soorten behoren tot de C₄-planten. Mogelijk heeft de toename van een aantal van deze soorten te maken met klimaatverandering (Ketner 1991). Als ontwikkelingen op dit gebied in de EKI doorklinken, verhoogt dit zijn realiteitsgehalte.

Efemere soorten zoals b.v. in de 'Duinen' *Beta vulgaris* subsp. *maritima*, *Crambe maritima*, *Crithmum maritima*, *Lathyrus japonicus* etc. ontbreken.

Problematische systematiek

'Verzamelseorten' als *Rubus fruticosus*, *Taraxacum officinalis* etc. zijn een probleem. Dit is opgelost door ze weg te laten. Het probleem met *Thymus pulegioides* en *T. serpyllum* is opgelost door louter te scoren op 'Thymus s.l.' (lees: geslacht *Thymus*). Misschien kan dit taxon ook maar beter worden weggelaten.

Referentiegegevens

Cesuur bij 1950

Waarom is 1950 als referentiepunt genomen? 1950 is een toevallige cesuur die om cartografische redenen is aangebracht. Na WO II verschenen op kaarten van de Topografische Dienst kilometerhokken. Voor de oorlog was dat niet het geval en brachten de inventariserende ('hokkende') floristen zelf uur- en kwartierhokken aan (Quené-Boterenbrood 1980), die andere afmetingen hadden dan kilometerhokken. De nieuwe systematiek van kilometerhokken bleek na ca. 1950 te bezwaarlijk om naar het oude systeem van kwartierhokken te transponeren en omgekeerd, waarna men opnieuw met inventariseren van de flora begon. Deze cesuur bij het floristisch onderzoek is dus een artefact. Bij inventarisaties van andere groepen van organismen werd dit referentiepunt ook vaak aangehouden en is zo een eigen leven gaan leiden. Later zijn bij het ijkjaar 1950 argumenten gezocht om deze keuze te rechtvaardigen.

In de 30-er jaren ligt het hoogtepunt van de vooroorlogse flora-inventarisatie (Smit & Verschoof 1980). Tevens vinden in de periode daarna grote veranderingen plaats in Nederland die flora en vegetatie erg beïnvloeden. In 1924 komt de eerste Ruilverkavelingswet tot stand. Grote ontginningen vinden plaats in de crisistijd van de jaren '30 (DUW) (Gorter 1986: 120, 218). De afsluiting van de Zuiderzee vindt plaats in 1932. Kunstmestgebruik en mechanisatie in de landbouw, alsmede landaanwinningen en inpolderingen, reeds voor WO II gestart, nemen na de oorlog zo'n grote vlucht, dat al in 1956 wordt geconstateerd dat reeds 1/3 deel van onze flora geheel of bijna geheel verdwenen, bedreigd, sterk afgenomen of in de nabije toekomst in gevaar is (Westhoff 1956).

Vanwege het bovenstaande zou geen correctiefactor van 1,3 maar een hogere factor (1,4 à 1,5) moeten worden toegepast. Vermijd subjectieve weegfactoren zo veel mogelijk. Hoewel de referentie geen doelstelling is, maar een ijkpunt, pleit alles er dus voor om 1930 te kiezen boven 1950. Kies voor elke groep van organismen eventueel een ander ijkpunt.

De referentie voor bossen en hoogvenen behoort op een eerder moment te liggen dan 1930; mogelijk in de 19^e eeuw. Het ware beter te kiezen voor andere referenties b.v. in het nabijgelegen buitenland. Met het Beekbergerwoud was immers al in 1869 Nederlands laatste oerbos uitgeroeid (Westhoff 1956, Van Eeden 1986). De aanpassing van de historische referentie van bossen in het 'Zeekleigebied' en 'Rivierengebied' (Tabel 4: niet geheel inzichtelijk) lijkt ook minder geslaagd aangezien de effecten van dergelijke veranderingen nu juist in de EKI tot uiting moeten komen. Daarom ook niet alsnog correcties toepassen voor recent ontwikkelde bossen (herbebossingen uit de jaren '20-'40, Flevoland). Dergelijke veranderingen en ook beleidsresultaten zoals een meer natuurlijker beheer van bossen moeten kunnen resulteren in een veranderende EKI.

Soorten van natte gebieden

Soorten van natte gebieden zijn in het verleden onderschat. Laarzen kwamen pas na ca. 1950 alom beschikbaar (Witte & Van der Meijden 1995). Uit het FLORON/RHHB-rapport blijkt niet dat daarmee rekening is gehouden. Hiervoor zou kunnen worden gecorrigeerd.

Incongruentie in inventarisatie-intensiteit

Vanwege in het verleden geringere mobiliteit (vervoersproblemen en -kosten) en om allerlei andere redenen, zijn in de referentieperiode en voor de periode na 1950 bepaalde delen van Nederland minder goed geïnventariseerd dan andere (Witte & Van der Meijden 1995: 23). Natuurgebieden zijn veelal overbemonsterd. Hiermee is middels correctiefactoren rekening gehouden.

Verbetering van de referentie

De aanbevelingen van Groen & Van der Meijden (1997: 16) worden van harte ondersteund. Raadpleging van historische literatuur lijkt relevant voor verbetering van de historische referentie. Samenwerking hierbij met Weeda en met Schaminée & Hennekens (allen Alterra), de laatsten vanwege de data uit het project 'Oude Vegetatiegegevens', is gewenst. Van deze ruim 34.000 historische vegetatieopnamen is 37% afkomstig van voor 1950 (Schaminée & Van 't Veer 2000).

Actualisering (Groen & Van der Meijden 1997: 16)

Actualisering om de 10 of meer jaar is realistischer dan om de 5 jaar, gezien de tijd die nodig is om landelijk flora-inventarisaties uit te voeren (FLORIVON/FLORBASE). Om beleidsmatige en praktische redenen zou het te overwegen zijn om voor deze en andere omvangrijke groepen van organismen de inventarisatie niet synchroon te laten lopen.

Bij een beperkte kernset van soorten en in een (beperkt) florameetnet zou een 5-10 jaarlijkse herhalingen realiseerbaar zijn (NEM/LMF). Het blijft de vraag of een florameetnet van beperkte soortensamenstelling voldoende betrouwbare resultaten oplevert.

Selectie FGR's en BGT's

De aanbevelingen van Groen & Van der Meijden (1997: 17) worden van harte ondersteund. Hoewel geheel Nederland op de nagenoeg-natuurlijke eenheden na, wel ongeveer als gedomesticeerd gebied is aan te merken, is het aan te bevelen om in ieder geval toch de urbane en infrastructurale gebieden als zodanig aan te merken, met ook (te waarderen en mee te wegen) natuurwaarde en dus Ecologisch Kapitaal. Steden en wegen dus wel opnemen. Enerzijds brengt uitbreiding van stedelijke agglomeraties verlies van natuurwaarde met zich mee, maar anderzijds zou bij bepaalde veranderingen binnen de stad ook meerwaarde geboekt kunnen worden.

Eveneens in lijn met de aanbevelingen van Groen & Van der Meijden wordt aanbevolen buitendijks gebied (Getijdengebied, ZOU en ZOE) niet buiten beschouwing te laten. Kwelders (schorren, gorzen) en uiterwaarden, maar ook de rest van het getijdengebied bepalen, alhoewel vaak met relatief weinig soorten (hogere planten), juist voor Nederland zeer karakteristieke natuurwaarde en dus Ecologisch Kapitaal. *Zostera* besloeg destijds enorme oppervlakten. Buitendijks gebied behoort nu tot Nederlands meest oorspronkelijke natuur. In deze gebieden zijn al ruim vóór 1950 (Zuiderzee), maar ook daarna (Deltawerken) zeer grote veranderingen in natuurwaarde opgetreden. Het argument van "slechts een gering aantal vaatplanten" is weinig overtuigend: deze soorten kunnen zeer kenmerkend zijn en veranderingen in hun voorkomen kunnen juist een zeer goede graadmeter zijn voor veranderingen in de toestand van de aquatische natuur.

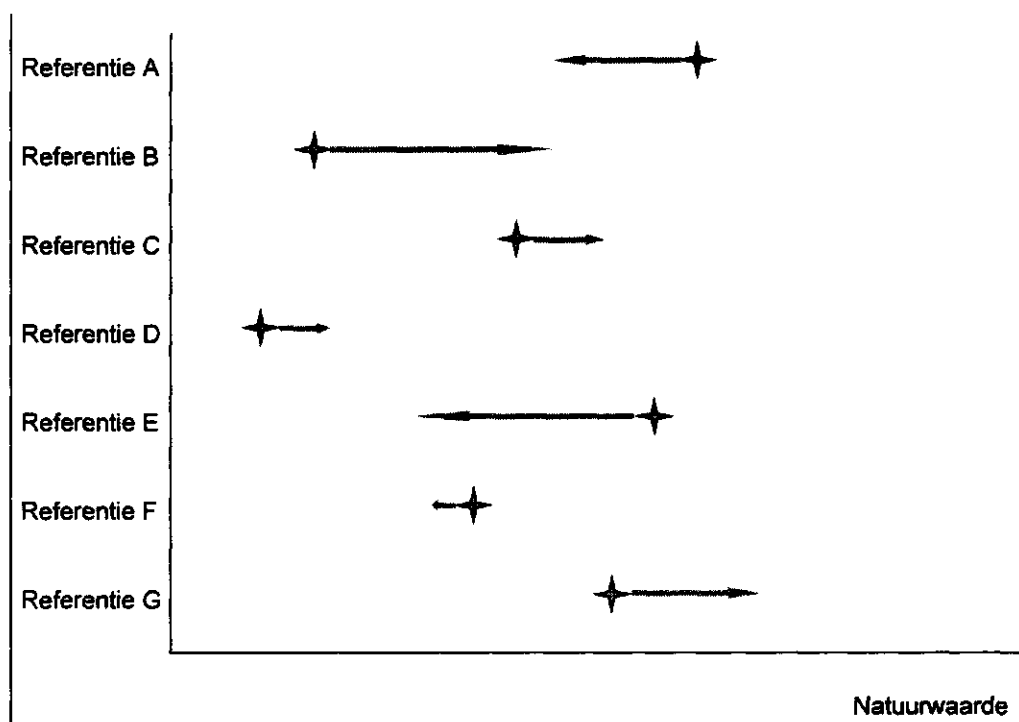
Aanpassing van de FGR's aan een nieuwere indeling met de sub-FGR's HZN, HZM, HZZ, DUW, DUH, VEN, VEZ, ZEN en ZEH (Van Strien 1998) lijkt mogelijk (Groen & Van der Meijden 1997: Tabel 1).

5 Natuurlijke referenties

Beno Koolstra, Rien Reijnen, Ruud Foppen, Robert Kwak, Carla Grashof (allen Alterra), Ben ten Brink & Rob Alkemade (beiden RIVM).

5.1 Inleiding

In rapport 'Graadmeters voor de natuurwaarde vanuit de behoudsoptiek' is beschreven dat voorlopig de situatie in 1950 als referentie voor het berekenen van de graadmeter natuurwaarde gebruikt zal worden. Enerzijds is het gebruik van deze referentie helder en inzichtelijk. De situatie in 1950 is met redelijke precisie te achterhalen; de graadmeter beschrijft dan de verandering ten opzichte van 1950 in een geïndexeerde voor- of achteruitgang. Anderzijds is het moeilijk om aan de uitkomsten een waardeoordeel toe te kennen: iets wat van een graadmeter natuurwaarde verwacht mag worden. Aan de uitkomst van de graadmeter kan moeilijk een waarde worden toegekend omdat de natuurwaarde van de referentiesituatie (1950) niet bekend is. Dit speelt metname bij de min of meer natuurlijke systemen. Ter toelichting Figuur 2. De sterren zijn de referentiesituaties die zijn uitgezet op de x-as. In werkelijkheid is de natuurwaarde van de referenties onbekend. Vervolgens is van een situatie (huidige situatie of toekomstscenario) de graadmeterwaarde bepaald. In de figuur valt af te lezen dat de waarde van A is afgenomen en de waarde van B sterk is toegenomen. Wanneer we deze uitkomsten echter schalen naar de natuurwaarde van de referentie zien we dat de natuurwaarde van beide gelijk is.



Figuur 2 Natuurwaarde van de op 1950 gepaseerde referenties

Dit probleem lijkt op twee manieren opgelost te kunnen worden. De ene manier is het bepalen van de natuurwaarde van de referenties die op 1950 gebaseerd zijn, de andere is het bepalen van nieuwe referenties, die de natuurlijke situatie beschrijven. Beide oplossingen vragen om een onderzoek waarbij impliciete keuzes gemaakt moeten worden. Omdat voor het bepalen van de natuurwaarde van de op 1950 gebaseerde referenties de waarde van de natuurlijke situatie bekend moet zijn, ligt het voor de hand om te beginnen met het bepalen van natuurlijke referenties.

5.2 Doel

Het doel is om te komen tot een voorstel voor het definiëren van (low impact) natuur-referenties voor de niet gedomesticeerde gebieden. Daarbij is het vastleggen van randvoorwaarden, uitgangspunten en werkwijze een absolute voorwaarde: op deze wijze worden keuzes en aannames expliciet en bediscussieerbaar gemaakt. Het voorstel voor het definiëren van natuurreferenties zal uitgegeven worden in de vorm van een discussienota. Hoe en op welk niveau deze discussie gevoerd zal worden, wordt bepaald in overleg met het Natuurplanbureau. Het doel van de discussie is het bereiken van een breed draagvlak (zowel bij het beleid als maatschappelijk) voor de te definiëren natuur-referenties. De ontwikkeling van referenties gebeurt onder verantwoording van een groep onderzoekers van het RIVM en Alterra (IBN) .

5.3 Randvoorwaarden

De basis-uitgangspunten zijn de volgende:

1. Abiotische randvoorwaarden: klimaat, bodem en water
2. Per FGR
3. Waar mogelijk een situatie zonder beheer (bij beheerde systemen zoals Hei niet mogelijk)
4. Ruimteonafhankelijk
5. Referenties later invullen rekening houdend met de beschikbare ruimte.
6. Referentie = kwaliteit; referentie \neq kwantiteit (areaal)
7. De referentie moet een consistent beeld geven voor alle soortgroepen.
8. Natuurlijke schommelingen van soorten behoren tot de referentie, evenals het voorkomen van verschillende successiestadia

5.4 Uitwerking

Bij het bepalen van historische referenties geldt voor wat betreft natuurlijkheid van systemen en beschikbaarheid van gegevens het volgende probleem: naarmate men verder terug gaat in de tijd zullen de ecosystemen meer de -nagenoeg- natuurlijke systemen gaan benaderen, maar zijn er minder gegevens beschikbaar. Een pragmatisch compromis zal worden gezocht tussen data-beschikbaarheid en natuurlijkheid. Als deze niet vindbaar is, zoals bij bossen, zal met geografische

referenties worden gewerkt. Het gaat om het bepalen van de mate van natuurlijkheid van het ecosysteem. Hiervoor worden minimum aantalsschattingen per soort per BT/FGR gedaan, waaronder men met redelijke zekerheid mag stellen dat lagere waarden het gevolg zijn van menselijke ingrepen en niet van natuurlijke schommelingen.

De aanpak is de volgende:

Teruggaand in de tijd worden negatieve veranderingen van het ecosysteem gedateerd en wordt beschreven welke oorzaak dat had. Een referentie kan worden gevonden door terug te gaan tot dat tijdstip waarin geen negatieve veranderingen meer zijn te vinden. Echter er zullen een aantal veranderingen zijn die we niet kunnen of willen terugdraaien, bijv. de aanleg van dijken. Deze veranderingen kunnen we als randvoorwaarden benoemen en als zodanig markeren ze dan het tijdstip van de referentie.

Als dat moment in een periode ligt waarvan voldoende gegevens bekend zijn, is een historische referentie mogelijk. Uit de beschrijving van de ontwikkeling van het systeem kunnen kanttekeningen voor het gebruik van de referentie afgeleid worden.

Als de data ontbreken (afhankelijk van de soortgroepen) moet bepaald worden of met behulp van de beschikbare data een voldoende natuurlijk systeem beschreven kan worden. Als dat niet het geval is moet op andere wijze (geografische, intern of theoretisch) een referentie worden gedefinieerd. Ook zal beschreven worden waarom de historische referentie in dat geval niet voldoet. Deze actie wordt per systeem uitgevoerd door experts van het betreffende systeem, begeleid door de groep onderzoekers die de randvoorwaarden stelt en de regie voert.

5.5 Voorlopige keuze abiotische randvoorwaarden per BT

Per systeem is snel gekeken hoe de referenties dan bepaald zouden worden. Weergegeven zijn de ingrepen die als randvoorwaarden zouden kunnen dienen voor het opstellen van de referentiebeelden.

Noordzee

Lage verontreiniging, geen dammen, geen of eventueel beperkte visserij, geen (onderwater) geluidsoverlast, geen jacht, geen inpolderingen.

Rivieren

Inclusief winterdijken, zonder zomerdijken, geen stuwen, kribben, geen vervuiling van bodem en water, geen landbouw in uiterwaarden, geen visserij en jacht, geen kanalisaties.

(Laagveen)moeras

Na ontginning, mesotroof, helder, natuurlijk waterpeil ('s winters hoog, 's zomers laag), gebiedseigen water, natuurlijke oevers, met begrazing, zonder bevissing/jacht

Duinen

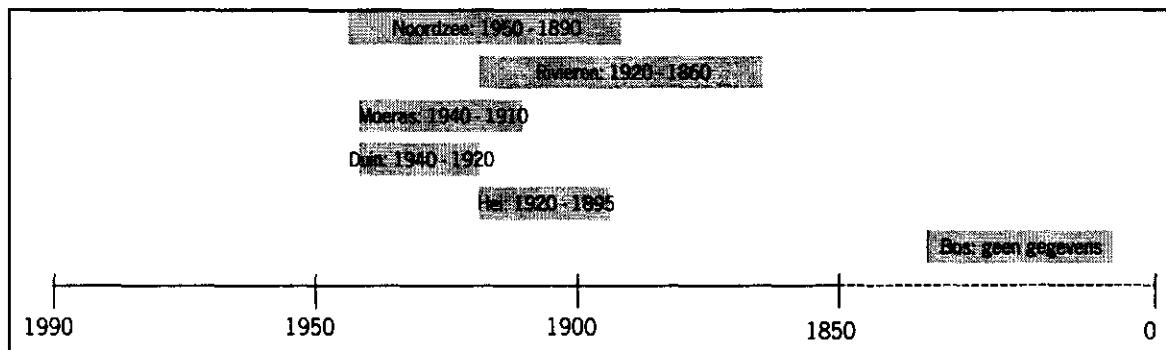
Niet vastleggen, geen waterwining, wel begrazing, geen landbouw, geen verstoring

Hei

Met natuurlijke begrazing, met plaggen, zonder verstoring, geen vervuiling, natuurlijke hydrologie, met vennen

Bos

Geen naaldbos, met beken, zonder sprengen, niet aangeplant, met begrazing, alleen kleinschalige kap, wel (natuurlijke) branden, alle successiestadia aanwezig, natuurlijke hydrologische situatie, dood hout. PM: hakhout, structuur (open landschap met plukken bos, of bos met open plekken).



Figuur 3 Periode voor referentie

Literatuur

- Albers, K., H. Franke & P. Wolff, 1998. Inventarisatie Natuurwaarden Eindhoven; natuurwaardering op basis van een bitoopkartering en bestaande flora- en faunagegevens. Hoofdrapport. Dienst Stadsontwikkeling Eindhoven; 102 p. + bijlagen.
- Bisterbosch, E., K. Helling, I. Massop, Th. De Ronde, 1998. Waarderingsmethode stedelijk groen (red.:P. Schildwacht & I. van den Hurk). Gemeente Utrecht.
- Brink, B. ten, A. van Strien, A. van Hinsberg, R. Reijnen, J. Wiertz, S. Semmekrot, H. van Dobben, B. Higler, B. Koolstra, M. van der Peijl, W. Ligtvoet & R. Alkemade in prep. Graadmeters voor natuurbehoud in Nederland voor natuurplanbureauproducten. RIVM/Alterra/CBS, concept.
- Brink, B. ten, Y. Hoogeveen, A. van Strien & J. Thissen 1998. De natuur de maat genomen; naar een Ecologische Kapitaal Index. Bionieuws 11: 5.
- Bureau Stadsecologie Amsterdam, 1996. Ecologische Monitoring Ecolint 1995. Rapport 044, Amsterdam.
- Bureau Stadsecologie Amsterdam, 1996. Woonmilieus en Natuur. Studierapport Stedelijk Beheer, Amsterdam.
- Commissie voor Inventarisatie en Natuurbescherming van de NEV, 1992. Minimilieus van minifauna. SLONL, Utrecht; 1-22.
- Cornelis, J. & M. Hermy, 1997. Duurzaam beheer en biodiversiteit in parken (fase 1). Katholieke Universiteit Leuven; 121 p. + bijlagen.
- Denters, T. & B. Vreeken, 1998. Flora – Atlas van de regio Amsterdam. Provincie Noord-Holland, Haarlem.
- Denters, T., R. Ruesink & B. Vreeken 1994. Van muurbloem tot straatmadelief; Wilde Planten in en rond Amsterdam. Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, Utrecht. 219 p.
- Eeden, F.W. van 1986. Onkruid; Botanische wandelingen. Schuyt, Haarlem. 441 p. Heruitgave.
- Frieterma de Vries, F.T., R. van der Meijden & W.A. Brandenburg 1994. Botanical Files on Lettuce (*Lactuca sativa*); on the change for gene flow between wild and cultivated Lettuce (*Lactuca sativa* L. including *L. serriola* L., Compositae) and the generalized implications for risk-assessments on genetically modified plants. Gorteria Supplement 2: 1-44.
- Gorter, H.P. 1986. Ruimte voor natuur; 80 jaar bezig voor de natuur van de toekomst. Vereniging tot Behoud van Natuurmonumenten in Nederland, 's-Graveland. 422 p.
- Grimberg, G.T.M. (red.) 1994. Inheemse Boemen en Struiken; geef ze een toekomst. IKCnatuurbeheer, Wageningen. 8 p.
- Groen, K. & R. van der Meijden 1997. Een Ecologische Kapitaal Index voor de flora; aanzet tot kwantificering van de floristische kwaliteit. FLORON/RHHB, Leiden. 28 p.
- Hagemeyer, E.J.M. & H. Sierdsema, 1997. Naar referentie waarden voor vogels ten

- behoefte van de Ekologische Kapitaal Index (EKI). Sovon onderzoeksrapport 97/7. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen.
- Hoogenraad, H.R. F.K. van Itersen, 1906. Flora van de omstreken van 's-Gravenhage. Nijhoff, 's-Gravenhage; 194 p.
- Hurk, I. van den, Massop, I. & P. Schildwacht, 1998. Kensoortenlijst Gemeente Utrecht.
- Ketner, P. 1991. Impact of climate change on flora and vegetation in Western Europe with special emphasis on the Netherlands. In: J.I. Holten (ed.), Effects of climate change on terrestrial ecosystems. Notat 4: 47-60.
- Koolstra, B.J.H., G.W.W. Wamelink, V. Joosten. Modelkoppeling en -aanpassing SMART/SUMO - LARCH, DLO_Natuurplanbureau werkdocument nr. ## Alterra, Wageningen, 1999.
- Kuchlein, I.H., 1947. Het vlinderjaar in het bos. In: Het Amsterdamse Bos, van Cultuursteppe tot Bospark. Amsterdam.
- Lempke, B.J. & L. Veri, 1941. De vlinders van Amsterdam. I. De Macrolepidoptera. In: Amsterdam, Natuurhistorisch Gezien. Gedenkboek NVV, Amsterdam.
- Mabelis, A.A., 1998. Ruimtelijke samenhang van stedelijk groen voor biodiversiteit. IBN-rapport 373, Wageningen; 49 p.
- Maes, N.C.M. 1993. Genetische kwaliteit inheemse bomen en struiken; deelproject randvoorwaarden en knelpunten bij behoud en toepassing van inheems genenmateriaal. IKCNBLF/IBN-DLO, Wageningen. 86 p.
- Meij, T. van der, 1997. De Ecologische Kapitaal Index van het Stedelijk Gebied. BT & U Informatie, Oegstgeest; 53 p.
- Meijden, R. van der, C.L. Plate & E.J. Weeda 1989. Atlas van de Nederlandse Flora, deel 3; Minder zeldzame en algemene soorten. Rijksherbarium, Leiden. 264 p.
- Melchers, M. & G. Timmermans, 1991. Haring in het IJ, de verborgen dierenwereld van Amsterdam. Stadsuitgeverij Amsterdam.
- Melchers, M. & R. Daalder, 1996. Sijsjes en drijsijsjes, de vogels van Amsterdam. Schuyt, Haarlem.
- Melchers, M., M. Soesbergen & G. Timmermans, 1998. Paardenbijters en mensentreiters, de veelpoters van Amsterdam. Schuyt, Haarlem.
- Mertens, F. & I. van den Hurk, 1999. Natuur in de stadsrand van Utrecht. Gemeente Utrecht, Dienst Stadsontwikkeling; 59 p. + bijlagen.
- Nijhoff, 's-Gravenhage; 194 p.
- Noorden, B. van, P. Opdam & A. Schotman, 1988. Dichtheid van bosvogels in geïsoleerde loofbosjes. Limosa 6: 19-25.
- Peijl, M. van der & A. van Strien, 1999. EKI-1999 Voorlopig rapport RIVM, Bilthoven.
- Piet, D., 1949. Insecten in en om Amsterdam. Heemkennis Amsterdam, deel IX, Amsterdam.
- Quené-Boterbrood, A.J. 1980. Verwerving en verwerking van gegevens. In: J. Mennema, A.J. Quené-Boterbrood & C.L. Plate (red.), Atlas van de Nederlandse Flora, deel 1; Uitgestorven en zeer zeldzame planten. Kosmos, Amsterdam; 32-35.
- Reest, P.J. van der, 1991. Wie het kleine niet eert. Ongewervelde dieren en terreinbeheer. Natuurbeschermingsraad, Utrecht; 1-91.
- Reiling, R., G.W. Lammers, J.B. Latour & R.J. Bink, 1999. Naar graadmeters voor

- natuurbalansen en natuurverkenningen. RIVM rapport 408654001; 48 p.
- Reumer, J.W.F. & M.J. Epe, 1999. Biotope Mapping in the Urban Environment. *Deinsea* 5, Annual of the Natural History Museum Rotterdam; 81 p.
- RIVM, IKC-N, IBN-DLO, SC-DLO, 1997. Natuurverkenningen 1997. RIVM, Bilthoven.
- Schaminée, J. & R. van 't Veer (red.) 2000. Honderd jaar op de knieën; de geschiedenis van de plantensociologie in Nederland. Opulus, Uppsala. Concept.
- Sluis, T. van der, 1999. Gidssoorten voor steden. IBN- rapport 408.
- Smit, P. & B.J.M. Verschoof 1980. De geschiedenis van het plantengeografisch onderzoek in Nederland, in het bijzonder van het IVON. In: J. Mennema, A.J. Quené-Boterenbrood & C.L. Plate (red.), *Atlas van de Nederlandse Flora*, deel 1; Uitgestorven en zeer zeldzame planten. Kosmos, Amsterdam; 18-25.
- Strien, A.J. van 1998. Natuurmeetnetten op maat. CBS, Voorburg. 141 p.
- Swaay, C.A.M van., 1999. EKI – Dagvlinderindexen op basis van referentiejaar 1950. De Vlinderstichting, Wageningen, rapportnr. VS99.12
- Timmermans, W. & J.G. de Moolenaar, 1999. Biodiversiteit in de bebouwde omgeving. IBN – rapport 457; 85 p.
- Tolman, R., 1950. Plant en dier in en om Amsterdam. Rotterdam.
- UNEP, 1997. Global Environment Outlook. Oxford University Press, Oxford.
- Westhoff, V. 1956. De verarming van flora en vegetatie. In: *Vijftig jaar natuurbescherming in Nederland*. Vereeniging tot Behoud van Natuurmonumenten in Nederland, Amsterdam; 151-186.
- Witte, J.P.M. & R. van der Meijden 1995. Verspreidingskaarten van de botanische kwaliteit in Nederland uit FLORBASE. *Gorteria* 21: 3-59.
- Zoest, J. van, 1998. Waarderingsmethode stadsnatuur Amsterdam. rapport 067. Dienst Ruimtelijke Ordening Amsterdam.
- Zuiderwijk, A. A. Groenveld & G. Smit, 1999. EKI-reptielenindexen op basis van het referentiejaar 1950. Ravon Werkgroep monitoring, (concept)

Natuurplanbureau-onderzoek

Verschenen werkdocumenten (per 10 mei 2000)

- 98/01 *Querner, E.P., Th.G.C. v.d. Heijden & J.W.J. v.d. Gaast.* Beschikbaarheid grond- en oppervlaktewater voor natuur. Nadere uitwerking en toepassing in Oost-Gelderland.
- 98/02 *Reijnen, R.* (samenstelling) Graadmeters biodiversiteit terrestrisch. Graadmeters bijzondere natuurkwaliteit terrestrisch t.b.v. de Natuurplanbureau functie en graadmeter ruimtelijke kwaliteit natuur voor Monitoring Kwaliteit Groene Ruimte (MKGR).
- 98/03 *Higler, L.W.G.* Graadmeters biodiversiteit aquatisch.
- 98/04 *Dijkstra, H.* Graadmeters voor landschapskwaliteit. Raamwerk en bouwstenen voor een kwaliteitsindex 2000+.
- 98/05 *Sprangers, J.T.C.M.* (red.) Graadmeters voor algemene natuurkwaliteit: een eerste verkenning.
- 98/06 *Nabuurs, G.J. & M.N. van Wijk.* Graadmeters voor de fysieke producten van bos.
- 98/07 *Buijs, A.E., J.F. Coeterier, P. Filius & M.B. Schöne.* Graadmeters sociaal draagvlak en beleving
- 98/08 *Neven, M.G.G. & E.E.M. Verbij.* Laten we wel zijn! Studie naar conceptualisering van natuurgerelateerd welzijn.
- 98/09 *Kuindersma, W.* (red.), *P Kersten & M. Pleijte.* Bestuurlijke graadmeters. Een inventarisatie van bestuurlijke graadmeters voor de Natuurverkenning 2001.
- 98/10 *Mulder, M., M. Klaassen & J. Vreke.* Economische graadmeters voor Natuur. Ontwikkeling raamwerk en aanzet tot invulling verdelingsgraadmeters.
- 98/11 *Smaalen, J.W.M., C. Schuiling, G.J. Cartier, J.D. Bulens & A.K. Bregt.* Handboek Generalisatie. Generaliseren ten behoeve van graadmeteronderzoek in het kader van Natuurplanbureau functie.
- 98/12 *Dammers, E. & H. Farjon.* Naar een nieuwe benadering voor de scenario's van de Natuurverkenningen 2001.
- 98/13 vervallen
- 98/14 *Hinssen, P.J.W.* Activiteiten in 1999 in toeleverende onderzoeksprogramma's. Inventarisatie van projecten en de betekenis van de resultaten daaruit voor producten van het Natuurplanbureau.
- 98/15 *Hinssen, P.J.W.* (samenstelling). Voorstudies Natuurbalans 99. Een inventarisatie van de haalbaarheid van een aantal onderwerpen.
- 99/01 *Kuindersma, W.* (red). Realisatie EHS. Intern achtergronddocument bij de Natuurbalans 1999 voor de onderdelen Begrenzing en realisatie EHS, Strategische Groenprojecten, Landinrichting, Compensatiebeginsel en Bufferbeleid.
- 99/02 *Prins, A.H., T. van der Sluis en R.M.A. Wegman.* Begrenzing van beekdalen in de Ecologische hoofdstructuur.; De relatie met biodiversiteit van planten.
- 99/03 *Dijkstra, H.* Landschap in de natuurbalans 1999.
- 99/04 *Ligthart, S.* Bescherming van natuurgebieden, nationale en internationale instrumenten.; Intern achtergronddocument bij de Natuurbalans 1999.
- 99/05 *Higler, B & S. Semmekrot.* Verkennende studie graadmeter natuurwaarde laagveenwateren
- 99/06 *Neven, I. K. Volker & B. van de Ploeg.* Tussenrapportage van een exploratief onderzoek naar de indicering van het concept maatschappelijk draagvlak voor de natuur.
- 99/07 *Wijk, H. van & H. van Blitterswijk.* Achtergronddocument bij de Natuurbalans 1999.
- 99/08 *Kuindersma, W.* Beleidsvaluatie voor de Natuurbalans; Een handleiding voor medewerkers aan de Natuurbalans.

- 99/09 *Hinssen, P. J. Luijt & L. de Savornin Lohman.* Het meten van effectiviteit door het Natuurplanbureau; Enkele overwegingen.
- 99/10 *Koolstra, B.J.H., G.W.W. Wameling & V. Joosten.* Modelkoppeling en –aanpassing SMART/SUMO – LARCH; Modelkoppeling en aanpassing ten behoeve van integratie in de natuurplanner in het kader van het project Graadmeters Natuurwaarde Terrestrisch.
- 99/11 *Koolstra, B.J.H., R.J.F. Bugter, J.P. Chardon, C.J. Grashof, J.D. van Kuijk, R.M.G. Kwak, A.A. Mabelis, R. Pouwels & P.A.Slim.* Graadmeter natuurwaarde terrestrisch; Verslaglegging van de uitgevoerde werkzaamheden.
- 99/12 *Wijk, M.N. van, J.G.de Molenaar & J.J. de Jong.* Beheer als strategie; Een eerste aanzet tot ontwikkelen van een graadmeter beheer (tussenrapportage).
- 99/13 *Kuindersma, W. & M.Pleijte.* Naar nieuwe vormen van beleidsevaluatie voor het Natuurplanbureau?; Een overzicht van evaluatiemethoden en de toepasbaarheid daarvan.
- 99/14 *Kuindersma, W, M. Pleijte & M.L.A. Prüst.* Leemtes in de beleidsevaluatie natuurbalansen ingevuld?; Een verkenning van de mogelijkheden om enkele leemtes in het evaluatiedeel van de Natuurbalans op te vullen.
- 99/15 *Hinssen, P.J.W. & H. Dijkstra.* Onderbouwende programma's; de resultaten van 1999 en de plannen voor 2000. Inventarisatie van projecten en de betekenis van de resultaten daaruit voor producten van het Natuurplanbureau
- 99/16 *Mulder, M. Wijnen & E.Bos.* Uitgaven, kosten en baten van natuur; Inventarisatie van de rijksuitgave aan natuur, bos en landschap en toepassing van maatschappelijke kosten-batenanalyses bij natuurbeleidsverkenning.
- 99/17 *Kalkhoven, J.T.R., H.A.M. Meeuwssen & S.A.M. van Rooij.* Omzetting typologie Basiskaart Natuur 2020 naar typologie Begroeiingstypenkaart
- 99/18 *Schmidt, A.M., M. van Heusden & C.J. de Zeeuw.* Tussenresultaten project Informatielogistiek Natuurplanbureau
- 99/19 *Buijs, A.E., M.H. Jacobs, P.J.F.M. Verweij & S. de Vries.* Graadmeters beleving; theoretische uitwerking en validatie van het begrip 'afwisseling'
- 99/20 *Farjon, H. J.D. Bulens, M. van Eupen, K.Schotten & C. de Zeeuw.* Plangenerator voor natuur-scenario's; ontwerp en verkenning van de technische mogelijkheden van de Ruimtescanner
- 99/21 *Berg, A.E. van den.* Graadmeters beleving: Horizonvervuiling
- 00/01 *Sluis, Th. van der.* Natuur over de grens; functionele relaties tussen natuur in Nederland en natuurgebieden in grensregio's
- 00/02 *Goossen, C.M. & F. Langers.* Recreatie en milieu
- 00/03 *Kelholt, H.J & B. Koole.* N-footprint 1980 – 1997, doorkijk 2030
- 00/04 *Broekmeyer, M.E.A., R.P.B. Foppen, L.W.G. Higler, F.J.J. Niewold, A.T.C. Bosveld, R.P.H. Snep, R.J.F. Bugter & C.C. Vos.* Semi-kwantitatieve beoordeling van effecten van milieu op natuur
- 00/05 *Broekmeyer, M.E.A. (samenstelling).* Stroom- en rekenschema's 1^e fase VijNo thema natuur. Bijlagerapport voor de bouwsteen natuur en de indicatoren natuurkwaliteit, landschapskwaliteit en confrontatie recreatievraag en -aanbod