

RIVM rapport 550018001/2004

**Aansluiting MNP-instrumentarium bij de
Vogel- en Habitatrictlijn**

Richting een kennissysteem voor Vogel- en
Habitatrictlijn

A. van Hinsberg, D.C.J. van der Hoek, M.L.P. van
Esbroek, H. Noordijk, B. de Knegt, M.P. van
Veen, P.J.T.M. van Puijenbroek, O.M. Knol

Dit onderzoek werd verricht in opdracht en ten laste van directie RIVM, in het kader van
project S/550018, Ecosysteemtypering, mijlpaal Kennissysteem voor de VHR.

Summary

The Netherlands Environmental Assessment Agency (MNP-RIVM) has started research aimed at setting up an information system to support the national policy on species and nature areas. Given the political importance, this system was to be focused on information related to the goals set in the European Bird and Habitat Directives (B.H.Ds.). At present, the information system contains:

- 1) specific aims for all individual Dutch Natura 2000 sites protected under the B.H.Ds,
- 2) spatial information on the presence of B.H.Ds. species and habitats, measured or derived by statistical models,
- 3) historical trends (national or site-specific) found in the occurrence of the species,
- 4) relationships between the occurrence of species and environmental stress or lack of space.

The system is based on current ecological instruments used by MNP-RIVM: available monitoring networks, ecological and environmental modelling tools, and ecological indicators. The instruments to evaluate BHD goals were examined for suitability: bottlenecks and their solutions were then identified. The definition of goals for the EU directives related to "favourable conservation status" and the "significance of effects" are still under discussion and thus not yet operational. Until operation, the information system will focus on the occurrence and distribution of the species and habitats under concern as indicated in a recent document of the European Commission, since the decline of these will have to be avoided. The improved tools, together with the existing instruments, will form a new information system. Potential applications of such information system are also presented in this report.

Analyses of the current instruments revealed that:

(a) The current terrestrial monitoring provides information suitable for assessing the national status of most terrestrial BHD species (Aquatic and marine monitoring networks have not been considered here). While the monitoring networks are able to provide both national and regional trends for Bird Directive species, for many Habitat Directive species even national trends cannot be derived. Although the area occupied by habitats is not regularly monitored, vegetation surveys are often available. These surveys may provide the basis to describe changes in habitat quantity. The increase in monitoring effort will depend on how the requirements to assess the BDH goals are finally formulated. Up to now, it may be adequate for the MNP-RIVM to present national trends in the occurrence of species and habitats monitored in the protected areas.

(b) National data on distribution exist for many species, but are often not available to the MNP-RIVM. Neither are the current distribution maps sufficiently complete, recent or detailed. However, statistical methods have been developed to improve the completeness of distribution data. Moreover, distribution data on vascular plants, birds and butterflies has been added to the current the information system.

(c) Besides monitoring efforts and distribution research, a major data source originate from models. The present abiotic ecological models often satisfy the requirements to evaluate the BHD goals, although the spatial scale of the models will limit the accuracy of effect assessments. The information system has improved the spatial details of nitrogen deposition, being one of the most important threats to the protected species, making more accurate assessments within BHD areas possible. However, biotic modelling of the directive species is a bottleneck as most species are not incorporated in the current models. A literature survey reveals that prospects to extend these models are limited, as there is a lack of quantitative data on the ecological demands of species. For aquatic species and birds the models may be extended; for several species they are already operational. The models can, however, also be adapted to the directive goals by relating the modelled data on non-directive species to the chance of occurrence of BHD species. One method has been elaborated to determine these relationships, while another provides a direct link to environmental factors with distribution patterns of BHD species. This method might be suitable for scenario analysis, although the application still has to be evaluated.

Rapport in het kort

Dit rapport beschrijft de resultaten van onderzoek naar het opzetten van een kennisstelsel voor soorten- en gebiedenbeleid voor het Milieu- en Natuurplanbureau (MNP). Het kennisstelsel richt zich met name op de doelstellingen uit de Europese Vogel- en Habitatrichtlijn. Uitgangspunt van een prototype van het kennisstelsel is het huidige ecologische kennisstelsel van het MNP, waarin graadmeter, meetnetten en modellen een belangrijke rol spelen. Onderzocht is of het huidige kennisstelsel voldoet voor het doen van uitspraken over de VHR, welke knelpunten er zijn en hoe deze opgelost kunnen worden. De verbeteringen vormen in samenhang met het al bestaande instrumentarium het eerste prototype van het kennisstelsel voor de VHR. Naast uitleg van de diverse onderdelen van het kennisstelsel worden ook voorbeelden van toepassingen van dit kennisstelsel beschreven. Het prototype kennisstelsel bevat informatie over

- (1) waar welke doelen gelden,
- (2) waar welke soorten en habitats nu voorkomen (gemeten en/of statistisch voorspeld),
- (3) wat de historische trends in mate van voorkomen van deze soorten zijn (ofwel landelijk gemiddeld of wel gebiedsspecifiek) en
- (4) hoe het voorkomen van soorten afhangt van ruimte- en/of milieudruk (in beeld gebracht door directe en/of indirecte relaties met modeluitkomsten ofwel via berekening van toelaatbare milieu- en/of ruimtedruk – c.q. “ecologische vereisten”- in termen van minimaal habitatoppervlakte of maximaal toelaatbare kritische depositie).

Daarnaast is een methode ontwikkeld om de invloeden van depositie op VHR-gebieden goed in beeld te brengen.

Voorwoord

In 2003 is bij het Milieu- en Natuurplanbureau (MNP-RIVM) strategisch onderzoek gestart met de naam “Ecosysteemtypering”. In de eerste concepten van het projectplan werd het doel omschreven als het opzetten van een kennissysteem voor het Soorten- en Gebiedenbeleid. Gezien de impact van de Europese Vogel- en Habitatrichtlijn (VHR) op de politieke en maatschappelijke discussie werd dit oorspronkelijke doel al snel toegesneden op deze richtlijnen. In het uiteindelijke projectvoorstel zijn twee belangrijke mijlpalen opgenomen, namelijk (1) een kennissysteem voor de VHR (waarvan een eerste prototype beschikbaar moest zijn eind 2003) en (2) bijdragen aan MNP-rapportage(s) over soorten- en gebiedenbeleid. Gezien de algemene doelstelling van het strategisch onderzoek is ook het produceren van artikelen in wetenschappelijke tijdschriften belangrijk.

Het bijeenbrengen van wetenschappelijke kennis in een database, het gebruik van die kennis in beleidssignalering/evaluatie en het publiceren daarover in wetenschappelijke tijdschriften blijkt soms op gespannen voet met elkaar te staan. Dit beeld werd bevestigd toen de eerste resultaten van de werkzaamheden ingezet konden worden bij ondersteuning van het Interdepartementaal Beleidsonderzoek op het gebied van de VHR, de ammoniakzonerings rond VHR-gebieden en de doorrekening van het Hoofdlijnenakkoord van kabinet Balkenende 2. Prioriteiten lagen toen snel anders.

Hoewel de druk hoog was, is ook verder gewerkt aan wetenschappelijke verdieping en aan het opzetten van een kennissysteem. Zo is samen met de vakgroep Landschapsecologie (van de Universiteit van Utrecht) en Alterra gewerkt aan publicaties over ecologische vereisten van habitats. Daarnaast is samen met de vakgroep Milieuwetenschappen (ook van de UU) gewerkt aan analyse van verspreidingspatronen van VHR-soorten.

Het prototype van het kennissysteem, zoals dat nu gereed is gekomen, wordt in dit rapport beschreven. D.C.J. van der Hoek, M.L.P. van Esbroek, B. de Knegt, P.J.T.M. van Puijenbroek, M.P. van Veen, H. Noordijk en O.M. Knol wil ik bedanken voor hun bijdragen hieraan. M.J.S.M. Reijnen en W. Daamen wil ik bedanken voor hun inzet om de, zo hard benodigde, verspreidingsgegevens van soorten te verkrijgen. Daarnaast wil ik A.L.M. Dekkers bedanken voor de inbreng van zijn statistische expertise.

Bij de verdere ontwikkeling is het belangrijk aan te sluiten bij de ontwikkeling van een programma op het gebied van de informatievoorziening in het kader van de rapportage over de VHR. Ook zal verder gegaan worden met het publiceren. over (a) de resultaten van analyses van de verspreidingspatronen van VHR-soorten, en (b) de gevolgen van de keuze van het ruimtelijke schaalniveau om beïnvloeding van VHR-gebieden in te schatten.

Arjen van Hinsberg
Projectleider “Ecosysteemtypering”

Inhoud

Samenvatting	9
1. Inleiding	11
2. Verplichtingen voortvloeiend uit de Vogel- en Habitatrichtlijn	15
2.1.1 Bescherming van soorten	16
2.1.2 Natura 2000	17
2.1.3 Conclusies t.a.v. inhoud van kennisstelsel voor de VHR	18
3. Nationale doelen	21
3.1 <i>Naar een kennisdatabase voor nationale doelen</i>	21
4. VHR en graadmeters van het MNP	27
5. Aansluiting monitoring	33
5.1 <i>Verspreidingsgegevens</i>	33
5.1.1 Verspreidingsgegevens van habitats	34
5.1.2 Verspreidingsgegevens van soorten	35
5.2 <i>NEM</i>	41
5.2.1 Naar een soortendatabase voor monitoring	42
6. Aansluiting modellering	47
6.1 <i>Ruimtelijke dekking van modellen ten aanzien van aangewezen gebieden</i>	49
6.1.1 Methode gridverfijning NH _y -depositie	52
6.2 <i>Dekking van de soortenset door de huidige biotische modellen</i>	66
6.2.1 Kennis van VHR-soorten op basis van eenvoudige soortsmodellen	69
6.2.2 Correlaties tussen voorkomen van soorten als basis voor voorspelling	73
7. Samenvattend: naar een kennisstelsel voor de Vogel- en Habitatrichtlijn	85
Literatuur	89
Bijlage 1. Soorten van de VR die gebruikt zijn voor de aanwijzing van te beschermen gebieden	95
Bijlage 2. Soorten van de HR (bijlage II & IV)	96
Bijlage 3 Gebieden	97
Bijlage 4. Conversiematrix	102
Bijlage 5. Soorten van Bijlage II	103
Bijlage 6. Historische verspreiding zwarte specht	106
Verzendlijst	107

Samenvatting

Dit rapport beschrijft de resultaten van onderzoek naar het opzetten van een kennissysteem voor soorten- en gebiedenbeleid voor het Milieu- en Natuurplanbureau (MNP). Het kennissysteem moet met name informatie bevatten over de doelstellingen uit de Europese Vogel- en Habitatrichtlijn (VHR) wat betreft bescherming van soorten, habitats en gebieden. Uitgangspunt bij het opzetten van het kennissysteem is het huidige ecologische MNP-instrumentarium, waarin graadmeter, meetnetten en modellen een belangrijke rol spelen. Onderzocht is of het huidige systeem voldoet voor het doen van uitspraken over de VHR, welke knelpunten er daarbij spelen en hoe deze opgelost kunnen worden. De verbeteringen vormen in samenhang met het al bestaande instrumentarium een eerste prototype van het kennissysteem voor de VHR. Ook worden mogelijke toepassingen van het kennissysteem beschreven.

Met een database over doelen wat betreft de te beschermen soorten en habitats, en de link daarmee naar de VHR-gebieden, is in beeld gebracht waar welke doelen gesteld zijn. Zolang de doelen in de richtlijnen qua “staat van instandhouding” en “significante beïnvloeding” nog nadere invulling behoeven, is in het kennissysteem gefocust op “mate van voorkomen” en “verspreiding” van te beschermen soorten en habitats. Dit omdat een recente handreiking van de Europese Commissie duidelijk maakt, dat negatieve trends hierin niet wenselijk zijn. De huidige MNP-indicatoren (graadmeters) die focussen op deze variabelen zijn in principe bruikbaar in MNP-publicaties over de VHR. Daarvoor is het wel van belang dat de onderliggende informatie, afkomstig van (a) monitoring, (b) verspreidingsonderzoek en (c) modellen, is toegesneden op de soorten, habitats en gebieden uit de VHR.

- (a) Met de huidige monitoring is al veel goede en relevante informatie beschikbaar, op basis waarmee uitspraken gedaan kunnen worden over te beschermen soorten. Voor veel VR-soorten blijken de meetnetten in principe vaak voldoende representatief om naast landelijke trends in voorkomen ook trends in afzonderlijke gebieden te kunnen berekenen. Voor veel HR-soorten kunnen nog geen landelijke trends berekend worden. Mogelijkheden van aquatische en mariene meetnetten zijn daarbij niet in beschouwing genomen. De oppervlakte van habitats wordt nog niet standaard gemonitord. Wel wordt er steekproefsgewijs informatie verzameld over soortensamenstelling van vegetaties. Hiermee zou wellicht de kwaliteit van de habitats beschreven kunnen worden. De vraag in hoeverre de meetnetten aanvulling behoeven, kan niet los gezien worden van de vraag, hoe de taakstelling ten aanzien van de “staat van instandhouding” uiteindelijk wordt geformuleerd. Voor het vervullen van de natuur- en milieuplanbureaufunctie is het in beeld brengen van landelijke trends in het voorkomen van soorten en habitats, gemeten in de beschermde gebieden, waarschijnlijk vooralsnog voldoende.
- (b) Voor veel soorten zijn ook landelijke verspreidingsgegevens beschikbaar. De beschikbaarheid van verspreidingsgegevens voor het MNP is echter beperkt. Ook is de volledigheid en actualiteit van recente verspreidingskaarten op voldoende fijnschalig niveau een knelpunt. Met het kennissysteem is de interne beschikbaarheid van verspreidingsgegevens van hogere plantensoorten, vogels en vlinders vergroot. Met ontwikkelde statistische methoden blijkt het daarnaast mogelijk om de volledigheid van verspreidingsgegevens te verbeteren.

(c) Modellen vormen naast monitoring en verspreidingsonderzoek de belangrijkste input voor het berekenen van de indicatoren/graadmeters van het MNP. De huidige abiotische ecologische modellen zijn veelal geschikt voor het rekenen ten behoeve van de VHR. Met het kennissysteem is de invoer wat betreft de stikstofdepositie (één van de belangrijkste bedreigingen voor soorten in Nederland) beter toe te snijden op het schaalniveau van VHR-gebieden. De biotische modellering van VHR-soorten is echter een knelpunt. De meeste VHR-soorten ontbreken namelijk in de huidige modellen. Uit een literatuuronderzoek bleek dat de mogelijkheden voor uitbreiding van de huidige (typen) modellen beperkt is. Hiervoor ontbreken de benodigde kwantitatieve gegevens met betrekking tot de ecologische vereisten van soorten. Uitbreiding van de modellering voor met name aquatische soorten en vogels lijken wel mogelijk. Voor verschillende soorten bestaan zelfs al operationele modellen. Door relaties te leggen tussen de kans op voorkomen van VHR-soorten en overige (wel te modelleren) soorten kan het modelinstrumentarium wel geschikt gemaakt worden voor het doen van uitspraken over de VHR. In het kennissysteem is een methode uitgewerkt om deze relaties te achterhalen. Daarnaast is een methode ontwikkeld die directe relaties legt tussen omgevingsfactoren en verspreidingspatronen van VHR-soorten. Met deze regressievergelijkingen tussen omgevingsfactoren en voorkomen van soorten kunnen waarschijnlijk ook scenario-analyses gemaakt worden. De haalbaarheid hiervan moet echter nog verder onderzocht worden.

Met bovenstaande verbeteringen is een prototype van het kennissysteem voor de VHR ontstaan. Dit kennissysteem, in de vorm van een database gekoppeld aan geografische informatie, bevat informatie over:

1. waar welke doelen gelden,
2. waar welke soorten en habitats nu voorkomen (gemeten of statistisch voorspeld),
3. wat de historische trends in mate van voorkomen van deze soorten zijn (ofwel landelijk gemiddeld of wel gebiedspecifiek) en,
4. hoe het voorkomen van soorten afhangt van ruimte- en/of milieudruk (in beeld gebracht door directe en/of indirecte relaties met modeluitkomsten ofwel via berekening van toelaatbare milieu- en/of ruimtedruk in termen van minimaal habitatooppervlakte of maximaal toelaatbare kritische depositie).

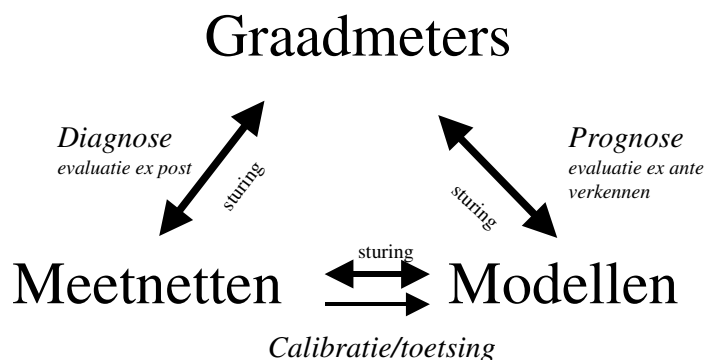
1. Inleiding

Het is de taak van het Milieu- en Natuurplanbureau (MNP) om op onafhankelijke wijze ecologische informatie aan Kabinet en Parlement te verschaffen voor het politieke en maatschappelijke debat over de afweging tussen economische, ecologische en sociaal-culturele waarden.

De informatie wordt in alle fasen van de beleidscyclus ingebracht en kan helpen bij:

1. signalering van ecologische ontwikkelingen waar beleid op ingezet zou kunnen worden,
2. evaluatie van al ingezet beleid en
3. verkenning van beleidsopties.

Het MNP brengt daarvoor de relevante wetenschappelijke gegevens bijeen en tracht deze op inzichtelijke wijze te presenteren. Het MNP gebruikt voor signalering, evaluatie en verkenning een samenhangend stelsel van graadmeters, modellen en meetnetten, die te samen het MNP-instrumentarium vormen (Figuur 1).



Figuur 1. Het MNP-instrumentarium bestaande uit een samenhangend stelsel van graadmeters, modellen en meetnetten. Bron: Wiertz et al., in prep.

Binnen dit instrumentarium vormen de ecologische graadmeters de eind-indicatoren waarmee wetenschappelijke ecologische kennis wordt gepresenteerd aan het beleid. De ecologische gegevens die de basis vormen van de graadmeter zijn afkomstig uit meetnetten en modellen. Met meetnetten worden trends in de toestand van milieu en natuur gevolgd. Modellen worden ingezet voor de analyse van de oorzaken van geconstateerde trends en voor inschatting van effecten van mogelijke beleidsopties en/of toekomstige socio-economische ontwikkelingen. Daarbij trachten de modellen de huidige wetenschappelijke kennis op het gebied van relaties tussen milieu- en ruimtedruk en natuur vast te leggen en transparant en toetsbaar te maken. Door samenhang tussen de graadmeters, modellen en meetnetten kunnen onderling afgestemde uitspraken worden gedaan over de huidige toestand van natuur en milieu, de oorzaken daarvan en de te verwachten toekomstige trends in afhankelijkheid van autonome ontwikkelingen en beleid. Tevens kunnen graadmeters, modellen en meetnetten elkaar versterken. Zo zijn gegevens uit de meetnetten bruikbaar voor toetsing en verbetering van de modellen en bieden modellen en meetnetgegevens inzicht in welke processen/veranderingen graadmeters zouden moeten beschrijven. Tevens kunnen modellen een rol spelen bij opzet van meetnetten en de interpretatie van resultaten van de meetnetten.

Het MNP heeft een onafhankelijke positie in het ontwerp, uitwerking en gebruik van het instrumentarium. Bij de vormgeving van het instrumentarium wordt wel gericht op aansluiting bij natuur- en milieudoelstellingen zoals geformuleerd in internationale verdragen (zoals de Convention on Biodiversity en de Conventie voor verzuring en grootschalige luchtverontreiniging), Europese richtlijnen (zoals de Vogelrichtlijn, Habitatrichtlijn en Kaderrichtlijnwater) en nota's van de rijksoverheid (zoals de Nota "Natuur voor Mensen, Mensen voor Natuur"; LNV, 2000). Aansluiting bij beleidsdoelen maakt een goede beleidsevaluatie mogelijk.

Momenteel zijn de invulling van de Europese Vogel- en Habitatrichtlijn (VHR) in nationaal beleid (zoals bij de aanwijzing van VHR-gebieden, het opstellen van de nieuwe Flora en Faunawet (FF-wet) en de Natuurbeschermingswet (NB-wet) belangrijke issues in het beleid. Doelen uit de richtlijnen en de FF-wet verdienen ook bij het MNP extra aandacht. In 2003 is een MAP-SOR-project ingediend met de bedoeling een kennissysteem op te bouwen voor de beleidsdoelen die gelden voor soorten en gebieden in het algemeen en voor de VHR en FF-wet in het bijzonder.

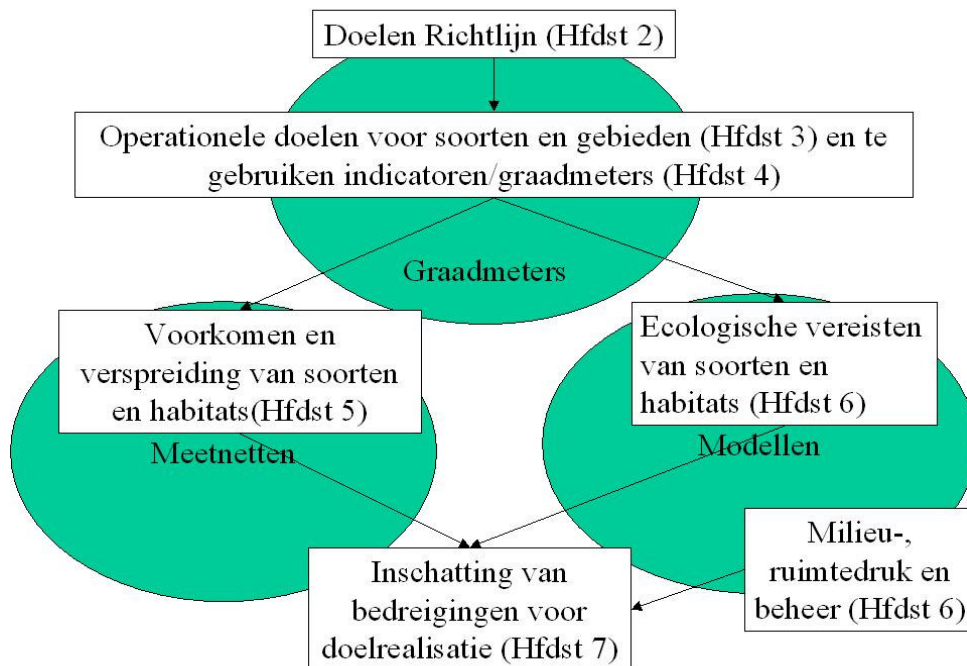
Doel van de voorliggende rapportage is inzicht te geven in de resultaten van de activiteiten van het SOR-project "Ecosysteemypering" (S/550018) om het MNP-instrumentarium beter te laten aansluiten op de recente doelstellingen uit onder andere de VHR. Deze activiteiten hebben geresulteerd in een opzet voor het beoogde kennissysteem. De eerste versie van het kennissysteem zal eind 2004 operationeel moeten zijn en zal gebruikt moeten kunnen worden bij het maken van MNP-producten. De gegevens in het kennissysteem moeten analyses over doelrealisatie van VHR mogelijk maken. In de voorliggende rapportage zal worden ingegaan op de aansluiting van het huidige MNP-instrumentarium bij de VHR doelen, de knelpunten daarbij en de mogelijke verbeter opties. Enkele belangrijke verbeterpunten zijn aangepakt en de oplossingen vormen operationele onderdelen het kennissysteem, ander knelpunten behoeven nog verdere uitwerking. De focus in dit rapport ligt met name bij de terrestrische doelen uit de VHR. Uitwerking van met name de mariene doelstellingen vraagt afstemming met Rijksinstituut voor Kust en Zee (RIKZ) en de waterplanbureaufunctie.

Leeswijzer

Alvorens in te gaan op de aanpassingen die nodig zijn voor het MNP-instrumentarium, wordt in hoofdstuk 2 eerst stil gestaan bij de doelen van de VHR (Figuur 2). Dat hoofdstuk eindigt met een paragraaf over de benodigde kennis die het kennissysteem zou moeten bevatten. In hoofdstuk 3 worden de voor Nederland geldende doelen wat betreft aangewezen gebieden en te beschermen soorten beschreven. Tevens wordt een kennisdatabase beschreven die deze informatie bevat. In de daarop volgende hoofdstukken wordt achtereenvolgens stil gestaan bij aansluiting van de graadmeters (hoofdstuk 4), de meetnetten (hoofdstuk 5) en de modellen van het MNP (hoofdstuk 6) bij de doelen uit de VHR. In elk van deze hoofdstukken wordt aandacht besteed aan knelpunten in de huidige aansluiting, mogelijke oplossingen en daadwerkelijk gerealiseerde verbeteringen. Deze verbeteringen vormen te samen het prototype van het kennissysteem voor de VHR (hoofdstuk 7).

Van de ontwikkelde methodes en de opgezette kennisdatabases zijn voorbeelden van toepassingsmogelijkheden gegeven. Verschillende van de voorbeelden zijn opgenomen in MNP producten als de Natuurbalans 2003 (MNP, 2003a), de IBO-studie naar de VHR (Lammers, 2003) en de quick-scan van zonering rond VHR en WAV-gebieden (Van Hinsberg et al., 2003). Voor deze voorbeelden kan deze rapportage gezien worden als achtergrondrapportage. Sommige methoden zijn echter nog in ontwikkelingsfase zodat

resultaten daarvan nog niet direct toepasbaar zijn in de standaard MNP-producten. Het gaat hier bijvoorbeeld om de kaarten van fijnschalige stikstofdeposities en de voorspelde verspreidingspatronen van beschermde soorten.



Figuur 2. Aandachtvelden voor ontwikkeling van een kennisstelsel voor de VHR in relatie tot de met groen aangegeven domeinen van graadmeters, modellen en meetnetten.

2. Verplichtingen voortvloeiend uit de Vogel- en Habitatrichtlijn

De Vogelrichtlijn

De Vogelrichtlijn is een regeling van de Europese Unie (EU) die tot doel heeft alle in het wild levende vogelsoorten op het grondgebied van de EU te beschermen. De richtlijn heeft betrekking op de bescherming van vogels, hun eieren en nesten en hun leefgebieden. Zeldzame soorten krijgen daarbij extra bescherming.

De lidstaten van de EU zijn verplicht voor alle vogelsoorten die in hun land leven leefgebieden van voldoende grootte en kwaliteit te beschermen. Gebieden waar zeldzame vogelsoorten leven of waar zeldzame trekvogels gebruik van maken moeten extra beschermd worden. De Vogelrichtlijn bevat een lijst met soorten die onder deze extra bescherming vallen. Voor deze soorten moeten de lidstaten gebieden aanwijzen als “speciale beschermingszones”. De EU Vogelrichtlijn is in 1979 vastgesteld. De richtlijn regelt de bescherming, het beheer en de regulering van vogelsoorten. Er worden duidelijke regels gesteld voor de exploitatie van broed- en trekvogels, hun eieren, hun nesten en hun leefgebieden.

De Habitatrichtlijn

Het doel van de Habitatrichtlijn wordt beschreven als: “het bijdragen tot het waarborgen van de biologische diversiteit door het in stand houden van de natuurlijke habitats en de wilde flora en fauna op het Europese grondgebied van de lidstaten waarop het verdrag van toepassing is”. De belangrijkste uitwerking hiervan wordt beschreven in twee hoofdstukken:

1. De eerste is getiteld “Instandhouding van natuurlijke habitats en de habitats van soorten” en behandelt de doelstelling “instelling en instandhouding van een netwerk van beschermde gebieden onder de naam Natura 2000”, een soort Europese Ecologische Hoofdstructuur (zie paragraaf 2.1.2). In dit hoofdstuk is aangegeven dat de Vogelrichtlijngebieden samen met Habitatrichtlijngebieden één samenhangend ecologisch netwerk van de Europese Unie gaan vormen. Gezien de relaties tussen beide richtlijnen worden in de volgende teksten de VHR zoveel mogelijk in samenhang behandeld.
2. Het tweede hoofdstuk is getiteld “Bescherming van soorten” en heeft betrekking op strikt beschermde plant- en diersoorten genoemd in bijlage IV en V (zie tekstbox) en focust op het Europese soortenbeleid (zie paragraaf 2.1.2).

De Habitatrictlijn in het kort (Bron: Lammers, 2003)

De Habitatrictlijn is de implementatie van de Conventie van Bern in de Europese Unie en is in 1992 ondertekend. Een belangrijk deel van de doelstellingen en soorten uit de conventie is in de Habitatrictlijn opgenomen. Voor de vogels werd in 1979 reeds de Vogelrichtlijn ondertekend en vogels komen dan ook niet in de Habitatrictlijn terug. Doel en relevante bijlagen van de habitatrictlijn zijn de volgende.

Doel. De richtlijn heeft tot doel bij te dragen tot het waarborgen van de biologische diversiteit door het instandhouden van de natuurlijke habitats en de wilde flora en fauna op het Europese grondgebied van de Lid-Statens.

Bijlage I. Typen natuurlijke habitats van communautair belang voor de instandhouding waarvan aanwijzing van speciale beschermingszones vereist is.

Bijlage II. Dier- en plantesoorten van communautair belang voor de instandhouding waarvan aanwijzing van speciale beschermingszones vereist is.

Bijlage IV. Dier- en plantesoorten van communautair belang die strikt moeten worden beschermd.

Bijlage V. Dier- en plantesoorten van communautair belang waarvoor het onttrekken aan de natuur en de exploitatie aan beheersmaatregelen kunnen worden onderworpen.

2.1.1 Bescherming van soorten

De soortbescherming in de Habitatrictlijn richt zich op het beschermen van soorten van communautair belang. Dit zijn soorten die op het betreffende grondgebied:

- i) bedreigd zijn, uitgezonderd de soorten waarvan het natuurlijke verspreidingsgebied slechts een marginaal gedeelte van dat grondgebied beslaat en die in het west-palearctische gebied niet bedreigd of kwetsbaar zijn of,
- ii) kwetsbaar zijn, dat wil zeggen waarvan het waarschijnlijk wordt geacht dat zij in de naaste toekomst bij voortbestaan van de bedreigende factoren zullen overgaan naar de categorie van bedreigde soorten, of,
- iii) zeldzaam zijn, dat wil zeggen waarvan de populaties van kleine omvang zijn en die, hoewel zij momenteel noch bedreigd noch kwetsbaar zijn, in die situatie dreigen te komen. Deze soorten leven in geografische gebieden die van beperkte omvang zijn, of zijn over een grotere oppervlakte versnipperd, of,
- iv) endemisch zijn en bijzondere aandacht vereisen wegens het specifieke karakter van hun habitat en/of de potentiële gevolgen van hun exploitatie voor hun staat van instandhouding.

Deze soorten zijn of kunnen worden opgenomen in bijlage II en/of IV of V van de Habitatrictlijn.

Voor de soorten genoemd in bijlage II moeten te beschermen gebieden worden aangewezen (zie verder in paragraaf 2.1.2). Voor soorten genoemd in bijlage IV en V hoeven geen speciale gebieden te worden aangewezen. Bijlage IV benoemt de dier- en plantesoorten van communautair belang die strikt moeten worden beschermd. Bijlage V benoemt dier- en plantesoorten van communautair belang waarvoor het onttrekken aan de natuur en de exploitatie aan beheersmaatregelen kunnen worden onderworpen.

In de richtlijn wordt aangegeven dat bijvoorbeeld het opzettelijk plukken, vangen, verzamelen en verstoren of beschadigen van specimens van de genoemde soorten in de natuur, in hun

natuurlijke verspreidingsgebied in principe verboden is. Er zijn wel uitzonderingen mogelijk. Ook gelden er regels voor exploitatie (jacht, visserij etc.) van soorten. Het vangen of doden van de in bijlage V genoemde wilde diersoorten alsmede het aan de natuur onttrekken, het vangen of het doden van de in bijlage IV genoemde soorten moeten lidstaten verbieden. Net als alle niet-selectieve middelen die de plaatselijke verdwijning of ernstige verstoring van de rust van de populaties van deze soorten tot gevolg kunnen hebben. De lidstaten moeten maatregelen treffen om ervoor te zorgen dat het aan de natuur onttrekken en de exploitatie van specimens van de in bijlage V genoemde wilde dier- en plantensoorten verenigbaar zijn met het behoud van die soorten in een “gunstige staat van instandhouding”. In paragraaf 2.1.2 wordt verder in gegaan op de betekenis van de “gunstige staat van instandhouding”.

2.1.2 Natura 2000

Artikel 6 van de Habitatrichtlijn is een cruciaal onderdeel van het hoofdstuk “instandhouding van de natuurlijke habitats en de habitats van soorten”. Het artikel gaat over het natuurbehoud en –bescherming in “Natura-2000” gebieden en omvat voorschriften inzake pro-active, preventieve en procedurele maatregelen. Artikel 6 slaat op zowel “de uit hoofde van richtlijn 79/409/EEG (*cq. de Vogelrichtlijn*) aangewezen speciale beschermingszones als op de gebieden waarop richtlijn 92/43/EEG (*c.q. de Habitatrichtlijn*) van toepassing is”. In artikel 6 wordt aangegeven dat elke lidstaat in een aantal nader aan te wijzen gebieden, die gezamenlijk Natura-2000 vormen, instandhoudingsmaatregelen moet nemen om “de natuurlijke habitats en de wilde dier- en plantensoorten van communautair belang in een gunstige staat van instandhouding te behouden of te herstellen”. Een lijst met te beschermen soorten en habitats is opgenomen in bijlage I en II van de richtlijn (zie tekstbox).

Voor een natuurlijk habitat is “de staat van instandhouding” gunstig wanneer:

- “het natuurlijke verspreidingsgebied van het habitat en de oppervlakte van dit habitat binnen dat gebied stabiel zijn of toenemen, en
- de voor behoud op lange termijn nodige specifieke structuur en functies bestaan en in de afzienbare toekomst vermoedelijk zullen blijven bestaan, en
- de staat van instandhouding van de voor dit habitat typische soorten gunstig is.”

Voor een te beschermen soort (zoals genoemd in de Vogelrichtlijn of bijlage 2 van de Habitatrichtlijn) of een typische soort van een te beschermen habitat (zoals genoemd in bijlage 1), is de “staat van instandhouding gunstig” wanneer:

- “uit populatiedynamische gegevens blijkt dat de betrokken soort nog steeds een levensvatbare component is van het natuurlijke habitat waarin zij voorkomt, en dat vermoedelijk op lange termijn zal blijven, en
- het natuurlijke verspreidingsgebied van die soort niet kleiner wordt of binnen afzienbare tijd lijkt te zullen worden, en
- er een voldoende groot habitat bestaat en waarschijnlijk zal blijven bestaan om de populaties van die soort op lange termijn in stand te houden.”

De lidstaten moeten passende maatregelen treffen om er voor te zorgen dat “de kwaliteit van de natuurlijke habitats en de habitats van soorten in de speciale beschermingszones niet verslechtert en er geen storende factoren optreden voor de soorten waarvoor de zones zijn aangewezen voorzover die factoren, gelet op de doelstellingen van deze richtlijn een significant effect zouden kunnen hebben.”

Onder verslechtering wordt in de Habitatrichtlijn een fysieke aantasting van een habitat verstaan. In een handreiking van de Europese Commissie (EC) over de interpretatie van artikel 6 (Europese Commissie, 2000) staat dat “de lidstaat rekening moet houden met alle invloeden op het milieu in de habitats in kwestie (beschikbare ruimte, water, lucht, bodem)”. Daarbij wordt aangegeven dat invloeden in relatie moeten worden gebracht met de “ecologische vereisten” die soorten nodig hebben om voor te kunnen komen. Lidstaten zijn verplicht om de kennis te verzamelen over deze “ecologische vereisten”. Indien die invloeden ertoe leiden dat “de staat van instandhouding van het habitat minder gunstig wordt dan hij voorheen was, is er sprake van verslechtering”. Uitgaande van bovenstaande definities voor gunstige staat van instandhouding van habitats geeft de EC in diezelfde handreiking aan dat:

- “Elke factor die bijdraagt tot een vermindering van het oppervlakte die wordt ingenomen door het natuurlijke habitat waarvoor het gebied werd aangewezen, geldt als verslechtering”, en
- “Elke verzwakking van de factoren die noodzakelijk zijn voor de instandhouding van de habitats op lange termijn geldt als verslechtering”

Gelijktijdig geldt dat:

- “de staat van instandhouding van de voor dit habitat typische soorten niet minder gunstig mag worden”. Datzelfde geldt voor de soorten waarvoor de gebieden zijn aangewezen.

Voor soorten zegt de Habitatrichtlijn vervolgens dat er geen significante verstoring mag plaatsvinden. Hier wordt, anders dan bij kwaliteitsverslechtering van habitats, de term “significant” gebruikt, omdat niet elke verstoring altijd automatisch leidt tot een negatief effect. Intensiteit, duur en frequentie van de verstoring zijn belangrijke parameters die uiteindelijk bepalen of een verstoring een significant effect heeft. In de handreiking van de EC staat, verwijzend naar de definitie voor een gunstige staat van instandhouding van soorten, dat:

- “Elke gebeurtenis die bijdraagt tot een afname op lange termijn van de populatieomvang van de betrokken soorten in het gebied, kan als een significante verstoring worden aangemerkt.”, en
- “Elke gebeurtenis die ertoe bijdraagt dat het verspreidingsgebied van de soort in het gebied kleiner wordt of dreigt te worden, kan als een significante verstoring worden beschouwd.”, en
- “Elke gebeurtenis die ertoe bijdraagt dat de omvang van het habitat van de soort in het gebied kleiner wordt, kan als een significante verstoring worden beschouwd.”

Daarbij moet worden opgemerkt dat de ernst van de verstoring van soorten en het kwaliteitsverlies van habitats uiteindelijk moet gebeuren “in het licht van de bijdrage van het gebied tot de coherentie van het netwerk”.

2.1.3 Conclusies t.a.v. inhoud van kennisysteem voor de VHR

Het MNP zal in balansen en verkenningen vragen over de doelbereiking van de richtlijn moeten kunnen beantwoorden. Het gaat dan om vragen als:

- zijn de doelen, die de richtlijnen stellen, opgenomen in het nationale beleid?
- welke trends vertoont de “staat van instandhouding” van soorten en habitats, zowel nationaal als in specifieke gebieden?
- wat zijn de oorzaken van die trends?
- wat is het effect van maatregel(pakket) x of scenario y op de “staat van instandhouding” van soorten en habitats? Of, hoe beïnvloeden mogelijke toekomstige ruimtelijke en

milieuveranderingen de ecologische vereisten van soorten en daarmee de mate van voorkomen van soorten en habitats?

- wat is de betekenis van lokale trends in mate van voorkomen in relatie tot de “staat van instandhouding” op nationaal of Europees niveau?

De doelen zoals omschreven in de richtlijnen zelf kennen nog interpretatie ruimte. Zo kan worden gediscussieerd over hoe het best invulling gegeven kan worden aan de term “significant” of “instandhouding”. Zo kan met significant “veelbetekenend” bedoeld zijn of “statistisch verantwoorde conclusies toelastend” (Van Dale). De eerste invulling vereist een aanscherping van de doelformulering vanuit met name het beleid. De tweede kan directer door de wetenschap worden ingevuld. Met “instandhouding” kan worden bedoeld “het bewaren tegen vernietiging en verdwijning”. De term kan ook meer wetenschappelijk worden ingevuld in termen van “stabiele” of “levensvatbare populaties”. De eerder genoemde handreiking van de Europese Commissie expliciteert een aantal begrippen uit de richtlijn. Gezien deze uitleg van de VHR heeft het MNP voor beantwoording van bovengenoemde vragen, in ieder geval tot een verdere definiering ontbreekt, zeker informatie nodig over:

1. de gestelde doelen wat betreft habitats en soorten (waar gelden welke doelen?),
2. de operationele indicatoren waarmee over “staat van instandhouding” gerapporteerd kan worden in MNP-producten,
3. de trends in indicatoren als mate van voorkomen van soorten en habitats (dat laatste in termen van oppervlak),
4. de verspreiding van habitats en soorten binnen en buiten gebieden, ten einde het belang van veranderingen op lokaal niveau te kunnen evalueren in het licht van doelstellingen op nationaal niveau.
5. de “ecologische vereisten” van de habitats en soorten ten einde (potentieel) voorkomen van soorten en habitats te kunnen inschatten,
6. de omvang van (milieu- en ruimtedruk)factoren die inwerken op de ecologische vereisten van habitats en soorten om bedreigingen van voorkomen van soorten en habitats in beeld te brengen en,
7. de relaties tussen de omvang van drukfactoren en de mate van voorkomen van soorten en habitats, ten einde mogelijke toekomstige ontwikkelingen te kunnen inschatten.

Punt 1 en 2 betreffen zaken die te maken hebben op het domein van de graadmeters (Figuur 2) van het MNP. Punt 3 en 4 hebben betrekking op het domein van de monitoring, waarbij verspreidingsonderzoek beschouwd wordt als een vorm van lange termijn monitoring. Punt 5 t/m 7 vallen onder het domein van de modellering.

Opgemerkt moet worden dat het verzamelen van de benodigde onderliggende verspreidings- en monitoringsdata zelf niet de taak is van het MNP. Het MNP is voor het vervullen van de wettelijke milieu- en natuurplanbureaufunctie echter wel afhankelijk van beschikbaarheid van dergelijke gegevens. Het ministerie van LNV werkt momenteel aan het opzetten van een zogenoemd WOT-programma, waarin bijvoorbeeld het verspreidingsonderzoek en de monitoring, die voortkomt uit verplichtingen van internationale en nationale wet- en regelgeving met betrekking tot natuur, in onderlinge samenhang geregeld zou kunnen worden. Het uitgangspunt bij het opzetten van de WOT-unit is dat de uiteindelijke gegevens vanuit verschillende bronnen goed op elkaar moeten worden afgestemd en bruikbaar zijn voor ondermeer vergunning verlening (via bijvoorbeeld het Natuurloket), de rapportageverplichtingen aan de Europese Commissie en het uitvoeren van de natuurplanbureaufunctie door MNP. WOT staat daarbij voor Wettelijke Onderzoekstaken, ofwel voor de Nederlandse Overheid relevante in wetten of daarop gebaseerde regelgeving

vastgelegde taken, voor de uitvoering waarvan een beroep gedaan kan worden op bijvoorbeeld DLO.

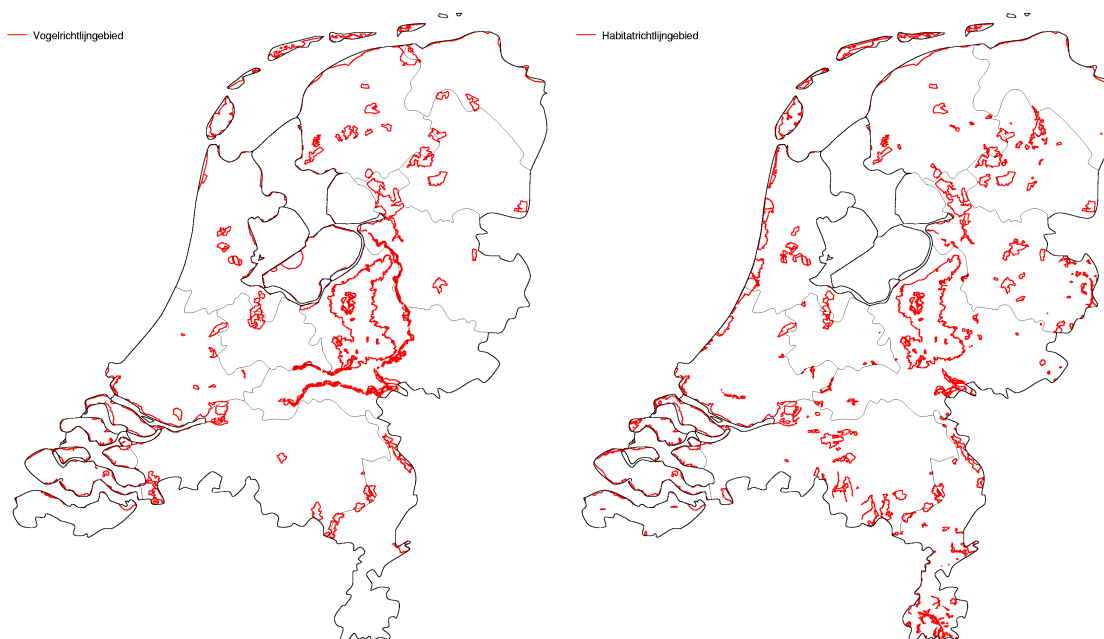
3. Nationale doelen

Op 18 februari 2003 heeft het ministerie van LNV een ontwerplijst gepresenteerd met “de speciale beschermingszones” voor natuurlijke habitats en wilde plant- en diersoorten die op grond van de Europese Habitatrichtlijn opgesteld moest worden. Deze gebieden heeft Nederland aangewezen als onderdeel van het Natura 2000 netwerk. Begin juli heeft de Europese Commissie ingestemd met de Nederlandse lijst van gebieden. Het gaat om in totaal 141 gebieden met een oppervlak van bijna 750.744 ha, daarmee heeft Nederland als eerste lidstaat de aanwijzing van gebieden ten behoeve van Natura 2000 afgerond. Figuur 3 geeft de gebieden met terrestrische doelen weer. Verwachting is dat de uiteindelijke lijst van Europese gebieden in de loop van 2004 kan worden vastgesteld, waarna de minister van LNV de Nederlandse gebieden definitief kan aanwijzen.

De Vogelrichtlijngebieden behoren eveneens tot het Natura 2000 netwerk. Deze gebieden zijn al eerder aangewezen (in 1998 en 2000). Voor zes van de eerder aangewezen Vogelrichtlijngebieden heeft de minister van LNV de begrenzing gewijzigd.

Vogelrichtlijn Gebieden

Habitatrichtlijn Gebieden



Figuur 3. Terrestrische Vogel- (links) en Habitatrichtlijngebieden (rechts). Bron: Ministerie LNV.

3.1 Naar een kennisdatabase voor nationale doelen

De kaartbeelden zijn beschikbaar voor het MNP via www.natuurplanbureau.nl. Ten behoeve van het kennissysteem voor de VHR is de informatie over de doelen ook opgenomen in een database. Deze database bevat informatie over de gebieden en de daarin geldende doelen wat betreft de te beschermen habitats en soorten.

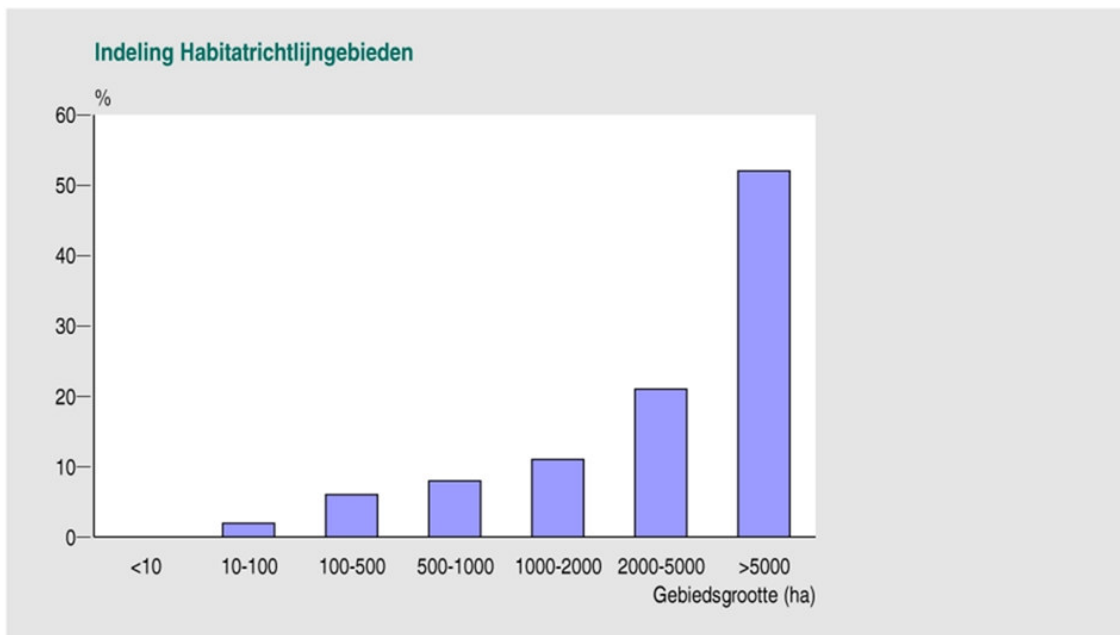
Over de gebieden is informatie opgenomen over de:

- gebiedsnummering, zoals gebruikt in de aanwijzingsdocumenten van LNV en tevens verwijzende naar de officiële kaarten,
- gebiedsoppervlakte,
- betreffende richtlijn (Vogel- en/of Habitatrichtlijn),
- datum van aanwijzing,
- habitatnummer waarvoor gebied is aangewezen, analoog aan nummering zoals gebruikt in de richtlijn zelf,
- soortnaam waarvoor gebied is aangewezen

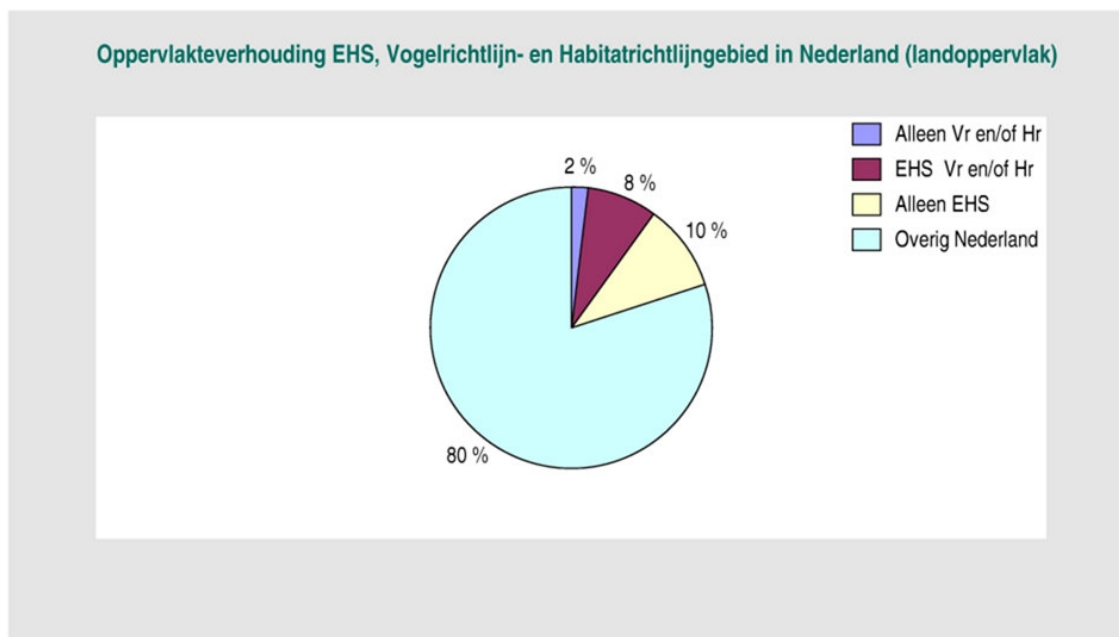
Doordat de database gekoppeld is met de kaart van de gebieden, kon met GIS andere ruimtelijke informatie toegevoegd worden over andere natuurdoelstellingen die in de gebieden gelden, zoals:

- het percentage van het gebied dat ook is opgenomen in de Ecologisch hoofdstructuur (EHS),
- het percentage van het gebied dat ook is opgenomen in de Natuurdoel(typ)enkaart.

Met behulp van de database kunnen analyses worden uitgevoerd op het gebied van overlap/verschil in doelstellingen op gebiedsniveau. Resultaten van dergelijke analyses, zoals bijvoorbeeld de oppervlakte verdeling van habitatrichtlijngebieden (Figuur 4) en mate van overlap tussen EHS en aangewezen VHR-gebieden (Figuur 5), zijn al gebruikt in verschillende MNP-producten zoals de Natuurbalans 2003 (MNP, 2003a) en de IBO-studie naar de habitatrichtlijn (Lammers, 2003). Uit analyses van overlap/verschil in gebiedsdoelstellingen blijkt dat de Vogel- en Habitatrichtlijngebieden voor het overgrote deel al zijn opgenomen in de EHS. De nationale EHS omvat echter nog meer natuurgebieden. Daarnaast is duidelijk dat een aanzienlijk deel van de recent aangewezen HR-gebieden al eerder als VR gebied zijn aangewezen.



Figuur 4. Verdeling van oppervlakte van Habitatrichtlijngebied.



Figuur 5. Mate van overlap tussen EHS en Habitatrichtlijngebieden.

Door de namen van de te beschermen soorten op te nemen, kan tevens een link gelegd worden met een database met informatie over doelen op soortsniveau. Hiertoe is een database opgezet met informatie die betrekking heeft op de beleidsmatige status van soorten. Hiermee kan bijvoorbeeld de vraag beantwoord worden welke status van bescherming de soorten in het Nederlandse of internationale beleid genieten. In de database staan alle soorten van de Vogel- en Habitatrichtlijn, maar ook andere. Er is getracht om gegevens over doelstellingen van soorten op te nemen die zo compleet en recent mogelijk zijn. Deze kunnen gemakkelijk op inzichtelijke wijze worden gepresenteerd. Tabel 1 geeft aan welk type data is opgenomen. Voor een aantal taxonomische soortgroepen zijn de gegevens meer uitgebreid. Maar het voert hier te ver om voor elke afzonderlijke soortgroep of soort precies aan te geven welke gegevens opgenomen zijn. In Tabel 1 staan alleen de meest essentiële gegevens, tevens is de bron opgenomen.

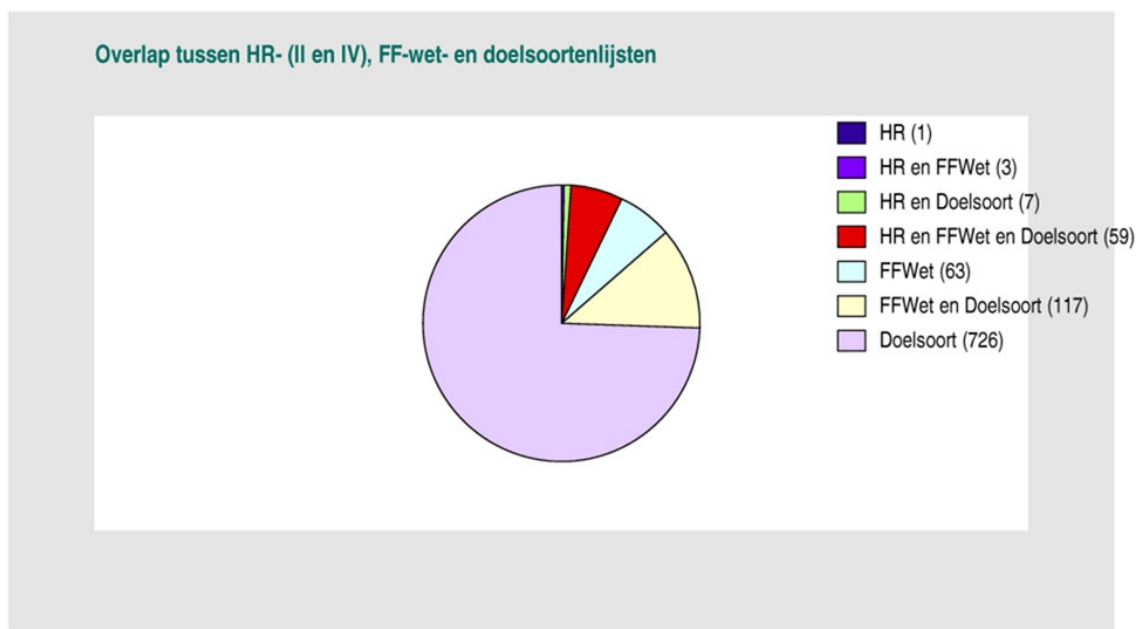
Tabel 1. Overzicht van de gegevens met betrekking tot de beleidsdoelen, die voor alle soorten van de Vogel- en Habitatrichtlijn in de database zijn opgenomen.

Beleidsdoelen	bron
1. Habitatrichtlijn + bijlage verwijzing	LNV/EU
2. Vogelrichtlijn + bijlage verwijzing	LNV/SOVON
3. Prioritair in het kader van de VHR	LNV/EU
4. Flora- en Faunawet	LNV/CBS/Alterra
5. Conventie van Bern	Biobase, 2003
6. Conventie van Bonn	Biobase, 2003
7. Doelsoort (Handboek Natuurdoeltypen)	EC-LNV, 2001
8. I-soort	EC-LNV, 2001
9. ITZ-criteria	Biobase, 2003
10. Basisverordening	LNV
11. Soortbeschermingsplan	LNV

Met de kennisdatabase kunnen, naast analyses op gebiedsniveau, ook analyses gemaakt worden van doelvergelijking op soortniveau. Zo is bekeken wat overlap tussen de VHR, de

doelsoortenlijst van EC-LNV en de lijst van de FF-wet is (Figuur 6). Ook deze informatie blijkt zinvol te zijn voor het MNP en is al gebruikt in verschillende MNP-producten. Voor de soortenlijst van de FF-wet is gebruik gemaakt van de volledige lijst en is geen onderscheid gemaakt naar streng beschermde soorten. Zichtbaar is dat de VHR-soorten maar een beperkt onderdeel vormen van zowel de nationale doelsoorten en/of FF-wetsoorten. Bij vergelijking van de soortenlijsten is opgevallen dat er verschillende soortenlijsten in omloop zijn bij verschillende instanties. Belangrijk is te realiseren dat niet alle soorten genoemd in bijlage II van de Habitatrichtlijn relevant zijn voor Nederland. Voor iedere lidstaat heeft de Europese commissie een aparte lijst van relevante soorten uit bijlage II opgesteld (Europese Commissie, 2002). Zeker wat betreft de Vogelrichtlijn zijn er verschillende lijsten van te beschermen soorten in omloop.

Wat opvalt is dat 59 van de 70 soorten van de Habitatrichtlijn (II & IV) zowel voorkomen op de soortenlijst van de Flora- en Fauna Wet als op de doelsoorten. Opmerkelijk is dat bijvoorbeeld de elft (*Alosa alosa*) is vermeld op bijlagen van de Habitatrichtlijn terwijl ze niet opgenomen zijn in de Flora- en Fauna Wet of als doelsoort zijn genoemd. Soorten als zalm (*Salmo salar*), fint (*Alosa fallax*), zeeprik (*Petromyzon marinus*), spaanse vlag (*Callimorpha quadripunctaria*), nauwe korfslak (*Vertigo angustior*), zeggekorfslak (*Vertigo moulinsiana*) en geel schorpioenmos (*Drepanocladus vernicosus*) staan wel vermeld op de Habitatrichtlijn maar niet op de Flora- en Fauna Wet soortenlijst. De wilde kat (*Felis silvestris*), echte dolfijn (*Delphinus delphis*) en witflankdolfijn (*Lagenorhynchus acutus*) staan wel op de soortenlijst van de Flora- en Fauna Wet en de Habitatrichtlijn maar zijn niet genoemd als doelsoort.



Figuur 6. Overlap tussen HR (II & IV), FF-wet en doelsoortenlijsten.

Conclusies ten aanzien van het VHR-kennissysteem:

- Het opzetten van een database over de doelformulering in termen van soorten en gebieden is gezien het gebruik zinvol voor het MNP.
- De soortenlijsten behoeven nog afstemming met verschillende instanties zoals EC-LNV, SOVON en LNV. Belangrijk daarbij is dat de soortenlijsten een duidelijke beleidsmatige status krijgen.
- Ook andere doelstellingen kunnen worden opgenomen in de database.

4. VHR en graadmeters van het MNP

Uit de beschrijving van de doelen uit de VHR in hoofdstuk 2 komt duidelijk naar voren dat uitspraken over doelrealisatie vraagt om informatie over:

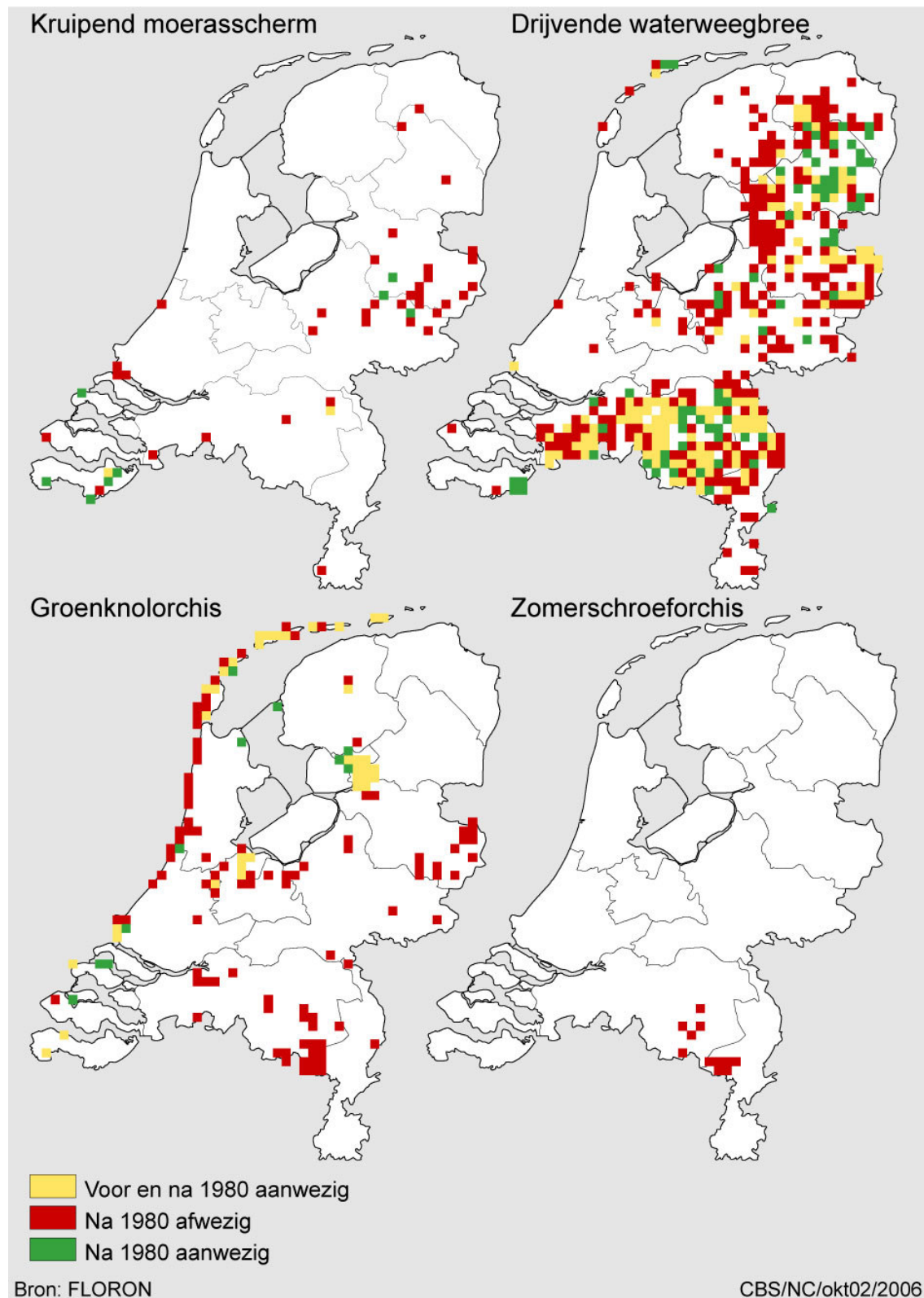
- de mate van verspreiding van soorten en habitats,
- de mate van voorkomen van soorten ((semi-)abundanties)
- de mate van voorkomen van habitats (areaal) en de kwaliteit daarvan in termen van mate van voorkomen van “typische soorten” ten opzichte van het voorkomen in de begintoestand (indien “staat van instandhouding” gunstig was) of gewenste toestand (indien “staat van instandhouding” ten einde van de aanmelding niet gunstig was) en
- de mate van beïnvloeding van “ecologische vereisten” van soorten en habitats.

Het MNP gebruikt een aantal indicatoren en graadmeters die al focussen op het overbrengen van bovenstaande type informatie. Het gaat dan over:

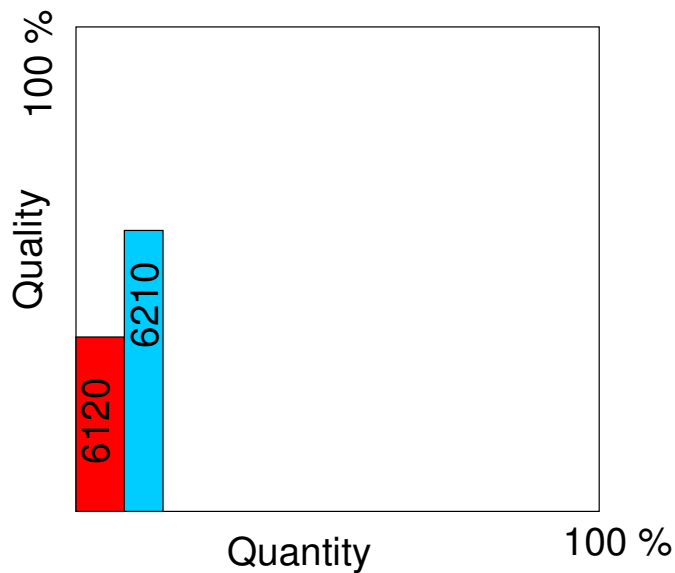
- **verspreidingskaarten.** In natuurbalansen en -compendia worden vaak verspreidingskaarten gepubliceerd van afzonderlijke soorten of groepen van soorten (waarbij het laatste gezien kan worden als verspreidingskaarten van habitats). Voorbeeld hiervan zijn de verspreidingsgegevens van enkele hogere plantensoorten van de Habitatrichtlijn uit het Natuurcompendium 2003 (Figuur 7). Bij vergelijking van de verspreidingskaarten uit verschillende perioden kan voor- of achteruitgang van de mate van verspreiding in beeld gebracht worden. Figuur 7 laat bijvoorbeeld zien dat veel van de hogere plantensoorten genoemd in de HR sinds 1980 (in 1982 is de conventie van Bern getekend) achteruit zijn gegaan qua verspreiding. Gezien deze negatieve trends lijkt het aannemelijk dat op nationaal niveau de “staat van instandhouding” van deze soorten onder druk staat. Dit type indicator zou ook gebruikt kunnen worden voor andere soorten die genoemd worden in de VHR.
- **de Natuurwaarde graadmeter.** De graadmeter Natuurwaarde, een kerngraadmeter van het MNP (Wiertz et al., in prep.), geeft informatie over veranderingen in de oppervlakte van ecosystemen (kwantiteit) en de kwaliteit daarvan. Deze graadmeter beoogt het natuurverlies ten opzichte van een relatief ongestoorde situatie of potentieel optimum (referentie) in beeld te brengen. De relatief ongestoorde situatie van gebieden met natuur is veelal afgeleid van de periode rond 1900. Voor agrarisch gebied, moerassen en meren is informatie uit de periode rond 1950 gebruikt om een relatief ongestoorde situatie te beschrijven. De kwaliteit van een ecosysteem is bepaald door het huidige voorkomen van kenmerkende soorten per ecosysteem te vergelijken met het voorkomen in de referentie-situatie. Komt het voorkomen van alle kenmerkende soorten in de huidige situatie overeen met die van de referentie, dan is de kwaliteit 100%. Als soorten minder talrijk zijn of zelfs lokaal uitgestorven, dan is de kwaliteit lager. In de Natuurbalans 2003 (MNP, 2003) en de Tweede Nationale Natuurverkenningen (RIVM, 2002) is de Natuurwaarde gebruikt om op nationale schaal uitspraken te doen over de conditie van natuur. Daarbij zijn op landelijke schaal de ecosystemen bos, heide, moeras, duin, vennen, beken, meren, grote zoete wateren, brakke en zoute wateren en de agrarische gebieden beschouwt. De kwaliteit van de ecosystemen is bepaald aan de hand van het voorkomen van kenmerkende soorten

planten, vogels, zoogdieren, reptielen, vissen, aquatische macrofauna, vlinders en weekdieren. Een verwante graadmeter is de EHS-doelrealisatie graadmeter (EDG), deze graadmeter focust op de Ecologische Hoofdstructuur in termen van kwantiteit en kwaliteit van natuurdoel(typen) (Reijnen et al., 2002). Kwaliteit wordt in deze graadmeter beschreven met behulp van mate van voorkomen van doelsoorten. Geheel analoog aan de doelen in de Habitatrichtlijn gericht op bescherming van habitats volgen de natuurwaarde en de EDG dus de trends van habitats in termen van oppervlakte en kwaliteit, dat laatste geheel analoog gemeten aan de mate van voorkomen van typische soorten. In Figuur 8 is een fictief voorbeeld weergegeven van een uitwerking van de Natuurwaarde graadmeter op habitatniveau.

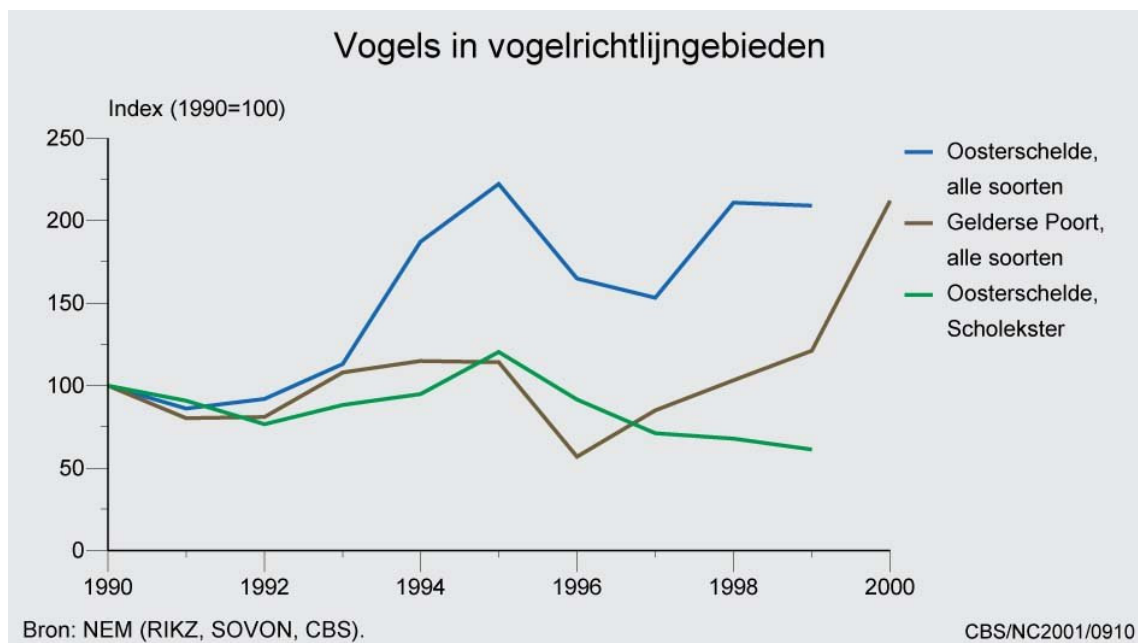
- **de Soortgroeptrendindex.** Een andere kern-graadmeter van het MNP is de soortgroeptrend index (STI; Ten Brink et al., 2000). De STI geeft informatie over de gemiddelde trend in voorkomen op soortgroepniveau. De keuze van de soortsaamenstelling van de groep is in principe vrij. Het beoordelingsprincipe van de STI is: hoe hoger de mate van voorkomen (veelal in termen van (semi)-abundantie) van bepaalde soorten, hoe beter. Alle soorten van de geselecteerde set soorten tellen in principe even zwaar mee. Daartoe worden de tijdreeksen met abundanties van soorten eerst geïndexeerd op een basisjaar (100). Daarna worden de indexcijfers meetkundig gewogen, zodat een halvering van voorkomen van een soort even zwaar telt als een verdubbeling. De keuze van het ijkjaar is een afspraak. Als uniform vergelijkingsjaar wordt veelal 1950 gekozen zodat de cijfers eenvoudig interpreteerbaar zijn en aggregaerbaar. Hiermee geeft de STI een beeld van de winsten en verliezen sinds 1950, waarvoor de menselijke invloeden aanmerkelijk minder groot waren. Met de STI zou ook over de veranderingen in de mate van voorkomen van VHR soorten gerapporteerd kunnen worden. Een voorbeeld hiervan is weergegeven in Figuur 9.
- **de milieudrukgraadmeters als “overschrijding van kritische depositieniveaus door zuur- of stikstofdepositie” of “mate van realisatie van gewenste grond- en oppervlakte watercondities nodig voor gestelde natuurdoelen”.** In de Natuurbalans 2000 is gerapporteerd over bereiking van milieucondities qua atmosferische depositie en grondwaterstand die nodig zijn voor realisatie van natuurdoeltypen (RIVM, 2000). Als de heersende depositie of toekomstig “verwachte” depositie groter is dan het kritische depositieniveau dat een natuurdoeltype verdraagt, dan staat de gewenste soortsaamenstelling van het natuurdoeltype onder druk en is het optreden van negatieve veranderingen in de soortsaamenstelling niet uit te sluiten (Albers et al., 2001). Het kritische depositieniveau waarbij ongewenste veranderingen optreden varieert per natuurdoeltype. Wat betreft grondwaterstand kan op vergelijkbare wijze verdroging in beeld gebracht worden: als de grondwaterstand te laag is voor het voorkomen van de gewenste soorten uit een natuurdoeltype dan is er sprake van verdroging. Door confrontatie van vereiste ecologische condities van habitats en/of soorten genoemd in de VHR met huidige milieu- en/of ruimtecondities kunnen op een analoge wijze bedreigingen in beeld gebracht worden.



Figuur 7. Verspreiding enkele hogere plantensoorten in 2 tijdsperiodes. Bron: FLORON.



Figuur 8. Fictieve uitwerking van de graadmeter natuurwaarde op habitatniveau. Nummers 6120 en 6210 verwijzen naar respectievelijk de habitattypes “kalkminnend grasland op dorre zandbodem” en “droge half-natuurlijke graslanden en struikvormende facies op kalkhoudende bodems”. Bron figuur: Ejrnaes, 2002.



Figuur 9. STI: Mate van voorkomen van enkele vogelsoorten in VR gebieden.

Duidelijk is dat verschillende presentatievormen (indicatoren/graadmeters) zoals in gebruik bij het MNP, in principe bruikbaar zijn voor het doen van uitspraken over de VHR. Voor een goede aansluiting in de praktijk moeten echter wel de indicatoren en graadmeters gevuld worden met informatie die is toegesneden op de soorten, habitats, gebieden en perioden relevant voor de VHR. Deze informatie zou moeten worden aangeleverd door de meetnetten en modellen. In de hoofdstukken 5 en 6 wordt achtereenvolgens ingegaan op de

mogelijkheden van de huidige meetnetten en modellen om de benodigde relevante informatie aan te leveren.

Gezien de doelstelling van het MNP met als focus de ondersteuning van het nationale beleid, heeft de graadmeter-, model- en meetnetontwikkeling zich gefocust op operationalisering op nationaal en sub-nationaal niveau (c.q. uitspraken op het niveau van ecosysteem per Fysisch Geografische Regio) en niet op het niveau van afzonderlijke gebieden en of habitats. Zo sluit de huidige invulling van natuurtypen in de natuurwaarde niet aan bij de definitie van habitatstypen. De gebiedsaanwijzing van de HR is met name gestoeld op doelformulering in termen van plantensociologische vegetatietypen waardoor de habitats zijn gedefinieerd op een veel fijnschaliger niveau als de nu onderscheiden natuurtypen in de Natuurwaarde of natuurdoeltypen en natuurdoelen uit het beleid. Voor rapportage richting Europa is het huidige schaalniveau van de Natuurwaarde of EDG mogelijk niet voldoende. Mogelijk kan het MNP voor het vervullen van de Milieu- en Natuurplanbureau functie er in blijven volstaan om in signalering, evaluatie en verkenning uitspraken op een hogere aggregatie niveau te baseren en niet te focussen op het schaalniveau van afzonderlijke soorten en/of habitats per gebied.

Conclusies en aanbevelingen:

- De verschillende presentatievormen (indicatoren/graadmeters) zoals in gebruik bij het MNP, zijn in principe bruikbaar voor het doen van uitspraken over de VHR-doelen in de MNP-producten.
- Een goede aansluiting in de praktijk is echter nog niet gegarandeerd. Aansluiting kan het best plaatsvinden op nationaal niveau, daarvoor is echter van belang dat de informatie achter de graadmeters/indicatoren aansluiten op de doelstellingen van de VHR op dit niveau. Het MNP zou zich, gezien de nationale doelstelling, ook logischerwijs met name moeten richten op het in beeld brengen van veranderingen in areaal, verspreiding van soorten en habitats en mate van voorkomen op nationaal niveau, maar dan natuurlijk wel berekend aan de hand van informatie uit de relevante gebieden.

5. Aansluiting monitoring

De ecologische gegevensvoorziening ter ondersteuning van de indicatoren en graadmeters richt zich via meetnetten op het in beeld brengen van veranderingen in de mate van voorkomen van soorten in de tijd en via verspreidingsonderzoek op het in beeld brengen van veranderingen in het ruimtelijk voorkomen van soorten in Nederland.

Belangrijke elementen in de gegevensvoorziening zijn dus:

- verspreidingsgegevens en,
- monitoringsgegevens over trends in abundanties van soorten.

Verskil tussen verspreidingsonderzoek en monitoring is veelal het ruimtelijk detailniveau waarop de basisgegevens worden verzameld. Verspreidingsonderzoek op nationale schaal richt zich veelal op het in beeld brengen van verspreidingspatronen met een resolutie van 1x1 km of 5x5 km. Het bijeenbrengen van landsdekkende (maar ook gebiedsdekkende) informatie is tijdrovend zodat een update frequentie van minder dan eens in de 10 tot 15 jaar niet mogelijk blijkt. Verspreidingsonderzoek kan zich wat betreft aanduiding van verandering in de tijd alleen richten op veranderingen die spelen op langere termijn. Monitoring richt zich daarentegen op het in beeld kunnen brengen van met name temporele veranderingen. Veelal gebeurt dit door steekproefsgewijs gedetailleerde gegevens te verzamelen in een relatief beperkt aantal locaties. Monitoringsgegevens lenen zich derhalve minder goed voor het in beeld brengen van ruimtelijk dekkende kaartbeelden.

5.1 Verspreidingsgegevens

Verspreidingsinformatie legt het ruimtelijk patroon van voorkomen van soorten en/of gemeenschappen van soorten vast. Met verspreidingsgegevens wordt inzichtelijk waar soorten voorkomen en hoeveel soorten op een bepaalde locatie voorkomen. Als twee inventarisatieperioden onderscheiden kunnen worden, dan zijn verschillen tussen die perioden in beeld te brengen. Voorbeelden van een dergelijke benadering zijn weergegeven in Figuur 7.

Hoofdvragen bij verspreidingsonderzoek zijn:

1. waar liggen gebieden met veel “relevante” soorten?
2. hoeveel “relevante” soorten komen waar voor?
3. welke veranderingen in verspreiding treden op?

Deze drie vragen zijn ook bij het vervullen van de milieu- en natuurplanbureaufunctie van belang. Wat betreft de VHR gaat het dan om:

- verspreidingsgegevens van habitats, waarbij habitats geïndiceerd kunnen worden aan de hand van voorkomen van “typische soorten”,
- verspreidingsgegevens van soorten genoemd in bijlage II en soorten op basis waarvan VR gebieden zijn aangewezen en,
- verspreidingsgegevens van soorten genoemd in bijlage IV en overige vogelsoorten relevant voor de VR.

Landsdekkende recente verspreidingsgegevens zijn een belangrijke informatiebron voor het doen van uitspraken over de “staat van instandhouding”: de verspreiding mag immers niet

afnemen (zie paragraaf 2.1.2). Het beleid kan met de gegevens tevens inzichtelijk maken of op een bepaalde locatie (mogelijk) ontheffingen moeten worden aangevraagd. Het MNP kan de gegevens gebruiken voor het evalueren van de gevolgen van ruimtelijke scenario's in termen van bedreiging van voorkomen van beschermde soorten. In de afweging bij zowel de ontheffingsverlening door beleid of het inschatten van de consequenties van gevolgen van ruimtelijke scenario's door het MNP is naast het lokale voorkomen zeker ook inzicht in de nationale verspreiding noodzakelijk, dit omdat het bij de "staat van instandhouding" gaat om afwegingen op het niveau van het Natura 2000 netwerk (zie paragraaf 2.1.2).

5.1.1 Verspreidingsgegevens van habitats

In de Nederlandse aanwijzing van Habitatrictlijn gebieden voor bescherming van habitats zijn gebieden aangewezen waarin plantensociologische vegetatietypen voorkomen, die de aanwezigheid van te beschermen habitats indiceren (LNV, 2003a en b). Informatie over dit voorkomen is beschikbaar in SynBioSys (Schaminée en Hennekens, 2001; Hennekens et al., 2002). Naast informatie over het voorkomen van plantengemeenschappen is gebruik gemaakt van kennis over voorkomen van habitats van te beschermen diersoorten.

SynBioSys is een kennissysteem dat informatie biedt over het voorkomen van plantengemeenschappen, geïndiceerd aan de hand van de soortensamenstelling van vegetatieopnamen. SynBioSys bevat een zeer groot aantal vegetatieopnamen. Deze informatie is beschikbaar op zowel het niveau van afzonderlijke vegetatieopnamen als op het niveau van kaartbeelden van voorkomen van plantengemeenschappen. De verspreiding van plantengemeenschappen kan met SynBioSys op ieder gewenst planten-sociologisch niveau (cq. klasse, orde, verbond, associatie, subassociatie) worden weergegeven. Het voorkomen van een plantengemeenschap op een bepaalde plek (uurhok, of kilometerhok) wordt geïndiceerd door de aanwezigheid van een soortensamenstelling in vegetatieopname. Ook kan met SynBioSys de kans op voorkomen van een plantengemeenschap worden geïndiceerd op basis van atlasgegevens van voorkomen van afzonderlijke soorten, waarbij wordt nagegaan of de voor de desbetreffende plantengemeenschap karakteristieke set van soorten voorkomen binnen een atlasblok (1x1 km). Geheel landsdekkende beelden van verspreiding van habitats zijn er echter niet. Het op gestandaardiseerde wijze in beeld brengen van de van verspreiding van habitats op het niveau van plantengemeenschappen in de vorm van vegetatiekartering ontbreekt, mede als gevolg van de hoge kosten.

SynBioSys is een belangrijk instrument voor het MNP. Onderdelen van het systeem zijn al gebruikt in het MNP-instrumentarium. Zo is de dataset van vegetatieopnamen gebruikt voor het maken van het model MOVE (zie Wiertz et al., 1992 en hoofdstuk 6). Tevens zijn historische vegetatieopnamen uit SynBioSys gebruikt als basis voor het beschrijven van een referentiesituatie van onverstoorde vegetaties zoals gebruikt in de Natuurwaarde graadmeter (zie Smits en Schaminée, 2002 en hoofdstuk 4). Het is voor het MNP zinvol dat de informatie over verspreiding van habitats uit SynBioSys ook breder beschikbaar komt in het kennissysteem voor de VHR. Hoe dit het best kan gebeuren zal in 2004 onderzocht worden.

Conclusies en aanbevelingen:

- Momenteel worden veranderingen van verspreiding van habitats in termen van plantensociologische gemeenschappen in Nederland niet grootschalig in beeld gebracht, mede als gevolg van de daarvoor benodigde hoge kosten. Wel zijn aanbevelingen gedaan voor monitoring van de habitats (Janssen et al., 2003). Ook worden nu al in veel VHR-gebieden steekproefsgewijs vegetatieopnamen gemaakt (zie bijvoorbeeld Van Strien en

van der Meij, 2003) die veelal beschikbaar komen in SynBioSys. Onduidelijk is nog of op basis van dergelijke gegevens iets gezegd kan worden over veranderingen in verspreiding en areaal.

- Het is voor het MNP zinvol dat de nu beschikbare informatie over verspreiding van habitats uit SynBioSys ook breder beschikbaar komt in het kennissysteem voor de VHR. Op termijn zou aangesloten kunnen worden op gegevens verzameld via de eerder genoemde WOT-unit.

5.1.2 Verspreidingsgegevens van soorten

De verspreiding van soorten wordt in Nederland, net als de monitoring van de aantalsontwikkeling, veelal ter hand genomen door de verschillende Particuliere Gegevensbeherende Organisaties (PGO's). De PGO's zijn elk gespecialiseerd in een specifieke taxonomische groep dieren of planten. Zij beheren databanken met verspreidingsgegevens die vaak door enkele duizenden vrijwilligers verzameld zijn. Sinds 1996 werken deze PGO's samen in de Vereniging Onderzoek Flora en Fauna (VOFF). Via het natuurloket kunnen particulieren op geautomatiseerde wijze door betaling gegevens op vragen over het voorkomen van te beschermen soorten.

Knelpunten voor gebruik van verspreidingsgegevens voor het MNP zijn:

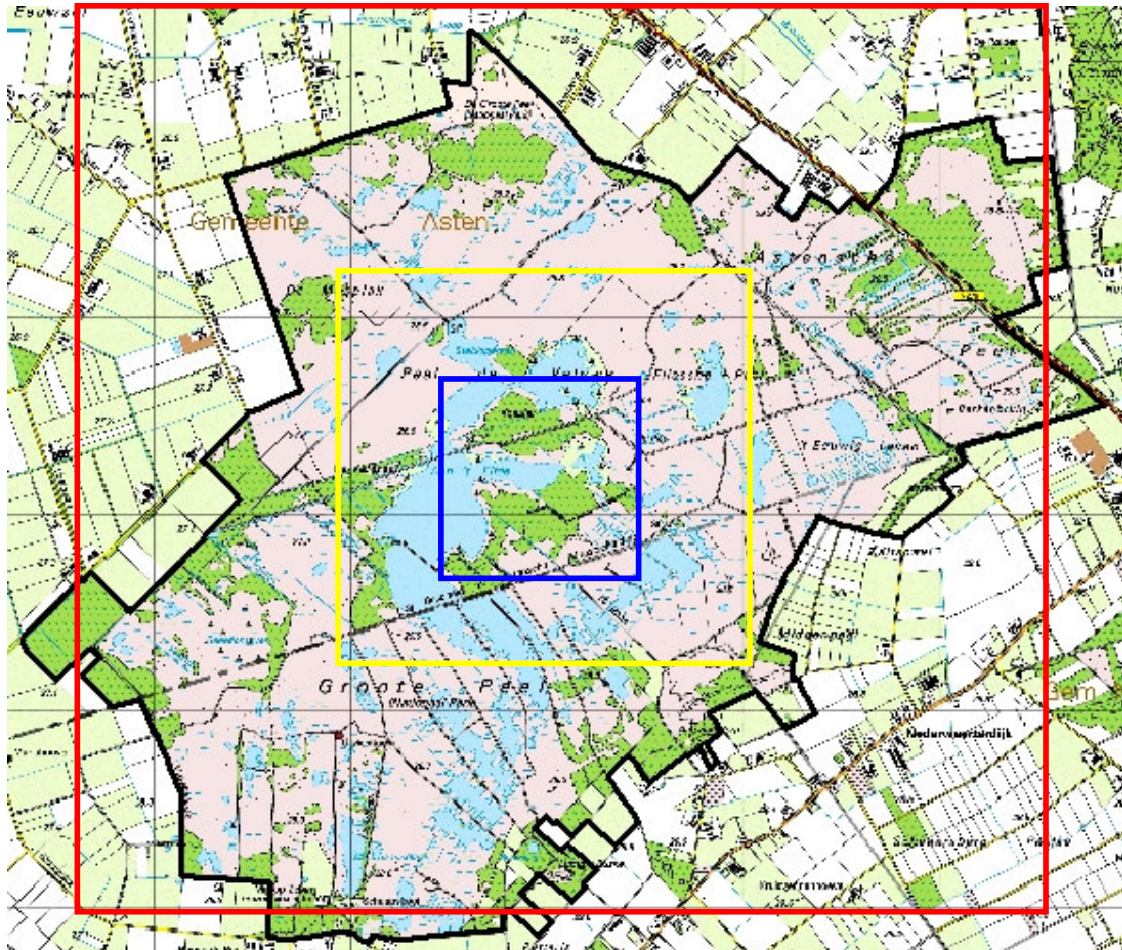
1. **De beschikbaarheid.** Het MNP heeft sinds een aantal jaren alleen het gebruiksrecht van FLORBASE, de verspreidingsatlas van hogere plantensoorten. De overige atlasgegevens zijn niet standaard beschikbaar voor het MNP.
2. **De volledigheid.** Voor een aantal delen van Nederland zijn momenteel onvoldoende recente verspreidingsgegevens bekend om een goed beeld te hebben van de verspreiding van VHR-soorten. In verschillende natuurgebieden, die ook als VHR gebied zijn aangewezen, zoals de duinen is de beschikbaarheid van verspreidingsgegevens relatief goed. Buiten deze natuurgebieden is veel minder goed bekend welke soorten waar voorkomen. De kwaliteit van de informatie over verspreiding varieert per soortengroep (Figuur 11). De grootste knelpunten doen zich momenteel voor in met name Friesland, Groningen, de IJsselmeerpolders en het westen en oosten van Noord-Brabant). Drenthe, Noordwest-Overijssel en Zuid-Limburg zijn daarentegen relatief goed onderzocht, maar hier bestaat de kans op veroudering van de gegevens.
3. **Het schaalniveau.** De huidige verspreidingsatlassen hebben momenteel een resolutie van 1x1 km of 5x5 km. Dit schaalniveau staat op gespannen voet met de schaalniveau van de gebieden en/of de habitats daarbinnen. Van veel soorten is de verspreiding alleen bekend op 5x5 km of hoogstens 1x1 km, dit terwijl binnen die 5x5 km of 1x1 km blokken de kans op aanwezigheid van soorten ver uiteen zal lopen. Deze resolutie van atlasgegevens is vele male grover dan de resolutie waarmee de VHR-gebieden zijn begrensd. Zo zijn circa 35% en 90% van de gebieden¹ kleiner dan respectievelijk 100 ha (1x1 km) en 2500 ha (5x5 km) (zie Figuur 4). Zelfs in een relatief groot natuurgebied zoals bijvoorbeeld de Grote Peel is een schaalniveau van 1x1 km en 5x5 km relatief grof (zie Figuur 10). Op fijnere schaalniveaus kunnen vaak

¹ Berekening van percentage gebieden is gebaseerd op onderscheiden deelgebieden op kaart en niet op administratieve eenheden bij aanmelding.

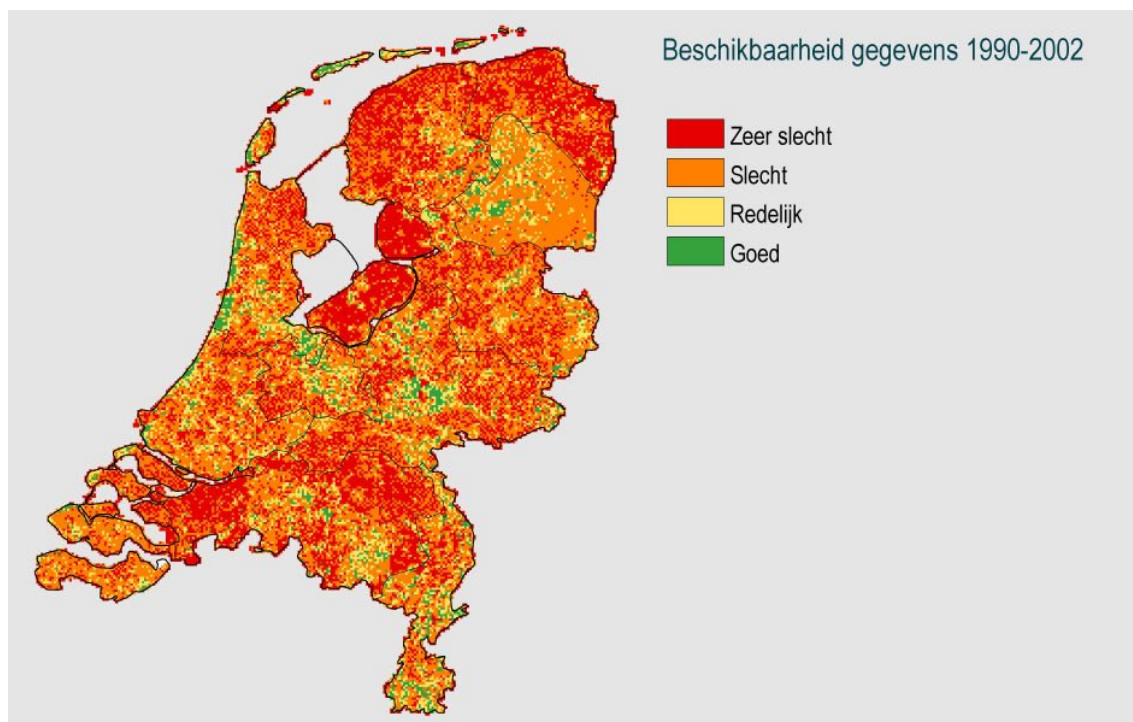
met de huidige verspreidingsgegevens geen goede landelijke verspreidingskaarten worden gemaakt. Zowel voor toepassingen in het beleid (verlening ontheffingen) als voor effect inschatting van ruimtelijke scenario's door het MNP is het schaalniveau van de huidige verspreidingsatlassen snel te grof.

Conclusies en aanbevelingen:

- Beschikbaarheid, volledigheid en resolutie zijn belangrijke beperkingen voor het gebruik van verspreidingsgegevens voor het MNP.



Figuur 10. Nauwkeurigheid van omgrenzing van het Habitatrichtlijngebied de Grote Peel in relatie tot het schaalniveau van verspreidingsgegevens (1x1km) of bedreigingen zoals bijvoorbeeld depositieniveaus van (2x2 of 5x5km). Het blauwe vierkant geeft de resolutie van 1x1km aan. Het gele vierkant dat van 2x2 km en het rode dat van 5x5km. De zwarte lijn geeft de grenzen weer van het aangewezen Habitatrichtlijngebied.



Figuur 11. Beschikbaarheid verspreidingsgegevens van plant- en diersoort. Bron: VOFF.

5.1.2.1 Naar een kennissysteem met verspreiding van soorten

Verbetering van beschikbaarheid van verspreidingsgegevens via het kennissysteem VHR

In het kader van het project “ecosysteemypering” is voor een periode van 2 jaar een gebruiksovereenkomst gesloten met de Vlinderstichting en SOVON voor het gebruik van de digitale versie van de vogelatlas en vlinderatlas. Deze bestanden zijn samen met FLORBASE (atlas van hogere plantensoorten) ontsloten voor gebruik binnen het MNP. Daarvoor is een database opgezet, die op geautomatiseerde wijze aangemaakt wordt uit de door de PGO’s gehanteerde formats. Tevens is een tool ontwikkeld om snel verspreidingskaarten te kunnen maken binnen de standaard GIS-omgeving van het MNP en de modelomgeving van het MNP (de Natuurplanner).

De database is opgezet in ACCESS en bevat in gestandaardiseerd format, informatie over:

- x en y-coördinaten van atlasblokken,
- de namen en CBS-nummers van de daarin aangetroffen soorten,
- informatie over de mate van voorkomen binnen die atlasblokken en,
- informatie over de betrouwbaarheid en/of volledigheid waarmee het betreffende atlasblok is geïnventariseerd.

Deze database is gelinkt met de Graadmeter Informatie Database (GID) van het MNP (Knol, in prep.). Het GID bevat informatie over in Nederland voorkomende soorten wat betreft naamgeving, ecologie, trends en dergelijke. Veel van de basis informatie over soorten is afkomstig uit BioBase een database opgezet door het CBS. In het GID is naast algemene informatie over soorten informatie beschikbaar over gebruik in de verschillende graadmeters van het MNP. Zo is per soort aangegeven tot welke natuurtypen van de Natuurwaarde

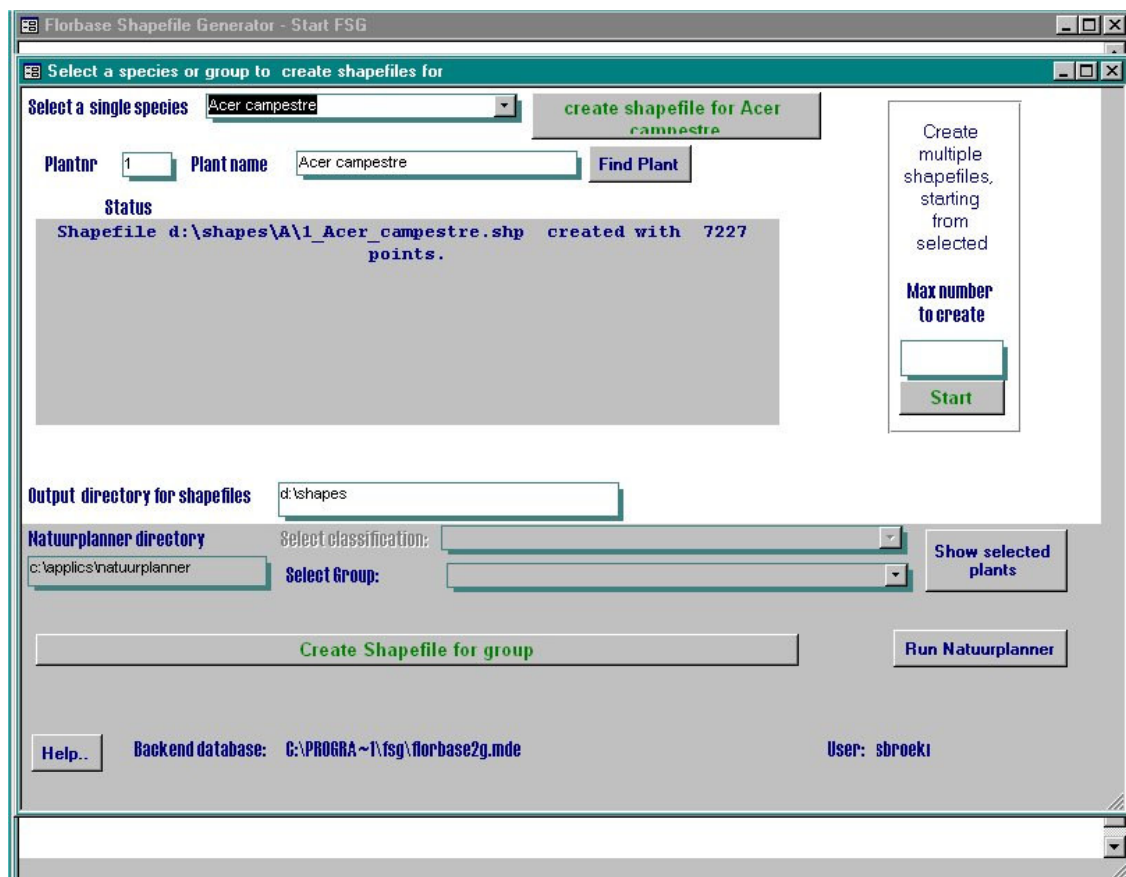
graadmeter deze behoort en tot welk natuurdoeltype en/of doeltype. Daarnaast zijn de trends in mate van voorkomen van deze soort ten opzichte van de referentiesituatie vastgelegd.

Het maken van de ACCESS-database is zoveel mogelijk geautomatiseerd opdat dan verspreidingsgegevens makkelijker kunnen worden ge-update en nog te verkrijgen verspreidingsatlassen ook kunnen worden opgenomen.

Naast de database zijn tools ontwikkeld om op geautomatiseerde wijze verspreidingskaartjes te maken, die snel beschikbaar zijn voor het MNP. Deze tools maken uitgaande van de ACCESS-database verspreidingskaartjes van individuele soorten of groepen van soorten. Er zijn twee varianten van deze tool. De ene variant is een stand-alone versie waarmee, van elke willekeurige PC aangesloten op het netwerk van het MNP, verspreidingskaartjes gemaakt kunnen worden. Figuur 12 geeft het beginscherm weer van de zo genoemde “shapefile generator”. Met deze tool kan gekozen worden voor het maken van kaartjes van:

- 1) één of meerdere afzonderlijk soorten,
- 2) een vaststaande soortengroep, zoals natuurdoeltypen, plantengemeenschappen etc.

Doormiddel van de laatste keuze kunnen verspreidingskaarten gemaakt worden van de “typische soorten” behorende tot de habitats uit de Habitatrictlijn. De gemaakte kaartjes kunnen vervolgens binnen de standaard GIS-omgeving worden geïmporteerd en geanalyseerd.



Figuur 12. Voorbeeldscherm van de tool om verspreidingskaarten van soorten te maken op basis van digitale atlasgegevens.

Een variant op deze tool is gemaakt voor de DSS-natuurplanner (www.natuurplanner.nl). Met deze variant kunnen verspreidingskaartjes bekeken worden in de omgeving van de natuurplanner. Hierdoor is het mogelijk om kaarten van verspreidingspatronen te vergelijken met modeluitkomsten. Deze versie is volledig in de Natuurplanner omgeving geïntegreerd. Hierdoor is het bijvoorbeeld mogelijk om in de natuurplanner soortselecties te maken en hiervan de verspreidingskaarten te laten zien, deze binnen de GIS omgeving te analyseren bijvoorbeeld te vergelijken met modeluitkomsten, vorm te geven, te printen en/of te converteren in andere formats. Door conversiemethoden beschikbaar in de natuurplanner kunnen de kaarten ook omgezet worden in bijvoorbeeld asciigrid-formaat zodat door RIKS ontwikkelde tools voor vergelijking van kaartmateriaal gebruikt kunnen worden (RIKS, 2002).

Verbetering volledigheid

Voor het in beeld brengen van de verspreiding van soorten in Nederland is het belangrijk dat van zoveel mogelijk atlasblokken informatie beschikbaar is. Vaak is dit nu niet het geval. Verspreidingsonderzoek zou moeten trachten om het aantal slecht geïnventariseerde atlasblokken te beperken. Verspreidingsonderzoek is echter duur en moeilijk extern stuurbaar, mede door afhankelijkheid van inzet van vrijwilligers. Zo werkt bijvoorbeeld FLORON al enkele jaren aan het terugbrengen van het aantal slecht geïnventariseerde atlasblokken, hoewel het aantal slecht geïnventariseerde atlasblokken ieder jaar afneemt bestaan er nog steeds hiaten in het verspreidingsbeeld van hogere plantensoorten. Ditzelfde speelt ook bij andere soortgroepen en PGO's. Daarom is het van belang ook naar andere methoden te zoeken waarmee de volledigheid vergroot kan worden. Daarvoor bestaan verschillende opties:

- Ruimtelijke statistische interpolatie van wel bekende verspreidingsgegevens van een soort. Voorbeeld hiervan is de methode uitgewerkt voor plantensoorten door Pebesma en Bio (2002). Uitgangspunt bij deze methode is dat de aanwezigheid van een soort op een bepaalde locatie iets zegt over de kans op aanwezigheid in nabij gelegen locaties.
- Voorspelling van voorkomen van soorten op basis van gecorreleerd voorkomen met andere soorten. Deze methode is uitgewerkt door Witte (1998) voor hogere plantensoorten. Uitgangspunt bij deze methode is dat de kans op voorkomen van soorten op een bepaalde locatie gebruikt kan worden om de kans van voorkomen van andere soorten in te schatten, omdat soorten in specifieke gemeenschappen voorkomen.
- Voorkomen van soorten relateren aan omgevingscondities en op basis van kaartbeelden van omgevingscondities de kans op voorkomen voorspellen. Uitgangspunt hierbij is dat de kans op voorkomen van soorten afhangt van omgevingscondities en dat potentieel voorkomen op basis van omgevingscondities is te indiceren.

In hoofdstuk 6 worden de laatste 2 methoden uitgewerkt voor VHR-soorten. De eerste methode gaat uit van voldoende goed bruikbare verspreidingsgegevens om statistische interpolatie te kunnen uitvoeren en is daarom minder geschikt voor analyse van zeldzame soorten (Pebesma en Bio, 2002).

Verbetering van de resolutie van verspreidingskaarten

Om uitspraken te kunnen doen over de gevolgen van ruimtelijke ingrepen is het voor het MNP van belang de locaties van voorkomen te kennen op een vergelijkbaar schaalniveau als de ingrepen. Van veel soorten is de verspreiding alleen bekend op 5x5 km of hoogstens 1x1km, dit terwijl binnen die 5x5 km of 1x1 km blokken de kans op aanwezigheid van

soorten ver uiteen zal lopen. Daarnaast is de resolutie van atlasgegevens vele male grover dan de resolutie waarmee de VHR-gebieden zijn begrensd. Zo zijn circa 35% en 90% van de gebieden² kleiner dan respectievelijk 100 ha (1x1 km) en 2500 ha (5x5 km). Wanneer met één van de bovenstaande methoden genoemd onder ad2 de potentiële kans op voorkomen berekend kan worden en fijnschaligere gegevens beschikbaar zijn om de potentiële kans op voorkomen te voorspellen, kunnen verspreidingsatlassen worden neergeschaald. In hoofdstuk 6 wordt hier verder op in gegaan.

Conclusie en aanbevelingen:

- Verspreidingsgegevens van soorten vormen belangrijke informatie voor het MNP.
- De ontwikkelde tools zoals de “shape-file generator” voor de atlassen van vogels, vlinders en hogere planten bieden de mogelijkheid om beschikbare verspreidingsgegevens binnen het MNP op eenvoudig wijze te bekijken, te analyseren en te gebruiken voor modelvalidatie en modelverbetering.
- Voor het verbeteren van de belangrijkste inhoudelijke knelpunten in het gebruik van de verspreidingsgegevens (ten aanzien van volledigheid en schaalniveau) zijn verschillende opties mogelijk (in hoofdstuk 6 worden deze uitgewerkt).
- Voor het MNP is het van belang dat ook andere verspreidingsatlassen (zoals die van reptielen, amfibieën en libellen) digitaal beschikbaar komen. Belangrijk is daarbij dat een gebruiksovereenkomst gesloten kan worden voor een langere tijd. Knelpunt daarbij zijn de hoge kosten die hier momenteel mee gepaard gaan. Op termijn is het wellicht mogelijk om de beschikbaarheid centraal via de WOT-unit te regelen.

² Berekening van percentage gebieden is gebaseerd op onderscheiden deelgebieden op kaart en niet op administratieve eenheden bij aanmelding.

5.2 NEM

De natuurmeetnetten in Nederland maken grotendeels onderdeel uit van het Netwerk Ecologische Monitoring (NEM; Van Strien en Van der Meij, 2003). Meetnetten voor aquatische en mariene soorten zijn hierop een uitzondering. Dit is een samenwerkingsverband tussen een aantal ministeries (LNV, V&W, VROM), het MNP, de provincies en het CBS. Het samenwerkingsverband werkt aan de afstemming van natuurmeetnetten op de informatiebehoefte van de rijksoverheid op nationaal en internationaal niveau. Het verzamelen en verwerken van de gegevens bestaat uit een aantal stappen waarbij meerdere instellingen zijn betrokken. Zoals aangegeven in paragraaf 5.1.2 is de organisatie van het verzamelen van de monitoringsgegevens in het veld doorgaans in handen van Particuliere Gegevensbeherende Organisaties (PGO's). Deze coördineren de vrijwilligers die een groot deel van de gegevens over het voorkomen van en de aantallen planten en dieren verzamelen. De PGO's verzamelen en controleren de telformulieren en verwerken deze samen met het CBS tot gegevensbestanden. Het CBS bewaakt de kwaliteit van de gegevensbestanden, berekent de jaarlijkse indexen (c.q. de verhouding tussen mate van voorkomen in een bepaald jaar ten opzichte van een referentie situatie/jaar) en trends. De gegevens over soorten zijn te combineren tot graadmeters (zie hoofdstuk 4). Het MNP gebruikt deze graadmeters in balansen, verkenningen en compendia.

Tabel 2 somt op voor welke soortgroepen er landelijke meetnetten in het NEM zijn en vanaf welk jaar indexen beschikbaar zijn (Van Strien en Van der Meij, 2003). Vissen en andere aquatische soorten zijn (nog) niet opgenomen in het NEM. Monitoring van deze soortgroepen vindt veelal verspreid plaats bij waterschappen, provincies, STOWA, RIZA en RIKZ.

Tabel 2. Monitoring van soortengroepen in NEM (Van Strien en Van der Meij, 2003).

	Coördinatie Veldwerk	Indexen vanaf
Planten en paddestoelen		
Vaatplanten	CBS en Provincies	1999
Korstmossen	KNNV Bryologische en Lichenologische werkgroep	1999
Paddestoelen in het bos	NMV	1998/1999
Vlinders en libellen		
Dagvlinders	De Vlinderstichting	1990
Libellen	De Vlinderstichting	1997/1998
Reptielen en amfibieën		
Reptielen	RAVON	1994
Amfibieën	RAVON	1997
Vogels		
Wintervogels	SOVON	1980
Broedvogels	SOVON	1990
Weidevogels	SOVON	1990
Watervogels	SOVON	1990
Zoogdieren		
Vleermuizen	VZZ	1990
Dagactieve zoogdieren	VZZ en SOVON	1993

Doel is dat de internationale meetverplichting voortvloeiend uit de Vogel- en Habitatrichtlijnen van de Europese Unie ook in het NEM worden opgenomen. Vanaf 2004 gaat de Habitatrichtlijn ook als meetdoel gelden. Monitoring in speciale beschermingszones in het kader van de VHR heeft tot doel aan te geven hoe het met de soorten gaat waarvoor het

gebied is aangewezen. Voor gebieden die in het kader van de Vogelrichtlijn zijn aangewezen biedt het NEM deels al deze informatie (bijlage 1).

5.2.1 Naar een soortendatabase voor monitoring

Belangrijk voor het MNP is overzicht te hebben over de mogelijkheden van de huidige monitoring voor het doen van uitspraken over doelrealisatie van de VHR. Het CBS rapporteert jaarlijks over de resultaten en ontwikkelingen in het NEM. Op basis van deze informatie (Van Strien en Van der Meij, 2003) is een database opgezet waarin is aangegeven in hoeverre de VHR-soorten zijn opgenomen in de meetnetten van het NEM en in hoeverre er betrouwbare indexcijfers voorhanden zijn en wat de indexcijfers zijn. Ook is informatie opgenomen over rode lijsten omdat ook deze inzicht geven in de trends van verspreiding en voorkomen in zowel Nederland als in Europa en op wereldschaal. Tabel 3 geeft weer welke informatie is opgenomen.

Tabel 3. Overzicht van de gegevens met betrekking tot het NEM, die voor alle soorten van de vogel- en habitatrichtlijn in de database zijn opgenomen. Bronverwijzing IKC betreft diverse rapporten 1996-1998.

NEM	bron
1. NEM	CBS
2. Trend	Biobase, 2003/MNP
3. Index	CBS
4. Verspreidings gegevens in NL	CBS
5. Verspreidings gegevens in VHR gebieden	CBS
6. Rode Lijst	IKC
7. Rode Lijst Europa	Biobase, 2003
8. Bedreiging wereldschaal	IUCN
9. Natura 2000	LNV

In Tabel 4 staat per soortgroep aangegeven hoeveel soorten er op de Vogel- en Habitatrichtlijn staan vermeld voor Nederland met het aandeel van deze soorten waarvoor het NEM betrouwbare uitspraken kan doen. Een aantal soorten is niet opgenomen in een meetnet omdat ze of zijn uitgestorven of zeer zelden in Nederland worden aangetroffen. Echter voor niet alle soorten zijn momenteel al betrouwbare indexen voorhanden en kunnen nu als trends in voorkomen worden berekend. Tevens betekent opname in het NEM niet automatisch dat er ook voldoende meetpunten zijn om gebiedsspecifieke indexen te berekenen. Bijlage 1 geeft hierover per soort meer informatie.

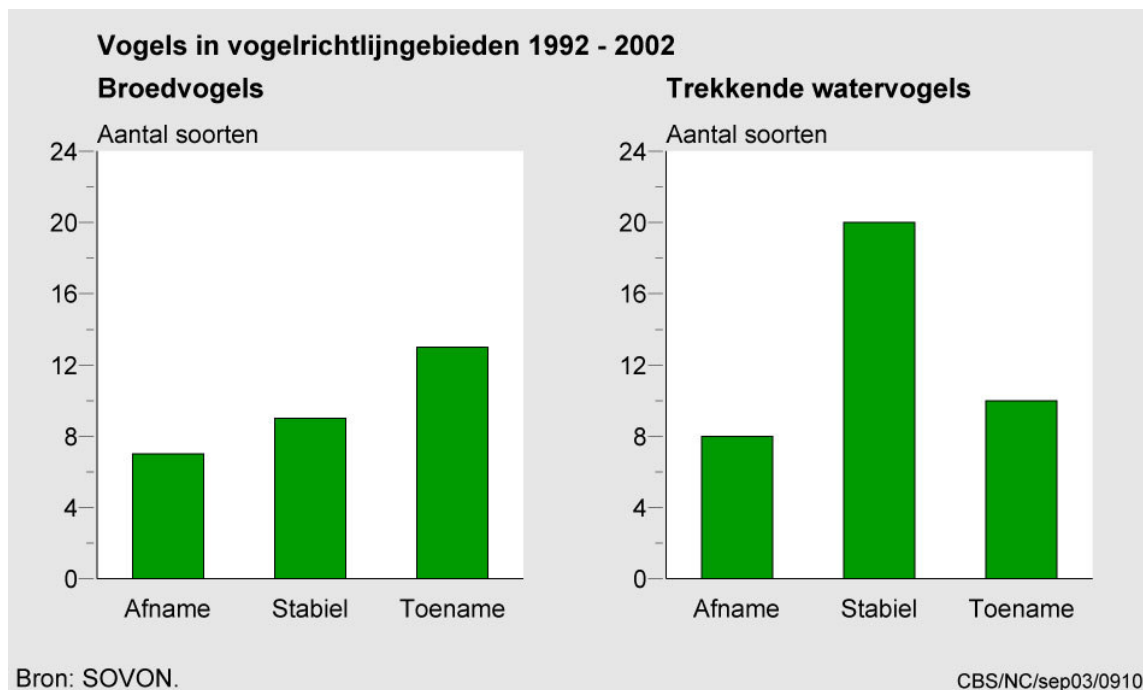
Tabel 4. Aantal soorten uit de Vogel- en Habitatrichtlijn (bijlage II en IV) waarvoor het NEM op termijn betrouwbare trends in mate van voorkomen kan berekenen op nationaal niveau. Een aantal soorten is niet opgenomen in het NEM of zijn uitgestorven. Voor sommige soorten kunnen (nog) geen betrouwbare trends in voorkomen berekend worden omdat de meetpunten niet representatief zijn of dat de tijdsspanne nog te kort is om betrouwbare indexcijfers te kunnen berekenen (Naar: Van Strien en Van der Meij, 2003).

Soortgroep			Eindoordeel
Amfibieën	Aandeel soorten in het NEM	8 van de 8 amfibieën in het NEM.	
	Kwaliteit van de indexcijfers	5 van de 8 indexcijfers op nationale schaal voldoende. NEM nog niet voor alle soorten representatief of voldoende meetlocaties. Naast landelijke indexen ook indexen per FGR beschikbaar. In HR gebieden zijn de tellingen voor kamsalamander per HR gebied onvoldoende. Voor drie soorten zijn de metingen integraal.	
Dagvlinders	Aandeel soorten in het NEM	3 van de 5 vlinders zijn opgenomen in het NEM. De twee overige vlindersoorten zijn uit Nederland verdwenen.	
	Kwaliteit van de indexcijfers	Indexcijfers zijn bijna in orde. Voor 3 soorten zijn de tellingen in bijna alle HR gebieden integraal.	
Kevers	Aandeel soorten in het NEM	Er zijn geen kevers (2) opgenomen in het NEM.	
	Kwaliteit van de indexcijfers	Geen indexcijfers bekend. HR geen meetdoel.	
Libellen	Aandeel soorten in het NEM	Voor 3 van de 7 soorten kunnen landelijke indexen berekend worden. 2 soorten zijn verdwenen uit Nederland. Twee soorten zitten niet in het NEM. Voor de gevleete witsnuitlibel zijn uitspraken voor HR gebieden mogelijk na toevoeging van meetlocaties.	
	Kwaliteit van de indexcijfers	In ontwikkeling.	
Mossen	Aandeel soorten in het NEM	Er zijn geen mossen (2) opgenomen in het NEM.	
	Kwaliteit van de indexcijfers	Geen indexcijfers bekend. HR geen meetdoel.	
Nachtvlinders	Aandeel soorten in het NEM	1 van de 1 opgenomen in het NEM.	
	Kwaliteit van de indexcijfers	Korte reeks, in 2003 opgenomen in het NEM. Uitspraken voor HR gebieden mogelijk.	
Reptielen	Aandeel soorten in het NEM	Alle 3 de soorten zijn opgenomen in het NEM.	
	Kwaliteit van de indexcijfers	Geografische spreiding is goed, naast landelijke indexen ook indexen beschikbaar per FGR en BGT. HR geen meetdoel. Voor muurhagedis uitspraken voor HR gebieden wel mogelijk.	
Slakken	Aandeel soorten in het NEM	Er zijn geen slakken (2) opgenomen in het NEM.	
	Kwaliteit van de indexcijfers	Geen indexcijfers bekend. HR geen meetdoel.	
Vaatplanten	Aandeel soorten in het NEM	4 van de 4 soorten opgenomen in het NEM. 1 soort is verdwenen uit Nederland.	
	Kwaliteit van de indexcijfers	NEM niet representatief. HR geen meetdoel.	
Vissen	Aandeel soorten in het NEM	Er zijn geen vissen (10) opgenomen in het NEM.	
	Kwaliteit van de indexcijfers	Geen indexcijfers bekend. HR geen meetdoel.	
Vleermuizen in winterverblijven	Aandeel soorten in het NEM	Voor 5 van de 15 vleermuizen is de telmethode ongeschikt. 2 soorten worden incidenteel in NL aangetroffen. 6 soorten zijn niet van elkaar te onderscheiden. Van 5 soorten kunnen landelijke indexen worden gemaakt.	
	Kwaliteit van de indexcijfers	Voor 7 a 8 van de 15 vleermuissoorten zijn de telling zowel op landelijke schaal als voor de HR gebieden voldoende.	
Overige zoogdieren	Aandeel soorten in het NEM	0 van de 11 opgenomen in NEM.	
	Kwaliteit van de indexcijfers	Geen indexcijfers bekend.	
Broedvogels	Aandeel soorten in het NEM	32 van de 32 broedvogels die betrokken waren bij de selectie en begrenzing van VR gebieden zijn opgenomen in dit meetnet.	
	Kwaliteit van de indexcijfers	Voor 75 % zijn er landelijke indexen te berekenen. Voor de overige 25 % laten de indexcijfers nog te wensen over.	
Watervogels	Aandeel soorten in het NEM	12 van de 12 watervogels die betrokken waren bij de selectie en begrenzing van VR gebieden zijn opgenomen in dit meetnet.	
	Kwaliteit van de indexcijfers	In meer dan 85 % van de onderzochte VR gebieden zijn tellingen vanaf 2000/2001 voldoende om indexen per gebied te berekenen. Voor ruim 90% van de soorten kunnen landelijke indexen worden bepaald.	

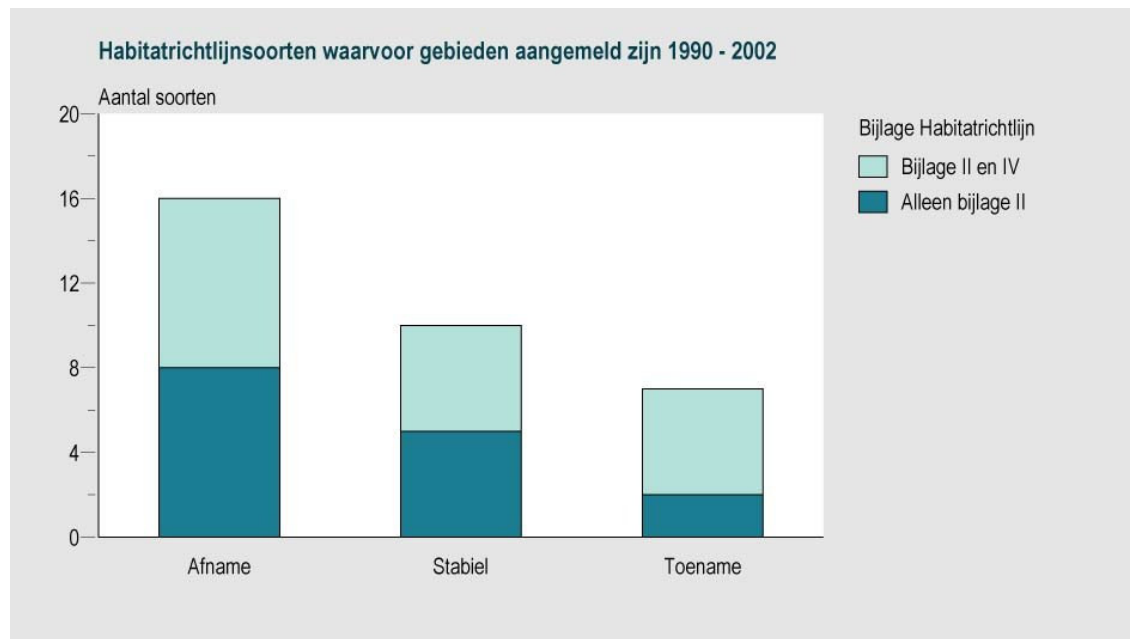
	Voldoende
	Aandachtspunt
	Verbeteren noodzakelijk

Uit Tabel 4 blijkt dat de dekking per taxonomische soortengroep aanzienlijk kan verschillen. De meetnetten van broedvogels en watervogels zijn inmiddels voldoende goed om landelijke trends van relevante soorten te bepalen (zie bijlage 1). Het gaat daarbij om 30 broedvogels en 35 trekkende watervogels die gebruikt zijn voor aanwijzing van de gebieden. Uit de indexen blijkt dat de vogel in het algemeen een toenemende of stabiele trend in vogelrichtlijngebieden vertonen (Figuur 13). Zeven broedvogelsoorten (duinpieper, kemphaan, purperreiger, velduil, visdief, woudaapje en zwarte stern) en vijf trekkende watervogelsoorten (grote zaagbek, kluut, scholekster, steenloper en tafeleend) vertonen echter een neergaande trend. Tevens kunnen veelal op gebiedsniveau trends in mate van voorkomen gegeven worden (zie bijlage 1). Voorbeelden hiervan zijn Figuur 9 en Figuur 13.

Momenteel is de Habitatrichtlijn nog geen meetdoel voor het NEM. In 2004 zal dit veranderen (Van Strien en Van der Meij, 2003). Bijlage 2 geeft aan voor welke soorten betrouwbare meetnetten bestaan en landelijke indexen berekend kunnen worden. Landelijke trends zijn soms mogelijk, trends op gebiedsniveau zijn vaak nog een knelpunt. Hiervoor zijn aanpassingen in het meetnet nodig (Van Strien en Van der Meij, 2003). Op basis van beschikbare informatie, uit meetnetten en trends uit verspreidingsgegevens, blijkt dat voor de 34 soorten waarvoor Nederland in de habitatrichtlijn de verantwoordelijkheid heeft gekregen gebieden aan te wijzen, ongeveer de helft van de soorten in Nederland achteruit gaat (Figuur 14). Dit geldt zowel voor de soorten waarvoor alleen gebieden moeten worden aangewezen (de bijlage II soorten) als voor soorten die tevens een strikte soortbescherming kennen (soorten die op bijlage II én IV staan). Naar verwachting gelden de hier gesignaleerde landelijke trends ook binnen de aangemelde Habitatrichtlijngebieden. Er is echter geen cijfermateriaal om dit te bevestigen (MNP, 2003a).



Figuur 13. Trends in mate van voorkomen van vogels in vogelrichtlijngebieden.



Figuur 14. Trends in mate van voorkomen van Habitatrichtlijnsoorten in Nederland.

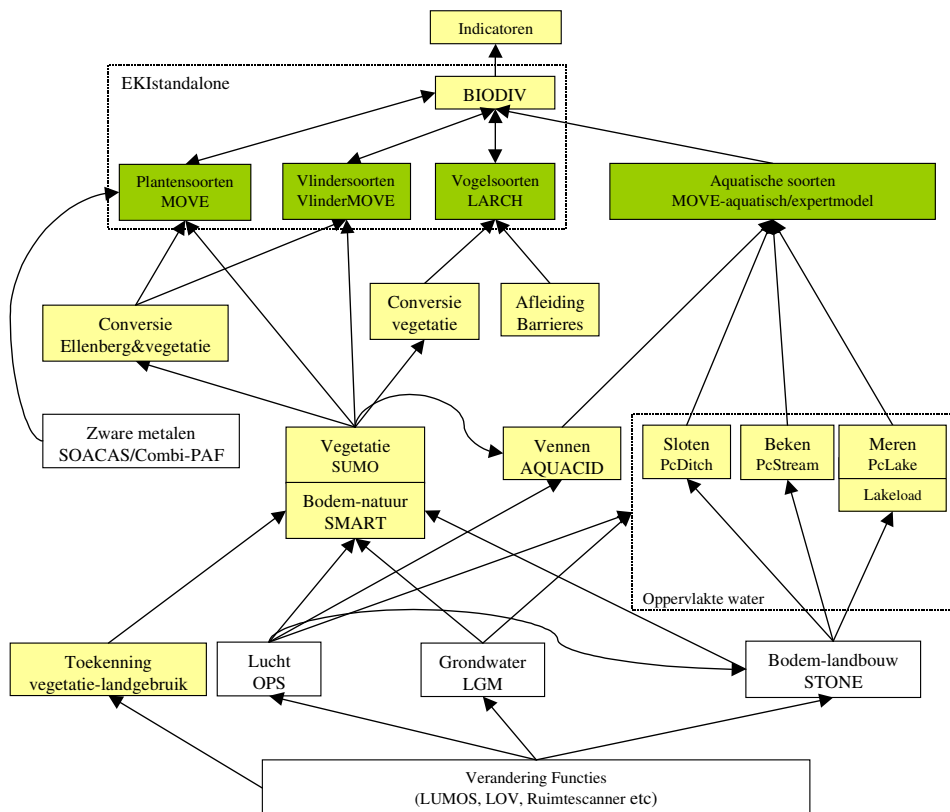
Conclusies en aanbevelingen:

- Met de meetnetten van broedvogels en watervogels kunnen voor de meeste soorten (die gebruikt zijn bij de gebiedsaanwijzing voor de Vogelrichtlijn) landelijke en zelfs gebiedsspecifieke trends in mate van voorkomen in beeld gebracht worden. Wel zijn er nog enkele lacunes met betrekking tot enkele soorten (Van Strien en Van der Meij, 1993).
- Met het oog op de Habitatrichtlijn (een meetdoel dat vanaf 2004 voor het NEM gaat gelden) zijn er meer aanpassingen nodig voor het mogelijk maken van berekenen van trends in mate van voorkomen. Voor sommige soorten zijn er wel landelijke trends te berekenen. Mogelijkheden voor berekenen van gebiedsspecifieke trends zijn beperkter (Van Strien en Van der Meij, 1993).
- Voor een aantal soortsgroepen zijn er binnen het NEM nog geen of zeer onvolledige meetnetten aanwezig (bloedzuigers, kevers, kreeften, mossen, slakken, tweekleppigen, vissen en zoogdieren). Voor sommige soortsgroepen zijn wel, veelal niet landelijke, meetnetten buiten het NEM beschikbaar. Deze zijn echter hier niet in beschouwing genomen.

6. Aansluiting modellering

Het MNP gebruikt modellen om veranderingen in milieu en natuur in beeld te brengen. De modellen van het planbureau zijn veelal van modulaire opbouw. Iedere module beschrijft een deel van de causaliteitsketen van milieu- en ruimtedruk verandering tot effecten op natuur (Van Hinsberg et al., 1999).

Figuur 15 geeft een overzicht van de modelketen van het MNP. Uitgaande van scenario's van het CPB en andere planbureaus brengt het MNP de veranderingen in landgebruik in beeld met modellen als de Ruimtescanner en Leefomgevingsverkenner (LOV; De Nijs et al., 2001). Modellen zoals STONE (Overbeek et al., 2002) berekenen vervolgens hoe, uit veranderingen in landbouwareaal en bemesting, de uitspoeling van vermestende stoffen naar het grond- en oppervlakte water verandert. Daarnaast berekent het depositiemodel OPS (Operationeel Prioritaire Stoffen model; Van Jaarsveld, 1995), of daarvan afgeleide SRM's (Source Receptor Matrices), op basis van emissiegegevens van landbouw, verkeer en industrie, wat de depositie van vermestende en potentieel verzurende stoffen op natuur is. Veranderingen in grondwaterstand komen uit LGM (Landelijk Grondwater Model). Al deze informatie over ruimte- en milieudruk vormt invoer voor de zogenoemde Natuur- en Waterplanner (Van der Hoek et al., 2002 en Wortelboer et al., 2004). Deze modellijn is in ontwikkeling en bestaat uit abiotische ecosysteemmodellen zoals SMART (Kros et al., 1995) en PCLAKE (Janse, 1997) die bijvoorbeeld berekenen hoe de depositie op natuur de abiotische leefomgeving van soorten beïnvloedt. De biotische effectmodellen in de modelketen bepalen vervolgens de gevolgen van abiotische veranderingen, in samenhang met de gevolgen van ruimtedruk en beheer, op het voorkomen van soorten.



Figuur 15. Overzicht modelketen "Natuurplanner en Waterplanner".

De bovenstaande beschrijving geeft aan hoe veranderingen in milieu- en ruimtedruk in de causaliteitsketen doorwerken tot ecologische effecten. De modelberekening is ook in omgekeerde richting te gebruiken. Dan kan uitgaande van een gewenste kans op voorkomen van soorten (afgeleid van natuurdoelstellingen) berekend worden welke omgevingscondities voor ruimte, water en lucht nodig zijn. De normstellingsmethode van SMART/SUMO/MOVE (Van Hinsberg en Kros, 1999) is een voorbeeld van een dergelijke benadering. Met deze methode zijn kritische depositieniveaus en vereiste grondwatercondities voor natuurdoeltypen berekend. De kritische depositieniveaus geven daarbij aan bij welke depositieniveaus de “ecologische vereisten” van te beschermen soorten onder druk komen te staan. Op vergelijkbare wijze is het wellicht ook mogelijk om de “ecologische vereisten” van VHR-soorten en habitats te berekenen.

De biotische modellen, MOVE, VLINDERMOVE, LARCH, MOVE-AQUATISCH en LAKEBIODIV, doen uiteindelijk uitspraken over soorten. Deze modellen vormen samen met abiotische modellen een keten die externe ingrepen als verzuring en ver(ont)snippering of directe beheersmaatregelen als maaien en visbeheer op hun ecologische effecten kan doorrekenen. Hieronder worden de afzonderlijke biotische modellen kort behandeld. Achtergrondinformatie over de verschillende modellen zijn opgenomen in de rapporten Van der Hoek et al., 2002 en Wortelboer et al., 2004.

MOVE

De plantenmodule MOVE (Wiertz et al., 1992; De Heer et al., 2000; Bakkenes et al., 2002) omvat een statistisch regressiemodel dat als functie van abiotische milieucondities de kans op voorkomen van een groot aantal plantensoorten voorspelt. De regressiemodellen van MOVE 3.2, zijn gebaseerd op circa 100.000 vegetatieopnamen en het model kan rekenen voor gridcellen van 250x250 meter. Abiotische bodemfactoren zuurgraad, stikstofbeschikbaarheid en grondwaterstand vormen met een maat voor bodemverontreiniging, saliniteit, sub-fysisch geografische regio's (FGRs) en begroeiingstype de invoer van het model. De belangrijkste invoer wordt gegenereerd door het bodem-en biomassamodel SMART/SUMO (Van der Hoek et al., 2002).

VlinderMOVE

VlinderMOVE is, net als het model MOVE, een statistisch regressiemodel dat de kans op voorkomen van circa 45 Nederlandse dagvlindersoorten berekent als functie van milieucondities (Oostermeijer en Van Swaay, 1996). Dit model maakt evaluatie van scenarios voor toekomstige veranderingen in milieu (verzuring, vermesting, verdroging en vegetatieontwikkeling) mogelijk. De milieucondities betreffen de stikstofbeschikbaarheid en zuurgraad van de bodem, de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand en het begroeiingstype (bos, grasland en heide). VlinderMOVE kan per soort voor elke gridcel (250x250 meter) de kans op voorkomen berekenen.

LARCH

Het model LARCH (Pouwels et al., 2003) berekent de overlevingskansen van populaties van verschillende diersoorten. Het model is gebaseerd op de meta-populatie theorie. LARCH berekent de overlevingskansen van populaties op basis van de geschiktheid van een locatie qua o.a. de vegetatiestructuur (berekent met het model SMART/SUMO) en de ruimtelijke karakteristieken daarvan qua omvang en bereikbaarheid. LARCH berekent per 250x250 meter gridcel voor iedere diersoort de habitatgeschiktheid, ruimtelijke samenhang en kans op voorkomen. De habitatgeschiktheid kan optimaal (1), sub-optimaal (0,5) of marginaal

(0,1) zijn. LARCH berekent deze mate rechtstreeks uit de begroeiingstypen en de geschiktheid daarvan voor de desbetreffende diersoort. Hierin zit ook de hoeveelheid (oppervlakte) aan habitat met een bepaalde geschiktheid verwerkt, waardoor een gridcel maximaal een geschiktheid van 6,3 kan hebben (= gridcel van 6,3 ha volledig gevuld met optimaal habitat). Wat betreft de ruimtelijke samenhang geldt dat hoe groter een aaneengesloten leefgebied is, hoe gunstiger dit is voor de ontwikkeling van een soort. LARCH kijkt hierbij niet alleen binnen één leefgebied (lokale populatie), maar ook naar de bereikbaarheid van andere leefgebieden (netwerkpopulatie). Barrières beïnvloeden de ruimtelijke samenhang voor zoogdieren en reptielen. De kans op voorkomen resulteert uit de combinatie van de habitatgeschiktheid en ruimtelijke samenhang.

MOVE-AQUATISCH

Analoog aan MOVE en VLINDER-MOVE bestaat het model MOVE-AQUATISCH uit een set van regressievergelijkingen die de kans op voorkomen van een soort beschrijven als functie van een selectie van milieuvariabelen. De regressiemodellen zijn gebaseerd op waarnemingen in diverse oppervlaktewatersystemen. De regressievergelijkingen verschillen per soort en per watersysteem. Er zijn momenteel regressiemodellen voor waterplanten in sloten en macrofauna in sloten en beken, ontwikkeld in het kader van het project Ristori (Durand et al., 1998; Ertsen en Wortelboer, 2003), en waterplanten in vennen en in beken. Een model voor vissen in beken is in ontwikkeling. De regressiemodellen zijn gekoppeld aan abiotische modellen. Voor beken is dit PCSTREAM, voor vennen AQUACID en voor sloten PCDITCH (Janse en Van Puijenbroek, 1997; Wortelboer et al., 2004).

LAKEBIODIV

Dit model is een eenvoudig expertmodel voor het ecosysteem meren (Wortelboer et al., 2004). Het berekent de kans op voorkomen voor de soortgroepen vissen, vogels, macrofauna en waterplanten in meren. De vertaling naar individuele soorten gaat uit van een gelijke verhouding. Het model gaat uit van twee criteria voor het bepalen van de ecologische toestand van het meer. Dit zijn de voedselrijkdom en de aanwezigheid van moerassen. De voedselrijkdom is bepalend voor het onderscheid in eutroof en mesotroof. De aanwezigheid van moerassige oevers is indicatief voor voldoende geschikt habitat. Het model kan ook effecten van beheer als recreatie, jacht en uitzetten witvis meenemen. Het model sluit aan op de modellen PCLAKE en LAKELOAD.

De vraag is nu of het bovenstaande modelinstrumentarium van het MNP ook in te zetten is voor effectvoorspelling van:

- 1) de VHR-gebieden (zie paragraaf 6.1) en
- 2) de VHR-soorten (zie paragraaf 6.2).

6.1 Ruimtelijke dekking van modellen ten aanzien van aangewezen gebieden

Het MNP-modelinstrumentarium dekt voor een groot deel de verschillende VHR-gebieden (zie bijlage 3). Dit geldt met name voor de terrestrische natuur. Het model SMART/SUMO dekt 98% van de habitatgebieden en 95% van de vogelgebieden. De ruimtelijke dekking ligt op gemiddeld 45% voor de habitatgebieden en 31% voor de vogelgebieden. Figuur 16 laat eveneens zien dat veel rekencellen van het abiotische model SMART in een groot deel van de Vogel- en Habitatgebieden zitten. De meeste vennen en meren genoemd in de Habitatrictlijn

komen ook in de MNP-modellen respectievelijk AQUACID en PCLAKE/LAKELOAD voor. De beken gemodelleerd in PCSTREAM doorkruisen de meeste gebieden.

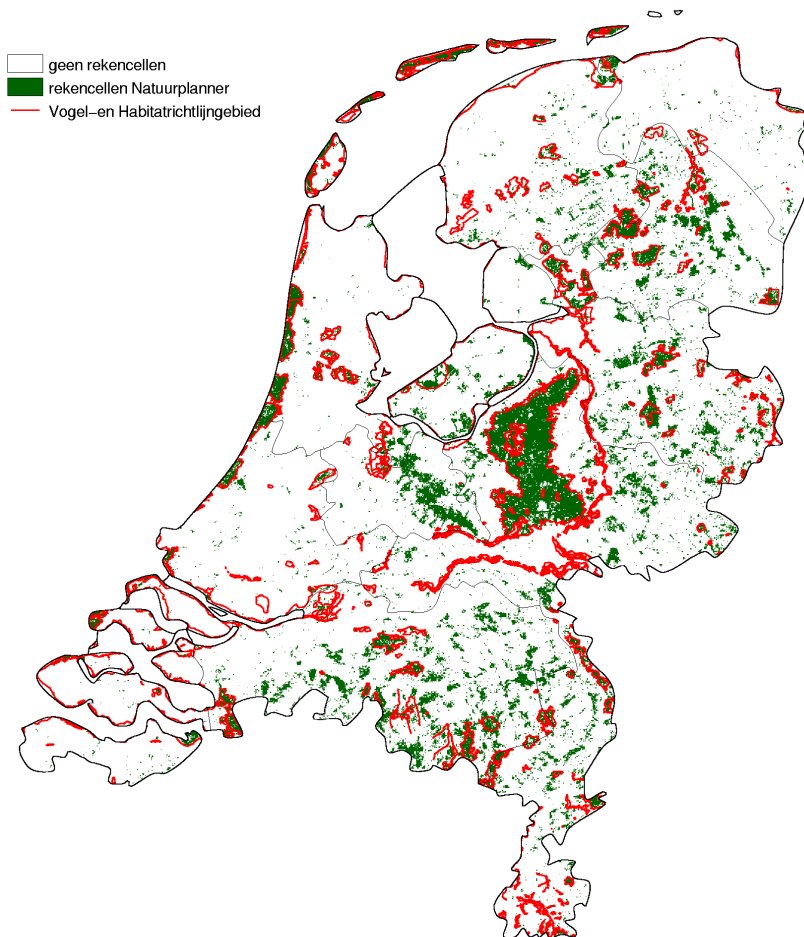
De huidige aquatische modellen die de abiotiek beschrijven focussen veelal op afzonderlijke ruimtelijke eenheden zoals specifieke vennen (AQUACID) of meren (PCLAKE). De kalibratie van parameters en processen in deze modellen heeft vaak plaatsgevonden voor die afzonderlijke eenheden. Daarbij krijgen bijvoorbeeld de voor die eenheid relevante ruimtelijke hydrologische relaties met overige grond- en oppervlaktewatersystemen met name aandacht. De meeste vennen en meren genoemd in de Habitatrictlijn komen ook in de MNP-modellen voor. Het uitvoeren van scenario analyses met bijvoorbeeld AQUACID en/of PCLAKE voor de VHR is dan ook goed mogelijk. Dit betekent echter niet dat de aquatische modellen ook zondermeer geschikt zijn voor het doen van betrouwbare uitspraken op het niveau van afzonderlijke vennen en/of meren binnen de VHR. Net als alle MNP-modellen richten ook deze modellen, speciaal gekalibreerd voor specifieke ruimtelijke eenheden, zich op het doen van uitspraken op “nationaal niveau” en niet op specifiek “lokaal niveau”. Voor betrouwbare uitspraken over specifieke locaties is opname van locatie specifieke kenmerken in de modellen noodzakelijk. Het gaat dan bijvoorbeeld om het terreinbeheer (is een ven uitgebaggerd?) en de historie van gebruik.

De kalibratie van de abiotische modellen voor terrestrische natuur is nog minder specifiek dan bij de aquatische modellen. Hierbij ligt de focus niet op een specifieke ruimtelijke eenheid inclusief de bijbehorende ruimtelijke relaties (bijvoorbeeld de heide op het Dwingelderveld) maar op globale ruimtelijke eenheden zoals bijvoorbeeld de heide op de hogere zandgronden. Een aantal lokale invloeden als de grondwaterstand of de hoogte van de atmosferische depositie van potentieel verzurende of vermestende stoffen zitten wel in het model. Andere lokale beïnvloedingsfactoren als begrazing en historie van gebruik niet. Voor het doen van uitspraken over specifieke locaties (bijvoorbeeld habitat x in gebied y) zou, net als bij de aquatische modellen, extra kalibratie en meer parameters vereist zijn.

De landelijke modellen van het MNP middelen de lokale variatie uit en doen uitspraken over meerdere eenheden tegelijk. Dit betekent dat de modellen voor niet-locatie specifieke uitspraken over de VHR-gebieden bruikbaar zijn. Belangrijk is wel te onderzoeken of de modellen de juiste onderdelen/habitats in de gebieden modelleren.

Een knelpuntenanalyse van de huidige modellen voor de terrestrische natuur toont aan dat het schaalniveau van invoer met betrekking tot atmosferische depositie en grondwaterstanden uitspraken over het voorkomen van sommige type soorten en habitats (bijvoorbeeld de soorten van natte terrestrische milieus) bemoeilijkt (Van Hinsberg et al., 1999). Gezien de schaalniveaus van gebiedsomschrijving (zie bijvoorbeeld Figuur 10) is het belangrijk om de resolutie van de invoergegevens goed af te stemmen op de resolutie die nodig is voor het doen van uitspraken over de VHR. Paragraaf 6.1.1 gaat in op neerschalingmethoden van depositiebestanden. Neerschalingmethoden voor grondwaterstanden staan beschreven in Van Hinsberg et al. (1999) en komen hier niet verder aan de orde.

Rekencellen Natuurplanner in VHR



Figuur 16. Terrestrische natuur in het abiotische model SMART in relatie tot de ligging van Vogel- en Habitatrichtlijngebieden.

Conclusies en aanbevelingen:

- Veel van de VHR-gebieden bevatten rekencellen van terrestrische en/of aquatische modellen van het MNP. De modellen zijn echter, door ontbrekende kalibratie aan lokale condities, niet geschikt voor het doen van uitspraken op lokaal niveau (niveau van afzonderlijke gebieden). Wel kunnen de modellen uitspraken doen over combinaties van gebieden en/of daarin onderscheiden habitats.
- Het schaalniveau van invoer wat betreft atmosferische depositie en grondwaterstand voor huidige abiotische en biotische modellen voor de terrestrische natuur bemoeilijken uitspraken over het voorkomen van sommige type soorten en habitats. In paragraaf 6.1.1 wordt een neerschalingmethode van NH_y-depositie beschreven. Methodes voor neerschaling van informatie over grondwater zijn uitgedacht maar nog niet operationeel binnen het MNP.

6.1.1 Methode gridverfijning NH_y-depositie

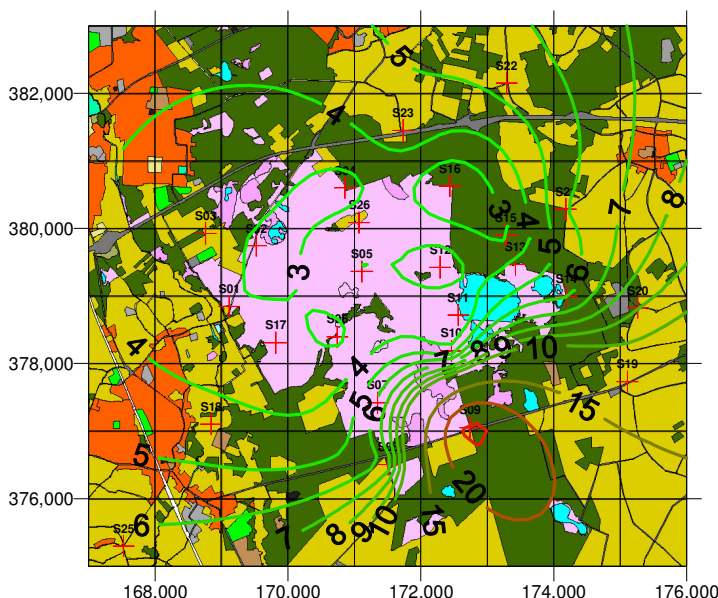
Doel

Stikstofdepositie is één van de belangrijkste bedreigingen voor duurzaam voorkomen van soorten in natuurgebieden (RIVM, 2000b). Anders dan depositie van NO_x, vertoont ammoniak sterke lokale gradiënten in zowel concentratiepatronen en deposities (zie bijvoorbeeld Figuur 17 van gemeten concentraties in de Stabrechtse Heide). Tegelijkertijd kan de gevoeligheid van natuur op een zeer fijne ruimtelijke schaal sterk variëren. Ook zijn de VHR-gebieden op een zeer nauwkeurige ruimtelijke schaal omgrensd (Figuur 10) en zijn gebieden aangewezen die soms kleiner zijn dan 250 bij 250 meter. Voor bescherming tegen externe invloeden richt het gebiedsgerichtbeleid zich op ruimtelijke zoneringsmaatregelen die zich afspelen op een schaal van 250 of 500 meter. De inschatting van effecten van ammoniak op natuur vereisen derhalve inzicht in de depositie op een niveau van 250x250 meter of kleiner. Standaard rekent het MNP met depositiebestanden gebaseerd op het OPS-model (Van Jaarsveld, 1989). De resolutie van de depositiebestanden is standaard 2x2 of 5x5 km. Er is teveel rekencapaciteit nodig om met OPS landsdekkend tot gedetailleerder bestanden te komen. Daarnaast bemoeilijkt de betrouwbaarheid van emissiebestanden het doen van betrouwbare uitspraken op locaties. Desondanks is gezien de sterke lokale variaties in ammoniak een resolutie van 2x2 km of 5x5 km veel te grof om op betrouwbare wijze de effecten op natuur in kaart te kunnen brengen.

Het schaalniveau van de huidige depositiebestanden sluit dus niet aan bij de benodigde informatie om bedreigingen door depositie op VHR gebieden goed in beeld te brengen. Naschalings van de bestanden naar een fijner grid kan tot verbetering van de uitspraken over effecten op natuur leiden. Daarbij moet echter worden opgemerkt dat presentatie van een fijnschalige depositiekaart suggereert dat voor elke specifieke locatie een betrouwbare uitspraak gedaan kan worden. Duidelijk moet zijn dat de fijnschaligere depositiekaart een beter landelijk beeld schetst van de variaties van deposities in Nederland, maar dat de gegevens op niveau van afzonderlijke locaties met voorzichtigheid gebruikt moeten worden als schatter voor de aldaar voorkomende depositieniveaus.

Derhalve is een naschalingsmethode ontwikkeld die gedetailleerdere depositiebestanden kan opleveren uitgaande van depositiebestanden van elk willekeurig gridniveau. Doel is om de depositie neer te schalen naar het niveau waarop de ecologische modellen van het MNP standaard rekenen. Dat is 250x250 meter (Van Hinsberg et al., 1999). In een later stadium is de naschalingsmethode eventueel uit te breiden met een verdere detaillering van sub-locale effecten, zoals bijvoorbeeld bij vennen (Wortelboer et al., 2004). Ook zou gekeken kunnen worden naar effecten van verhoogde depositie bij bosranden.

Recentelijk is een eerste, nog niet volledig operationele, versie van het OPS-model verschenen die op basis van polaire matrices landsdekkende depositiebestanden berekent met een resolutie van 500x500 meter (Van Jaarsveld, 2003). Indien deze methode als standaard wordt opgenomen in het modelinstrumentarium van het MNP sluiten de invoer qua depositie beter aan bij het rekenniveau van de ecologische modellen dan momenteel, hoewel ook dan nog de resolutie grover is dan het standaard rekenniveau van de ecologische modellen van terrestrische natuur (Van Hinsberg et al., 1999). Voor vennen geldt dit nog in sterkere mate (Wortelboer, 2002).



Figuur 17. Gemiddelde van de gemeten NH_3 -concentraties ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) op en rond de Strabrechtse Heide (periode sept. 2001 - dec. 2001). (Bron: Weststrate en Duyzer, 2001 en Weststrate et al., 2002).

6.1.1.1 Methoden voor naschaling

Uitgaande van het idee dat in alle gevallen een directe OPS-depositieberekening beter is dan een naschaling heeft de hier voorgestelde methode alleen zin als de beschikbare depositie niet aan de gewenste resolutie van 250x250 meter voldoet.

Om concentraties en deposities van ammoniak op natuur te berekenen, spelen de omvang van de emissie uit bronnen als stallen en de afstand van de natuur tot de bron een hoofdrol. Verder zijn meteorologie, bronkarakteristieken (bijvoorbeeld op welke hoogte vindt emissieplaats) en karakteristieken van het terrein (hoeveel depositie vangt een terrein in) van belang. Er zijn in principe 2 mogelijkheden om de depositieberekeningen van OPS na te schalen. Ten eerste kan naschaling plaatsvinden met behulp van relaties tussen a) de afstand van natuur tot de emissiebronnen en b) de in het veld gemeten ammoniakconcentraties en -deposities. Een andere optie is gebruik te maken van deze afstandrelaties uit het OPS-model zelf. De mogelijkheden van een naschaling op basis van gemeten ammoniakconcentraties en/of -deposities zijn echter beperkt. De hoeveelheid depositiemetingen is beperkt. Daarnaast laten metingen van ammoniakconcentraties zich moeilijk doorvertalen naar deposities omdat het ruimtelijk patroon van deposities afwijkt van dat van de concentraties: in gebieden met een grotere oppervlakteruwheid - zoals bossen - is de depositie verhoogd maar is de concentratie juist weer verlaagd. Verder zijn de relaties tussen afstand van bronnen en concentratie of depositie op natuur sterk afhankelijk van de lokale omstandigheden waar is gemeten. De invloeden van meteorologie en de gelijktijdige invloeden van verschillende bronnen zorgen dat algemeen toepasbare relaties niet goed af te leiden zijn in het veld: een concentratiemeting in het veld is immers steeds de som van de gelijktijdige bijdragen van meerdere lokale bronnen en grootschalige bijdragen over een zekere tijd onder wisselende meteorologische condities.

Het OPS-model zelf biedt een betere basis voor naschaling. Het model kan immers in principe op elke willekeurige schaal rekenen vanaf een straal van 50 tot 100 meter van de

bron en is op verschillende schaalniveau uitvoerig gevalideerd (Van Jaarsveld, 1995). Wanneer de karakteristieken van de bronnen, de meteorologie en de lokale terreinomstandigheden op voldoende detailniveau bekend zijn, geeft het model de best mogelijke theoretische schatting van concentraties en deposities. De lokale meteorologie is binnen het OPS-model beschikbaar en de lokale terreinomstandigheden zijn beschikbaar te maken via eenvoudige GIS-bewerkingen. Een cruciale factor (voor elke schalingsmethode en ook voor de OPS-berekeningen zelf) is de beschikbaarheid van betrouwbare en gedetailleerde emissiebestanden.

Karakteristieken van ammoniakverspreiding

De meest belangrijke factor voor het naschalen is de afstand van natuur (receptor) tot de emissiebron. OPS-berekeningen geven aan dat op een afstand van 500 meter van de bron de concentratie en de depositie ten gevolg van een emissiebron doorgaans meer dan tien keer lager is dan op een afstand van 100 meter van diezelfde bron. De afstanden tussen bron en receptor dienen dus zo nauwkeurig mogelijk te worden meegenomen. Binnen een schaal van enkele kilometers speelt de omzetting naar ammonium geen rol van betekenis. De depositie door ammoniumverbindingen is op deze schaal ongeveer een procent van de depositie ten gevolge van ammoniak. Binnen dit soort afstanden is de totale depositie door de bron dus evenredig met de concentratie van ammoniak.

Het effect van de ruwheid van het terrein (bijvoorbeeld bossen versus grasland) op de depositie is in de regel beperkt tot enkele tientallen procenten. De uitspraken van het OPS-model zijn overigens primair bedoeld voor open terrein. Zij zijn minder nauwkeurig voor locaties binnen een bos en langs bosranden. Binnen bossen kan de concentratie van ammoniak aan de grond duidelijk teruglopen door depositie. Berekeningen en metingen laten daarentegen zien dat op een schaal van enkele kilometers de totale ammoniakhoeveelheid in de luchtkolom boven een bos niet wezenlijk afneemt door depositie. Het overgrote deel van het ammoniak verspreidt zich boven de boomtoppen over de omgeving. Daardoor is het effect van een bos tussen bron en receptor op de ammoniakconcentratie beperkt tot niet veel meer dan tien procent, mits de receptor zich op enige afstand van de bosrand bevindt. Het effect van terreinruwheid, waar de aanwezigheid van bossen onder valt, kan zo worden verdisconteerd via eenvoudige lineaire correctiefactoren (Tabel 5).

Tabel 5. Correctiefactoren terreinruwheid.

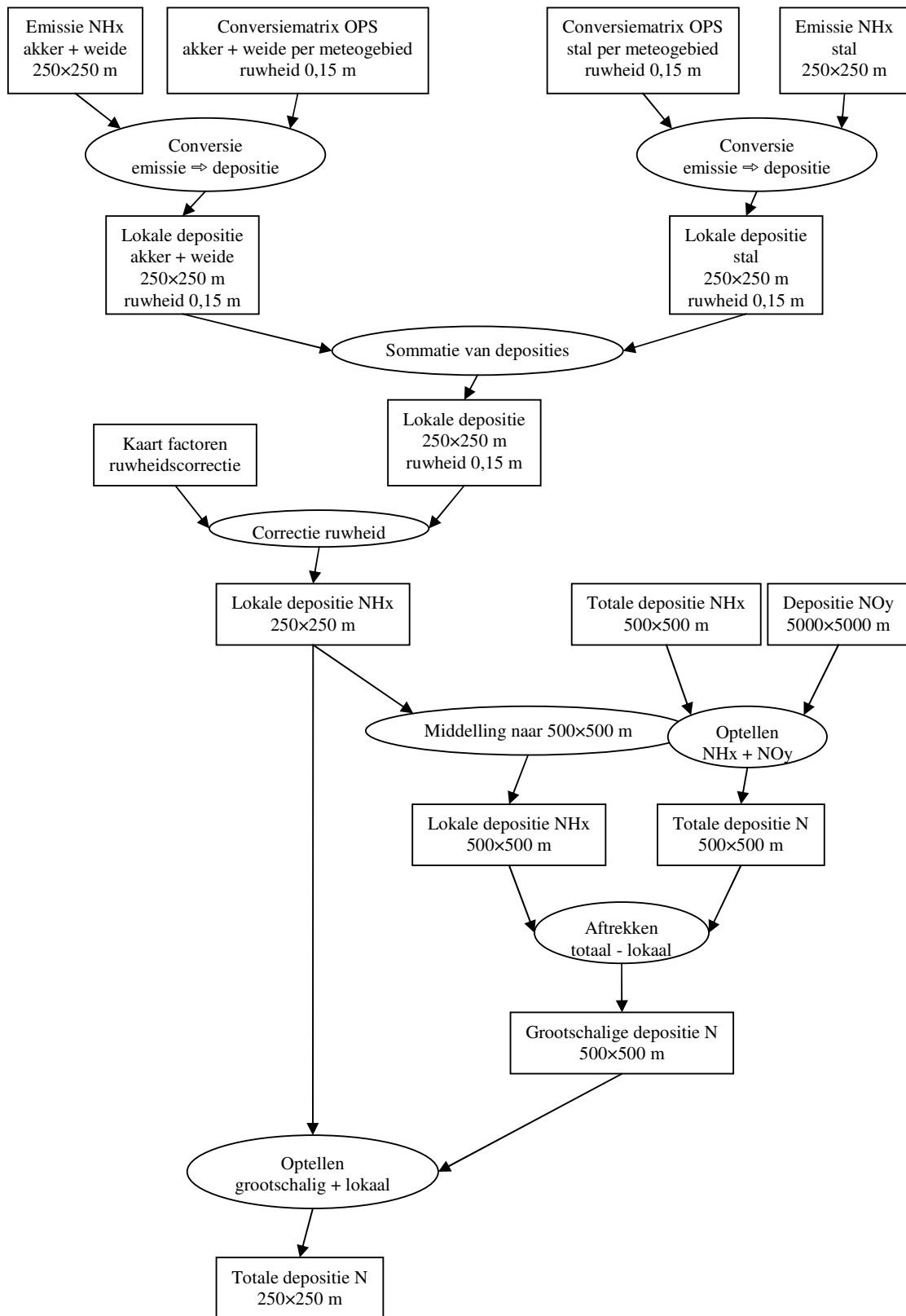
Terreintype	Ruwheid (m)	Correctiefactor (vermenigvuldigingsfactor voor depositiesnelheid t.o.v. het landelijke gemiddelde)
Stil water, stuifzand	0,01	0,57
Grasland, weide, braakliggende grond	0,03	0,84
Heideveld (gemiddelde over Nederland)	0,15	1,00
Bos	0,60	1,20
Bos met open plekken	1,10	1,35

De naschalingsmethode

De methode gaat uit van een emissiebestand op 250x250 meter (Figuur 18). Standaard gebruikt het MNP een emissiebestand met een resolutie van 500x500 meter. Gedetailleerdere emissiebestanden zijn af te leiden van het GIAB (zie verwijzing in Willemsen en Schmidt,

2002), maar over deze bestanden kan het MNP niet standaard beschikken. Om deze reden wordt uitgegaan van de emissie bestanden van 500x500 meter die zijn neergeschaald naar 250x250 meter (zie onder “Emissiebestanden”). De naschalingsmethode behandelt alleen de naschaling van de ammoniakdepositie. In de beschrijving van de methode hieronder wordt uitgegaan van een invoerbestand met deposities op 500x500 meter (Jaarsveld, 2003), aangezien dit schaalniveau het best aansluit bij het gewenste niveau. De methode is echter ook bruikbaar voor andere schaalniveaus. De deposities van NO_x kennen veel minder sterke variaties in de ruimte en worden derhalve niet verder ruimtelijk gedetailleerd. Dit geldt ook voor de deposities van SO_x. Te samen vormen ze de benodigde invoer bestanden van ecologische modellen zoals SMART-SUMO-MOVE (zie Kros et al., 1995).

In de eerste stap van de naschaling worden de emissies van iedere gridcel van 250x250 km via een eenvoudige vermenigvuldiging vertaald naar deposities op 441 omliggende gridcellen in een vlak van 5x5 km. Hiertoe is er met het OPS-model een 250x250 meter conversiematrix berekend van 21x21 cellen (zie bijlage 4). De factoren in deze conversiematrix vertalen de emissies in het centrum van de matrix naar deposities in de omliggende gridcellen. Per gridcel wordt dan de som van de depositie berekend afkomstig van alle emissies uit het omliggende vlak van 5x5 km. Deze gesommeerde depositie vanuit de directe “omgeving” wordt hier aangeduid als de “lokale bijdragen”. De bijdragen van individuele bronnen net buiten dit vlak van 5x5 km zijn over het algemeen klein. Alleen in extreme gevallen kan dit voor individuele bronnen oplopen tot enkele tientallen µg/m³, wat niet meer is dan ongeveer een procent van de totale depositie die op een gebied neerkomt. Bij berekening van de depositie wordt er een onderscheidt gemaakt naar emissies uit stallen en emissies vanaf het land. De emissies uit stallen komen vrij op een hoogte van enkele meters boven het maaiveld, terwijl de emissie in het veld op de hoogte van het maaiveld zelf plaatsvindt. Hierdoor is de afstandsrelatie tussen emissie en depositie anders. Vooral in de eerste honderden meters is er een sterk effect van dit verschil in emissiehoogte op de concentraties en de deposities. Daarom wordt er gerekend met afzonderlijke conversiematrices en afzonderlijke emissiebestanden voor stallen en het agrarische weiden en akkers. Aangezien de verspreiding van ammoniak ook sterk afhangt van de meteorologie zijn zes gebiedsspecifieke conversiematrices vervaardigd voor stalemissies en zes anderen voor veldemissies. Deze gebieden verwijzen naar de in het OPS-model onderscheiden 6 meteorologische regio’s.



Figuur 18. Naschalingsmethode deposities.

In stap twee worden, nadat de deposities voor stallen en veld afzonderlijk bepaald zijn, deze gesommeerd tot de eerste schatting van lokale depositie. Deze lokale depositie moet nu nog

gecorrigeerd worden voor lokale verschillen in terreinruwheid. De gebruikte conversiematrices zijn nu allemaal gebaseerd op een terreinruwheid van 0,15 meter (zie bijlage 4); het gemiddelde van Nederland. De correctie voor terreinruwheid vindt plaats door de lokale deposities per gridcel te vermenigvuldigen met een ruwheidsafhankelijke factor. Dit gebeurt met de 250x250 meter terreinruwheidskaart uit het OPS-model, omgezet naar correctiefactoren op basis van OPS-berekeningen (Tabel 5). De vermenigvuldiging levert een definitieve schatting op van de lokale deposities.

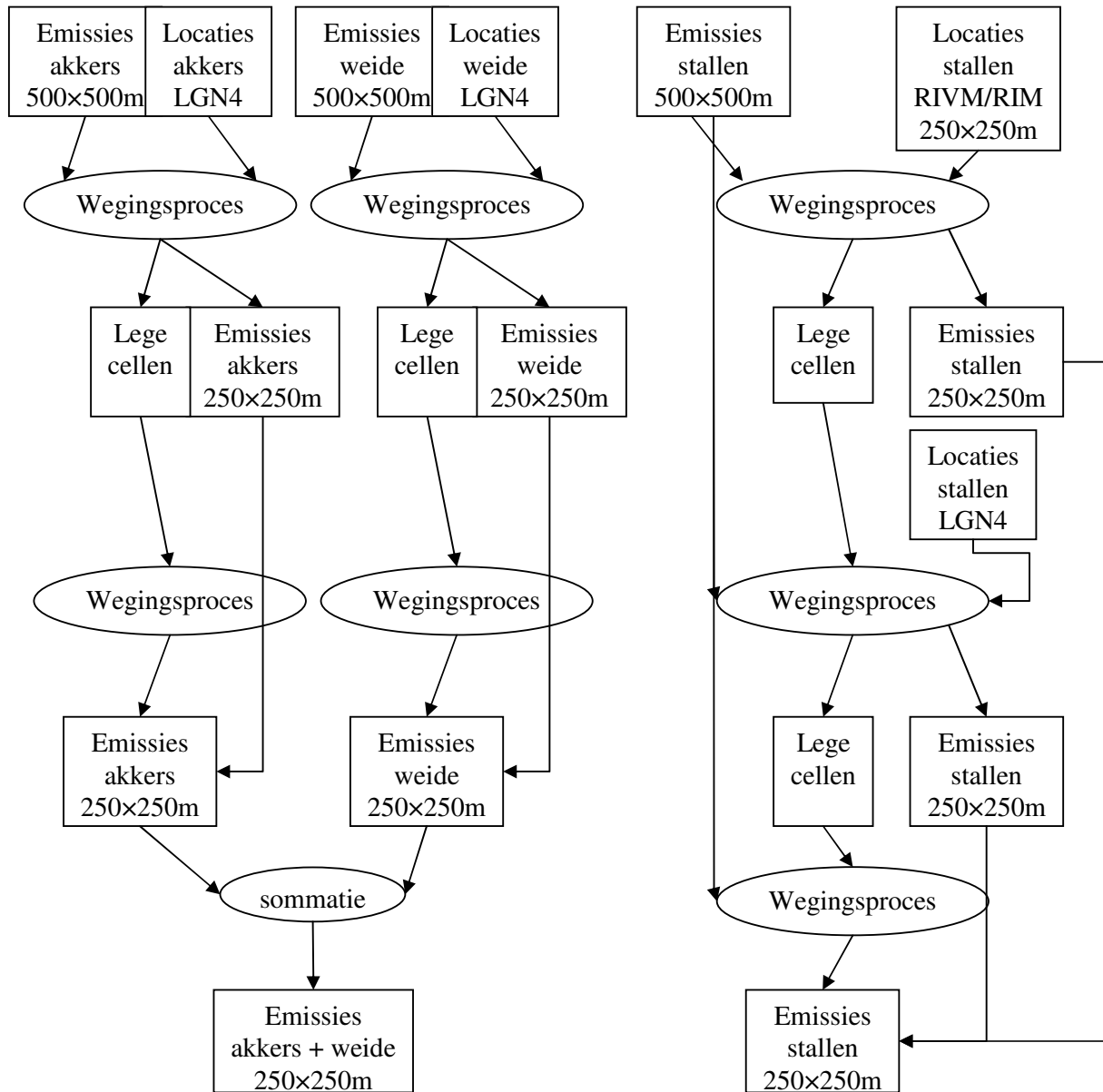
In de volgende stap wordt de lokale depositie gesommeerd per oorspronkelijke 500x500 meter gridcel. De som van de lokale depositie per 500x500 meter wordt vervolgens afgetrokken van de oorspronkelijke totale depositie in diezelfde gridcel. Dit verschil is de “grootschalige depositie”, de depositie afkomstig van bronnen op meer dan 2,5 kilometer afstand. De grootschalige depositie is constant in de gehele gridcel, aangezien de bronnen ervan op enige afstand liggen. In de laatste stap wordt door sommatie van de “grootschalige depositie” op 500x500 meter en de lokale depositie op 250x250 meter, de totale depositie op 250x250 meter berekend. Deze is, gemiddeld over het oorspronkelijke grove grid, exact gelijk is aan de oorspronkelijke depositie.

Emissiebestanden

Bovenstaande naschalingsmethode vereist emissiebestanden met een resolutie van 250x250 meter. Standaard gebruikt het MNP emissiebestanden van 500x500 meter. Voor deze toepassing is een naschalingsmethode voor emissies uitgewerkt. Met GIAB zou echter ook direct een emissiebestand op 250x250 meter berekend kunnen worden. Het GIAB is echter niet standaard beschikbaar voor het MNP. Met de naschaling wordt de emissie in iedere 500x500 meter gridcel volgens Figuur 19 verdeeld naar emissies op 250x250 meter resolutie. Verdeling vindt plaats aan de hand van inschatting van de verdeling van emissiebronnen. De methode werkt ook bij grovere emissieresolutie dan 500x500 meter, zij het dat de resultaten dan - uiteraard - minder nauwkeurig zullen zijn. In de eerste stap worden de emissiegegevens van weiden/akkers en stallen apart behandeld. Aan de emissies van weiden/akkers wordt een uitworphoogte van 0,5 meter toegekend, met een variatie van 0,2 meter. De veldemissies worden per 500x500 gridcel onderverdeeld in vier deelcellen, gewogen naar het areaal weide- of akkerbouwgebied. Het areaal weide en akker is afkomstig uit LGN4. Bij de onderverdeling is een onderscheid aangehouden tussen emissies op weiden, door grazend vee of door bemesting, en de emissies op akkers. In die uitzonderlijke gevallen waar zich geen akkers of weide bevinden in een 500x500 gridcel met emissies daarvan, wordt de emissie gelijkmatig over de 4 deelcellen verdeeld. Aan het eind worden de emissies van weide en akker per 250x250 gridcel gesommeerd. Ook de stalemissies worden per gridcel onderverdeeld in vier deelcellen. De emissie van mestopslag is toegekend aan de locaties van stallen. Aan de stal wordt een uitworphoogte van 5 meter met een spreiding van 2,5 meter toegekend. De neerschaling naar 250x250 meter voor stalemissie is echter complexer dan die van de overige emissies.

Idealiter zouden de exacte locaties van stallen en hun emissies beschikbaar moeten zijn. Het GIAB waaruit deze informatie kan worden afgeleid is echter niet beschikbaar voor het MNP. Daarom is teruggevallen op een bestand met stal-locaties op 250x250 meter resolutie, vervaardigd door RIVM/RIM (Loonen, pers. com.) en gecheckt op consistentie met het GIAB (Willems en Schmidt, 2002). De stalemissies zijn neergeschaald op basis van dit bestand, met als verdeelsleutel de hoeveelheid stal-oppervlak per 250x250 meter cel binnen de oorspronkelijke 500x500 metercellen. Er blijft echter een aantal deelcellen over die wel een stalemissie kennen, maar waarbinnen geen stal aanwezig is. Dit is mogelijk het gevolg van fouten in het emissiebestand of van ontbrekende informatie over stallocaties. In deze gevallen is de onderverdeling niet gebaseerd op dit stallenbestand, maar op het oppervlak “bebouwing

in landelijk gebied” uit LGN4. In enkele gevallen is er echter een (beperkte) stalemissie aanwezig in een 500x500 meter gridcel waar ook geen bebouwing is in landelijk gebied. In die uitzonderlijke situaties is de emissie gelijkmatig verdeeld over de vier deelcellen.



Figuur 19. Methode neerschaling emissies.

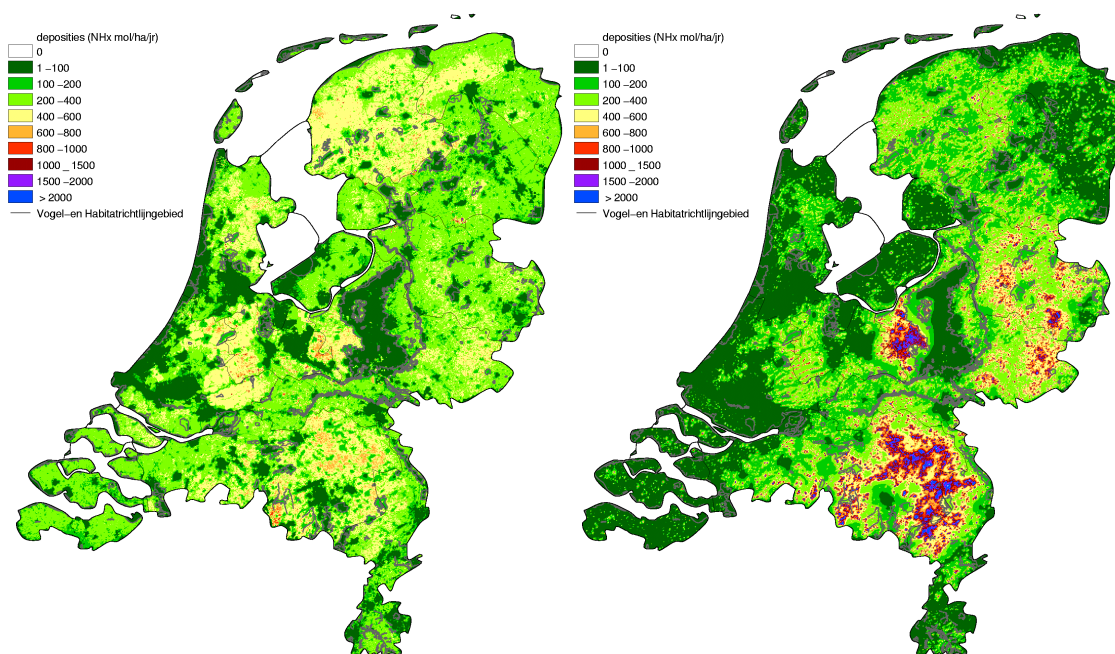
6.1.1.2 Resultaten van de verschillende stappen in de methode

De depositie door de emissies van akkers en weiden, gelegen binnen een afstand van 2,5 kilometer, vertoont een vrij homogeen ruimtelijk patroon over Nederland (Figuur 20, links). Daar waar de emissie plaatsvindt, bedraagt de lokale depositie al snel ongeveer 300 mol/ha.jr. Aan de randen van gebieden met weide/akker-emissies neemt de depositie door deze lokale bronnen snel af naar zeer lage niveaus. Wat hogere waarden zijn te vinden in die gebieden waar een duidelijk mestoverschot aanwezig is; het oostelijk deel van Noord-Brabant en de Gelderse Vallei. Daar loopt de depositie door lokale akkers en weiden plaatselijk op tot boven de 500 mol/ha.jr.

De depositie ten gevolge van stalemissies binnen 2,5 kilometer afstand vertoont een duidelijk ander patroon (Figuur 20, rechts). De locaties van de grotere stallen zijn veel minder homogeen verdeeld over Nederland dan de weiden en akkers, met betrekkelijk weinig stallen in het Westen en Noorden van Nederland en veel grote stallen in het midden en Oosten van Noord-Brabant, de Achterhoek en de Gelderse Vallei. In het grootste deel van Nederland zijn de lokale deposities door deze bronnen veel lager dan 100 mol/ha.jr, met plaatselijke verhogingen tot 300 à 500 mol/ha.jr. In die gebieden waar veel stalemissies aanwezig zijn, kan de lokale bijdrage van bronnen binnen 2,5 kilometer echter oplopen tot soms enkele duizenden mol/ha.jr. De depositie door deze bronnen vertoont een sterke neerwaartse gradiënt met de afstand. Een depositie van 5000 mol/ha.jr in de eerste honderden meters rondom stallencomplexen kan binnen een kilometer gedaald zijn tot ver onder de 1000 mol/ha.jr (Figuur 20).

weide depositie

stallen depositie

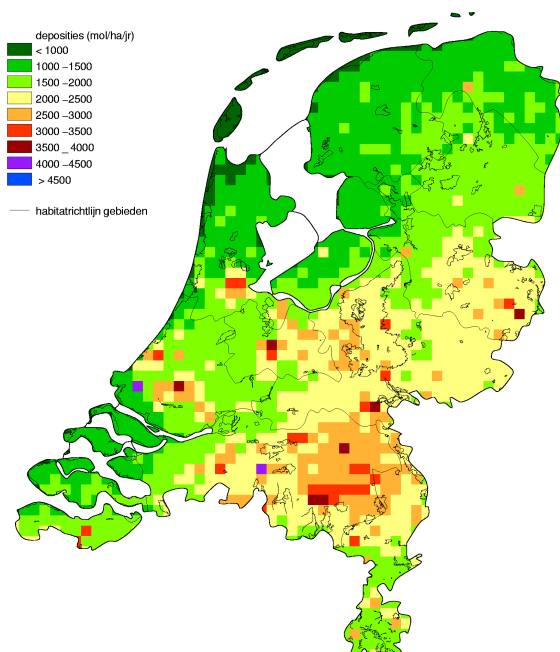


Figuur 20. Lokale NH_x depositie uit akkers/weiden (links) en stallen (rechts).

De gesommeerde depositie door stallen en landbouwgrond binnen een afstand van 2,5 kilometer wordt afgetrokken van de kaart met de totale depositie. Het resultaat, een kaart van de “grootschalige depositie”, toont de deposities door bronnen op afstanden van meer dan 2,5 kilometer (Figuur 21). In deze kaart zijn drie effecten herkenbaar. Om te beginnen is er

een duidelijke afname van stikstofdepositie naar het noorden toe, door de geringere hoeveelheid bronnen daar en de aanwezigheid van de zee. Verder valt de hoge grootschalige depositie in de oostelijke helft van Noord-Brabant op. Deze verhoging is het gevolg van de vele bronnen in dit gebied, die tezamen op afstanden groter dan 2,5 kilometer de depositie nog altijd met honderden mol/ha.jr doen toenemen. Dezelfde verhoging in de Gelderse Vallei is beperkter, en die in de Achterhoek is nauwelijks waarneembaar. Tenslotte zijn ook de verstedelijkte gebieden goed herkenbaar: Amsterdam, Rotterdam, Den Haag en Utrecht, maar ook kleinere steden als Groningen, Zwolle, Hengelo en Enschede, Doetinchem etc. Deze lokale verhogingen zijn het gevolg van de emissies van NO_x door het stedelijke verkeer.

Grootschalige Stikstofdepositie

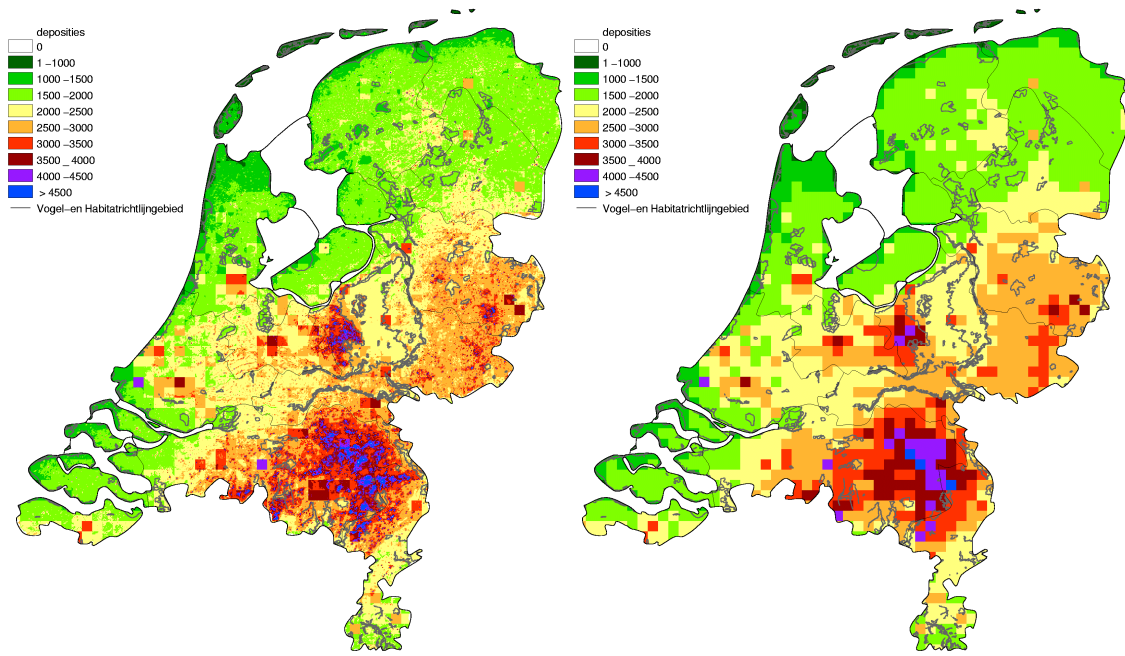


Figuur 21. “Grootschalige stikstofdepositie” van bronnen op grotere afstand dan 2,5 km, berekend met behulp van depositiebestanden op 5x5 km.

De grootschalige depositie, verhoogd met de lokale deposities, levert uiteindelijk het kleinschalige patroon van de totale depositie (Figuur 22, links). Uit deze kaart blijkt een veel gedetailleerder patroon van deposities dan de standaard depositiebestanden op basis van bijvoorbeeld 5x5 km (Figuur 22, rechts). De lokale verhogingen in Brabant, de Gelderse Vallei en de Achterhoek/Twente zijn scherper begrensd rondom de locaties waar de emissies plaatsvinden. De berekende depositie op veel natuurgebieden is lager bij fijnere resolutie, waardoor natuurgebieden regelmatig als minder belaste eenheden in de kaart contrasteren met hun omgeving. Voorbeelden hiervan zijn bijvoorbeeld de Habitatrichtlijn-gebieden: de Sallandse Heuvelrug in Overijssel en Strabrechtse Heide in Noord-Brabant. Gemiddeld genomen over heel Nederland is de stikstofdepositie berekend op het niveau van 5x5 km, 500x500 meter of 250x250 meter niet erg verschillend. Dat geldt ook voor de stikstofdepositie op natuurgebieden. Voor een belangrijk deel komt dit door grote natuurgebieden als de duinen en de Veluwe, waar door hun ligging en/of omvang sprake is van weinig invloeden van lokale depositie en dus weinig invloed is van naschaling.

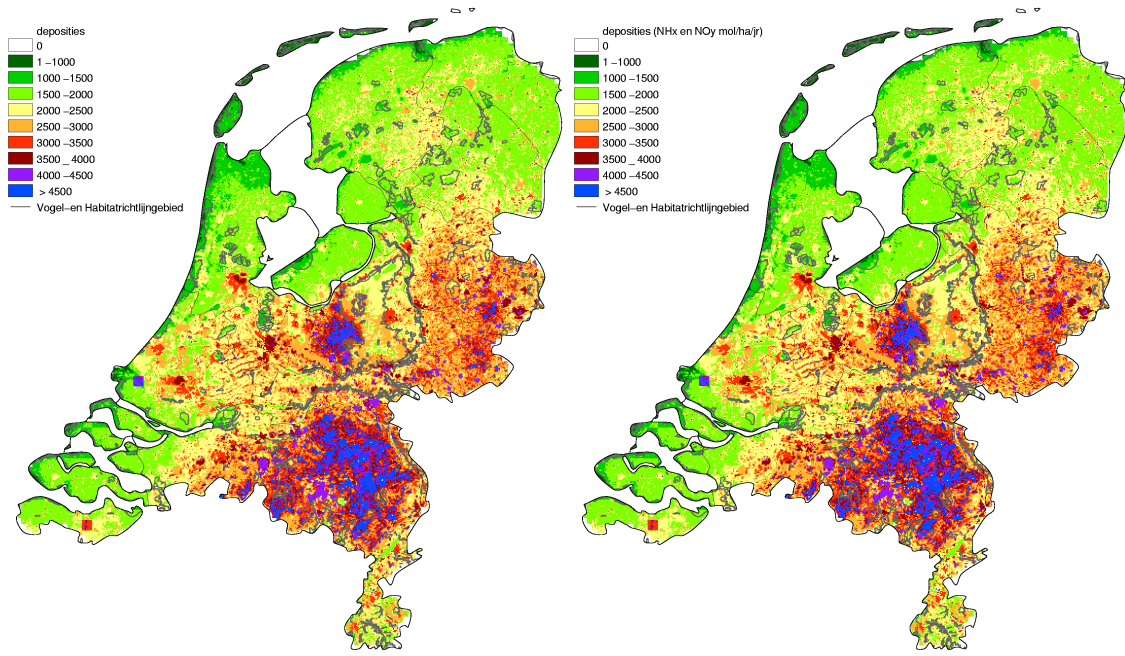
Neergeschaalde depositie

Totale depositie



Neergeschaalde depositie

Totale depositie



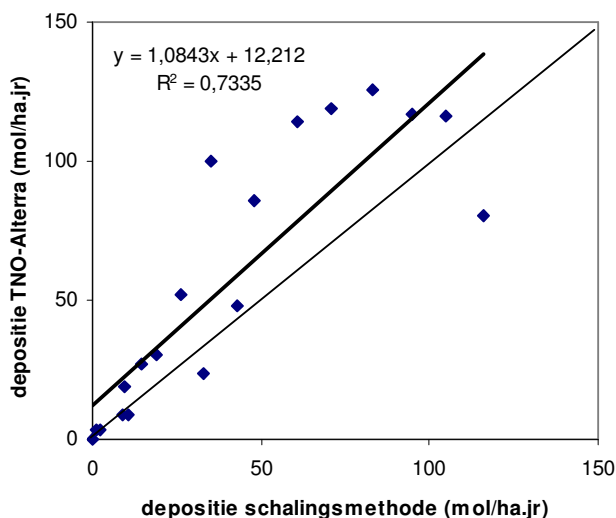
Figuur 22. Totale stikstofdepositie na neerschaling op 250x250 meter (linksboven) op basis van oorspronkelijke depositiebestanden op 5x5km (rechtsboven) en na neerschaling op 250x250 m (linksonder) op basis van oorspronkelijke depositiebestanden op 500x500 meter (rechtsonder).

6.1.1.3 Toetsing

De neerschalingmethode kan in principe op twee manieren worden getoetst. Men kan de resultaten van de methode vergelijken met metingen. In dit geval verkrijgt men dan een betrouwbare indicatie van het realiteitsgehalte van de resultaten. Naast de neerschaling wordt dan tegelijkertijd de onderliggende OPS-berekening getoetst. Een andere optie is de resultaten vergelijken met een ander model waarvan de betrouwbaarheid bekend is.

Er zijn enkele beperkte sets van metingen beschikbaar die bruikbaar zijn voor toetsing van de methode. Goede meetreeksen van concentraties van ammoniak zijn beschikbaar voor het Dwingelderveld en de Strabrechtse Heide. Per gebied zijn hier metingen uitgevoerd op ongeveer 25 locaties over een periode van een jaar. Het verdient de aanbeveling om voor deze gebieden depositieberekeningen en metingen te vergelijken. Complicerend hierbij is, dat de metingen betrekking hebben op concentraties van ammoniak, terwijl de neerschalingmethode alleen uitspraken doet over deposities. Een vergelijking zal derhalve snel gaan om een toetsing van gedetailleerde OPS-berekeningen en niet zozeer om een toetsing van de neerschalingmethode.

In het kader van dit project is de neerschalingmethode vergeleken met gedetailleerdere OPS-berekeningen. Dit is zinvol omdat de betrouwbaarheid van het OPS-model zelf uitvoerig onderzocht en gedocumenteerd is (Van Jaarsveld en Van Pul, 2002). De gedetailleerde berekening is uitgevoerd door TNO-Alterra. Die hebben fijnmazige (250x250 meter) OPS-berekeningen uitgevoerd voor een 20tal VHR-gebieden verspreid over heel Nederland. Vergelijking tussen de neerschalingmethode en de fijnschalige berekeningen toont een goede overeenstemming tussen beide resultaten wat betreft de gemiddelde depositie op die gebieden vanuit een zone van 500 meter rond die gebieden (Figuur 23).



Figuur 23. NH_3 -deposities van de schalingsmethode en van TNO-Alterra voor 19 natuurgebieden (1 gebied kon niet worden vergeleken door het ontbreken van resultaten van de neerschalingmethode).

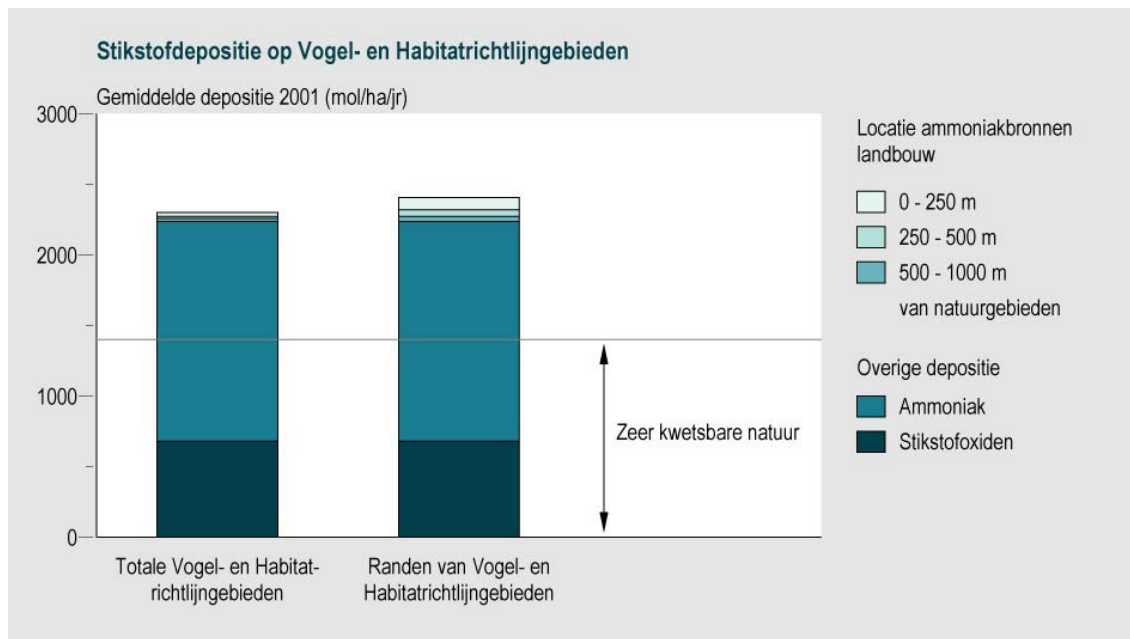
De vergelijking tussen beide methoden laat zien dat de gemiddelde NH_3 -depositie per gebied niet meer dan enkele tientallen molen/ha.jr NH_3 verschillen, hoewel in de meerderheid van de gebieden de gemiddelde depositie met de neerschalingmethode wordt onderschat. De

afwijking van de lijn $y=x$ is gemiddeld genomen gering, hoewel in extreme gevallen de depositie van de naschalingsmethode slechts de helft bedraagt van die van TNO-Alterra. Deze verschillen kunnen het gevolg zijn van verschillen in de rekenmethodiek, maar ook van verschillen in de invoergegevens. Er is namelijk een wezenlijk verschil tussen de emissiegegevens van beide berekeningen.

De naschalingsmethode gaat uit van een emissiegrid van 500x500 meter over Nederland, die neergeschaald is naar 250x250 meter (zie figuur 19). De emissies die TNO-Alterra gebruikt hebben zijn daarentegen gebaseerd op het GIAB, waarmee de exacte locaties van stallen kan worden doorgerekend, in plaats van de emissies te middelen over een gebied van 250x250 meter. Uit nadere analyse van stallocaties rond de onderzochte VHR-gebieden blijkt dat rond die gebieden de exacte stallocaties in de eerste rand van 250 meter zich gemiddeld dichter bij het natuurgebied bevinden dan is aangenomen in de naschalingsmethode. Bij de naschalingsmethode is aangenomen dat emissiebronnen binnen gridcellen van 250x250 meter homogeen verspreid zijn. In de praktijk (op basis van GIAB) blijkt deze aanname niet terecht: in de eerste rand van 100 meter rond de onderzochte natuurgebieden zijn er gemiddeld ongeveer 25 procent meer stallen te vinden dan in de rand van 150-250 meter. In de helft van de onderzochte VHR-gebieden bevinden de stallen zich niet onevenredig vaak in de eerste 100 meter. Voor de andere helft van de VHR-gebieden kan het aantal stallen in de eerste 100 meter echter wel tot drie keer hoger zijn dan verderop. Voor vrijwel alle punten boven de regressielijn in Figuur 23 geldt dat de stallen zich onevenredig dicht bij de natuur bevinden. Derhalve kan geconcludeerd worden dat de verschillen tussen de resultaten van de naschalingsmethode en de berekening van TNO-Alterra voor een groot deel het gevolg zijn van afwijkingen in de gebruikte emissiebestanden.

6.1.1.4 Inhoudelijke conclusies ten aanzien van bedreigingen voor VHR-gebieden

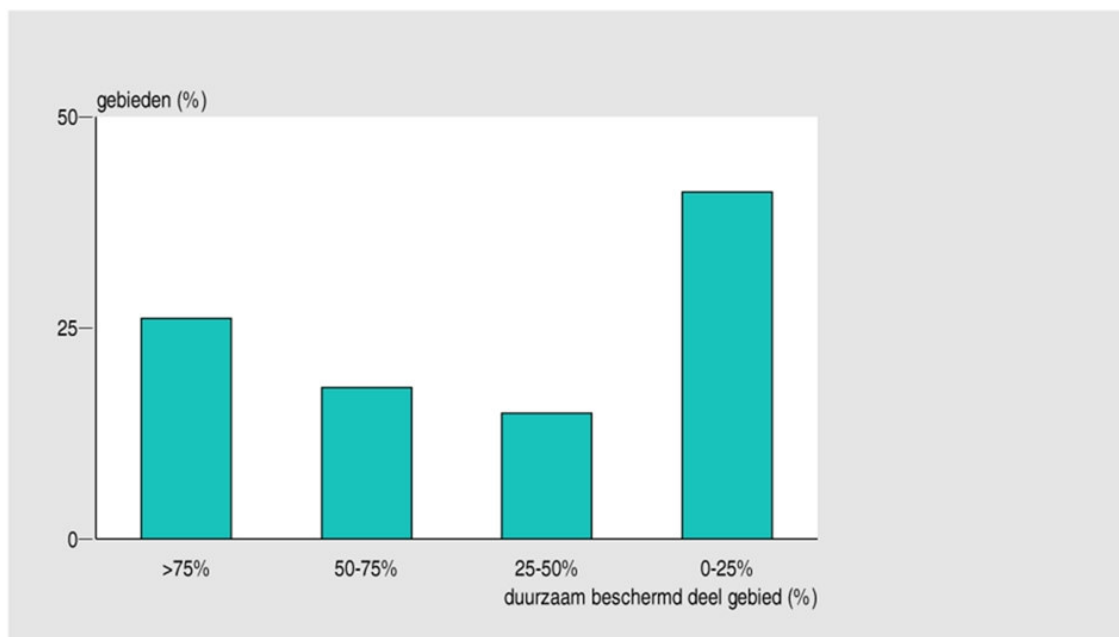
Uit de resultaten blijkt dat, voor een effectief ammoniakbeleid, een combinatie nodig is van generiek beleid gericht op emissiereductie tezamen met zonering. Gebiedsgerichte zonering is geen alternatief voor generiek beleid om de ammoniakdepositie te verminderen. Daarvoor is de achtergronddepositie van stikstof te hoog (Figuur 24). Ook beïnvloeden veehouderijbedrijven binnen een zone van 500 meter slechts 2% van de depositie, gemiddeld over alle VHR-gebieden. Dit komt overeen met circa 50 mol N/ha/jr (uitkomsten van zowel de naschaling als gedetailleerde depositieberekening met OPS). De variatie tussen gebieden is echter groot: van 0 tot een uitschieter naar 57% gemiddeld over het doorgerekende gebied (op basis van een steekproef bestaande uit 20 VHR gebieden).



Figuur 24. Gemiddelde stikstofdepositie op VHR gebieden en de bron hiervan. De horizontale lijn geeft het niveau weer waaronder de kritische deposities liggen van zogenoemde “zeer kwetsbare” natuur.

Met de neergeschaalde depositiegegevens kan berekend worden wat de overschrijding van kritische depositieniveaus is, zoals berekend op 250x250 meter (Albers et al., 2001). Een overschrijding van de kritische depositie betekent dat negatieve veranderingen in biodiversiteit, zeker op termijn niet zijn uit te sluiten. De vergelijking tussen kritische depositieniveaus en huidige depositieniveaus laten zien aan dat er aanzienlijke variatie is in de omvang van overschrijdingen van de kritische depositie per VHR-gebied. In de beschermde duingebieden (zoals de duinen van Vlieland, Den Helder-Callantsoog en het Voornsduin) is de overschrijding van de kritische deposities relatief laag en de gemiddelde bijdrage van deposities uit de zones rond de gebieden klein (<1%). Zonering rond gebieden met relatief weinig beïnvloeding door lokale emissiebronnen beoogt dan ook het voorkomen van een toekomstige toename van negatieve beïnvloeding. Zeker wanneer de huidige depositie relatief laag is, zoals in de duinen, kan een toename van de depositie door lokale bronnen dan al snel resulteren in overschrijding van kritische depositieniveaus. Deze liggen daar veelal tussen de 700 en 1400 mol stikstof/ha/jr.

Er zijn ook gebieden met een relatief hoge mate van lokale beïnvloeding door emissies uit nabijgelegen bronnen (veelal stallen). Voorbeelden zijn de Grote Peel, Maria Peel maar ook delen van andere gebieden zoals de Veluwe. Vooral kleine natuurgebieden ondergaan vaak sterke lokale invloeden. Een voorbeeld hiervan is de hiervoor genoemde 57%, overeenkomend met 2240 mol/ha/jr, veroorzaakt in een gebied van 5 ha door 3 bedrijven. Binnen een natuurgebied zelf is er ook een grote variatie in depositie. Met name aan de randen kan een hoge mate van lokale beïnvloeding voorkomen door dichtbij gelegen emissiebronnen. Zonering bij hoge lokale beïnvloeding zal leiden tot een afname van deze beïnvloeding. Sterker nog, generiek emissiebeleid zonder te letten op de sterke lokale invloed van ammoniakemissies nabij natuurgebieden, is evenmin een effectieve oplossing voor het verlagen van de overschrijdingen van kritische deposities.



Figuur 25. Percentage van de Habitatrictlijngebieden in klassen van mate van bescherming. Mate van bescherming is uitgedrukt als het percentage van het gebied waarin de huidige stikstofdepositie lager is dan de kritische stikstofdepositie. De aquatische ecosystemen zijn, met uitzondering van vennen, als niet gevoelig beschouwd (cq. geen overschrijding). Kritische deposities zijn gebaseerd op bescherming van vegetaties in termen van natuurdoeltypen (Albers et al., 2001) die voorkomen in de beschouwde VHR-gebieden. Deze vegetaties zijn niet alleen de vegetatietypen waarvoor de aanwijzing van Habitatrictlijngebieden heeft plaatsgevonden.

Op basis van de resultaten kan geconcludeerd worden dat een combinatie van generiek beleid en ruimtelijk zoneringsbeleid het meest effectief is om de beoogde bescherming van natuur te realiseren. De analyse leidt tot de volgende drieslag:

- generiek beleid, bij voorkeur in internationaal verband, voor het laten afnemen van de achtergronddepositie
- geen uitbreiding of nieuwvestiging in een zone langs gevoelige natuurgebieden omdat anders de depositie van ammoniak op deze natuurgebieden juist toeneemt (ruimtelijke zonerings)
- selectief, bij natuurgebieden met hoge natuurwaarden en een hoge lokale ammoniakdepositie (“hot spots”), saneren van lokale piekbelastingen.

Deze boodschappen en de onderliggende resultaten zijn gebruikt in de Natuurbalans 2003 (MNP, 2003a), de doorrekening van het Hoofdpijnen akkoord (MNP, 2003b) en ad-hoc beleidsadviesing ten aanzien van zonerings rond VHR-gebieden (Van Hinsberg et. al., 2003).

Conclusies en aanbevelingen ten aanzien van het kennissysteem:

- met de neerschalingmethode kunnen uitspraken gedaan worden over de mate van lokale beïnvloeding van NH_y -depositie op VHR-gebieden, op voor het beleid relevante schaalniveaus.
- Voor een goede inschatting van de mate van beïnvloeding moeten kritische depositieniveaus gemaakt worden die aansluiten op de VHR-doelstellingen en/of moeten

met dynamische modellen uitspraken gedaan worden over kans op voorkomen van te beschermen soorten en/of habitats.

- Voor het uitvoeren van berekening van effecten op natuur ten gevolge van stikstof-depositie is het wenselijk om standaard 500x500 meter berekeningen van OPS te gaan gebruiken als invoer voor de ecologische modellen.
- Toetsing van gedetailleerde OPS-berekeningen met in het veld gemeten NH₃-concentraties is belangrijk om inzicht te krijgen in de betrouwbaarheid van uitspraken op dat niveau.
- Belangrijk knelpunt in het berekenen van gedetailleerde deposities is het detailniveau van emissiebestanden. Wenselijk is om over het GIAB te kunnen beschikken. Nu heeft het MNP hier echter geen directe toegang toe.

6.2 Dekking van de soortenset door de huidige biotische modellen

Voor het gebruik van de modellen ten behoeve van inschatting van VHR-doelrealisatie is het van belang dat het om de juiste gebieden gaat. Daarnaast staat het belang dat de huidige biotische modellen rekenen voor de juiste soorten.

De soortsgereiënteerde biotische modellen MOVE, VLINDERMOVE, LARCH, MOVE-AQUATISCH en LAKEBIODIV doen uitspraken op soortsniveau. Bijlage 5 geeft voor iedere soort uit bijlage II van de Habitatrichtlijn aan of er een responsmodel binnen het MNP beschikbaar is. Bijlage 5 geeft op vergelijkbare wijze weer of en welke modellen binnen het MNP beschikbaar zijn voor Vogelrichtlijnsoorten. Circa 30% van de Vogelrichtlijnsoorten zit in LARCH of LAKEBIODIV. Voor Habitatrichtlijnsoorten binnen de soortsgroepen weekdieren, kevers, libellen, vlinders, amfibieën, zoogdieren en mossen is geen MNP-model beschikbaar. Duidelijk is dat slechts voor een beperkt aantal te beschermen soorten momenteel modellen beschikbaar zijn. Voor planten- en vogelsoorten zijn relatief veel modellen beschikbaar, voor de overige soortsgroepen is de dekking minder. Opgemerkt moet worden dat het model MOVE in principe geschikt is om veranderingen in de soortensamenstelling van plantengemeenschappen te voorspellen en op basis daarvan uitspraken te doen over de “staat van instandhouding” van habitats, via uitspraken over de “typische soorten” van die habitats.

Conclusies en aanbevelingen:

- Gezien het groot aantal soorten waarvoor een model, maar ook een meetnet en landsdekkende recente verspreidingsgegevens ontbreken, maakt aanpassing van het MNP-instrumentarium noodzakelijk. Dit om toch tot beleidsrelevante uitspraken te komen. Hiervoor bestaan verschillende opties:
 - 1) de huidige modellen uitbreiden met relevante soorten,
 - 2) bestaande modellen van elders integreren in het MNP-instrumentarium,
 - 3) nieuwe modellen ontwerpen en/of,
 - 4) uitkomsten van huidige modellen van wel te modelleren soorten gebruiken als statistische schatter voor niet beschouwde soorten (ditzelfde is ook toepasbaar voor het verkrijgen van verspreidingskaarten en monitoringsgegevens).

Ad 1) Over met name soorten uit de groep van zoogdieren, vogels, reptielen en amfibieën is veel wetenschappelijke kennis beschikbaar ten aanzien van factoren die voorkomen van soorten kunnen beïnvloeden. Mogelijk kunnen enkele van de relevante soorten, gebruik

makend van beschikbare kennis voor habitateisen e.d., nog worden opgenomen in modellen. Om te analyseren of er mogelijk nog gegevens beschikbaar zijn over met name de “ecologische vereisten” van VHR-soorten en habitats, is een korte literatuurstudie opgezet. De geraadpleegde bronnen zijn diverse rapportages (waaronder de IKC-rapportages over Rode Lijsten), landelijke databases als BioBase en SynBioSys, enkele Internet-sites en wetenschappelijke literatuur. Er is gelet of in deze bronnen informatie beschikbaar was over de ecologische eisen die de soorten van de Vogel- en Habitatrichtlijn stellen aan hun omgeving en milieu (de “ecologische vereisten”). Tevens is gekeken of er ook informatie beschikbaar was over de bedreigingen (welke omgevingsfactoren beïnvloeden het voorkomen van de soorten). Er is getracht zoveel mogelijk concrete informatie over toleranties voor milieu- en ruimtedruk bijeen te brengen. Kwantitatieve informatie kan immers het maken van modellen vergemakkelijken. De verzamelde gegevens zijn opgenomen in een database. De informatie in deze kennisdatabase is opgedeeld naar drie hoofdonderwerpen (zie ook Tabel 6):

- (a) de “*ecologische vereisten*” in termen van “*biotische factoren*” (het gaat hierbij om relaties met andere biota in de vorm van bijvoorbeeld waardplanten, prooidieren, de vereiste vegetatiestructuur, de benodigde omvang van de habitat en van de populatie etc.).
- (b) de “*ecologische vereisten*” wat betreft “*abiotische factoren*” (zoals afhankelijkheid van klimaatfactoren als temperatuur, wind en neerslag, maar ook afhankelijkheid van fysische en/of chemische eigenschappen van het habitat zoals de zuurgraad, het zoutgehalte, de diepte en dynamiek van het water, bodemkarakteristieken, etc.).
- (c) de “*antropogene factoren*” die “*ecologische vereisten*” beïnvloeden (hieronder vallen bijvoorbeeld de afhankelijkheid van natuurbeheer onder maar ook informatie over gevoeligheid van versnippering, oogst/jacht, agentia en verstoring).

Tabel 6. Overzicht van de gegevens met betrekking tot de ecologische vereisten, die voor alle soorten van de vogel- en habitatrichtlijn zijn opgenomen. Bronverwijzing IKC betreft diverse rapporten 1996-1998.

Ecologische vereisten	bron
1. Gevoeligheden voor omgevingsfactoren	IKC/literatuur
2. Aanduiding verspreiding (voorkomen FGR/Natuurtype)	Biobase 2003/Literatuur
3. Areaal preferenties (vb. minimum areaal grootte etc.)	Diversen/Literatuur
4. Biotische factoren (vb. waardplant, voedselbron)	Alle bovengenoemde bronnen
5. Abiotische preferenties (vb. zuurgraad, bodem)	Alle bovengenoemde bronnen
6. Antropogene factoren (vb. verstoring, beheer)	Alle bovengenoemde bronnen

Voor vrijwel alle te beschermen soorten is enige informatie beschikbaar over hun gevoeligheden. Duidelijk is wel dat concrete informatie die zich makkelijk laat vertalen naar eisen aan milieu en/of ruimte niet snel bijeen te brengen zijn. Wel is in verschillende bronnen (SOVON, 2000; Bal et al., 2001) informatie te vinden over het minimum populatie areaal van met name vogels. Wellicht kan op deze informatie en met informatie over dispersiecapaciteit en habitatpreferenties een model als LARCH nog worden uitgebreid. Met name uitbreiding van LARCH is niet ondenkbaar. Echter de beschikbaarheid van kennis en data over multi-stress invloeden zullen beperkend zijn voor de uitbreidingsmogelijkheden. Uitbreiding van het huidige LARCH met enkele relevante soorten is sowieso mogelijk door aan te sluiten bij beschikbare model LARCH-vissen. Het model LARCH is vooral gericht op terrestrische

ecosystemen. Het model LARCH-Vissen is een uitbreiding van LARCH voor het aquatische systeem “rivieren” (Pouwels et al., 2002). Het model beschrijft het voorkomen van een negental vissoorten en houdt daarbij rekening met de habitatbehoefte en het verspreidingsvermogen van een vissoort tijdens de verschillende stadia van zijn levenscyclus. De soorten staan als gidssoort model voor een groot aantal andere soorten die in het ecosysteem leven. Door gebruik te gaan maken van LARCH-vissen, is 50% van de vissoorten binnen de Habitatrictlijn te modelleren (zie Bijlage 5).

Wat betreft de “ecologische vereisten” van habitats is veel kwantitatieve informatie beschikbaar in SynBioSys (Hennekens en Schaminée, 2002), het handboek Natuurdoeltypen (Bal et al., 2001) en het model “Waterlood” (STOWA, 2002). Het gaat dan om informatie over vereiste bodem- en/of oppervlakte/grondwatercondities, beheer ed.. Veel van deze informatie is direct of indirect afkomstig uit de nationale dataset van vegetatieopnamen. Deze informatie is echter ook al de basis van het model MOVE (Wiertz et al., 1992). Momenteel wordt in samenwerking met Alterra en de Universiteit van Utrecht samengewerkt aan de ontwikkeling en publicatie van een methode, analoog aan Hinsberg en Kros (1999), om kritische deposities voor habitats te berekenen. Deze activiteiten worden in dit rapport echter niet verder beschreven.

Ad 2) Er bestaan momenteel buiten de MNP-modellen niet veel soortsgereiënteerde modellen, die geschikt zijn voor het doen van uitspraken op nationaal niveau (Hinsberg et al., 1999). Wel liggen er kansen voor met name de aquatische soorten. Modellen van RIZA, RIKZ en dergelijke vallen niet standaard onder het MNP-instrumentarium. Belangrijk daarbij is te noemen de ontwikkeling van het model HABITAT. Het Waterloopkundig Laboratorium in Delft bouwt het model in opdracht van het RIZA en RIKZ. Het model integreert een deel van de bestaande modellen ten aanzien van soortsmodellering, zoals MORRES en EKOS (verwijzing in Hinsberg et al., 1999). De habitatmodellen van een groot aantal soorten zijn beschikbaar voor de randmeren, IJsselmeer, Markermeer en de grote rivieren (gehele uiterwaardengebied). De belangrijkste invoer bestaat uit ecotoopkaarten. Voor de regionale meren zijn geen aparte biologische modellen beschikbaar. Door aan te sluiten bij de modelontwikkeling van RIZA neemt het percentage te modelleren Vogelrichtlijn-soorten in ieder geval toe van 32% tot 57% (zie Bijlage 5). Een koppeling van dit model met LAKELOAD en PCLAKE is denkbaar.

Ad 3) Ontwikkeling van geheel nieuwe soortsmodellen zoals MOVE en LARCH lijkt, gezien de benodigde inzet en de strategie van het MNP, niet goed haalbaar. Een optie is wel om eenvoudigere typen voorspellingsmodellen te maken. Modellen die aansluiten bij kennis van deskundigen zoals het model LAKEBIODIV een expertmodel is. Een andere optie is om met beschikbare verspreidingsgegevens eenvoudige statistische relaties te leggen met omgevingsfactoren, die ook met de abiotische modellen van het MNP te berekenen zijn. Deze optie is in paragraaf 6.2.1 verder uitgewerkt.

Ad 4) Een andere optie is door de huidige uitvoer van de biotische modellen van wel te modelleren soorten te gebruiken als schatter voor niet bekende soorten. Wanneer je weet welke soorten als statistische schatter bruikbaar zijn, is vertaling van resultaten van meetnetten en verspreidingsonderzoek naar de te beschermen soorten eveneens mogelijk. Paragraaf 6.2.2 beschrijft deze methode.

6.2.1 Kennis van VHR-soorten op basis van eenvoudige soortsmodellen

Duidelijk is dat de aanwezigheid van de soorten uit de VHR binnen Nederland wisselend is bekend. Dit hangt ten eerste af van de kwaliteit van de verspreidingsgegevens over die soorten, waarbij een optimale ruimtelijke spreiding van waarnemingen weinig voorkomt (Figuur 11). Ook de modellering is niet optimaal, zodat verspreidingspatronen of veranderingen daarin niet goed voorspeld kunnen worden. Dit komt omdat voor veel soorten weinig gedetailleerde gegevens beschikbaar zijn op basis waarmee relaties gelegd kunnen worden tussen de omgevingsfactoren en de aanwezigheid van die soorten. Indien deze relaties wel bekend zouden zijn dan zouden modellen gemaakt kunnen worden analoog aan modellen als MOVE. Op een gedetailleerd niveau zijn gegevens vaak niet beschikbaar, op een grover schaalniveau is echter meer bekend over het voorkomen van soorten. Dergelijke grofschalige gegevens zouden gebruikt kunnen worden voor het afleiden van relaties tussen omgevingsfactoren en voorkomen. Met dergelijke modellen zou het mogelijk zijn om een voorspelling te doen van de locaties waar die soorten voor zouden kunnen komen. Door een koppeling te leggen tussen de relaties met abiotische modellen zouden daarnaast scenario-analyses gemaakt kunnen worden. Deze zouden gebruikt kunnen worden op te laten zien hoe het voorkomen van soorten verandert als gevolg van veranderende milieufactoren en/of ruimtelijke invloeden.

Met de vakgroep Milieuwetenschappen van de Universiteit van Utrecht is gewerkt aan de ontwikkeling van een methode waarmee op basis van beschikbare verspreidingsgegevens relaties gelegd kunnen worden tussen omgevingsfactoren en het voorkomen van soorten uit de Vogel- en Habitatrichtlijn.

Aan de hand van verspreidingsgegevens (verspreidingsatlassen), beschikbaar op schaal van 1x1 km of 5x5 km, van vogel-, vlinder-, en plantensoorten en van ruimtelijke databestanden met diverse omgevingsfactoren is met multiple regressie onderzocht, met welke variabelen de aanwezigheid van een soort in atlasblokken verklaard kan worden. Gezien de beschikbaarheid van atlassen is gefocust op terrestrische soorten. Het opstellen van de multiple regressie-formules per soort heeft daarbij twee doelen, namelijk:

- 1) Verkrijgen van inzicht in welke sturende factoren het voorkomen van een soort beïnvloeden. Dergelijke kennis kan helpen bij identificatie van “ecologische vereisten”, verdere modelontwikkeling en bij het genereren van ideeën over beschermingstrategieën.
- 2) Regressievergelijkingen afleiden op basis waarvan de potentiële verspreiding van soorten over Nederland in beeld gebracht kan worden: door de kans op voorkomen met de regressiemodellen te berekenen op basis van informatie over de omgevingsfactoren. Met behulp van geografische informatie over de relevante omgevingsfactoren kunnen onvolledige verspreidingskaarten worden aangevuld en kunnen mogelijkerwijs locaties worden aangeduid waar een soort in principe zou kunnen voorkomen. Ook is het met de regressievergelijkingen in principe mogelijk op de atlasgegevens neer te schalen: door op basis van fjnschalige informatie over omgevingsfactoren de kans op voorkomen van een soort op een fijnmazig ruimtelijk schaalniveau te indiceren. Tevens kan door koppeling van de regressiemodellen met de abiotische modellen van het MNP direct een ecologisch voorspellingsmodel ontstaan.

Om te komen tot een methodiek waarmee, zoveel mogelijk op geautomatiseerde wijze, regressiemodellen afgeleid kunnen worden zijn verschillende stappen doorlopen:

- 1 keuze van de te gebruiken omgevingsfactoren. De omgevingsfactoren samen vormen de set van onafhankelijke variabelen waarmee het voorkomen van afzonderlijke soorten beschreven kan worden,
- 2 bepalen van de vorm waarin de omgevingsfactoren opgenomen worden,
- 3 uitwerken van de statistische methode waarmee de regressie-analyse wordt uitgevoerd,
- 4 uitproberen van regressie-analyse voor een aantal soorten en
- 5 interpreteren van de gevonden resultaten.

Een uitgebreide beschrijving van de methode is te vinden in UU, 2003. Hier wordt slechts kort ingegaan op de methoden en de mogelijkheden daarvan.

Ad 1) Ten eerste is een set van onafhankelijke omgevingsvariabelen vastgesteld die mogelijkerwijs het voorkomen van soorten bepalen. Daarbij is getracht om een brede selectie van mogelijke omgevingsfactoren op te stellen. Daarbij is onderscheid gemaakt tussen:

- omgevingsfactoren die mogelijkerwijs harde randvoorwaarden zijn voor het al dan niet voorkomen van een soort, maar door het beleid niet of nauwelijks te veranderen zijn, zoals bijvoorbeeld het bodemtype,
- omgevingsfactoren die te maken hebben met de ruimtelijke geschiktheid van locaties voor het voorkomen van soorten, zoals de heterogeniteit van de begroeiing in gebieden en de oppervlakte van gebieden met dezelfde karakteristieken,
- omgevingsfactoren die de kwaliteit van een specifieke milieucomponent van een locatie aanduiden, zoals de pH of nutriëntenstatus van de bodem.

Belangrijke selectiecriteria bij het opstellen van de lijst van omgevingsfactoren zijn de:

- beschikbaarheid van landsdekkende data bij het MNP,
- mogelijkheid om de omgevingsfactoren te modelleren met de abiotische modellen van het MNP ten einde t.z.t. scenario studies mogelijk te maken en,
- onderlinge statistische onafhankelijkheid van de onderscheiden omgevingsfactoren.

Tabel 7 geeft de onderscheiden omgevingsfactoren weer.

Tabel 7. Beschouwde set van onafhankelijke variabelen per atlasblok (1x1 km grids). Per 1x1 km is de dominante waarde uit fijnschaligere databestanden berekend. Deze waarden zijn gebruikt om voorkomen op 1x1 km te voorspellen. Voor verdere uitleg zie UU, 2003.

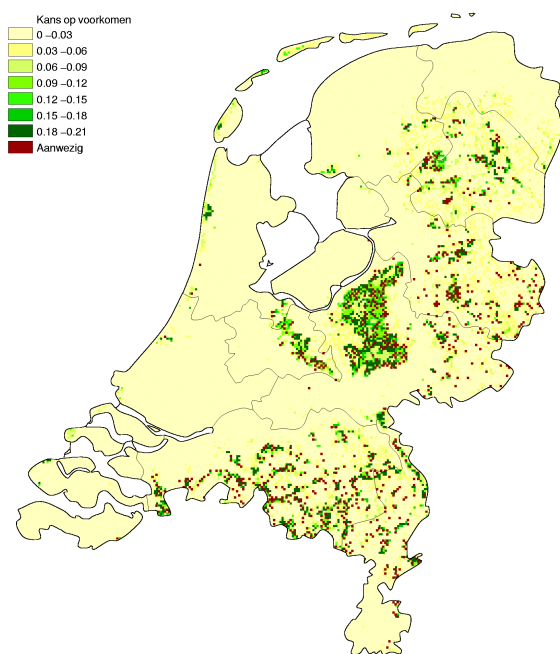
Variabele	Type variabele en schaalniveau
Vegetatie structuur	Categoriaal, Nominaal
Heterogeniteit in structuur	Categoriaal, Ordinaal
Ruimtelijke constellatie (areaal van dezelfde vegetatie structuur in de directe nabijheid)	Categoriaal, Nominaal
Bodemtextuur	Categoriaal, Nominaal
Beheer (natuur, agrarisch, stedelijk etc)	Categoriaal, Nominaal
Barrières voor voorkomen (in termen van oppervlakte aan (spoor)wegen ed.)	Continue, Ratio
Bodem-pH	Continue, Ratio
Trofiëgraad in termen van stikstofbeschikbaarheid	Continue, Ratio
Bodemsaliniteit	Continue, Ratio
Grondwaterstand + Oppervlakte water	Continue, Ratio

Ad 2) Sommige onafhankelijke variabelen hebben een categoriaal karakter. Daarbij zijn de klassen zo gekozen dat zo min mogelijke onderlinge statistische afhankelijkheid optreedt. Zo is de standaard bodemkaart, zoals gebruikt in SMART (Kros et al., 1995) met klassen als voedselrijk zand, voedselarm zand en kalkhoudende zandgronden, vertaald naar alleen bodemtextuur in termen van zand en klei, om statistische afhankelijkheid met de variabelen bodem-pH en trofiegraad te vermijden.

Ad 3-5) In de derde stap zijn in S-plus scripts geschreven om, op basis van step-wise multiple regressie, regressievergelijkingen af te leiden die het voorkomen van afzonderlijke soorten in Nederland relateren aan combinaties van bovenstaande verklarende omgevingsfactoren. Er is gekozen voor step-wise regressie om analyses mogelijk te maken van de mate van belangrijkheid van de verschillende afzonderlijke omgevingsfactoren. Met de scripts zijn voor een aantal soorten uit verschillende soortsgroepen en met geheel verschillende verspreidingspatronen analyses uitgevoerd om de methode uit te testen.

Zwarte specht

Voorkomen en voorspelling



Figuur 26. Voorkomen en voorspelde kans op voorkomen van de zwarte specht.

Figuur 26 geeft een voorbeeld weer van de resultaten: op basis van regressievergelijking en kaartbeelden van de omgevingscondities is de kans op voorkomen van de zwarte specht voorspeld. In dezelfde figuur is ook weergegeven waar, in recente jaren, broedende zwarte spechten zijn aangetroffen. Duidelijk is zichtbaar dat het verspreidingspatroon op basis van kans op voorkomen goed overeenkomt met de waargenomen presenties, hoewel de fit zeker geen 100% is. De verspreiding kan desondanks met aanzienlijke betrouwbaarheid worden voorspeld. Voor alle onderzochte soorten, zowel de meer algemenere als de zeldzame, blijkt de methode met aanzienlijke betrouwbaarheid de verspreidingspatronen te kunnen verklaren op basis van maximaal 10 omgevingsfactoren. Het bovenstaande voorkomen van de zwarte specht is voorspeld op basis van informatie van 5 omgevingsfactoren. De belangrijkste blijkt de meest voorkomende bodem-pH in het atlasblok, gevolgd door de vegetatiestructuur, de

heterogeniteit van de vegetatiestructuur binnen het atlasblok en het beheer. Na het uitvoeren van de regressie-analyse moet nog een andere analyse gemaakt worden van de ecologische betekenis van de regressievergelijkingen. Dit om te voorkomen dat de regressievergelijkingen schijnrelaties beschrijven. Voor de zwarte specht is de uitkomst plausibel te noemen: de soort is een standvogel in uitgestrekte gemengde bossen met grote oude bomen (voor nestplaats) en oude naaldbossen (ook als fourageerplaats). Op basis van de regressie-analyse wordt het voorkomen voorspeld in bossen (vegetatiestructuur) in natuurgebieden (beheer) op veelal wat zuurdere zandgrond (pH + textuur). Meerwaarde van de analyse is dat de statistische methode nu beschrijft hoe de kans op voorkomen van deze soort getalsmatig afhangt van de genoemde omgevingsfactoren. Bij soorten waarover veel minder bekend is, kan de methode ook meer verrassende omgevingsfactoren benoemen als zijnde belangrijk.

Bovenstaande methode is uitgetoetst voor een aanzienlijk aantal verschillende soorten uit verschillende taxonomische soortsgroepen: voor alle onderzochte soorten bleek met de methode het voorkomen met aanzienlijke mate van betrouwbaarheid te voorspellen.

Onduidelijk is nog in hoeverre de verschillen in waargenomen en voorspelde verspreidingspatronen te verklaren zijn door:

- onzekerheden of zelfs fouten in de bestanden met omgevingsfactoren,
- onvolledige atlasgegevens,
- niet beschouwde omgevingsfactoren,
- toevalfluctuaties en/of,
- niet beschouwde temporele en ruimtelijke variatie.

Deze punten dienen onderdeel te zijn van vervolgonderzoek. Om een goed beeld te krijgen van de waarde van de voorspelling zouden de voorspellingen vergeleken kunnen worden met historische verspreidingen. Een andere optie is om te checken of de voorspelde kans op voorkomen een relatie heeft met de waargenomen aantallen broedparen binnen de atlasblokken. Een globale vergelijking met historische data (waarnemingen vanaf 1970) laat zien dat de voorspellingen op plaatsen waar de soort recent niet is waargenomen niet onwaarschijnlijk zijn (zie bijlage 6).

Conclusies en aanbevelingen:

- Met de hierboven uitgewerkte methode zijn zowel voor zeldzame als algemene soorten relatief goede verspreidingspatronen te voorspellen (UU, 2003). Derhalve lijkt deze methode bruikbaar om onvolledige of sterk verouderde verspreidingskaarten te verbeteren, zolang er geen betere waarnemingsgegevens beschikbaar zijn. De voorspelde kans op voorkomen in combinatie met de statistische onzekerheid daarvan zou ook gebruikt kunnen worden als indicator voor de noodzaak van lokale veldwaarnemingen.
- De methode kan ook gebruikt worden om door koppeling met abiotische modellen veranderingen in verspreiding te bepalen om zodoende inzicht te krijgen in de invloed van milieu- en/of ruimtelijke scenario's op de "staat van instandhouding" van te beschermen soorten.
- De methode zou uitgevoerd moeten worden voor alle VHR-soorten met de bedoeling regressievergelijkingen af te leiden waarmee de kans op voorkomen van deze soorten beschreven kan worden als functie van omgevingscondities. Deze informatie zou opgenomen moeten worden in het kennisstelsel, waarbij onderzocht moet worden of de koppeling met modellen gebruikt kan worden om plausibele veranderingen in verspreidingspatronen door te rekenen.

- Vervolgonderzoek dient tevens te onderzoeken in hoeverre deze methode gebruikt kan worden bij neerschaling van de verspreidingsgegevens, wanneer de regressievergelijkingen worden toegepast op fijnschaligere kaarten van omgevingscondities. Daarbij moet worden opgemerkt dat een ingeschatte kans van voorkomen altijd minder zeker is dan een daadwerkelijk waargenomen absentie of presentie.

6.2.2 Correlaties tussen voorkomen van soorten als basis voor voorspelling

Om vragen over de VHR te kunnen beantwoorden zoals weergegeven in paragraaf 2.1.3 is onderzocht of er statistische methoden zijn waarbij het voorkomen van een, veelal zeldzame, habitatrichtlijnsoort afgeleid kan worden uit informatie over het voorkomen van andere, meer algemenere, soorten. Idee daarachter is dat het voorkomen van moeilijk te modelleren en/of te monitoren zeldzame soorten wellicht te indiceren is op basis van informatie van wel te modelleren en te monitoren soorten. In het ideale geval kan een één-op-één relatie gevonden worden: het voorkomen van de VHR-soort is dan identiek aan het voorkomen van een andere soort of groep van soorten. Als die andere soort of groep van soorten dan bekende “ecologische vereisten” kennen, goed gemonitord en gemodelleerd kunnen worden, dan is de informatie over de bedreigingen, trends en toekomstverwachtingen van de groep van indicatorsoorten ook relevant voor de desbetreffende VHR-soort. In de praktijk is het zoeken naar goede indicatorsoorten. In deze paragraaf wordt ingegaan op de ontwikkeling van een geautomatiseerde methode om “indicator soorten” op te speuren en tegelijk de statistische relatie te berekenen waarmee het voorkomen van VHR-soorten beschreven kan worden op basis van informatie van indicatorsoorten.

6.2.2.1 Methode

Bij het ontwikkelen van een methode is uitgegaan van atlasgegevens voor planten- en vlindersoorten. Met de “shape-file generator”, zoals beschreven in paragraaf 5.1.2.1 zijn verspreidingsbestanden gemaakt van vlinders- en plantensoorten. Deze zijn vervolgens omgezet in puntcoverages van Arc-Info en asciigrids, nodig voor invoer van statistische pakketten. Om de verspreidingsdata in het midden van elke gridcel te laten vallen, zijn de coördinaten 500 meter in de oostelijke en noordelijke richting opgeschoven.

Aangezien er veel soorten in Nederland aanwezig zijn, is het zoeken naar een goede indicatorsoort voor een VHR-soort het zoeken naar de speld in de hooiberg. Natuurlijk kan eerst op basis van ecologische kennis een voorselectie gemaakt worden van mogelijk te verwachten goede indicatorsoorten. Dit is echter niet gedaan. De ecologische kennis is echter achteraf gebruikt om naderhand de resultaten van de statistische methode te toetsen op plausibiliteit. De ontwikkelde methode bestaat uit 3 stappen:

1. het maken van een voorselectie van mogelijk relevante indicatorsoorten op basis van een eenvoudige vergelijking van overeenkomst in voorkomen,
2. het uitvoeren van een classificatie- en regressie-analyse om een juiste set van indicatorsoorten te identificeren en een regressievergelijking af te leiden waarmee op basis van informatie van voorkomen van deze soorten de kans op voorkomen van de VHR-soort beschreven kan worden en
3. het uitvoeren van ruimtelijke statistiek om bij de voorspelling van de VHR-soort op een bepaalde locatie niet alleen te kijken naar het voorkomen van de indicatiesoorten op diezelfde locatie maar ook in de nabijheid van die locatie.

Stap 1) Voorselectie van potentiële indicatorsoorten

Het voorkomen van een VHR-soort wordt vergeleken met het voorkomen van alle soorten op basis van cel-by-cel vergelijking. Voor deze vergelijking die voor veel soorten moet worden uitgevoerd is een AML gebouwd in Arc-Info. Het resultaat van deze AML is een tabel met daarin informatie over het voorkomen van steeds twee soorten, namelijk:

- het aantal malen dat zowel de VHR-soort als de andere soort gezamenlijk voorkomen,
- het aantal malen dat alleen de VHR-soort voorkomt,
- het aantal malen dat alleen de overige soort voorkomt,
- het aantal malen dat geen van beide soorten voorkomen.

In het ideale geval komen de tweede en derde situatie niet voor: er is dan sprake van een perfecte fit in voorkomen van beide soorten. Met de informatie uit de tabel kunnen snel soorten geselecteerd worden, die potentieel goede indicatoren zijn voor het voorkomen van de betreffende VHR-soort. Om deze soorten te selecteren kan op twee situaties gelet worden:

- 1) selecteer die gridcellen waar de VHR-soort voorkomt, en focus dan op die soorten die in deze gevallen veel voorkomen. Helaas zullen met deze selectiemethode veelal de zeer algemene soorten, die overal voorkomen geselecteerd worden.
- 2) selecteer die gridcellen waarin potentiële indicatorsoorten voorkomen en check waarbinnen deze gridcellen ook de VHR-soort voorkomt. Door te letten op deze situaties zullen soorten geselecteerd worden die een vergelijkbaar verspreidingspatroon hebben.

Door uit deze beide groepen van soorten een aantal soorten te kiezen ontstaat een set van potentieel goede indicatorsoorten. Een dergelijke voorselectie is nodig omdat met de huidige statistische technieken niet alle soorten tegelijk in beschouwing genomen kunnen worden bij het berekenen van regressies.

Stap 2) Clusteranalyse en regressie

In de tweede stap moet een methode gevonden worden waarmee relaties gelegd kunnen worden tussen het voorkomen van indicatorsoorten en het voorkomen van een VHR-soort. In feite zijn er twee type mogelijkheden:

- De eerste is dat we een uitkomst genereren in termen van aan- of afwezigheid van een bepaalde VHR-soort in afhankelijkheid van voorkomen van andere soorten,
- De tweede is dat uitkomsten beschreven worden in termen van de kans van voorkomen op een VHR-soort op basis van voorkomen van andere soorten. Hierbij genereert het uiteindelijke statistische regressiemodel voor elk atlasblok een getal tussen nul en één dat de kans aangeeft dat de betreffende VHR-soort in dat gridcel voorkomt.

Beide typen uitkomsten stellen dezelfde twee eisen aan het te ontwikkelen statistisch regressiemodel. Het te ontwikkelen statistisch regressiemodel zal enerzijds het huidige voorkomen moeten beschrijven en tegelijkertijd goed potentieel voorkomen moeten kunnen beschrijven. Dit zijn in feite twee tegengestelde belangen. Zo kan men een regressiemodel ontwikkelen dat bijna perfect de huidige verspreiding beschrijft, maar minder goed ook relevante goede potentiële locaties aanwijst. Een iets “globaler” model daarentegen zal wat meer fouten maken in de beschrijving van het huidige voorkomen maar goede voorspellingen doen. Optimalisatie van afweging tussen beide belangen kan gebeuren door gebruik te maken van een zogenoemde trainingsset van gegevens (op basis waarvan regressiemodellen worden afgeleid) en een validatieset van gegevens (op basis waarmee getoetst wordt hoe goed de voorspelling is).

Een statistische techniek, die goed geschikt is voor oplossing van de gestelde vraag, is de classificatie- en regressieboom analyse (ofwel CART: Categorical And Regression Trees). Hierbij wordt in afzonderlijke stappen de dataset van voorkomen van een VHR-soort steeds

in tweeën gesplitst, en wel op zodanige wijze dat de “deviance” in de nieuw ontstane datasets maximaal afneemt. De “deviance” is gebaseerd op de “likelijkheid van het binomiale model met kans p op niet optreden en $(1-p)$ op wel optreden”. Het resultaat van deze analyse is een classificatieboom, ook wel dendrogram genoemd. Op basis van deze uitvoer kan een set van goede indicatoren worden vastgesteld en kan tegelijkertijd een relatie (cq regressievergelijking) worden beschreven tussen de aanwezigheid (of soms afwezigheid) van indicatorsoorten en de kans op voorkomen van een VHR-soort.

Voor het gebruik van deze methode is het van belang dat er een voorselectie van mogelijk potentiële indicatorsoorten heeft plaatsgevonden, anders wordt het gebruik van de methode praktisch onhaalbaar.

Stap 3) Ruimtelijke vergelijking van verspreiding van indicatorsoorten en de VHR-soort.

De derde stap in de methode is het ruimtelijke vergelijken van de verspreidingspatronen van de VHR-soort en de indicatorsoort. Hierbij wordt gebruik gemaakt van de Map Comparison Kit gemaakt door het RISK (2001). Dit is een software tool waarmee kaarten kunnen worden vergeleken en de mate van overeenkomst tussen de kaarten berekend kan worden. Anders dan bij cel-by-cel vergelijkingen kan met de Map Comparison Kit ook informatie van voorkomen van indicatorsoorten in de nabijheid van een gridcel worden meegewogen bij bepaling van voorkomen van een VHR-soort in die gridcel. De input voor de Map Comparison Kit zijn twee kaarten: een kaart met de verspreiding van de VHR-soort en de kaart met de verspreiding van de indicatorsoorten. De MCK kan dan vervolgens de overeenkomst tussen die kaarten berekenen met Kappa-statistieken (fractie van overeenkomst), Klocation (overeenkomst in locatie op basis van de maximum overeenkomst) en Khisto (maximale overeenkomst gebaseerd op verdeling van het aantal cellen). De MCK biedt de mogelijkheid om met fuzzy algoritmes informatie uit de omgeving van de locaties te betrekken bij vergelijking van kaarten. Daarbij kan worden opgegeven over welke afstand informatie betrokken moet worden. Vooralnog is uitgetoetst wat de invloed is van vergelijking bij twee ruimtelijke “beïnvloedingszones” (4 cellen met een exponentieel verval van 2 cellen (de default) en een fuzzy straal van 10 cellen met een exponentieel verval van 5 cellen).

6.2.2.2 Resultaten

Om de opgezette methode uit te proberen is gefocust op het beschrijven van het voorkomen van de grote vuurvlieder op basis van verspreidingspatronen van plantensoorten. Deze vlinder is een VHR-soort en komt met name voor in een gebied rond de Wieden en Weerribben. Het totale recente voorkomen is volgens de vlinderatlas 62 gridcellen van 1x1 km.

Tabel 8 geeft een lijst van plantensoorten weer waarbij is geselecteerd op de situatie: als de vlinder voorkomt, dan wordt de plant ook aangetroffen.

Tabel 8. Voorselectie van planten waarvoor geldt dat als de vlinder voorkomt, dan komt de plant ook voor. In de kolom "alleen plant" is het aantal gridcellen aangegeven waar de plant voorkomt, de kolom "alleen vlinder" geeft het voorkomen van de vlinder aan, de kolom "plant vlinder" geeft het aantal cellen aan waar plant en vlinder voorkomen. De kolom "% van vlinder" geeft het percentage cellen weer waar plant en vlinder voorkomen t.o.v. het totaal aantal vlinder cellen. De laatste kolom geeft het percentage overeenkomst weer t.o.v. het aantal plantencellen. Waar de eerste soort gevonden wordt, is in 34 % van de lokaties ook de vlinder te vinden, maar dit is 26 % van de vlinder lokaties. De soorten in vetgedrukte namen zijn uit de clusteranalyse naar voren gekomen.

Nr	Latijnse naam	Nederlandse naam	Alleen plant	Aleen vlinder	Plant vlinder	% van vlinder	% van plant
1323	Utricularia intermedia	Plat blaasjeskruid	31	46	16	26	34
748	Liparis loeselii	Groenknolorchis	76	49	13	21	15
477	Eriophorum gracile	Slank wollegras	14	60	2	3	13
496	Euphorbia palustris	Moeraswolfsmelk	149	46	16	26	10
923	Pedicularis palustris	Moeraskartelblad	296	36	26	42	8
221	Carex diandra	Ronde zegge	176	47	15	24	8
1324	Utricularia minor	Klein blaasjeskruid	290	40	22	35	7
337	Cladium mariscus	Galigaan	206	48	14	23	6
154	Bromus arvensis	Akkerdravik	19	61	1	2	5
714	Lathyrus palustris	Moeraslathyrus	531	37	25	40	4
821	Menyanthes trifoliata	Waterdrieblad	1071	13	49	79	4
950	Platanthera bifolia	Welriekende nachtorchis	247	51	11	18	4
418	Drosera rotundifolia	Ronde zonnedaauw	1141	13	49	79	4
1681	Cuscuta campestris	Veldwarkruid	24	61	1	2	4
913	Oxycoccus palustris	Kleine veenbes	504	42	20	32	4
5123	Quercus palustris	Moerasedik	27	61	1	2	4
217	Carex buxbaumii	Knots zegge	28	61	1	2	3
175	Calamagrostis stricta	Stijf struisriet	116	58	4	6	3
239	Carex lasiocarpa	Draadzegge	529	44	18	29	3
890	Dactylorhiza majalis subsp.	Rietorchis	1331	17	45	73	3
1637	Dactylorhiza majalis	Brede orchis	305	52	10	16	3
1051	Ranunculus lingua	Grote boterbloem	1339	21	41	66	3
1265	Taraxacum palustre	Moeraspaardenbloem	101	59	3	5	3
1332	Valeriana dioica	Kleine valeriaan	754	40	22	35	3
427	Thelypteris palustris	Moerasvaren	976	34	28	45	3
1255	Stratiotes aloides	Krabbenscheer	2067	8	54	87	3
1230	Sparganium natans	Kleinste egelskop	78	60	2	3	3
626	Hierochloa odorata	Veenreukgras	588	47	15	24	2
1385	Viola palustris	Moerasviooltje	2008	16	46	74	2
420	Dryopteris cristata	Kamvaren	929	41	21	34	2
1965	Aronia x prunifolia	Zwarte appelbes	311	56	6	10	2
332	Cirsium dissectum	Spaanse ruiter	374	55	7	11	2
532	Fritillaria meleagris	Wilde kievitsbloem	110	60	2	3	2
908	Osmunda regalis	Koningsvaren	2282	22	40	65	2
476	Eriophorum angustifolium	Veenpluis	2508	19	43	69	2
346	Potentilla palustris	Wateraardbei	2960	14	48	77	2
681	Juncus filiformis	Draadrus	188	59	3	5	2

Als de vlinder voorkomt, zijn ook sommige planten vaak aanwezig. Dit zijn de soorten die of heel algemeen zijn, of hetzelfde voorkomen hebben als de vlindersoort. Deze zijn weergegeven in Tabel 9.

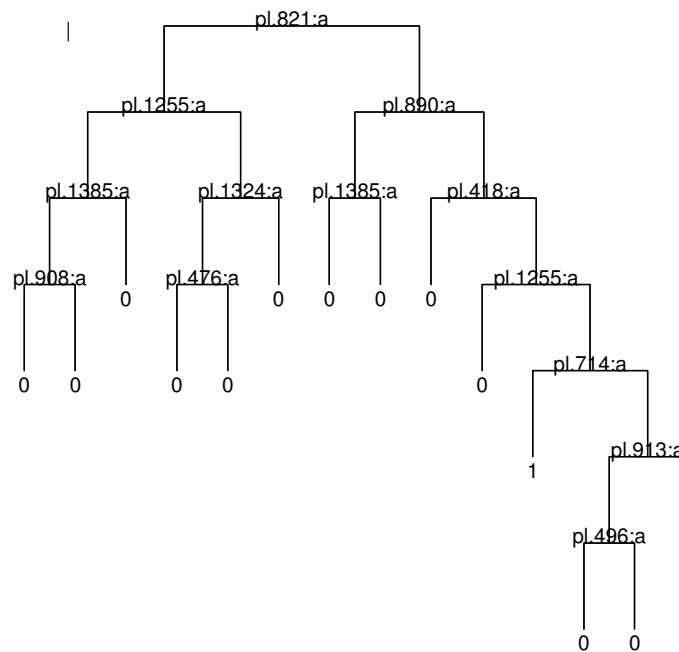
Tabel 9. Voorselectie van planten waarvoor geldt dat als de plant voorkomt dat ook de vlinder vaak voorkomt. Zie vooruitleg kolomnamen

Nr	Latijnse naam	Nederlandse naam	Alleen plant	Alleen vlinder	Plant vlinder	% van vlinder	% van plant
665	<i>Iris pseudacorus</i>	Gele lis	17002	5	57	92	0
784	<i>Lysimachia vulgaris</i>	Grote wederik	14323	6	56	90	0
641	<i>Hydrocotyle vulgaris</i>	Gewone waternavel	7945	7	55	89	1
785	<i>Lythrum salicaria</i>	Grote kattenstaart	14111	7	55	89	0
205	<i>Cardamine pratensis</i>	Pinksterbloem	20080	8	54	87	0
1255	<i>Stratiotes aloides</i>	Krabbenscheer	2067	8	54	87	3
865	<i>Nuphar lutea</i>	Gele plomp	7181	10	52	84	1
640	<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>	Kikkerbeet	6994	11	51	82	1
866	<i>Nymphaea alba</i>	Witte waterlelie	3731	12	50	81	1
418	<i>Drosera rotundifolia</i>	Ronde zonnedaauw	1141	13	49	79	4
821	<i>Menyanthes trifoliata</i>	Waterdrieblad	1071	13	49	79	4
346	<i>Potentilla palustris</i>	Wateraardbei	2960	14	48	77	2
772	<i>Lychnis flos-cuculi</i>	Echte koekoeksbloem	11114	15	47	76	0
1275	<i>Thalictrum flavum</i>	Poelruit	3636	16	46	74	1
1385	<i>Viola palustris</i>	Moerasviooltje	2008	16	46	74	2
890	<i>Dactylorhiza majalis</i> subsp.	Rietorchis	1331	17	45	73	3
1333	<i>Valeriana officinalis</i>	Echte valeriaan	15149	17	45	73	0
526	<i>Filipendula ulmaria</i>	Moerasspirea	11272	18	44	71	0
187	<i>Caltha palustris</i> subsp.	Gewone dotterbloem	6402	19	43	69	1
476	<i>Eriophorum angustifolium</i>	Veenpluis	2508	19	43	69	2
1114	<i>Sagittaria sagittifolia</i>	Pijlkruid	7183	19	43	69	1
933	<i>Phragmites australis</i>	Riet	22070	20	42	68	0
1051	<i>Ranunculus lingua</i>	Grote boterbloem	1339	21	41	66	3
759	<i>Lonicera periclymenum</i>	Wilde kamperfoelie	10939	22	40	65	0
908	<i>Osmunda regalis</i>	Koningsvaren	2282	22	40	65	2
638	<i>Hottonia palustris</i>	Waterviolier	4835	23	39	63	1
473	<i>Erica tetralix</i>	Gewone dophei	5487	24	38	61	1

Beide lijsten zijn gebruikt als invoer voor CART (f.vhr.tree (dt.vl42, mindev=0.05)). Het resultaat is de boom zoals weergegeven in Figuur 27. Deze “boom” moet vanaf boven (de wortel of root) naar beneden (de bladeren) worden gelezen. De aftakkingen ofwel nodes en de getallen bij bladeren onderaan geven aan wat de voorspelde kans op voorkomen van de grote vuurvliinder is, gegeven bepaalde situaties van voorkomen van indicatorsoorten. Bij elke aftakking staat de conditie waarop de vertakking plaatsvindt. In dit voorbeeld is te zien dat in de eerste aftakking van bovenaf de boom in tweeën gesplitst wordt op basis of plantensoort 821 (waterdrieblad) niet aanwezig is (linker tak) of wel aanwezig is (rechtertak). Vervolgens wordt in een volgende stap de linkertak gesplitst in afhankelijkheid van voorkomen van soort 1255 (krabbescheer). Uiteindelijk blijkt de grote vuurvliinder vooral voor te komen in twee situaties, namelijk:

- aanwezigheid van planten 821, 890, 418, 1255 met daarbij de afwezigheid van 714
- aanwezigheid van planten 821, 890, 418, 1255, én aanwezigheid van 714 en 913

In bijbehorende Tabel 10 (de boom op zijn kant) is te zien hoe de kans op voorkomen van de grote vuurvliinder precies afhangt van het voorkomen van de indicator soorten.



Figuur 27. Dendrogram voor het voorkomen van de grote vuurvliinder gebaseerd op het voorkomen van 50 voor-geselecteerde indicatorsoorten (hogere plantensoorten).

De boom begint dus bij de wortel/root met 34974 waarnemingen (alle gridcellen). De kans op voorkomen van de Grote vuurvliinder in deze nu nog niet-opgesplitste volledige database is 0,00177 (=62/34974). De boom wordt vervolgens opgesplitst in afhankelijkheid van voorkomen van plant 821. Komt deze soort niet voor dan is de kans op voorkomen van de grote vuurvliinder zeer klein, namelijk 0,000384. Komt deze soort wel voor dan is de kans meteen veel hoger namelijk 0,04375. Als we de boom zo verder aflopen zien we dat er de grote vuurvliinder bij aanwezigheid van soort 821+890+418+1255 zonder 714 voorkomt met een kans van 0,913 en bij voorkomen van soorten 821+890+418+1255+714+913 met de kans 0,67. In totaal zijn dan 23+15 = 38 van de 62 voorkomens goed voorspeld. Indien we nog verdere splitsingen zouden toelaten dan zouden we een nog preciezere classificatieboom krijgen. Maar als deze te specifiek wordt, neemt de voorspellende kracht af.

Tabel 10. Resultaat van de classificatie boom analyse van het voorkomen van de grote vuurvliender op basis van het voorkomen van een 50-tal voorgeselecteerde plantensoorten.

Nodes	Plant num- mer	Wel/nie t voor- komen	Aantal waarne- mingen	Devianc e	Voor- spelde waarde	Kans op 0	Kans op 1	Einde dendo- gram
1 root			34974	909.5	0	0.99820	0.00177	
_2	821	0	33854	230.5	0	0.99960	0.00038	
___4	1255	0	32177	97.7	0	0.99980	0.00016	
_____8	1385	0	30768	61.4	0	0.99990	0.00010	
_____16	908	0	29180	22.6	0	1.00000	0.00003	*
_____17	908	1	1588	30.7	0	0.99870	0.00126	*
_____9	1385	1	1409	30.2	0	0.99860	0.00142	*
_____5	1255	1	1677	101.5	0	0.99520	0.00477	
_____10	1324	0	1663	56.2	0	0.99760	0.00241	
_____20	476	0	1513	30.5	0	0.99870	0.00132	*
_____21	476	1	150	21.2	0	0.98670	0.01333	*
_____11	1324	1	14	16.8	0	0.71430	0.28570	*
_3	821	1	1120	402.5	0	0.95620	0.04375	
___6	890	0	866	51.0	0	0.99540	0.00462	
_____12	1385	0	523	0.0	0	1.00000	0.00000	*
_____13	1385	1	343	43.6	0	0.98830	0.01166	*
_____7	890	1	254	237.3	0	0.82280	0.17720	
_____14	418	0	138	36.2	0	0.97100	0.02899	*
_____15	418	1	116	150.7	0	0.64660	0.35340	
_____30	1255	0	23	0.0	0	1.00000	0.00000	*
_____31	1255	1	93	127.6	0	0.55910	0.44090	
_____62	714	0	23	13.6	1	0.08696	0.91300	*
_____63	714	1	70	83.8	0	0.71430	0.28570	
_____126	913	0	55	52.2	0	0.81820	0.18180	
_____252	496	0	33	15.1	0	0.93940	0.06061	*
_____253	496	1	22	28.8	0	0.63640	0.36360	*
_____127	913	1	15	19.1	1	0.33330	0.66670	*

Door de originele gegevens in tweeën te splitsen kunnen een trainingsset en validatieset worden opgezet. Met behulp van deze twee sets zou een zo optimaal mogelijk regressiemodel berekend kunnen worden. Dan zouden op basis van de plantgegevens in de validatieset en de ontwikkelde classificatieboom de kans op voorkomen van de grote vuurvliender in de validatieset voorspeld moeten worden en vergeleken met de daarin werkelijk waargenomen presenties. De “misclassification rate” kan dan worden gebruikt om aan te geven hoe groot de voorspellende kracht van het ontwikkelde statistische regressiemodel is. “De misclassification rate” is daarbij simpelweg het aantal verkeerde voorspellingen gedeeld door het totaal aantal voorspellingen. Via crossvalidatie en een kostenfunctie kan op statistische wijze de optimale grootte van de classificatieboom bepaald worden.

Tabel 11 geeft de twee meest verklarende varianten van het voorkomen van de grote vuurvliender weer. De lijst van indicatoren lijken plausibel. De grote vuurvliender plant zich vooral voort in vroege successiestadia van veenmosrietland in moerassen (www.vlinderstichting.nl). Veel van de genoemde indicatorsoorten zijn meetsoorten van

veenmosrietlanden in programmabeheer. Opvallend lijkt het ontbreken van waterzuring als indicatorsoort. Waterzuring is immers de waardplant van de grote vuurvliinder. Het verspreidingsgebied van de Waterzuring is echter vele malen groter dan het verspreidingsgebied van de grote vuurvliinder, zodat statistisch gezien waterzuring geen goede indicator is. De vliinder heeft een voorkeur voor een jonge fase van veenmosrietland, Uit deze gegevens kan op een kaart gemaakt worden met de kans op voorkomen van de Grote vuurvliinder gebaseerd op het voorkomen van de, met CART geselecteerde, indicator soorten.

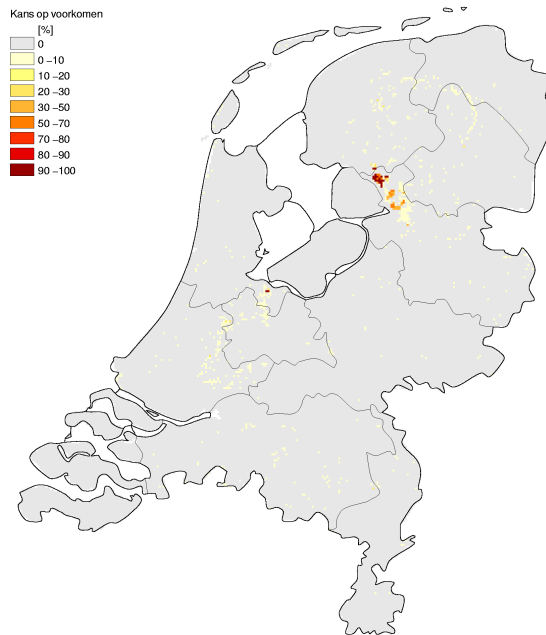
Tabel 11. De twee gevonden varianten van indicatorsoorten die het voorkomen van de Grote vuurvliinder het beste benaderen.

	Variant 1	Variant 2
821 Waterdrieblad (<i>Menyanthes trifoliata</i>)	Aanwezig	Aanwezig
890 Rietorchis (<i>Dactylorhiza majalis subsp.</i>)	Aanwezig	Aanwezig
418 Ronde zonnedauw (<i>Drosera rotundifolia</i>)	Aanwezig	Aanwezig
1255 Krabbescheer (<i>Stratiotes aloides</i>)	Aanwezig	Aanwezig
714 Moeraslathyrus (<i>Lathyrus palustris</i>)	Afwezig	Aanwezig
913 Kleine veenbes (<i>Oxycoccus palustris</i>)		Aanwezig

In 1970 kwam deze vlindersoort nog in zeven grote moerasgebieden voor. In 2001 kwam de soort nog slechts in drie moerasgebieden in Zuid-Friesland en Noordwest-Overijssel voor. Zoals hierboven aangegeven heeft de soort een voorkeur voor een jonge fase van veenmosrietland, dat rijk is aan waterzuring (waardplant). Hierop worden de eitjes afgezet. Veenmosrietland is een bepaald stadium in de verlanding van veengebied dat is afgegraven voor turfwinning. Dergelijk rietland is zeldzaam en kan alleen met intensief beheer in stand blijven, want door natuurlijke successie verandert het in moerasbos. Bovendien verdwijnt veenmosrietland door verzuring en door vermessing van het oppervlaktewater. Doordat er nauwelijks nieuw veenmosrietland ontstaat is de grote vuurvliinder een bedreigde soort. Ook lijkt het vrouwtje een voorkeur te hebben voor grote waterzuring met een laag fosforgehalte om haar eieren op te leggen. Schoon oppervlaktewater en weinig recreatie zijn belangrijke voorwaarden voor voorkomen.

Figuur 28 geeft de voorspelling weer. Figuur 29 geeft de waargenomen recente verspreiding weer. Duidelijk is dat er een goede overeenkomst bestaat tussen de locaties met een hoge voorspelde kans op voorkomen en de waarneming. Er bestaat echter ook een aanzienlijk aantal locaties waar de soort een lage kans op voorkomen heeft, maar waar de soort recent niet is aangetroffen. In het verleden kwam deze vlindersoort nog in acht grote moerasgebieden voor in Zuidwest-Overijssel en het zuiden van Friesland. Dit waren naast de Weerribben, de Wieden, de Rottige Meente de Lindenvallei, de Deelen, de Makkumerwaard, Oosterschar en de Bankepolder. In 2001 kwam de soort nog slechts in drie moerasgebieden voor (de Weerribben, de Wieden en de Rottige Meente).

Kans op het voorkomen van de Grote vuurvliinder



Figuur 28. Kans op voorkomen van de grote vuurvliender aan de hand van het voorkomen van de plantensoorten.

Grote vuurvliender



Figuur 29. Werkelijk voorkomen van de grote vuurvliender 1993-2002. Bron: Vlinderstichting in prep.

Vervolgens is de vraag of met ruimtelijke statistiek de voorspelling nog verbeterd kan worden. Het gaat dan om de vraag of een voorspelling op een bepaalde locatie (gridcel) verbeterd kan worden door in de voorspelling rekening te houden met informatie over het voorkomen van de geselecteerde indicatorsoorten in de directe nabijheid van die locatie. De Map Comparison Kit is gebruikt voor het vergelijken van de kaarten van de Grote vuurvliender en de verspreiding van de relevante indicatorsoorten (Tabel 11). De Kappa is gebruikt als maat voor de “goodness of fit”.

Tabel 12 geeft de resultaten weer van de vergelijkingen van 3 verschillende selecties van indicatorsoorten:

- 1) Plat blaasjeskruid, een soort die uit de voorselectie naar voren kwam als een goede potentiële indicator,
- 2) variant 1 uit de CART-methode en
- 3) variant 2 uit de CART-methode.

Deze analyse kan gebruikt worden om de invloed van het betrekken van ruimtelijke informatie te analyseren. Daarvoor moeten de Kappa's van “cel-by-cel vergelijking” en “fuzzy vergelijking” onderling vergeleken worden.

Tabel 12. De Kappa's voor vergelijking van het verspreidingspatroon van de Grote vuurvliender met verschillende sets van indicatoren. Variant 1 = Waterdrieblad (Menyanthes trifoliata) & Rietorchis (Dactylorhiza majalis subsp.) & Ronde zonnedaauw (Drosera rotundifolia) & Krabbescheer (Stratiotes aloides) zonder Moeraslathyrus (Lathyrus palustris). Variant 2 = Waterdrieblad (Menyanthes trifoliata) & Rietorchis (Dactylorhiza majalis subsp.) & Ronde zonnedaauw (Drosera rotundifolia) & Krabbescheer (Stratiotes aloides) & Moeraslathyrus (Lathyrus palustris) & Kleine veenbes (Oxycoccus palustris).

	Plat Blaasjeskruid	Variant 1	Variant 2
Cel-by-cel	0,29	0,49	0,26
Fuzzy Set Algoritme, straal: 4 cellen, halfwaarde afstand exponentieel: 2	0,53	0,67	0,57
Fuzzy Set Algoritme, straal: 10 cellen, halfwaarde afstand exponentieel: 5	0,66	0,74	0,75

Uit de resultaten blijkt dat door het betrekken van informatie over het voorkomen van de indicatorsoorten in de nabijheid van gridcellen de mate van overeenkomst tussen voorspelling en voorkomen vergroot kan worden: de Kappa neemt immers toe. Daarbij wordt de hoogste kapp bereikt bij set 2 met een straal van 10 cellen en een halfwaarde afstand van 5 cellen, oftewel door informatie over het voorkomen van indicatorsoorten uit een brede zone rond de betreffende gridcel te betrekken bij het voorspellen van het voorkomen van de grote vuurvliender.

Conclusies en aanbevelingen:

- Het voorkomen van een zeldzame soort als de grote vuurvliender laat zich goed voorspellen op basis van een beperkt aantal andere soorten. Het achterhalen van goede indicatoren voor VHR-soorten en het afleiden van regressiemodellen kan op geautomatiseerde wijze plaatsvinden door de volgende drie stappen benadering:
 1. alle plantensoorten zijn cel-by-cel vergeleken met het voorkomen van de zeldzame VHR-soort. Dit levert een voorselectie op van potentiële indicatorsoorten.

2. Met een ruime selectie van de potentiële soorten is de classificatie- en regressieboom analyse (CART, categorical and regression trees) toegepast. Hieruit komt een combinatie van soorten uit die de VHR-soort kunnen voorspellen en een kaart met de kans op voorkomen in heel Nederland op die VHR-soort.
 3. Met de Map Comparison Kit kunnen vergelijkingen gemaakt worden tussen 2 kaarten, waarbij ook een zonering rond het voorkomen kan worden opgegeven, de fuzzy set algoritme.
- De ontwikkelde methode zal toegepast moeten worden voor alle VHR-soorten ten einde een database op te stellen van goede indicatorsoorten. Daarbij zal bij de selectie van potentiële indicatorsoorten gefocust moeten worden op alleen die soorten die met het MNP-instrumentarium ook gemeten en gemodelleerd kunnen worden. Tevens zullen voor alle VHR-soorten regressievergelijkingen moeten worden opgesteld tussen kans op voorkomen van de betreffende VHR-soorten en de indicatorsoorten. Uitkomsten van MNP-modellen en meetnetten zijn dan mogelijk door te vertalen naar doelrealisatie van de VHR. Daarbij moet worden opgemerkt dat een statistische analyse altijd minder betrouwbare gegevens zal opleveren dan daadwerkelijke waarnemingen in het veld.

7. Samenvattend: naar een kennissysteem voor de Vogel- en Habitatrictlijn

In de voorafgaande hoofdstukken is aandacht besteed aan de vraag of het MNP-instrumentarium gebruikt kan worden bij het doen van uitspraken over de doelbereiking van de VHR. Daarbij is in afzonderlijke hoofdstukken behandeld hoe het huidige kennissysteem, waarin graadmeter, meetnetten en modellen een belangrijke rol spelen, aansluit bij de vragen die spelen rond de VHR.

In het kennissysteem is met een database over doelen wat betreft de te beschermen soorten en habitats, en de link daarmee naar de VHR-gebieden, in beeld gebracht waar welke doelen gesteld zijn. Deze koppeling maakt het mogelijk doelen op het niveau van soorten en gebieden met elkaar te relateren. Aangezien de nationale taakstelling voortkomend uit de doelen in de richtlijnen (met name wat betreft “staat van instandhouding” en “significante” beïnvloeding) nog nader ingevuld moeten worden, is in het kennissysteem gefocust op “mate van voorkomen” en “verspreiding”. Dit omdat een recente handreiking van de Europese Commissie (EC, 2002) duidelijk maakt, dat het in ieder geval gaat om de “mate van voorkomen” en “verspreiding” van soorten en habitats. Negatieve trends daarin zijn niet wenselijk. De huidige indicatoren en graadmeters van het MNP zouden gebruikt kunnen worden om trends in “mate van voorkomen” en “verspreiding” in beeld te brengen. De onderliggende informatie, uit (a) meetnetten, (b) verspreidingsonderzoek en (c) modellen, moet dan wel toegesneden zijn op de VHR-soorten, -habitats en -gebieden.

- (a) De monitoring in het kader van het NEM biedt al vaak relevante informatie. Voor veel VR-soorten blijken de meetnetten in principe vaak al voldoende representatieve meetpunten te bevatten om naast landelijke trends in voorkomen ook trends in afzonderlijke gebieden te berekenen. Voor veel HR-soorten kunnen nog geen landelijke trends berekend worden. Mogelijkheden van aquatisch en mariene meetnetten zijn echter nog niet onderzocht. De oppervlakte van habitats wordt momenteel nog niet standaard gemonitord. Wel wordt steekproefsgewijs al veel informatie verzameld over soortensamenstelling van vegetaties, hetgeen mogelijkheden biedt om wellicht uitspraken te doen over de kwaliteit van de te beschermen habitats. De vraag in hoeverre de meetnetten aanvulling behoeven hangt sterk samen met de vraag hoe de taakstelling van beleid ten aanzien van de “staat van instandhouding” uiteindelijk wordt gedefinieerd. Voor het vervullen van de natuurplanbureaufunctie is het in beeld brengen van landelijke trends in het voorkomen van soorten en habitats, gemeten in de beschermde gebieden, waarschijnlijk vooralsnog voldoende.
- (b) Voor veel soorten bestaan landelijke verspreidingsgegevens. Deze gegevens zijn echter niet standaard beschikbaar voor het MNP. De gegevens zijn daarnaast niet altijd volledig, even recent en op voldoende fijnmazige schaal beschikbaar, hetgeen het gebruik in het kader van de VHR bemoeilijkt. Met het kennissysteem is getracht de interne beschikbaarheid van verspreidingsgegevens van hogere plantensoorten, vogels en vlinders te vergroten. Gelijktijdig zijn statistische methoden ontwikkeld die gebruikt kunnen worden bij het opvullen van hiaten in verspreidingsgegevens. Wellicht kunnen dezelfde methoden gebruikt worden voor neerschaling van de verspreidingsgegevens. Dit vergt echter nog nader onderzoek.

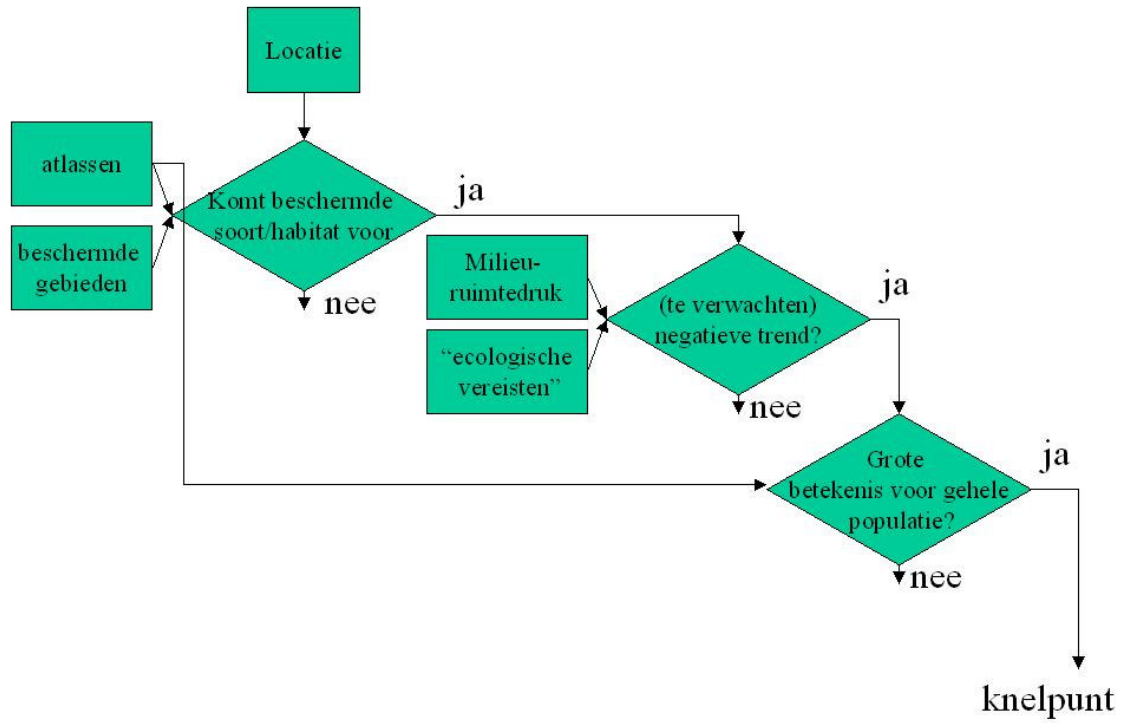
(c) De MNP-modellen zijn een andere belangrijke bron voor het berekenen van indicatoren/graadmeters. De huidige abiotische ecologische modellen kunnen veelal voor grote delen van de VHR rekenen. In het kennissysteem is een neerschalingmethode opgenomen waarmee de invoer van de modellen qua NH_y -depositie beter aansluit bij de schaal van VHR-gebieden. De biotische modellering van VHR-soorten is echter ook een knelpunt. De meeste VHR-soorten ontbreken in de huidige modellen. Uit een literatuuronderzoek is gebleken dat nieuwe modellen niet snel te maken zijn, omdat de daarvoor benodigde kwantitatieve informatie over de ecologische eisen van soorten beperkt beschikbaar is. Voor een aantal met name aquatische soorten en vogels kunnen op korte termijn wel modellen gemaakt worden en zijn zelfs buiten het MNP geschikte modellen beschikbaar. Deze zouden kunnen worden opgenomen in het MNP-instrumentarium. Voor een aantal soorten biedt dit echter geen oplossing. Daarvoor zijn met behulp van de verspreidingsgegevens relaties gelegd tussen het voorkomen van VHR-soorten en wel te modelleren soorten. Met behulp van dergelijke relaties kunnen modelresultaten worden vertaald in termen van voorkomen van VHR-soorten. In het kennissysteem is een methode opgenomen om de zogenoemde indicatorsoorten af te leiden en bovengenoemde regressierelaties te berekenen. Daarnaast is een methode ontwikkeld die directe relaties legt tussen omgevingsfactoren en voorkomen van VHR-soorten. Met deze regressievergelijkingen kan ook de invloed van veranderingen in milieu en ruimte op de verspreiding van VHR-soorten direct in beeld gebracht worden. De haalbaarheid van deze methode moet echter verder onderzocht worden.

Door bovenstaande verbeteringen in het huidige MNP-instrumentarium ontstaat een eerste prototype van het kennissysteem voor de VHR. Daarbij bevat het kennissysteem, in de vorm van een database gekoppeld aan geografische informatie, informatie over:

- 1 waar welke doelen gelden,
- 2 waar welke soorten en habitats nu voorkomen (gemeten of statistisch voorspeld),
- 3 wat de historische trends in mate van voorkomen van deze soorten zijn (ofwel landelijk gemiddeld of wel gebiedsspecifiek) en,
- 4 hoe het voorkomen van soorten afhangt van ruimte- en/of milieudruk (in beeld gebracht door directe en/of indirecte relaties met modeluitkomsten ofwel via berekening van toelaatbare milieu- en/of ruimtedruk –c.q. “ecologische vereisten”- in termen van minimaal habitatoppervlakte of maximaal toelaatbare kritische depositie).

Volgend jaar zal met name moeten worden besteed aan het zo volledig mogelijk vullen van deze database met de dit jaar ontwikkelde methoden. Met het uiteindelijke kennissysteem zullen dan analyses gemaakt kunnen worden zoals weergegeven in Figuur 30.

Dat het tot nog toe opgezette kennissysteem zinvol is voor het MNP, is gebleken uit het gebruik van resultaten in de IBO-studie naar de VHR (Lammers, 2003), de Quick scan van mogelijke gevolgen en effectiviteit van zoneringsvarianten rond WAV en VHR (Van Hinsberg et al., 2003), de Natuurbalans 2003, de Doorrekening Hoofdlijnenakkoord Balkenende 2 (MNP, 2003c) en de artikelen Van Hinsberg en Van der Hoek (2003) en Veen en Notenboom (subm.).



Figuur 30. Analyses zoals die gemaakt kunnen worden met het kennisstelsel voor de VHR.

Literatuur

- Albers, R., Beck, J., Bleeker, A., Van Bree, L., Van Dam, J., Van der Eerden, L., Freijer, J., Van Hinsberg, A., Marra, M., Van der Salm, C., Tonneijck, A., De Vries, W., Wesselink, L. en Wortelboer, F., 2001. Evaluatie van de verzuringsdoelstellingen: de onderbouwing. RIVM rapport 725501001, RIVM, Bilthoven.
- Bakkenes, M., D. de Zwart en J.R.M. Alkemade, 2002. Move nationaal Model voor de Vegetatie versie 3.2 Achtergronden en analyse van modelvarianten RIVM-rapport 408657006. RIVM Bilthoven
- Bal, D., H.M. Beijer, M. Felliger, R. Haveman, A.J.F.M. van Opstal en F.J. van Zadelhoff, 2001. Handboek natuurdoeltypen. Rapport Expertisecentrum LNV 2001/020, Wageningen.
- BioBase, 2003. Register Biodiversiteit. CBS, Voorburg.
- Broekmeijer, M.E.A., F.G.W.A. Ottburg en F.H. Kistenkas, 2003. Flora- en Faunawet. Toepassing van artikel 75 in de praktijk. Werkdocument 2003/14. Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte. Wageningen.
- Durand, A.M., Peeters, E.T.H.M. en Wortelboer, F.G., 1998. Effecten van ingrepen in het waterbeheer op aquatische levensgemeenschappen. Soortbenadering, fase 1: ontwikkeling van het prototype. In opdracht van RIZA, STOWA & RIVM. Witteveen & Bos, Deventer. RIVM rapport 703718003. RIVM, Bilthoven.
- EC-LNV, 2001. Herziening Handboek Natuurdoeltypen, EC-LNV, Wageningen.
- Ejrnæs, R., 2002. Numerical methods for evaluation of biological condition in open land habitats. NERI, Department of Landscape Ecology. Presentatie op symposium Monitoring and the Habitatdirective. Denemarken.
- Ertsen, A.C.D. en Wortelboer, F.G., 2003. Ristori 2003; validatie van responsiemodellen aan de hand van case-studies. Royal Haskoning, in prep. In opdracht van Ristori (RIZA, STOWA & RIVM).
- Europese Commissie, 2000. Beheer van "Natura 2000"-gebieden. De bepalingen van artikel 6 van de habitatrichtlijn (Richtlijn 92/43/EEG. Europese Gemeenschappen, Luxemburg.
- Europese Commissie, 2002. Atlantic region. Reference List of habitat types and species present in the region. Europese Gemeenschappen, Luxemburg
- Heer, de M., R. Alkemade, M. Bakkenes, M. van Esbroek, A. van Hinsberg, D. de Zwart, 2000. MOVE, nationaal model voor de vegetatie, versie 3. De kans op voorkomen van circa 900 plantensoorten als functie van 7 omgevingsvariabelen. RIVM-rapport 408657002. RIVM, Bilthoven.
- Hennekens, S.M., J.H.J. Schaminee et al., 2002. Synbiosys: kennissysteem vegetatie voor natuurbehoud, natuurbeleid en natuurontwikkeling. CD-rom, Alterra, Wageningen.

Hinsberg, van A. en J. Kros, 1999. Een Normstellingmethode voor (stikstof)depositie op natuurlijke vegetaties in Nederland. Een uitwerking van de Natuurplanner voor natuurdoeltypen. RIVM-rapport 722108024. RIVM, Bilthoven.

Hinsberg, A. van, H.L. Dijkstra, P.J.W. Hinssen, K. Kramer, F.M.R. Leus, R. Reiling, M.J.S.M. Reijnen, M.W.M. van der Tol en J. Wiertz, 1999. Stroomlijning Natuurplanbureau modellen. RIVM-rapport 408662001, RIVM, Bilthoven.

Hinsberg, A. van, J. Wiertz, R. van Ek, 2000. Concept Projectplan Nationaal model voor de vegetatie. RIVM-rapport 408662002. RIVM, Bilthoven.

Hinsberg A. van, H. Noordijk, M. van Esbroek, A. van Pul, W. Lammers, 2003. Quick scan van mogelijke gevolgen en effectiviteit van zoneringsvarianten rond VHR en WAV. RIVM-rapport 408768002/2003. RIVM, Bilthoven.

Hinsberg A. van en D.J. van der Hoek, 2003. Oproep tot onderzoek naar oorzaak verstruiking in de duinen. De Levende Natuur.

IKC Natuurbeheer Rapport nr. 12 (1994). Bedreigde en kwetsbare zoogdieren in Nederland. Toelichting op de Rode Lijst.

IKC Natuurbeheer Rapport nr. 18 (1995). Bedreigde en kwetsbare dagvlinders in Nederland. Toelichting op de Rode Lijst.

IKC Natuurbeheer Rapport nr. 21 (1996). Bedreigde en kwetsbare vogels in Nederland. Toelichting op de Rode Lijst.

IKC Natuurbeheer Rapport nr. 24 (1996). Bedreigde en kwetsbare paddestoelen in Nederland. Toelichting op de Rode Lijst.

IKC Natuurbeheer Rapport nr. 25 (1996). Bedreigde en kwetsbare reptielen en amfibieën in Nederland. Toelichting op de Rode Lijst.

IKC Natuurbeheer Rapport nr. 29 (1998). Bedreigde en kwetsbare korstmossen in Nederland. Toelichting op de Rode Lijst.

IKC Natuurbeheer Rapport nr. 30 (1998). Bedreigde en kwetsbare libellen in Nederland. Toelichting op de Rode Lijst.

IKC Natuurbeheer Rapport nr. 33 (1998). Bedreigde en kwetsbare zoetwatervissen in Nederland. Toelichting op de Rode Lijst.

Jaarsveld, van J.A., 1995. Modelling the long-term atmospheric behaviour of pollutants on various spatial scales. PhD-thesis Universiteit Utrecht.

Jaarsveld, van J.A., 1989. Een Operationeel atmosferisch transportmodel voor Prioritaire Stoffen; specificatie en aanwijzingen voor gebruik. RIVM-rapport 228603008. RIVM, Bilthoven

Jaarsveld, van J.A., W.A.J. van Pul, 2002. Berekenende ammoniakconcentraties in Nederland vergeleken met de intensiveringsmetingen met passieve samplers. RIVM-rapport 725501006. RIVM, Bilthoven

Jaarsveld, van J.A., 2003. Documentatie OPS-versie polaire matrices, interne notitie. RIVM, Bilthoven.

Janse, J.H., 1997. A model of nutrient dynamics in shallow lakes in relation to multiple stable states. *Hydrobiologia* 342/343: 1-8.

Janse, J.H. en P.J.T.M. Van Puijenbroek, 1997. PCDitch, een model voor eutrofiëring en vegetatie-ontwikkeling in sloten. RIVM-Rapport 703715 004, RIVM, Bilthoven.

Janssen, J.A.M., W.A. Ozinga en J.H.J. Schaminée, 2003. Europese Natuur in Nederland. Monitoring van habitattypen - een verkenning. Alterra-rapport 841, Alterra, Wageningen.

Knol, O. (in prep.), Documentatie Graadmeter Informatie Database. RIVM-rapport. Bilthoven.

Kros, J., G.J. Reinds, W. de Vries, J.B. Latour en M.J.S. Bollen, 1995. Modelling of soil acidity and nitrogen availability in natural ecosystems in response to changes in acid deposition and hydrology. SC-DLO Report 95. SC-DLO, Wageningen.

Lammers, W., 2003. Kerncijfers voor de IBO studie Vogel- en Habitatrichtlijn. RIVM-rapport 408768001/2003. DLO, RIVM, Bilthoven.

LNV, 2000. Nota Natuur voor Mensen, Mensen voor Natuur. Ministerie LNV, Den Haag.

LNV, 2003a. Lijstdocument. Overzicht van gebiedsselecties van de Habitatrichtlijn. LNV, Den Haag.

LNV, 2003b. Verantwoordingsdocument. Selectiemethodiek voor aangemelde Habitatrichtlijngebieden. LNV, Den Haag.

MNP, 2003a. Natuurbalans, 2003. DLO, RIVM, Bilthoven

MNP, 2003b. Milieu- en Natuureffecten Hoofdlijnenakkoord kabinet Balkenende 2. RIVM rapport 500013002. DLO en RIVM, Bilthoven.

Nijs, de T., G. Engelen, R. White, H. van Delden, I. Uljee, 2001. De LeefOmgevings Verkenner. Technische Documentatie. RIVM-rapport 408505007. RIVM, Bilthoven.

Oostermeijer, J.B.G. en C.A.M. van Swaay, 1996. De gevoeligheid van dagvlinders voor vermisting, verdroging en verzuring. Een kwantificering van de relaties tussen dagvlinders en de milieufactoren stikstof, vocht en zuurgraad. Rapport nr. VS96.03. De Vlinderstichting, Wageningen.

Overbeek, G.J., A.H.W. Beusen, P.C.M. Boers, G.J. van den Born, P. Groenendijk, J.J. van Grinsven, T. Kroon, H.G. van der Meer, H.P. Oosterom, P.J.T.M. van Puijenbroek, J.

- Pebesma, E.J. en A.M.F. Bio (2002) Landsdekkende interpolatie van aanwezigheid van plantensoorten. ICG rapport 02/4. Centre for Geo-ecological Research, Utrecht.
- Pouwels, R., R. Jochem, M.J.S.M. Reijnen, S.R. Hensen en J.G.M. van der Grefte, 2002. LARCH voor ruimtelijke ecologische beoordelingen van landschappen. Alterra-rapport 492, Alterra, Wageningen.
- Pouwels, R., S.R. Hensen, J.G.P. Klein Breteler en J. Kranenbarg, 2003: Praktijkstudie LARCH-vissen. Alterra-rapport 434, Alterra, Wageningen.
- Reijnen, M.J.S.M., J.T.R. Kalkhoven en J. Dirksen (2002) Graadmeter doelrealisatie EHS. Verkenning van praktisch toepasbare opties. Natuurplanbureau werkdocument 02/14, Alterra, Wageningen.
- RISK, 2001. Map Comparison Kit. CD, RISK, Maastricht.
- RIVM, 2000a. Natuurbalans 2000. DLO, RIVM, Bilthoven.
- RIVM, 2000b. Milieuverkenningen 2000. RIVM, Bilthoven.
- RIVM, 2002. Tweede Nationale natuurverkenning. RIVM, Alterra, LEI-DLO, Bilthoven.
- Roelsma, C.W.J. Roest, R. Rötter, A. Tiktak, S. van Tol, 2002. Plausibiliteitdocument STONE 2.0. Globale verkenning van de plausibiliteit van het model STONE versie 2.0 voor de modellering van uit-en afspoeling van N en P. RIVM-rapport 718501001. RIVM, Bilthoven.
- Schaminée, J.H.J. en S.M. Hennekens, 2001. TURBOVEG, MEGATAB und SYNBIOSYS: neue Entwicklungen in der Pflanzensoziologie. Ber. Reinhold-Tüxen Ges. 13: 21-34.
- Smits, N.A.C. en J.H.J. Schaminée, 2002. Landelijk Meetnet Flora Milieu- en Natuurkwaliteit, historische referenties. Alterra rapport; 136 pp, Alterra, Wageningen.
- SOVON, 2002. Atlas van de Nederlandse Broedvogels, verspreiding, aantallen, verandering.
- SOVON-informatierapport 2000/1. Belangrijke Vogelgebieden in Nederland 1993-97. Actueel overzicht van Europese vogelwaarden in aangewezen en aan te wijzen speciale beschermingszones en andere belangrijke gebieden. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen.
- STOWA, 2002. Doelrealisatie natuur. STOWA.
- Ten Brink, B.J.E., A. van Strien, A. van Hinsberg, M.J.S.M. Reijnen, J. Wiertz, J.R.M. Alkemade, H.F. van Dobben, L.W.G. Higler, B.J.H. Koolstra, W. Ligtvoet, M. van der Peijl, S. Semmekrot, 2000. Natuurwaardegrademeters voor de behoudoptiek. RIVM-rapport 408657005. RIVM, Bilthoven.
- Ten Brink, B.J.E., A. van Hinsberg, M. de Heer, D.C.J. van der Hoek, B. de Knegt, O.M. Knol, W. Ligtvoet, R. Rosenboom, M.J.S.M. Reijnen, 2002. Technisch ontwerp

Natuurwaarde 1.0 en toepassing in Natuurverkenning 2. RIVM-rapport 408657007. RIVM en Alterra.

UU, 2003. Methode-ontwikkeling voor het voorspellen van Vogel- en Habitatrichtlijn soorten. Universiteit Utrecht, Utrecht.

Van der Hoek, D.C.J. van der, W.H. Hoffmans, A. van Hinsberg en M. van Esbroek (2002). Ecologische effectberekening voor de 2e Nationale Natuurverkenning: terrestrische systemen. RIVM-rapport 408664002. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven.

Van Strien, A. en T. van der Meij, 2003. Landelijke natuurmeetnetten van het NEM in 2003. Resultaten en ontwikkelingen. Centraal Bureau voor de Statistiek, Voorburg.

Veen, M. en J. Noteboom (subm.). De ecologische dimensie van de Nederlandse Habitatrichtlijnsoorten.

Vlinderstichting, in prep. Digitale vlinderatlas.

Weststrate, J.H. en J.H. Duyzer, 2001. Bepaling van de concentratie van ammoniak rond vennen op het Dwingelderveld en de Strabrechtse heide. TNO rapport R2001/603. TNO, Apeldoorn.

Weststrate, J.H., Duyzer, J.H. en Wortelboer, F.G., 2002. De concentratie van ammoniak rond en in de natuurgebieden Dwingelderveld en Strabrechtse Heide. TNO-rapport R2002/611. TNO, Apeldoorn.

Wiertz, J., et al (in prep). Graadmeters voor natuur en landschap; stand van zaken per 010603. RIVM-rapport, Bilthoven/Wageningen.

Wiertz, J., J. van Dijk en J.B. Latour, 1992. MOVE: vegetatie-module; de kans op voorkomen van circa 700 plantensoorten als functie van vocht, pH, nutriënten en zout. RIN-rapport nr. 92/24, Wageningen. RIVM-rapport 711901006, Bilthoven.

Willemen, J.P.M. en A.M. Schmidt, 2002. Kernbestanden Natuurplanbureau. Overzicht van ruimtelijke gegevensbestanden geïnventariseerd voor het Natuurplanbureau. Werkdocument 2002/15. Alterra, Wageningen.

Witte, J-P M., (1998). National water management and the value of nature. Thesis. Universiteit Wageningen, Wageningen.

Wortelboer, F.G., 2002. Berekeningen aan vennen; van hypothese tot beleidsondersteuning. RIVM-Rapport 703715006. RIVM, Bilthoven.

Wortelboer F.G., R. Rosenboom, F.W. van Gaalen, J.M. Knoop, P. Cleij, P.J.T.M. Puijenbroek, J.H.Janse, W. Ligtoet, F.J. Kragt en J.R.M. Alkemade, 2004. Ecologische Effectberekeningen voor de 2e Nationale Natuurverkenning; Aquatische systemen. RIVM-rapport 408764004. RIVM, Bilthoven.

Bijlage 1. Soorten van de VR die gebruikt zijn voor de aanwijzing van te beschermen gebieden

Nederlandse soortnaam	Wetenschappelijke soortnaam	CBS nummer	Taxonomische groep	Aantal tellingen	
				voldoende en representatief?	Indexcijfers ok?
Blauwborst	<i>Luscinia svecica</i>	2011060	Vogel	ja	redelijk
Blauwe kiekendief	<i>Circus cyaneus</i>	2002610	Vogel	ja	ja
Boomleeuwerik	<i>Lullula arborea</i>	2009740	Vogel	ja	redelijk
Brandgans	<i>Branta leucopsis</i>	2001670	Vogel	ja	ja
Bruine kiekendief	<i>Circus aeruginosus</i>	2002600	Vogel	ja	ja
Duinpieper	<i>Anthus campestris</i>	2010050	Vogel	ja	ja
Dwergstern	<i>Sterna albifrons</i>	2006240	Vogel	ja	ja
Goudplevier	<i>Pluvialis apricaria</i>	2004850	Vogel	watervogel meetnet	matig
Grauwe kiekendief	<i>Circus pygargus</i>	2002630	Vogel	ja	ja
Grauwe klauwier	<i>Lanius collurio</i>	2015150	Vogel	ja	ja
Grote stern	<i>Sterna sandvicensis</i>	2006110	Vogel	ja	ja
Grote zilverreiger	<i>Casmerodius albus</i>	2001210	Vogel	ja	ja
IJsvogel	<i>Alcedo atthis</i>	2008310	Vogel	bijna	ja
Kemphaan	<i>Philomachus pugnax</i>	2005170	Vogel	redelijk	redelijk
Kleine zilverreiger	<i>Egretta garzetta</i>	2001190	Vogel	ja	ja
Kleine zwaan/ fluitzwaan	<i>Cygnus columbianus</i>	2001530	Vogel	watervogel meetnet	ja
Kluut	<i>Recurvirostra avosetta</i>	2004560	Vogel	ja	ja
Korhoen	<i>Tetrao tetrix</i>	2003320	Vogel	ja	ja
Kraanvogel	<i>Grus grus</i>	2004330	Vogel	ja	nee
Kuifduiker	<i>Podiceps auritus</i>	2000110	Vogel	watervogel meetnet	matig
Kwartelkoning	<i>Crex crex</i>	2004210	Vogel	ja	ja
Lachstern	<i>Sterna nilotica</i>	2006050	Vogel	watervogel meetnet	nee
Lepelaar	<i>Platalea leucorodia</i>	2001440	Vogel	ja	ja
Nachtzwaluw	<i>Caprimulgus europaeus</i>	2007780	Vogel	bijna	redelijk
Nonnetje	<i>Mergellus albellus</i>	2002200	Vogel	watervogel meetnet	ja
Noordse stern	<i>Sterna paradisaea</i>	2006160	Vogel	ja	ja
Parelduiker	<i>Gavia arctica</i>	2000030	Vogel	watervogel meetnet	nee
Porseleinhoen	<i>Porzana porzana</i>	2004080	Vogel	redelijk	matig
Purperreiger	<i>Ardea purpurea</i>	2001240	Vogel	ja	ja
Reuzenster	<i>Sterna caspia</i>	2006060	Vogel	watervogel meetnet	matig
Roerdomp	<i>Botaurus stellaris</i>	2000950	Vogel	ja	ja
Roodkeelduiker	<i>Gavia stellata</i>	2000020	Vogel	watervogel meetnet	nee
Rosse grutto	<i>Limosa lapponica</i>	2005340	Vogel	watervogel meetnet	ja
Slechtvalk	<i>Falco peregrinus</i>	2003200	Vogel	ja	ja
Velduil	<i>Asio flammeus</i>	2007680	Vogel	ja	ja
Visarend	<i>Pandion haliaetus</i>	2003010	Vogel	watervogel meetnet	matig
Visdief	<i>Sterna hirundo</i>	2006150	Vogel	ja	ja
Wespendief	<i>Pernis apivorus</i>	2002310	Vogel	nee	nee
Wilde zwaan	<i>Cygnus cygnus</i>	2001540	Vogel	watervogel meetnet	ja
Woudaapje	<i>Ixobrychus minutus</i>	2000980	Vogel	ja	ja
Zeearend	<i>Haliaeetus albicilla</i>	2002430	Vogel	watervogel meetnet	matig
Zwarte specht	<i>Dryocopus martius</i>	2008630	Vogel	ja	redelijk
Zwarte stern	<i>Chlidonias niger</i>	2006270	Vogel	ja	ja
Zwartkopmeeuw	<i>Larus melanocephalus</i>	2005750	Vogel	ja	ja

Bron: Van Strien en Van der Meij, 2003.

Bijlage 2. Soorten van de HR (bijlage II & IV)

Nederlandse soortnaam	Wetenschappelijke soortnaam	CBS nummer	Taxonomische groep	Aantal tellingen voldoende en representatief?	Indexcijfers ok?
Vroedmeesterpad	Alytes obstetricans	3000201	Amphibie	nee	nee
Rugstreeppad	Bufo calamita	3000232	Amphibie	ja	ja
Poelkikker	Rana lessonae	3000254	Amphibie	redelijk	ja
Knoflookpad	Pelobates fuscus	3000221	Amphibie	nee	nee
Heikikker	Rana arvalis	3000251	Amphibie	ja	ja
Boomkikker	Hyla arborea	3000241	Amphibie	redelijk	ja
Geelbuikvuurpad	Bombina variegata	3000211	Amphibie	ja	nee
Kamsalamander	Triturus cristatus	3000112	Amphibie	ja	ja
Zilverstreephooibeestje	Coenonympha hero	6000096	Dagvlinder	verdwenen uit NL	verdwenen uit NL
Tijmblauwtje	Maculinea arion	6000060	Dagvlinder	verdwenen uit NL	verdwenen uit NL
Donker pimpernelblauwtje	Maculinea nausithous	6000062	Dagvlinder	bijna	ja
Grote vuurvlinder	Lycaena dispar	6000042	Dagvlinder	redelijk	eitellingen
Pimpernelblauwtje	Maculinea teleius	6000061	Dagvlinder	ja	ja
Gestreepte waterroofkever	Graphoderus bilineatus	15004380	Kever	niet in NEM	nee
Vliegend hert	Lucanus cervus	15009003	Kever	niet in NEM	nee
Sierlijke witsnuitlibel	Leucorrhinia caudalis	8002790	Libel	verdwenen uit NL	verdwenen uit NL
Rivierrombout	Stylurus flavipes	8002010	Libel	niet in meetnet	niet in meetnet
Oostelijke witsnuitlibel	Leucorrhinia albifrons	8002780	Libel	verdwenen uit NL	verdwenen uit NL
Noordse winterjuffer	Sympetma paedisca	8001050	Libel	ja	in ontwikkeling
Groene glazenmaker	Aeshna viridis	8002300	Libel	ja	in ontwikkeling
Gaffellibel	Ophiogomphus cecilia	8002100	Libel	niet in meetnet	niet in meetnet
Gevlekte witsnuitlibel	Leucorrhinia pectoralis	8002800	Libel	ja	in ontwikkeling
Tong-haarwitsmos	Orthotrichum rogeri	10003248	Mos	niet in NEM	nee
Geel schorpioenmos	Drepanocladus vernicosus	10002710	Mos	niet in NEM	nee
Spaanse vlag	Callimorpha quadripunctata	412333	Nachtvlinder	niet in NEM	nee
Zandhagedis	Lacerta agilis	3000411	Reptiel	ja	ja
Muurhagedis	Podarcis muralis	3000421	Reptiel	ja	ja
Gladde slang	Coronella austriacus	3000501	Reptiel	ja	ja
Nauwe korfslak	Vertigo angustior	16067100	Slak	niet in NEM	nee
Zeggekorfslak	Vertigo moulinsiana	16067300	Slak	niet in NEM	nee
Zomerschroeforchis	Spiranthes aestivalis	9001239	Vaatplant	verdwenen uit NL	verdwenen uit NL
Drijvende waterweegbree	Luronium natans	9000765	Vaatplant	niet in NEM	nee
Groenknolorchis	Liparis loeselii	9000748	Vaatplant	niet in NEM	nee
Kruipend moerasscherm	Apium repens	9000079	Vaatplant	niet in NEM	nee
Beekprik	Lampetra planeri	4000157	Vis	niet in NEM	nee
Bittervoorn	Rhodeus sericeus amarus	4000261	Vis	niet in NEM	nee
Elft	Alosa alosa	4000014	Vis	niet in NEM	nee
Fint	Alosa fallax	4000015	Vis	niet in NEM	nee
Grote modderkruiper	Misgurnus fossilis	4000201	Vis	niet in NEM	nee
Kleine modderkruiper	Cobitis taenia	4000080	Vis	niet in NEM	nee
Rivieronderpad	Cottus gobio	4000088	Vis	niet in NEM	nee
Rivierprik	Lampetra fluviatilis	4000156	Vis	niet in NEM	nee
Zalm (alleen in zoet water)	Salmo salar (alleen in zoet water)	4000265	Vis	niet in NEM	nee
Zeeprik	Petromyzon marinus	4000228	Vis	niet in NEM	nee
Brandts vleermuis	Myotis brandtii	1000212	Zoogdier	nee	nee
Bosvleermuis	Nyctalus leisleri	1000232	Zoogdier	incidenteel in NL	incidenteel in NL
Baardvleermuis	Myotis mystacinus	1000211	Zoogdier	ja	ja
Echte dolfijn	Delphinus delphis	1000915	Zoogdier	niet in NEM	nee
Franjestaart	Myotis nattereri	1000214	Zoogdier	ja	ja
Gewone dwergvleermuis	Pipistrellus pipistrellus	1000221	Zoogdier	nee	nee
Gewone grootoorvleermuis	Plecotus auritus	1000271	Zoogdier	ja	ja
Grijze grootoorvleermuis	Plecotus austriacus	1000272	Zoogdier	nee	nee
Hamster	Cricetus cricetus	1000431	Zoogdier	niet in NEM	nee
Hazelmuis	Muscardinus avellanarius	1000551	Zoogdier	niet in NEM	nee
Laatvlieger	Eptesicus serotinus	1000241	Zoogdier	nee	nee
Rosse vleermuis	Nyctalus noctula	1000231	Zoogdier	nee	nee
Ruige dwergvleermuis	Pipistrellus nathusii	1000222	Zoogdier	nee	nee
Tweekleurige vleermuis	Vespertilio murinus	1000251	Zoogdier	incidenteel in NL	incidenteel in NL
Watervleermuis	Myotis daubentonii	1000217	Zoogdier	ja	ja
Wilde kat	Felis silvestris	1000692	Zoogdier	niet in NEM	nee
Witflankdolfijn	Lagenorhynchus acutus	1000926	Zoogdier	niet in NEM	nee
Witsnuitdolfijn	Lagenorhynchus albirostris	1000925	Zoogdier	niet in NEM	nee
Bever	Castor fiber	1000421	Zoogdier	niet in NEM	nee
Bruinvis	Phocoena phocoena	1000951	Zoogdier	niet in NEM	nee
Gewone zeehond	Phoca vitulina	1000711	Zoogdier	niet in NEM	nee
Grijze zeehond	Halichoerus grypus	1000731	Zoogdier	niet in NEM	nee
Ingekorven vleermuis	Myotis emarginatus	1000213	Zoogdier	ja	ja
Meervleermuis	Myotis dasycneme	1000218	Zoogdier	ja	ja
Vale vleermuis	Myotis myotis	1000216	Zoogdier	ja	ja
Noordse woelmuis	Microtus oeconomus arenicola	1000483	Zoogdier	niet in NEM	nee

Bron: Van Strien en Van der Meij, 2003.

Bijlage 3 Gebieden

De abiotische modellen, die de uitvoer generen voor de biotische modellen, SMART/SUMO, AQUACID, PCSTREAM en LAKELOAD/PCLAKE zijn de basis van de gebiedenanalyse.

AREAAL: het totale areaal in hectare

SMART/SUMO: aantal hectare

AQUACID: aantal vennen

PCSTREAM: aantal meters beek

X: het betreffende model kan voor het gebied rekenen

Vogelrichtlijngebieden met een 1 achter de naam hebben tevens een aanwijzing als "Wetland".

VOGELRICHTLIJN-gebieden	AREAAL	SMARTSUMO	AQUACID	PCStream	LakeLoad/PCLAKE
Alde Feanen	2123.59	938.72			
Arkemheen	1444.59	55.47			
Bargerveen	2088.90	1495.33		15607	
Biesbosch	8661.98	1486.15			
Boezems Kinderdijk	339.74				
Brabantse Wal	4929.11	3710.61	10	21002	
Broekvelden/Vettenbroek 1	704.22	22.23			
De Wieden1	9411.51	3972.23			X
De Wilck	116.26				
Deelen	513.97	120.96			
Deurnese Peel	1476.82	1076.78		53444	
Donkse Laagten	202.92	54.30			
Drents-Friese Woud	6389.97	5389.52	20	61403	
Drontermeer1	576.74	5.21			
Dwingelderveld	3765.80	3175.37	32	28007	
Eemmeer, Gooimeer, IJmeer	1686.00	57.69			
Eilandspolder	1413.98	460.61			
Engbertsdijksvenen	890.63	435.68			
Fluessen/Vogelhoek/Morra 1	2111.59	68.27			X
Fochteloerveen	2600.75	1915.05	4	5889	
Friese IJsselmeerkust	5206.95	37.20			
Gelderse Poort1	5485.00	368.63		3294	
Grevelingen1	13868.58	347.14			
Groote Peel	1309.97	822.66		23741	
Groote Wielen	607.65	308.10			
Hamert	1509.45	1099.75		3190	
Haringvliet1	10794.05	414.80			
Hollands Diep1	4064.86	117.70			
IJmeer1	7399.29	0.97			
IJssel1	6412.10	686.65		1071	
IJsselmeer1	108157.17	4.66			
IJperveld, Varkensland en Twiske	1840.32	774.36			
Kampina	1172.89	985.29	37	6627	
Ketelmeer en Vossemeer1	3851.83	14.23			
Kil van Hurwenen	912.82	122.12			

VOGELRICHTLIJN-gebieden	AREAAL	SMARTSUMO	AQUACID	PCStream	LakeLoad /PCLAKE
Krammer-Volkerak	6077.47	252.62			
Kwade Hoek	913.70	214.41			
Lauwersmeer 1	5790.42	1910.78			X
Leekstermeergebied1	1448.55	293.98			X
Leenderbos en Grote Heide	2660.70	1994.15	15	34808	
Lepelaarplassen	355.64	172.53			
Maasduinen	2795.97	1820.50		13404	
Mariapeel	1067.80	733.25		49513	
Markermeer1	60992.59	9.00			
Meinweggebied	1802.19	1274.05		5341	
Naardermeer	634.75	42.38			
Neder-Rijn1	2232.81	279.48			
Nieuwkoopse Plassen	2078.10	823.58			
Oostelijke Vechtplassen1	5738.72	1304.67			X
Oosterschelde en Markiezaatsmeer	37298.20	273.24			
Oostvaardersplassen	5504.96	2226.49			
Oudegaasterbrekken e.o.1	772.04	8.34			X
Oudeland van Strijen	1578.02				
Sallandse Heuvelrug	2233.02	1954.92			
Sneekermee/Goëngarijster poelen/Terkaplesterpoelen 1	2313.82	449.86			X
Van Oordt's Mersken e.o.	863.82	309.20			
Veerse Meer1	2576.73	124.85			
Veluwe	93079.45	79273.05	33	111023	
Veluwemeer1	3087.16	2.93			X
Verdronken Land van Saeftinge	3580.12	1437.37			
Voordelta1	88785.82	184.62			
Voornes Duin1	1387.73	842.46			
Waall	2727.63	86.02			
Waddeneilanden, Noordzeekustzone, Breebaart 1	134760.04	8719.31	5		
Waddenzee	272027.19	3777.27			
Weerribben	3314.96	2438.91			
Weerter- en Budelerbergen	3535.07	2479.38	5	28263	
Westerschelde1	15772.58	10.61			
Witte en Zwarte Brekken en Oudhof	433.63	82.50			
Wolderwijd en Nuldernauw1	2483.78				X
Wormer- en Jisperveld	1328.41	668.63			
Yerseke & Kapelse Moer	483.80	180.05			
Zoommeer1	1190.91	4.56			
Zouweboezem	131.63	28.52			
Zuidlaardermeergebied1	2095.66	428.08			X
Zwanenwater	596.07	344.11			
Zwarte Meer	2201.51	32.72			
Zwarte Water en Overijsselse Vecht (gedeeltelijk)1	1427.24	440.98			
Zwin	143.89	12.50			

HABITATRICHTLIJN-gebieden	AREAAL	SMARTSUMO	AQUACID	PCStream	LakeLoad/ PCLAKE
Aamsveen	145.85	62.01		1490	
Abdij Lilbosch en Klooster Mariahoop	14.27	3.52			
Achter de Voort, Agelerbroek en Voltherbroek	306.34	211.30		7760	
Alde Feanen	2094.99	938.40			X
Amerongse Bovenpolder	52.96	25.97			
Bakkeveense Duinen	263.24	179.55	1		
Bargerveen	2089.01	1495.48		15658	
Bekendelle	92.95	72.45		4096	
Bemelerberg en Schiepersberg	171.29	22.27			
Benekomse Meent	48.53	7.16		590	
Bergvennen en Brecklenkampse Veld	110.50	29.53	4	1033	
Biesbosch	9677.96	1542.27			
Boddenbroek	5.20	0.06			
Boetelerveld	172.86	129.95			
Boezem van Brakel, Pompveld en Kornsche boezem	720.09	175.52			
Borkeld	513.33	347.58		44	
Boschhuizerbergen	297.85	249.45		2153	
Botshol	214.95	66.76			X
Brunsummerheide	538.23	415.34			
Bruuk	89.46	55.40		1300	
Bunder- en Elsoërbos	189.34	68.32		4871	
Buurserzand en Haaksbergerveen	1257.30	647.55		15835	
Canisvlietse Kreek	142.97				
Coepelduynen	197.78	113.39			
Dinkelland	989.92	386.85	2	42778	
Drentsche Aa	3965.80	1836.50		79453	
Drents-Friese Wold en Leggelderveld	7099.17	5785.31	21	64676	
Drouwenezand	222.65	159.93		2	
Duinen Ameland	2016.50	1569.63			
Duinen Den Helder-Callantsoog	697.92	284.79			
Duinen Goeree	1365.89	793.38			
Duinen Schiermonnikoog	1020.96	798.29			
Duinen Schoorl	1742.66	1563.02	1		
Duinen Terschelling	5101.18	3574.49	5		
Duinen Texel, Waal en Burg, Dijkmanshuizen en de Bol	4657.23	2776.88			
Duinen Vlieland	1531.89	1051.98			
Duinen Zwanenwater en Pettemerduinen	771.80	425.19			
Dwingelderveld	3765.84	3175.45	32	28001	
Eilandspolder-oost	801.48	298.05			
Elperstroom	130.29	69.69			
Engbertsdijksvenen	1001.15	493.44			
Fochteloërveen en Esmeer	2600.86	1915.05	4	5889	
Friese IJsselmeerkust	2525.92	37.20			
Gelderse Poort	4967.45	300.49		2714	
Geleenbeekdal	226.00	43.66		12944	
Geuldal	2472.04	1013.07		32307	
Gouwzee en kustzone Muiden	1110.12	0.64			

HABITATRICHTLIJN-gebieden	AREAAL	SMARTSUMO	AQUACID	PCStream	LakeLoad/PCLAKE
Grensmaas	301.36	2.40		15	
Grevelingen	13856.45	347.22			
Groot Zandbrink	10.05	6.34			
Groote Gat	78.25	12.46			
Groote Heide - De Plateaux	4213.23	2974.78	25	80458	
Groote Peel	1332.70	824.85		23889	
Groote Wielen	607.91	308.24			
Haringvliet	11107.81	424.57			
Havelte-oost	1754.70	1188.70		7896	
Hollands Diep (oeverlanden)	357.06	56.22			
IJsseluitwaarden	1538.26	246.05			
Ilperveld/Oostzanerveld/Varkensland	1905.07	1104.61			
Kampina en Oisterwijkse Bossen en Vennen	2083.65	1675.77	70	13220	
Kempenland	1510.79	1095.16	14	42867	
Kennemerland-zuid	8242.54	6647.06			
Kolland en Overlangbroek	178.60	95.53			
Kop van Schouwen	2291.00	1517.96			
Korenburgerveen	509.30	300.92		7765	
Krammer-Volkerak	6079.57	253.18			
Kunderberg	94.85	10.11			
Landgoederen Oldenzaal	521.26	375.17		3057	
Langstraat bij Sprang-Capelle	488.30	51.37			
Lemselermaten	55.10	18.64		2415	
Leudal	315.48	197.29		8414	
Leusveld, Voorstonden en Empesche/Tondensche Heide	698.33	306.20		16052	
Lieftingsbroek	20.07	3.89			
Lonnekermeer	103.46	62.15	2	1478	
Loonse en Drunense Duinen, de Brand en de Leemkuilen	4081.98	2994.37	2	14072	
Luistenbuul en Koekoeksche Waard	103.23	8.47			
Maasduinen	5328.49	3575.43		25124	
Manteling van Walcheren	789.68	425.39			
Mantingerbos	47.22	19.64		504	
Mantingerzand	810.18	287.51		8194	
Mariapeel en Deurnesepeel	2605.84	1845.08		102690	
Meijendel en Berkheide	2855.68	2109.22			
Meinweg	1803.75	1274.05		5341	
Naardermeer	1152.06	242.70			X
Nieuwkoopse Plassen en de Haeck	2059.79	823.58			X
Noorbeemden en Hoogbos	42.83			1343	
Noordhollands Duinreservaat	5204.12	4204.96			
Noordzeekustzone	24838.15	230.55			
Norgerholt	26.55	8.61			
Oeffeltermoent	103.34	13.86		1055	
Olde Maten en Veerslootslanden	993.41	159.85			
Oostelijke Vechtplassen	3269.85	1103.77			X
Oosterschelde	36724.82	349.16			
Ossendrecht	1745.77	1372.02	8	5939	
Oude Maas	348.67	40.14			

HABITATRICHTLIJN-gebieden	AREAAL	SMARTSUMO	AQUACID	PCStream	LakeLoad/PCLAKE
Oudegaasterbrekken, Gouden Bodem en Fluessen	3075.70	117.97			X
Polder Stein	202.53	15.18			
Polder Westzaan	1064.50	696.03			
Regte Heide en Rielse Laag	520.69	383.21		10910	
Rijswaard en Kil van Hurwenen	457.87	112.56			
Ringselven en Kruispeel	292.76	143.81	4	2122	
Roerdal	767.31	56.40		23672	
Rottige Meenthe en Brandemeer	1394.97	656.63			
Sallandse Heuvelrug	2227.31	1949.20			
Sarsven en de Banen	141.00	63.17	2	4828	
Savelsbos	210.95	100.14		1356	
Solleveld	348.42	184.42			
Springendal en Dal van de Mosbeek	1273.17	683.27		18444	
St. Jansberg	224.84	156.86		1632	
St. Pietersberg en Jekerdal	220.51	31.16		1651	
Stelkampsveld (Beekvliet)	89.91	73.80		1355	
Strabrechtse Heide en Beuven	1790.07	1469.27	17	19123	
Swalmdal	130.04	43.45		9025	
Teeselinksven	19.85	10.88	1	500	
Ulvenhoutse Bos	111.79	80.26			X
Vecht en Beneden-Regge	4068.37	3136.05		26633	
Veluwe	91454.36	78073.08	33	114449	
Veluwemeer en Wolderwijd	1820.42	2.93			X
Vlijmens Ven, Moerputten en Bossche Broek	1174.09	248.40			
Vogelkreek	100.49	5.15			
Voordelta	88941.94	136.15			
Voornes Duin	1421.00	841.16			
Waddenzee	259213.55	3503.46			
Weerribben	3383.13	2464.50			
Weerterbos	1227.60	954.20		27237	
Westduinpark en Wapendal	246.42				
Westerschelde	42840.31	1487.59			
Wieden	7534.00	3816.61			X
Wierdense Veld	419.56	235.76		3892	
Wijnjeterper Schar en Terwispeler Grootschar	569.18	312.74			
Willinks Weust	38.72	31.51		253	
Witte Veen	294.37	192.19		2053	
Witterveld	466.96	295.02		1482	
Wooldse Veen	57.34	24.30			
Wormer- en Jisperveld en Kalverpolder	1435.05	739.96			
Zeldersche Driessen	52.82	26.30			
Zouweboezem	257.84	66.23			
Zuider Lingedijk - Diefdijk zuid	482.96	131.87			
Zwarte Meer	2191.39	26.40			
Zwarte Water	1107.37	394.73			
Zwin	94.84	8.38			

Bijlage 5. Soorten van Bijlage II

De biotische modellen zijn de basis van de soortenanalyse.

X: het betreffende model kan voor de soort rekenen

Het huidige MNP-instrumentarium omvat LARCH en LakeBiodiv. Het model HABITAT is optioneel. Soorten met een sterretje () zijn gebruikt voor het aanwijzen van speciale beschermingszones.*

VOGELRICHTLIJN-soorten	Latijnse naam	LARCH	LakeBiodiv	HABITAT
blauwborst*	Luscinia svecica	X		X
blauwe kiekendief*	Circus cyaneus	X		X
boomleeuwerik*	Lullula arborea	X		X
bosruiter	Tringa glareola			
brandgans*	Branta leucopsis			
bruine kiekendief*	Circus aeruginosus	X		X
duinpieper*	Anthus campestris	X		
dwerggans	Anser erythropus			
dwergstern*	Sterna albifrons			
goudplevier*	Pluvialis apricaria			X
grauwe franjepoot	Phalaropus lobatus			
grauwe kiekendief*	Circus pygargus			X
grauwe klauwier*	Lanius collurio			
grote stern*	Sterna sandvicensis			
grote zilverreiger*	Casmerodius albus			
ijsvogel*	Alcedo atthis			X
kemphaan*	Philomachus pugnax			X
kleine vliegenvanger	Ficedula parva			
kleine zilverreiger*	Egretta garzetta			
kleine zwaan / fluitzwaan*	Cygnus columbianus		X	X
kluut*	Recurvirostra avosetta			
korhoen*	Tetrao tetrix			
kraanvogel*	Grus grus			
kuifduiker*	Podiceps auritus			
kwak	Nycticorax nycticorax			X
kwartelkoning*	Crex crex			X
lachstern*	Sterna nilotica			
lepelaar*	Platalea leucorodia			X
morinelplevier	Eudromias morinellus			
nachtzwaluw*	Caprimulgus europaeus	X		
nonnetje*	Mergellus albellus		X	X
noordse stern*	Sterna paradisaea			
ooievaar	Ciconia ciconia			
ortolaan	Emberiza hortulana			
parelduiker*	Gavia arctica			
porseleinhoen*	Porzana porzana		X	
purperreiger*	Ardea purpurea		X	
reuzensterne*	Sterna caspia			
rode wouw	Milvus milvus			X
roerdomp*	Botaurus stellaris	X	X	
roodkeelduiker*	Gavia stellata			

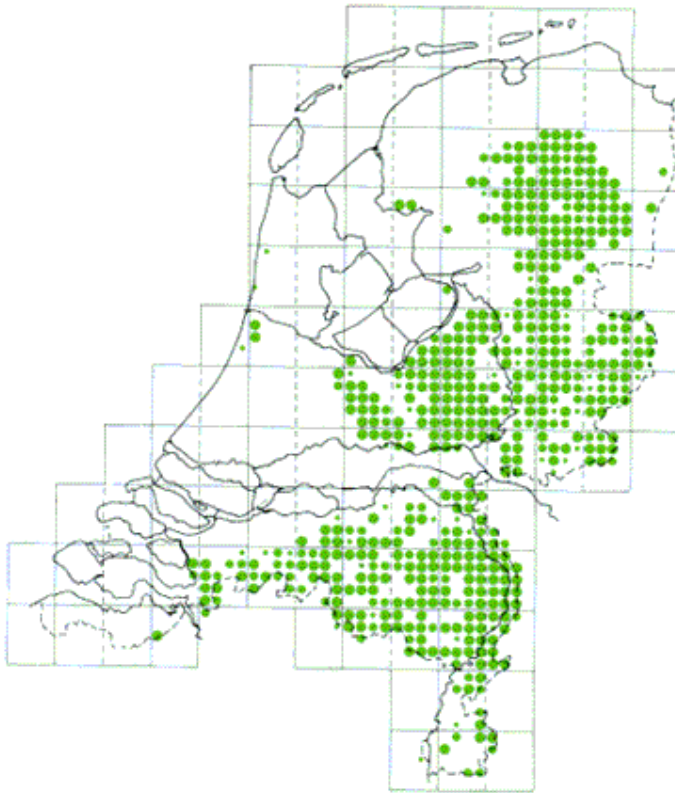
VOGELRICHTLIJN-soorten	Latijnse naam	LARCH	LakeBiodiv	HABITAT
rosse grutto*	Limosa lapponica			
slechtvalk*	Falco peregrinus			X
smelleken	Falco columbarius			X
steltkluut	Himantopus himantopus			
vaal stormvogeltje	Oceanodroma leucorhoa			
velduil*	Asio flammeus			X
visarend*	Pandion haliaetus		X	
visdief*	Sterna hirundo			
wespendief*	Pernis apivorus	X		X
wilde zwaan*	Cygnus cygnus			
woudaapje*	Ixobrychus minutus		X	
zeearend*	Haliaeetus albicilla		X	X
zwarte ooievaar	Ciconia nigra			X
zwarte specht*	Dryocopus martius	X		X
zwarte stern*	Chlidonias niger		X	
zwarte wouw	Milvus migrans			X
zwartkopmeeuw*	Larus melanocephalus			X

Het huidige MNP-instrumentarium omvat MOVE, VlinderMOVE, MOVE-Aquatisch en LakeBiodiv. Het model MOVE-Aquatisch is voor de aangegeven soorten nog in ontwikkeling. Bij de vissen gaat het om de soorten in beken en bij de enige vaatplant om het voorkomen in het ven. De modellen HABITAT en LARCH-vissen zijn optioneel.

HABITATRICHTLIJN-soorten	Latijnse naam	MOVE	VlinderMOVE	MOVE-Aquatisch	LakeBiodiv	LARCH-vissen	HABITAT
Wekdieren					X		
Nauwe korfslak	Vertigo angustior						
Zegge-korfslak	Vertigo moulinsiana						
Kevers					X		
Gestreepte waterroofkever	Graphoderus bilineatus						
Vliegend hert	Lucanus cervus						
Libellen					X		
Gevlekte witsnuitlibel	Leucorrhinia pectoralis						
Gaffellibel	Ophiogomphus cecilia						
Vlinders							
Spaanse vlag	Euplagia quadripunctaria						
Donker pimperlblauwtje	Maculinea nausithous						
Grote vuurvliinder	Lycaena dispar						
Pimperlblauwtje	Maculinea teleius						
Vissen							
Beekprik	Lampetra planeri			X			

HABITATRICHTLIJN-soorten	Latijnse naam	MOVE	VlinderMOVE	MOVE-Aquatisch	LakeBiodiv	LARCH-vissen	HABITAT
Bittervoorn	Rhodeus sericeus amarus					X	
Elft	Alosa alosa						
Fint	Alosa fallax					X	
Grote modderkruiper	Misgurnus fossilis						
Kleine modderkruiper	Cobitis taenia			X	X	X	
Rivierdonderpad	Cottus gobio			X		X	
Rivierprik	Lampetra fluviatilis						
Zalm	Salmo salar					X	
Zeeprik	Petromyzon marinus						
Amfibieën							
Geelbuikvuurpad	Bombina variegata						
Kamsalamander	Triturus cristatus						X
Zoogdieren							
Bever	Castor fiber						X
Bruinvis	Phocaena phocaena						
Gewone zeehond	Phoca vitulina						
Grijze zeehond	Halichoerus grypus						
Ingekorven vleermuis	Myotis emarginatus						
Meervleermuis	Myotis dasycneme						
Noordse woelmuis	Microtus oeconomus						X
Vale vleermuis	Myotis myotis						
Mossen							
Geel schorpioenmos	Scorpidium vernicosum of Hamatocaulis vernicosum						
Tong-haarmutsmos	Orthotrichum rogeri						
Vaatplanten							
Drijvende waterweegbree	Luronium natans	X		X			
Groenknolorchis	Liparis loeselii	X					
Kruipend moerasscherm	Apium repens						

Bijlage 6. Historische verspreiding zwarte specht



Verspreiding van de waarnemingen van de zwarte specht sinds 1970 (Bron: SOVON, 2002).

Verzendlijst

1. Directeur-Generaal RIVM dr. M.J.W. Sprenger
2. Directeur MNP prof.ir. N.D. van Egmond
3. Plv. Directeur MNP. ir. F. Langeweg
4. dr. J.J. Bakker (LNV-N)
5. drs. D. Bal (EC-LNV)
6. dr. A. Barendregt (Milieukunde, UU)
7. drs. ir. R.J. Bijlsma (Alterra)
8. drs. C. Bisseling (EC-LNV)
9. dr. C.J.F. ter Braak (CPRO-DLO)
10. drs. M.E.A. Broekmeyer (Alterra)
11. drs. R.J.F. Bugter (Alterra)
12. ir. R. Busink (LNV-N)
13. V. Dijkstra (VZZ)
14. dr. H.F. van Dobben (Alterra)
15. drs. A. Don (LNV-N)
16. dhr. L. van Duuren (CBS)
17. drs. A. Eijs (DGM)
18. prof.dr. H.J.P. Eijsackers (Alterra)
19. dr. R. Foppen (SOVON)
20. drs. C.L.G. Groen (FLORON)
21. drs. A. Groenveld (RAVON)
22. drs S.M. Hennekens (Alterra)
23. drs. E.J.M. Hagemeyer (SOVON)
24. dr. L.W.A. Higler (Alterra)
25. drs. P. Hinssen (Alterra)
26. dr. E. de Hullu (LNV)
27. dr. J.A.M. Janssen (Alterra)
28. drs. J. Karres (LNV-N)
29. drs. M. Klein (EC-LNV)
30. dhr. A. van Kleunen (SOVON)
31. dhr. F. Koomen (EC-LNV)
32. mr. W.J. Kooy (LNV-N)
33. Mevr. A. Lemaire (VOFF)
34. dhr. H. Limpens (VZZ)
35. ir. R. Pouwels (Alterra)
36. dr. R. Reijnen (Alterra)
37. drs. F.J.A. Saris (SOVON)
38. dr. J.H.F. Schaminée (Alterra)
39. drs. A. Schmidt (Alterra)
40. drs. H. Sierdsema (SOVON)
41. drs. G.F.J. Smit (RAVON)
42. ir. N.A.C. Smits (Alterra)
43. dr. A. van Strien (CBS)
44. drs. C.A.M. van Swaay (De Vlinderstichting)
45. dr. ir. J.P.M. Witte (LUW)
46. dr. A.N. van der Zande (LNV)
47. dr. J.R.M. Alkemade
48. drs. M. Bakkenes
49. ir. R. van den Berg
50. dr. L.C. Braat
51. ing. H.W.B. Bredenoord
52. drs. A. van der Giessen

53. dr. ing. J.A. van Jaarsveld
54. drs. J.H. Janse
55. drs. F.J. Kragt
56. dr. M.A.J. Kuijpers-Linde
57. drs. G.W. Lammers
58. drs. R.J.M. Maas
59. drs. R. van Oostenbrugge
60. drs. M. Vonk
61. ir. K. Wieringa
62. drs. J. Wiertz
63. dr. M.C.H. Witmer
64. drs. F.G. Wortelboer
65. SBC afdeling Communicatie
- 66-75 Auteurs
76. Bibliotheek Alterra
77. Bibliotheek RIVM
78. Bureau Rapportenregistratie
- 79-83. Bureau Rapportenbeheer
84. Depot Nederlandse Publicaties en Nederlandse Biografie