

Kwaliteit van groenblauwe dooradering en voorkomen van vogels, vlinders en planten

Kwaliteit van groenblauwe dooradering en voorkomen van vogels, vlinders en planten

W. Geertsema¹
C. Grashof¹
H. Meeuwsen¹
A. Schotman¹
C. van Turnhout²
C. van Swaay³Auteur(s)

¹ Alterra Wageningen

² SOVON Vogelonderzoek Beek-Ubbergen

³ De Vlinderstichting Wageningen

Alterra-rapport 1095

Alterra, Wageningen, 2004

REFERAAT

Geertsema, W., Grashof, C., Meeuwssen, H., Schotman, A., Van Turnhout, C en Van Swaay, C. 2004. *Kwaliteit van groenblauwe dooradering en voorkomen van vogels, vlinders en planten*. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1095. 100 blz. 29 fig.; 12 tab.; 36 ref.

In dit rapport wordt de relatie tussen kenmerken van groenblauwe dooradering en soortenrijkdom van een aantal soortgroepen in agrarische gebieden in Nederland gekwantificeerd. Daarbij ligt de nadruk op de ruimtelijke rangschikking van de landschapselementen. De relaties worden beschreven met behulp van statistische modellen waarmee de kans op aanwezigheid van planten, vlinders en vogels wordt berekend. Het bleek dat de ruimtelijke rangschikking van de landschapselementen de soortenrijkdom van alle drie de soortgroepen beïnvloedt. De resultaten kunnen worden gebruikt bij het evalueren of plannen van maatregelen die moeten leiden tot grotere natuurwaarden in groenblauwe dooradering.

Trefwoorden: groenblauwe dooradering, landschapskwaliteit, vogels, vlinders, planten, soortenrijkdom, ruimtelijke rangschikking, ecologische netwerken.

ISSN 1566-7197

Dit rapport kunt u bestellen door €18,- over te maken op banknummer 36 70 54 612 ten name van Alterra, Wageningen, onder vermelding van Alterra-rapport 1095. Dit bedrag is inclusief BTW en verzendkosten.

© 2004 Alterra
Postbus 47; 6700 AA Wageningen; Nederland
Tel.: (0317) 474700; fax: (0317) 419000; e-mail: info.alterra@wur.nl

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

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

Inhoud

Woord vooraf	7
Samenvatting	9
1 Inleiding	13
1.1 Achtergrond	13
1.2 Theoretisch kader	14
1.3 Vraagstelling	18
1.4 Afbakening	19
2 Methoden	21
2.1 Methode algemeen	21
2.1.1 Landsdekkende analyse	21
2.1.2 Drie soortgroepen	21
2.1.3 Geografische informatie	21
2.1.4 Verklarende parameters	22
2.2 Vogels	28
2.2.1 Soorten	28
2.2.2 Verklarende parameters	29
2.2.3 Selectie van km-hokken	31
2.2.4 Verwachtingen	31
2.3 Vlinders	34
2.3.1 Soorten	34
2.3.2 Verklarende parameters	36
2.3.3 Selectie van km-hokken	37
2.4 Planten	38
2.4.1 Soorten	38
2.4.2 Verklarende parameters	39
2.4.3 Selectie van opnamen	40
2.5 Statistische analyse	42
3 Resultaten	45
3.1 Groenblauwe dooradering in verschillende regio's	45
3.1.1 Opgaande begroeiing	45
3.1.1.1 Samenstelling en hoeveelheid	45
3.1.1.2 Ruimtelijke rangschikking	47
3.1.2 Grazige stroken	49
3.2 Vogels	50
3.2.1 Basismodel	50
3.2.2 Ruimtelijke rangschikking	52
3.3 Vlinders	57
3.3.1 Basismodel	57
3.3.2 Ruimtelijke rangschikking	58

3.4	Planten	60
3.4.1	Basismodel	60
3.4.2	Ruimtelijke rangschikking	61
4	Discussie	67
4.1	Vogels	67
4.1.1	Basismodel	67
4.1.2	Ruimtelijke rangschikking	70
4.2	Vlinders	72
4.2.1	Basismodel	72
4.2.2	Ruimtelijke rangschikking	74
4.3	Planten	74
4.3.1	Basismodel	74
4.3.2	Ruimtelijke rangschikking	75
5	Conclusies	77
5.1	Conclusies over soortgroepen samen	77
5.2	Conclusies per soortgroep	78
5.2.1	Vogels	78
5.2.2	Vlinders	79
5.2.3	Planten	80
6	Perspectieven/Toepassing	81
6.1	Toepassing van resultaten	81
6.2	Rekening houden met identiteit	82
6.3	Vervolg	82
	Literatuur	85
	<i>Bijlagen</i>	
1	Gis bewerkingen	89
2	Verdeling van vogelsoorten over de km-hokken in regio's	93
3	Verdeling van vlinders over de km-hokken in regio's	95
4	Correlatie in verklarende variabelen voor analyse van vogels.	97
5	Analyse ruimtelijke rangschikking alle plantendata	99

Woord vooraf

In het project Natuur & Identiteit hebben we de relatie tussen kenmerken van groenblauwe dooradering en landschapskwaliteit onderzocht. Als onderdeel daarvan, staat in dit rapport de relatie tussen ruimtelijke rangschikking van de landschapselementen en natuurkwaliteit in het agrarisch gebied centraal. Met behulp van statistische modellen hebben we berekend hoe de soortenrijkdom van planten, vlinders en vogels verandert bij veranderingen in de hoeveelheid of de ruimtelijke rangschikking van groenblauwe dooradering. We hopen dat de resultaten ertoe bij dragen dat er effectieve plannen ontwikkeld worden voor verbetering van de landschapskwaliteit in het agrarisch gebied.

We willen het Praktijkonderzoek Plant en Omgeving bedanken voor het ter beschikking stellen van vegetatieopnamen en Paul Goedhart van Biometris voor de onmisbare hulp bij de ontwikkeling van de statistische modellen.

Samenvatting

Achtergrond

Groenblauwe dooradering is een netwerk van halfnatuurlijke landschapselementen. Deze landschapselementen zijn belangrijke dragers van landschapskwaliteit in het agrarisch gebied. In dit rapport staat de soortenrijkdom als aspect van landschapskwaliteit centraal. Maatregelen die als doel hebben de soortenrijkdom van groenblauwe dooradering te vergroten, zoals aanleggen van nieuwe elementen, zijn niet altijd even succesvol geweest. Tot nu toe is bij het plannen van die maatregelen weinig rekening gehouden met de ruimtelijke rangschikking van groenblauwe dooradering. Omdat het habitat van soorten in groenblauwe dooradering vaak sterk versnipperd is, verwachten we dat ruimtelijke rangschikking een belangrijke factor is in de overlevingskans van populaties en dus ook voor de kans op aanwezigheid in groenblauwe dooradering. De relatie tussen ruimtelijke rangschikking en kans op aanwezigheid van een soort is tot nu toe vaak in natuurgebieden onderzocht, maar zelden in groenblauwe dooradering. De centrale vraag in dit project was: *Is ruimtelijke rangschikking van habitat belangrijk voor biodiversiteit in groenblauwe dooradering?*

De verwachting is dat de kennis die in dit onderzoek werd ontwikkeld, kan bijdragen aan de verbetering van plannen voor groenblauwe dooradering waarbij een biodiversiteitdoelstelling wordt nagestreefd.

Aanpak

Dit onderzoek richtte zich op planten van grazige vegetaties, vlinders van opgaande begroeiing en vogels van opgaande begroeiing. De keuze voor soortgroepen werd gestuurd door beschikbaarheid van landsdekkende geografische bestanden en beschikbare datasets met de verspreiding van de betreffende soortgroepen. De schaal waarop aan- en afwezigheidsgegevens werden gebruikt waren km-hokken voor vogels en vlinders en vegetatieopnamen voor planten.

Met behulp van multiële logistische regressie analyse hebben we modellen geselecteerd die de beste verklaring gaven van verspreidingspatronen van individuele soorten en de verwachte soortenrijkdom van de drie soortgroepen. Als verklarende variabelen zijn parameters geselecteerd die de habitat kwantiteit, habitat kwaliteit en ruimtelijke rangschikking van het habitat beschrijven. De parameters voor habitat kwantiteit en kwaliteit dienden als correctie factors waarmee een basismodel werd ontwikkeld. Vervolgens werden de parameters voor ruimtelijke rangschikking toegevoegd. Per soortgroep werden verschillende parameters gebruikt.

Resultaten

De gemiddelde waarden van parameters die de ruimtelijke rangschikking van habitat beschrijven, bleken soms sterk te verschillen tussen verschillende regio's in Nederland. Niet alleen de hoeveelheid, maar ook de mate van ruimtelijke samenhang verschilde. Beide typen kenmerken zijn als indicatoren voor identiteit van het landschap te gebruiken.

Voor alle drie de soortgroepen bleek dat naast habitat kwantiteit en kwaliteit, ruimtelijke rangschikking een significante bijdrage levert aan de verklaring van de kans op aanwezigheid van de individuele soorten en van de soortenrijkdom.

Vogels

Voor zo goed als alle vogelsoorten waren de hoeveelheid opgaande begroeiing en regio belangrijke variabelen in het basismodel. De oppervlakte erven en verstoring door verkeer voor ongeveer de helft van de soorten. Het effect van ruimtelijke samenhang binnen het km-hok bleek te verschillen tussen de soorten. Op basis van de respons konden de soorten in twee subgroepen worden verdeeld: 'bosrandsoorten': soorten die gebaat zijn bij een besloten landschap met veel geclusterde opgaande begroeiing in een bosrijk landschap en 'groenblauwe dooraderingssoorten': soorten die gebaat zijn bij een wat meer open landschap, met smalle, lijnvormige elementen.

De soortenrijkdom hebben we uitgedrukt als percentage van het aantal onderzochte vogelsoorten. De verwachte soortenrijkdom kon worden berekend voor diverse combinaties van hoeveelheid habitat en ruimtelijke rangschikking van het habitat op lokale schaal en op een schaal van enkele km's. Zo nam de verwachte soortenrijkdom toe van ca. 8% tot ca. 35% bij een toename van de hoeveelheid habitat van ca 0.06 ha naar ca. 5 ha per 100 ha, wanneer dit vooral in compacte bosjes ligt. Maar, wanneer het vooral in lijnvormige elementen ligt, nam bij een zelfde toename in habitat de verwachte soortenrijkdom van de vogels toe van ca. 16% naar ca. 45% van het totale aantal onderzochte soorten.

Vlinders

Bij vlinders waren het oppervlakte opgaande begroeiing dat in randen van bossen en brede houtwallen voorkwam en de regio de belangrijkste verklarende variabelen in het basismodel. De hoeveelheid habitat in lijnvormige elementen (bomenrijen, heggen), vochtigheid en oppervlakte habitat dat in beheer was bij terreinbeherende organisaties, waren van veel minder belang.

De ruimtelijke samenhang van habitat was voor de meeste vlindersoorten van significante betekenis. Het was echter moeilijk om vast te stellen op welke schaal de ruimtelijke samenhang de meeste invloed heeft, op lokale schaal of juist op wat grotere schaal. Parameters op verschillende schalen waren namelijk gecorreleerd. Voor de meeste soorten gaf ruimtelijke samenhang met de omgeving, binnen een straal van ca 11 km, de beste verklaring. Op basis van de hoeveelheid habitat en de ruimtelijke samenhang samen kan ook voor vlinders de verwachte soortenrijkdom worden bepaald. Wanneer bij een lage ruimtelijke samenhang de hoeveelheid habitat in een km-hok toeneemt van ca 1ha tot ca 12ha, dan neemt de verwachte soortenrijkdom (als % van totale aantal onderzochte soorten) toe van ca 10% tot ca 20%. Bij een zelfde toename van de hoeveelheid habitat, maar in een landschap met een hoge ruimtelijke samenhang, neemt de verwachte soortenrijkdom toe van ca 30% tot ca. 50% van het totale aantal onderzochte soorten.

Planten

Bij de planten is de analyse voornamelijk gebaseerd op een sub-set van opnamen die uit dezelfde studie (Greenveins) kwamen. Hierbij waren habitatkwaliteit (wegberm

vs. slootkant) en gebied de belangrijkste verklarende variabelen in de categorie habitatkwaliteit. Veel soorten bleken vaker in wegbermen dan in slootkanten voor te komen, dit heeft waarschijnlijk te maken met de hogere voedselrijkdom van slootkanten.

De ruimtelijke rangschikking werd voor planten bepaald door de hoeveelheid habitat (lengte aan droge - wegbermen en dijken - en lengte aan vochtige grasstroken - slootkanten en oevers -) binnen 100, 500 en 1000m. Voor de meeste soorten bleken de hoeveelheden droge grasstroken binnen 500 en 1000m het vaakst een significant effect op de kans op aanwezigheid te hebben. Dit zijn afstanden die groter zijn dan de dispersie afstanden die verwacht werden op basis van de dispersie mechanismen van de soorten. Waarschijnlijk speelt verspreiding door machines (maaïen, etc) een belangrijke rol. Wanneer de lengte aan droge grasstroken binnen 500m. toeneemt van 1 naar 7 km, dan neemt de verwachte soortenrijkdom van de onderzochte groep planten toe van ca 20% tot ca 45% in wegbermen en van ca 10% tot ca 30% in opnamen in slootkanten.

Toepassing

De resultaten van dit onderzoek zijn te gebruiken bij het verbeteren van plannen voor groenblauwe dooradering, waar het gaat om het vergroten van de soortenrijkdom. Het vernieuwende van dit onderzoek is dat de relatie tussen landschapkenmerken en soortenrijkdom is gekwantificeerd.

Met behulp van de regressiemodellen kan immers de inspanning die een ingreep kost gerelateerd worden met het verwachte effect op de soortenrijkdom. Zo kunnen verschillende scenario's bijvoorbeeld met elkaar worden vergeleken.

Het grote belang van ruimtelijke rangschikking voor de soortenrijkdom dat we voor drie uiteenlopende soortgroepen in twee typen biotopen hebben kunnen aantonen, geeft aan dat dergelijke verbanden ook voor andere soortgroepen en andere biotopen gelden. Onafhankelijk van het natuurdoel dat wordt nagestreefd, is dus het advies naar de toepassing toe om in de landschapsplanning rekening te houden met het belang ruimtelijke samenhang van de leefgebieden op landschapsniveau. De resultaten kunnen wel kwalitatief, maar niet getalsmatig één op één worden vertaald naar andere soortgroepen of biotopen, daarvoor zijn aanvullende studies nodig.

Bij het maken van plannen voor groenblauwe dooradering is het van belang om ook rekening te houden met de identiteit van het landschap. Een toename in opgaande begroeiing kan in een open gebied immers best efficiënt zijn vanuit een soortenrijksdoelstelling, maar kan tegelijkertijd de identiteit van het gebied aantasten.

1 Inleiding

1.1 Achtergrond

De afgelopen decennia is het agrarisch cultuurlandschap in Nederland sterk veranderd (Dijkstra *et al.* 1997, MNP 2002). De maatschappij vraagt aandacht voor die veranderingen omdat volgens velen de kwaliteit van het landschap achteruit gaat. Kwaliteit van het landschap is een complex begrip, maar heeft onder andere te maken met de kwaliteit als leefomgeving voor veel planten en dieren en de herkenbaarheid van de landschappelijke identiteit. Veranderingen die ten grondslag liggen aan de achteruitgang van deze twee kwaliteiten ‘natuur’ en ‘identiteit’, zijn bijvoorbeeld de toename van bebouwing en de verrommeling van het landschap en de schaalvergroting in de landbouw, waardoor veel half-natuurlijke landschapselementen verdwenen (MNP 2001).

Een aantal recente beleidsstukken van de rijksoverheid waarin de aandacht voor de kwaliteit van het landelijk gebied tot uitdrukking komt zijn de Nota Natuur voor Mensen, Mensen voor Natuur (Ministerie van LNV 2000), de Nota Ruimte (Ministerie van LNV *et al.* 2004) en de Agenda Vitaal Platteland (Ministerie van LNV 2004). In deze stukken wordt beleid gepresenteerd om de kwaliteit van het landelijk gebied te verbeteren. Investeren in de groenblauwe dooradering wordt als één van de middelen gezien die bijdragen aan die verbetering. In de nota Natuur voor Mensen werd voorzien in de ontwikkeling van 40.000 ha groenblauwe dooradering in het agrarisch gebied. Deze Kwaliteitsimpuls Landschap is echter niet tot uitvoering gekomen. In de Nota Ruimte worden Nationale Landschappen aangewezen, gebieden in het landelijk gebied met bijzondere landschapskwaliteit. In deze gebieden wil de rijksoverheid extra aandacht schenken aan landschapskwaliteit en hierin is ook te verwachten dat groenblauwe dooradering als één van de sleutelfactoren wordt gezien. In de Agenda Vitaal Platteland ligt de nadruk onder andere op de ontwikkeling van een duurzame en concurrerende landbouw in een aantrekkelijk landschap.

Groenblauwe dooradering

Uitgangspunt in dit project is dat het netwerk van half-natuurlijke landschapselementen een belangrijke drager is van landschapskwaliteit (Opdam *et al.* 2000, Farjon *et al.* 2001, Geertsema 2002b, Geertsema *et al.* 2003a en 2003b). Dit netwerk van landschapselementen noemen we groenblauwe dooradering en kan bestaan uit verschillende structuren. Zo kan het bestaan uit opgaande vegetaties (bomenrijen, bosjes, houtwallen, heggen), grazige vegetaties (slootkanten, grasstroken, wegbermen) of watervoerende elementen (sloten, beken, poelen). Kenmerken van het landschap die bijdragen aan kwaliteit en die meer of minder door groenblauwe dooradering worden bepaald zijn: natuurwaarde, plaagbestrijding, beslotenheid of juist openheid, cultuurhistorie.

Natuur- en landschapsbeheer door boeren wordt gezien als een groene dienst. Het streven is dat naast de rijksoverheid ook andere overheden en partijen de boeren voor deze groene diensten betalen. Onder de groene diensten vallen ook het beheer en de aanleg van groenblauwe dooradering. Niet alleen bij de rijksoverheid, maar ook

op lokale schaal vinden er allerlei initiatieven plaats om de landschapskwaliteit te verbeteren, bijvoorbeeld vanuit provincies en agrarische natuurverenigingen. Ook vanuit Europa is er veel aandacht voor de kwaliteit van het landelijk gebied.

Momenteel worden er op veel plaatsen maatregelen getroffen om de kwaliteit van het agrarisch cultuurlandschap te verbeteren. Boeren kunnen bijvoorbeeld subsidie krijgen in het kader van Programma Beheer voor het beheer van akkerranden, slootkanten of houtwallen (LASER 2002). Uit onderzoek naar de effecten van agrarisch natuurbeheer blijkt echter dat herstel van geschikt milieu niet altijd tot het gewenste herstel van de flora en fauna leidt (Kleijn *et al.* 2001). Het is de verwachting dat de ruimtelijke kwaliteit hierbij één van de sleutelfactoren is (Geertsema 2002a, Opdam & Geertsema 2002). Om het effect van de maatregelen voor verbetering van de kwaliteit van het agrarisch landschap te vergroten moeten we meer weten over die ruimtelijke voorwaarden voor natuur. Hierbij gaat het in dit project vooral om de voorwaarden voor natuurkwaliteit in de groenblauwe dooradering.

In dit project staat de relatie tussen de groenblauwe dooradering en de natuurkwaliteit en landschappelijke identiteit van het landelijk gebied centraal. In de afgelopen jaren is deze relatie vooral in kwalitatieve zin beschreven (Geertsema *et al.* 2003b).

In 2002 is binnen dit project een theoretisch kader ontwikkeld waarmee de relaties tussen de natuurkwaliteit en de kenmerken van de groenblauwe dooradering beschreven worden. Belangrijke kenmerken van het kader waren: natuurkwaliteit hangt af van de ruimtelijke kwaliteit, de milieukwaliteit, het beheer en de dynamiek van een landschapselement. In de volgende paragraaf wordt dieper ingegaan op het theoretisch kader zoals het in deze studie gebruikt wordt. Hierbij ligt de nadruk op het aspect van ruimtelijke kwaliteit: de ruimtelijke verdeling van groenblauwe dooradering in het landschap.

1.2 Theoretisch kader

In het agrarisch gebied leven veel soorten in veelal kleine habitatplekken in de groenblauwe dooradering. De lokale populaties in deze plekken zijn vaak te klein om op zichzelf te overleven. Door individuen uit te wisselen met andere lokale populaties in de omgeving, kan de soort wel overleven. Zo'n stelsel van habitatplekken die met elkaar in verbinding staan door uitwisseling van individuen (bij planten door verspreiding van zaden) noemen we een metapopulatie of netwerkpopulatie (Opdam 1987, Harrison 1991).

Voor metapopulaties in vlakvormig habitat kan de kans op aanwezigheid van een lokale populatie beschreven worden als afhankelijk van verschillende landschapskenmerken (Pouwels 2000). De overlevingskans van lokale populaties neemt toe naarmate de omvang en kwaliteit van de afzonderlijke leefplekken groter is. In een netwerkpopulatie neemt de overlevingskans van de soort in het hele netwerk af met de afstand tussen habitatplekken, en neemt de overlevingskans toe met de overbrugbaarheid van het landschap tussen habitatplekken en met het

dispersievermogen van de soort. De netwerkpopulatie is duurzamer naarmate ze omvangrijker (meer oppervlakte habitat) is en meer ruimtelijke samenhang vertoont.

Een netwerk van lijnvormige elementen verschilt nogal van een netwerk van vlakvormige elementen, waar het meeste metapopulatie onderzoek aan is verricht. Lijnvormige elementen zijn kleiner, smaller en vaak meer versnipperd. Het procentuele oppervlakte aandeel in een gebied is bij een netwerk van lijnvormige elementen vaak veel kleiner dan bij een netwerk van vlakvormige elementen. De vraag is nu hoe de duurzaamheid en de kans op aanwezigheid van soorten beschreven kan worden in netwerken van lijnvormig habitat, zoals de groenblauwe dooradering.

De beschrijving van de kans op (duurzame) aanwezigheid van soorten in groenblauwe dooradering is gewenst om de effectiviteit van maatregelen t.b.v. biodiversiteit in het agrarische landschap te kunnen beschrijven en verbeteren. Het kan planners helpen bij het kiezen van kansrijke gebieden voor investeringen in groenblauwe dooradering. Ook inzicht in het belang van ruimtelijke rangschikking ten opzichte van de hoeveelheid habitat is gewenst. Is de ruimtelijke rangschikking van ondergeschikt belang, dan hoeft de aanleg van groenblauwe dooradering aan minder eisen te voldoen en is men flexibeler in de keuze van de lokatie. Anderzijds kan het zo zijn dat de ruimtelijke samenhang in het omliggende landschap een zo dominante factor is dat lokale maatregelen vruchteloos kunnen zijn.

Voor de analyse in dit project moesten we rekening houden met een ander belangrijk verschil tussen netwerken van lijnvormig habitat en die van vlakvormig habitat. In lijnvormig habitat kunnen de lokale habitatplekken bestaan uit een enkele lijnvormige elementen samen, of juist uit een deel van een lijnvormig element. In een netwerk van vlakvormig habitat is het duidelijker waar de ene habitatplek begint en de andere ophoudt. In een netwerk van lijnvormige elementen is het veel moeilijker te onderscheiden waar de ene lokale habitatplek ophoudt en de andere begint. In deze studie zijn de lokale habitatplekken, oftewel de waarneemeheden, op een meer kunstmatige manier onderscheiden.

De eenheid van waarneming in deze studie was voor wat mobielere soorten zoals vogels en vlinders het km-hok. In de benadering van groenblauwe dooradering als ecologisch netwerk neemt de hoeveelheid habitat in de waarneemeheden (km-hok) de plaats in van de oppervlakte van de lokale populatieplek. De ruimtelijke samenhang van groenblauwe dooradering binnen het km-hok – hoe dicht de landschapselementen bij elkaar liggen en hoe ze verbonden zijn – is in die vergelijking een soort kwaliteitsmaat van de habitatplek zelf. De samenhang met habitat in de omgeving werd voor deze groepen van soorten beschreven met de hoeveelheid groenblauwe dooradering in het omringende landschap. Hoe verder de groenblauwe dooradering weg ligt hoe geringer de bijdrage aan de ruimtelijke samenhang. Met de afstand neemt de kans op uitwisseling van individuen immers af.

Voor niet- of weinig mobiele soorten zoals planten moesten eenheden op een kleinere ruimtelijke schaal dan het km-hok worden gekozen als representant van habitatplekken. Voor planten zijn vegetatieopnamen als eenheid gekozen. De hoeveelheid andere geschikte landschapselementen in de omgeving wordt dan

beschouwd als de omvang van het netwerk van habitatplekken dat samen een metapopulatie kan vormen. Ook hier geldt dat de kans op uitwisseling tussen habitatplekken kleiner wordt met de afstand.

In werkelijkheid bestaan habitatnetwerken niet uit òf lijnvormig òf vlakvormig habitat. In de meeste landschappen komen ze naast elkaar voor. Ook veel soorten zijn niet beperkt tot het ene of het andere type habitat (zie figuur 1.1). In het onderstaande worden vier typen soorten en de betekenis voor het habitatnetwerk toegelicht.

Soorten die vooral leven in groenblauwe dooradering

Een beperkt aantal soorten is voor haar overleving in Nederland voornamelijk aangewezen op de groenblauwe dooradering. Voorbeelden zijn vogels zoals Geelgors, Patrijs en Steenuil en vlinders zoals Oranjetipje, Distelvlinder en Koevinkje. Voor deze soorten geldt ook dat naarmate de landschapselementen dichter bij elkaar liggen de soorten eerder een netwerkpopulatie kunnen vormen. Soorten die vooral in opgaande lijnvormige elementen leven, hebben vaak de overgang tussen open landschap en opgaande begroeiing nodig. Wanneer het netwerk van opgaande landschapselementen te dicht wordt, kan het landschap minder aantrekkelijk worden voor een aantal soorten. Voor die soorten verwachten we dat de kans op aanwezigheid een optimum vertoont met de dichtheid van de groenblauwe dooradering.

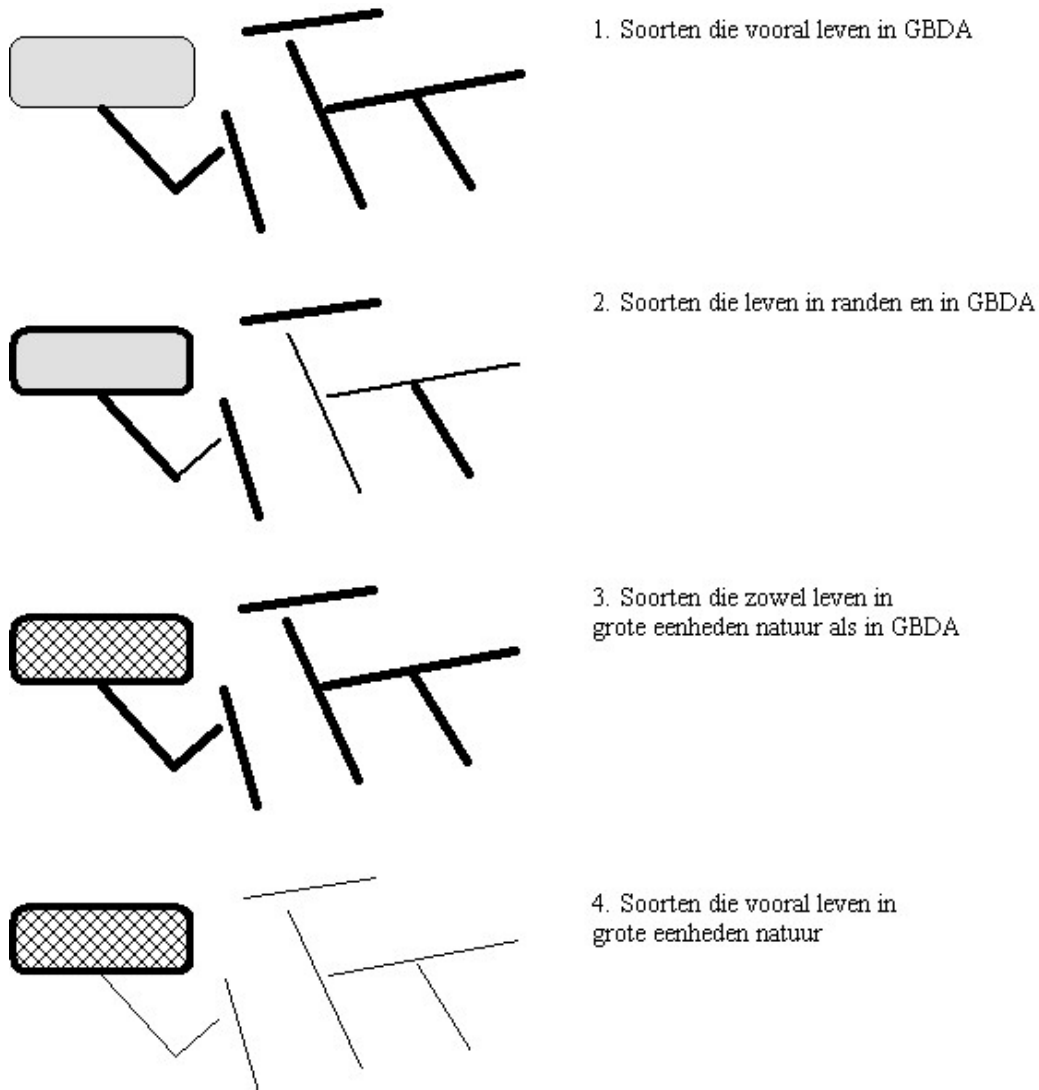
Soorten die leven in randen en groenblauwe dooradering

Voor soorten die leven in randen van grotere eenheden natuur en in groenblauwe dooradering vormen groenblauwe dooradering en randen van natuurgebieden samen één groot netwerk van lijnvormig habitat. Voor sommige soorten kan er daarbij een kwaliteitsverschil zijn tussen randen van grotere eenheden natuur en lijnvormige elementen. Voor vlinders van opgaande begroeiing en zoomvegetaties is het microklimaat in bosranden soms aantrekkelijker dan het microklimaat langs bijvoorbeeld bomenrijen.

Soorten die zowel leven in grote eenheden natuur als in groenblauwe dooradering

Voorbeelden van soorten die zowel in grote eenheden natuur als in groenblauwe dooradering leven zijn een aantal graslandplanten, deze kunnen in het cultuurlandschap uitsluitend leven in de groenblauwe dooradering en komen daarbuiten ook in natuurgebieden met grasland voor. Er zijn tientallen vogels van opgaande begroeiing die overal leven waar opgaande begroeiing te vinden is. Feitelijk zijn er in Nederland vrijwel geen strikte bosvogels (Schotman *et al.* 1994). Toch verschilt de mate van aanwezigheid in groenblauwe dooradering van soort tot soort afhankelijk van de aaneengesloten oppervlakte opgaande begroeiing die een soort nodig heeft. Zo stelt een Specht hogere eisen aan de oppervlakte dan een Tuinfluiter. Om met deze verschillende eisen van plant- en diersoorten rekening te houden is het zaak om het onderscheid tussen habitat in grote eenheden natuur habitat in groenblauwe dooradering goed te definiëren. Voor opgaande begroeiing kan gelden dat alleen bos met een kern van niet-randhabitat geldt als 'bos'. Voor andere biotopen kan op vergelijkbare wijze kern en randhabitat onderscheiden worden. De

veronderstelling is hierbij dat groenblauwe dooradering het meest overeenkomt met randhabitat, maar dat habitat in zowel grote eenheden, in de randen van die eenheden als in groenblauwe dooradering belangrijk is voor deze groep soorten.



Figuur 1.1. Illustratie van de mate waarin soorten gebonden zijn aan groenblauwe dooradering en grote eenheden natuur

Soorten die vooral leven in grote eenheden natuur

Voor soorten die vooral leven in grote eenheden natuur zal de aanwezigheid in groenblauwe dooradering met name afhangen van de afstand tot grote eenheden natuur van een bepaalde minimum omvang. Vermoedelijk zullen ze ook hoge eisen stellen aan de hoeveelheid en de samenhang van opgaande begroeiing op lokaal niveau. Voor deze soorten bestaan de habitat netwerken vooral uit grotere eenheden natuur. Deelpopulaties in groenblauwe dooradering kunnen een bufferende of ondersteunende functie hebben voor populaties in grote vlakvormige eenheden. Andersom kunnen populaties in grote eenheden natuur de biodiversiteit in

groenblauwe dooradering verhogen (Foppen *et al.* 2000). De benadering is grotendeels overeenkomstig met die voor soorten die zowel in grote eenheden als in groenblauwe dooradering voorkomen. In grote eenheden natuur kunnen populaties soms wel duurzaam voortbestaan zonder uitwisseling met populaties in de omgeving.

1.3 Vraagstelling

In dit onderzoek staat de volgende vraag centraal:

Is ruimtelijke rangschikking van habitat belangrijk voor biodiversiteit in groenblauwe dooradering?

De volgende deelvragen worden met betrekking tot de toepasbaarheid van de resultaten behandeld:

Hoe belangrijke is ruimtelijke samenhang van groenblauwe dooradering voor biodiversiteit?

Is ruimtelijke rangschikking te vertalen in simpele richtlijnen?

Wanneer is ruimtelijke rangschikking effectief?

Doel van dit project is het ontwikkelen van het inzicht in de eisen ten aanzien van groenblauwe dooradering wil het bijdragen aan de kwaliteit van het landschap. In dit project ligt de nadruk op de ecologische kwaliteit en het voorkomen van een aantal indicatorsoorten.

Doel van dit project is tevens het verkregen inzicht zodanig te presenteren en wellicht te vertalen naar eenduidige richtlijnen, dat potentiële gebruikers iets met de informatie kunnen. Het is de bedoeling te komen tot flexibele richtlijnen, geen knellende voorschriften.

Hoewel de nadruk in dit project ligt op de natuurkwaliteit in de groenblauwe dooradering in het agrarisch landschap, willen we nadrukkelijk de relatie met landschappelijke identiteit leggen. Zoals in de vorige paragraaf gesteld werd, gaat ook de identiteit van het landschap achteruit. Regio's die vroeger sterk van elkaar verschilden en een sterke eigen identiteit hadden, zijn steeds meer op elkaar gaan lijken. Wanneer we het hebben over de voorwaarden die gesteld worden aan groenblauwe dooradering voor een bepaalde natuurwaarde, willen we hierbij ook rekening houden met de vraag welke voorwaarden gesteld worden aan groenblauwe dooradering om de identiteit van de regio te versterken. Zo kan ook ruimtelijke rangschikking regio-specifiek zijn en mede bepalend voor identiteit. Daarom plaatsen we de richtlijnen binnen een regio-specifiek kader, zodat toepassing van richtlijnen de identiteit niet aantast.

Deze doelstelling draagt bij aan de doelstelling voor het onderzoeksprogramma waar dit project onder valt. Het programma Regionale Identiteit en Natuur- en Landschapsontwikkeling (programmanummer 382) ontwikkelt, implementeert en verspreidt kennis voor planning, inrichting en beheer gericht op versterking van landschappelijke en ecologische kwaliteit in zowel grote eenheden natuur als multifunctionele cultuurlandschappen op regionaal niveau. In dit project richten we ons op zowel ontwikkeling als verspreiding van kennis over inrichting van het cultuurlandschap, ten behoeve van de ecologische en landschappelijke kwaliteit.

1.4 Afbakening

Dit project richt zich vooral op de ruimtelijke kwaliteit van groenblauwe dooradering en de relatie met natuurwaarden. Factoren die ook van belang zijn, maar waar minder aandacht aan geschonken wordt zijn het beheer van de landschapselementen en de sortsamenstelling van de elementen. Een andere factor die buiten dit project valt is de invloed van dynamiek op de kwaliteit van groenblauwe dooradering.

We beperken ons tot het ‘groene deel’ van de groenblauwe dooradering. ‘Blauwe elementen’ zoals beken, sloten en poelen vallen buiten dit project. De keuze voor groene dooradering wordt met name gestuurd door beschikbaarheid van data.

Dit onderzoek richt zich op een beperkt aantal soorten uit een beperkt aantal soortgroepen: 32 vogelsoorten, 8 vlindersoorten en 12 plantensoorten.

Het onderzoek beperkt zich tot het agrarisch landschap van Nederland. Landschappen met veel natuurgebieden vallen buiten het onderzoek. Er wordt dan ook geen vergelijking getrokken tussen het belang van natuurgebieden en van het landelijk gebied voor biodiversiteit.

In hoeverre de resultaten zijn toe te passen op andere soorten en typen groenblauwe dooradering dan die in dit onderzoek zijn geanalyseerd, wordt in het laatste hoofdstuk besproken.

2 Methoden

2.1 Methode algemeen

2.1.1 Landsdekkende analyse

In dit onderzoek hebben we de relatie tussen kenmerken van groenblauwe dooradering en het voorkomen van soorten geanalyseerd. Het onderzoek richtte zich op agrarische gebieden in Nederland.

We hebben gegevens gebruikt die verzameld zijn in gebieden die verspreid over Nederland liggen. De reden hiervoor was dat we uiteindelijk richtlijnen willen kunnen formuleren voor verschillende regio's in Nederland. Het verschil tussen regio's is in de analyse meegenomen. Dit komt in de volgende paragrafen verder aan de orde.

De studie is dus uitgevoerd met landsdekkende bestanden voor zowel data die de kwaliteit van de groenblauwe dooradering en het landschap beschrijven als de verspreidingsgegevens van de soorten. Voor een dergelijke analyse hebben we gebruik gemaakt van beschikbare informatie en hebben zelf geen aanvullende gegevens in het veld verzameld.

2.1.2 Drie soortgroepen

De keuze voor de soorten en soortgroepen in dit onderzoek was afhankelijk van de mate waarin het habitat van ruimtelijke bestanden was af te leiden en van de beschikbaarheid van verspreidingsdata van de soorten. Om deze redenen is de keuze gevallen op vogels en vlinders van opgaande begroeiing en op planten van grazige stroken.

Voor vogels zijn data van SOVON gebruikt en voor vlinders van de Vlinderstichting. De data zijn afkomstig van bestaande monitoring- en verspreidingsgegevens. De verspreidingsgegevens zijn beschikbaar op de schaal km-hokken.

De data van de planten waren afkomstig van verschillende onderzoeksprojecten. Er is gebruik gemaakt van data uit het project Greenveins (zie www.greenveins.nl), uit onderzoek aan natuurwaarden in perceelsranden door het P.P.O. (Praktijkonderzoek voor Plant en Omgeving) en uit het promotieonderzoek van W. Geertsema in Bovensmilde (Geertsema 2002). Deze projecten zijn gekozen omdat daar gericht in het agrarisch gebied vegetatieopnamen zijn gemaakt. Veel ander vegetatiekundig onderzoek is in natuurgebieden verricht. Het schaalniveau van de te onderzoeken eenheden van planten is veel kleiner dan dat van vlinders en vogels. Hier past de eenheid van de vegetatieopname beter.

2.1.3 Geografische informatie

De geografische informatie is afgeleid van verschillende landsdekkende digitale bestanden. Centraal staat de informatie over de ligging van het geschikte habitat. Dit

is afgeleid van topografische kaarten. Voor vogels en vlinders is gebruik gemaakt van de ligging van verschillende vormen van opgaande begroeiing en voor planten van de ligging van dijken en oevers en van wegen en sloten als indicatie voor de ligging van grazige stroken langs deze landschapselementen.

Vanwege de omvang van de benodigde data (landsdekkend), is gebruik gemaakt van grid bestanden (VIRIS) in plaats van vector-gebaseerde bestanden. Vector-gebaseerde bestanden zijn te omvangrijk voor de landelijke analyses die we willen doen: de rekentijd wordt veel te lang bij bewerking van dat soort kaarten.

Naast topografische informatie is gebruik gemaakt van een aantal andere kenmerken van het landschap. Een overzicht daarvan staat in tabel 2.1. Verschillende bestanden zijn gebruikt voor verschillende soortgroepen. De informatie die is afgeleid uit de verschillende bestanden wordt per soortgroep toegelicht in de volgende paragrafen.

Tabel 2.1. Overzicht van geografische bestanden die zijn gebruikt in de analyses van vogels (vo), vlinders (vl) en planten (pl)

	type informatie	vo	vl	pl
Top 10/VIRIS	hoeveelheid en ruimtelijke rangschikking	x	x	x
	habitat			
	ligging van agrarisch gebied	x	x	
landschappen N&I	ligging van regio's	x	x	x
bodemkaart	informatie over bodemtype en grondwatertrappen		x	x
verstoringsbestand	verstoring door verkeer op autowegen	x		
eigendommen	ligging van gebieden in bezit van terreinbeherende organisaties		x	
LGN	grondgebruik: onderscheid loof- en naaldbos (als correctie op VIRIS)		x	

2.1.4 Verklarende parameters

Habitat kwantiteit, kwaliteit en rangschikking

De verspreidingspatronen van de planten-, vlinder- en vogelsoorten zijn als aan- en afwezigheid geanalyseerd. We hebben deze patronen aan de hand van een aantal verklarende parameters geanalyseerd.

De verklarende parameters zijn als volgt onder te verdelen:

- Habitat kwantiteit (*lokaal*)
- Habitat kwaliteit (*lokaal*)
- Rangschikking van habitat (*lokaal en omgeving*)

Lokaal wil zeggen: op de schaal waarop de verspreidingsgegevens van de soorten beschikbaar zijn. Voor planten betekent dat de vegetatieopname en voor vogels en vlinders betekent dat het km-hok. De omgeving heeft betrekking op het gebied dat rondom de betreffende opname of het km-hok ligt.

In de volgende paragrafen worden de verschillende typen verklarende parameters besproken. In de paragrafen 2.2.2, 2.3.2 en 2.4.2 wordt duidelijk welke parameters voor welke soortgroepen gebruikt zijn.

Habitat kwantiteit

Oppervlakte habitat

De habitat kwantiteit is voor vlinders en vogels berekend als het oppervlakte habitat dat binnen een km-hok ligt. Voor planten kan de oppervlakte van de opnames gebruikt worden.

De oppervlakte habitat voor vogels en vlinders werd bepaald aan de hand van verschillende vormen van opgaande begroeiing op topografische kaarten. Deze staat deels als vlakken, deels als lijnvormige en puntvormige elementen op de kaart. Het oppervlakte van lijn- en puntvormige elementen is berekend door de lengte of het aantal puntvormige elementen te vermenigvuldigen met een standaard breedte, respectievelijk oppervlakte (zie bijlage 1). Bij vlinders en vogels werd in de analyse onderscheid gemaakt tussen verschillende vormen van habitat (zie paragrafen 2.2.2 en 2.3.2).

Habitat kwaliteit

Regio

Veel landschapskenmerken hangen samen met regio's, zoals grondgebruik, ontginningsgeschiedenis, boerderijtypen, e.d.. De afzonderlijke invloed van deze landschapskenmerken is binnen dit project niet zo relevant. Voor zover er invloeden zijn van deze factoren (samen) kunnen ze in een model het best vertegenwoordigd worden door een gebieds- of regiofactor. De landschapstypologie die we hebben gebruikt voor indeling in regio's is gebaseerd op de combinatie van fysisch geografische regio's en ontginningsgeschiedenis. Een uitgebreide beschrijving daarvan is te vinden in Geertsema *et al.* (2003b).

De factor *Regio* geeft ook de geografische ligging in Nederland aan. Effecten die te maken hebben met het areaal van de soorten zullen ook voor een groot deel door deze parameter worden gedekt.

Verstoring door verkeer

De aanwezigheid van een drukke verkeersweg verlaagt de kans op aanwezigheid van een aantal vogelsoorten (Foppen *et al.* 2002). Van elk km-hok is bepaald of de ze wel of niet binnen de verstoringzone van drukke wegen ligt. De factor verkeer wordt meegenomen in de regressiemodellen om voor het effect van verstoring te corrigeren.

Vocht

De vochtigheid van de bodem is sterk bepalend voor het voorkomen van plantensoorten. Ook voor vlindersoorten kan de vochtigheid sturend zijn op het voorkomen. Vochtigheid werd afgeleid van de grondwatertrappen op de bodemkaart. De grondwatertrappen zijn ingedeeld in vochtig en droog: I, II, IIIa, IIIb en Va als vochtig, grondwatertrappen Vb, VI, VII en VIII als droog.

Natuurgebieden

Ook binnen het agrarisch gebied waar dit onderzoek zich op richtte, komen gebieden voor die in bezit en beheer zijn van natuurbeschermende organisaties. De verwachting is dat het beheer in die gebieden meer gericht is op het stimuleren van

bepaalde soorten vogels, vlinders en planten dan daarbuiten. Het kan derhalve de kans op voorkomen van de soorten vergroten.

Ruimtelijke rangschikking

De lokale ruimtelijke rangschikking wordt beschreven voor vlinders en vogels. De ruimtelijke rangschikking in de omgeving wordt voor vlinders, vogels en planten beschreven. Er zijn, afhankelijk van de soortgroep, verschillende parameters gebruikt, in de paragrafen 2.2.2, 2.3.2 en 2.4.2 wordt beschreven welke parameters gebruikt zijn.

compactheid:

Geeft aan in hoeverre habitat binnen het km-hok in lijnvormig of juist vlakvormige elementen ligt

lokale ruimtelijke samenhang:

Geeft aan in hoeverre het habitat binnen het km-hok in een netwerk of juist versnipperd ligt. Hoe verder weg het habitat ligt, hoe minder het bijdraagt aan de ruimtelijke samenhang (wegingsfactor is α).

ruimtelijke samenhang omgeving:

Geeft aan in hoeverre het habitat in de omgeving van het km-hok in een netwerk of juist versnipperd ligt. Hoe verder weg het habitat ligt, hoe minder het bijdraagt aan de ruimtelijke samenhang (wegingsfactor is α).

hoeveelheid habitat in omgeving:

Geeft aan hoeveel habitat er binnen een bepaalde straal in de omgeving van een km-hok of vegetatieopname ligt

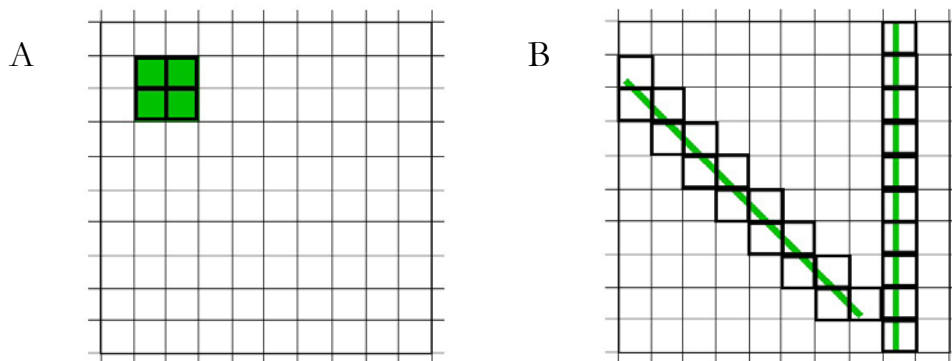
afstand tot brongebied:

Geeft de afstand aan tot het dichtstbijzijnde grotere natuurgebied in de omgeving dat als brongebied van verspreidende individuen kan dienen (definitie van brongebied kan variëren).

Compactheid

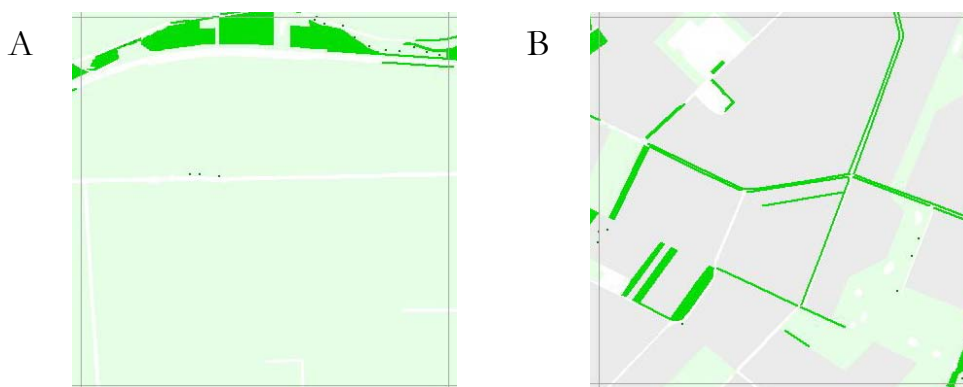
De verdeling van habitat binnen het km-hok tussen vooral lijnvormige of vooral vlakvormige elementen wordt beschreven door de factor compactheid. Compactheid geeft aan over hoeveel ha-grids binnen het km-hok het habitat is verdeeld. Hoe meer lijnvormig het habitat, hoe kleiner de compactheid zal zijn.

Het wordt uitgedrukt in m^2/ha . Dit wordt geïllustreerd in figuur 2.1. Zowel in figuur 2.1a als figuur 2.1b is de hoeveelheid habitat 4 ha. In figuur 2.1a ligt het echter in 4 ha-grids, terwijl het in figuur 2.1b verdeeld is over 25 ha-grids. De compactheid voor figuur A en B is dus respectievelijk $40.000/4 = 10.000 \text{ m}^2/\text{ha}$ en $40.000/25 = 1.600 \text{ m}^2/\text{ha}$.



Figuur 2.1. Illustratie van berekening van compactheid. A en B geven fictieve km-hokken weer, die ieder zijn opgedeeld in 100 cellen van 1 ha. Beide km-hokken bevatten evenveel opgaande begroeiing. A: cel met hoge compactheid. B: cel met lage compactheid

In figuur 2.2 wordt de compactheid geïllustreerd voor twee echte km-hokken met nagenoeg dezelfde hoeveelheid opgaande begroeiing. De compactheid van het landschap in figuur 2.2a is veel hoger dan die in figuur 2.2b.



Figuur 2.2. Illustratie van compactheid: twee km-hokken met dezelfde hoeveelheid opgaande begroeiing. A: hoge (2403 m²/ha) en B: lage compactheid (719 m²/ha) (links: 111429 rechts: 191342,)

Lokale ruimtelijke samenhang / ruimtelijke samenhang omgeving

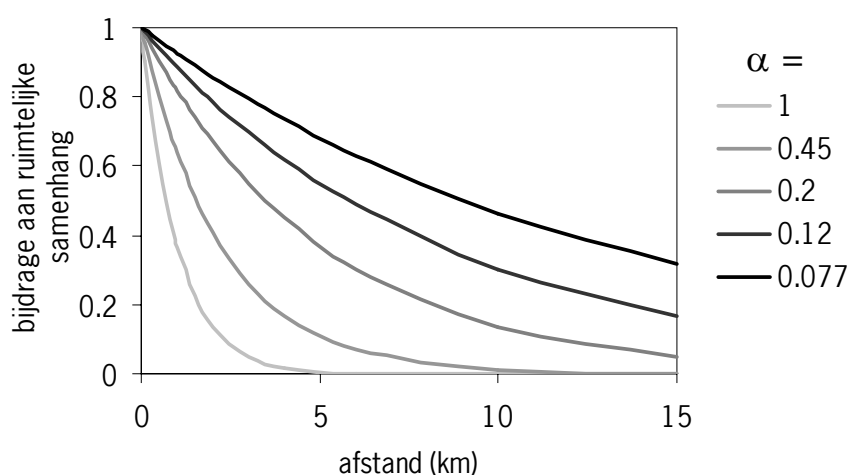
De ruimtelijke samenhang is een maat die aangeeft in hoeverre habitat versnipperd is of juist onderdeel van een aaneengesloten netwerk van habitat, dit geldt zowel op de lokale schaal van een km-hok als op grotere schaal in de omgeving van het km-hok. Hoe meer het habitat in een netwerk ligt, hoe groter de ruimtelijke samenhang. Hierbij wordt de oppervlakte habitat gewogen naar afstand: hoe verder weg het ligt, hoe minder zwaar het meetelt (Hanski 1994, Verboom *et al.* 1991). De parameter α geeft de mate waarin oppervlakte dat op een bepaalde afstand ligt bijdraagt aan de ruimtelijke samenhang, zie figuur 2.3 en bijlage 1.

In studies van duidelijk te onderscheiden habitat patches wordt vaak voor die patches de ruimtelijke samenhang berekend. Zoals reeds in hoofdstuk 1 werd besproken, is het moeilijk om bij lijnvormige elementen of randen patches te onderscheiden, immers: waar houdt een patch op en waar begint een nieuwe? Daarom is gebruik

gemaakt van 100x100 m grids met habitat binnen het km-hok. Voor deze grids is gekeken naar de hoeveelheid habitat die in de omgeving van habitatplekken ligt. Per km-hok wordt vervolgens het gemiddelde voor deze cellen berekend.

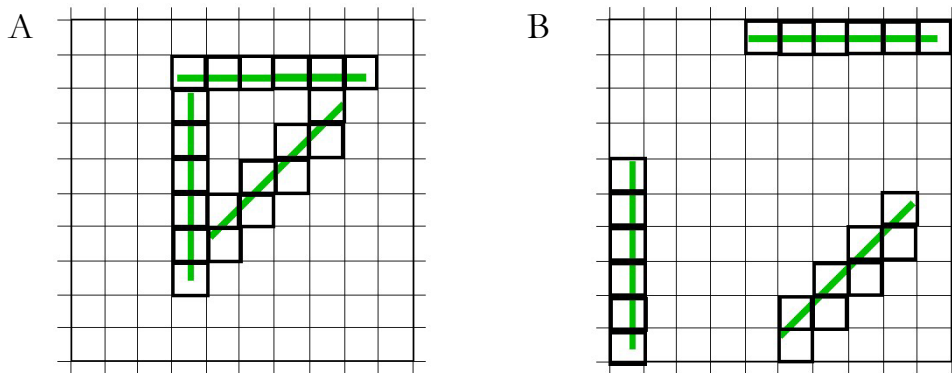
Voor lokale ruimtelijke samenhang wordt habitat gewogen naar afstand (met een bepaalde α), maar worden plekken die verder dan ca 700 m weg liggen (de afstand tussen het middelpunt en de hoekpunten van een km-hok) niet meer meegerekend. Dit betekent dat wanneer $\alpha = 1$, dat 51% van de oppervlakte onder de curve van $\alpha = 1$ wordt meegerekend.

Voor ruimtelijke samenhang met de omgeving wordt de maximale afstand waarop habitat nog bijdraagt bepaald door de afstand waarbij 90% van de oppervlakte onder de curve ligt.



Figuur 2.3. Relatie tussen afstand tot habitat in de omgeving en de bijdrage die het habitat in de omgeving levert aan de ruimtelijke samenhang. Bij kleine α telt habitat dat ver weg ligt relatief zwaar mee

In figuur 2.4 is de lokale ruimtelijke samenhang van twee fictieve km-hokken geïllustreerd. Zowel figuur 2.4a als figuur 2.4b hebben dezelfde compactheid en dezelfde hoeveelheid habitat, maar de ruimtelijke samenhang tussen de elementen is in figuur 2.4a groter dan in figuur 2.4b.



Figuur 2.4. Illustratie van berekening van ruimtelijke samenhang. A en B geven fictieve km-hokken weer, die ieder zijn opgedeeld in 100 cellen van 1 ha. Beide km-hokken bevatten evenveel opgaande begroeiing en de compactheid is ook even groot. A: cel met hoge ruimtelijke samenhang. B: cel met lage ruimtelijke samenhang

In figuur 2.5 wordt de ruimtelijke samenhang in de omgeving van een km-hok geïllustreerd voor twee echte km-hokken met nagenoeg dezelfde hoeveelheid opgaande begroeiing. De ruimtelijke samenhang van het landschap in figuur 2.5a is veel hoger dan die in figuur 2.5b.



Figuur 2.5. Illustratie van de ruimtelijke samenhang voor vlinders in de omgeving van twee km-hokken met dezelfde hoeveelheid opgaande begroeiing, A: hoge (12.6) en B: lage (2.9) ruimtelijke samenhang in de omgeving ($\alpha = 1.15$, binnen 2 km rondom km-hok) (links: 123411, rechts: 190371).

Hoeveelheid habitat omgeving

De hoeveelheid habitat in de omgeving berekent het oppervlakte habitat dat binnen een bepaalde straal van een km-hok of een opname ligt. Binnen die straal wordt er geen rekening gehouden met de afstand tot het habitat. Het is een eenvoudiger te berekenen maat dan de ruimtelijke samenhang.

Afstand tot brongebied

De kortste afstand van het habitat in een km-hok tot de rand van het dichtstbijzijnde grotere natuurgebied is een alternatieve maat voor ruimtelijke rangschikking van habitat ten opzichte van de omgeving. De definitie van een brongebied hangt af van de soort(groep) waar naar gekeken. Voor de onderzochte vlinder- en vogelsoorten

zullen dit bosgebieden zijn. Voor de onderzochte plantensoorten zullen het bijvoorbeeld graslandreservaten kunnen zijn.

2.2 Vogels

2.2.1 Soorten

De vogeldata werden geleverd door Sovon. Het betreft de waarnemingen in km-hokken uit het tweede broedvogelatlas-project waarvan de data in de jaren 1998-2000 verzameld zijn. Voor een beschrijving van de inventarisatiemethode, zie SOVON (2002).

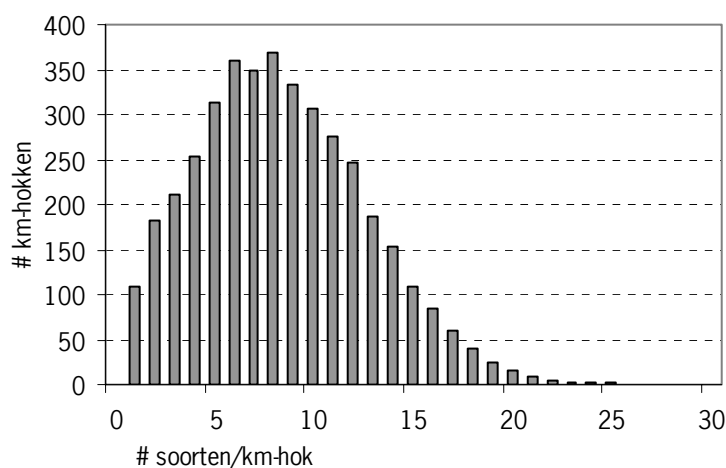
Niet alle vogelsoorten gebonden aan opgaande begroeiing waren geschikt voor de analyse. Sommige soorten zijn te algemeen, andere te zeldzaam of onvoldoende nauwkeurig geïnventariseerd. De volgende soorten deden niet mee in de analyse:

1. Te schaarse soorten ($\leq 10\%$ atlasblokken): Kwak, Buidelmees, Europese kanarie, Kleine barmsijs, Kramsvogel, Middelste Bonte Specht, Taigaboomkruiper, Draaihals, Keep, Sijs, Raaf.
2. Soorten die in Nederland uitsluitend in (uitgestrekte) bossen of natuurgebieden voorkomen: o.a. Boomleeuwerik, Nachtzwaluw, Fluiter, Havik, Houtsnip, Zwarte specht.
3. Soorten van naaldbossen: Kuifmees, Zwarte mees, Goudhaan, Vuurgoudhaan, Kruisbek.
4. Soorten die genoeg hebben aan ruigte, struweel of wat struiken (de soort moet afhankelijk zijn van bomen): Kneu, Grasmus, Bosrietzanger, Fitis, Roodborsttapuit, Blauwborst, Braamsluiper, Grauwe Klauwier.
5. Soorten die 's nachts geïnventariseerd moeten worden: Bosuil, Ransuil, Steenuil
6. Soorten met een grote actieradius waarvan een waarneming in een km-hok weinig zegt over al of niet broeden: Sperwer, Appelvink, Boomvalk, Buizerd, Wespendif en kolonievogels als Aalscholver, Blauwe reiger en Roek.
7. In het agrarisch gebied vooral aan erven en bebouwing gebonden soorten: Turkse tortel, Kauw, Groenling, Bonte vliegenvanger.
8. Zeer algemene soorten die 95% of meer van de atlasblokken bezetten maar met uitzondering van soorten waarbij er wel veel variatie is in de bezetting van km-hokken: Houtduif, Koolmees, Winterkoning, Vink, Zwarte Kraai, Tjiftjaf.

Uiteindelijk werden 32 vogelsoorten geselecteerd (tabel 2.2) waarvoor het belang van de hoeveelheid opgaande begroeiing en de ruimtelijke rangschikking van habitat onderzocht is. In figuur 2.6 is te zien hoeveel van de 32 vogelsoorten in de onderzochte km-hokken voorkwamen. Het maximale aantal soorten dat in één km-hok werd aangetroffen was 29 soorten, dit kwam in één km-hok in (236447) voor. Het gemiddelde aantal soorten dat werd aangetroffen was 8.5.

Tabel 2.2. De 32 voor het onderzoek geselecteerde broedvogelsoorten met de procentuele bezetting in de km-bokken die in de analyse zijn gebruikt (zie paragraaf 2.2.3)

Soort	Aanwezig	Soort	Aanwezig
Spreeuw	90%	Grauwe vliegenvanger	18%
Ekster	67%	Boomkruiper	16%
Ringmus	63%	Grote bonte specht	13%
Heggemus	57%	Zomertortel	11%
Pimpelmees	56%	Geelgors	10%
Holenduif	52%	Gekraagde roodstaart	10%
Zanglijster	48%	Staartmees	7%
Zwartkop	46%	Groene specht	5%
Tuinfluitier	43%	Matkop	4%
Putter	38%	Boompieper	4%
Spotvogel	38%	Nachtegaal	2%
Torenvalk	34%	Wielewaal	2%
Roodborst	30%	Boomklever	1%
Koekoek	27%	Goudvink	1%
Vlaamse gaai	26%	Glanskop	0.4%
Grote lijster	24%	Kleine bonte specht	0.3%



Figuur 2.6. Aantal km-bokken met hun soortenrijkdom, gemeten aan het aantal aangetroffen vogelsoorten (van 32)

2.2.2 Verklarende parameters

Habitat kwantiteit

Oppervlakte opgaande begroeiing

De volgende categorieën opgaande begroeiing op de topografische kaart zijn als habitat aangemerkt voor de vogels: loof-, gemengd- en naaldbos, hoogstamboomgaarden, populierenbos, griend, heggen, bomenrijen en losse bomen. Hoewel naaldbos minder geschikt is voor vogels dan loofbos, wordt er geen onderscheid gemaakt tussen naaldbos en loofbos. Naaldbos komt namelijk vooral in grote eenheden voor en weinig voor kleine bosjes. Km-hokken met grote eenheden

bos werden echter van de analyse uitgesloten (zie paragraaf 2.2.3). Daarom heeft een selectie op naaldbos niet veel zin.

Erven

Naast de hiervoor beschreven categorieën komt er ook opgaande begroeiing op erven voor die niet als opgaande begroeiing op de kaart staat. Opgaande begroeiing op erven en binnen de bebouwde kom, met een oppervlakte van minder dan 1000 m² staat als categorie 'overig grondgebruik' op de topografische kaart. Om toch de invloed van de erfbeplanting mee te nemen, is de oppervlakte overig grondgebruik bepaald.

Habitat kwaliteit

Regio

Veel landschapkenmerken worden vertegenwoordigd door de factor *Regio*. De landschapstypologie die we hebben gebruikt voor indeling in regio's is gebaseerd op de combinatie van fysisch geografische regio's en ontginningsgeschiedenis. Een uitgebreide beschrijving daarvan is te vinden in Geertsema *et al.* (2003b).

Verkeer

De aanwezigheid van een drukke verkeersweg verlaagt de kans op aanwezigheid van een aantal soorten (Foppen *et al.* 2002). Van elk km-hok is bepaald of het wel of niet binnen de verstoringzone van drukke wegen ligt. De factor verkeer wordt meegenomen in de regressiemodellen om voor het effect van verstoring te corrigeren.

Ruimtelijke rangschikking

Compactheid

Voor vogels werd de compactheid berekend op basis van de ligging van de opgaande begroeiing in het km-hok dat als habitat kan fungeren. De categorie 'erven' werd hier niet bij betrokken.

Lokale ruimtelijke samenhang

Hiervoor werd habitat gewogen naar afstand volgens de curve met $\alpha = 1$ (zoals die in figuur 2.3 staat), maar worden plekken die verder dan ca 700 m weg liggen (de afstand tussen kern en hoekpunten van km-hok) niet meer meegerekend. Dit betekent in dit geval dat 51% van het oppervlakte onder de curve van $\alpha = 1$ wordt meegerekend.

Ruimtelijke samenhang omgeving

De ruimtelijke samenhang van habitat in de omgeving van het km-hok werd berekend op basis van de ligging van opgaande begroeiing dat als habitat kan fungeren. Voor externe samenhang worden voor vogels de volgende waarden voor α getest: 1.0, 0.45, 0.2, 0.12, en 0.077 waarbij 90% van de oppervlakte onder de curve van figuur 2.3 wordt meegerekend. Dit komt overeen met afstanden van resp. ca. 2.5, 5, 11.5, 20 en 30 km.

Afstand tot brongebied

Als brongebieden voor de vogels zijn grotere bosgebieden geselecteerd. Dit moeten bossen zijn die een 'boskern' bevatten, oftewel minimaal 50 m in doorsnede zijn. De volgende oppervlaktes van aaneengesloten bosgebieden met kern, zijn getest: 0,5, 5, 50 en 300 ha. Aangenomen werd dat deze gebieden als brongebied voor het agrarisch landschap zouden kunnen fungeren.

2.2.3 Selectie van km-hokken

Deze studie is er uiteindelijk op gericht om de soortenrijkdom of aanwezigheid van soorten van opgaande begroeiing te relateren aan de hoeveelheid opgaande begroeiing in agrarisch gebied. De data moeten dus afkomstig zijn uit het agrarisch gebied. Hiertoe zijn km-hokken met voornamelijk agrarisch gebied geselecteerd (zie bijlage 1). Om tot 'agrarisch gebied' te behoren moet minimaal 67% uit agrarisch gebruik bestaan. Van een km-hok mag maximaal 15% bedekt zijn met overig grondgebruik. Bij overig grondgebruik gaat het meestal om stedelijk gebied, waaronder openbaar groen, begraafplaatsen, en om erven van gebouwen in het buitengebied. Bovendien moet er opgaande begroeiing in het km-hok aanwezig zijn. De bossen zijn verdeeld in bossen met boskern en bosjes zonder kern (zie bijlage). Alle km-hokken met bos met een kern zijn buiten beschouwing gelaten omdat deze een onevenredig grote invloed op de aanwezigheid van soorten zou hebben, waardoor een effect van een klein verschil in de hoeveelheid en ruimtelijke samenhang van opgaande begroeiing niet meer zichtbaar zou zijn.

Km-hokken met meer dan 50 ha water zijn ook buiten beschouwing gelaten.

Het resultaat is dat data uit 4005 km-hokken beschikbaar zijn voor de analyse (figuur 2.7). Het accent in de verspreiding ligt op laag Nederland doordat km-hokken in hoog Nederland meestal wel wat bos met kernen bevatten en daarom buiten de selectie vallen.

2.2.4 Verwachtingen

In de analyse voor de vogels hebben we een grote dataset voor een vrij groot aantal soorten, waarbij een vrij groot aantal variabelen wordt getest. Hierbij is de kans dat er een toevallig significante relatie wordt gevonden één op twintig (bij een significantiedrempel van $p = 0.05$). Om werkelijke relaties te kunnen onderscheiden van toevalligheden is het belangrijk om vooraf de verwachtingen te formuleren. Als de gevonden relatie daarmee overeenkomt heb je meer zekerheid over het bestaan van de significante, causale relatie dan wanneer deze achteraf verklaard wordt. De verwachtingen in tabel 2.3 zijn gebaseerd op analyses uit het verleden en expert kennis.



Figuur 2.7. Ligging van de km-bokken die voor de analyse van verspreiding van vogels in het agrarisch gebied zijn gebruikt.

Oppervlakte opgaande begroeiing

Uit analyse van de data uit Twente en Steenwijk, maar ook uit de Friese Wouden (Teerink 1991) bleek dat zowel de soortenrijkdom als het aantal vogels, sterker gecorreleerd was met de totale lengte aan opgaande begroeiing en de bosrandlengte dan met de oppervlakte opgaande begroeiing. Dat gold vooral voor de zeer algemene overal voorkomende soorten. Er waren ook soorten met een voorkeur voor bosjes. De verwachtingen zijn vooral op dit werk gebaseerd.

Overig grondgebruik

In Twente en Steenwijk zijn in het verleden alle broedvogels van cultuurlandschap geteld (Schotman 1988, Sierdsema 1988). Per soort is het aandeel op erven bepaald. Dit aandeel is de basis van de verwachting voor het effect van erven. Naarmate een soort meer op erven voorkomt wordt een sterker effect van erven verwacht.

Compactheid

We hebben niet eerder ervaring opgedaan met de factor compactheid. De verwachtingen zijn inschattingen op basis van de relatie met opgaande begroeiing. Soorten met een voorkeur voor bosjes en brede singels zullen een sterk positieve

relatie met compactheid hebben. Voor een aantal soorten is er mogelijk een optimum tussen de minimum en de maximum waarde voor compactheid.

Ruimtelijke samenhang en beste α

Voor soorten die zich als jong vestigen op grote afstand van de geboorteplek of over een grote afstand kunnen verhuizen, een groot dispersievermogen hebben, wordt verwacht dat ruimtelijke samenhang met een kleine α de beste verklaring van de verspreidingspatronen geeft. Dat zijn doorgaans grote, langlevende soorten met een gering reproductievermogen (Reijnen *et al.* 2001). Op basis van eerder onderzoek (Leemreize 1992? en Reijnen *et al.* 2001) is voor een groot aantal soorten een schatting gemaakt van het dispersievermogen en daarmee van de beste α .

Afstand tot bos met een kern

Voor soorten die vooral voedsel zoeken in open landschap en daar ook kunnen broeden is een grote afstand tot grote bossen met kern eerder gunstig dan ongunstig, anders neutraal, dwz niet significant. Voor soorten met een voorkeur voor grote bossen met kern verwachten we een significant negatieve relatie met afstand. Naarmate het territorium van een soort groter is zal de afstand tot een grotere boskern eerder of sterker significant zijn.

Tabel 2.3. *Verwachte effecten van onderzochte factoren op voorkomen van vogelsoorten in agrarisch gebied. (+-+++ : zwak-sterk positief effect verwacht, - - ---; zwak - sterk negatief effect verwacht; 0: geen effect verwacht)*

soort	oppervlakte opgaande begroeiing	erven	compactheid	afstand tot bos met kern	beste α voor ruimtelijke rangschikking omgeving
Torenvalk	+	+	+	0	0
Holenduif	+	+++	?	-	0.08
Zomertortel	+++	0	-/+	-	0.12
Koekoek	+	-	-	-	0.06
Groene Specht	++	-	-/+	--	0.18-0.23
Grote Bonte Specht	+++	-	-/+	--	0.17-0.23
Kleine Bonte Specht	+++	-	+++	---	0.09-0.12
Boompieper	+++	-	-	--	0.23
Heggemus	++	++	-	0	0.23
Roodborst	+++	0	-/+	--	0.23
Nachtegaal	+++	-	-/+	0	0.23
Gekraagde Roodstaart	++	++	-	-	0.23-0.26
Zanglijster	+++	+	-	-	0.23
Grote Lijster	+	+	?	0	0.02
Spotvogel	++	++	?	0	0.08
Tuinfluitier	+++	-	-	-	0.23
Zwartkop	+++	0	++	--	0.23-0.40
Grauwe Vliegenvanger	++	++	+	-	0.23
Staartmees	++	++	-/+	-	0.23
Glanskop	+++	0	+++	---	0.23-0.27
Matkop	+++	-	-/+	-	0.20-0.23
Pimpelmees	+++	++	-/+	0	0.23
Boomklever	+++	0	+++	---	0.15
Boomkruiper	+++	0	-	-	0.46
Wielewaal	+++	-	-/+	--	0.12
Vlaamse Gaai	+++	0	-	-	0.12
Ekster	+	+	?	+	0.23
Spreeuw	+	+++	?	0	0.06
Ringmus	+	+++	?	0	0.46
Putter	+	+++	?	0	0.23
Goudvink	++	++	+	-	0.42-0.46
Geelgors	++	0	-	-	0.23

2.3 Vlinders

2.3.1 Soorten

Voor de analyse zijn vlindersoorten van opgaande begroeiing geselecteerd. Sommige soorten uit deze groep zijn echte bossoorten en komen alleen in grotere bosgebieden voor. Voor deze studie zijn zij niet geschikt. Soorten die vooral in de randen van opgaande begroeiing voorkomen zijn wel geschikt. Ze komen zowel in randen van bosgebieden als langs lijnvormige opgaande elementen voor. De meeste soorten

hebben de begroeiing nodig als beschutting, niet zo zeer als voedsel voor vlinders en rupsen. Een uitzondering daarop is bijvoorbeeld de Eikepage.

Tevens is als criterium genomen dat soorten niet te zeldzaam en niet te algemeen mogen zijn, omdat dit in de analyse niet geschikt was. Hierdoor viel bijvoorbeeld de Sleedoornpage af (te zeldzaam).

Zeer algemene soorten die wel een relatie met de landschapsstructuur hebben konden wel worden opgenomen in de analyse (bijvoorbeeld Bont zandoogje). Zeer algemene soorten die niet kieskeurig zijn in hun habitatkeuze zullen geen duidelijke relatie met landschapsstructuur hebben, en zijn daarom niet geschikt voor de analyse (bijvoorbeeld Groot koolwitje). Uiteindelijk zijn acht soorten geselecteerd voor de analyse

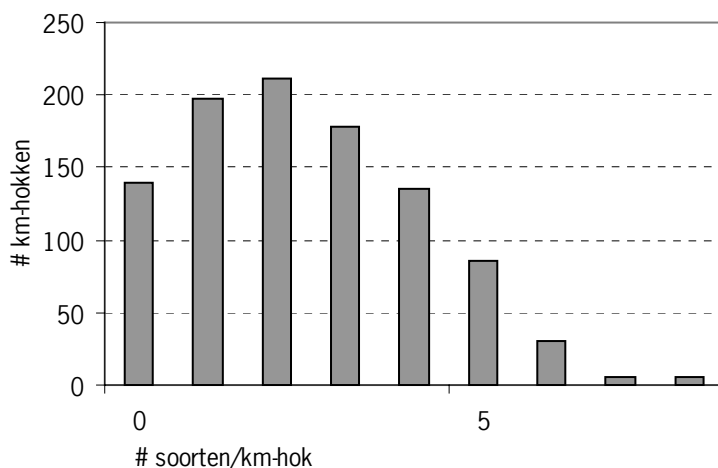
Data over verspreiding van deze acht soorten zijn geanalyseerd. Hierbij zijn gegevens over aan- en afwezigheid gebruikt. Deze gegevens zijn afkomstig van de Vlinderstichting, de data zijn verzameld in de jaren 1992-2002.

Tabel 2.4 laat zien in hoeveel % van de onderzochte km-hokken de soorten gevonden zijn. In figuur 2.8 staat hoeveel vlindersoorten (van de onderzochte 8) in de km-hokken aangetroffen zijn. Gemiddeld werden ca 2.4 van de 8 soorten aangetroffen, het maximum, 8 soorten werd in 5 km-hokken gevonden.

Tabel 2.4. Overzicht van geselecteerde vlindersoorten voor de analyse en de aanwezigheid in de geselecteerde dataset (zie paragraaf 2.3.3) en zeldzaamheid in Nederland (in zeldzaamheidsklassen, volgens Tax 1989)

Soort	Aanwezig	Zeldzaamheidsklasse
Bont zandoogje (<i>Pararge aegeria</i>)	56%	zeer algemeen
Citroenvlinder (<i>Gonepteryx rhamni</i>)	54% (27%*)	zeer algemeen
Landkaartje (<i>Araschnia levana</i>)	54.%	zeer algemeen
Oranjetipje (<i>Anthocharis cardamines</i>)	31%	algemeen
Gehakelde aurelia (<i>Polygonia c-album</i>)	27% (13%*)	algemeen
Eikepage (<i>Quercusia quercus</i>)	15%	algemeen
Bont dikkopje (<i>Carterocephalus palaemon</i>)	2%	vrij zeldzaam
Kleine ijsvogelvlinder (<i>Ladoga camilla</i>)	2%	minder algemeen

* Citroenvlinder en Gehakelde aurelia zijn mobiele soorten waardoor ze soms in km-hokken worden waargenomen waar zich geen populatie gevestigd heeft en waardoor de relatie met landschapsstructuur iets minder sterk kan zijn. Daarom is ook een inschatting gemaakt van km-hokken waar de soort waarschijnlijk echt als populatie voorkomt: km-hokken waar de soort minstens 2 jaar achtereen is waargenomen, of waar in 1 jaar minstens 3 afzonderlijke waarnemingen zijn geregistreerd of waar minstens 5 individuen zijn waargenomen.



Figuur 2.8. Aantal km-hokken met hun soortenrijkdom, gemeten aan het aantal aangetroffen vlindersoorten (van 8)

2.3.2 Verklarende parameters

Habitat kwantiteit

Randen van loofbos

Alle randen van loofbos worden aangemerkt als habitat. Hier horen ook de randen van houtwallen die breder dan 3 m en langer dan 50 m zijn bij, omdat die ook als loofbos en vlakvormig op de kaart staan. Bij de randen horen ook de randen langs bredere bospaden. Hoe de randen precies gedefinieerd zijn, staat in bijlage 1. We gaan er van uit dat de randen van loofbos meer ondergroei bevatten en dat de structuur geschikter is voor vlinders dan habitat in lijn- en puntvormig habitat.

Lijn- en puntvormig habitat

Ook in lijn- en puntvormig habitat wordt habitat voor vlinders van opgaande begroeiing verwacht. Het gaat dan met name om bomenrijen, heggen en vrijstaande bomen. In de lichte van deze landschapselementen kunnen vlinders van opgaande begroeiing worden verwacht. De omrekening van lijnen en punten naar oppervlaktes staat in bijlage 1 beschreven.

Habitat kwaliteit

Regio's

Net als bij de vogels wordt allereerst gekeken in welke regio een km-hok ligt. De landschapstypologie die we hebben gebruikt voor indeling in regio's is gebaseerd op de combinatie van fysisch geografische regio's en ontginningsgeschiedenis. Een uitgebreide beschrijving daarvan is te vinden in Geertsema *et al.* (2003b).

Vocht

Voor elke 25x25 m gridcel (binnen de km-hokken) waarin vlinderhabitat ligt werd de grondwatertrap bepaald. Het percentage van de gridcellen met vlinderhabitat dat op vochtige grondwatertrappen lag werd als waarde voor deze parameter gebruikt. De

verwachting is dat de meeste geselecteerde vlindersoorten vaker voorkomen op vochtige grondwatertrappen dan op droge (Tax 1989).

Natuurgebieden

De ligging van habitat ten opzichte van natuurgebieden is meegenomen in de analyse, omdat verwacht werd dat de kwaliteit van opgaande begroeiing binnen de grenzen van natuurgebieden beter zou zijn dan erbuiten. Voor elke 25x25 m gridcel (binnen km-hokken) is bepaald welk deel eind 1999 in bezit was van een terreinbeherende organisatie (Staatsbosbeheer, Natuurmonumenten, Provinciale Landschappen) of volgens de bodemstatistiek van ca 1989 uit natuurgebied bestond (zie bijlage 1). Het percentage van deze gridcellen dat binnen natuurgebieden lag of dat grensde aan natuurgebieden werd als parameter meegenomen in de analyse.

Ruimtelijke rangschikking

Lokale ruimtelijke samenhang

Net als bij de vogels is de lokale ruimtelijke samenhang van het vlinderhabitat berekend (zie paragraaf 2.2.2). Hierbij is zowel habitat in randen van bosjes als in lijn- en puntvormige elementen gebruikt. De α 's die voor vlinders zijn getest om de invloed van de interne ruimtelijke samenhang, dus binnen het km-hok, te bepalen zijn: 1.15 en 0.02. Alleen habitat dat binnen 700 m ligt wordt meegenomen, hetgeen wordt bereikt door respectievelijk 56% en 14% van de oppervlakte onder de curve (figuur 2.3) mee te laten tellen.

Ruimtelijke samenhang omgeving

De ruimtelijke samenhang met de omgeving is een maat voor de hoeveelheid habitat in de omgeving van het km-hok, gewogen naar afstand. Evenals bij de lokale ruimtelijke samenhang wordt die weging naar afstand uitgedrukt door de α . Voor ruimtelijke samenhang met de omgeving worden de waarden 1.15 en 0.2 gebruikt, met 90% van de oppervlakte onder de curve (figuur 2.3) leidt dit tot respectievelijk 2 en 11.5 km.

Overige

Andere ruimtelijke maten, zoals bijvoorbeeld compactheid zijn niet gebruikt voor vlinders. Het onderscheid tussen lijnvormig en vlakvormig is hier minder relevant, omdat van de vlakken alleen de randen habitat vormen. Dit is strikt genomen ook lijnvormig. Het onderscheid dat er is tussen randen van vlakken enerzijds en lijnen anderzijds werd reeds meegenomen door ze apart in de analyse mee te nemen bij habitat kwantiteit.

2.3.3 Selectie van km-hokken

De verspreiding van vlinders in Nederland is in sommige km-hokken uitgebreider onderzocht dan in andere (bron: De Vlinderstichting). Voor deze studie hebben we alleen km-hokken geselecteerd die goed onderzocht zijn.

Alleen km-hokken die in het agrarisch gebied liggen zijn meegenomen in de analyse. Agrarisch gebied is gedefinieerd als die km-hokken die voor minstens 67% van het oppervlakte uit agrarisch gebruik bestaan (zie bijlage 1).

We hebben alleen km-hokken geselecteerd die in gebieden liggen die relevant zijn voor vlinders van opgaande begroeiing. Er zijn gebieden die al zeer lang een zeer open karakter hebben en waar ook momenteel weinig opgaande begroeiing te vinden is. In die gebieden komen de soorten die we willen analyseren al zeer lange tijd niet voor. Het betreft hier bijvoorbeeld het Hollandse laagveengebied. De fysisch geografische regio's Hoge zandgronden en Heuvelland daarentegen zijn het belangrijkste verspreidingsgebied van vlinders van opgaande begroeiing.

We selecteren km-hokken in een aantal gebieden die èn goed onderzocht zijn èn relevant voor de verspreiding van de te bestuderen soorten. Binnen die gebieden zijn in totaal 988 km-hokken random geselecteerd. De ligging van de onderzochte km-hokken staat in figuur 2.9.



Figuur 2.9. Kaartje met ligging onderzochte km-hokken voor analyse van verspreiding van vlindersoorten

2.4 Planten

2.4.1 Soorten

De selectie van de soorten is mede gebaseerd op basis van de beschikbare vegetatie opnamen (zie volgende paragraaf). De geselecteerde plantensoorten moesten soorten zijn die niet zeer algemeen zijn en toch in voldoende opnamen in slotkanten en wegbermen voorkomen; als grenzen hebben we een voorkomen in meer dan 20 en minder dan 200 van de 278 opnamen genomen. Een aantal andere zeer algemene

soorten zijn niet meegenomen: Zevenblad, Fluitekruid, Haagwinde, Ganzevoet, Akkerdistel, Wilgenroosje, Hondsdraf, Bereklauw, Akkerkool, Varkensgras, Ridderzuring, Melkdistel, Paardebloem, Brandnetel.

Er zijn 12 kruidige plantensoorten van grazige stroken zoals slootkanten en wegbermen geselecteerd (tabel 2.5). Het dispersie vermogen van de geselecteerde soorten varieert. Sommige hebben aanpassingen voor verspreiding door wind, water, dieren of door agrarische activiteiten. Andere hebben geen aanpassingen voor dispersie (Hodgson *et al.* 1995). Door deze verschillende dispersie vectoren verschilt hun geschatte dispersie capaciteit van minder dan 10 meter tot een kilometer, terwijl *Stellaria media* waarschijnlijk ook door agrarische activiteiten verspreid wordt en zo vele kilometers kan afleggen (Wamelink *et al.* unpubl.) De meeste soorten vinden hun optimum in vochtige omstandigheden. Duizendblad, Smalle weegbree, Schapezuring en Vogelmuur daarentegen zijn soorten van wat drogere omstandigheden.

Tabel 2.5. Geselecteerde plantensoorten, aanwezigheid in de opnamen (%), tolerantie voor vocht (aq = aquatisch, vo = vochtig, dr = droog) en dispersie mechanisme (g.a. = geen aanpassing aan specifieke vorm van dispersie, agr: = verspreid door agrarische activiteiten) (bronnen dispersie type: Biobase en Hodgson *et al.* 1995. bron dispersie afstand: Wamelink *et al.* unpubl.)

soort		aanwezig (%)	vocht	dispersie mechanisme	dispersie afstand (m)
<i>Achillea millefolium</i>	Duizendblad	16	vo, dr	wind	10-100
<i>Cardamine pratensis</i>	Pinksterbloem	9	aq, vo	wind	10-100
<i>Cerastium fontanum</i>	Gewone hoornbloem	27	vo	g.a.	< 10
<i>Lotus pedunculatus</i>	Moerasrolklaver	12	aq	g.a.	< 10
<i>Lycopus europaeus</i>	Wolfspoot	8	aq, vo	water/dier	?/100-1000
<i>Lysimachia vulgaris</i>	Grote wederik	8	aq, vo	water	100-1000
<i>Plantago lanceolata</i>	Smalle weegbree	13	vo	mier	10-100
<i>Ranunculus repens</i>	Kruipende boterbloem	43	aq, vo	water/dier	?/ 100-1000
<i>Rumex acetosa</i>	Veldzuring	23	aq, vo	wind	10-100
<i>Rumex acetosella</i>	Schapezuring	15	dr	g.a.	<10
<i>Stellaria media</i>	Vogelmuur	18	vo, dr	g.a./agr.	<10/ >35km
<i>Trifolium repens</i>	Witte klaver	18	aq, vo	dier	100-1000

2.4.2 Verklarende parameters

Habitat kwantiteit

Bij de planten bestaat de waarneembaarheid, de opname volledig uit habitat. Wanneer opnamen verschillende oppervlaktes hebben kan dat als habitatkwantiteit worden meegenomen. In de analyse in dit onderzoek hebben we uiteindelijk alleen opnamen uit de dataset van Greenveins (zie paragraaf 3.4.1) gebruikt. Deze opnamen hebben allen dezelfde oppervlakte, daarom is habitat kwantiteit niet als verklarende parameter meegenomen.

Habitat kwaliteit

Studie, gebied en lokatie

De data zijn afkomstig uit verschillende studies (zie paragraaf 2.4.3). Door de factor 'studie' in de analyse mee te nemen willen we corrigeren voor factoren die samenhangen met de verschillende methoden die zijn gebruikt.

In samenhang met de verschillende studies zijn er ook verschillen tussen de opnames die te maken hebben met het gebied waar ze uit afkomstig zijn. De opnames van Greenveins liggen in 4 gebieden, die van PPO (Natuurbreed en proefbedrijven) in 6 gebieden, en de opnames uit Bovensmilde liggen in 1 gebied.

Voor de PPO-opnames zijn tevens locaties bepaald, dit zijn de agrarische bedrijven waar de opnames liggen.

Bodemtype

Voor iedere opname is bepaald op welk bodemtype het ligt. Bodemtype is van belang voor de kans dat bepaalde plantensoorten voorkomen. De meeste opnames liggen overigens op zandgronden.

Grondwatertrap

Evenals bodemtype is grondwatertrap een van de belangrijke factoren die de geschiktheid van een standplaats voor planten bepaalt. Voor iedere opname is bepaald of het op vochtige of droge bodem ligt (zie paragraaf 2.1.4).

Habitattype

De opnames die gebruikt worden zijn afkomstig uit slootkanten en wegbermen in agrarische gebieden. Deze twee typen habitat verschillen in kwaliteit (Van Leeuwen 2003). Slootkanten zijn over het algemeen voedselrijker door invloed van het aangrenzende perceel, vochtiger en worden anders beheerd dan wegbermen. Vanwege die verschillen is het habitattype van de opnames meegenomen als factor in de analyse van de aan- en afwezigheid van plantensoorten.

Ruimtelijke rangschikking

Hoeveelheid habitat in de omgeving

Als ruimtelijke parameter is de hoeveelheid habitat in de omgeving van de opnames bepaald. Dit is gedefinieerd als de hoeveelheid grasachtige, lijnvormige elementen, te weten sloten, wegbermen, dijken en oevers. Deze hoeveelheid is bepaald voor verschillende stralen rondom de betreffende opname (100, 500 en 1000 m). De beperking tot een straal van maximaal 1 kilometer houdt verband met de beperkte dispersiecapaciteit van de planten, die voor de meeste soorten onder de kilometer valt (zie tabel 2.5).

2.4.3 Selectie van opnamen

Voor de analyse van voorkomen en diversiteit van planten zijn bestaande opnamen gezocht in het agrarisch gebied. Er was een aantal datasets voorhanden van slootkanten en wegbermen van 278 opnamen, die verspreid liggen over Nederland (zie figuur 2.10). Het grootste deel van de opnamen (170) komt uit het Greenveins project, waarin opnames zijn gemaakt in verschillende typen groenblauwe dooradering in 4 gebieden van 4x4 km in Utrecht en Overijssel (Scherpenzeel, Bentelo, Weerselo en Balkbrug). Daarnaast zijn 28 opnamen van het Praktijkonderzoek Plant en Omgeving (PPO) gebruikt uit inventarisaties op proefbedrijven en 53 andere PPO-opnamen gebruikt uit het project Natuurbreed,

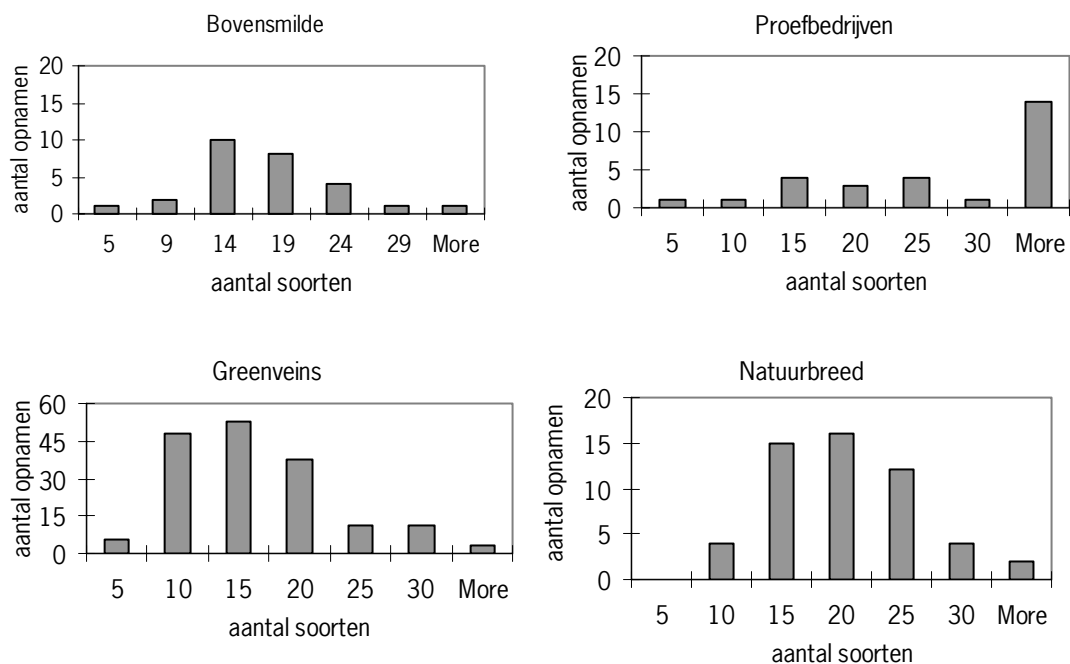
verspreid over 6 gebieden. Uit een promotie-onderzoek naar soorten in slootkanten in Bovensmilde zijn 27 opnamen gebruikt (Geertsema 2002).



Figuur 2.10. Kaartje met ligging vegetatieopnamen (Greenveins opnamen in grijs, gelegen in vier gebieden, rest opnamen in zwart)

Opnamen uit dezelfde slootkanten of wegbermen worden als herhalingen van elkaar gezien. Wanneer er herhalingen in de databases zaten, is er telkens één van de herhalingen in de analyse meegenomen. Uit de Greenveins dataset zijn tevens opnames in het midden van een perceel niet meegenomen, evenmin als opnames die niet in een slootkant, greppel of wegberm lagen, maar bijvoorbeeld in een bosrand. Uiteindelijk zijn 243 opnamen uit de vier datasets gebruikt: 158 uit Greenveins, 27 uit Bovensmilde, 28 uit proefbedrijven en 30 uit Natuurbreed.

De opnamen zijn in het algemeen soortenarme afgeleiden van matig voedselrijke graslanden uit het Molinio-Arrhenatheretea met een aantal dominante soorten. De soortenrijkdom verschilt tussen de datasets (zie figuur 2.11). In Bovensmilde kwamen gemiddeld 15 soorten per opname voor en kwam Fioringras (*Agrostis stolonifera*) in de meeste opnames voor. De Greenveins opnames telden gemiddeld 14 soorten, en bevatten het vaakst Gestreepte witbol (*Holcus lanatus*), maar Fioringras kwam ook zeer vaak voor. Op de proefbedrijven is de soortenrijkdom gemiddeld veel hoger (27 soorten), en is de soortensamenstelling gevarieerder. Grote brandnetel (*Urtica dioica*), Gewone paardenbloem (*Taraxacum officinale*) en Engels raaigras (*Lolium perenne*) kwamen hier het meest voor. In de opnames van Natuurbreed werden gemiddeld 18 soorten in de opnames gevonden en kwam de Brandnetel het meeste voor, gevolgd door Rietzwenkgras (*Festuca arundinacea*).



Figuur 2.11. Frequentie van aantal soorten per opname voor 4 datasets

2.5 Statistische analyse

In deze studie waren we vooral geïnteresseerd in het effect van ruimtelijke kwaliteit van groenblauwe dooradering op de natuurwaarden in het agrarisch gebied. Natuurkwaliteit is uitgedrukt in de kans op aanwezigheid van individuele planten-, vlinder- en vogelsoorten, en als het totale aantal van de onderzochte soorten dat aanwezig is. Naast de ruimtelijke kwaliteit heeft uiteraard ook habitat kwaliteit effect op de kans op aanwezigheid.

We hebben multiële, logistische regressie analyses toegepast voor de analyse van het effect van de verschillende verklarende variabelen, zoals die in de voorgaande paragrafen zijn beschreven, op de kans op aanwezigheid van soorten hebben. Met behulp van de procedure RSEARCH (Payne & Arnold 2003) zijn statistische modellen geselecteerd die de beste verklaring gaven voor de gevonden aan- en afwezigheidpatronen.

Eerst hebben we een basismodel van significante habitat parameters opgesteld. Het basismodel bestaat uit parameters die habitat kwantiteit en kwaliteit beschrijven en die gezamenlijk de beste verklaring van de aan- en afwezigheidpatronen geven.

Vervolgens werden ruimtelijke parameters toegevoegd om te zien of het model er beter van werd. Deze methode is voor alle drie de soortgroepen gevolgd. De manier waarop de beste modellen werden geselecteerd verschilde wel van soort tot soort.

Bij de vogels hebben we gestreefd naar modellen met zowel een parameter voor lokale ruimtelijke rangschikking als een parameter voor ruimtelijke rangschikking met de omgeving.

Voor de vlinders hadden we dat streven in eerste instantie ook. Veel ruimtelijke maten bleken echter sterk met elkaar gecorreleerd te zijn, daarom hebben we

enerzijds gezocht naar een model met de beste maat voor lokale ruimtelijke rangschikking en anderzijds naar een model met de beste maat voor ruimtelijke rangschikking met de omgeving.

Bij de planten hebben we, net als bij de vlinders, modellen getest met telkens één maat voor ruimtelijke rangschikking. Hierbij varieerden de typen habitat in de omgeving waarop getest werd (bijvoorbeeld alleen de hoeveelheid sloten of zowel sloten als wegbermen samen) en de afstand waarbinnen het habitat in de omgeving lag (bijvoorbeeld binnen 100 m of binnen 500 m)

In tabel 2.6 is nogmaals per soortgroep aangegeven welke parameters in de statistische modellen getoetst zijn.

Voor een aantal relaties zijn zogenaamde predict curves gemaakt. Deze laten zien hoe de kans op aanwezigheid van een soort, of het aantal verwachte soorten samenhangt met één of twee van de onderzochte verklarende variabelen. Voor de overige (relevante) variabelen worden in zo'n predict-analyse de gemiddelde waarde in de datasets aangehouden. Voor de analyses is het statistische programma Genstat 6.1 (Lawes Agricultural Trust 2002) gebruikt.

Tabel 2.6. *Overzicht van geteste parameters en andere kenmerken van de multipele regressieanalyse. Uitleg van parameters, zie paragrafen 2.2.2, 2.3.2 en 2.4.2 en bijlage 1*

	vogels	vlinders	planten
eenheid	km-hok	km-hok	opname
habitattype	opgaande begroeiing	opgaande begroeiing: lijnvormig en randen, alleen loofhout	grazige stroken: slootkanten, wegbermen, oevers en dijken
habitat kwantiteit	- oppervlakte habitat - oppervlakte erven	- oppervlakte habitat lijnvormig - oppervlakte habitat randen	n.v.t.
habitatkwaliteit	- regio - verstoring door verkeer	- regio - % vochtig - % natuurgebied	- studie, gebied, lokatie - bodemtype - grondwatertrap - type habitat
ruimtelijke rangschikking	lokaal: - compactheid (m ² /ha) - samenhang (hanski- maat: $\alpha = 1.0$; $p = 0.51$) omgeving: - afstand tot boskernen (0.5, 5, 50, 300 ha) - samenhang (hanski- maten: $\alpha = 1.0, 0.45,$ 0.2, 0.12, 0.077; $p = 0.9$)	lokaal: - samenhang (hanski- maten: $\alpha = 1.15$; $p =$ 0.56 en $\alpha = 0.02$; $p =$ 0.14) omgeving: - samenhang (hanski- maten: $\alpha = 1.15, 0.02$; p = 0.9)	omgeving: lengte sloten, oevers, wegbermen en dijken binnen straal van 100, 500 en 1000 m. rondom opname.

Voordat in het volgende hoofdstuk de resultaten voor de soorten worden beschreven, wordt een beschrijving van de regio's gegeven, aan de hand van kenmerken van groenblauwe dooradering.

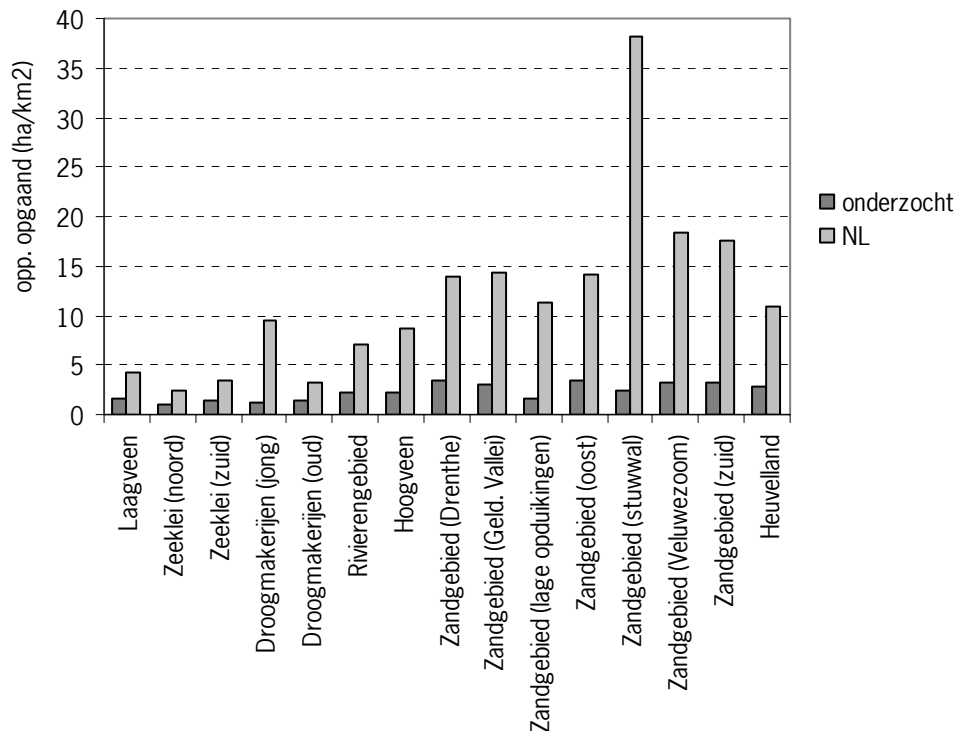
3 Resultaten

3.1 Groenblauwe dooradering in verschillende regio's

3.1.1 Opgaande begroeiing

3.1.1.1 Samenstelling en hoeveelheid

De hoeveelheid opgaande begroeiing in de onderzochte km-hokken varieert sterk tussen verschillende regio's in Nederland. Zoals verwacht op basis van een analyse van groenblauwe dooradering in Nederland (Geertsema *et al.* 2003b) zijn de hoeveelheden op de hoger gelegen gebieden (Heuvelland en Zandgronden) hoger dan in lager gelegen gebieden (zeekleigebieden en droogmakerijen).



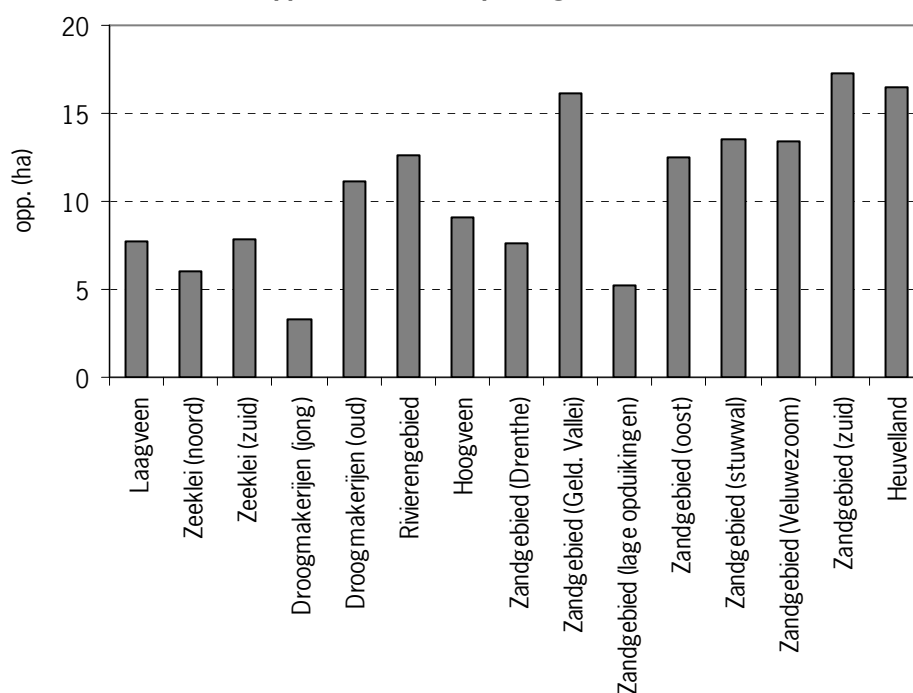
Figuur 3.1. Hoeveelheid opgaande begroeiing (gemiddeld in regio's) per km-hok in de km-hokken die voor de vogelsoorten zijn onderzocht en in km-hokken in heel Nederland

De hoeveelheden in de onderzochte km-hokken wijkt af van die in heel Nederland. De onderzochte km-hokken bevinden zich immers per definitie in het agrarisch gebied. In heel Nederland varieert de gemiddelde hoeveelheid over de regio's van 2% van het landschap in het noordelijke Zeekleigebied tot bijna 40% op de stuwwallen. Vooral de km-hokken op de stuwwallen hebben een hoog percentage opgaande begroeiing, hier liggen immers de grote bosgebieden van Nederland, de Veluwe en de Utrechtse Heuvelrug. De hoeveelheid opgaande begroeiing in de km-hokken die

voor vogels zijn onderzocht varieert ongeveer tussen 0.5% in het noordelijk Zeekleigebied en 4% van het landschap in enkele regio's op de hoge zandgronden (figuur 3.1).

Een enigszins vergelijkbaar patroon is gevonden voor het oppervlakte erven in onderzochte km-hokken, waarvoor de klasse 'overig grondgebruik' op de Topografische kaart een goede indicatie gaf (figuur 3.2). De oppervlakte in de Zandgebieden en in Heuvelland is veel hoger dan op Zeeklei en de Droogmakerijen. Vooral Jonge droogmakerijen hebben een lage score.

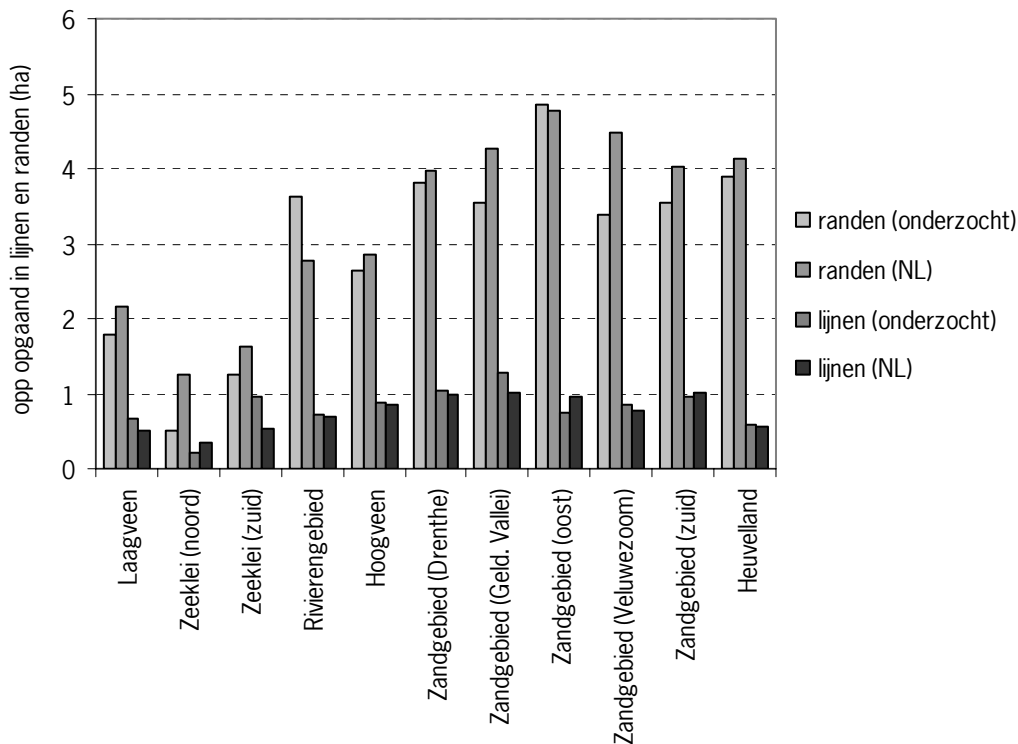
Erven en opgaande begroeiing samen bedragen voor de hokken waarin verspreiding van vogels is onderzocht zo'n 4.5% (Jonge droogmakerijen) tot 20% (Zandgebieden in Zuid-Nederland). Deze oppervlakten weerspiegelen het open, grootschalige karakter van het landschap van de eerste en het besloten, kleinschalige van de laatste.



Figuur 3.2. Oppervlakte erven (gemiddeld in regio's) per km-hok in de km-hokken die voor de vogelsoorten zijn onderzocht

In figuur 3.3 staan de gemiddelde oppervlakten opgaande begroeiing in vlinderhabitat per km-hok, onderverdeeld in oppervlakte in randen van vlakvormig habitat en in lijn- en puntvormig habitat. Ook hier zijn de gemiddelden per km-hok in de onderzochte km-hokken en in alle km-hokken in Nederland getoond. Evenals bij het habitat voor de vogels van opgaande begroeiing zien we een patroon van hoge scores op de zandgronden en lage in zeekleigebieden, vooral in het noordelijk zeekleigebied (zie figuur 3.3). Het potentiële habitat in lijnvormige elementen en randen bedraagt in totaal in heel Nederland zo'n 2-6.5% van het landschap, en in het agrarisch gebied zo'n 0.5-5.5%. Wat verder opvalt is dat er veel meer habitat in randen van bosjes voorkomt, dan in echte lijnvormige elementen. Hierbij moet wel bedacht worden dat

houtwallen die breder dan 3 m en langer dan 50 m zijn, als vlakken op de topografische kaart staan.



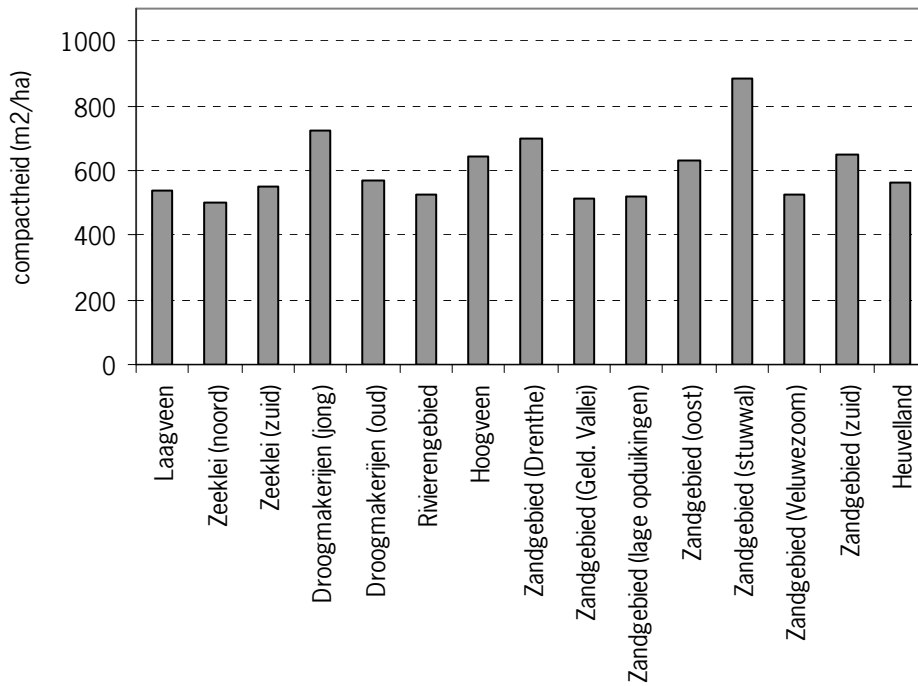
Figuur 3.3. Gemiddelde hoeveelheid opgaande begroeiing per km-hok in randen van bosjes en in lijn- en puntvormige opgaande begroeiing ('lijnen' in de figuur) in km-hokken die voor vlinders zijn onderzocht en in alle km-hokken in Nederland

3.1.1.2 Ruimtelijke rangschikking

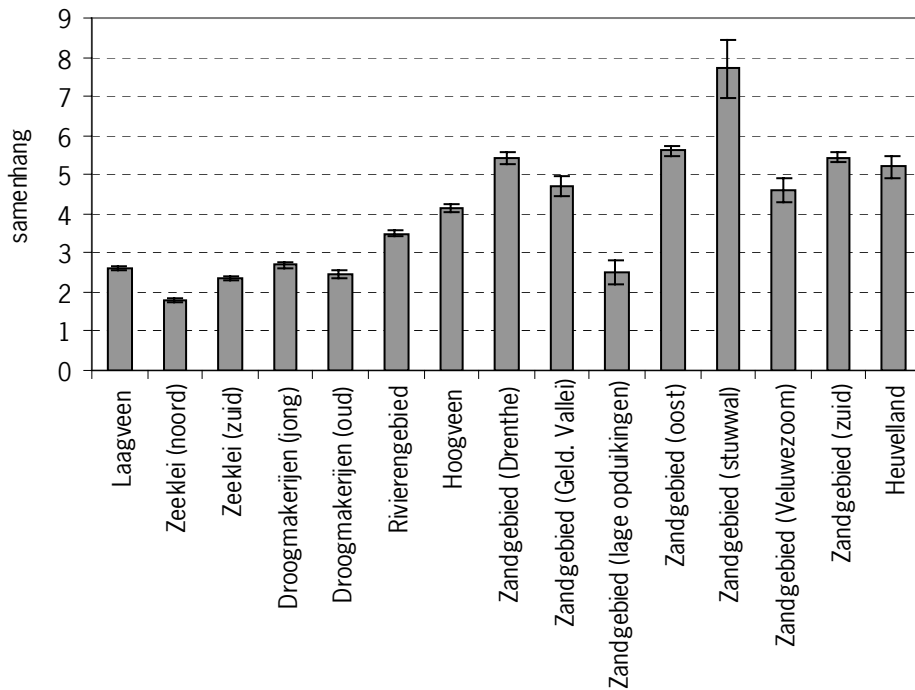
Naast de hoeveelheid potentieel habitat zoals dat in de vorige paragraaf is getoond, verwachten we dat ook de ruimtelijke rangschikking binnen een km-hok van invloed is op de kans op voorkomen van soorten. Tevens zegt ruimtelijke rangschikking iets over de identiteit van een gebied. Immers, de identiteit van een landschap is anders wanneer de opgaande begroeiing in kleine, smalle elementen voorkomt, dan wanneer het vooral in vlakvormige elementen aanwezig is. Ook maakt het uit of het habitat in een samenhangend geheel voorkomt, of versnipperd en in geïsoleerde elementen. Voor de vogels is nagegaan of het habitat in smalle, lijnvormige elementen, of vooral in compactere elementen voorkomt. De compactheid van het habitat (in m^2/ha) geeft dit verschil weer. Er zijn grote verschillen tussen km-hokken, de minimum waarde in de onderzochte km-hokken is $12 m^2/ha$ in een km-hok, de maximale waarde die gevonden voorkwam is $2943 m^2/ha$. Opvallend is dat deze beide hokken in het Noordelijk zeeklei gebied liggen. Er bleek tussen de regio's weinig verschil te zijn tussen de gemiddelde compactheid (figuur 3.4).

De andere manier die we in dit onderzoek gebruikten om de ruimtelijke rangschikking binnen een km-hok weer te geven was de lokale ruimtelijke samenhang. Ook deze varieerde sterk tussen de verschillende km-hokken. De

verschillen werden ook weerspiegeld door verschillen tussen de gemiddelden per km-bok tussen de verschillende regio's (figuur 3.5).



Figuur 3.4. Compactheid van opgaande begroeiing in km-bokken die voor vogels zijn onderzocht, hoge compactheid betekent dat habitat meer in vlakvormige elementen voorkomt en een lage score betekent dat habitat meer in smalle, lijnvormige elementen

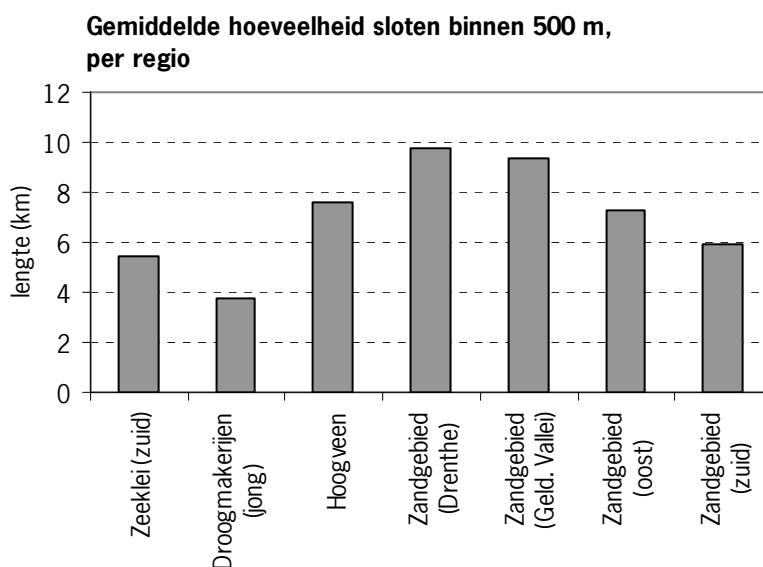


Figuur 3.5. Ruimtelijke samenhang van opgaande begroeiing op lokale schaal in km-bokken die voor vogels zijn onderzocht. Hoge score betekent dat habitat vaker dicht bij elkaar ligt en in netwerken ligt

3.1.2 Grazige stroken

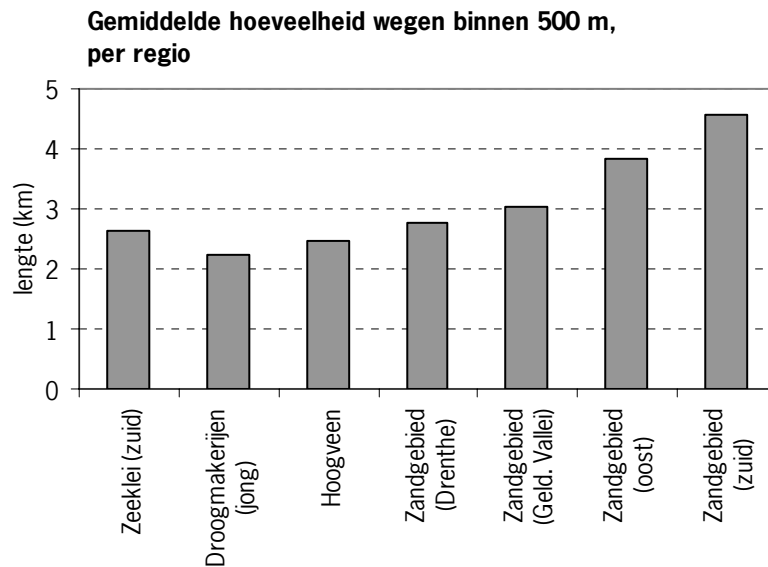
Grazige stroken vormen het habitat voor de plantensoorten die we hebben onderzocht. Zoals in het vorige hoofdstuk reeds genoemd, zijn deze stroken afgeleid van de ligging van wegbermen en sloten. De eenheid waar we naar hebben gekeken waren de opnamen. Het landschap rondom de opnamen wordt gekarakteriseerd door verschillende hoeveelheden wegen en sloten binnen bepaalde stralen.

Figuur 3.6 toont de gemiddelde lengte aan sloten binnen 500 m van de opnamen in een aantal regio's in Nederland. Opvallend is dat de hoogste waarden in het Zandgebied worden gevonden en niet in de waterrijkere en lager gelegen regio's, het zuidelijk Zeeklei gebied en de jonge Droogmakerijen. De verschillen tussen de regio's komen aardig overeen met een analyse per km-hok voor het agrarisch gebied in heel Nederland zoals die in Geertsema *et al.* (2003b) beschreven is.



Figuur 3.6. Lengte aan sloten binnen 500 m rondom de geanalyseerde vegetatie opnamen in verschillende regio's in Nederland

In figuur 3.7 staan de gemiddelde lengtes aan wegen binnen 500 m rondom de plaatsen waar de vegetatie opnamen waren gemaakt die als basis dienden voor de analyse van de planten. De laagste waarden zijn gevonden in laag-Nederland, de hogere in hoger gelegen gebieden zoals het oostelijk en het zuidelijk Zandgebied.



Figuur 3.7. Lengte van wegen binnen 500 m rondom geanalyseerde vegetatie opnamen in verschillende regio's in Nederland

3.2 Vogels

3.2.1 Basismodel

Met behulp van multiple logistische regressie konden we basismodellen selecteren waarin habitat kwantiteit en kwaliteit samen de beste verklaring van de verspreiding van vogelsoorten gaf. Dat is voor de 32 individuele soorten gedaan en voor de soortenrijkdom: het totale aantal van deze 32 soorten. Gebaseerd op de effecten van ruimtelijke rangschikking (zie paragraaf 3.2.2) hebben we ook modellen ontwikkeld voor de soortenrijkdom van twee 'subgroepen', namelijk 'bosrandsoorten' en 'groenblauwe dooraderingssoorten' (GBDA-soorten). In deze paragraaf wordt het basismodel beschreven. In de volgende paragraaf zal aan bod komen wat het effect van de ruimtelijke rangschikking van het habitat was.

Voor de meeste soorten bestond het basismodel uit ongeveer dezelfde verklarende variabelen (tabel 3.1). De oppervlakte opgaande begroeiing heeft voor veruit de meeste soorten en het totaal aantal soorten een significant positief effect. Uitzonderingen zijn de Torenvalk en de Spreeuw, deze vertonen geen significant effect en de Geelgors, de enige soort die een negatief effect vertoonde. Voor alle soorten werd een positief effect verwacht.

Bij 16 soorten werd een positief significant effect van oppervlakte erven gevonden en voor vijf soorten een significant negatief. Het oppervlakte erven had op elf soorten geen significant effect. Van de significante effecten waren er twintig volgens verwachting. Bij vier soorten was er in tegenstelling tot de verwachting wel een significant positief effect. Ook op de totale aantallen had de oppervlakte erven een significant positief effect.

De factor regio had voor elke soort en ook voor de totale aantallen een sterk significante betekenis. Het belang van de factor regio zal per soort verschillen. Voor sommige soorten is er maar één regio waar de kans op voorkomen significant afwijkt en is het effect klein, voor andere zijn dat er verscheidene en is de kwantitatieve invloed groot. Een tiental soorten komt in de laaggelegen regio's veel minder voor dan in hoog-Nederland.

Verstoring door verkeer was de factor die het minst vaak een significant effect liet zien. Het had dertien keer een significant negatief effect en één keer een significant positief effect, namelijk bij de Boomklever. Voor de totale aantallen had verkeer een significant negatief effect.

De deviance die door de basismodellen werd verklaard varieert vrij sterk: van minder dan 7% (Torenvalk, Holenduif, Koekoek, Spotvogel, Grauwe vliegenvanger, Ekster) tot zo'n 30% of meer (Groene specht, Boompieper, Gekraagde roodstaart, Glanskop, Geelgors).

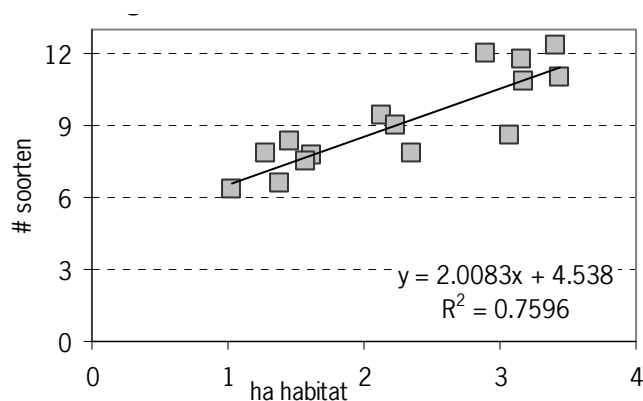
Voor de twee soortgroepen en voor alle soorten samen waren modellen geselecteerd voor het verwachte aantal soorten uit die groep. De basismodellen voor beide subgroepen bevatten dezelfde variabelen, maar het model voor de bosrandsoorten verklaart 42,3 % van de deviance tegen 21,1 % voor de GBDA-soorten. Het model voor alle soorten samen zit daar tussenin (tabel 3.1).

Tabel 3.1. Basismodel met het effect van factoren die de kwaliteit van het habitat binnen het km-bok beschrijven op het voorkomen van vogelsoorten van opgaande begroeiing. Significantie na F-toets in logistische regressie met RSEARCH: (*** = $p < 0.001$, ** = $p < 0.01$, * = $p < 0.05$)

	opgaand	erven	regio	verkeer	deviance
Torenvalk	n.s.	n.s.	***	n.s.	1.9 %
Holenduif	*** (+)	*** (+)	***	*** (-)	5.6 %
Zomertortel	*** (+)	n.s.	***	*** (-)	16.6 %
Koekoek	*** (+)	*** (-)	***	*** (-)	6.2 %
Groene specht	*** (+)	n.s.	***	* (-)	31.4 %
Grote bonte specht	*** (+)	n.s.	***	* (-)	11.9 %
Kleine bonte specht	*** (+)	n.s.	***	n.s.	24.9 %
Boompieper	*** (+)	*** (-)	***	n.s.	29.2 %
Heggemus	*** (+)	*** (+)	***	n.s.	16.3 %
Roodborst	*** (+)	*** (+)	***	n.s.	15.7 %
Nachtegaal	*** (+)	n.s.	***	n.s.	13.6 %
Gekraagde roodstaart	*** (+)	n.s.	***	*** (-)	28.3 %
Zanglijster	*** (+)	*** (+)	***	* (-)	12.5 %
Grote lijster	*** (+)	*** (+)	***	n.s.	16.2 %
Spotvogel	*** (+)	*** (+)	***	** (-)	4.6 %
Tuinfluit	*** (+)	n.s.	***	n.s.	11.0 %
Zwartkop	*** (+)	*** (+)	***	n.s.	17.6 %
Grauwe vliegenvanger	*** (+)	*** (+)	***	** (-)	5.7 %
Staartmees	*** (+)	* (+)	***	n.s.	18.0 %
Glanskop	* (+)	n.s.	***	n.s.	30.8 %
Matkop	*** (+)	*** (-)	***	n.s.	15.8 %
Pimpelmees	*** (+)	*** (+)	***	** (-)	12.9 %
Boomklever	*** (+)	n.s.	***	* (+)	27.8 %
Boomkruiper	*** (+)	*** (+)	***	n.s.	14.9 %
Wielewaal	*** (+)	* (-)	***	* (-)	19.7 %

Vlaamse gaai	*** (+)	*** (+)	***	n.s.	18.7 %
Ekster	*** (+)	*** (+)	***	n.s.	5.5 %
Spreeuw	n.s.	*** (+)	***	n.s.	17.1 %
Ringmus	*** (+)	*** (+)	***	*** (-)	8.9 %
Putter	*** (+)	*** (+)	***	n.s.	14.2 %
Goudvink	*** (+)	n.s.	***	n.s.	24.4 %
Geelgors	** (-)	*** (-)	***	*** (-)	43.6 %
<i>Bosrandsoorten (18)</i>	*** (+)	*** (+)	***	* (-)	42.3 %
<i>GBDA-soorten (14)</i>	*** (+)	*** (+)	***	*** (-)	21.1 %
<i>Totaal (van 32)</i>	*** (+)	*** (+)	***	*** (-)	33.2 %

De gemiddelde soortenrijkdom per regio hebben we gerelateerd aan de gemiddelde hoeveelheid habitat in de km-hokken in een regio. Het blijkt dat deze sterk gecorreleerd zijn (zie figuur 3.8)



Figuur 3.8 Relatie tussen het gemiddelde aantal vogelsoorten (van 32) en de gemiddelde hoeveelheid habitat (oppervlakte opgaand) in de regio's

3.2.2 Ruimtelijke rangschikking

Voor de meeste vogelsoorten was een model met een combinatie van een parameter voor lokale ruimtelijke rangschikking en een parameter voor ruimtelijke rangschikking in de omgeving beter dan een model met slechts één parameter voor ruimtelijke rangschikking (lokaal of omgeving) (tabel 3.2). Bij acht van de 32 soorten lukte het niet zowel een significante parameter voor lokale ruimtelijke rangschikking en ruimtelijke rangschikking in de omgeving te vinden. Drie maal was geen van de maten voor de omgeving significant; vijf maal geen van maten voor lokale ruimtelijke rangschikking.

Van de twee parameters voor lokale ruimtelijke rangschikking was tenminste 27 keer één van beide significant. Zestien keer is dat compactheid en elf maal de lokale ruimtelijke samenhang. De correlatie met compactheid is bij alle soorten behalve de

Geelgors negatief. De correlatie met ruimtelijke samenhang was zoals verwacht altijd positief. Bij tien soorten was er ook een model waarin beide maten voor interne ruimtelijke samenhang samen significant waren (zie '!' in tabel 3.2).

Van de parameters die de ruimtelijke rangschikking in de omgeving beschrijven (ruimtelijke samenhang met verschillende waarden van α en afstand tot brongebied van verschillende omvang) bleek dat de ruimtelijke samenhang vaak de beste verklaring gaf. Zowel positieve als negatieve verbanden werden gevonden. We waren ook geïnteresseerd welke maat voor ruimtelijke samenhang in de omgeving (dus welke α) de beste verklaring van de verspreidingspatronen zou geven. Daarmee kon immers bepaald worden hoe groot het gebied is rondom een km-hok dat invloed heeft op het voorkomen van soorten in zo'n km-hok. Voor vijf soorten was een model met afstand tot brongebied iets beter dan een model met een maat voor ruimtelijke samenhang (in de omgeving), maar voor vier van die vijf soorten kon de afstand tot brongebied vervangen worden door een maat voor ruimtelijke samenhang zonder dat het model niet meer significant was.

Zowel de kleinste als de grootste waarden voor α werden geselecteerd als parameter die de beste verklaring gaf voor verschillende vogelsoorten. De α van 0.077, 0.45 en 1 werden het vaakst als beste geselecteerd, hetgeen overeenkomt met afstanden van resp. 30, 5 en 2.5 km.

Op basis van het effect van ruimtelijke samenhang in de omgeving zijn de vogelsoorten in twee groepen ingedeeld: bosrandsoorten en groenblauwe dooraderingssoorten (GBDA-soorten). 18 Soorten vertoonden een positief effect van deze parameter, 11 soorten een negatief effect. Opvallend was dat soorten uit die eerste groep tevens veel vaker een positief effect van lokale ruimtelijke samenhang vertoonden en soorten uit de laatste groep een negatief effect van compactheid. De eerste groep heeft blijkbaar een voorkeur voor km-hokken waarin het habitat op lokale schaal en ook in de omgeving veel ruimtelijke samenhang vertoont, de tweede groep heeft een voorkeur voor km-hokken waarin het habitat weinig compact en lijnvormig is, en waarbij in de omgeving het habitat weinig ruimtelijke samenhang vertoont. De eerste groep noemen we daarom bosrandsoorten en de tweede groep dooraderingssoorten.

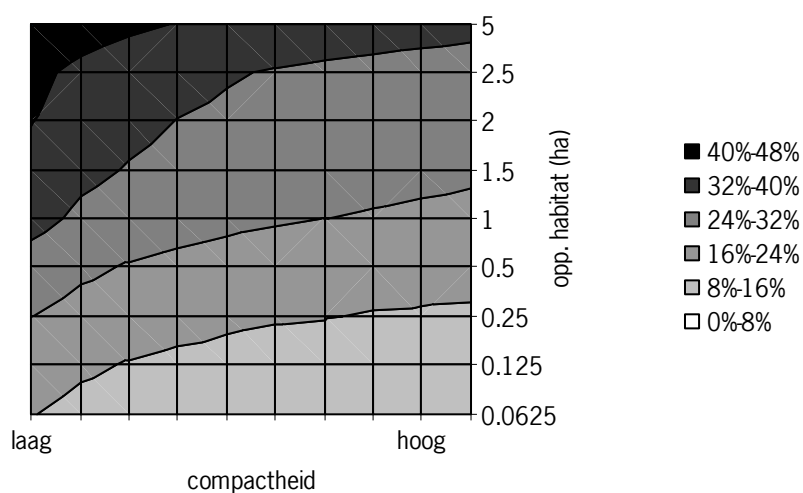
De α behorende bij de beste maten voor ruimtelijke samenhang in de omgeving bleek voor zowel de individuele bosrandsoorten als het totale aantal bosrandsoorten groter te zijn dan voor de GBDA-soorten.

Tabel 3.2. Beste model met één factor voor interne en één voor externe ruimtelijke samenhang. Met: bijbehorende beste α ; Significantie na F-toets in logistische regressie met RSEARCH: *** = $p < 0.001$, ** = $p < 0.01$, * = $p < 0.05$; verklaarde deviance van beste model en t.o.v. basismodel en !: er is ook een model waarin beide interne variabelen significant zijn. l zijn soorten van lijnvormige begroeiing in open gebied (GBDA); b zijn bosrandsoorten

	ruimtelijke samenhang omgeving		compact- heid	lokale ruimte- lijke samen- hang	groep	verklaarde deviance model
	p	beste α		clusters		
Grote bonte specht	***	1.0	**	!	bos	12.6 % (+0.7)
Nachtegaal	***	1.0		***	bos	16.0 % (+2.7)
Gekraagde roodstaart	**	1.0	**	!	bos	28.8 % (+0.5)
Tuinfluitsier	*	1.0	!	**	bos	11.2 % (+0.2)
Matkop	***	1.0		***	bos	17.3 % (+1.5)
Wielewaal	**	1.0	!	***	bos	22.4 % (+2.7)
Roodborst	***	0.12		***	bos	16.5 % (+0.8)
Kleine bonte specht	**	0.45			bos	33.1 % (+8.2)
Boompieper	***	0.45		***	bos	36.5 % (+7.3)
Zwartkop	*	0.45		***	bos	18.7 % (+1.1)
Glanskop	*	0.45			bos	32.6 % (+1.8)
Boomklever	***	0.45			bos	31.1 % (+3.5)
Goudvink	***	0.45			bos	28.5 % (+4.1)
Geelgors	***	0.45	*** (+)		bos	48.1 % (+4.5)
Staartmees	***	0.077		***	bos	20.8 % (+2.8)
Boomkruiper	***	0.077	***	!	bos	16.2 % (+1.3)
Vlaamse gaai	***	0.077		*	bos	19.3 % (+0.6)
Spreeuw	**	0.077	***	!	bos	19.1 % (+2.0)
Zanglijster	** (-)	0.2	!	***	gbda	12.9 % (+0.4)
Grote lijster	*** (-)	0.2	***		gbda	17.5 % (+1.3)
Groene specht	*** (-)	0.12	***		gbda	35.9 % (+4.5)
Spotvogel	*** (-)	0.12	***	!	gbda	6.6 % (+2.0)
Grauwe vliegenvanger	*** (-)	0.12	***		gbda	7.3 % (+1.6)
Putter	*** (-)	0.12	***		gbda	15.0 % (+0.8)
Zomertortel	** (-)	0.077			gbda	16.8 % (+0.2)
Koekoek	** (-)	0.077		***	gbda	6.3 % (+0.1)
Heggemus	* (-)	0.077	***		gbda	16.9 % (+0.6)
Pimpelmees	* (-)	0.077	***		gbda	14.0 % (+1.1)
Ekster	*** (-)	0.077	***	!	gbda	7.1 % (+1.6)
Torenvalk			*		gbda	2.0 % (+0.1)
Holenduif			***		gbda	6.0 % (+0.4)
Ringmus			***	!	gbda	9.6 % (+1.7)
<i>Bosrandsoorten (18)</i>	***	0.45	***	***		44.8 % (+2.5)
<i>GBDA-soorten (14)</i>	*** (-)	0.077	***			24.7 % (+3.6)
<i>Totaal (van 32)</i>	***	1.0	***	!		35.1 % (+1.9)

In het model voor het verwachte aantal bosrandsoorten zijn, naast ruimtelijke samenhang in de omgeving ($\alpha = 0.45$), zowel compactheid als lokale ruimtelijke samenhang significant. Het model verklaart 2.5 % meer dan het basismodel. Het model voor de GBDA-soorten verklaart 3.6 % meer dan het basismodel maar in totaal minder. De invloed van ruimtelijke rangschikking is dus sterk significant voor het verwachte aantal soorten, maar in kwantitatief opzicht relatief beperkt in vergelijking met die van het basismodel dat vooral bestaat uit het effect van de hoeveelheid habitat (figuur 3.9).

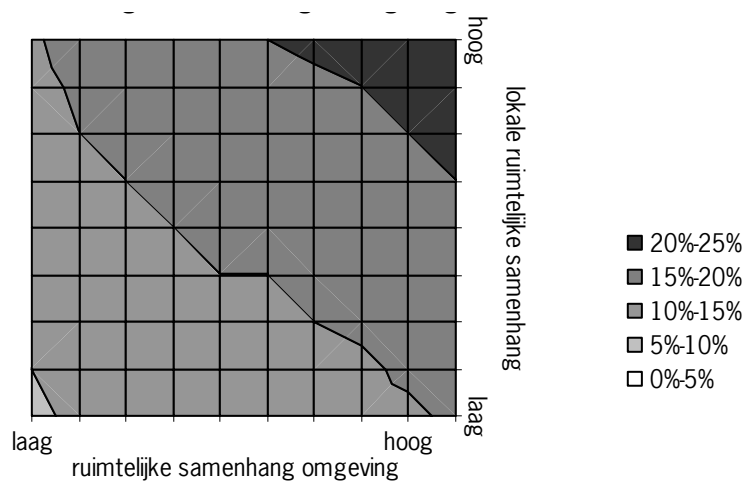
Bij weinig habitat, bijvoorbeeld 0.25ha, leidt een toename in de compactheid van laag naar hoog tot een afname van ruim 8% van de verwachte soortenrijkdom, maar bij veel habitat, bijvoorbeeld 2 ha, leidt dezelfde toename in compactheid tot een afname van ca 12% van de verwachte soortenrijkdom. Bij een lage compactheid leidt een toename van ca 0.06 naar 2 ha tot een toename van 24%, en bij een hoge compactheid leidt diezelfde toename in habitat tot een toename van 20% van de soortenrijkdom



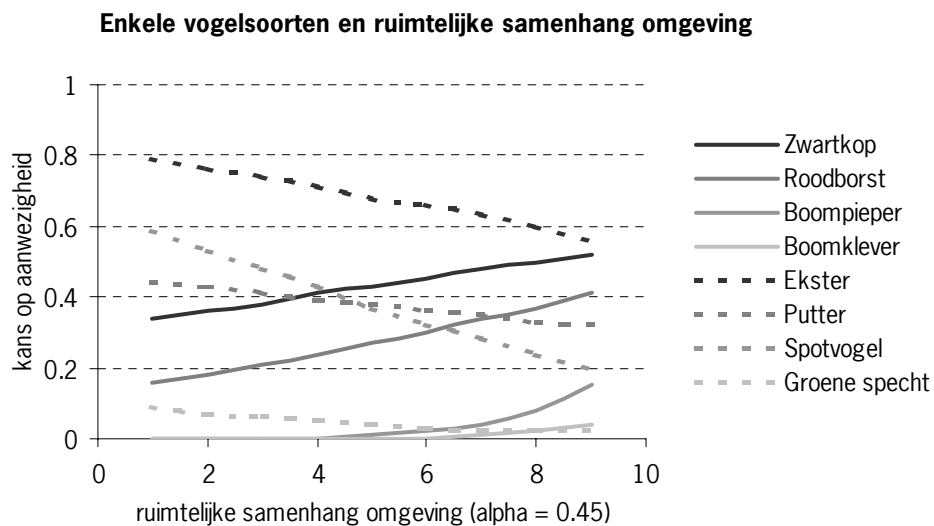
Figuur 3.9. Verwachte soortenrijkdom voor vogelsoorten van opgaande begroeiing in relatie tot de hoeveelheid habitat (ha/km²) en compactheid. De soortenrijkdom is weergegeven als % van het aantal soorten in de analyse (32)

De verwachte soortenrijkdom komt zelden boven 50%, (16 soorten), hetgeen overeen komt met het waargenomen aantal soorten per km-hok: zie figuur 2.6.

Veel bosrandsoorten hebben een heel kleine kans op aanwezigheid in de opgaande begroeiing van het agrarisch gebied. Ze komen alleen voor in bepaalde regio's en als er veel opgaande begroeiing aanwezig is en met een hoge ruimtelijke samenhang (lokaal en met de omgeving) en bij een hoge ruimtelijke samenhang in de omgeving (figuur 3.10). De individuele soorten uit de groep van bosvogels reageren positief op ruimtelijke samenhang, maar binnen de groep zien we wel verschillen, wat in figuur 3.11 wordt geïllustreerd.



Figuur 3.10. Relatieve soortenrijkdom voor bosrandsoorten in relatie tot de compactheid en de mate van clustering binnen een km-hok bij een gemiddelde hoeveelheid habitat en externe ruimtelijke samenhang. Soortenrijkdom gegeven als percentage van totale aantal onderzochte bosrandsoorten (18)



Figuur 3.11. Het effect van externe ruimtelijke samenhang op de kans op aanwezigheid van enkele bosrandsoorten (doorgetrokken lijnen) en van enkele GBD-soorten (gestippelde lijnen) bij een gemiddelde hoeveelheid habitat en interne ruimtelijke samenhang

Het verwachte aantal soorten van opgaande begroeiing in een km-hok neemt dus toe met een toename van de ruimtelijke samenhang van habitat in de omgeving van het km-hok (zie figuur 3.10). De verwachte samenstelling van de groep verandert echter wel. Immers bosrandsoorten reageren positief op een toename van de ruimtelijke samenhang met de omgeving. GBD-soorten reageren daarentegen negatief op een toename van ruimtelijke samenhang met de omgeving. Voor enkele soorten wordt dit geïllustreerd in figuur 3.11.

3.3 Vlinders

3.3.1 Basismodel

De habitatfactoren die een significant effect hadden op de kans op aanwezigheid van de afzonderlijke vlindersoorten staan weergegeven in tabel 3.3.

De habitat kwantiteit vormde voor de meeste soorten een belangrijke significante positieve factor. De enige uitzondering vormde het Bont dikkopje. Voor de overige zeven soorten was het effect van de oppervlakte dat in randen van bosjes aanwezig was significant (p-waarde kleiner) dan de oppervlakte in lijn- en puntvormige elementen. Voor twee van de acht soorten hadden beide vormen van habitat wel een significant positief effect, voor de overige zes soorten had de hoeveelheid habitat in lijn- en puntvormig habitat geen significant effect.

Van de parameters die habitat kwaliteit beschrijven had vooral de regio een sterk effect. Deze factor was voor alle onderzochte soorten (sterk) significant. De meeste soorten hebben de grootste kans op aanwezigheid in de verschillende regio's in de zandgebieden (zie bijlage 2). Het zandgebied van de Veluwezoom en het zuidelijk zandgebied vormen gebieden waar veel soorten een hoge aanwezigheidsgraad bereiken. Ook buiten deze twee regio's bereiken soorten een hoge aanwezigheidsgraad. Zo komt de Eikepage het vaakst in het Drents zandgebied voor en de Gehakelde aurelia in het Rivierengebied.

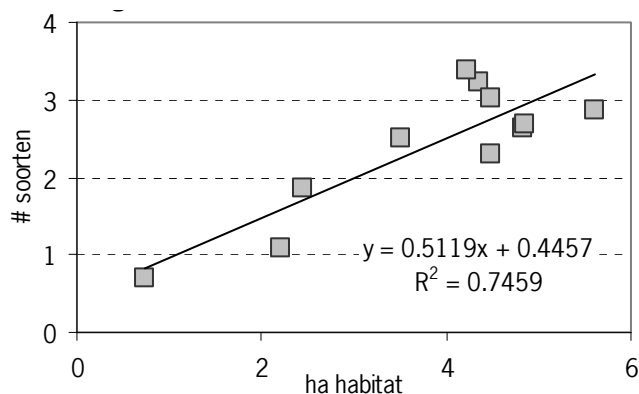
Het percentage vochtig habitat en het percentage habitat binnen natuurgebieden had in het basis model slechts voor een enkele soort een significant effect. In die gevallen was het effect van beide factoren positief.

Het model dat de soortenrijkdom (op basis van deze 8 soorten) het beste verklaarde, bevatte alle parameters die we hebben getest.

Tabel 3.3. Effect van factoren die kwaliteit van habitat binnen het km-hok beschrijven. De significante factoren vormen het basismodel waaraan de toevoeging van ruimtelijke factoren getoetst wordt (***) = $p < 0.001$, ** = $p < 0.01$, * = $p < 0.05$)

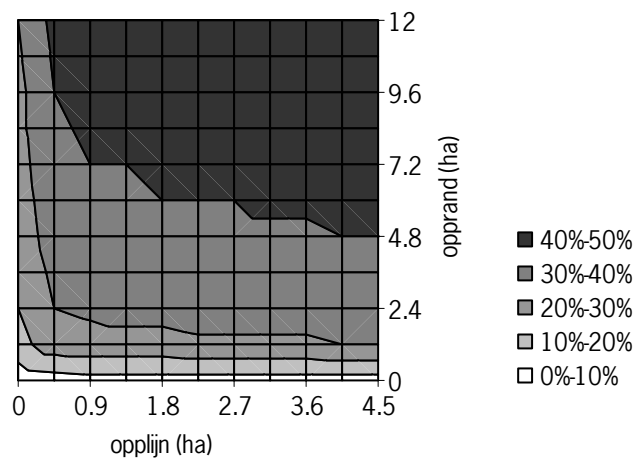
	opp. in rand	opp. in lijn	regio	%vocht	%natuur
Citroenvlinder	***		***		
Citroenvlinder popul.	***		***		*
Landkaartje	***	**	***		
Bont zandoogje	***	**	***	***	
Oranjetipje	***		***	***	
Gehakelde aurelia	***		***		
Gehakelde aurelia popul.	**		***		
Eikepage	***		***		
Kleine ijsvogelvlinder	*		*		**
Bont dikkopje			***		
Totaal (van 8)	***	***	***	**	

De gemiddelde soortenrijkdom (met maximum van 8) in een regio hebben we gerelateerd aan de gemiddelde hoeveelheid habitat in een km-hok. Het blijkt dat deze sterk positief zijn gecorreleerd zijn ($R^2 = 0.74$), zie figuur 3.12.



Figuur 3.12. Relatie tussen het gemiddelde aantal vlindersoorten (van 8) en de gemiddelde hoeveelheid habitat (Totaal van randen + lijnen) in de regio's

De oppervlakte die in randen langs bosjes ligt draagt meer bij aan de soortenrijkdom dan het oppervlakte in lijnvormige elementen. Dit blijkt ook uit figuur 3.13, waarin de resultaten van de predict-analyse staan. De toename van de verwachte soortenrijkdom is sterker langs de y-as dan langs de x-as. Zo zijn er bij grote hoeveelheden habitat in randen altijd veel van de verwachte vlindersoorten aanwezig, en bij kleine hoeveelheden habitat weinig. Bij variatie in de hoeveelheid habitat in lijnvormige elementen is dat effect lang niet zo sterk.



Figuur 3.13. Relatie tussen verwachte aantal vlindersoorten (als % van de 8 onderzochte soorten) en de combinatie van hoeveelheden habitat in randen van bosjes en in lijnvormig habitat (resultaten van predict-analyse)

3.3.2 Ruimtelijke rangschikking

Het effect van de ruimtelijke samenhang op het voorkomen van de acht soorten en het totale aantal soorten is onderzocht nadat er voor de significante factoren uit het basismodel is gecorrigeerd.

In tegenstelling tot het basismodel, worden de parameters voor ruimtelijke rangschikking afzonderlijk getoetst, en niet het gecombineerde effect van een

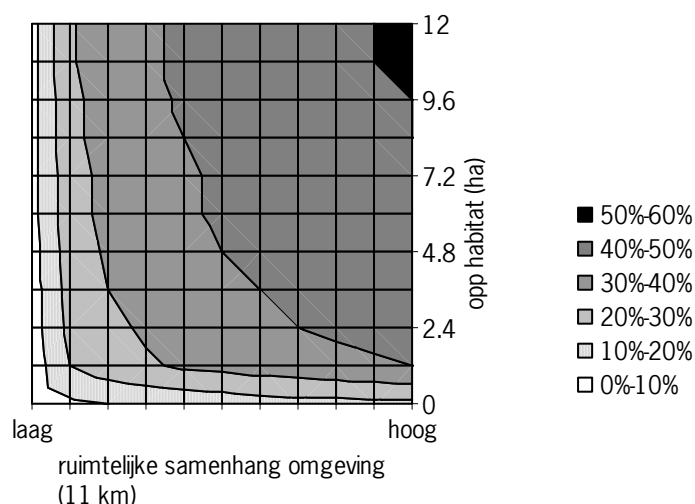
variabele voor lokale en een voor ruimtelijke samenhang in de omgeving. We toetsen ze afzonderlijk, omdat ze onderling sterk gecorreleerd zijn. Voor de meeste soorten vonden we een significant effect van de ruimtelijke rangschikking (tabel 3.4). Waar we vooral in geïnteresseerd waren, was om te zien of de ene variabele tot een beter model leidt dan de andere.

De variabele voor ruimtelijke samenhang in de omgeving, met $\alpha = 1.15$ had een positief significant effect op de kans op voorkomen van zes soorten, de drie andere variabelen voor ruimtelijke samenhang hadden voor vijf soorten een positief effect. Alle vier de variabelen hadden een positief significant effect op het verwachte aantal soorten. Voor drie soorten (Citroenvlinder, Bont zandoogje en Gehakkelde aurelia) leverden de variabelen voor lokale ruimtelijke samenhang een iets beter model dan de variabelen voor ruimtelijke samenhang in de omgeving. Voor drie andere soorten (Oranjetipje, Kleine ijsvogelvlinder en Bont dikkopje) leverden de variabelen voor de ruimtelijke samenhang in de omgeving juist de betere modellen. Voor het totale aantal verwachte soorten leverden de variabelen voor ruimtelijke samenhang in de omgeving de beste resultaten, hierbij was de variabele met $\alpha = 0.20$ de beste. Het Landkaartje en de Ijsvogelvlinder vertoonden geen significante relatie met de ruimtelijke samenhang.

Tabel 3.4. Effect van afzonderlijke variabelen voor ruimtelijke rangschikking, gegeven de basismodellen met significante factoren voor habitat kwantiteit en kwaliteit. *** = $p < 0.001$, ** = $p < 0.01$, * = $p < 0.05$

	lokaal (700m) ($\alpha = 1.15$)	lokaal (700m) ($\alpha = 0.2$)	omgeving (2km) ($\alpha = 1.15$)	omgeving (11km) ($\alpha = 0.2$)
Citroenvlinder (Citroenvlinder popul.)	*	*	*	
Landkaartje				
Bont zandoogje	***	***	***	***
Oranjetipje	**	**	**	***
Gehakkelde aurelia (Gehakkelde aurelia popul.)	**	**	*	*
Eikepage				
Kleine ijsvogelvlinder			*	*
Bont dikkopje	*	**	**	**
<i>Totaal (van 8)</i>	***	***	***	***

In figuur 3.14 is te zien hoe de kans op aanwezigheid verandert met veranderingen in het landschap. Hier is het verwachte aantal soorten (als % van totale aantal onderzochte) uitgezet tegen hoeveelheid habitat in randen van bosjes en de ruimtelijke samenhang in de omgeving ($\alpha = 0.2$, invloed van omgeving binnen 11 km). In deze figuur is te zien dat het aantal soorten iets sterker verandert bij verandering van de ruimtelijke samenhang (x-as) dan bij verandering van de hoeveelheid habitat in randen (y-as). Bij de laagste ruimtelijke samenhang in de omgeving kwamen bijna geen vlindersoorten voor, terwijl er wel soorten gevonden werden bij de kleinste hoeveelheden habitat met hoge ruimtelijke samenhang in de omgeving.



Figuur 3.14. Relatie tussen verwachte aantal vlindersoorten (als % van 8) en de combinatie van ruimtelijke samenhang in de omgeving (binnen 11 km, $\alpha = 0.2$) en de hoeveelheid habitat in randen binnen een km-bok

3.4 Planten

3.4.1 Basismodel

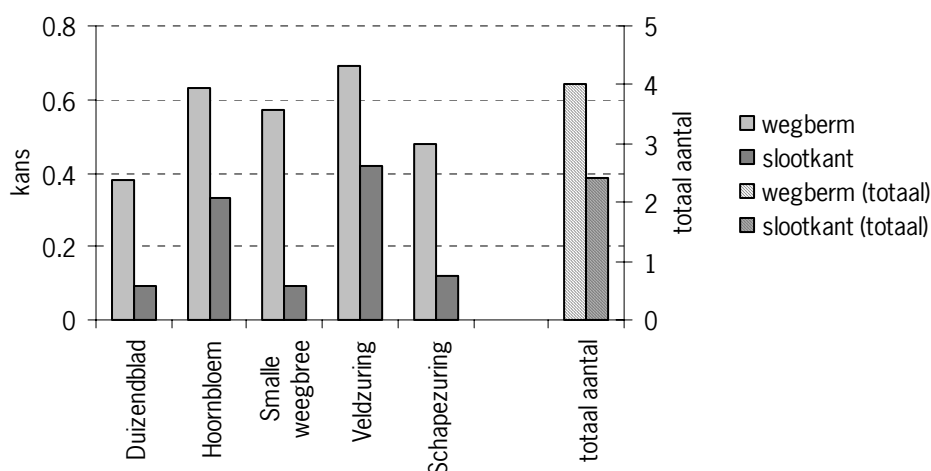
Van de variabelen die habitatkwaliteit beschrijven, hadden habitatype en gebied een significant effect op het voorkomen van veel van de onderzochte plantensoorten en op het aantal soorten in een opname. Regio, locatie, bodemtype en grondwatertrap leverden nauwelijks een verbetering van het basismodel op. Het vermoeden was dat deze vrij sterk gerelateerd waren aan de variabele gebied. Om die reden is er voor gekozen om de analyse van de effecten van habitatype en van de ruimtelijke data verder te analyseren voor de Greenveins data.

In een nadere analyse van de Greenveins data bleek dat 'wegberm' als habitatype een positief effect had voor een aantal soorten. Dit effect bleek vooral op te treden voor soorten die een voorkeur hebben voor droge of vochtige groeiplaatsen. Met behulp van de predict procedure in GENSTAT is de kans van voorkomen in wegbermen t.o.v. slootkanten berekend, zie figuur 3.15.

Tabel 3.5. Effect van habitatype en gebied op de aanwezigheid van geselecteerde plantensoorten en op aantal geselecteerde soorten (biodiversiteit) in alle 243 opnamen en in de greenveins data. $p(wb)$ = kans op voorkomen in wegbermen, $p(sl)$ = kans op voorkomen in slootkanten
 $*** = p < 0.001$, $** = p < 0.01$, $* = p < 0.05$

Soort	gebied ¹		effect wegberm
Duizendblad		(**)	** (+)
Pinksterbloem		(**)	
Hoorbloem	*	(*)	** (+)
Moerasrolklaver		(***)	
Wolfspoot		(***)	
Grote wederik	*	(*)	
Smalle weegbree		(***)	*** (+)
Kruipende boterbloem			
Veldzuring	*	(**)	* (+)
Schapezuring		(***)	** (+)
Vogelmuur	**	(***)	
Witte klaver	*	(***)	
<i>Totaal (van 12)</i>	**	(***)	*** (+)

¹significantie voor Greenveins data, tussen haakjes: significantie voor alle data.



Figuur 3.15 Voorspelde bezettingskans van wegbermen en slootkanten voor vijf soorten die significant vaker voorkwamen in wegbermen. tevens wordt het verwachtte aantal (van 12) soorten in beide habitat typen getoond

3.4.2 Ruimtelijke rangschikking

In tabel 3.6 staan de resultaten van de analyse van de variabelen voor ruimtelijke rangschikking. De resultaten beperken zich tot de Greenveins dataset. Het effect van de variabelen voor ruimtelijke rangschikking was getest door te zien of het model significant verbeterde wanneer één van de ruimtelijke variabelen werd toegevoegd

aan het basismodel. Het basis model bestond uit de variabelen 'habitattype' en 'gebied'.

De variabelen voor ruimtelijke rangschikking bestonden uit de hoeveelheid habitat binnen 100, 500 en 1000 m. Hierbij is onderscheid gemaakt tussen verschillende typen habitat die op de topografische kaart voorkwamen. Deze zijn als volgt onderverdeeld:

droge grasstroken =	wegberm	of: dijk	of: wegberm + dijk
natte grasstroken =	slootkant	of: oever	of: slootkant + oever

Uit de analyse bleek dat de hoeveelheid droge grasstroken in de omgeving van de opnamen de beste verklaring gaf voor de aan- of afwezigheid van plantensoorten, en voor het totaal (van 12) verwachte aantal soorten. Met de hoeveelheid droge grasstroken neemt de kans op aanwezigheid voor acht soorten toe. De hoeveelheid natte grasstroken of de totale hoeveelheid grasstroken gaven minder vaak een significant betere verklaring. Alleen Wolfspoot, Smalle weegbree, Kruipende boterbloem en het totale aantal soorten (van 12) vertoonden significante effecten van de hoeveelheid natte elementen in de omgeving, maar deze effecten zijn minder sterk dan die van de droge elementen.

Er werden geen significante effecten van de ruimtelijke rangschikking van habitat gevonden voor Pinkterbloem, Hoornbloem, Schapezuring en Witte klaver. Voor Vogelmuur werden alleen twee keer een licht negatief significant effect gevonden.

Voor de overige soorten lijkt de hoeveelheid droge grasstroken binnen 500m en binnen 1000m belangrijker te zijn dan de hoeveelheid binnen 100m rondom de opnames.

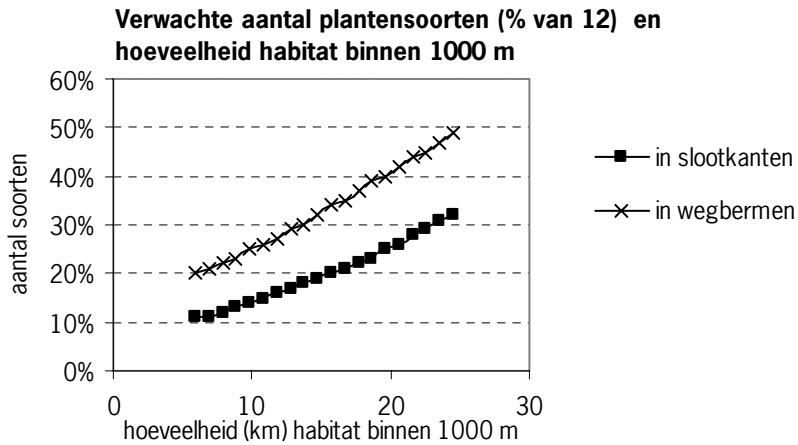
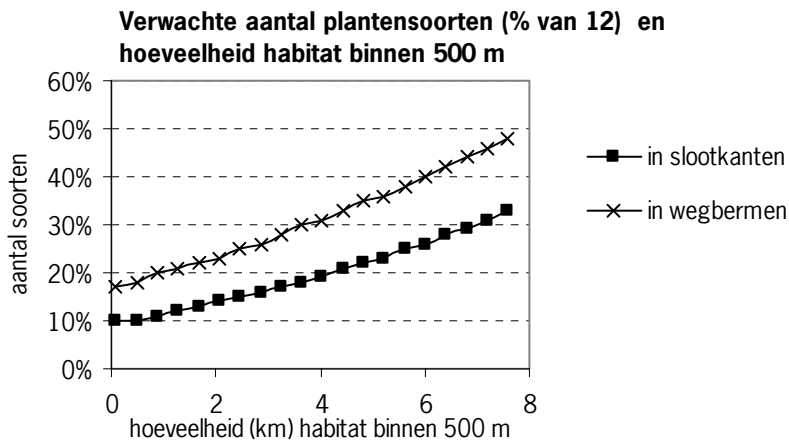
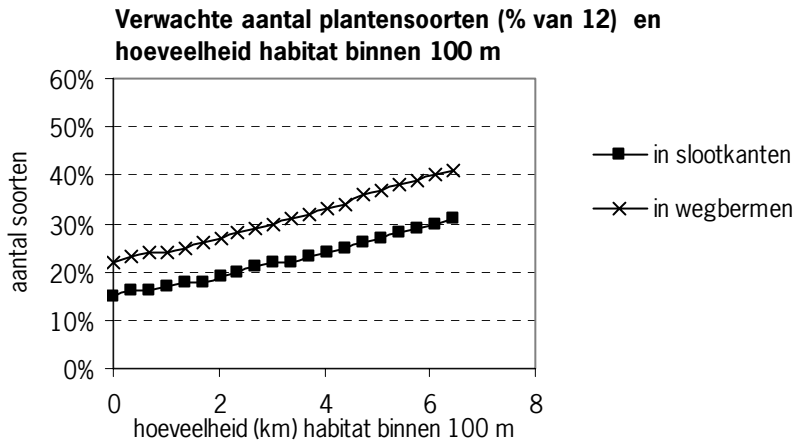
Er kon geen relatie gelegd worden tussen de afstand waarop de hoeveelheid habitat invloed had op de kans op aanwezigheid en de dispersiecapaciteit van de soorten. Zo had Smalle weegbree (over korte afstand door mieren verspreid) vooral effecten van hoeveelheid habitat in de omgeving binnen 100m, terwijl Moerasrolklaver (ook verspreid over korte afstand want geen aanpassing voor dispersie) juist vaak effecten vertoonde voor de hoeveelheid habitat binnen 500m en binnen 1000m. Tegelijkertijd vertoonde Wolfspoot (doorwater verspreid, over lange afstanden) vooral effect van de hoeveelheid habitat binnen 100m, terwijl Grote wedderik (door water verspreid, over lange afstanden), Kruipende boterbloem (door water of dieren verspreid, over lange afstanden) en Veldzuring (wind) vooral effecten van habitat dat binnen 500 en 1000 m ligt vertoonden.

Tabel 3.6. Effecten van ruimtelijke parameters en type habitat op de aanwezigheid van geselecteerde plantensoorten en op aantal geselecteerde soorten (biodiversiteit) in de greenveins opnamen. De ruimtelijke parameters zijn gerangschikt onder type "droog" of "nat" en op de afstand waarop hun effect gemeten is (100, 500 of 1000 m)

	droog			nat			totaal (droog + nat)			
	100m	500m	1000m	100m	500m	1000m	100m	500m	1000m	
	wegbenn	dijk wegbenn + dijk	wegbenn	dijk wegbenn + dijk	wegbenn	dijk wegbenn + dijk	slootkant oever slootkant + oever	slootkant oever slootkant + oever	slootkant oever slootkant + oever	
Duizendblad	*	*								
	(+)	(+)								
Pinksterbloem										
Hoornbloem										
Moerasrolklaver			*	*	*	*				
			(+)	(+)	(+)	(+)				
Wolfspoot							**			
							(+)			
Grote wederik			*	*	*	**				
			(+)	(+)	(+)	(+)				
Smalle weegbree	***	***			*		*			*
	(+)	(+)			(+)		(+)			(+)
Kruipende boterbloem								*	*	
								(+)	(+)	
Veldzuring			**		**	*				
			(+)		(+)	(-)				
Schapezuring								*		
Vogelmuur		*						(-)		
Witte klaver		(-)								
Totaal (van 12)	**	**	***	***	***	**	**	*		**
	(+)	(+)	(+)	(+)	(+)	(+)	(+)	(+)		(+)

Het effect van de hoeveelheid droge grasstroken in de omgeving van opnamen op het aantal verwachte plantensoorten is met een predict-analyse vastgesteld. Daarbij is het verwachte aantal soorten afzonderlijk bepaald voor opnamen in wegbermen en in slootkanten (figuur 3.17 a, b en c).

Met behulp van de resultaten van de predict-analyse kan de toename van het aantal soorten met de hoeveelheid wegberm en dijk in de omgeving worden bepaald. Bij dezelfde hoeveelheid habitat in de omgeving is het verwachte aantal soorten in wegbermen altijd hoger dan in slootkanten, maar de absolute toename met de hoeveelheid wegbermen en dijken in de omgeving is in beide typen habitat even sterk. De toename van het verwachte aantal soorten met de hoeveelheid droge grasstroken in de omgeving is even sterk binnen 100, 500 en 1000m. Echter, bij de maximale hoeveelheid habitat binnen een straal van 100m (0.6 km) worden maximaal 5 aandachtsoorten verwacht, terwijl bij de maximale hoeveelheid habitat binnen een straal van 1000m (25 km) maximaal 6 soorten worden verwacht.



Figuur 3.16. Verwachte aantal plantensoorten (als % van 12) in relatie tot ruimtelijke rangschikking van habitat in de omgeving: hoeveelheid droge grasstroken binnen 100, 500 en 1000 m. Verwachte aantallen afzonderlijk voor opnamen in slootkanten en opnamen in wegbermen bepaald

4 Discussie

In deze paragraaf gaan we terug naar de vragen die in het begin van dit rapport gesteld werden. We gaan hier per soortgroep op in. Eerst besteden we aandacht aan de corrigerende factoren die in het basismodel van de soorten en soortgroepen zijn opgenomen. Het basismodel diende als correctiefactor om beter zicht te krijgen op het effect van ruimtelijke rangschikking. Vervolgens bediscussiëren we de uitkomsten voor de effecten van ruimtelijke rangschikking.

4.1 Vogels

4.1.1 Basismodel

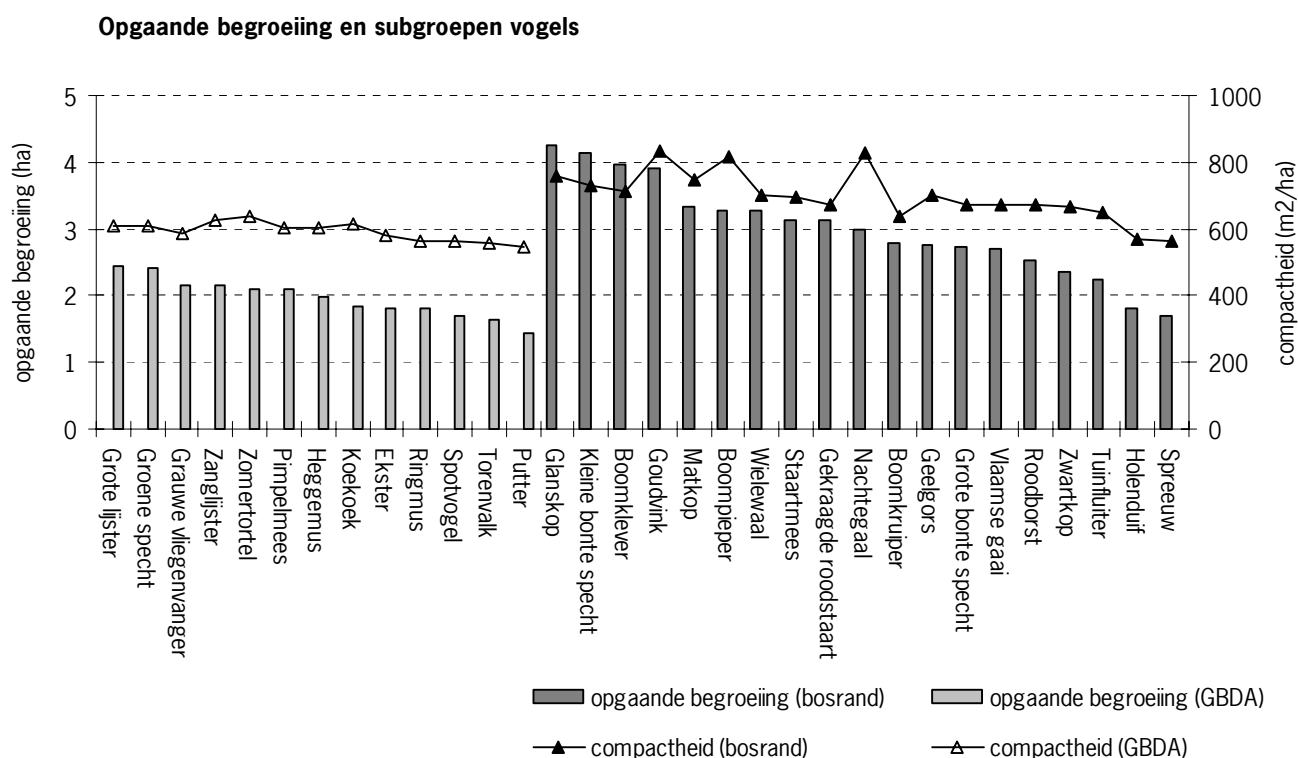
De verklaarde deviance van de basismodellen liep uiteen van 2% tot 44%. Dit betekent dat er veel variatie in de data niet verklaard werd met de gebruikte verklarende variabelen. Deze orde van grootte van niet verklaarde deviance is echter een bekend verschijnsel in ecologische modellen, ook voor modellen waarin een regiofactor wordt gebruikt die staat voor het effect van een aantal regiogebonden kenmerken. De lage verklaarde deviance is voor een aantal soorten te verklaren. Een aantal soorten heeft een groot territorium, waardoor de schaal van een km-hok misschien niet de beste is voor de analyse van verspreidingspatronen van deze soorten, dit geldt bijvoorbeeld voor de Torenvalk en Koekoek. Een aantal andere soorten hebben een relatief groot toevalseffect in de vastgestelde aanwezigheid, omdat het zomervogels zijn. Hierbij is de timing van de waarnemingen relatief belangrijk (SOVON 2002), dit geldt bijvoorbeeld voor de Spotvogel en de Grauwe Vliegenvanger. De gevolgde methode leidt tot een onderschatting van het aantal soorten per km-hok (zie SOVON 2002)

Over het algemeen reageerden de soorten zoals werd verwacht.

Oppervlakte opgaande begroeiing

Vrijwel alle soorten kwamen vaker voor naarmate er meer opgaande begroeiing in het km-hok aanwezig was. Uitzonderingen waren Torenvalk en Spreeuw waarvoor er geen significant effect gevonden werd. Een verklaring kan zijn dat deze soorten niet zo strikt aan opgaande begroeiing gebonden zijn. Beide soorten zoeken hun voedsel in open gebied en zijn voor het broeden niet volledig afhankelijk van opgaande begroeiing. Het voorkomen van de Geelgors is negatief gecorreleerd met de hoeveelheid opgaande begroeiing. Hoewel de Geelgors wel vooral voorkomt in bosrijke landschappen lijkt ze openheid te prefereren. Ook de significant positieve correlatie met compactheid wijst in die richting. Deze resultaten zijn strijdig met het gegeven dat de Geelgors in het zandgebied hoge dichtheden bereikt in houtwallandschappen. Waarschijnlijk is de correlatie van de Geelgors met opgaande begroeiing binnen deze dataset – vooral Laag-Nederland - niet representatief voor het verspreidingsgebied van de Geelgors dat vooral Hoog-Nederland beslaat.

Km-hokken met opgaande begroeiing waarin zich een boskern bevond (zie bijlage 1) waren buiten de analyse gehouden. Dit heeft tot gevolg gehad dat de geanalyseerde km-hokken relatief weinig bos bevatten, en relatief veel smalle opgaande elementen. De gemiddelde oppervlakte opgaande begroeiing over alle 4005 km-hokken is 1,65 ha en de gemiddelde compactheid 575 m²/ha. Binnen deze set van km-hokken komen de soorten die als bosrandsoort waren gekarakteriseerd (bijvoorbeeld Glanskop, Kleine Bonte Specht, Boomklever, Goudvink, Matkop) voor in hokken met gemiddeld een groter oppervlakte opgaande begroeiing, in combinatie met een gemiddeld hoge compactheid (figuur 4.1).



Figuur 4.1. Gemiddelde hoeveelheid opgaande begroeiing (ha) en compactheid (m²/ha) per km-hok in de hokken waarin de soorten zijn vastgesteld. Soorten worden per subgroep weergegeven: soorten van bosranden en soorten van groenblauwe dooradering (GBDA). Voor significantie van de beide variabelen zie tabel 3.1

Erven

De oppervlakte ‘overig grondgebruik’ dat een indicatie is voor opgaande begroeiing op boerenerven had voor de meeste soorten (16) een positief effect op de kans op aanwezigheid, en voor een aantal andere (11) geen effect. Voor een beperkt aantal (5) soorten had het een negatief effect. Dit beeld zien we terug in de modellen voor soortenrijkdom waar de oppervlakte erven ook positief bijdraagt aan het verwachte aantal soorten.

De resultaten van enkele soorten wijken af van de verwachtingen. Torenvalk, Gekraagde roodstaart en Goudvink vertoonden in tegenstelling tot de verwachting geen positief effect van erven. Mogelijk profiteren deze soorten in de dataset die over

heel Nederland verspreid ligt minder van erven en erfbeplanting dan in onderzochte houtwallandschappen in Oost en Noord Nederland (Schotman 1988, Sierdsema 1988, Teerink 1989).

Bij Groene specht, Grote bonte specht, Kleine bonte specht en Tuinfluiter werd een negatief effect van erven verwacht. Voor deze soorten vonden we geen significant effect. Bij Roodborst, Zwartkop, Boomkruiper en Vlaamse gaai werd geen effect verwacht, maar zij reageerden positief op erven. In de afgelopen decennia zijn een groot aantal soorten van opgaande begroeiing toegenomen en hebben hun areaal uitgebreid tot laag Nederland (SOVON 2002). Waarschijnlijk is het relatieve aandeel van erven en erfbeplanting in het broedhabitat in laag Nederland groter. Dat kan een verklaring zijn voor grotere belang van erven vergeleken met het aangehaalde eerdere onderzoek.

Van de vijf soorten met een significant negatieve correlatie zijn er twee ook bodembroeders (Boompieper, Geelgors). Een hoge predatiekans door de aanwezigheid van katten en andere predatoren kan een verklaring zijn voor het gevonden verband. Bij twee andere bodembroeders (Nachtegaal, Tuinfluiter) is er geen significante correlatie. Bij drie andere soorten waarbij een negatief effect werd verwacht is de verwachting bevestigd. Bij de Koekoek zou de onrust op erven een rol kunnen spelen. Voor Matkop en Wielewaal die hoge eisen stellen aan de locatie van het nest zijn er wellicht te weinig geschikte broedplaatsen beschikbaar op erven.

Regio

Regio als factor is altijd significant, maar het aantal regio's met een significant afwijkende bezetting is bij de meeste soorten klein. Voor toepassing is wellicht een kleiner aantal regio's beter. Een onderverdeling in Hoog- en Laag-Nederland maakt duidelijk dat met name bosrandsoorten in Laag-Nederland slecht zijn vertegenwoordigd (zie bijlage 2). Deze afwezigheid zal voor een deel met de Regio-factor beschreven zijn en niet door maten voor de ruimtelijke rangschikking. De ligging in Nederland is een factor om rekening mee te houden bij de keuze en realisatie van doelstellingen voor GBDA. Zo zou men er bij voorbeeld voor kunnen kiezen om voor Laag-Nederland geen bosrandsoorten als doelsoort te kiezen, maar wel groenblauwe dooraderingssoorten.

Verkeer

In dit onderzoek zijn alle soorten behalve de Boomklever negatief gecorreleerd of niet gecorreleerd met verstoring door verkeer. De positieve correlatie tussen verkeer en kans op aanwezigheid van de Boomklever is wellicht een toevalseffect. De soort komt namelijk slechts sporadisch in de dataset voor (in 1% van de km-hokken). In eerder onderzoek was de relatie met verkeer voor deze soort significant negatief (Foppen *et al.* 2002). In meer dan de helft van de gevallen is de significante correlatie een bevestiging van het onderzoek van Reijnen *et al.* 1995, tien maal werd een significant effect bij Reijnen *vs.* niet bevestigd. Bij vijf van tien soorten die niet door Reijnen *vs.* zijn vermeld werd een significante correlatie vastgesteld. Gezien het grote aantal soorten met een negatieve correlatie is het met het oog op de effectiviteit van groenblauwe dooradering in het agrarische gebied van belang rekening te houden met verstoring door verkeerslawaaai.

4.1.2 Ruimtelijke rangschikking

Compactheid

Compactheid was bedoeld als maat voor het bosachtige karakter van opgaande begroeiing in een km-hok. Hoe groter de compactheid, hoe meer het microklimaat van landschapselementen overeenkomt met een bos. Van tevoren was het niet eenvoudig om een inschatting te maken van het effect van deze maat op het voorkomen van de vogelsoorten (tabel 2.3), ook werd rekening gehouden met een optimumcurve. De respons wees echter bij geen enkele soort op een duidelijk optimum bij een gemiddelde waarde voor compactheid, hoewel een kwadratische term bij het merendeel van de soorten wel een significant beter model opleverde. Een kromlijng verband zonder optimum kan ook een significant verband opleveren, maar heeft minder betekenis. De resultaten van het testen op een optimum zijn verder niet gerapporteerd omdat het de modellen nodeloos ingewikkeld zou maken.

Vrijwel alle significante effecten van compactheid waren negatief, oftewel de kans op aanwezigheid neemt toe als de begroeiing verspreid is over een groter aantal cellen van 1 ha. Dit betekent in de praktijk dat veel soorten vooral in km-hokken voorkomen waar habitat in smalle elementen met een lijnvormig karakter ligt. Dit resultaat is een bevestiging van eerder onderzoek (Schotman 1988) waarin werd gevonden dat in lijnelementen de dichtheid aan vogels per ha hoger is dan in vlakken. De negatieve correlatie met compactheid kwam vooral duidelijk naar voren bij de GBDA-soorten. Voor de onderzochte soorten uit beide subgroepen (GBDA- en bosrandsoorten) heeft een lijn of bosrand in agrarisch gebied meer te bieden dan een boskern. In Nederland zijn er nauwelijks boskernsoorten te onderscheiden (Schotman *et al.* 1994). Dit verklaart waarom de relatie met compactheid steeds negatief is.

We hebben in dit onderzoek het belang van het bosachtige karakter van habitat voor vogels via compactheid onderzocht. Een test om te zien of dat ook directer had gekund door gebruik te maken van de informatie zoals die op de topografische kaarten voorkwam toonde aan dat dat geen goed alternatief was geweest. Op de topografische kaarten wordt immers onderscheid gemaakt tussen vlakvormig bos en lijnvormige opgaande begroeiing, bestaande uit bomenrijen en heggen. Het bleek dat een model met de oppervlakte opgaande begroeiing verdeeld over lijnen en vlakken, zoals die op de topografische kaarten staan, significant slechter is (F-waarde 234, $p < 0.001$) dan een model met compactheid. Als maat voor het bosachtige karakter van opgaande begroeiing lijkt compactheid daarom geslaagd.

Lokale ruimtelijke samenhang

Met behulp van de lokale ruimtelijke samenhang hebben we onderzocht of het uitmaakt of de begroeiing ruimtelijk aaneengesloten is en wat het effect is van de onderlinge afstand tussen elementen. De lokale ruimtelijke samenhang geeft in feite aan in hoeverre het habitat in het km-hok in een netwerk voorkomt of juist versnipperd voorkomt. De verwachting was (zie theoretisch kader) dat een grote lokale ruimtelijke samenhang de kans op aanwezigheid van soorten vergroot.

Inderdaad bleek bij achttien soorten een significant positief effect van lokale ruimtelijke samenhang. Lokale ruimtelijke samenhang was vooral voor

bosrandsoorten van belang, hetgeen strookt met de verwachting. Geclusterd voorkomen van opgaande begroeiing geeft het landschap een bosachtig karakter en verhoogt de kans op voorkomen van een groot aantal soorten, met name dus de bosrandsoorten.

Bij zeven van de soorten die een significant effect van lokale ruimtelijke samenhang vertoonden leverde compactheid een beter model op. Bij een beperkt aantal soorten waren beide samen significant.

Een significant effect van lokale ruimtelijke samenhang gaat vaak ten koste van de sterkte van het effect van de hoeveelheid opgaande begroeiing. Dat is te verklaren vanuit de correlatie tussen deze verklarende variabelen (zie bijlage 4). Overigens is ook de correlatie met compactheid erg hoog. Voor het model voor de bosrandsoorten is dat echter geen bezwaar. Naast het basismodel zijn beide maten voor de lokale ruimtelijke samenhang significant. Bij controle van de gegevens bleek dat de significante effecten op werkelijke correlaties tussen vogels en verklarende variabelen berustten. De correlaties tussen de verklarende variabelen worden waarschijnlijk vooral veroorzaakt doordat de data niet gebalanceerd zijn. B.v. waarnemingen van een hoge compactheid en grote lokale ruimtelijke samenhang in combinatie met veel opgaande begroeiing komen vaker voor dan in combinatie met weinig opgaande begroeiing. Door het grote aantal waarnemingen in de dataset kunnen gecorreleerde verklarende variabelen toch gezamenlijk een valide model opleveren.

Afstand tot bos met kern

Zoals verwacht nam de kans op aanwezigheid af met de afstand tot bossen met een kern. De afstand tot bossen van verschillende omvang met een kern is bedoeld als alternatief voor ruimtelijke samenhang in de omgeving van het km-hok. Het is een met succes beproefde variabele om effecten van isolatie en versnippering te beschrijven (o.a. van Dorp & Opdam 1987). In dit onderzoek scoort deze variabele slechts voor vijf soorten beter dan ruimtelijke samenhang in de omgeving. Voor vrijwel alle vijf soorten was ook een andere variabele voor ruimtelijke rangschikking in de omgeving van het km-hok significant.

Ruimtelijke samenhang in omgeving van het km-hok

Bij het berekenen van de ruimtelijke samenhang in de omgeving van het km-hok vond een weging voor afstand plaats met behulp van de factor α (zie paragraaf 2.1.4). Bij soorten met een groot dispersie vermogen en een voorkeur voor bosrijke landschappen verwacht je dat de ruimtelijke samenhang in de omgeving een positief effect oplevert, vooral voor variabelen met een kleine alfa. Bij soorten met een gering dispersievermogen verwacht je eveneens een positief effect, waarbij het beste model bestaat uit een variabele met een grote α .

In tegenstelling tot de verwachting waren er elf soorten met een significant *negatief* effect van ruimtelijke samenhang in de omgeving (met α -waarden van 0.077 tot 0.20). Blijkbaar profiteren deze soorten meer van een open landschap in de omgeving dan van een besloten, bosrijk landschap. Deze soorten werden daarom ingedeeld bij de GBDA-soorten. Vergeleken met de bosrandsoorten profiteerde deze groep ook op lokale schaal vooral van verspreide lijnvormige begroeiing (zie voorgaande) en niet of minder van bossen. 9 Van de 14 GBDA-soorten (64%) zoeken hun voedsel

in akker- en graslandpercelen, tegen 2 van de 18 bosrandsoorten (11%). Dit kan verklaren waarom de GBDA-soorten minder voorkomen in landschappen met veel (grote) bossen (tabel 4.2), oftewel in minder agrarisch gebied. Agrarisch gebied is voor deze subgroep belangrijker als habitat dan de opgaande begroeiing. Waarschijnlijk zou het effect van de hoeveelheid agrarisch gebied in de omgeving dan ook positief zijn.

Op basis van literatuuronderzoek t.b.v. het kennissysteem LARCH (Pouwels 2000, Reijnen *et al.* 2001) waren er verwachtingen geformuleerd voor de afstand waarop habitat in de omgeving effect heeft op de kans op voorkomen. Van die afstanden waren α 's voor de berekening van ruimtelijke samenhang afgeleid (tabel 2.3). De verwachte en de geobserveerde beste α 's (die waarden die tot de beste modellen leiden) vertoonden weinig verband. Een verklaring kan zijn dat bij gebrek aan goede dispersiegegevens de verwachting van de beste α vaak 0.23 is (komt overeen met invloed van habitat binnen 10 km).

Vergelijking van de verwachte en de geobserveerde α 's laat zien dat de geobserveerde ongeveer even vaak hoger als lager zijn dan verwacht. Er lijkt wel een trend te zijn dat de geobserveerde α van bosrandsoorten vaker hoger is dan de verwachte, terwijl de geobserveerde α van GBDA-soorten juist vaak lager is. De verwachtingen zijn gebaseerd op landschappen die over het algemeen meer natuurgebieden c.q. bossen bevatten dan de landschappen in dit onderzoek. Of het echter zo is dat soorten van bosranden in het agrarisch gebied een kleiner dispersie vermogen hebben (immers grotere α) en GBDA-soorten juist een groter dispersie vermogen (immers kleine α) is moeilijk te zeggen.

Onderzoek aan de Boomklever wijst uit dat het bijzonder lastig is om op basis van dispersiegegevens of correlatief onderzoek een betrouwbare schatting voor α te vinden (Schotman 2002). Toch levert dit onderzoek een bijdrage aan de kennis over de invloed van de omgeving op de kans op voorkomen van vogelsoorten. De afwijking van de verwachtingen kan goed te maken hebben met het type landschap waarin het onderzoek is uitgevoerd.

4.2 Vlinders

4.2.1 Basismodel

Voor alle soorten waren oppervlakte habitat in randen en regio de belangrijkste verklarende variabelen in het basismodel.

De hoeveelheid habitat die in randen van bosjes ligt is belangrijker dan de hoeveelheid die in lijnvormige elementen ligt. Dit is in overeenstemming met de verwachting die we hadden. Immers elementen die op de topografische kaart als bosjes staan, hebben veelal een ondergroei van struiken en hebben vaker een goed ontwikkelde zoomvegetatie. Deze bosjes kunnen in de praktijk zowel vlak- als meer lijnvormig zijn, maar in dit geval hebben de lijnvormige ook een dichtere ondergroei. De elementen die als lijnvormige op de topografische kaart staan, zijn bomenrijen en smalle heggen. Deze hebben zelden een goed ontwikkelde ondergroei (i.e. met

struiken en bloeiende planten) of een goed ontwikkelde zoomvegetatie. Het microklimaat en de soortensamenstelling langs de randen van vlakvormige elementen zijn gunstiger voor vlinders: in het algemeen meer nectarbronnen en een iets beschutter microklimaat. Het Landkaartje en het Bont zandoogje zijn de enige soorten die een significant positief effect van lijnvormige elementen laten zien. De waardplanten van deze soorten zijn respectievelijk Brandnetel en grassen, soorten die regelmatig in bomenrijen en heggen voor komen. Bont zandoogje is een soort die zich de laatste jaren sterk in Nederland heeft uitgebreid, en steeds vaker buiten natuurgebieden. In dit plaatje past het significante effect van lijnvormige elementen eveneens.

De waardplanten van Citroenvlinder (Sporkehout), Oranjetipje (Look-zonder-look en Pinksterbloem), Gehakelde aurelia (Brandnetel, Hop en Klimop) mogen vaker in bosranden en bredere houtwallen verwacht worden dan langs bomenrijen en heggen. Dit kan een verklaring zijn voor het feit dat deze soorten geen effect van lijnvormige elementen laten zien. Van de onderzochte soorten zijn de Eikepage en de Kleine ijsvogelvlinder soorten die zo wie so alleen langs bosranden en in bossen, en niet langs bomenrijen en heggen worden gevonden.

Het belang van opgaande begroeiing in randen van bosjes zien we terug in het effect van de beide typen habitat op het verwachte aantal soorten. Bij weinig opgaande begroeiing in randen van bosjes en veel lijnvormige begroeiing, blijft het totale aantal verwachte soorten (van de 8 onderzochte) laag, maximaal wordt 20-30% van de soorten gevonden bij 1 ha opgaande begroeiing in randen van bosjes. Bij weinig opgaande begroeiing in lijnvormige elementen, maar veel in randen van bosjes, wordt een veel groter aantal soorten verwacht, namelijk 40-50% van het aantal onderzochte soorten.

Het belang van de regio factor zal een combinatie zijn van het effect van het areaal van vlinders en een complex van factoren zoals bodemtype, vegetatietypen en grondgebruik. De meeste soorten werden meer in hooggelegen regio's gevonden dan in laaggelegen regio's. De hogergelegen regio's hebben gemiddeld genomen weliswaar meer opgaande begroeiing (zie paragraaf 3.1.1), maar in het basismodel is die factor afzonderlijk opgenomen. De aanwezigheid van vlinders in die regio's wordt dus door meer factoren bepaald dan de hoeveelheid opgaande begroeiing alleen.

De grondwaterstand had voor slechts twee soorten een significant effect: Bont zandoogje en Oranjetipje. Voor Bont zandoogje was dit effect niet verwacht. Het effect op Oranjetipje kan samenvallen met de vochtige standplaatsen van Pinksterbloem, één van de waardplanten van deze soort. Eikepage en Kleine ijsvogelvlinder zijn soorten waarvoor ook een positief effect van vocht werd verwacht, deze werd niet gevonden. Het zou kunnen zijn dat de variatie in grondwaterstand tussen de onderzochte km-hokken voor deze soorten al voldoende gedekt is door de verschillende regio's. Een mogelijkheid was dat vochtige gebieden samenvallen met natuurgebieden. Voor de Kleine ijsvogelvlinder werd immers wel een effect van natuurgebieden gevonden. In de dataset zijn vocht en natuurgebied echter niet gecorreleerd, dus deze verklaring voor het gebrek aan effect van vocht gaat niet op.

De ligging van het habitat ten opzichte van terreinen die door natuurbeschermende organisaties worden beschermd had voor weinig soorten effect. We hadden aangenomen dat ligging binnen een terrein van een natuurbeschermende organisatie

zou leiden tot een grotere kans op aanwezigheid van de vlindersoorten, omdat het beheer meer gericht is op biodiversiteit. Het feit dat we geen effect hebben gevonden zou kunnen komen doordat gebieden met veel eigendom van natuurbeschermende organisaties samenvallen met gebieden met veel opgaande begroeiing. Dit bleek niet het geval te zijn. Het ontbreken van een effect in de dataset betekent dus dat het beheer binnen terreinen van natuurbeherende organisaties in het agrarisch gebied onvoldoende onderscheidend werkt in deze dataset. De kwaliteit van km-hokken waarin veel habitat binnen terreinen van natuurbeschermende organisaties is niet beter dan die in km-hokken waar die terreinen minder aanwezig zijn.

4.2.2 Ruimtelijke rangschikking

Voor zes van de acht onderzochte vlindersoorten vonden we een significant effect van ruimtelijke rangschikking. Ook op het totale aantal gevonden soorten (van de onderzochte acht) had ruimtelijke rangschikking van groenblauwe dooradering een duidelijk significant effect.

Voor vlinders was het echter moeilijk om onderscheid te maken tussen de ruimtelijke schaal waarop factoren effect hadden. Zowel op korte als op lange afstanden was de ruimtelijke samenhang van belang.

Wanneer we kijken naar het effect van ruimtelijke samenhang van het landschap binnen één afstand, bijvoorbeeld 11 km dan kunnen we wel iets zeggen over het relatieve belang van ruimtelijke rangschikking ten opzichte van de hoeveelheid habitat. Uit figuur 3.16 bleek dat de verwachte soortenrijkdom van vlinders bij lage ruimtelijke samenhang meer toeneemt door verbeteren van ruimtelijke samenhang dan door toename van de hoeveelheid habitat. Ook blijkt dat bij weinig opgaande begroeiing het verwachte aantal soorten vooral toeneemt wanneer er iets meer habitat bij komt, dan wanneer de ruimtelijke samenhang vergroot wordt.

Investeren in zowel ruimtelijke samenhang als hoeveelheid habitat levert een toename van de verwachte soortenrijkdom op van 0% naar 60% van de soorten. Het valt op dat nooit alle soorten tegelijk worden verwacht. In de dataset waren er enkele km-hokken waar alle 8 soorten tegelijk voorkwamen, dat waren echter uitzonderingen. De Kleine ijsvogelvlinder en Bont dikkopje zijn in Nederland vrij zeldzaam, de kans dat ze tegelijk in een km-hok voorkomen is bij voorbaat dus klein. Dat gaat zeker op in het agrarisch gebied.

4.3 Planten

4.3.1 Basismodel

Het studiegebied bleek een sterk effect te hebben op het voorkomen van de onderzochte soorten. Voor de gehele dataset was opvallend dat de gemiddelde soortenrijkdom in de opnames van proefbedrijven veel hoger was dan in de andere studiegebieden. Dit zou te maken kunnen hebben met verschillen in bodem, vocht en pH, maar ook aan het specifieke beheer op proefbedrijven die wellicht meer natuurgericht is dan op gangbare bedrijven. Binnen de Greenveins data set was er

nog weinig effect van de factor studiegebied, blijkbaar zijn de gebieden waar deze dataset is verzameld, alle op de hogere zandgronden, behoorlijk vergelijkbaar.

Het type landschapselement is een andere factor die sterk bepalend is voor de soortenrijkdom en soortensamenstelling. Een aantal van de onderzochte soorten hadden een voorkeur voor wegbermen ten opzichte van slootkanten (Duizendblad, Hoornbloem, Smalle weegbree, Veldzuring, Schapezuring) waardoor de biodiversiteit (aantal aandachtsoorten) ook hoger is in bermen dan in slootkanten. Als de soortkeuze meer gericht was geweest op soorten die nattere standplaatsen prefereren, hadden juist slootkanten soortenrijker kunnen zijn. Uit deze analyse is dus niet te concluderen dat wegbermen in het algemeen soortenrijkere vegetaties hebben.

Het verwachte effect van bodem en vocht kon niet worden aangetoond.

De keuze van habitatfactoren in het basismodel is gebaseerd op het minst aantal factoren dat de meeste variatie in aan- en afwezigheid bij de meeste soorten verklaart. Dit heeft als consequentie dat je niet alle effecten van afzonderlijke habitatfactoren kunt beoordelen, maar dat was ook niet de opzet van de analyse.

4.3.2 Ruimtelijke rangschikking

Voor 7 van de 12 soorten is aangetoond dat ze vaker voorkomen in wegbermen en slootkanten naarmate er meer grasstroken in de nabije omgeving aanwezig zijn. Ook het totale aantal verwachte soorten (van 12) neemt toe bij toename van de hoeveelheid grasstroken in de omgeving.

Voor de afzonderlijke soorten hebben we geen duidelijke aanwijzingen kunnen vinden dat het verspreidingsvermogen van de planten een relatie had met de afstand waarop grasstroken in de omgeving nog invloed had. Dit kan waarschijnlijk verklaard worden door het feit dat in agrarisch gebied planten vaak niet alleen op natuurlijke wijze verspreid worden, maar vooral ook door agrarische activiteiten als maaien en grondverplaatsingen. Dan is de dispersie dus meer afhankelijk van het lokale beheer dan van natuurlijke dispersie processen.

Als we naar het verwachte aantal soorten kijken, dan zien we met name een effect van de hoeveelheid droge elementen in de omgeving. Dat gold voor alle drie geteste afstanden. Dit geeft aan dat niet alleen de groeiplaatsen in de wegbermen en slootkanten zelf en de aangrenzende elementen, maar ook elementen in de verdere omgeving van belang zijn voor de lokale planten diversiteit.

Het aanleggen van habitat in de omgeving leverde een aantal extra verwachte soorten op, maar het aanleggen van dezelfde hoeveelheid habitat binnen 100 m levert relatief meer soorten op dan dezelfde hoeveelheid habitat binnen 1000 meter. We kunnen niet aangeven of dit komt door het feit dat maatregelen op korte afstand meer opleveren voor weinig mobiele soorten dan op lange afstand, of doordat het aanleggen van een hoeveelheid habitat binnen 100 meter een veel hogere dichtheid habitat oplevert dan wanneer je dat binnen 1000 meter doet. Gezien de geringe relatie tussen dispersiemechanisme en afstand waarop effecten gevonden zijn, lijkt het meer waarschijnlijk dat de dichtheid hier een rol speelt.

Het effect van de hoeveelheid habitat op afstanden groter dan 1 km is niet voor planten onderzocht. De hoeveelheid habitat binnen 1 km bleek echter niet minder effect te hebben dan habitat binnen 500 m. Om die reden zou het goed zijn om in de

toekomst ook te onderzoeken wat het effect is op de kans op voorkomen van planten en de hoeveelheid habitat op afstanden groter dan 1 km.

De schaal waarop de analyse van de verspreidingsgegevens van de planten is uitgevoerd (opnamen van enkele m²) is veel kleiner dan die van de vlinders en de vogels (km-hokken), omdat planten een gering verspreidingsvermogen hebben. Slechts voor één soort, *Stellaria media*, werd verwacht dat die via agrarische activiteiten over grote afstanden verspreid zou kunnen worden. Uit de resultaten komt naar voren dat veel meer soorten beïnvloed worden door habitat gelegen op afstanden tot 1 km. Dat zou kunnen wijzen op langere verspreidingsafstanden dan verwacht. Het is daarom aan te bevelen om in vervolgonderzoek waarin planten in lijnvormige elementen in het agrarisch gebied centraal staan een grotere waarnemingseenheid te kiezen (bijvoorbeeld km-hok).

We hebben ervoor gekozen om elke ruimtelijke factor apart toe te voegen aan het basismodel met habitatfactoren, omdat dit beter te interpreteren zou zijn dan de combinatie van meerdere isolatiematen. Het nadeel was dat je niet binnen hetzelfde regressiemodel de meest effectieve parameter aan kunt wijzen.

5 Conclusies

5.1 Conclusies over soortgroepen samen

- De biodiversiteit van groenblauwe dooradering in het agrarisch landschap hangt af van de ruimtelijke rangschikking van groenblauwe dooradering in het landschap. Dit konden we overtuigend aantonen voor vogels, vlinders en planten.
- Het relatieve belang van hoeveelheid en ruimtelijke rangschikking van habitat op de biodiversiteit van de vlinders en vogels hangt af van de hoeveelheid habitat die aanwezig is. Bij weinig habitat leidt een toename van habitat eerder tot meer soorten dan een toename van ruimtelijke samenhang. Tevens blijkt een toename van de hoeveelheid habitat tot een grotere toename van soorten te leiden in landschappen met een grote ruimtelijke samenhang dan in landschappen met een weinig ruimtelijke samenhang. Richtlijnen die hier op zijn gebaseerd kunnen worden opgenomen in plannen die gericht zijn op een hogere natuurwaarde in het agrarisch landschap.
- De soortenrijkdom aan vogels en vlinders van opgaande begroeiing neemt toe in het agrarisch landschap wanneer de hoeveelheid habitat binnen een km-hok toeneemt. In de onderzochte dataset is geen grenswaarde gevonden waarboven een toename van habitat niet meer leidt tot een toename van het aantal soorten. Meer habitat leidt in dit onderzoek altijd tot meer soorten. We verwachten dat in landschappen met meer habitat (dat zullen landschappen met meer natuurgebieden zijn) de toename van de soortenrijkdom op een gegeven moment zal afvlakken.
- De verwachte soortenrijkdom werd berekend voor realistische parameterwaarden. Voor geen van deze waarden werd 100% van de onderzochte soorten verwacht. Ook in de originele datasets kwamen zelden alle onderzochte vlinder- of vogelsoorten binnen 1 km-hok of alle planten in één opname voor. Dit heeft wellicht te maken met de verschillen in de regionale verspreiding van afzonderlijke soorten, met metapopulatie dynamiek, oppervlakte behoefte, etc.
- De ligging van een gebied in Nederland is een factor om rekening mee te houden bij de keuze en realisatie van doelstellingen voor groenblauwe dooradering. In laag Nederland komen een tiental vogelsoorten van bosranden weinig of niet voor. Ook de meeste vlindersoorten komen vooral in hoog Nederland voor. In laag Nederland is het Laagveengebied nog het meest vlinderrijk. Voor planten werden ook verschillen in soortensamenstelling tussen gebieden gevonden. Deze verschillen tussen regio's in Nederland vragen om een regionale uitwerking van natuurdoelen voor het agrarisch gebied.

- Het verwachte aantal soorten per soortgroep werd in deze studie gezien als indicator voor diversiteit van drie soortgroepen. Het werkelijke aantal soorten in grazige stroken c.q. opgaande begroeiing in een agrarisch landschap ligt uiteraard veel hoger, maar we verwachten dat het een goede indicator voor de biodiversiteit is.

5.2 Conclusies per soortgroep

5.2.1 Vogels

- Het met het oog op de effectiviteit van groenblauwe dooradering van belang rekening te houden met verstoring door verkeer, want voor een groot aantal vogelsoorten werd een negatief effect van verkeer werd gevonden.
- De resultaten wijzen erop dat boerenerven van groot belang zijn als habitat voor vogels van opgaande begroeiing. Voor zestien soorten neemt de kans op aanwezigheid toe wanneer er veel erven aanwezig zijn en voor elf soorten is het in ieder geval geen belemmering. De waarde van de erven hangt vooral af van de hoeveelheid bomen en struiken. Een vuistregel kan zijn dat 10 ha erf ongeveer even zwaar telt als 1 ha opgaande begroeiing (hierbij wordt uitgegaan van een gemiddelde hoeveelheid erven).
- De kans op aanwezigheid neemt voor alle soorten van opgaande begroeiing toe met een toename van de hoeveelheid opgaande begroeiing binnen een km-hok. Afhankelijk van de compactheid neemt het aantal soorten in een km-hok toe van 8-16% naar 32-48% van de onderzochte soorten bij respectievelijk 0.1 en 2.5 ha opgaande begroeiing. Daarbij worden de meeste soorten gevonden bij een lage compactheid, dat is wanneer habitat relatief vaak in lijnvormige elementen en niet in compacte, vlakvormige bosjes ligt.
- De hoeveelheid habitat, het type habitat en de regio verklaren een groter deel van de variatie in voorkomen van individuele soorten dan de ruimtelijke rangschikking (ca 20% door habitat factoren en ca 2% door ruimtelijke rangschikking).
- Compactheid is een geschikte maat om aan te geven in hoeverre opgaande begroeiing in lijn- of vlakvormige habitatplekken aanwezig is. Het kan ook gezien worden als maat voor het bosachtige karakter van opgaande begroeiing. Veel soorten blijken een voorkeur te hebben voor landschappen met vooral lijnvormige opgaande begroeiing zonder bosachtig karakter. Dit blijken vooral soorten te zijn die broeden in opgaande begroeiing, maar die hun voedsel zoeken in agrarische percelen.
- Een hoge lokale ruimtelijke samenhang levert ook een bosachtig karakter op. Bosrandsoorten prefereren dergelijke landschappen.

- Bij een toename van de compactheid neemt bij bijvoorbeeld 1ha opgaande begroeiing en afhankelijk van de ruimtelijke samenhang met de omgeving de verwachte soortenrijkdom af van 32-40% naar 16-24% van het aantal onderzochte soorten.
- Een grote lokale ruimtelijke samenhang van opgaande begroeiing geeft het landschap een bosachtig karakter en verhoogt de kans op voorkomen van een groot aantal soorten. Vooral de bosrandsoorten reageren hierop.
- De ruimtelijke samenhang met habitat in de omgeving heeft vaker een effect op het voorkomen van soorten dan de afstand tot een enkel groot bos in de omgeving.
- Soorten reageren verschillend op de ruimtelijke samenhang met de omgeving. Voor een deel van de soorten heeft een grote samenhang een gunstig effect, voor een andere deel heeft het juist een ongunstig effect. Soorten in de eerste groep worden bosrandsoorten genoemd, soorten in de tweede groep GBDA-soorten (groenblauwe dooraderingssoorten). GBDA-soorten hebben blijkbaar een voorkeur voor open landschappen, mits er binnen het km-hok maar veel opgaande begroeiing in smalle elementen aanwezig is.
- Voor bosrandsoorten reikt het effect van de ruimtelijke samenhang met de omgeving gemiddeld tot een afstand van 5-10 km. Bij maximale waarden voor interne en externe ruimtelijke samenhang zijn er gemiddeld zes van de achttien soorten aanwezig bij 3,3 ha opgaande begroeiing.
- In het kennissysteem LARCH wordt het dispersievermogen van een aantal bosvogelsoorten lager ingeschat dan we op basis van deze studie mogen aannemen. Hoewel het lastig is om op basis van verspreidingspatronen dispersieafstanden af te leiden, kan de verwachting uitgesproken worden dat deze soorten in het agrarisch landschap een grotere dispersieafstand hebben dan in landschappen waarin meer natuurgebieden aanwezig zijn.

5.2.2 Vlinders

- Zowel habitat in randen van bosjes als in lijnvormige elementen dragen bij aan de soortenrijkdom van vlinders. De hoeveelheid habitat in randen van bosjes is daarbij belangrijker dan in lijnvormige elementen. Dit heeft wellicht te maken met een gunstiger microklimaat in de randen van bosjes (meer beschut, minder extremen in temperatuur en vochtigheid) en met de aanwezigheid van meer waardplanten in de randen van bosjes dan in lijnvormige elementen.
- Vochtigheid van de bodem heeft een gering effect op de soortenrijkdom van vlinders. Op vochtiger gronden worden meer soorten gevonden. Dat kan te maken hebben met het feit dat waardplanten aan vochtige standplaatsen

gebonden zijn (bijvoorbeeld Pinksterbloem voor het Oranjetipje), en met het feit dat een vochtig microklimaat gunstig is voor de overleving van de vlinders.

- Er is geen verband gevonden tussen de soortenrijkdom van vlinders en de aanwezigheid van gebieden die in bezit zijn van terreinbeherende organisaties. Blijkbaar is er in de gebruikte dataset geen verschil in kwaliteit tussen km-hokken met veel habitat in bezit van terreinbeherende organisaties en km-hokken met weinig habitat in bezit van terreinbeherende organisaties.
- Ruimtelijke rangschikking en de hoeveelheid habitat lijken evenveel effect te hebben op de soortenrijkdom van vlinders.
- Wanneer men het aantal vlindersoorten wil laten toenemen, heeft het bij lage ruimtelijke samenhang in de omgeving van een km-hok meer zin in die ruimtelijke samenhang te investeren dan in de hoeveelheid habitat. Tevens heeft het weinig zin om in de ruimtelijke samenhang te investeren wanneer er weinig habitat aanwezig is, of wanneer de ruimtelijke samenhang al hoog is: dan kan men beter in de hoeveelheid habitat investeren.

5.2.3 Planten

- Het voorkomen van de meeste onderzochte plantensoorten en zeker het totale aantal verwachte soorten (van de 12 onderzochte) wordt beïnvloed door de hoeveelheid habitat in de omgeving. De effecten van de hoeveelheid habitat in de omgeving lijken sterker te zijn dan de effecten van abiotische factoren, type habitat en gebied. Effecten van beheer zijn wel van belang, maar de hoeveelheid habitat in de omgeving, in ieder geval binnen de straal van een kilometer, is belangrijker.
- De voorspellingen van het aantal verwachte soorten laten geen duidelijke drempelwaarden zien voor hoeveelheden grazige elementen in de omgeving waarbij de toename in soortenrijkdom ineens sterk verandert. In het algemeen kan dus gezegd worden: hoe meer grazige stroken in de omgeving, hoe meer soorten van grazige vegetaties in de opnamen worden verwacht. Deze relatie is in de onderzochte landschappen min of meer rechtlijnig.

6 Perspectieven/Toepassing

6.1 Toepassing van resultaten

De resultaten die in dit onderzoek zijn gevonden zijn te gebruiken bij allerlei plannen die gemaakt worden om de kwaliteit van het agrarisch gebied te verbeteren. Het gaat dan met name om kwaliteit die gedragen wordt door natuurwaarden.

Het vernieuwende in de gevonden resultaten zit vooral in het feit dat we het effect van de hoeveelheid, kwaliteit en ruimtelijke rangschikking van groenblauwe dooradering op de verwachte soortenrijkdom (of kans op aanwezigheid van individuele soorten) hebben kunnen kwantificeren.

Met behulp van de regressiemodellen kunnen de effecten van verschillende scenario's voor landschapsinrichting worden doorgerekend voor de verwachte soortenrijkdom. Uiteraard geldt wel de beperking dat die verwachtingen alleen binnen de grenzen van de gebruikte dataset gelden, dus binnen het agrarisch gebied, voor de onderzochte habitattypen, regio's en voor de betreffende soortgroepen.

Binnen die grenzen biedt het berekenen van de verwachte soortenrijkdom allerlei mogelijkheden voor de toepassing. Dit soort berekeningen kunnen allerlei partijen zoals beleidsmakers of beheerders van subsidiegeleden helpen geld en middelen voor natuur in groenblauwe dooradering efficiënter in te zetten.

Een mogelijke toepassing is die van het identificeren van kansrijke gebieden voor natuurwaarden in groenblauwe dooradering. Voor meerdere gebieden kan de verwachte soortenrijkdom worden berekend op basis van de ligging van groenblauwe dooradering in km-hokken en ligging van die km-hokken of punten (vegetatieopnamen) ten opzichte van de omgeving. Inzicht in kansrijke gebieden voor natuurwaarden kan helpen in het prioriteren van gebieden voor bescherming van natuurwaarden.

Een andere toepassing is het vergelijken van scenario's. Voor verschillende scenario's voor groenblauwe dooradering op lokale schaal of op meer regionale schaal kan de verwachte soortenrijkdom vergeleken worden met de verwachte soortenrijkdom in de huidige situatie. De toename in soortenrijkdom en de inspanning die daarvoor nodig is kunnen met de huidige resultaten worden gekwantificeerd. Een bepaalde hoeveelheid habitat kan maar één keer worden aangelegd de keuze voor alternatieve locaties kan met behulp van de regressiemodellen worden ondersteund.

De resultaten van dit onderzoek zullen ons inziens vooral van nut kunnen zijn voor partijen die zich bezig houden met planning op regionale schaal. Daarbij valt te denken aan provincies, waterschappen, agrarische natuurverenigingen, provinciale organisaties voor landschapsbeheer, enzovoorts. Beleidsvelden waar dit momenteel actueel is, zijn het reconstructiebeleid, het beleid rondom de Nationale Landschappen en beleid ten aanzien van een vitaal platteland.

In de praktijk valt ook te denken aan het ontwikkelen van zogenaamde regionatuurplannen, waarin op regioniveau een plan voor natuur op agrarische bedrijven wordt gemaakt. Het is een equivalent van bedrijfsnatuurplannen, maar op een grotere schaal. Uit dit onderzoek is gebleken hoe relevant die regionale schaal is. Uitkomsten van dit onderzoek kunnen worden gebruikt om regionatuurplannen te

ontwikkelen, te evalueren en te verbeteren. Op die manier verwachten we dat resultaten uit dit onderzoek kunnen helpen bij het ontwerpen van efficiëntere regionatuurplannen.

6.2 Rekening houden met identiteit

Bij toepassing van bovenstaande vuistregels moet wel rekening gehouden worden met de identiteit van het landschap waar men mee te maken heeft.

In dit onderzoek stonden opgaande begroeiing en grazige stroken centraal. Opgaande begroeiing is een belangrijke drager van identiteit in hoger gelegen gebieden (zie ook Geertsema *et al.* 2003b). In landschappen van de hoger gelegen gronden zoals de Hoge zandgronden en Heuvelland passen een netwerk van opgaande begroeiing en bosjes. Soorten die bij die opgaande begroeiing horen, zijn te zien als streekeigen natuur. In dit onderzoek zijn dat bijvoorbeeld de vogelsoorten van bosranden. De vogelsoorten van groenblauwe dooradering zijn minder kenmerkend voor streekeigen natuur, zij komen bijvoorbeeld zowel in hoog- als laag Nederland voor.

In de landschappen van de lager gelegen regio's zoals de Zeekleigebieden en het Laagveengebied leidt een toename van opgaande begroeiing wel tot een (verwachte) toename van het aantal soorten van opgaande begroeiing, maar dit kan ook leiden tot een verlies aan identiteit. Immers de lagergelegen regio's kenmerken zich vaak ook door een open karakter. Bovendien zijn deze gebieden van belang voor soorten die aan open gebieden gebonden zijn. De weidevogels vormen daar wel het bekendste voorbeeld van. Deze soorten zullen juist te lijden hebben van een toename van opgaande begroeiing.

6.3 Vervolg

Dit onderzoek heeft geleid tot regressiemodellen die te gebruiken zijn om soortenrijkdom en de kans op aanwezigheid van individuele soorten te voorspellen. Om de uitkomsten van dit onderzoek beter toegankelijk te maken, is het beschikbaar stellen van een regressiemodel een eerste stap. Een volgende stap moet zijn het vertalen van alle verschillende resultaten in vuistregels. Dit moeten dan flexibele vuistregels zijn. Het moeten vuistregels zijn die afhankelijk zijn van de doelen die nagestreefd worden (bijvoorbeeld welk deel van een soortengroep wordt nagestreefd), van het gebied, het type habitat, enzovoort.

Ook voor andere soortgroepen en andere habitattypen zouden vergelijkbare regressiemodellen ontwikkeld moeten worden, zodat een vollediger afweging van scenario's voor een gebied kan worden gegeven. Vooral soorten van grazige en natte habitats zouden meer aandacht moeten krijgen.

In de discussie werd al aangegeven dat het voor planten van belang is om op een grotere schaal te kijken dan een kilometer, omdat planten vaak effecten van 500 en 1000 meter vertonen. Het relatieve belang van beheer en ruimtelijke rangschikking

zou nog beter bekeken kunnen worden, omdat beheer niet meegenomen is in deze analyse. Ook zou bekeken moeten worden of de bovenstaande conclusies opgaan voor andere soorten binnen dezelfde typen elementen en voor andere typen elementen.

Een nuttige vervolgstap is om de voorspellingen van de modellen die gebaseerd zijn op een beperkt aantal soorten te toetsen in het veld. Dit maakt duidelijk hoe robuust en betrouwbaar de uitspraken zijn.

De analyse van de huidige datasets werd op sommige punten bemoeilijkt door correlatie tussen verschillende verklarende parameters. Een analyse van een selectie van de dataset waarin die correlatie vermeden wordt, kan ook tot nieuwe inzichten leiden.

Literatuur

- Dijkstra, H., Coeterier, J.F. & Haar, M.A. van der. 1997. Veranderend cultuurlandschap : signalering van landschapsveranderingen van 1900 tot 1990 voor de Natuurverkenning 1997, DLO-Staring Centrum, Wageningen. Rapportnr 544.
- Dorp, D. van & P.F.M. Opdam, 1987. Effects of Patch size, isolation and regional abundance on forest bird communities. *Landscape Ecology* 1: 59-73
- Farjon, J.H.M., Dirks, G.H.P., Koomen, A.J.M., Vervloet, J.A.J. & Lammers, G.W. 2001. Neder-landschap Internationaal: bouwstenen voor een selectie van gebieden voor landschapsbehoud. Alterra-rapport 358, Wageningen.
- Foppen, R.P.B., Chardon, J.P. & Liefveld, W. 2000. Understanding the role of sink patches in source-sink populations: reed warbler in an agricultural landscape. *Conservation Biology* 14: 1881-1892.
- Foppen, R., Kleunen, A. van, Loos, W.B., Nienhuis, J. & Sierdsema, H. 2002. Broedvogels en de invloed van hoofdwegen, een antonaal perspectief. Onderzokesrapport nr 2002/08 SOVON Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen.
- Geertsema, W. 2002a. Plant survival in dynamic habitat networks in agricultural landscapes. *Alterra Scientific Series* 9. Alterra Green World Research, Wageningen.
- Geertsema, W. 2002b. Het belang van groenblauwe dooradering voor natuur en landschap. Achtergrondrapport bij de Natuurbalans 2002. Werkdocument 2002/02. Alterra, Wageningen.
- Geertsema, W., de Boer, T.A., Meeuwsen, H.A.M., Koomen, A.J.M., Kuipers, H., Schotman, A.G.M. & Veen, M. van der. 2003a. LEAF_impuls, een toetsingsinstrument voor groenblauwe dooradering. Toetsing van het effect van groenblauwe dooradering op landschapskwaliteit in Proeftuinen voor de Kwaliteitsimpuls Landschap. Alterra-rapport 848, Alterra, Wageningen.
- Geertsema, W., Griffioen, A., Meeuwsen, H.A.M en Kalkhoven, J.T.R.. 2003b. Natuur en Identiteit, een rapport over 2002: Groenblauwe dooradering is belangrijk voor natuur en identiteit in het agrarisch cultuurlandschap. Alterra-rapport 712, Wageningen Universiteit en Research Centrum, Wageningen.
- Hanski, I. 1994. A practical model of metapopulation dynamics. *Journal of Animal Ecology* 63: 152-162.
- Harrison, S., 1991. Local extinction in a metapopulation context: an empirical evaluation. *Biological Journal of the Linnean Society* 42: 73-88

Hodgson, J.G., Grime, J.P. & Hunt, R. 1995. The electronic comparative plant ecology: incorporating the principal data from comparative plant ecology and the abridged comparative plant ecology. (cd-rom) Chapman & Hall, London.

Kleijn, D., Berendse, F., Smit, R. & Gilissen, N. 2001. Agri-environmental schemes do not effectively protect biodiversity in Dutch agricultural landscapes. *Nature* 413: 723-725.

LASER 2002. Subsidieregeling Agrarisch Natuurbeheer.

Leemreize, P. 1995. Bosvogels en versnippering Een indeling van bosvogels naar versnipperingsgevoeligheid. Stageverslag Rijkshogeschool IJsselland, Instituut voor Bos en Natuuronderzoek, Wageningen.

Leeuwen, M. van 2003. A quantification of the relations between fertiliser supply, mowing regime and plant diversity in ditch banks of agricultural landscapes in the Netherlands. MSc thesis Wageningen University.

Ministerie van LNV 2004. Agenda Vitaal Platteland

Ministerie van LNV. 2000. Natuur voor mensen, mensen voor natuur. Nota natuur, bos en landschap in de 21e eeuw.

Ministeries van LNV, VROM en VWS 2004. Nota Ruimte

MNP 2001. Natuurbalans 2001. Milieu- en Natuurplanbureau, Bilthoven.

MNP 2002. Natuurbalans 2002. Milieu- en Natuurplanbureau, Bilthoven.

Oostenbrink, W.T., 1991. Voorspelling van de effecten van landinrichting op broedvogels in lijnvormige begroeiing; toepassing in de projecten Lutjegast-Doezum en Twijzel-Buitenpost. Intern rapport 91/7. Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Leersum.

Opdam, P., 1987. De metapopulatie, model van een populatie in een versnipperd landschap. *Landschap* 4: 289-306.

Opdam, P. & Geertsema, W. 2002. Agrarisch natuurbeheer heeft op landschapsniveau meer rendement. *Landwerk* 3: 28-32.

Opdam, P., C. Grashof & W. van Wingerden. 2000. Groene dooradering, een ruimtelijk concept voor functiecombinaties in het agrarisch landschap. *Landschap* 17: 45-51.

Payne, R.w., & G.M. Arnold (editors), 2003. GenStat Release 7.1 Reference Manual Part 3: Procedure Library PL15. VSN international.

Pouwels, R. 2000. LARCH: een toolbox voor ruimtelijke analyses van een landschap. Alterra Rapport 043. Wageningen.

Reijnen, R., R. Jochem, M. de Jong, M. de Heer & H. Sierdsema 2001. LARCH Vogels Nationaal; Een expertsysteem voor het beoordelen van de ruimtelijke samenhang en de duurzaamheid van broedvogelpopulaties in Nederland. Alterra-rapport 235. Wageningen.

Schotman, A.G.M. 1988. Tussen bos en houtwal: broedvogels in een Twents cultuurlandschap. RIN-rapport 88/37, Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Leersum.

Schotman, A.G.M. 2002. Onderbouwing en uitbreiding van het kennissysteem LARCH. Dispersievermogen, lokale populatieafstand en duurzaamheid van lokale populaties. Alterra-rapport 213, Alterra, Wageningen.

Schotman, A.G.M., P.F.M. Opdam & C.J.F ter Braak. 1994. Bosvogeldichtheden in Nederland: verschillen door klimaat, landschap of bosgeschiedenis? Landschap 11: 3-17.

Sierdsema, H., 1988. Broedvogels en landschapsstructuur in een houtwallenlandschap bij Steenwijk. RIN-rapport 88/52, Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Leersum.

SOVON ,2002. Atlas van de Nederlandse Broedvogels 1998-2000. Nederlandse Fauna 5. Nationaal Natuurhistorisch Museum Naturalis. KNNV Uitgeverij & European Invertebrate Survey-Nederland, Leiden.

Tax, M.H. 1989. Atlas van de Nederlandse dagvlinders. Vereniging tot Behoud van Natuurmonumenten in Nederland/Vlinderstichting. 's Gravenhage/Wageningen.

Teerink, S., 1991. Broedvogels in houtwallen en bos: een relatie onderzoek in de Friese Wouden. Intern-rapport 91/4, Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Leersum.

Verboom, J., Schotman, A., Opdam, P & Metz, J.A.J. 1991. European nuthatch metapopulations in a fragmented agricultural landscape.

Bijlage 1 Gis bewerkingen

Analyses vogels

Selectie van kilometerhokken

Niet alle kilometerhokken waren geschikt om in de analyse mee te nemen. Ze mochten bijvoorbeeld geen boskernen bevatten en moesten voor minimaal 67% bestaan uit agrarisch gebied.

Bossen met kern

Onder bos worden vlakken met de volgende TDN-codes verstaan: 5020 (loofbos), 5050 (naaldbos), 5060 (gemengd bos), 5070 (griend) en 5080 (populierenopstand). Op Alterra zijn er bestanden waarin per cel van 25 bij 25 meter berekend is welke oppervlakte van deze typen aanwezig is. Al deze typen zijn bij elkaar opgeteld om tot een bossenbestand te komen. Bij het opsporen van de boskernen moest voorkomen worden dat cellen met (smalle) bospaden ten onrechte niet tot de kern gerekend zouden worden. Aan de andere kant moest voorkomen worden dat dichte patronen van kleine bosjes en bosstroken tot kern gerekend zouden worden.

Eerst zijn alleen de cellen geselecteerd die voor minimaal de helft uit bos bestaan. Vervolgens is het resultaat van deze selectie 'heen en weer' gebufferd. Hiermee bereikten we dat bosstroken, kleine bosjes en paden smaller dan 50 meter werden verwijderd en dus uitsluitende de kernen overbleven. De buffering is zo uitgevoerd dat er een bestand is gemaakt van de volledige bossen met kern en niet alleen van de kernen.

Agrarisch gebied

Om agrarisch gebied te vinden is eerst al het agrarisch bodemgebruik opgespoord. Dat zijn de TDN-codes: 5200 (bouwland), 5210 (grasland), 5230 (kwekerij), 5220 (boomgaard) en 5310 (fruitkwekerij). Vervolgens zijn alle cellen geselecteerd die agrarisch grondgebruik bevatten (ongeacht de hoeveelheid). Deze zijn 'heen en weer' gebufferd met 125 meter (een rand van 5 cellen) om zodoende de grote agrarische complexen te vinden. Agrarisch grondgebruik smaller dan 250 meter en niet-agrarisch grondgebruik smaller dan 250 meter is dus verwijderd.

Berekening van ruimtelijke factoren

Opgaande begroeiing

Bij de meeste berekeningen staat de opgaande begroeiing centraal. Onder opgaande begroeiing vallen de volgende TDN-codes: 5020 (loofbos), 5050 (naaldbos), 5060 (gemengd bos), 5070 (griend), 5080 (populierenopstand), 5120 (bomenrij), 5130 (bomenrij dubbel), 5190 (bomen op middenberm) en 5000 (boom). De vlakvormige opgaande begroeiing heeft een minimale oppervlakte van 50 m² en in geval van een houtrand een minimale lengte van 50 m en breedte van 3 m. In de bebouwde

omgeving (ook op erven) is door de Topografische Dienst de opgaande begroeiing pas meegenomen bij een minimale oppervlakte van 1000 m².

Met de codes 5120, 5130 en 5190 kan niet afzonderlijk gerekend worden aangezien ze zijn gecombineerd zijn in één rasterbestand.

Oppervlakte habitat

De rasterbestanden die corresponderen met opgaande begroeiing zijn met behulp van een script geaggregeerd naar kilometerhokken en geconverteerd naar een tabel. In een tabel waarin alle typen zijn gecombineerd is de uiteindelijke berekening van de totale oppervlakte opgaande begroeiing uitgevoerd. Daarbij is voor lijn- en puntvormige objecten een oppervlakte berekend volgens onderstaande tabel.

type	TDN-codes	Oppervlakte
bomenrijen	5120, 5130, 5190	lengte x 4 m
heggen	5110	lengte x 3 m
bomen	5000	aantal x 16 m ²

Compactheid

Deze maat beschrijft of het habitat vooral in lijnvormige elementen ligt (dan is de waarde laag) of in vlakvormige elementen (dan is de waarde hoog).

Er is eerst een rasterbestand gemaakt waarin staat of een cel (25x25 meter) opgaande begroeiing bevat (ongeacht de hoeveelheid). Het verkregen rasterbestand, met nullen en enen, is geaggregeerd naar cellen van 100 bij 100 meter. Aldus hebben we een rasterbestand gecreëerd met cellen van 100 bij 100 meter waarin staat of er wel of geen opgaande begroeiing aanwezig is. Dit bestand is met behulp van een script geaggregeerd naar cellen van 1 bij 1 kilometer, waarbij berekend is hoeveel cellen van 100 bij 100 meter habitat bevatten (maximaal 100 cellen). De totale hoeveelheid opgaande begroeiing is gedeeld door dit getal, om te komen tot een maat voor de compactheid (in m²/ha).

Ruimtelijke samenhang

Deze maat geeft aan hoeveel habitat in de omgeving van een element (of rastercel) ligt, waarbij habitat dat dichtbij ligt zwaarder meetelt dan habitat dat ver weg ligt.

Om technische redenen is er gerekend met een rasterbestand met een resolutie van 100 meter, met per cel de totale oppervlakte aan opgaande begroeiing, uitgedrukt in hectares.

Bij de analyses is gebruik gemaakt van onderstaande α 's en percentages.

α	percentage voor interne ruimtelijke samenhang	percentage voor totale ruimtelijke samenhang
5	90	90
1	51	90
0.45	27	90
0.2	14	90
0.12	9	90
0.077	6	90

De analyses van de ruimtelijke samenhang leverden elf ruimtelijke bestanden op (nog steeds met een resolutie van 100 meter). Per kilometercel is de gemiddelde ruimtelijke samenhang berekend over uitsluitend de (100 meter-)cellen met opgaande begroeiing. Alle elf resultaten zijn in één tabel gezet. Voor elke α is een kolom toegevoegd waarin de externe ruimtelijke samenhang is berekend door de totale ruimtelijke samenhang te verminderen met de interne ruimtelijke samenhang.

Afstand tot bronnen

De definitie van een bron is nagenoeg dezelfde als die voor een kern (zie boven). De enige restrictie is die van een minimale oppervlakte. We hebben bronnen gedefinieerd met vier oppervlaktecriteria, te weten 0.5, 5, 50 en 300 ha.

Om de bronnen te vinden is uitgegaan van het rasterbestand bossen met een kern (zie boven). Daarin zijn cellen die minimaal één zijde met elkaar delen geclusterd tot boscomplexen. Per complex is de totale oppervlakte bos berekend. Rond elke selectie van boscomplexen met de gewenste minimale oppervlakte zijn de afstanden berekend. Zodoende zijn er vier bestanden verkregen met per cel de afstand tot de dichtstbijzijnde bron. Met elk van deze bestanden is het volgende gedaan. Per kilometercel is de minimale afstand berekend tussen een (100 meter-)cel met opgaande begroeiing en de dichtstbijzijnde bron.

Parameters vlinders

Berekening van ruimtelijke factoren

Opgaande begroeiing

Evenals bij de vogels zijn we bij de vlinders geïnteresseerd in de opgaande begroeiing in het agrarisch gebied. De definitie van agrarisch gebied is hetzelfde. We hebben echter niet te maken met boskernen die een speciale functie vervullen voor de vlinders. Van de loofbossen (inclusief griend en populieren) en de gemengde bossen doet de rand mee als habitat en is de kern net zo min habitat als bijvoorbeeld bouwland. Open plekken en brede paden in loofbos en gemengd bos fungeren voor de vlinders ook als bosrand.

Uit ervaring was bekend dat het LGN4-bestand een betere beschrijving geeft van de ligging van het loofbos dan de verrasterde topografische bestanden (Viris). Viris geeft echter preciezere oppervlaktes en grenzen. Daarom zijn beide bestanden gebruikt om de bosranden op te sporen. Op plekken waar in LGN4 een cel als loofbos is geclassificeerd terwijl volgens Viris het bos voor het grootste deel bestaat uit naaldbos, doet de oppervlakte naaldbos mee als loofbos.

Voor het opsporen van de bosranden is een script geschreven dat alle cellen (25 m resolutie) opzoekt die loofbos of gemengd bos bevatten (ongeacht de hoeveelheid) en grenzen aan cellen zonder bos (0 m^2 en dus ook geen naaldbos). Daarbovenop doen de cellen mee die voor maximaal 425 m^2 met bos (loof en naald) zijn gevuld. Deze tweede eis overlapt deels met de eerste. Van de geselecteerde cellen, doet de totale oppervlakte aan loofbos, gemengd bos, griend en populierenopstand mee in de analyse.

Oppervlakte habitat

Naast de bosranden doen de bomenrijen, heggen en bomen ook mee in de analyse. De breedtes en oppervlaktes zoals beschreven bij de vogels zijn aangehouden. Per kilometercel zijn de oppervlaktes, lengtes en aantallen van de verschillende typen berekend en samengevoegd in één tabel. Op tabel-nivo is de uiteindelijke berekening van de totale oppervlakte opgaande begroeiing uitgevoerd.

Ruimtelijke samenhang

Bij de vlinders is op dezelfde wijze gewerkt als bij de vogels. Alleen de gebruikte α en percentages waren (deels) anders (zie tabel).

α	percentage voor interne ruimtelijke samenhang	percentage voor totale ruimtelijke samenhang
1.15	56	90
0.45	27	90
0.2	14	90
0.09	7	90

Ligging in natuurgebieden

Voor alle opgaande begroeiing is gekeken hoe de ligging is ten opzichte van natuurgebieden.

Eerst is er een bestand gemaakt met alle natuurgebieden in Nederland. Hiervoor is gebruikt gemaakt van bestanden met informatie over de ligging van gebieden die eind 1999 in bezit waren van een terreinbeherende organisatie (Staatsbosbeheer, Natuurmonumenten, Provinciale Landschappen) of volgens de bodemstatistiek van ca 1989 uit natuurgebied bestonden. Dat is verrasterd met een resolutie van 25 meter waarin de cellen met natuurgebied (ongeacht de hoeveelheid) een waarde 1 kregen en cellen zonder de waarde 0.

Voor de ligging ten opzicht van natuur is gekozen voor drie mogelijkheden: liggend in natuur, grenzend aan natuur of liggend buiten natuur. Voor elke cel is gekeken naar het aantal cellen met natuur in een omgeving van 3 bij 3 cellen. Op grond hiervan is, volgens onderstaande tabel, de opgaande begroeiing in een cel toegekend aan één van de drie posities ten opzichte van een natuurgebied. Voor elke kilometercel zijn de oppervlakten per categorie gesommeerd.

N cellen met natuur binnen 3 bij 3	Positie
0	Buiten natuur
1 t/m 7	Grenzend aan natuur
8 en 9	In natuur

Bijlage 2 Verdeling van vogelsoorten over de km-hokken in regio's

Per soort is aangegeven in welk percentage van de km-hokken in een regio de soort voorkomt.

		Laagveen	Zee klein (noord)	Zee klei (zuid)	Droogmakerijen (jong)	Droogmakerijen (oud)	Rivierengebied	Hoogveen	Zandgebieden (Drenthe)	Zandgebieden (Gelderse Vallei)	Zandgebieden (Lage opduikingen)	Zandgebieden (oost)	Zandgebieden (Veluweflank)	Zandgebieden (zuid)	Heuvelland
Gr. b. specht	bosr	10%	1%	19%	7%	9%	14%	15%	15%	11%	9%	24%	10%	28%	39%
Kl. b. specht	bosr	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	1%	0%	0%	2%	10%	3%	0%
Boompieper	bosr	3%	0%	0%	4%	0%	1%	11%	28%	0%	0%	6%	10%	0%	9%
Roodborst	bosr	22%	7%	13%	29%	19%	23%	50%	53%	57%	32%	64%	30%	51%	42%
Nachtegaal	bosr	1%	0%	2%	2%	1%	2%	1%	2%	0%	0%	3%	0%	5%	1%
Gekr. roodstaart	bosr	4%	1%	2%	7%	0%	4%	24%	29%	2%	5%	42%	0%	3%	15%
Tuinfluitier	bosr	40%	9%	36%	45%	32%	44%	42%	49%	41%	32%	63%	50%	59%	81%
Zwartkop	bosr	35%	9%	39%	45%	26%	63%	57%	51%	59%	23%	82%	40%	69%	86%
Staatmees	bosr	5%	1%	1%	4%	1%	12%	11%	14%	4%	5%	26%	10%	26%	3%
Glanskop	bosr	0%	0%	0%	0%	0%	1%	0%	0%	0%	0%	5%	0%	3%	0%
Matkop	bosr	5%	0%	1%	3%	0%	7%	6%	9%	7%	0%	9%	0%	3%	6%
Boomklover	bosr	0%	0%	0%	0%	0%	1%	1%	1%	7%	0%	11%	0%	15%	8%
Boomkruiper	bosr	16%	4%	5%	11%	7%	16%	21%	27%	26%	5%	41%	30%	51%	31%
Wielewaal	bosr	1%	0%	1%	0%	1%	2%	2%	2%	0%	0%	14%	0%	0%	3%
Vlaamse gaai	bosr	19%	4%	19%	23%	19%	31%	38%	44%	54%	14%	63%	40%	54%	42%
Spreeuw	bosr	83%	39%	80%	84%	92%	96%	90%	75%	100%	32%	98%	90%	100%	97%
Goudvink	bosr	1%	0%	0%	0%	0%	0%	3%	3%	2%	5%	2%	0%	0%	0%
Geelgors	bosr	2%	0%	0%	0%	0%	4%	43%	48%	2%	0%	31%	0%	3%	78%
Torenvalk	gbda	34%	14%	35%	24%	34%	48%	19%	22%	17%	32%	37%	40%	28%	64%
Holenduif	gbda	37%	15%	57%	52%	36%	70%	49%	43%	41%	14%	67%	30%	62%	44%
Zomertortel	gbda	2%	0%	29%	21%	2%	11%	4%	6%	0%	0%	13%	0%	8%	17%
Koekoek	gbda	25%	4%	40%	16%	16%	29%	29%	17%	9%	5%	17%	30%	13%	31%
Groene specht	gbda	0%	0%	19%	0%	0%	3%	1%	0%	0%	0%	11%	0%	0%	31%
Heggenus	gbda	43%	21%	67%	62%	58%	71%	58%	41%	74%	32%	74%	60%	97%	94%
Zanglijster	gbda	35%	12%	59%	74%	30%	51%	43%	46%	67%	27%	69%	20%	77%	78%
Grote lijster	gbda	12%	3%	37%	25%	2%	35%	21%	24%	39%	5%	61%	10%	59%	33%
Spotvogel	gbda	42%	20%	37%	33%	39%	40%	19%	19%	24%	27%	22%	30%	44%	28%
Grauwe vl.vanger	gbda	17%	5%	18%	16%	13%	16%	13%	18%	15%	23%	24%	30%	26%	31%
Pimpelmees	gbda	49%	19%	43%	49%	44%	60%	65%	65%	59%	27%	84%	30%	92%	81%
Ekster	gbda	56%	30%	70%	43%	82%	72%	72%	57%	67%	36%	83%	50%	87%	69%
Ringmus	gbda	47%	19%	62%	58%	42%	76%	71%	61%	70%	41%	86%	70%	92%	81%
Putter	gbda	45%	22%	44%	51%	58%	38%	8%	9%	7%	18%	2%	60%	15%	8%

Bijlage 3 Verdeling van vlinders over de km-hokken in regio's

	Laagveen	Zeelei (noord)	Zeelei (zuid)	Rivierengebied	Hoogveen	Zandgebied (Drenthe)	Zandgebied (Gelderse Vallei)	Zandgebied (Oost)	Zandgebied (Veluwezoom)	Zandgebied (zuid)	Heuvelland
Citroenvlinder	46% (53)	47% (8)	13% (18)	70% (32)	65% (62)	73% (106)	63% (27)	68% (59)	76% (32)	59% (109)	40% (30)
Landkaartje	36% (41)	6% (1)	12% (16)	74% (34)	59% (57)	68% (99)	63% (27)	72% (63)	76% (32)	70% (130)	44% (33)
Bont zandoogje	46% (53)	6% (1)	53% (72)	63% (29)	54% (52)	30% (43)	77% (33)	64% (56)	81% (34)	85% (159)	32% (24)
Oranjetipje	35% (40)	12% (2)	10% (13)	37% (17)	32% (31)	46% (67)	9% (4)	31% (27)	40% (17)	24% (44)	65% (49)
Gehakelde aurelia	18% (21)	0% (0)	21% (28)	59% (27)	22% (21)	14% (21)	49% (21)	18% (16)	50% (21)	28% (53)	48% (36)
Eikepage	5% (6)	0% (0)	1% (1)	20% (9)	17% (16)	32% (46)	7% (3)	20% (17)	10% (4)	24% (44)	1% (1)
Ijsvogelvlinder	0% (0)	0% (0)	0% (0)	0% (0)	1% (1)	1% (1)	0% (0)	9% (8)	5% (2)	4% (7)	0% (0)
Bont dikkopje	0% (0)	0% (0)	0% (0)	0% (0)	1% (1)	0% (0)	0% (0)	3% (3)	0% (0)	9% (16)	0% (0)

Bijlage 4 Correlatie in verklarende variabelen voor analyse van vogels.

Correlaties tussen de hoeveelheid opgaande begroeiing in een km-bok en de lokale ruimtelijke rangschikking.

	opp. opgaande begroeiing	compactheid	lokale ruimtelijke samenhang	percentage bomenrijen en heggen van totale hoeveelheid opgaande begroeiing
opp. opgaande begroeiing	*			
compactheid	0.761	*		
lokale ruimtelijke samenhang	0.742	0.566	*	
percentage bomenrijen en heggen van totale hoeveelheid opgaande begroeiing	-0.023	-0.276	-0.038	*

Correlatie tussen de maten voor afstand tot bossen met een kern en de maten voor ruimtelijke samenhang in de omgeving met verschillende α 's.

afstand tot	ruimtelijke samenhang omgeving (met α)				
	$\alpha = 1.0$	$\alpha = 0.45$	$\alpha = 0.20$	$\alpha = 0.12$	$\alpha = 0.077$
kern 0.5 ha	-0.661	-0.571	-0.492	-0.442	-0.403
kern 5.0 ha	-0.753	-0.713	-0.609	-0.538	-0.486
kern 50 ha	-0.677	-0.773	-0.748	-0.683	-0.613
kern 300 ha	-0.561	-0.696	-0.754	-0.736	-0.704

Correlatie tussen de hoeveelheid habitat en lokale ruimtelijke samenhang enerzijds en de ruimtelijke samenhang met de omgeving (met verschillende α 's) anderzijds.

	ruimtelijke samenhang omgeving (met α)				
	$\alpha = 1.0$	$\alpha = 0.45$	$\alpha = 0.20$	$\alpha = 0.12$	$\alpha = 0.077$
opp. opg. begroeiing	0.719	0.622	0.536	0.487	0.450
compactheid	0.476	0.439	0.406	0.381	0.362
lokale ruimtelijke samenhang	0.315	0.289	0.252	0.220	0.191
overig grondgebruik	0.125	0.107	0.108	0.109	0.104

Bijlage 5 Analyse ruimtelijke rangschikking alle plantendata

Effecten van ruimtelijke parameters en type habitat op de aanwezigheid van geselecteerde plantensoorten en op aantal geselecteerde soorten (biodiversiteit) in de alle opnamen. De ruimtelijke parameters zijn gerangschikt onder type "droog" of "nat" en op de afstand waarop hun effect gemeten is (100, 500 of 1000 m).

	droog						nat						totaal (droog + nat)		
	100m		500m		1000m		100m		500m		1000m		100m	500m	1000m
	wegb ern	dijk wegb ern+dijk	wegb ern	dijk wegb ern+dijk	wegb ern	dijk wegb ern+dijk	sloot kant	oever sloot kant + oever	sloot kant	oever sloot kant + oever	sloot kant	oever sloot kant + oever			
Duizendblad	** (+)	** (+)	** (+)	** (+)	** (+)	** (+)	** (+)	** (+)	* (-)			* (-)			
Pinksterbloem							** (+)	** (+)				* (-)			
Hoornbloem							* (+)	** (-)	* (+)						
Moerasrolklaver			* (+)		* (+)		** (+)	** (+)							
Wolfspoot							* (+)	** (+)							
Grote wederik						* (-)									
Smalle weegbree	*** (+)	*** (+)	* (+)	* (+)	** (+)	** (+)			* (-)			* (-)	* (-)	** (+)	
Kruipende boterbloem						* (+)								* (+)	
Veldzuring	** (+)	** (+)	*** (+)	*** (+)		** (+)								* (+)	* (+)
Schapezuring					* (+)		* (-)	** (-)	* (-)			* (-)			
Vogelmuur															
Witte klaver												** (-)			
Totaal (van 12)	* (+)	* (+)	*** (+)	*** (+)	*** (+)	*** (+)	*** (+)	* (+)	** (-)	** (+)				* (+)	* (+)

