

# **HACOBERM II**

**Eindrapport van een haalbaarheidsstudie naar de habitat- en corridorfunctie van wegbermen**

**M. van Eupen**  
**J.P. Knaapen**

**Alterra-rapport 024**

**Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen, 2000**

## REFERAAT

M. van Eupen & J.P. Knaapen, 2000. *HACOBERM II; Eindrapport van een haalbaarheidsstudie naar de habitat- en corridorfunctie van wegbermen*. Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte / Rijkswaterstaat-Dienst Weg- en Waterbouwkunde. Alterra-rapport 024. 168 blz. 11 fig.; 23 tab.; 250 ref.; 2 bijlagen.

Dit rapport betreft een haalbaarheidsstudie naar de mogelijkheden om bij aanleg, inrichting en beheer van rijkswegen bij te dragen aan de habitat- en corridorfunctie van wegbermen voor dieren. Er wordt een overzicht gegeven van beschikbare kennis, mogelijkheden voor de toepassing daarvan en bruikbare gegevensbestanden. Voorgesteld wordt om een computer-gebaseerd beslissingsondersteunend systeem (DSS) te ontwikkelen, op basis van bestaande informatie. Allereerst komen hiervoor in aanmerking soorten waarvoor de berm optimaal habitat kan vormen: een aantal soorten kleine zoogdieren, amfibieën, reptielen, dagvlinders, loopkevers en sprinkhanen/krekels. In tweede instantie komen ook andere soorten in aanmerking, waarvoor de berm marginaal habitat of functiegebied is.

Trefwoorden: bermbeheer, corridor, fauna, habitat, wegberm

ISSN 1566-7197

Dit rapport kunt u bestellen door NLG 60,00 over te maken op banknummer 36 70 54 612 ten name van Alterra, Wageningen, onder vermelding van Alterra-rapport 024. Dit bedrag is inclusief BTW en verzendkosten.

© 2000 Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte / Rijkswaterstaat-Dienst Weg- en Waterbouwkunde

Alterra  
Postbus 47, NL-6700 AA Wageningen.  
Tel.: (0317) 474700; fax: (0317) 419000; e-mail: [postkamer@alterra.wag-ur.nl](mailto:postkamer@alterra.wag-ur.nl)

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

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

Alterra is de fusie tussen het Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (IBN) en het Staring Centrum, Instituut voor Onderzoek van het Landelijk Gebied (SC). De fusie is ingegaan op 1 januari 2000.

## Inhoud

Woord vooraf	9
Samenvatting	11
1 Inleiding	17
1.1 Achtergronden en doelstelling	17
1.2 Overzicht van de studie en rapportage	18
1.2.1 Selectie van strategische diergroepen	18
1.2.2 Mogelijke instrumenten	19
1.2.3 Toetsing van bestanden en inventarisatie van de volgende onderzoeksfase	20
1.3 Begrippenkader	21
1.3.1 Algemene begrippen	21
1.3.2 Het begrip 'wegberm'	22
2 Selectie van strategische diergroepen op basis van vier criteria	25
2.1 Functies van wegbermen voor de fauna	25
2.2 Beschikbaarheid van kennis en gegevens	28
2.2.1 Kennis van de soortengroepen over de habitat- en corridorfunctie van bermen	29
2.2.1.1 Ongewervelden: een aantal insectengroepen en slakken	29
2.2.1.2 Grondgebonden gewervelden: kleine zoogdieren, reptielen en amfibieën	39
2.2.1.3 Niet-grondgebonden gewervelden: (roof)vogels en vleermuizen	42
2.2.1.4 Overzichtstabel	44
2.2.1.5 Aanvullende informatiebronnen	45
2.3 Belang van de relatie van de fauna in bermen met het achterland	46
2.3.1 Betekenis van het achterland	46
2.3.2 Actuele verspreiding en relatie met het achterland per soortengroep	47
2.3.3 Overzichtstabel	50
2.4 Faunistische waarde	51
2.4.1 Soortengroepen met een hogere waarde	51
2.4.2 Afhankelijkheid van bermen	53
2.4.3 Faunistische waarde per soortengroep	54
2.4.4 Overzichtstabel	58
2.5 Voorstel voor selectie van soortengroepen voor vervolgonderzoek	59

3	Selectie van instrumenten voor faunagericht bermbeheer	63
3.1	Gebruik van typologieën en computersystemen in HACOBERM III	63
3.1.1	Mogelijkheden voor een op fauna gerichte berm-typologie	63
3.1.2	Voor- en nadelen van computerondersteuning	66
3.2	Mogelijke instrumenten	67
3.2.1	Aanbevelingen, gericht op soorten, soortengroepen, systemen of locaties	67
3.2.2	Vuistregels	67
3.2.3	Kennissystemen	68
3.2.4	Simulatiemodellen	68
3.2.5	Beslissingondersteunende systemen	70
3.3	Mogelijkheden en beperkingen van de faunistische kennis als criterium	73
3.4	Informatiebehoefte, gebruikerswensen en praktijkervaringen van DWW als criterium	74
3.4.1	Behoeftte aan informatie over de faunabij planning, realisatie en beheer van wegen	74
3.4.1.1	Informatiebehoefte in de plannings- en realisatiefase	75
3.4.1.2	Informatiebehoefte in de beheersfase	77
3.4.2	Gebruikerswensen en praktijkervaringen	79
3.4.3	Beoordeling van instrumenten op grond van de gebruikscriteria	81
3.5	Algemene systeemeisen als criterium	84
3.5.1	Algemene eisen, te stellen aan computer(systemen)	84
3.5.2	Beoordeling van mogelijke instrumenten op basis van de algemene systeemeisen	88
3.6	Opties voor HACOBERM III	88
3.6.1	Opties voor een beheerondersteunend systeem	88
3.6.2	Opties die niet worden aangeraden	90
3.6.3	Kosten en baten van de opties	91
3.7	Beschrijving van bestaande modellen	91
3.8	Conclusies	96
4	Inventarisatie en de toetsing van beschikbare gegevensbestanden	97
4.1	Functionele bruikbaarheid van data	97
4.1.1	Ontwikkelingen die eisen aan data stellen	97
4.1.2	Verschillende typen data	98
4.1.3	De bestaande databestanden	100
4.1.4	Beoordeling van bestaande databestanden op functionele bruikbaarheid	101
4.1.4.1	Inventarisatiegegevens over fauna met bermgegevens	101

4.1.4.2	Vegetatie-, beheersgegevens, meta-databestanden en verspreidingsatlassen	107
4.1.5	Resultaten	111
4.2	Technische bruikbaarheid van data	112
4.2.1	Criteria voor de technische bruikbaarheid	112
4.2.2	Beoordeling van bestaande databestanden aan technische bruikbaarheid	112
4.3	Conclusies	113
5	Mogelijkheden voor aanvulling van gegevens	115
5.1	Aanwezige gegevens in het buitenland	115
5.1.1	Noodzakelijke gegevens	115
5.1.2	Groot-Brittannië	115
5.1.3	België	117
5.1.4	Duitsland en Oostenrijk	118
5.1.5	Overige databases	121
5.2	Aanvullend veldonderzoek	122
5.2.1	Belang van veldonderzoek	122
5.2.2	Bermonderzoeken	123
5.2.3	Aanvullende informatie uit meetnetten ecologische monitoring:	124
6	Algemene conclusie HACOBERM II	127
	Literatuur	129
	Bijlagen	
	A. Modellen	145
	B. Databestanden	155

## Woord vooraf

De Nederlandse wegbermen beslaan bij elkaar meer dan 50.000 hectare over een lengte van zo'n 80.000 kilometer. Het uitgebreide en fijnvertakte netwerk aan wegbermen zou goed een rol kunnen vervullen voor de groene dooradering van ons land. Het Natuurbeleidsplan pleit voor het beter benutten van de ecologische potenties van deze structuren.

Sinds de jaren zeventig is steeds beter bekend welke eisen de vegetatie in wegbermen stelt. Goed bermbeheer, waarbij met botanische principes rekening is gehouden, heeft in de afgelopen jaren geleid tot relatief waardevolle wegbermen. De waarde van bermen voor flora en vegetatie is inmiddels goed bekend, niet in de laatste plaats door het vele werk dat in Wageningen hieraan is verricht.

De waarde van bermen voor de fauna is veel minder goed onderzocht. Ook de mogelijke rol van bermen als verbindinggbaan voor dieren is slecht onderzocht. Het project HAbitat- en COrridorfunctie van wegBERMen beschrijft de waarde van bermen van met name rijkswegen voor de fauna op basis van beschikbare kennis. Daarnaast is een aanzet gegeven voor de ontwikkeling van instrumentarium voor het optimaliseren van ontwerp, aanleg en beheer van bermen ten behoeve van de kleine fauna. De grondige werkwijze en de uitgebreide inventarisaties maken de resultaten van het HACOBERM-project nu reeds van waarde voor toepassing in ander verband.

Om geïnteresseerden de gelegenheid te bieden kennis te nemen van de resultaten van het project, is gekozen voor volledige publicatie van alle gegevens die het project tot nu toe heeft opgeleverd. Weliswaar is het rapport daardoor een lijk geheel geworden; de professionele redactie en de heldere opbouw van het rapport maken de informatie ook voor niet-specialisten toegankelijk en interessant.

Inmiddels wordt hard gewerkt aan een systeem dat, op basis van de opgedane kennis en de toepassing van vuistregels, de habitat- en corridorfunctie van de berm kan optimaliseren. Het systeem is naar verwachting in 2002 gereed.

Ik hoop dat de informatie uit het project zijn weg zal vinden en bij zal bijdragen aan de deskundigheid waarmee steeds meer bermen in ons land ecologisch worden beheerd.

Hans de Vries

Projectleider namens Rijkswaterstaat - Dienst Weg- en Waterbouwkunde

## Samenvatting

### *Achtergronden*

In ons land is versnippering een van de belangrijkste oorzaken van de achteruitgang van de natuur. Uit de rapporten 'De toestand van de Natuur 2' (Bink et al., 1994) en 'Natuurverkenning 97' (RIVM et al., 1997a) blijkt dat deze achteruitgang nog steeds doorgaat. Versnippering door wegen is wellicht de meest belangrijke vorm van versnippering. In het 'Tweede Structuurschema Verkeer en Vervoer' (SVV-II, 1990) wordt nadrukkelijk gekozen voor een strategie van duurzame ontwikkeling, waarbij prioriteit zal worden gegeven aan het voorkomen en terugdringen van versnippering van natuur en landschap door wegen. Hierbij wordt expliciet gesteld:

*'...Als mitigerende maatregelen geen oplossing bieden kan versnippering als gevolg van infrastructuur worden gecompenseerd door het creëren van nieuwe vervangende leefgebieden of het verbeteren van bestaande marginale leefgebieden door middel van natuurtechnische milieubouw.'*

Onder marginale leefgebieden kunnen oevers en wegbermen verstaan worden. Naast maatregelen als buizen, duikers en ecoducten over en onder wegen, kunnen ook bermen langs wegen mogelijk een belangrijke rol spelen voor de fauna als corridor tussen leefgebieden en delen daarvan. Door een gericht beleid (aanleg, inrichting en beheer) kunnen bermen voor sommige diersoorten wellicht aan belang winnen, en zo in bepaalde gevallen een bijdrage leveren aan het tegengaan van versnippering en een rol spelen in het behoud van de biodiversiteit.

Er is echter onvoldoende kennis van de functie van wegbermen als habitat en/of corridor voor diersoorten. Er is onvoldoende bekend hoe bijgedragen kan worden aan het realiseren van habitat- en corridorfuncties van wegbermen in termen van aanleg, inrichting en beheer van de bermen. Bovendien is de bestaande ecologische kennis meestal niet direct toepasbaar op de uitvoering van het beleid (aanleg, inrichting en beheer van wegbermen).

Vanuit deze problematiek heeft Rijkswaterstaat - Dienst Weg- en Waterbouwkunde (RWS-DWW) een opdracht verstrekt aan het DLO-Staring Centrum (sinds 2000 Alterra Wageningen UR) voor het uitvoeren van een haalbaarheidsstudie naar de habitat- en corridorfunctie van wegbermen voor fauna (HACOBERM II). Deze studie geeft een overzicht van de huidige stand van zaken wat betreft de mogelijkheden van onderzoek naar de habitat- en corridorfuncties van wegbermen. Het resultaat van HACOBERM II zal de basis vormen voor het hoofdonderzoek (HACOBERM III), dat uiteindelijk zal resulteren in kennis van de mogelijkheden van wegbermen als habitat en corridor voor kleine diersoorten en het overbrengen hiervan in een praktische vorm aan instanties die verantwoordelijk zijn voor aanleg, inrichting en beheer van wegbermen.

Het rapport van de haalbaarheidsstudie is opgebouwd uit drie onderdelen:

- A. Selectie van geschikte soortengroepen voor project HACOBERM en inzicht in een voor de fauna relevante typologie van wegbermbiotopen.
- B. Onderzoek naar het geschikte instrument voor HACOBERM III en de functie van computermodellen daarbij.
- C. Inventarisatie en de toetsing van beschikbare gegevensbestanden.

De bevindingen uit deze onderdelen worden hierna kort toegelicht.

### ***Selectie van geschikte soortengroepen voor project HACOBERM (A)***

De selectie heeft plaatsgevonden op basis van een viertal hoofdcriteria:

- de functies van wegbermen voor de fauna,
- de beschikbaarheid van kennis van verschillende diersoorten met betrekking tot hun voorkomen in wegbermen,
- het belang van uitwisseling met het 'achterland' en
- de beleidsrelevantie.

Het algemene beeld dat uit literatuuronderzoek naar voren komt is, dat voor de meeste diersoorten bermen vooral marginaal habitat of functiegebied zijn, of kunnen zijn. Voor een aantal soorten kan de berm optimaal habitat zijn. Hierover is vooral informatie beschikbaar van soorten uit de groepen: sprinkhanen & krekels, dagvlinders, bijen, zweefvliegen, loopkevers en reptielen. Daarnaast zijn er gegevens voor een aantal muizensoorten en wellicht een aantal amfibieën en vleermuizen. Voor een aanzienlijk aantal soorten uit de groepen sprinkhanen & krekels, bijen, loopkevers, kleine zoogdieren, reptielen en amfibieën, en voor vleermuizen bestaat er reden om tenminste een geringe betekenis van wegbermen als corridor te veronderstellen. Voor een gering aantal soorten (m.n. onder de loopkevers, zoogdieren, reptielen en amfibieën) lijkt een corridorfunctie van grotere betekenis.

De prioritering voor het criterium beleidsrelevantie is gebaseerd op de aspecten natuurbeleid, gevoeligheid voor versnippering en refugiumfunctie. Dit laatste aspect bekijkt het functioneren van bermen als toevluchtsoord voor fauna in een verder marginale leefomgeving.

Voorgesteld wordt HACOBERM III te richten op het operationaliseren van bestaande en nog te verzamelen kennis over de volgende groepen.

1. Soortengroepen waarin zich een relatief groot aantal soorten bevinden waarvoor de berm optimaal habitat kan vormen. Over deze soorten is relatief veel bekend en ze hebben een hoge waarde voor bermen. Dit betreft de soortengroepen: kleine zoogdieren, amfibieën, reptielen, dagvlinders, loopkevers, sprinkhanen & krekels.
2. Soortengroepen waarin zich een relatief groot aantal soorten bevindt waarvoor de berm marginaal habitat en/of functiegebied is en als corridor kan fungeren. Van deze soortengroepen is relatief minder bekend, maar de soortengroepen vertegenwoordigen een meer dan gemiddelde waarde voor bermen. Dit betreft de soortengroepen: zweefvliegen, bijen, spinnen, (roof)vogels en vleermuizen.



### ***Onderzoek naar het geschikte instrument voor HACOBERM III en de functie van computermodellen daarbij (B)***

Uit de haalbaarheidsstudie komt naar voren dat ter ondersteuning van een op de fauna gericht bermbeheer een allesomvattende typologie geen effectief instrument lijkt te zijn. Beter lijkt het om elementen van bestaande typologieën op te nemen in een expert-/kennissysteem. Er zijn instrumenten die in aanmerking kunnen komen voor het bepalen van de habitat- en/of corridorfunctie van wegbermen voor de fauna. Wat betreft de informatiebehoefte bij DWW en de gebruikerswensen, kan over deze instrumenten het volgende gesteld worden:

- **Aanbevelingen** die gericht zijn op specifieke soorten, soortengroepen, systemen of locaties (niet-modelmatig) zijn een werkbare optie voor HACOBERM III; echter hun aansluiting op de praktijk is twijfelachtig en hun flexibiliteit laag.
- **Algemeen toepasbare vuistregels** voor soorten en soortengroepen, zowel gebaseerd op empirische kennis als op resultaten van modelberekeningen, voldoen naar verwachting beter op deze punten, vooral bij toepassing op de hogere schaal- en abstractieniveaus. Zij kunnen echter slechts beperkt rekening houden met locatiespecifieke en schaalafhankelijke variatie. Als zij niet geïntegreerd worden (bijv. in een DSS) bestaat het gevaar van geringe samenhang tussen verschillende vuistregels en de uitkomsten daarvan.
- **Kennissystemen** gebaseerd op deskundigenoordeel of literatuur, mits gestoeld op een voldoende brede empirische basis, voldoen het beste aan de gestelde eisen. Zij kunnen zowel algemene vuistregelachtige informatie bevatten als een verband leggen tussen locatiespecifieke zaken en de autoecologie van soorten.

Bovenstaande alternatieven kunnen worden geïmplementeerd in een beslissingondersteunend systeem (DSS). Een DSS voegt aan de andere instrumenten toe:

- de integratie, het brengt soorteneisen en systeemeigenschappen onder gemeenschappelijke noemers;
- verdergaande begeleiding van de gebruiker bij de probleemanalyse, onder andere door doelgericht 'padvinden' en
- ondersteuning van het keuzeproces door interpretatie en waardering van uitkomsten.

Wat is de haalbaarheid van de instrumenten op grond van de faunistische kennis? Voor de onder A geselecteerde soortengroepen: kleine zoogdieren, amfibieën, reptielen, dagvlinders, loopkevers en sprinkhanen & krekels moet de modelleerbaarheid en parameteriseerbaarheid voldoende worden geacht om een kennissysteem te ontwikkelen. Ook kan men een DSS ontwikkelen, hier op te vatten als een integratie van hetzij vuistregels, hetzij kennissystemen van meerdere soortengroepen, met daaromheen een analytische en keuze-ondersteunende schil. Dit geldt ook, zij het in mindere mate, voor (roof)vogels en vleermuizen, groepen waarvoor de berm alleen een marginaal habitat is of een functiegebied. 'Aanbevelingen' en vuistregels behoren ook tot de mogelijkheden. Voor de groepen zweefvliegen en bijen lijken alleen aanbevelingen en vuistregels haalbaar. Een kennissysteem is hiervoor vooralsnog te hoog gegrepen door gebrek aan data. Een

onderzoeksinspanning zou dit wel mogelijk kunnen maken. Voor de overige groepen lijken alleen aanbevelingen, en wellicht daarvan afgeleide vuistregels, zinvol.

Aanbevelingen en vuistregels hebben in potentie een hoge functionaliteit en kostenefficiëntie, vuistregels vooral op de hogere abstractieniveaus, aanbevelingen vooral op de lagere. Kennissystemen kunnen een nog hogere functionaliteit bereiken omdat ze sterk toegespitst kunnen worden op hun doel. Ze zijn daarnaast tot een hogere flexibiliteit, validiteit en nauwkeurigheid in staat. Het gevaar van 'los zand' bij vuistregels en het gevaar van een 'combinatorische explosie' bij expertsystemen voor grote aantallen soortengroepen is te ondervangen met een DSS-structuur.

Uitgaande van de besproken instrumenten en de in Hoofdstuk 2 besproken soortengroepen zijn er de volgende opties voor een beheerondersteunend instrument voor HACOBERM III:

1. verzameling en integratie van bestaande (expert- en literatuur)kennis tot een op maat gesneden analoge set aanbevelingen op het gebied van de habitat- en corridorfunctie van wegen;
2. ontwikkeling van vuistregels met betrekking tot de habitat- en corridorfunctie; integratie van alle vuistregels in een DSS;
3. ontwikkeling van vuistregels in een DSS. Daarnaast soortgerichte kennissystemen ter ondersteuning voor kritische soortengroepen;
4. ontwikkeling van vuistregels en soortgerichte kennissystemen, beide ingepast in één DSS.

De voorkeur gaat uit naar het verder uitwerken van optie 2. In HACOBERM III moet gekeken worden in hoeverre dit toereikend is en, of aanvulling met kennissystemen, gewenst is.

### ***Inventarisatie en de toetsing van beschikbare gegevensbestanden (C)***

Uit de beschrijving van de bruikbaarheid van databestanden in HACOBERM II komt het volgende naar voren. Relatief veel bruikbare gegevens zijn aanwezig in bestanden afkomstig van specifieke bermonderzoeken en bestanden met algemene biogeografische gegevens waarin ook bermlocaties zijn opgenomen. Deze bestanden bevatten informatie over: verspreidingsgegevens op verschillende detailniveaus, habitateisen, relatieve landschapskwaliteit, kwantificering van habitatgeschiktheid en het ecologisch beheer van bermen (m.n. gericht op vegetatie). De meer algemene bestanden (zonder bermlocaties) bevatten vaak wel informatie die bruikbaar lijkt als 'achtergrond'-informatie. Daarnaast zijn er meta-databestanden die voor een beperkt aantal soortengroepen informatie bevatten die bij het ontwikkelen van vuistregels bruikbaar lijkt.

Voor de volgende groepen zijn relatief bruikbare data voorhanden: reptielen en amfibieën; vlinders, loopkevers. Voor sprinkhanen & krekels en kleine zoogdieren is er minder, maar voldoende. De overige soortengroepen hebben één beperkt bruikbaar databestand. De vergelijking van de technische bruikbaarheid van de bestanden laat zien dat er een aantal datasets zijn met een vergelijkbaar gegevensformat (EIS-format), maar dat in het algemeen de verschillen tussen de

bestandsvelden zodanig groot is dat een directe koppeling en/of bevraging lastig wordt. De diversiteit van de inhoud binnen de bestanden is bovendien ook aanzienlijk. De data die afkomstig zijn van bermonderzoek lijken echter, zowel technisch als functioneel, zeer bruikbaar om bij de instrumenten te gebruiken.

Met betrekking tot aanvullend empirisch onderzoek is voor onderzoek naar een corridorfunctie van bermen aansluiting en/of afstemming van het bij de Landbouwniversiteit Wageningen UR lopend onderzoek mogelijk en gewenst. Dit geldt m.n. voor bijen, sprinkhanen & krekels, dagvlinders en loopkevers. Uit bovenstaand onderzoek zal bovendien informatie over de habitatfunctie ter beschikking komen, die mogelijk verwerkt kan worden in het eindproduct van HACOBERM III. Ook in de ons omringende landen zijn een groot aantal fauna-databestanden aanwezig. Een deel ervan heeft betrekking op wegbermen of heeft locaties in wegbermen. Voor het merendeel van deze bestanden is het echter moeilijk in te schatten wat de concrete bruikbaarheid voor het project HACOBERM is. Een beperkt aantal bestanden lijkt echter een nader onderzoek waard.

# 1 Inleiding

## 1.1 Achtergronden en doelstelling

In ons land is versnippering een van de belangrijkste oorzaken van de achteruitgang van de natuur. Uit de rapporten 'De toestand van de Natuur 2' (Bink et al., 1994) en 'Natuurverkenningen 97' (RIVM et al., 1997a) blijkt dat deze achteruitgang nog steeds doorgaat. Versnippering door wegen is wellicht de meest belangrijke vorm van versnippering. In het 'Tweede Structuurschema Verkeer en Vervoer' (SVV-II, 1990) wordt nadrukkelijk gekozen voor een strategie van duurzame ontwikkeling, waarbij prioriteit zal worden gegeven aan het voorkomen en terugdringen van versnippering van natuur en landschap door wegen. Hierbij wordt expliciet gesteld:

*'...Als mitigerende maatregelen geen oplossing bieden kan versnippering als gevolg van infrastructuur worden gecompenseerd door het creëren van nieuwe vervangende leefgebieden of het verbeteren van bestaande marginale leefgebieden door middel van natuurtechnische milieubouw.'*

Onder marginale leefgebieden kunnen oevers en wegbermen verstaan worden. Naast maatregelen als buizen, duikers en ecoducten over en onder wegen, kunnen ook bermen langs wegen mogelijk een belangrijke rol spelen voor de fauna als corridor tussen leefgebieden en delen daarvan. Door een gericht beleid (aanleg, inrichting en beheer) kunnen bermen voor sommige diersoorten wellicht aan belang winnen, en zo in bepaalde gevallen een bijdrage leveren aan het tegengaan van versnippering en een rol spelen in het behoud van de biodiversiteit.

Deze mogelijkheid uit het SVV-II is door RWS-DWW (Rijkswaterstaat - Dienst Weg- en Waterbouwkunde) vertaald naar de volgende drievoudige probleemstelling:

1. Er is onvoldoende kennis van de functie van wegbermen als habitat en/of corridor voor diersoorten.
2. Er is onvoldoende bekend hoe bijgedragen kan worden aan het realiseren van habitat- en corridorfuncties van wegbermen in termen van aanleg, inrichting en beheer van de bermen.
3. De bestaande ecologische kennis is meestal niet direct toepasbaar op de uitvoering van het beleid (aanleg, inrichting en beheer van wegbermen).

Op basis van deze probleemstelling heeft RWS-DWW een opdracht verstrekt aan het DLO-Staring Centrum (sinds 2000 Alterra Wageningen UR) voor het uitvoeren van een haalbaarheidsstudie naar de habitat- en corridorfuncties van wegbermen, genaamd HACOBERM II. Deze studie sluit aan op de resultaten van een literatuurverkenning uitgevoerd binnen RWS-DWW (HACOBERM I; De Vries, 1997).

De doelstelling van deze haalbaarheidsstudie is het onderzoeken van de perspectieven voor onderzoek naar de mogelijkheden van wegbermen als habitat en corridor voor kleine diersoorten, en voor vertaling van de onderzoeksresultaten naar

toepassingsregels voor aanleg, inrichting en beheer van wegbermen. Deze haalbaarheidsstudie zal, gebaseerd op deze eindrapportage, worden uitgewerkt tot een projectvoorstel voor de derde fase, het hoofdonderzoek habitat- en corridorfuncties van wegbermen (HACOBERM III).

Het project is uitgevoerd door Ir. M. van Eupen en Drs. J.P. Knaapen, beide landschapsecoloog. Tijdens de uitvoering van het project zijn zij terzijde gestaan door een begeleidingscommissie. Deze werd gevormd door:

- Dr. J.G. de Vries           Rijkswaterstaat - Dienst Weg- en Waterbouwkunde, Delft
- Dr. Th. J. Verstrael       Rijkswaterstaat - Dienst Weg- en Waterbouwkunde, Delft
- Ir. J.W.D. Hollander       Rijkswaterstaat - Dienst Weg- en Waterbouwkunde, Delft
- Dr. K.J. Canters           Centrum voor Milieukunde Leiden, RU Leiden
- Drs. P.J.M. Bergers       IBN-DLO - Afdeling Landschapsecologie, Wageningen
- Drs. A.J.M. Meijer         Bureau Waardenburg, Culemborg
- Dr. H.J.W. Vermeulen     Stichting Willem Beijerinck Biologisch Station, Wijster

## **1.2     Overzicht van de studie en rapportage**

### **1.2.1   Selectie van strategische diergroepen**

Het aantal soorten en soortengroepen dat in kan voorkomen in wegbermen is erg groot. Het is een schier onuitvoerbaar taak om over al deze soorten informatie te verzamelen over habitateisen en verspreidings eigenschappen, laat staan om deze informatie tot een overzichtelijk geheel te presenteren. Uit het oogpunt van toepasbaarheid van het eindproduct lijkt dit ook ongewenst: de veelheid aan conflicterende habitat- en corridor-eisen en daarmee samenhangende beleidskeuzen zou onwerkbaar worden. Inperking van het aantal soorten is dus gewenst. Deze inperking kan enerzijds gevonden worden in de ecologie (Hoofdstuk 2) en anderzijds in het beheer (Hoofdstuk 3).

Vrijwel alle soorten worden op het niveau van soortengroepen besproken. Dat neemt niet weg dat in een aantal gevallen ook afzonderlijke soorten geselecteerd kunnen worden, indien deze voldoende relevant geacht worden.

De selectie vindt plaats op basis van vier hoofdcriteria. Deze criteria zijn gebaseerd op de volgende overwegingen:

- De functionele betekenis van wegbermen voor de fauna dient voorop te staan; er dient een weging en selectie plaats te vinden naar de mate waarin wegbermen kunnen bijdragen aan het voortbestaan van de verschillende soortengroepen.
- Zonder voldoende kennis van de autoecologie van soorten en de effecten van het beheer kan geen gericht beleid of beheer gevoerd worden.
- Bij soorten die zich slecht verspreiden en een beperkte actuele verspreiding hebben, zal rekening moeten worden gehouden met de kans op het bereiken van potentiële leefgebieden in bermen.
- Waar mogelijk dient rekening gehouden te worden met de natuurwaarde van de soortengroepen, zoals die met name is af te leiden uit het natuurbeleid en het beleid ten aanzien van de zogenaamde 'ver'-thema's.

Op grond hiervan zullen de volgende criteria voor de selectie van strategische soortengroepen worden uitgewerkt:

- De functies van wegbermen voor de fauna.
- De beschikbaarheid van kennis van verschillende diersoorten met betrekking tot hun voorkomen in wegbermen.
- Binnen de soortengroepen die geselecteerd kunnen worden op basis van deze twee criteria kan een verdere inperking gevonden worden in het criterium 'natuurwaarde', ofwel 'faunistische waarde'.
- Het belang van uitwisseling met het 'achterland' en beleidsrelevantie.

Deze criteria komen achtereenvolgens in Hoofdstuk 2 aan bod.

### 1.2.2 Mogelijke instrumenten

Wat voor soort instrument willen we ontwikkelen in HACOBERM III? In Hoofdstuk 3 worden allereerst de mogelijkheden voor een op fauna gerichte typologie voor bermen onderzocht en wordt bekeken welke functie computermodellen als instrument hebben. Op basis hiervan worden instrumenten besproken die in aanmerking kunnen komen voor het bepalen van de habitat- en/of corridorfunctie van wegbermen voor de fauna (§3.2). Deze zijn:

1. aanbevelingen gericht op specifieke soorten, soortengroepen, systemen of locaties (niet-modelmatig);
2. algemeen toepasbare vuistregels voor soorten en soortengroepen; deze kunnen zowel gebaseerd zijn op empirische kennis als op resultaten van modelberekeningen;
3. kennissystemen, gebaseerd op deskundigenoordeel of literatuur;
4. beslissingondersteunende systemen.

De mogelijke instrumenten worden getoetst met behulp van drie sets criteria:

- mogelijkheden en beperkingen die voorkomen uit de beschikbare kennis van de ecologie van de soortengroepen: welke instrumenten lenen zich voor toepassing op welke soortengroepen? (§3.3),
- gebruikscriteria: de behoefte aan faunistische informatie in de verschillende fasen van de aanleg en het beheer van rijkswegen en de wensen en ervaringen van DWW met beheerondersteunende instrumenten (§3.4).
- algemene systeemeisen: eisen die, ongeacht het specifieke doel, gesteld kunnen worden aan een efficiënte vorm van computerondersteuning (§3.5).

Op basis van deze toetsing worden opties gegeven voor het eindproduct van HACOBERM III, dat hier wordt aangeduid als een 'beheerondersteunend systeem' (§0). Daarna worden bestaande modellen besproken, getoetst aan deze criteria en beoordeeld op hun mogelijke betekenis voor het te ontwikkelen beheerondersteunend systeem (§3.7 en A. Modellen). Tenslotte wordt een conclusie getrokken en wordt een prioritering van de instrumentopties aangegeven (§3.8).

### 1.2.3 Toetsing van bestanden en inventarisatie van de volgende onderzoeksfase

In Hoofdstuk 4 vindt een inventarisatie en de toetsing van beschikbare gegevensbestanden plaats en in Hoofdstuk 5 een inventarisatie van mogelijkheden om ontbrekende gegevens aan te vullen. Om te komen tot een overzicht van databestanden die van nut kunnen zijn voor HACOBERM III is een inperking van deze bestanden gemaakt. Deze inperkingen zijn erop gericht naar voren te brengen wat voor data er in de verschillende opties voor het eindproduct van HACOBERM III (Hoofdstuk 3) noodzakelijk lijken. Een tweede stap is te kijken naar de beschikbaarheid en bruikbaarheid van deze databestanden.

Voor het bepalen van de aanwezige geschikte data voor HACOBERM III kunnen de volgende criteria worden opgesteld, waarbij de nadruk gelegd is op de bruikbaarheid. Deze criteria worden gehanteerd bij de bepaling van de bruikbaarheid van bestanden voor HACOBERM III:

- De functionele bruikbaarheid van de databestanden (§4.1) beschrijft de structuur waarbinnen de databestanden bruikbaar zijn voor HACOBERM III. Alle in dit onderzoek beschreven bestanden zijn voor verschillende doeleinden ontworpen, gemaakt en gebruikt. Dit leidt ertoe dat de bruikbaarheid voor de in Hoofdstuk 3 beschreven opties sterk kan wisselen. Vanuit de systemen en modellen zal gekeken worden of het bestand de juiste gegevens voor de uitwerking van de opties bevat.
- Bij de technische bruikbaarheid (§4.2) wordt onderscheidt gemaakt in:
  - Digitaal of analoog aanwezig: (hoe eenvoudig) zijn analoge bestanden te digitaliseren?
  - Wijze van documenteren van de data: wat is het 'format' van de opgeslagen gegevens?
  - Toepassingsmogelijkheden van het bestand in de huidige vorm: zijn er (na)bewerkingen nodig en/of mogelijk om de gewenste gegevens af te leiden e.d.? Zijn er bij bestanden met verspreidingsgegevens bijvoorbeeld selecties van bermoelocaties mogelijk?
  - Nauwkeurigheid van de gegevens: dit bepaalt eventuele mogelijkheden om verschillende bestanden te combineren, en in hoeverre resultaten op grond van verschillende bestanden vergelijkbaar zijn. Welke nauwkeurigheid is gebruikt bij het inventariseren (opname per 100 m, dichtheden, coördinatenstelsels e.d.)?
  - Compleetheid van bestanden voor Nederland en/of geselecteerde locaties: Zijn de gepresenteerde gegevens het gevolg zijn van een langdurige studie of slechts van een eenmalige opname (voor een deel ook nauwkeurigheid)? Zijn de gegevens dekkend, of zijn bepaalde delen van het land of de locatie minder frequent of nauwkeurig geïnventariseerd?
  - Vrije beschikbaarheid en aankoopmogelijkheden.

In Hoofdstuk 6 worden de algemene conclusies van HACOBERM II op een rij gezet en wordt aangegeven hoe het vervolgtraject voor HACOBERM II eruit ziet. Dit gebeurt door middel van een externe bijlage als projectvoorstel voor fase III.

## 1.3 Begrippenkader

### 1.3.1 Algemene begrippen

In dit rapport zullen een aantal ecologische begrippen worden gebruikt. De meeste daarvan zijn gangbare begrippen in de ecologische literatuur en deze zullen de lezer waarschijnlijk bekend zijn. In de praktijk blijken verschillende auteurs toch ook verschillende invullingen aan deze begrippen te geven. Daarom lijkt het zinvol een aantal korte werkdefinities te geven. Deze werkdefinities komen grotendeels overeen met Knol et al. (1997). Vergelijkbare definities worden ook gebruikt in de studie van DWW over de Habitat en Corridorfunctie van Oevers (Reitsma, 1992).

- Ecotoop** Ruimtelijk te begrenzen ecologische eenheid, waarvan de samenstelling en ontwikkeling worden bepaald door abiotische, biotische en antropogene condities ter plaatse. Een ecotoop is een herkenbare, min of meer homogene landschappelijke eenheid (Wolfert, 1996).
- Habitat** Verzameling van soortspecifieke condities die voldoen aan alle voorwaarden die een reproductieve eenheid (paar) van een soort stelt voor het succesvol kunnen volbrengen van alle levensfuncties, inclusief reproductie.
- Optimaal habitat** Habitat waarvan wordt verondersteld dat een soort hier een hoge reproductie bereikt. Omdat reproductie moeilijk meetbaar is worden habitats met hoge dichtheden als optimaal aangemerkt (Knol et al., 1997).
- Marginaal habitat** Habitat waarvan wordt verondersteld dat een soort hier een lage reproductie bereikt. Omdat reproductie moeilijk meetbaar is worden habitats met lage dichtheden als marginaal aangemerkt (Knol et al., 1997).
- Leefgebied** Concrete plek, plaats, of deel van het landschap dat voldoet aan de definitie van een habitat.
- Functiegebied** Ruimtelijk onderscheidbaar deel van een habitat met een specifieke functie (ook wel: deelhabitat). Deze toekenning is soort- en schaalafhankelijk. Ook binnen functiegebieden kan de habitatkwaliteit variëren. Onderscheiden worden:
- broed-/voortplantingsgebieden,
  - foerageergebieden,
  - rustgebieden.
- Dispersie** Gerichte of ongerichte verplaatsing van een individu vanuit een leefgebied (geboorteplaats of een plaats van eerdere vestiging) op weg naar een mogelijke vestigingsplaats.



<b>Corridor</b>	Landschapselement of stelsel van veelal lijnvormige landschapselementen die de dispersie tussen leefgebieden bevorderen.
<b>Versnippering</b>	Fragmentatie van het leefgebied van een individu of populatie, dan wel het verspreidingsgebied van de soort, in kleinere eenheden die worden gescheiden door als habitat ongeschikte gebieden.
<b>Refugium</b>	Leefgebied waarvan soorten voor overleving op het lokale populatie- of metapopulationiveau voor één of meerdere functies in hun leven afhankelijk zijn. Indien soorten en populaties afhankelijk zijn van wegbermen voor overleving is de berm een refugium.
<b>Strategische soortengroepen</b>	Soortengroepen die, met het oog op de binnen HACOBERM II gestelde doelen en na toetsing aan de in Hoofdstuk 2 genoemde criteria, in aanmerking komen voor selectie ten behoeve van het hoofdonderzoek (HACOBERM III). Voor deze soortengroepen zal onderzocht worden hoe en in welke mate wegbermen de functie van habitat- en/of corridor kunnen vervullen, en hoe door aanleg, inrichting en beheer van wegbermen kan worden bijgedragen aan het realiseren hiervan.

### 1.3.2 Het begrip 'wegberm'

Het onderhavige onderzoek heeft betrekking op de bermen van rijkswegen. De resultaten van het onderzoek zullen gebruikt worden bij de aanleg, de inrichting en het beheer van wegbermen. Het lijkt daarom in dit kader verstandig de definitie van 'wegberm' te beperken tot datgene waarop Rijkswaterstaat daadwerkelijk invloed kan uitoefenen. Onder wegberm wordt derhalve verstaan<sup>1</sup>:

*Dat gedeelte van een weg tussen verkeersbanen, of tussen een buitenste verkeersbaan en de naastgelegen eigendomsgrens, voor zover aangelegd door, ingericht door of in beheer bij Rijkswaterstaat.*

Dit houdt in dat de volgende onderdelen deel uitmaken van de wegberm (voor zover in beheer bij Rijkswaterstaat):

- alle kruidachtige en houtachtige vegetaties, inclusief middenbermen, picknickplaatsen en klaverbladen;
- alle watergangen en partijen (bermsloten, poelen e.d.);
- alle niet verkeersdragende verhardingen.

<sup>1</sup> Indien noodzakelijk kan deze definitie altijd worden bijgesteld. Bijvoorbeeld wanneer in HACOBERM III blijkt dat het opnemen van middenbermen of waterkanten niet relevant blijkt te zijn.

Hoewel deze definitie ook verschillende aquatische elementen insluit, worden deze in de uitwerking van de soortselectie in dit rapport buiten beschouwing gelaten. Voorgesteld wordt voor het hoofdonderzoek de aquatische milieus wel mee te nemen maar voor de inhoudelijke uitwerking aan te sluiten bij de studie van DWW over de Habitat en Corridorfunctie van Oevers (Reitsma, 1992). Dit heeft als consequentie dat aan aquatische milieus gebonden soortengroepen, zoals libellen, in deze studie niet worden meegenomen.

Vooralsnog wordt geen verdere afbakening gemaakt op basis van bermkenmerken, zoals bermbreedte, -locatie, -kwaliteit en -achterland.

## 2 Selectie van strategische diergroepen op basis van vier criteria

In dit hoofdstuk wordt een aantal criteria voor de selectie van strategische soortengroepen uitgewerkt (zie ook §1.2.1). Deze criteria zijn: de functies van wegbermen voor de fauna, de beschikbaarheid van kennis en gegevens van verschillende diersoorten met betrekking tot hun voorkomen in wegbermen, het belang van uitwisseling met het 'achterland' en de faunistische waarde.

### 2.1 Functies van wegbermen voor de fauna

Figuur 1 geeft schematisch aan welke functies een wegberm kan hebben voor een diersoort. Hierbij wordt onderscheid gemaakt in de habitat- en de corridorfunctie. De habitatfunctie wordt optimaal vervuld indien de soort al zijn levensfuncties in de berm kan volbrengen; er is dan sprake van een marginaal of optimaal habitat en, indien de soort aanwezig is, de berm zal een leefgebied vormen. Indien de oppervlakte van de berm te gering is voor een home range of territorium kan er sprake zijn van een deelleefgebied. Dit is echter alleen mogelijk indien aansluitend, in het achterland, ook leefgebied aanwezig is.

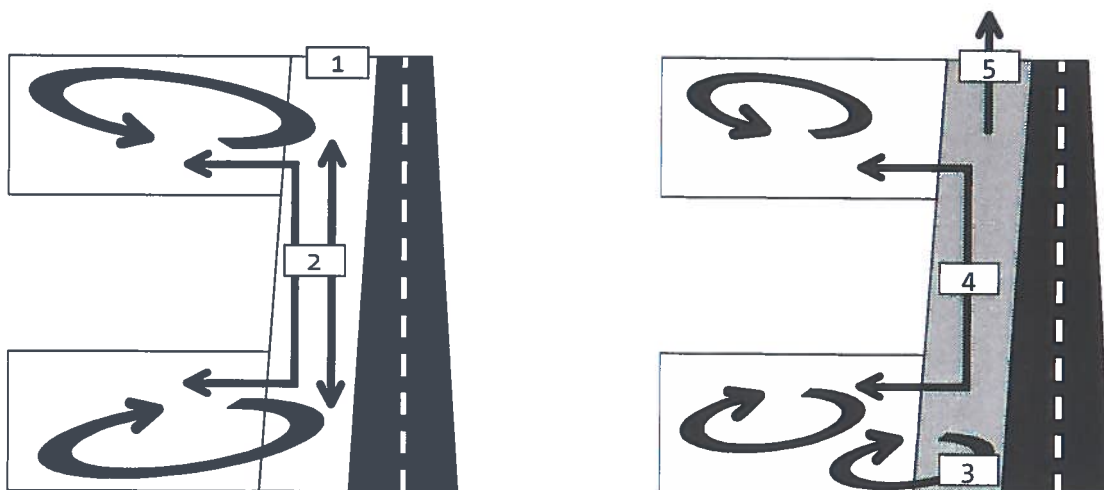
De corridorfunctie kan betrekking hebben op drie functionele niveaus. Afhankelijk hiervan maakt hij bewegingen mogelijk:

1. binnen een leefgebied: de berm maakt uitwisseling mogelijk tussen delen van het leefgebied van een individu;
2. tussen leefgebieden: de berm maakt uitwisseling mogelijk van individuen tussen leefgebieden van bestaande populaties;
3. naar potentiële leefgebieden: de berm maakt areaaluitbreiding mogelijk doordat individuen vanuit bestaande populaties naar nog onbezette 'nieuwe' leefgebieden kunnen dispergeren.

Het eerste geval heeft betrekking op het niveau van het individu, het tweede geval op het niveau van de lokale populatie en het derde geval op de gehele populatie van de soort in Nederland<sup>2</sup>. De corridorfunctie kan dus los van de habitatfunctie vervuld worden, maar kan er ook mee samenvallen.

---

<sup>2</sup> In het concept van de metapopulatie vormen geval 2 en 3 varianten op dezelfde situatie: een stelsel van wisselend wel of niet bezette leefgebieden/populaties.



Figuur 1 Functies van de wegberm als habitat en corridor.

Links: Zowel berm als achterland bestaan uit optimaal habitat. De berm zal hier een onderdeel van het leefgebied vormen (functiegebied) of zelfs als compleet leefgebied fungeren (1), en zal daarnaast ook als corridor gebruikt worden (2).

Rechts: De berm bestaat niet uit optimaal habitat, maar kan een marginaal leefgebied of functiegebied zijn (3) en/of als corridor tussen ruimtelijk gescheiden optimale habitats fungeren (4).

De corridorfunctie van bermen kan worden weergegeven met de bewegingen binnen het leefgebied (2), bewegingen tussen ruimtelijk gescheiden leefgebieden (4), en bewegingen naar onbezette gebieden (potentiële leefgebieden) (5).

Op grond van het criterium 'functies van wegbermen voor de fauna' zijn de strategische soorten dus alle soorten waarvoor wegbermen de habitat- en/of de corridorfunctie kunnen vervullen. Deze functies dragen in een verschillende mate bij aan het voortbestaan van de verschillende soortengroepen. Indien de habitatfunctie wordt vervuld, wordt voldaan aan alle primaire voorwaarden voor het voortbestaan van de soort, wellicht met uitzondering van de mogelijkheid om het leefgebied te bereiken of er vandaan te dispergeren. Of het laatste het geval is hangt af van de soort en de situatie. Omgekeerd zal de corridorfunctie zeker geen feitelijke betekenis hebben indien er geen leefgebieden aanwezig zijn waartussen dispersie kan plaatsvinden. Op grond van deze overwegingen kan de habitatfunctie hoger gewaardeerd worden dan de corridorfunctie.

Eenzelfde afweging valt te maken met betrekking tot de waarde van volledig leefgebied en van functiegebied of deel-leefgebied. Indien de berm alleen als functiegebied kan functioneren, dan wel geschikt maar te klein is als leefgebied, zal de werkelijke betekenis van de berm afhangen van de eventuele aanwezigheid van andere functiegebieden respectievelijk aansluitend leefgebied in het achterland. Het laatste is a priori onbekend en moet, binnen het kader van deze studie, onbeïnvloedbaar worden verondersteld. Het lijkt verstandig uit te gaan van de veilige aanname dat dergelijke gebieden in de meeste gevallen niet in het achterland aanwezig zijn.

Op grond van deze overwegingen kan de volgende prioritaire indeling voor de keuze van strategische soorten gemaakt worden:

- A. De berm is voor een soort optimaal habitat en wel of niet corridor.
- B. De berm is voor een soort marginaal habitat of functiegebied, en bovendien corridor.
- C. De berm is voor een soort slechts corridor of de berm is voor een soort slechts marginaal habitat of functiegebied.

Deze indeling zal in het vervolg aangeduid worden als de 'functionele prioritering' (Figuur 2).

HABITAT	CORRIDOR	
	+	-
optimaal habitat	<b>A</b>	
marginaal habitat	<b>B</b>	<b>C</b>
functiegebied		

*Figuur 2 Waardering voor de selectie van strategische soortengroepen op basis van de habitatkwaliteit, de ruimtelijke functies en de corridorfunctie van wegbermen. De grijswaarde geeft de prioritering aan van de soortengroepen. Soortengroepen waarvoor de wegberm voldoet aan optimaal habitat en waarbij de berm wel of niet kan fungeren als corridor komen allereerst in aanmerking voor selectie (A), marginaal habitat of functiegebied gecombineerd met een corridorfunctie in tweede instantie (B), de overige functies komen niet in aanmerking (C).*

Wegbermen vormen relatief kleine leefgebieden, zodat de habitatfunctie beperkt blijft tot kleine diersoorten (De Vries, 1997). Een mogelijke corridorfunctie wordt vooral bepaald door het dispersievermogen van de soort. Om voor een soort te functioneren als corridor zullen wegbermbiotopen moeten voldoen aan minimale eisen. Soorten met een sterk dispersievermogen en een brede amplitude ten aanzien van habitateisen hebben meer mogelijkheden om versnipperde leefgebieden te bereiken dan soorten met een gering dispersievermogen en een smalle amplitude (Figuur 3).

DISPERSIEVERMOGEN	HABITATEISEN	
	brede amplitude	smalle amplitude
groot	<b>A</b>	<b>B</b>
gering	<b>B</b>	<b>C</b>

*Figuur 3 Kolonisatiekansen voor fauna van versnipperde leefgebieden, in afhankelijkheid van het dispersievermogen en de habitateisen van soortengroepen. De grijswaarde geeft de relatieve kans aan om de versnipperde leefgebieden te koloniseren. Donkergrijs is een hoge kans (A), lichtgrijs is beperkt (B), wit zeer gering (C)*

Voor goede dispersers wordt de corridorfunctie van wegbermen vervuld indien ze kunnen functioneren als verbredingsgebied. Hierbij zijn vooral factoren als ruimtelijke structuur, rust- en foerageergelegenheid van belang. Voor soorten met een gering dispersievermogen kunnen wegbermen slechts functioneren als corridor indien ze ook als voortplantingsgebied gebruikt kunnen worden. De habitatfunctie van de berm is in dit geval een voorwaarde voor een functionele corridor. Door opeenvolging van generaties kunnen soorten een nieuw of ander leefgebied bereiken. Voorbeelden hiervan zijn vlindersoorten en bepaalde loopkevers van heischrale vegetaties, waarvoor wegbermen kunnen functioneren als corridor (Vermeulen, 1995). Soorten met een gering dispersievermogen en zeer specifieke habitateisen kunnen alleen gebruik maken van de berm als corridor indien voldaan wordt aan zeer soortgebonden voorwaarden voor wat betreft microklimaat, bodem, ruimtelijke structuur en aanwezigheid van voedsel.

De habitat- en corridorfunctie van wegbermen zal niet voor alle biotooptypen even belangrijk zijn. Vooral open, droge tot matig vochtige biotooptypen zijn relatief algemeen in wegbermen (Sýkora et al., 1993). De daaraan gebonden diergroepen, zoals kleine zoogdieren, reptielen en verschillende groepen insecten en andere invertebraten, zijn vrij algemeen in wegbermen. Stenotope bossoorten, daarentegen, zullen niet van wegbermen gebruik kunnen maken, omdat deze biotopen niet in wegbermen aanwezig zijn. Voor veel soorten zijn ook slechts de kernzones van relatief grote natuurgebieden een optimaal habitat. Door versnippering in kleinere of langgerekte gebieden ontstaat voor deze soorten een ongunstige verhouding tussen oppervlakte en randlengte, waardoor deze soorten vaak tot de meest bedreigde behoren. Wegbermen kunnen door hun sterk lintvormige karakter in het gunstigste geval overeenstemmen met deze randzones; zij zullen dus de meest bedreigde soorten geen optimaal habitat bieden. Waar geschikt leefgebied in intensief gebruikte gebieden ontbreekt mogen de potenties van wegbermen als refugium echter niet worden onderschat.

Voor het onderzoek kan in eerste instantie gedacht worden aan de volgende soortengroepen: kleine zoogdieren, reptielen, amfibieën, insecten (waaronder dagvlinders, zweefvliegen, bijen, sprinkhanen & krekels, wantsen & luizen, spinnen en loopkevers) en slakken. Dit zijn groepen waarnaar in Nederland in het verleden al onderzoeken of inventarisaties zijn uitgevoerd (De Vries, 1997). Als functiegebied voor foerageren kan de berm bovendien dienen voor vleermuizen en bepaalde vogelsoorten (onder andere: kerkuilen, andere roofvogelsoorten, aaseters).

## **2.2 Beschikbaarheid van kennis en gegevens**

In deze paragraaf zal worden verkend in hoeverre er voor een aantal soortengroepen kennis aanwezig is over een habitat- en of corridorfunctie van bermen. Hiertoe is in §2.2.1 per soortengroep een literatuuronderzoek uitgevoerd van Nederlandse en buitenlandse bronnen. Hierbij is informatie verzameld over: habitateisen (habitatfunctie) en verbredingseigenschappen (corridorfunctie). Daarnaast over, in mindere mate: inventarisatiegegevens van de Nederlandse situatie en de beschikbaarheid van modellen voor habitateisen en verbreding. De laatste twee

aspecten zijn weliswaar geen criteria voor de selectie van strategische soorten maar zijn van belang voor HACOBERM III.

In §2.3 wordt gekeken in hoeverre (gegevensbeschikbaarheid over) de actuele verspreiding van soorten en kennis van de relatie met het achterland bepalend is voor de selectie van soortengroepen.

### **2.2.1 Kennis van de soortengroepen over de habitat- en corridorfunctie van bermen**

De soortengroepen waarop het literatuuronderzoek was gericht, zijn bepaald op basis van de prioritering in § 2.1. Alle soortengroepen waarvan het vermoeden bestond dat bermen hiervoor een habitat- en/of corridorfunctie zouden kunnen vervullen (d.w.z. de licht- of donkergrijze categorieën in Figuur 2) zijn onderzocht. Dit 'vermoeden' is gebaseerd op HACOBERM I (De Vries, 1996) en de literatuurstudie die is verricht ten behoeve van het formuleren van het projectvoorstel voor HACOBERM II.

#### **2.2.1.1 Ongewervelden: een aantal insectengroepen en slakken**

##### ***Sprinkhanen & krekels***

In Nederland zijn 45 soorten sprinkhanen & krekels bekend. In verhouding tot de meeste andere insecten is er redelijk wat bekend over de habitateisen en -voorkeur (Kleukers et al., 1997; Southwood, 1962; Lenders & Van Wezel, 1986; Van Wingerden & Bongers, 1989). Dit geldt met name voor de veldsprinkhanen (kortspruiten, Caelifera). Over de sabelsprinkhanen, grotsprinkhanen en krekellachtigen (langspruiten, Esifera) is in verhouding minder bekend, maar ook naar deze soorten is onderzoek gedaan (Kleukers et al., 1997; Inrisc & Köhler, 1998).

Sprinkhanen zijn in het algemeen niet kieskeurig in de voedselkeuze; dit gaat zeker op voor de vooral grasetende veldsprinkhanen (Lenders & Van Wezel; 1986). Alle veldsprinkhanen zijn herbivoor. Andere soorten zijn carnivoor of omnivoor, soms slechts in bepaalde levenstadia. Sommige soorten zijn voor de eiafzetting nogal kieskeurig. Het is mogelijk dat dergelijke voorkeuren het voorkomen van een soort beperken (Kleukers et al., 1997). Soorten kennen daarnaast duidelijke verschillen in het voorkomen in, en gebruik van bepaalde vegetatiestructuren. Zo komt de krasser voor in afwisselend hoge en lage vegetatie en beweegt zich voornamelijk voor in de vegetatie, terwijl de bramesprinkhaan in ruigten voorkomt en zich voortbeweegt over de bodem (Sänger 1977, in: Kleukers et al., 1997).

Uit inventarisatiegegevens in Nederland blijkt dat de in bermen aangetroffen sprinkhanen hoofdzakelijk tot 11 soorten behoren (Tabel 1). Dat wil zeggen dat deze 11 soorten in bermen van infrastructuur<sup>3</sup> het grootste kwantitatieve aandeel hebben. Deze soortensamenstelling is niet zeer karakteristiek te noemen. Daarnaast blijkt echter uit de biotoopverdeling per soort, dat voor een groot aantal soorten bermen de

<sup>3</sup> Onder bermen van infrastructuur verstaan Kleukers et al. (1997) ook bermen van kanalen en (spoor)dijken.

belangrijkste biotoop zijn waarin zij voorkomen. Onder deze soorten bevinden zich ook een groot aantal zeldzame soorten (Tabel 1).

Tabel 1 *Voorkomen van sprinkhanen in bermmilieus (Kleukers et al., 1997)*

Meest voorkomende soorten in bermen; berm is ook belangrijk biotoop voor soort	Natuurbeleid	Verbreidingsvermogen	Lokaliteit (aantal km-blokken aangetroffen); zeldzaamheid	
<i>Bramesprinkhaan</i>	Internationale betekenis	gering	648	vrij algemeen
<i>Bruine sprinkhaan</i>	-	zeer goed	6690	uiterst algemeen
<i>gewoon doorrtje</i>	Internationale betekenis	gering	987	zeer algemeen
<i>gewoon spitskopje</i>	-	gering	1933	zeer algemeen
<i>greppelsprinkhaan</i>	-	gering	448	vrij algemeen
<i>grote groene sabelsprinkhaan</i>	-	goed	4473	uiterst algemeen
<i>knopsrietje</i>	-	goed/onbekend	1841	zeer algemeen
<i>krasser</i>	-	goed	4107	uiterst algemeen
<i>kuistsprinkhaan</i>	Internationale betekenis	onbekend	2427	zeer algemeen
<i>ratelaar</i>	-	goed	1192	zeer algemeen
<i>snortikker</i>	-	redelijk goed	1192	zeer algemeen
<i>wekkertje</i>	-	redelijk goed	1791	zeer algemeen
Zeldzamere soorten; bermen zijn belangrijk(st)e biotoop voor soort				
<i>Kleine groene sabelsprinkhaan</i>	-	gering	7	uiterst zeldzaam
<i>Locomotiefje</i>	Gevoelig	gering	29	zeldzaam
<i>Schavertje</i>	-	onbekend	342	vrij algemeen
<i>Sikkelsprinkhaan</i>	Gevoelig	zeer goed	9	zeer zeldzaam
<i>Steppesprinkhaan</i>	Gevoelig	onbekend	14	uiterst zeldzaam
<i>W'rattenbijter</i>	Ernstig bedreigd	redelijk goed	17	zeer zeldzaam
<i>Zadelsprinkhaan</i>	Bedreigd	zeer slecht	56	zeldzaam
<i>Zoemeritje</i>	Kwetsbaar	goed/onbekend	165	vrij zeldzaam
<i>Zompsprinkhaan</i>	Kwetsbaar	gering	120	minder algemeen

\* Er is mogelijk sprake van afwijkend dispersiemechanisme. Verspreiding van individuen zou slechts af en toe onder speciale omstandigheden optreden (Kleukers & Odé, 1992; in Kleukers et al., 1997)

\*\* Voornaamste vindplaats betreft een kanaalalud

Uit de recente inventarisatiegegevens kan dus geconcludeerd worden dat een berm voor veel soorten een geschikt leefgebied kan zijn. De optimaliteit van het bermhabitat wordt ook onderschreven door Canters et al. (1997) en Tamis et al. (1998). Zij noemen in onderzoek naar akkerranden eveneens een mogelijk duurzame bronwerking van randen voor sprinkhanen.

Over de mogelijke corridorfunctie van bermen is weinig bekend. In grote oppervlaktes agrarisch gebied zijn bermen vaak de enige plaats waar sprinkhanen voorkomen. Dit kan erop duiden dat, naast een mogelijke refugiumfunctie,

<sup>4</sup> Indien in de tabellen in dit rapport '-' staat wil dit zeggen: 'is niet van toepassing'; indien onbekend wordt dit weergegeven met: 'onbekend' of een lege cel.



sprinkhanen langs bermen migreren en nieuwe gebieden kunnen bereiken (Kleukers et al., 1997; Kleukers en Musters, 1991).

### ***Dagvlinders***

Er is in Nederland inventariserend onderzoek gedaan dat specifiek gericht was op dagvlinders in wegbermen van rijkswegen (Bink et al., 1996). Dit onderzoek vormde de basis voor het expertmodel BERMVLINDER (Maaskamp & Van den Hengel, 1998). Bij de locatiekeuze is getracht zoveel mogelijk verschillende bermvegetatietypen van de indeling van Sýkora et al. (1993) mee te nemen in het onderzoek. In totaal zijn in dit onderzoek 36 soorten in de berm waargenomen, waarvan voor 13 soorten de berm als volledig habitat kan fungeren. Deze soorten zijn als bewoner gekarakteriseerd (Tabel 2). De overige soorten zijn gast en/of trekker. Het verschil tussen bewoner en gast ligt in de mate van geschiktheid van de berm om een populatie zich te laten handhaven. Voor trekkers geldt dat ze, ongeacht de oppervlakte van de biotoop, overal verwacht kunnen worden indien er gedurende het jaar bijvoorbeeld geschikte waardplanten en of nectarbronnen aanwezig zijn. Veel van deze soorten planten zich ook voort in de berm. Al deze soorten zijn graslandsoorten, hetgeen een gevolg is van de aanwezige vegetatietypen in de bermen.

Meerjarig inventariserend onderzoek van de Vlinderstichting heeft gedetailleerde verspreidingsgegevens op kilometerhok-niveau opgeleverd (Veling, 1995)<sup>5</sup>. Dit onderzoek was voor een deel opgezet met als doel meer inzicht te krijgen in ecotoopvoorkeur en het gebruik van lijnvormige elementen in het landschap voor dagvlinders. Van alle waarnemingen is 12% afkomstig uit wegbermen. Hierbij moet bovendien vermeld worden dat vooral bij de binnenwegen, onverharde wegen en paden voor een aantal karakteristieke soorten dit percentage nog hoger lag. Zo is van de kommavlinder 46% van de waarnemingen afkomstig uit bermen. Veling (1995) geeft aan dat een belangrijke functie van wegbermen voor vlinders gelegen is in de nectarvoorziening voor foeragerende vlinders. Voor veel van de waargenomen soorten gold dan ook dat het foeragerende exemplaren betrof. In arme gebieden (zandgronden) en grootschalige agrarische gebieden zijn bermen bloem- en nectarrijker dan de omliggende gebieden. Veling (1995) geeft 11 soorten die meer dan gemiddeld waargenomen worden in bermen. In vergelijking met Tabel 2 levert dit de volgende extra soorten op: kommavlinder, kleine parelmoervlinder, bruine eikepage, aardbeivlinder, bosparelmoervlinder.

---

<sup>5</sup> Een belangrijke andere bron van gedetailleerde informatie over het belang van wegbermen voor dagvlinders is het dagvlindermonitoring-project dat de Vlinderstichting samen met het CBS en het IKC-N uitvoert. Van enkele honderden locaties in Nederland is gedetailleerde informatie beschikbaar. Een deel van deze locaties is gelegen in wegbermen (Van Swaay & Ketelaar, 1997). In Hoofdstuk 4 zal hierop nader worden ingegaan.

Tabel 2 *Dagvlindersoorten in bermen van rijkswegen volgens BERMVLINDER (Maaskamp & Van den Hengel, 1998), met its-criteria (Bink et al., 1996; Min. LNV, 1990; Tax, 1989; Ommering et al., 1995)*

Soort	Functie berm (BERMVLINDER)	Rode-lijst- (✓) doelsoort (d)	Zeldzaam (z, zz) (% atlasblokken)	Trend (tt, ttt) (% afname)	Internationale betekenis (✓)
<i>Argusvlinder</i>	Bewoner	-	-	-	✓
<i>Bruin blauwtje</i>	Bewoner	✓ d	z (5-12,5)	tt (50-75)	-
<i>Bruin zandoogje</i>	Bewoner	-	-	-	✓
<i>Geelsprietdikkopje</i>	Bewoner	d	-	-	✓
<i>groentje</i>	Bewoner	-	-	-	-
<i>groot dikkopje</i>	Bewoner	-	-	-	-
<i>beivlinder</i>	Bewoner	✓ d	z (5-12,5)	tt (50-75)	✓
<i>hooibeestje</i>	Bewoner	-	-	-	-
<i>icarusblauwtje</i>	Bewoner	-	-	-	-
<i>kleine vuurvlinder</i>	Bewoner	-	-	-	-
<i>koevinkje</i>	Bewoner	-	-	-	✓
<i>oranje zandoogje</i>	Bewoner	-	-	-	✓
<i>zwartsprietdikkopje</i>	Bewoner	-	-	-	-
<i>bont zandoogje</i>	pot. Bewoner	-	-	-	-
<i>duinparelmoervlinder</i>	pot. Bewoner	✓ d	zz (< 5)	ttt (>75)	-
<i>eikepage</i>	pot. Bewoner	-	-	-	✓
<i>oranjetipje</i>	pot. Bewoner	-	-	-	-
<i>gentiaanblauwtje</i>	Gast	✓	z (5-12,5)	tt (50-75)	✓
<i>kleine ijsvogelvlinder</i>	Gast	✓ d	z (5-12,5)	tt (50-75)	✓
<i>atalanta</i>	Trekker	-	-	-	-
<i>citroenvlinder</i>	Trekker	-	-	-	-
<i>dagpauvoog</i>	Trekker	-	-	-	-
<i>distelvlinder</i>	Trekker	-	-	-	-
<i>gebakkelde aurelia</i>	Trekker	-	-	-	-
<i>groot koolwitje</i>	Trekker	-	-	-	-
<i>klein geaderd witje</i>	Trekker	-	-	-	-
<i>kleine vos</i>	Trekker	-	-	-	-
<i>knollewitje</i>	Trekker	-	-	-	-
<i>landkaartje</i>	Trekker	-	-	-	-
<i>zilverblauwtje</i>	Trekker	-	-	-	-

Ook voor enkele andere rode-lijstsoorten kunnen wegbermen van belang zijn, zoals: spiegeldikkopje, bruine vuurvlinder, bont dikkopje en veldparelmoervlinder. Veel van deze soorten zijn zeldzaam tot zeer zeldzaam en zullen bij inventarisaties dus niet vaak in bermten worden aangetroffen. Wegbermen vormen echter een belangrijk deel van hun habitat in Nederland (schr. meded. C. van Swaay, Vlinderstichting, 1998).

Dat de in Tabel 2 gevonden soorten representatief lijken te zijn voor bermten van rijkswegen en dat dergelijke bermten een optimaal habitat kunnen zijn, wordt door buitenlands onderzoek ondersteund. Munguira & Thomas (1992) vonden, met uitzondering van het groentje, ook alle genoemde bewoners in wegbermen in Groot-Brittannië. Deze auteurs besteedden ook aandacht aan de negatieve effecten van wegen op vlinders. Het verkeer doodde 0,6 tot 1,9% van de volwassen vlinders, hetgeen laag was in verhouding tot natuurlijke oorzaken. Bovendien verwachtten zij dat wegen (geen autosnelwegen) voor geen van de aangetroffen vlindersoorten een barrière vormden voor de genenstroom. Dennis (1986; in Schreeve, 1991) heeft dit

onderzocht en vond dat van een redelijk mobiele soort (oranjetipje) slechts ca. 2% een snelweg overstak. Hierbij gaf hij aan dat dit waarschijnlijk genoeg was om genetische isolatie te voorkomen.

Uit bovenstaande kan voorzichtig geconcludeerd worden dat de negatieve effecten van wegen en verkeer niet hoeven op te wegen tegen de positieve effecten van de gunstige habitatfactoren. Voor een behoorlijk aantal soorten kunnen bermmilieus dus een optimaal habitat zijn. Dit lijkt wel sterk afhankelijk te zijn van de habitateisen van de soort, welke zich laten vertalen naar een aantal eigenschappen van de berm (breedte oppervlak, vegetatiesamenstelling en -structuur, e.a.), van de weg (breedte weg, verkeersintensiteit) en van het gevoerde beheer (Bink et al., 1996).

De mogelijke corridorfunctie van bermen voor dagvlinders wordt door verschillende auteurs aangegeven. Van der Made (1988) noemt rivierdijken mogelijke verbindingsbanen voor migrerende vlinders. De betreffende soorten staan vrijwel geheel in Tabel 2. Als belangrijkste reden hiervoor noemt hij: de aaneengeslotenheid van rivierdijken, het gunstige microklimaat en het regelmatige aanbod van nectarbronnen en soms waardplanten. Dergelijke karakteristieken zijn ook van toepassing op veel wegbermen.

Uit vliegpatronen en mobiliteitsdiagrammen kan de afhankelijkheid van landschapselementen worden afgeleid. Zo worden in een aantal buitenlandse onderzoeken randen van bossen en struwelen als vliegcorridors binnen en tussen leefgebieden genoemd (Schreeve, 1991; Wood & Samways, 1991; Sutcliffe & Thomas, 1996). Een aantal van deze onderzoeken betreffen soorten die niet of slecht sporadisch in Nederland voorkomen. Het is moeilijk te bepalen in hoeverre deze resultaten extrapol eerbaar zijn naar Nederlandse soorten en wegbermen, maar dergelijke onderzoeken geven in ieder geval meer inzicht in de bermkarakteristieken die voor een corridorfunctie belangrijk kunnen zijn en de mogelijke effecten van het beheer hierbij. Sutcliffe & Thomas (1996) toonden bijvoorbeeld voor het koevinkje aan dat graspaden in bossen fungeerden als corridors tussen weilandjes. Dat dergelijke resultaten sterk afhankelijk zijn van de soort vlinder, het dispersiegedrag en ligging van de locatie, wordt duidelijk uit de resultaten van andere onderzoeken (Scott, 1975; Jones et al., 1980; Baker, 1984; Sutcliffe & Thomas, 1996). Zo vond Baker (1984) dat vooral de kompasrichting van mobiele trekkende vlinders bepalend was voor de afgelegde route. Jones et al. (1980) gaven aan dat de vliegrichting tijdens dispersie per dag constant is, maar onvoorspelbaar van dag tot dag kan wisselen. Dit zijn voorbeelden van onderzoeksresultaten die met behulp van modellen op hun gevolgen voor beheer en toepasbaarheid in vuistregels voor aanleg inrichting en beheer van bermen bekeken zouden moeten worden.

### ***Bijen***

Er zijn veel verschillende soorten wilde bijen waarvoor wegbermen mogelijk een habitatfunctie kunnen vervullen. De meeste literatuur heeft echter betrekking op de honingbij. Naar hommels en andere wilde bijen is veel minder onderzoek gedaan dan aan bijvoorbeeld vlinders en loopkevers. Toch is er wel redelijk wat bekend over de afhankelijkheidsrelaties tussen bijen en plantensoorten.

Er zijn ongeveer 320 soorten wilde bijen in Nederland waargenomen (Min. V & W, 1992). Qua levenswijze, voedselspecificatie en voorkeurhabitats bestaat er een grote differentiatie binnen deze groep. Een aantal soorten leeft solitair, andere leven net als de honingbij in kolonies, waarbij hun nesten veelal gelegen zijn in holtes van bomen, spouwmuren e.d. Veel, met name solitaire bijen maken hun nest in de grond. Bermen kunnen voor deze groep wellicht mogelijkheden bieden als voortplantingshabitat, vanwege de voor langere tijd ongestoorde bodem in verhouding tot agrarische gebieden. Hierover is echter weinig bekend.

Er is een grote groep wilde-bijensoorten die wat bloembezoek betreft gebonden is aan een select aantal plantensoorten. Osborne & Williams (1996) geven echter aan dat er omgekeerd ook een aantal plantensoorten is, zoals verschillende orchideeën, dat zeer gespecialiseerde bestuivingeisen heeft, waardoor deze soorten afhankelijk zijn van één bijensoort. Mede als gevolg van deze voedselspecificatie bestaat er ook een grotere differentiatie in het voorkomen in verschillende habitats. Koster (1986) geeft voor het bijengeslacht *Hylaeus* een inventarisatieoverzicht. Ook hieruit lijkt een belangrijke betekenis van wegbermen voor deze bijen naar voren te komen. Niet alleen in aantal worden de bijen er relatief vaak aangetroffen, ook de variëteit in soorten is er groot. Dit sluit aan bij ander inventariserend onderzoek naar het bloembezoek van bijen en/of het voorkomen in bermbiotopen (Fussell & Corbet, 1992; Sayer & Schäfer, 1995; Canters et al. 1997; Tamis et al., 1998). Tamis et al. (1998) vonden dat de berm van de autosnelweg A7 rijk was in aantallen bijen, in verhouding tot een aantal andere biotopen.

Niet alle wilde bijensoorten zijn echter voedselspecifiek. Een goed voorbeeld hiervan is de hommelmel. Er zijn ongeveer driehonderd soorten hommels bekend waarvan het grootste aantal in gematigde gebieden in Europa, Azië en Noord-Amerika leven. In Nederland en België komen ongeveer twintig soorten voor. Veel voorkomende soorten zijn de aardhommel (*Bombus terrestris*), de akkerhommel (*Bombus pascuorum*), de tuinhommel (*Bombus hortorum*), de steenhommel (*Bombus lapidarius*) en de weidehommel (*Bombus pratorum*). Hommels leven in kolonies en zijn in tegenstelling tot veel andere wilde bijen geen voedselspecialisten. In totaal zijn er wel een paar honderd plantensoorten in de Nederlandse flora waarvan hommels kunnen leven.

Uit een inventariserend veldonderzoek in Nederland komt naar voren dat alle zes geïnventariseerde soorten hommels in wegbermen zijn aangetroffen: aard-, steen-, boom-, weide-, akker- en tuinhommel (Van Iperen, 1994; 1995). De onderzochte soorten zijn de meest algemene soorten van de ca. 20 in Nederland voorkomende hommelse soorten. In hoeverre bermen en randen voor hommels kunnen fungeren als optimaal habitat kan voor een deel worden afgeleid uit de samenstelling van de vegetatie (aanwezigheid voldoende nectardragende plantensoorten), maar ook uit de aanwezigheid van voldoende nestgelegenheden (bijvoorbeeld muizenholten voor de aardhommel). Uit het onderzoek bleek dat verreweg de meeste bezochte voedselplanten meerjarig zijn, hetgeen ook bij andere inventarisaties naar voren kwam (Fussell & Corbet, 1992). Dit is een reden om aan te nemen dat juist bermen met een extensiever maaibeheer als belangrijke voedselbron kunnen fungeren (Handke, 1989).

Wat de corridorfunctie betreft zijn er zeer weinig gegevens bekend. Het gebruik van bermen tijdens dispersie van bijen is echter wel waargenomen (Southwood, 1962; Pawlikowski, 1993). De invloed van de vegetatiestructuur en -samenstelling op dispersiesnelheid van bijen en de rol van wegbermen hierbij wordt door Pawlikowski (1993) uiteengezet. Het effect van wegbermen met een boom-, struik- en kruidlaag bij het bereiken van nieuwe gebieden was duidelijk positief ten opzichte van bermen zonder deze begroeiing (Pawlikowski, 1993).

### **Zweefvliegen**

In Nederland komen 54 gewone, algemeen verspreide zweefvliegsoorten voor; dit is ca. 20% van het totale aantal in Nederland bekende soorten. Er is een grote verscheidenheid tussen de soorten; de grootte varieert bijvoorbeeld van 3,5 tot 20 mm (Verlinden, 1991). Zweefvliegen zijn van zeer groot belang voor de bloembestuiving en predatie van bladluizen. De specifieke voorkeuren van zweefvliegsoorten voor bepaalde planten zijn goed bekend (o.a. Verlinden, 1991; Van der Goot, 1989). Zweefvlieglarven leven, afhankelijk van de soort, van bacteriën, houtmolm, maar vooral van bladluizen (Van der Goot, 1989; Vieth, 1990; Verlinden, 1991). Populaties kunnen alleen voldoende in stand blijven indien er genoeg overwinterings- en uitwijkbiotopen voorkomen. Dit kunnen bijvoorbeeld extensief beheerde bermen en akkerranden zijn.

In tegenstelling tot vlinders en bijen zijn ze minder door de mens verdrongen (Van der Goot, 1989). Rupert (1995) vond dat de dichtheid van zweefvliegen in velden positief beïnvloed werd door structuurvariatie in de veldrand. De dichtheid aan zweefvliegen was ook hoger indien de omgeving kleinschaliger was. Bovendien leek ook de breedte van de veldrand van belang op de dichtheid aan zweefvliegen in de rand. Een brede rand met een grote variëteit aan plantensoorten had een grote dichtheid aan zweefvliegen (Rupert, 1995; Weiss & Stettmer, 1991). Hieruit lijkt af te leiden dat wegbermen zeer geschikt kunnen zijn voor zweefvliegen, mits ze voldoende breed, soorten- en structuurrijk zijn.

Over een corridorfunctie van wegbermen voor zweefvliegen is niets bekend.

### **Spinnen**

Spinnen behoren tot de meest voorkomende dieren. Naast klimaat en milieu, spelen microklimaat en -milieu een belangrijke rol in het voorkomen van spinnen. Ook van spinnen is redelijk goed bekend wat de habitateisen zijn en bijvoorbeeld hoe de relatie met de vegetatie is (Dräser, 1990).

Over het belang van wegbermen zijn enkele inventariserende onderzoeken bekend. Sayer & Schäfer (1995) vonden voor spinnen bij een inventarisatieonderzoek in wegbermen lagere dichtheden dan in het aangrenzende gebied. Dit ondanks de aan insecten aangepaste maaieregimes. Zij stellen dat voor spinnen bermen marginale leefgebieden zijn en zeker geen kerngebieden. Het onderzoek van het Centrum voor Milieukunde naar de bron-putwerking van akkerranden (waaronder ook een aantal wegbermen) lijkt een minder negatief beeld te geven (Canters et al., 1997; Tamis et

al., 1998). Ook Krause (1987) vond in ongestoorde, extensief beheerde randen en graslanden met een afwisselende vegetatie grote dichtheden aan (onder andere): wolf-, spring-, wiel-, kogel-, trechter-, krab- en zakspinnen. Uit inventarisaties in heggen en begroeide randen komt naar voren dat heggen ook habitat lijken te zijn (Pollard et al., 1979); bovendien lijken heggen bepalend te kunnen zijn voor grote dichtheden aan spinnen in aangrenzende graslanden (Duelli, 1990). Tamis et al. (1998) geven ook aan dat er een bronwerking van wegbermen en grasranden uitgaat.

Over een mogelijke corridorfunctie van bermen is niets bekend. Uit bovenstaande gegevens kan worden afgeleid dat wegbermen in ieder geval marginaal habitat zijn voor veel soorten spinnen en, indien goed beheerd, waarschijnlijk zelfs optimaal habitat.

### ***Wantsen & bladluizen***

Vrijwel al het onderzoek naar wantsen & bladluizen gaat over de schadelijke gevolgen van plagen voor agrarische gewassen en de bestrijding ervan. Enkele onderzoeken koppelen dit aan: landschapsstructuur, akkerranden, prooi-predatiebestrijding e.d. Een voorbeeld hiervan is het onderzoek van Weiss & Stettmer (1991) dat gericht is op bestrijding van bladluizen door het aanplanten van stroken akkerkruiden die predatoren van bladluizen moeten aantrekken. Relatief veel is bekend over de waardplantkeuze van bladluizen, de gevolgen van beheersmaatregelen en plaagbestrijding. Canters (1996) noemt in het akkerrandenonderzoek dat de dichtheid bladluizen in een akkerrand slechts beïnvloed lijkt te worden door twee variabelen. Dit zijn de breedte en de hoogte van de akkerrand. Een akkerrand van twaalf meter breed had een dubbele dichtheid aan bladluizen vergeleken met een rand van drie meter. Hetzelfde effect was waarneembaar voor de hoogte: hoe hoger de rand des te hoger de dichtheid aan bladluizen was. De hoogste aantallen werden gevonden in een kruidenrand, een grasrand was intermediair en de laagste aantallen werden gevonden in een graanrand (Canters, 1996). De dichtheid aan bladluizen in een gebied is sterk gecorreleerd met de dichtheid aan predatoren (Weiss & Stettmer, 1991; Groeger, 1993; Canters (1996).

Wat betreft het bermonderzoek zijn voor wantsen deels dezelfde uitkomsten als voor spinnen bekend. Sayer & Schäfer (1995) vonden lagere dichtheden in bermen in vergelijking met het achterliggende land. Uit een akkerrandenonderzoek (Tamis et al., 1998) kwam naar voren dat populaties van wantsen & bladluizen in wegbermen stabiel lijken te zijn. Dit is anders dan bij spinnen. Grasranden kunnen echter een putwerking voor bladluizen hebben. Het is dus onduidelijk in hoeverre bermen en randen optimaal zijn voor wantsen & bladluizen, en waardoor dit bepaald wordt. Groeger (1993) vond geen direct aantoonbare invloed van verschillen in landschapsstructuur (dichtheid aan heggen en randen) op de in de dichtheid van bladluizen, deze leek veel sterker afhankelijk van de predatordichtheid. Basedow (1989) vond ook veel grotere aantallen predatoren van bladluizen bij een hogere dichtheid aan randelementen. De bladluisbezetting kan als gevolg hiervan per gebied sterk verschillen (Basedow, 1989; Groeger, 1993).

Over een corridorfunctie van wegbermen voor wantsen & bladluizen is niets bekend.

### *Loopkevers*

Turin et al. (1991) geven een ecologische karakterisatie van loopkevers in Nederland (Coleoptera, Carabidae) op basis van een groot aantal vangstresultaten. Met behulp van informatie over habitatkeuze, -type, vegetatie, bodem en vocht zijn soorten van 862 locaties geordend. Zij onderscheiden acht groepen, met in totaal 285 soorten:

- A. soorten van heidevegetatie en hoogvenen,
- B. soorten van zandige locaties, kale gronden en naaldbos,
- C. soorten van open gebieden, duinlocaties en kusten,
- D. soorten van bossen en ruderaal plaatsen inclusief kalkgraslanden,
- E - G. soorten van verschillende typen beschaduwde habitats en
- H. eurytope soorten.

Binnen deze groepen onderscheiden zij subgroepen, die vooral gebaseerd zijn op vochtvoorkeur.

De meeste literatuur over loopkevers en wegbermen is in Nederland beperkt tot de groepen A en B (B1: *Corynephorretum*, duinen, schraalgraslanden). Daarnaast zijn er resultaten van een aantal inventariserende onderzoeken in wegbermen van andere locaties, waarbij ook naar loopkevers is gekeken (o.a. Tamis et al. 1998, Canters et al., 1997). Vermeulen (1995) onderscheidt 45 soorten die voorkomen in bermen van schrale graslandvegetaties en heide. Alle behoren geheel tot de groepen A en B. Daarnaast komen nog een aantal eurytope soorten in deze wegbermen voor, waaronder *Calathus*-soorten.

Verschillende bronnen geven echter aan dat de habitat- en corridorfunctie van randen niet beperkt is tot loopkevers van deze groepen (Burel, 1996; Petit & Burel, 1993; Gruttko, 1995; Tamis et al., 1998). Burel (1989, 1996) en Petit & Burel (1993) onderzochten randen en heggen op de functie als habitat en corridor voor eurytope bosgebonden loopkeversoorten. Afhankelijk van hun vegetatiesamenstelling, ouderdom en structuur waren heggen een optimaal habitat en een corridor voor de meer bosgebonden soorten. Mader (1979) bekeek voor wegen door bossen welke soorten in wegbermen voorkwamen. Uit de door hem opgestelde mobiliteitsdiagrammen en frequentieverdelingen van de vangsten blijkt duidelijk tussen stenotopie en eurytope bossoorten en soorten van open veld. Voor de eerste groep is de berm vooral een barrière, terwijl beide andere groepen veel frequenter in de berm te vinden waren. Zo kwam de meer aan bos gebonden loopkever (*Abax ater*) vrijwel niet in de berm voor, terwijl een echte eurytope soort (*Pterostichus niger*) relatief veel in de berm te vinden was. Niet voor alle soorten loopkevers zullen bermen dus een optimaal habitat kunnen vormen. Voor stenotopie bosloopkevers zullen de mogelijkheden van bermen als habitat en of corridor gering zijn omdat het geschikte type biotoop niet vaak in Nederlandse bermen voorkomt (Sykóra et al., 1993).

Burel (1996) en Petit & Burel (1993) vonden een positieve rol van verbindende elementen als heggen op de verspreidingsmogelijkheden van soorten en verbindingen van populaties.

De corridorfunctie is door Vermeulen (1995) in het veld en modelmatig onderzocht. Hij vond onder andere dat voor drie karakteristieke soorten van schrale graslanden, bermen een corridorfunctie zouden kunnen hebben. Gebieden met bomen en smalle stukken in de corridor hadden een barrière-effect. De afgelegde afstand in corridors was lager dan in optimale habitats, dit als gevolg van randeffecten in de corridor.

Vermeulen (1995) geeft op basis van veld- en modelonderzoek een maximale overbrugbare afstand van 50-150 m per jaar, afhankelijk van de soort. Het lijkt er dan ook op dat leefgebieden niet meer dan ca. 100 meter uit elkaar mogen liggen. Dit heeft alleen betrekking op bermen waarin geen reproductie plaats kan vinden. Bij bredere bermen waarin dit wel mogelijk is kunnen afstanden tot 400 meter tussen optimale leefgebieden in het achterland overbrugd worden. Ook dit is weer afhankelijk van de kwaliteit van de berm en van de soort. Gruttke (1995) noemt ook een afstand van 50-100 m waarover bermen als stabiele corridor (50 jaar) kunnen dienen, indien zij niet functioneren als reproductiehabitat. Ook voor andere habitattypen en soorten zijn vergelijkbare afstanden te vinden. Petit & Burel (1993) en Burel (1989, 1996) geven aan dat brede heggen, of smalle heggen met verbredingen of brede intersecties, ook over dergelijke afstanden als corridor voor *Abax ater* kunnen dienen. Per soort is een corridorfunctie naast habitatpreferenties echter sterk afhankelijk van de dispersiecapaciteit. Deze capaciteit is door Turin & Den Boer (1988) al aangegeven door soorten in diverse klassen, van goede tot slechte verbreiders, in te delen. Zij geven ook aan dat door de mens beïnvloede terreinen als vervangingshabitat vooral geschikt zijn voor zeer goede dispersers. Wegbermen zouden bovendien voor een aantal soorten ook een belangrijke verbredingsvector kunnen zijn voor areaaluitbreiding naar het noorden tengevolge van klimaatveranderingen (schr. meded. H. Vermeulen, 1998).

### ***Slakken***

Slakken hebben vochtige plekken nodig. Dergelijke plekken komen veel voor in greppels en kruidige en hoge grasranden (Marquet, 1987). Over de mogelijk functie en betekenis van wegbermen als habitat en/of corridor voor slakken is echter zeer weinig bekend. De meeste gegevens betreffen incidentele waarnemingen en geen gedetailleerd veldonderzoek. Zo geeft Dowsdell (1987 in: Sykóra et al., 1993) aan dat, voor de segrijnslak en de zwarte weegslak, bermen van grote weegbree een habitat kunnen zijn. Van alle in Nederland bekende landslakken zijn verspreidingsgegevens en habitatvoorkeur echter redelijk goed onderzocht (Gittenberger et al., 1984). De directe toepasbaarheid hiervan voor de habitat- en corridorfunctie van wegbermen is echter beperkter, omdat de gegevens moeilijk te veralgemeniseren zijn naar bermkarakteristieken en of -beheer.

De corridorfunctie van bermen voor slakken is door Baur & Baur (1992) onderzocht. In een model werd voor een soort die in de praktijk ook in de berm werd aangetroffen de dispersiesnelheid als functie van de bermbreedte bepaald. Een smalle berm resulteerde in een dispersie afstand van 6,5 meter per jaar in plaats van de maximale 8 meter bij een brede berm voor deze soort. Dit is verder ontwikkeld tot een metapopulatiemodel, waarin onder andere ook de verbreiding van de soort door stroomdalen gesimuleerd wordt (Akçakaya & Baur, 1996).



### 2.2.1.2 Grondgebonden gewervelden: kleine zoogdieren, reptielen en amfibieën

#### *Kleine zoogdieren*

Wat kleine zoogdieren en wegbermen betreft is er zowel voor de Nederlandse als de buitenlandse situatie redelijk wat bekend over de habitatkeuze per soort. In ons land is in 1989 inventariserend onderzoek op wegbermen uitgevoerd op 60 locaties (Van der Reest, 1989). In dit onderzoek werden negen verschillende soorten in wegbermen aangetroffen en twaalf in of zeer nabij de berm. Dit waren hoofdzakelijk muizensoorten. Wat betreft diversiteit en soortensamenstelling kunnen de bermen in bovengenoemd onderzoek vergeleken worden met weilanden. Algemener onderzoek naar bermen en randen, heggen en houtwallen, geeft aanvullende informatie over het voorkomen van soorten in relatie tot bijvoorbeeld ontwatering en vegetatie (Wammes, 1986; Van Vuure, 1985; Hansson, 1978; Pollard & Relton, 1970; Huijser & Bergers, 1997).

In hoeverre bermen en randen kunnen fungeren als optimaal habitat kan voor een deel worden afgeleid uit de populatiedichtheden die werden gevonden in eerdergenoemde inventarisatieonderzoeken. Volgens Van der Reest is vooral voor veldmuizen de berm optimaal habitat, terwijl rosse woelmuis en bosmuis in lagere dichtheden voorkomen dan in optimale leefgebieden in het achterland. Van der Reest (1989) en Getzl et al. (1978) geven aan dat de kwaliteit van het achterland en de mate van verbinding hierbij een belangrijke rol spelen.

Voor een deel geven experimentele veld- en modelstudies uit vooral buitenlands onderzoek hierbij aanvullend inzicht. Voorbeelden hiervan zijn onderzoeken naar de effecten van vorm van het leefgebied gerelateerd aan de populatiedynamica van muizen (Harper et al., 1993, Saitoh & Nakatsu, 1993). Het is de vraag in hoeverre deze resultaten extrapoleerbaar zijn naar Nederlandse soorten en wegbermen, maar dergelijk experimenteel onderzoek geeft in ieder geval wel inzicht in het mogelijk belang van bermkarakteristieken en de effecten van beheer. Het betreft soorten met vergelijkbare habitat- en/of voedselspecificatie en dispersiecapaciteiten als de Nederlandse soorten.

Ook de mogelijke corridorfunctie kan uit inventarisatiegegevens en mobiliteitsdiagrammen (Van der Reest, 1989; Mader, 1984; Liro & Szacki, 1991, 1994), invasiegegevens (Bodar & Van der Werf, 1981), en ook uit experimenten worden afgeleid. Deze laatste zijn hoofdzakelijk weer uitgevoerd met muizen. Zo hebben Andreassen et al. (1996) experimenten gedaan met verplaatsingen van muizen gerelateerd aan de grootte van onderbrekingen in de habitatvegetatie. Bij een onderbreking van 4 meter staken muizen het ontstane gat in de vegetatie niet meer over.

Uit de verschillende bronnen wordt niet altijd geheel duidelijk of de berm voor muizen volledig habitat is, dan wel 'slechts' een functiegebied. Het laatste wordt wel duidelijk aangenomen voor haas, konijn, wezel en egel (Van Apeldoorn & Kalkhoven, 1991; Wammes, 1986; Mulder 1996, Huijser & Bergers (1997). De auteurs baseren zich vooral op de grootte van de homerange en de verwachte

foerageer- en rustfunctie van de berm. Tabel 3 geeft de mogelijke functie van wegbermen voor kleine zoogdieren samengevat weer.

*Tabel 3 Mogelijke functie van bermen voor verschillende soorten kleine zoogdieren, gebaseerd op in de tekst genoemde literatuurbronnen*

Habitat optimaal	Habitat marginaal	Corridor	Functiegebied, m.n. foerageren
m.n. veldmuis bosmuis	Muizen in het algemeen, met name: rosse woelmuis aardmuis bosspitsmuis mol	Verondersteld voor kleine zoogdieren in het algemeen, met name: veldmuis rosse woelmuis eekhoorn mol	haas konijn egel wezel eekhoorn hamster (m.n. rustfunctie)

### **Reptielen**

Naar reptielen in wegbermen zijn in Nederland een aantal onderzoeken gedaan. Zuiderwijk (1989) onderzocht 106 locaties in wegbermen. Smit et al. (1996) bekeken de habitat en corridorfunctie van de A12 en het spoor Utrecht-Arnhem. In deze onderzoeken worden, met uitzondering van de muurhagedis, alle in Nederland voorkomende reptielen in wegbermen aangetroffen. De aantallen gevangen dieren zijn echter te klein om uitspraken te doen over de optimaliteit van de habitats. De vraag in hoeverre bermen optimaal habitat zijn, kan lokaal worden afgeleid uit het voorkomen in bermen in relatie tot direct aangrenzende optimale habitats. Zo komen zandhagedissen op bepaalde trajecten van de spoorbaan Ede-Arnhem algemeen voor (Smit et al., 1996). Hazelworm, zandhagedis en adder worden in bermen van autosnelwegen minder vaak aangetroffen dan in spoorbermen en in het achterland liggende optimale habitats (Zuiderwijk, 1989). Het is onduidelijk in hoeverre aanrijdingen of geluid hiermee te maken hebben.

Zuiderwijk beschrijft per soort de karakteristieken van de berm in relatie tot het voorkomen van de verschillende soorten. Per soort zijn er verschillende habitateisen die resulteren in aan- of afwezigheid in bepaalde biotopen. De bermhabitats waarin de verschillende soorten worden aangetroffen komen in het algemeen overeen met beschrijvingen van optimale leefgebieden. Echter, in een aantal gevallen lijkt het voorkomen van de soorten in bermen bepaald te worden door biotoopkenmerken waarvan dat niet bekend is uit beschrijvingen van optimale leefgebieden (Burny, 1984; Strijbosch, 1986; Stumpel, 1986; Pollard et al., 1979). Zo lijkt het voorkomen van de levendbarende hagedis in bermen gekoppeld te zijn aan een goed ontwikkelde boomlaag in een deel van de berm (Zuiderwijk, 1989). De beschrijvingen van optimale leefgebieden zeggen echter niets over de aanwezigheid van bomen in relatie tot het voorkomen van de levendbarende hagedis (Burny, 1984; Strijbosch, 1986; Stumpel, 1986; Pollard et al., 1979).

De betekenis van bermen is sterk gerelateerd aan de situatie in het aangrenzende achterland. Meestal vormen berm en achterland samen leefgebied voor een populatie. Hierbij is de berm in sommige gevallen zo essentieel dat een populatie kan bestaan door de aanwezigheid van het leefgebied in de berm (Smit et al., 1996). Hoe sterk dit verband is echter onduidelijk.

De functie van de wegberm als corridor is niet aangetoond, maar wel zijn plekken bekend waar soorten in bermen en randen zijn aangetroffen in tegenstelling tot het ook geschikt lijkende achterland. Dit geldt in het bijzonder voor de ringslang die sterk dispersiegedrag vertoont (Zuiderwijk, 1989; Madsen, 1984). Er is, wat betreft barrièrewerking van objecten, een duidelijk verschil tussen hagedissen en slangen. Wegen worden regelmatig overgestoken door slangen (o.a. Smit & Zuiderwijk, 1991), terwijl Zuiderwijk (1989) de frequent gemaaide bebakeningzone al een natuurlijke barrière voor hagedissen noemt. Gegevens over de verbreiding van ringslangen in nieuwe polders lijken de corridorfunctie van bermen te onderschrijven (Smit & Zuiderwijk, 1991). Vooral in de voortplantingstijd worden door ringslangen grotere afstanden afgelegd (tot 250 meter per dag), waarbij in totaal overbrugde afstanden van 3000 meter over ongeschikt gebied aannemelijk zijn (Smit & Zuiderwijk, 1991; Madsen, 1984). Daarnaast geldt echter ook dat bijvoorbeeld de adder een duidelijk gescheiden zomer- en winterbiotoop heeft, maar toch redelijk plaatsgebonden is.

### **Amfibieën**

Literatuur over amfibieën en verkeerswegen is vooral gericht op de effecten van de verkeersmortaliteit op populaties van overstekende padden (bijvoorbeeld: Jonkers & De Vries, 1977; Vos & Chardon, 1994; Vos, 1993). Afhankelijk van leeftijd en seizoen maken amfibieën gebruik van verschillende leefgebieden, die vaak van elkaar gescheiden liggen. Amfibieën kennen vaak een duidelijke landgebonden fase. Naast voortplantingsgebied dat vooral water omvat is er op het land een zomer- en winterleefgebied. Smit et al. (1996) geven bij een inventarisatie aan dat voor meerdere soorten bermen als optimaal habitat fungeren of kunnen fungeren; zowel voortplanting-, zomer-, als winterhabitat. Dit komt overeen met de bevindingen van Kuhn (1986) en Cooke (1974) die ook veel voortplantingsbiotopen en individuen van verschillende soorten in de nabijheid van wegen aantreffen (Tabel 4). Sloten en greppels kunnen voor kikkers en padden al snel voortplantingsbiotopen zijn (Cooke, 1974).

*Tabel 4 Voornaamste soorten amfibieën die in bermen aan te treffen zijn (vnl. gebaseerd op Smit et al., 1996; aangevuld met informatie uit: Vos & Stumpel, 1995; Vos, 1993; Müller & Steinwarz, 1987; Kuhn, 1986; Cooke, 1974)*

Door meerdere auteurs aangetroffen in bermen	Verwacht in bermen (in literatuur)
Kamsalamander (landhabitat)	Rugstreepad (landhabitat)
Kleine watersalamander	Alpenwatersalamander
Gewone pad (landhabitat)	Heikikker (landhabitat)
Bruine kikker	Boomkikker
Groene kikkercomplex	

Over de mogelijke corridorfunctie van bermen is weinig bekend op populatieniveau. Van individuen is bekend dat zij zich verplaatsen langs de lengterichting van de weg. Seabrook & Dettmann (1996) vonden dat op wegen door bossen de dichtheid aan padden hoger was dan in het omringende land en dat de wegen fungeerden als corridor. Müller en Steinwarz (1987) maken melding van de verplaatsing van jonge padden in vochtige bermgreppels. Oldham (1985) vond verplaatsing van padden in

de lengterichting van de weg over het asfalt. Dit komt ook overeen met waarnemingen van Van Gelder et al. (1986). Kuhn (1986) vond accumulatie van jonge dieren in wegbermen tijdens de trek. Het is de vraag in hoeverre deze verplaatsing gericht is, of dat het effect alleen optreedt door geleiding via de wegberm. Door Sinsch (1990) wordt opgemerkt dat voor de pad visuele landschapselementen voor de korte afstand richtinggevend zijn; voor de langer afstand is dit vooral de kompasrichting.

Samenvattend kan geconcludeerd worden dat er waarschijnlijk sprake kan zijn van een corridorwerking van wegbermen voor verschillende soorten amfibieën, maar dat de exacte mechanismen en voorwaarden waaronder dit optreedt minder duidelijk zijn.

### **2.2.1.3 Niet-grondgebonden gewervelden: (roof)vogels en vleermuizen**

#### ***Roofvogels, uilen en kraaiachtigen***

Het merendeel van het onderzoek aan vogels dat gerelateerd kan worden aan versnippering en/of wegen heeft betrekking op broedvogels; over wintergasten en trekvogels is vrijwel niets bekend. Dit zijn onderzoeken naar de negatieve aspecten van verkeer op broedvogeldichtheden in het achterland en effecten van ligging, oppervlakte, soortensamenstelling en vegetatiestructuur van versnipperde bosgebieden op de aanwezigheid van een vogelsoorten (Reijnen et al., 1991; Van Dorp & Opdam, 1987). Uit specifiek bermonderzoek naar de torenvalk, buizerd en bosuil (Van der Reest, 1989; Jonkers & De Vries, 1977) komt naar voren dat bembiotopen als voedselgebied soms geprefereerd worden boven andere terreinen, zoals akkers, dijken en kale gronden. Dit lijkt sterk afhankelijk te zijn van voedselaanbod aan muizen en insecten in de berm.

Binnen- en buitenlands onderzoek heeft aangetoond dat onder uilen en andere roofvogels relatief veel verkeersslachtoffers vallen en dat hierin een stijging waarneembaar is die te relateren is aan toename van de verkeersintensiteit (Van den Tempel, 1993; Jonkers & De Vries, 1977; Bergmann, 1974). De gevolgen zijn in Nederland het grootst voor de kerk-, steen-, bos- en ransuil, torenvalk, buizerd en blauwe reiger. Bij de kerkuil is bekend dat er door aanrijdingen gevolgen op populatieniveau zijn. Het percentage verkeersslachtoffers onder de dood gevonden kerkuilen is meer dan 40%. Dit lijkt gecorreleerd te zijn met het aanbod aan muizen in de berm, hetgeen de laatste jaren is toegenomen als gevolg van extensiever maaibeheer (Van den Tempel, 1993). Maatregelen ten gunste van kleine zoogdieren zijn dus niet per definitie gunstig voor roofvogels; de kans op het creëren van een 'sink' is aanwezig.

Een voor muizeneters optimale berm is minimaal 2-2,5 m breed, grazig en ligt in een open landschap; dit zijn hoofdzakelijk bermen van autosnelwegen. Daarnaast kan de weg zelf een voedselbron zijn voor aaseters als uilen, zwarte kraaien en eksters. In hoeverre deze voedselbron bijdraagt aan de optimaliteit van hun habitat is onduidelijk, daar waarnemingen vooral betrekking hebben op vorst- en winterperiodes. Bovendien vallen er hierbij veel slachtoffers (Jonkers & De Vries, 1977).

De corridorfunctie van wegbermen voor vogels heeft in het bijzonder weer betrekking op broedvogels (bijvoorbeeld: Dunning et al., 1995; Sherry & Holmes, 1985). In hoeverre bermen een geleidende functie (corridorfunctie) voor roofvogels hebben is onbekend. Jansen & Reyrink (1985) geven bijvoorbeeld aan dat ook veel roofvogels kwetsbaar zijn voor een vermindering van de dichtheid aan opgaande lijnvormige beplantingen. In hoeverre dat gebaseerd is op voedselaanbod of geleiding, of dat er slechts sprake is van een nog niet begrepen correlatief verband, is niet duidelijk. Op grond van de grotere mobiliteit van roofvogels is te verwachten dat de corridorfunctie voor de meeste soorten minder belangrijk is.

### ***Vleermuizen***

Bepaalde vleermuissoorten zijn gebonden aan lijnvormige elementen en andere aan door bomenstructuren bepaalde vegetaties. Voorbeelden hiervan zijn de grijze en de gewone grootoorvleermuis, laatvlieger, rosse vleermuis, ingekorven vleermuis en dwergvleermuis (Broekhuizen et al., 1992; Limpens et al., 1997). Deze soorten maken bij het foerageren en/of verplaatsen, op verschillend ruimtelijk schaalniveau, gebruik van deze vegetaties. Vleermuizen maken om uiteenlopende redenen gebruik van lijnvormige landschapselementen: ze bieden voedsel en beschutting tegen wind en predatoren en ze hebben vermoedelijk een functie bij de navigatie in het landschap. Zo foerageren dwergvleermuizen regelmatig in de herfst rond lantarenpalen (De Jong & Ahlén, 1991). Daarnaast is er een aantal boombewonende vleermuizen, zoals de watervleermuis en de rosse vleermuis, waarvoor oude laanbomen waarschijnlijk een verblijffunctie hebben (Limpens et al., 1997) (Tabel 5). Het jachtgebied van vleermuizen kan verschillende kilometers van het rustgebied liggen (Broekhuizen et al., 1992; Helmer, 1983), waarbij iedere dag dezelfde route wordt gevlogen. Afhankelijk van het sonarbereik zijn soorten meer of minder gebonden aan kleinschalige landschapselementen, bosranden en bomenlanen, zowel tijdens jacht als op weg naar een geschikt en bekend jachtgebied (Limpens et al., 1989, Broekhuizen et al., 1992; Helmer, 1983). Op basis daarvan kunnen ook modernere wegobjecten zoals geluidswallen mogelijk bijdragen aan een grotere landschapsconnectiviteit voor vleermuizen (Limpens et al., 1997; Kapteyn, 1995).

Onderzoek bij IBN-DLO (sinds 2000 Alterra Wageningen UR) levert aanbevelingen op voor de inrichting en het beheer van landschappen en landschapselementen ten behoeve van vleermuizen, die betrekking hebben op de dichtheid, configuratie en structuurkenmerken van lijnvormige, opgaande begroeiingen, de maximaal toelaatbare grootte van 'gaten' in lijnvormige elementen, en de insectenrijkdom van open terreinen (Verboom & Huitema, 1997). Er zijn plannen uitgewerkt voor de uitwerking van deze resultaten in de vorm van een 'decision support system' voor beheerders en inrichters van landschappen en landschapselementen. De afhankelijkheid en betekenis van bermen is vrijwel geheel gerelateerd aan beplanting. Niet alleen in de berm zelf, maar ook de aan- of afwezigheid daarvan in het achterland. De corridorfunctie lijkt, mits een berm voldoende structuurdragende elementen bevat, voldoende aangetoond. Per soort zijn er sterke verschillen in het gebruik van en de gebondenheid aan landschapselementen (Limpens et al., 1989). De

mate waarin bermen van rijkswegen fungeren als foerageergebied in vergelijking met andere biotopen is minder duidelijk.

Tabel 5 Mogelijkheden van beplante bermen als habitat en/of corridor voor vleermuizen (Broekhuizen et al., 1992; Van Apeldoorn & Kalkhoven, 1991; Limpens et al., 1989; Limpens et al., 1997)

Soort	Foerageergebied	Verblijf-/rustfunctie	Corridor
<i>rosse vleermuis</i>	ja	mogelijk in boomholten	Ja
<i>grootoorvleermuis</i>	ja	mogelijk in boomholten	Ja
<i>watervleermuis</i>	ja	mogelijk in boomholten	Ja
<i>meervleermuis</i>	ja	-	Nee
<i>baardvleermuis</i>	ja	mogelijk in boomholten	Onbekend
<i>dwerfvleermuis</i>	ja	-	Ja
<i>laatvlieger</i>	ja	-	Ja
<i>franjestaat</i>	ja	mogelijk in boomholten	Onbekend

#### 2.2.1.4 Overzichtstabel

Tabel 6 geeft weer of er informatie voorhanden is met betrekking tot de verschillende diergroepen en de mogelijke functies daarvoor van wegbermen. Daarnaast laat de tabel zien welke functies bermen kunnen vervullen voor de genoemde groepen en in welke mate. Ook hierbij speelt de mate van kennis een rol: een groep kan geselecteerd zijn op grond van het feit dat literatuurbronnen aan de berm een habitatfunctie toekennen, terwijl over de corridorfunctie weinig of niets bekend is (bijvoorbeeld: zweefvliegen en slakken).

Voor de meeste diersoorten uit de besproken groepen zijn bermen vooral marginaal habitat of functiegebied zijn. Per onderzoek, per soort en per soortengroep kan dit echter sterk wisselen. Toch zijn er ook een redelijk aantal soorten waarvoor de berm optimaal habitat kan zijn. Dit geldt vooral voor soorten uit de groepen sprinkhanen & krekels, dagvlinders, bijen, zweefvliegen, loopkevers en reptielen, en daarnaast voor een tweetal muizensoorten en wellicht een aantal amfibieën en vleermuizen.

De corridorfunctie van wegbermen is voor de meeste groepen onvoldoende onderzocht om gefundeerde uitspraken te doen. Voor een aanzienlijk aantal soorten uit de groepen sprinkhanen & krekels, bijen, loopkevers, kleine zoogdieren, reptielen, amfibieën en voor vleermuizen bestaat er reden om tenminste een geringe betekenis van wegbermen als corridor te veronderstellen. Voor een gering aantal soorten (m.n. onder de loopkevers, zoogdieren, reptielen en amfibieën) lijkt een corridorfunctie van grotere betekenis.

Tabel 6 Overzicht van diergroepen waarvan soorten in aanmerking komen voor onderzoek naar de functie van wegbermen als habitat en corridor. De beschikbaarheid van kennis en gegevens is ingedeeld naar de ruimtelijke functies en de corridorfunctie van wegbermen

Soortengroep	Berm kan optimaal habitat zijn	Berm kan marginaal habitat zijn	Berm is vooral functiegebied	Berm kan fungeren als corridor	Gegevensbeschikbaarheid m.b.t. bermen
<i>Sprinkbanen &amp; krekels</i>	voor ca. 50 <sup>0</sup> soorten	voor zeer groot deel soorten	-	verwacht voor goede verbreiders	Hoog
<i>dagvlinders</i>	ca. 15 soorten geïnventariseerd, meer verwacht	ca. 35 soorten geïnventariseerd, meer verwacht	foerageerfunctie voor groot aantal soorten	verwacht, sterk soortafhankelijk	zeer hoog
<i>bijen</i>	groot aantal soorten	groot aantal soorten	foerageerfunctie voor groot aantal soorten verwacht	mogelijk	Matig
<i>zweefvliegen</i>	groot aantal soorten verwacht, voor groep aangetoond	groot aantal soorten verwacht, voor groep aangetoond	foerageerfunctie voor groot aantal soorten verwacht	onbekend	Laag
<i>spinnen</i>	bronnen tegenstrijdig	zeer veel soorten	-	onbekend	Matig
<i>wantsen &amp; bladluizen</i>	mogelijk	aangetoond	-	onbekend	laag (niet specifiek)
<i>loopkevers</i>	voor veel soorten aangetoond, specifieke groep mogelijk	voor veel soorten aangetoond, specifieke groep verwacht	-	voor beperkt aantal aangetoond, voor andere verwacht	zeer hoog
<i>slakken</i>	mogelijk	verwacht	-	wellicht mogelijk	zeer laag
<i>kleine zoogdieren</i>	m.n. veldmuis bosmuis	muisen algemeen: rosse woelmuis, aardmuis, bosspitsmuis, mol	haas, konijn, egel ?, wezel, eekhoorn, hamster	zoogdieren algemeen m.n. veldmuis en rosse woelmuis, eekhoorn, mol	Hoog, maar wisselt per soort
<i>reptielen</i>	vrijwel alle reptielen	vrijwel alle reptielen	vrijwel alle reptielen, afhankelijk van de locatie	m.n. ringslang, andere soorten ook verwacht	Hoog
<i>amfibieën</i>	alleen i.g.v. sloot of poel mogelijkheden	vooral i.g.v. sloot of poel mogelijkheden	zomerbiotoop voor ca. 10 soorten	verschillende soorten m.n. voor kikkers en padden onderzocht	Wisselt, m.n. kikkers en padden meer beschikbaar
<i>(roof)vogels</i>	-	-	foerageergebied m.n. voor muizeneters	onbekend/mogelijk	Matig/hoog
<i>vleermuizen</i>	mogelijk enkele boombewonende soorten	mogelijk enkele boombewonende soorten	foerageergebied ca. 8 soorten	geleiding structuurrijke bermen ca. 8 soorten	Hoog, vooral m.b.t. geleidende functie

### 2.2.1.5 Aanvullende informatiebronnen

Aanvullende informatie is wellicht te vinden bij onderzoek dat verricht is in biotopen die op bermen lijken qua vegetatiestructuur en -samenstelling. Hierbij zullen we vooral letten op de soortengroepen waarbij de kennis over de habitat- en/of corridorfunctie van bermen volgens Tabel 6 minder groot is.

Het aantal biotopen dat langs wegen kan voorkomen is beperkt. Wegbermen bestaan in het algemeen uit open, droge tot matig vochtige biotopen. Dit zullen veelal gras- of heidebiotopen zijn, met in het gunstigste geval enkele kenmerken van struik- of bosrandbiotopen. Sýkora et al. (1993) hebben een typologie van de plantengemeenschappen van Nederlandse wegbermen ontwikkeld. Van een aantal diersoorten is bekend dat ze voorkomen in vegetatietypen die overeenkomsten hebben met de door Sýkora et al. (1993) beschreven plantengemeenschappen. Met name onderzoek naar de fauna van bepaalde graslandvegetaties kan inzicht geven in de minder goed onderzochte fauna, of potentiële fauna, van bermen. Uit meerdere onderzoeken blijkt dat er grote verschillen in soortensamenstelling en -dichtheden kunnen bestaan, in afhankelijkheid van bijvoorbeeld de grootte van graslanden (Canters et al., 1997; Kleukers et al., 1993). Extrapolatie naar bermen mag dus niet

zondermeer plaatsvinden. Dergelijke gegevens zijn echter wel gebruikt om een indruk te krijgen van de onderzoekbaarheid van de soortengroepen, de wijze waarop dit mogelijk is en de bepalende factoren voor voorkomen in het algemeen. Voorbeelden van dergelijk onderzoek zijn lokale inventarisaties van de fauna van bijvoorbeeld uiterwaarden, akkerranden, graslandvegetaties of anders agrarisch gebruikte gronden (Curry, 1986; Canters et al., 1997; Gerritsen et al. 1987; Kleukers et al., 1993; Lenders & Van Wezel, 1986; De Snoo & Udo de Haes, 1994).

Ook onderzoek naar de relaties tussen het voorkomen van diersoorten en bepaalde landschaps-, milieu- of beheersvariabelen is relevant. Voorbeelden hiervan zijn onderzoeken naar de aanwezigheid van faunasoorten en de dichtheid van waardplanten of boseslementen (Kwak, 1994; Mabelis & Van der Velden, 1992), en de relatie tussen het beheer van graslanden en het voorkomen van ongewervelden (Siepel et al., 1987). Bijvoorbeeld voor zweefvliegen bepaalt de aanwezigheid van voedselbronnen als rottend hout, luizen en mest meer de verspreiding dan de aanwezigheid van bloeiende planten (Kwak, 1994). Dergelijke habitatgeschiktheidsgegevens zijn goed extrapoleerbaar naar bermen en zijn van belang voor een bepaling van de mate van geschiktheid van bermen als habitat of corridor.

Deze bovenstaande biotoop-benadering biedt perspectief om inzicht te krijgen in terreingebruik, dichtheden, kenmerkende vegetatietypen en floristische afhankelijkheden voor vooral de volgende soortengroepen:

- bijen,
- zweefvliegen,
- wantsen & bladluizen,
- slakken,
- spinnen.

De biotoop-benadering heeft vooralsnog geen wijzigingen opgeleverd in de inschatting van de functies van wegbermen voor de genoemde groepen (Tabel 6 in § 0). Het levert echter wel waardevolle informatie voor de bepaling van de voorwaarden waaronder deze functies vervuld kunnen worden, en daarmee voor een eventueel beheersinstrument of een op de fauna gerichte bermtypologie (Hoofdstuk 3).

## **2.3 Belang van de relatie van de fauna in bermen met het achterland**

### **2.3.1 Betekenis van het achterland**

Voor de mogelijke functie van een berm als habitat of corridor kan de actuele verspreiding van een soort buiten de bermen zeer bepalend zijn. Dit gebied wordt het 'achterland' genoemd. Afhankelijk van de mate waarin dit het geval is, kan dit op zichzelf een selectie criterium zijn voor de strategische soortengroepen. Daarnaast zijn er verschillende functionele relaties mogelijk tussen bermhabitats en het achterland (§2.3.2). De kennis van deze relaties wisselt sterk per soortengroep.



Indien de berm een potentiële habitatfunctie heeft en de betreffende soortengroep geen goede verbreider is, zal het functioneren van de berm als habitat afhangen van de vraag of er bezette leefgebieden in het achterland aanwezig zijn (geval 1 in Figuur 1). Zijn deze er niet en ontbreekt het aan een 'ecologische infrastructuur' die het achterland verbindt met verder gelegen bezette leefgebieden, dan is kolonisatie van de berm uitgesloten. Resultaten van een inventariserend onderzoek in Duitsland bevestigen dit. De fauna van het achterland was medebepalend voor de ontwikkeling of faunagemeenschappen, hun ecologische en faunistische waarde, en voor de mogelijke soortontwikkelingen als gevolg van beheer (Sayer & Schäfer, 1995).

Inventarisaties van soorten in Nederlandse wegbermen geven voor een aantal soorten en soortengroepen eenzelfde beeld: het voorkomen van soorten in de berm is vaak een afgeleide van het voorkomen in het achterland (Van der Reest, 1989; Zuidervijk, 1989; Smit et al., 1996; Bink et al., 1996). Vaak wordt echter de koppeling niet expliciet gemaakt op basis van functionele relaties, maar op basis van vermoed of aangetoond voorkomen in het achterland. Bovendien wordt het achterland in het algemeen veel globaler geïnventariseerd.

Ook voor de mogelijke refugiumfunctie van de berm (§2.4) is het afhankelijk van de ligging van potentiële leefgebieden in het achterland of deze vanuit de berm geherkoloniseerd kunnen worden (o.a. Vermeulen, 1995).

De eventuele corridorfunctie van bermen hangt geheel af van de aanwezigheid van populaties van een soort in het achterland, waarvoor deze functie vervuld kan worden (geval 2, 4 en 5 in Figuur 1). Ook bij nog te realiseren natuurontwikkelingsgebieden of verbindingen tussen kerngebieden in het kader van de Ecologische Hoofdstructuur kan de berm een rol spelen als potentiële corridor, mits er voldoende aansluiting is bij de nieuwe leefgebieden. Bij de realisatie van maatregelen in de berm is het dan ook van belang rekening te houden met de aanwezigheid van leefgebieden in het achterland, die door het bermgedeelte functioneel met elkaar in verbinding kunnen worden gebracht. De dispersiemogelijkheden in het achterland spelen hierbij een grote rol. Indien het achterland geen mogelijkheden tot dispersie biedt wordt de eventuele functie van de berm als corridor belangrijker.

### **2.3.2 Actuele verspreiding en relatie met het achterland per soortengroep**

#### ***Sprinkhanen & krekels***

Ongeveer één derde van de voorkomende soorten heeft een beperkte verspreiding. Dit is in Tabel 1 (§2.2.1.1) aangegeven met de lokaliteit per soort, namelijk als het aantal km-blokken waarin een soort is aangetroffen. De relatie met het achterland is onduidelijk, maar verwacht wordt dat er een bronwerking van randen uit kan gaan naar het achterland (Canters, 1996).

#### ***Dagvlinders***

Een groot aantal dagvlindersoorten heeft een beperkt verspreidingsgebied, enkele andere zijn meer algemeen verspreid. Als informatiebron is, naast

verspreidingsatlassen, ook een grote hoeveelheid recente vlinderwaarnemingen op km-hok-basis aanwezig (Van Swaay & Ketelaar, 1998; Tax, 1989). Ook een aantal bermsoorten kent een beperkt verspreidingsgebied (§2.2.1.1). De verspreiding van vlinders is waarschijnlijk meer afhankelijk van de verspreiding van de voedselplant voor de rups, dan van die van de nectarplant voor de vlinder (Kwak, 1994). In hoeverre dit voor alle vlindersoorten geldt is onbekend. De relatie met het achterland komt bij vlinders vooral tot uiting in het aandeel dat de trekkers en de gasten (§2.2.1.1) hebben in het totaal aantal soorten op een locatie. In gesloten landschappen was dit aandeel laag; halfopen landschappen scoorden hierbij het hoogst (Bink et al., 1996). Dit lijkt er op te wijzen dat de relatie met het achterland voor deze soorten van belang is, vooral wat een eventuele corridorfunctie betreft.

### ***Bijen***

Sommige bijensoorten hebben een beperkt tot zeer beperkt verspreidingsgebied in Nederland (Koster, 1986; Van Iperen, 1995). Over de relatie tussen berm en achterland van bijen is weinig bekend. Aangenomen kan worden dat de berm meestal deel uitmaakt van een groter leefgebied. Zo nemen Tamis et al. (1998) aan dat het kleine aantal bijen dat gevonden werd in suikerbietenakkers, in verhouding tot bermen, passanten betrof.

### ***Spinnen en zweefvliegen***

De actuele verspreiding van alle in §2.2.1.1 genoemde spinnenfamilies beslaat vrijwel heel Nederland; per soort kan dit echter verschillen (Van Katwijk, 1976). Hetzelfde geldt voor een groot aantal zweefvliegen die wijdverspreid zijn over Nederland (Verlinden, 1991). Gilbert (1986 in: Kwak, 1994) haalt aan dat de verspreiding van zweefvliegen meer bepaald zou worden door de voor voedsel aanwezige luizen, mest, rottend hout, etc., dan alleen de aanwezigheid van bloeiende planten. De relatie met het achterland lijkt in agrarische gebieden seizoensgebonden te zijn. In het voorjaar foerageerden zweefvliegen vooral op teeltgewassen, in de zomer waren bloeiende planten in de veldranden een belangrijke voedselbron (Rupert, 1995).

### ***Wantsen & bladluizen***

Uit de bepaling van de duurzaamheid van populaties in akkerranden (Tamis et al., 1998) kwam naar voren dat populaties van wantsen & bladluizen in wegbermen stabiel lijken te zijn (geen bron, maar ook geen put). Grasranden en bermen kunnen echter een putwerking voor bladluizen hebben. In dat geval is de aanwezigheid van een bronpopulatie in het achterland dus een noodzaak voor het voortbestaan van de bermbevolking. Tamis et al. (1998) vond dat grasranden een putwerking voor bladluispopulaties kunnen hebben. Het is dus onduidelijk in hoeverre randen stabiele populaties kunnen herbergen en waardoor dit bepaald wordt. Door de in het algemeen hogere predatordichtheid in randen en bermen lijkt op het eerste gezicht een mogelijke refugiumfunctie van bermen minder aan de orde (Basedow, 1989; Groeger, 1993).

### ***Loopkevers***

De actuele en potentiële verspreiding van loopkeversoorten is sterk afhankelijk van mate waarin soorten gebonden zijn aan habitats en de beschikbaarheid hieraan in

Nederland. Turin & Den Boer (1988) beschrijven 80 soorten die, naast een aantal andere criteria, niet alleen maar lokaal voorkomen en dus algemener verspreid zijn. Zij geven bovendien weer dat de meeste soorten die alleen maar lokaal in Nederland voorkomen, zich aan de rand van hun geografische verspreidingsgebied bevinden. Het belang van aanwezigheid van een soort in het achterland is afhankelijk van de kwaliteit van het bermhabitat en de soortspecifieke eigenschappen. Zo komt de soort *Cymindis macularis* alleen voor in bermen indien er binnen 100 meter een heideterrein in het achterland aanwezig is (Vermeulen, 1995).

### ***Kleine zoogdieren***

De verspreiding van kleine zoogdieren wisselt sterk per soort. Enkele soorten zijn zeer algemeen, bijvoorbeeld veldmuis, konijn, wezel, egel en mol. Andere komen beperkter voor: hamster, eikelmuis, noordse woelmuis, ondergrondse woelmuis (Dijkstra, 1997; Broekhuizen et al., 1992). Er zijn aanwijzingen dat door agrarische teeltsystemen er seizoensgebonden verplaatsingen van muizen tussen berm en achterliggend agrarisch gebied plaatsvinden (Van der Reest, 1989; Pollard & Relton, 1970). Ook de aanwezigheid van een muizensoort in de berm kan bepaald worden door het type achterland en de aan-/afwezigheid van barrières, zoals bermsloten (Van der Reest, 1989).

### ***Reptielen***

Reptielen kennen een relatief beperkt verspreidingsgebied. Per soort kan dit sterk verschillen. Zo komt de ringslang waarschijnlijk voor in drie metapopulaties in Nederland, verspreid over het midden en noorden van het land (Smit & Zuiderwijk, 1991). Daarnaast is het verspreidingsgebied van de zandhagedis hoofdzakelijk beperkt tot droge zandgronden (Creemers, 1996). De betekenis van bermen is sterk gerelateerd aan de situatie in het aangrenzende achterland. Meestal vormen berm en achterland samen één leefgebied voor een populatie. Hierbij is de bermhabitat in sommige gevallen zo essentieel dat een populatie bestaat door aanwezigheid hiervan (Smit et al., 1996). In hoeverre dit een kwantitatief of kwalitatief verband is, is onduidelijk.

### ***Amfibieën***

De verspreiding over Nederland van amfibieën wisselt sterk per soort. Van de amfibieën in Nederland zijn alleen de kleine watersalamander, gewone pad, rugstreeppad, groene kikker complex en bruine kikker niet zeldzaam en worden niet bedreigd. Sommige 'bermsorten' zijn dan ook slechts in een beperkt aantal uurhokken te vinden (alpenwatersalamander, boomkikker, heikikker, kamsalamander), terwijl de gewone pad, de bruine kikker en het groene kikkercomplex veel algemener verspreid zijn (Creemers, 1996; Bergmans & Zuiderwijk, 1986; Vos, 1993). Voor recente verspreidingsgegevens van alle reptielen amfibieën in Nederland wordt verwezen naar Creemers, 1996). De functie van het achterland is voor amfibieën erg belangrijk, vooral indien de berm slechts een seizoengebonden functiegebied is. De meest voorkomende situatie lijkt te zijn dat de sloten, plassen en poelen buiten de berm als voortplantingsbiotoop fungeren en dat bermen fungeren als zomer-/winterbiotoop. Het instandhouden van de relatie tussen de verschillende seizoensbiotopen is essentieel voor het voortbestaan van

amfibieënpopulaties. Indien door wegen deze verbinding wordt verbroken lijken er soms mogelijkheden te zijn om in de berm nieuwe voortplantingsbiotopen te creëren (Kuhn, 1986; Müller & Steinwarz, 1987; Vos, 1993; Smit et al., 1996). Dit kan met name door aanleg van poelen (Kuhn, 1986; Oort, 1995; Vos, 1993).

### ***(Roof)vogels***

De relatie met het achterland voor (roof)vogels is altijd expliciet aanwezig, omdat de berm slechts functiegebied is, dus nooit volledig habitat. De verspreiding van alle vogelsoorten in Nederland is zeer goed bekend (Boele et al., 1997, SOVON, 1987; Osieck, 1986). Veel (roof)vogels komen over een groot deel van Nederland voor (bijvoorbeeld: torenvalk, buizerd). Voor een aantal andere soorten geldt dat ze een beperkte verspreiding in Nederland hebben (bijvoorbeeld grauwe en de blauwe kiekendief) en/of zeer sterk gebonden zijn aan een bepaald landschapstype. Zo komt de sperwer vrijwel alleen voor op de zandgronden. Dit kan verklaard worden door zijn gebondenheid aan landschappen met voldoende dekking voor zijn jachtwijze en de eisen aan het broedbiotoop, namelijk bos.

### ***Vleermuizen***

De algemeenheid van de verspreiding van vleermuizen in Nederland wisselt per soort. Relatief wijd verspreid zijn laatvlieger, dwergvleermuis en de franjestaart (Limpens et al., 1997; Van Apeldoorn & Kalkhoven, 1991). De rest van de soorten kent een beperkte tot zeer beperkte verspreiding, waarbij voor veel soorten Zuid-Limburg het belangrijkste verspreidingsgebied in Nederland is (Limpens et al., 1997; Broekhuizen et al., 1992). Het belang van het achterland is per definitie groot daar de berm in alle gevallen dient als functiegebied.

### **2.3.3 Overzichtsabel**

Tabel 7 geeft op basis van de literatuur aan in hoeverre soortengroepen in Nederland een beperkte verspreiding hebben en hoe belangrijk de functie van het achterland voor de verschillende soortengroepen hierbij is.

Tabel 7 Belang van het achterland voor de actuele verspreiding van de soortengroepen bij bepaling van de mogelijke functie van wegbermen als habitat of corridor op basis van literatuuronderzoek

Soortengroep	Verspreiding in Nederland van 'berm'-soorten	Belang achterland voor uitwisseling met berrpopulatie	
		relatie op niveau individu	relatie op niveau populatie
<i>Sprinkhanen &amp; krekels</i>	relatief groot aantal met beperkte verspreiding, Tabel 1, §2.2.1.1	Klein	klein
<i>Dagvlinders</i>	aantal soorten met beperkte verspreiding, Tabel 2, §2.2.1.1	Geldt m.n. voor trekkers en gasten	groot m.n. voor trekkers en gasten, m.n. foerageerfunctie achterland bepaalde seizoenen
<i>Bijen</i>	aantal soorten beperkt, veel soorten wijd verspreid	Onbekend, verwacht wordt groot	onbekend, verwacht wordt groot
<i>Zweefvliegen</i>	klein aantal soorten beperkt	Berm heeft foerageerfunctie in bepaalde seizoenen. rest in achterland	groot, voor foerageerfunctie achterland bepaalde seizoenen
<i>Spinnen</i>	wijd verspreid, per soort minder bekend	Onbekend, verwacht wordt laag	onbekend, verwacht wordt klein
<i>wantsen &amp; bladluizen</i>	wijd verspreid	Onbekend, verwacht wordt laag	achterland heeft soms noodzakelijke bronfunctie (grasranden)
<i>Loopkevers</i>	aantal groepen beperkt, zie §2.2.1.1, gebieden wisselen sterk per soortengroep	Minder groot	kan groot zijn, kennis van beperkt aantal soorten
<i>Slakken</i>	voor berrsoorten onbekend	Onbekend, verwacht wordt laag	onbekend, verwacht wordt klein
<i>kleine zoogdieren</i>	wisselt sterk per soort, meeste soorten wijd verspreid	Voor m.n. aantal muizensoorten bekend, andere soorten verwacht	van een aantal (muizen)soorten bekend
<i>Reptielen</i>	algemeen (zeer) beperkte verspreiding, verspreiding wisselt sterk per soort	m.n. ringslang erg groot	groot voor alle soorten
<i>Amfibieën</i>	wisselt per soort, beperkter verspreid: alpenwater- & kamsalamander, boom- & heikikker, rugstreeppad	Groot, berr vnl. zomerbiotoop	groot, berr vnl. zomerbiotoop
<i>(roof)vogels</i>	in het algemeen beperkte verspreiding, gebieden wisselen sterk per soort, aantal soorten wijd verspreid	Per definitie groot, berr is functiegebied	per definitie groot, berr is functiegebied
<i>Vleermuizen</i>	(zeer) beperkte verspreiding, m.u.v.: laarvlieger, dwergvleermuis en franjestaart	Per definitie groot, berr is functiegebied	per definitie groot, berr is functiegebied

## 2.4 Faunistische waarde

### 2.4.1 Soortengroepen met een hogere waarde

Vanuit het oogpunt van natuurbehoud is het belangrijk om te constateren dat naast de waarde die aan een soort zelf kan worden toegekend, bijvoorbeeld om redenen van zeldzaamheid of internationale betekenis, een soort ook een indicatorfunctie kan hebben ten aanzien van andere in hetzelfde type biotoop voorkomende soortengroepen, planten of plantengemeenschappen en/of ecologische functies (Cuperus et al., 1988; Sýkora, 1997). Op grond van deze overwegingen wordt voorgesteld aan de volgende groepen een hogere faunistische waarde toe te kennen:

1. Soorten die van belang zijn uit het oogpunt van natuurbehoud. Dit zijn soorten uit het natuurbeleidsplan (de zogenaamde 'itz-soorten'; Min. van LNV, 1990), of zeldzame of bedreigde soorten die niet in het natuurbeleidsplan staan. Voorbeelden hiervan zijn de door de Natuurbeschermingswet beschermde soorten.
2. Soorten die kritisch staan ten opzichte van bepaalde milieufactoren; zoals: vermesting, verdroging, versnippering en verstoring. Vaak maar niet altijd betreft dit soorten die aan de top van de voedselketen staan (Duel, 1992). Deze soorten worden vaak aangeduid als 'indicatorsoorten'. Voor dit onderzoek zijn met name soorten van belang die gevoelig zijn voor habitatversnippering.

3. Soorten die voor overleving op het lokale populatie- of metapopulatie-niveau voor één of meerdere functies in hun leven min of meer afhankelijk zijn van wegbermen. Dit kan aangeduid worden met de 'refugiumfunctie' van bermen voor deze soorten.

Voor zover het belang van soorten voor het natuurbehoud is gebaseerd op zeldzaamheid, trend en internationale betekenis, is de betekenis van soorten van bermen in het algemeen vrij gering. De meeste in wegbermen voorkomende soorten zijn in Nederland vrij algemeen, zeker niet zeldzaam (De Vries, 1997). Als we de soortengroepen uit Tabel 6 (§0) vergelijken met de aandachtssoorten uit het natuurbeleid, dan vinden we toch een aantal soorten reptielen, amfibieën, dagvlinders, bijen en loopkevers.

De algemeenheid van de meeste soortengroepen in bermen hangt ook ten dele samen met de weinig specifieke habitateisen die deze groepen stellen, waardoor ze in het algemeen een vrij lage indicatorwaarde hebben. Toch zijn een aantal van de tot dusverre geselecteerde soortengroepen tamelijk gevoelig voor versnippering. De bijdrage van versnippering in de achteruitgang van soorten is het onderwerp geweest van verschillende onderzoeken. Ovaa et al. (1993) hebben voor verschillende soortengroepen een inschatting gemaakt van de effecten van verschillende milieuproblemen, waaronder versnippering. Zij deden dit voor dagvlinders, vleermuizen, zoogdieren en loopkevers. Van Strien et al. (1997) hebben voor een tiental soortengroepen per waarschijnlijke oorzaak het aandeel bepaald van die oorzaak in de achteruitgang van soorten. De conclusie was dat de relevante factoren per soortengroep aanzienlijk kunnen wisselen, maar dat voor veel soortengroepen versnippering één van de belangrijkste oorzaken lijkt te zijn. Bergers & Kalkhoven (1996) en Kalkhoven (1997) geven op verschillende schaalniveaus aan hoe groot de fractie van het aantal soorten in een aantal soortengroepen is dat gevoelig is voor versnippering. De algemene conclusies die zij hieruit trekken zijn dat kleine dieren eerder last hebben dan grote dieren en niet-vliegende dieren eerder dan vliegende dieren (Kalkhoven, 1997).

Verder zijn er per soortengroep aanzienlijke verschillen, ook op het schaalniveau waarop het versnipperingprobleem zich voordoet. Van der Fluit et al. (1990) bepaalden op basis van de veronderstelde effecten op individu, populatie- en soortniveau de gevoeligheid van versnippering door wegen voor verschillende soortengroepen. Omdat bij de gevoelige soorten de negatieve effecten van wegen groot zijn, hebben maatregelen ter bevordering van eventuele geschiktheid van bermen als habitat en/of corridor voor dergelijke soorten een hoge prioriteit.

Per soortengroep zijn ook weer onderzoeken en overzichten bekend. Zo geven Ommering et al. (1995) voor dagvlinders aan welke soorten veel gevolgen van versnippering ondervinden. Op basis van soortgelijke onderzoeken kan geconcludeerd worden dat dit geldt voor een deel van de reptielen, amfibieën en dagvlinders, en daarnaast voor de loopkevers en in mindere mate de vleermuizen. In §2.4.3 zal dit verder beknopt per soortengroep behandeld worden.

Bij de waargenomen effecten van versnippering speelt, naast de eigenschappen van een soort, de feitelijke situatie van het landschap een rol. Indien het leefgebied van een soort schaars is in een land of een regio, zal de soort eerder versnipperingseffecten vertonen dan indien het leefgebied in overvloed aanwezig is (Kalkhoven, 1997). Het criterium versnipperingsgevoeligheid is daarmee niet geheel los te zien van het criterium 'afhankelijkheid van de berm' (§2.4.2).

Er dient opgemerkt te worden, dat er verschillende vormen van versnipperingseffecten zijn en dat de genoemde groepen verschillen in de mate waarin ze de effecten vertonen. Er is onderscheid te maken in barrièrewerking, verstoring, aanrijding en eventueel habitatverlies (o.a. Bergers & Kalkhoven, 1996; Cuperus et al., 1988). Het type effect dat aan de orde is, is binnen het bestek van deze fase niet uitgebreid onderzocht.

Bij een verdere uitwerking van de soortselectie binnen HACOBERM III verdient dit aspect echter wel aandacht. Immers, het doel van HACOBERM komt mede voort uit het voornemen in het Tweede Structuurschema Verkeer en Vervoer (SVV-II, 1990) om tot compensatie van versnippering door wegen te komen, door 'verbetering van bestaande marginale gebieden'. Indien de habitatfunctie van bermen in dit kader wordt verbeterd voor versnipperingsgevoelige soortengroepen, dient rekening gehouden te worden met de vraag of deze soortengroepen niet gevoelig zijn voor aanrijdingen en verstoring. In dat geval bestaat het gevaar dat er een 'sink' gecreëerd wordt door hoge mortaliteit, dan wel dat de bermen leeg zullen blijven doordat het verkeerslawaaï, stank e.d. de soortengroepen verhinderen zich te vestigen. Het gevaar van aanrijdingen is wellicht op te lossen met aanvullende technische maatregelen; de verstoring zal moeilijker aan te pakken zijn.

#### **2.4.2 Afhankelijkheid van bermen**

De faunistische waarde van de berm kan ook gelegen zijn in het relatieve belang van bermen voor het voortbestaan van diersoorten, onafhankelijk van de vraag wat de faunistische waarde van deze diersoorten zelf is.

'Afhankelijkheid van bermen' is een minder eenvoudig te operationaliseren begrip. Het kan in het algemeen niet los worden gezien van de actuele verspreiding (§2.3.2), de kwaliteit van de gebieden buiten de bermen en het schaalniveau waarop gekeken wordt. Lokaal kan een deelpopulatie afhankelijk zijn van bermen om te overleven, omdat het oorspronkelijke leefgebied niet of niet meer voldoet aan de habitateisen. Dit kan ook een seizoensgebonden aspect zijn, zoals het wisselende nectaraanbod in bermen en aangrenzende habitats. Op groter schaalniveau kan een populatie voor overleving toch onafhankelijk van bermen zijn om te overleven. Voorbeelden van soorten die afhankelijk zijn van wegbermen zijn slechts beperkt aanwezig. Slechts voor een aantal zoogdieren, vlinders, sprinkhanen, loopkevers, reptielen en amfibieën is in de literatuur sprake van een mogelijke lokale afhankelijkheid. Zo geeft Vermeulen (1995) een voorbeeld van de refugiumfunctie van een brede heischrale berm voor een groot aantal loopkeversoorten in relatie tot aangrenzende, in de loop der tijd vergraste heidevelden.

### 2.4.3 Faunistische waarde per soortengroep

#### *Sprinkhanen & krekels*

Sprinkhanen & krekels kennen geen bijzondere behandeling in het natuurbeleid. Voor enkele soorten lijkt Nederland van internationale betekenis te zijn (Tabel 1, §2.2.1.1) (Kleukers et al., 1997). De gevoeligheid voor versnippering is sterk gerelateerd aan de verspreidingsvermogen van een soort (Tabel 1). Aangenomen wordt dat er een belangrijk verband bestaat tussen de verspreiding van sprinkhanensoorten en mate van aaneengeslotenheid, oppervlakte van leefgebieden en habitatspecialisatie van de soort. Dit wordt door veldwaarnemingen en modelonderzoek bij bepaalde graslandsprinkhanen ondersteund (Kleukers et al., 1993; With & Crist, 1995). In het algemeen is het zo dat de soorten uit bijzondere biotopen achteruitgaan, terwijl soorten vooruitgaan die in sterk door de mens beïnvloede biotopen voorkomen, waaronder bermen. Bij de elf meest frequent voorkomende soorten in bermen zit er geen die achteruit is gegaan, maar wel 4 soorten die vooruitgegaan zijn (Kleukers et al., 1997). Bij veel soorten die sterk zijn afgenomen hebben bermen relatief een groot aandeel in het verspreidingsgebied. Dit geldt bijvoorbeeld voor het locomotiefje, een soort die sterk afgenomen is (Tabel 1, §2.2.1.1). In hoeverre dit duidt op een refugiumfunctie is onbekend. De verspreiding van de zeldzamere soorten die voorkomen in bermen is beperkt tot een zeer klein aantal km-blokken.

#### *Dagvlinders*

Dagvlinders krijgen zeer veel aandacht in het natuurbeleid. Reden hiervoor is de sterke achteruitgang van veel soorten de afgelopen decennia. Wanneer we ons bij de dagvlinders beperken tot de 'bewoners' uit het onderzoek van Bink et al. (1996) (Tabel 2), dan kan daarover het volgende worden opgemerkt. Van de 13 soorten vlinders zijn er 2 zeldzaam (tevens rode-lijstsoort) en zijn er 6 van internationale betekenis. Bij de overige soorten die in de berm zijn aangetroffen (trekkers en gasten) zijn nog een aantal rode-lijstsoorten (Vlinderstichting, 1995; Ommering et al., 1995; Bink et al., 1996). Van alle soorten in Tabel 2 zijn er vijf doelsoort uit het Natuurbeleidsplan. Wanneer naar de aantalsontwikkeling van alle vlinders die in Tabel 2 genoemd worden gekeken wordt, dan valt op dat naast de soorten die sterk achteruit zijn gegaan er ook 15 soorten bij zijn die gelijk zijn gebleven of zelfs sterk vooruitgegaan zijn (Vlinderstichting, 1995). Dit zijn met name de trekkers, die minder habitatspecifiek zijn en zich daardoor waarschijnlijk beter kunnen aanpassen aan veranderingen in hun leefomgeving.

Gevoeligheid voor versnippering is sterk gerelateerd aan verspreidingsvermogen. Bij vlinders is dit weer afhankelijk van de mobiliteit. De meeste vlinders van wegbermen zijn tamelijk mobiel (Min. LNV, 1989; Tax, 1989). Naast verdroging lijkt versnippering de belangrijkste factor in de achteruitgang van dagvlinders te hebben (Van Strien et al., 1997). Van Ommering et al. (1995) en De Vlinderstichting (1995) geven voor een groot aantal soorten aan wat de belangrijkste factoren in de achteruitgang zijn geweest. Van de volgende soorten, die ook in §2.2.1.1 genoemd worden, wordt verwacht dat ze achteruit gaan als gevolg van versnippering:



hooibeestje, bont zandoogje, kommavlinder, bosparelmoervlinder, aardbeivlinder, bruine vuurvlinder en kleine ijsvogelvlinder (Vlinderstichting, 1995, Van Ommering et al., 1995). Deze opsomming is echter onvolledig daar het voor een groot aantal soorten onbekend is wat de gevolgen van versnippering zijn. Wat de refugiumfunctie betreft kan worden opgemerkt dat bermen veelal de grootste nectarleverancier in de omgeving zijn. Voor bruin blauwtje is aangetoond dat hij in de berm talrijk was, terwijl deze soort overigens zeldzaam is (Bink et al., 1996).

### ***Bijen***

Bijen krijgen geen speciale aandacht in het natuurbeleid zoals omschreven in §2.4.1. Ze zijn geen doelsoort van het Natuurbeleidsplan/itz-soorten, noch beschermd door wet, maar gaan wel hard achteruit. Van de oorspronkelijk 20 soorten hommels in Nederland zijn er nog maar 15 over, waarvan er 9 bedreigd worden in hun bestaan. Versnippering en vernietiging van leefgebieden lijkt hieraan een significante bijdrage te leveren (Van Iperen, 1995).

### ***Spinnen***

Aan spinnen wordt in het algemeen geen bijzonder hoge natuurwaarde toegekend in het natuurbeleid. De gevoeligheid voor versnippering van leefgebieden is evenals voor de andere insecten wel te verwachten, maar de grootte ervan is moeilijk te bepalen. Uit de literatuur lijkt mogelijk een refugiumfunctie van bermen naar voren te komen; dit is echter nog niet duidelijk (Canters et al., 1997; Tamis et al., 1998; Duelli, 1990; Sayer & Schäfer, 1995). Bij een achterland met agrarische gebieden lijkt dit vooral beïnvloed te worden door het teeltsysteem. In hoeverre er ook sprake is van een mogelijke refugiumfunctie bij een achterland dat bestaat uit meer natuurlijke habitats is onbekend. Nader onderzoek hiernaar is noodzakelijk om gefundeerde uitspraken te kunnen doen. Uit de mogelijke bronwerking van randen komt naar voren dat de relatie met het achterland wellicht een belangrijke rol speelt in het voorkomen van soorten en dichtheden van populaties.

### ***Zweefvliegen***

Er is geen natuurbeleid met betrekking tot zweefvliegen. Zweefvliegen lijken minder sterk gevoelig te zijn voor versnippering dan bijvoorbeeld dagvlinders (Van der Goot, 1989). Wat betreft de refugiumfunctie kan, naast de in de voorgaande paragrafen genoemde seizoensafhankelijkheid van bermen voor zweefvliegen, het akkerrandenonderzoek in de Wieringermeer worden aangehaald. Tamis et al. (1998) concludeerden dat de berm van de snelweg A7 een bronwerking op de omgeving had. Begroeide veldranden kunnen door een grote dichtheid aan zweefvliegeninvasies van schadelijk insecten in het veld zelf stabiliseren (Weiss & Stettmer, 1991; Groeger, 1993). Gedurende de zomer vinden zweefvliegen in agrarische gebieden hun nectar vooral in bloemrijke bermen (Rupert, 1995; Weiss & Stettmar, 1991).

### ***Loopkevers***

Hoewel aan loopkevers geen hoge natuurwaarde in het natuurbeleid wordt toegekend is deze groep waarschijnlijk in hoge mate indicatief voor vergelijkbare bodembewonende organismen (Szyszko, 1990). Een grote gevoeligheid voor versnippering van leefgebieden is zeker aanwezig. Turin & De Boer (1988) en De

Vries (1996) geven voor een aantal in Nederland aanwezige soorten aan wat de dispersiecapaciteit per soort is. De groep van de slechte dispersers hebben, wat het aantal waarnemingen betreft, een neergaande trend in de tijd laten zien. Een aantal van deze slecht dispergerende soorten komt ook in wegbermen voor (Turin & De Boer, 1988; Vermeulen, 1995). Vermeulen (1995), Burel (1996) en Vermeulen (1995) geeft aan dat het nut van het realiseren van een ecologische infrastructuur voor loopkevers sterk afhankelijk is van de habitatkwaliteit van zowel de te verbinden leefgebieden als de corridor zelf. De soortendiversiteit en samenstelling van geïsoleerd liggende gebieden kan tussen vergelijkbare habitats sterk verschillen (Vermeulen et al., 1997). Mader & Müllenberg (1981) en Mabelis & Van der Velden (1992) geven de soortensamenstelling van kleine habitateilanden in vergelijking met grote bosgebieden aan, waarbij het isolatieaspect duidelijk naar voren kwam in termen van soortendiversiteit en aantallen individuen. Bossoorten die zich uitsluitend lopend kunnen verplaatsen, kunnen zich verbreiden via houtwallen (Petit & Burel, 1993; Burel, 1989, 1996). Vaak wordt verwacht dat klimatologische veranderingen groter effect hebben op soorten die zich aan de rand van hun geografische verspreidingsgebied bevinden. Dit zijn in Nederland in het algemeen de slechts zeer lokaal verspreide soorten (Turin & Den Boer, 1988). Het is onduidelijk in wat het precieze aandeel van versnippering in de achteruitgang van deze soorten is. Wat de refugiumfunctie betreft, maakt Vermeulen (1995) melding van de aanwezigheid van loopkeverpopulaties in de berm, daar waar oorspronkelijk in het achterland eveneens deze soorten voorkwamen maar nu verdwenen zijn. Door het aankoppelen van habitats met een slechte habitatkwaliteit in het achterland kan echter een put ontstaan (Vermeulen et al., 1997). Thiele (1977) en Soherton (1985: in Sykóra et al., 1993) maken melding van het overwinteren van soorten in akkerranden die tijdens het groeiseizoen op de akkers leven. Tamis et al. (1998) vingden weinig loopkevers in de berm van de A7 en doen geen uitspraak over de duurzaamheid van populaties loopkevers in randen.

### ***Slakken en wantsen & bladluizen***

Over slakken en wantsen & bladluizen is zowel met betrekking tot het natuurbeleid als de versnipperingsgevoeligheid weinig bekend. Eén slakkensoort is beschermd door de Natuurbeschermingswet (de wijngaardslak). Aangenomen wordt dat populaties van slakken snel geïsoleerd kunnen raken. De gevolgen op metapopulatie-niveau zijn voor vrijwel alle soorten echter onbekend. Vooral bladluizen worden vaak als schadelijke insecten gezien. Grote uitbreiding van populaties lijken ongewenst en plagen worden bestreden door de landbouw.

### ***Kleine zoogdieren***

Een aantal soorten kleine zoogdieren krijgt meer aandacht in het natuurbeleid. Dit is één doelsoort uit het Natuurbeleidsplan: de noordse woelmuis, en daarnaast soorten die beschermd zijn door de natuurbeschermingswet: hamster en egel. Ook zijn een aantal dieren deels beschermd door de jachtwet, bijvoorbeeld: konijn en haas. Het is duidelijk dat er binnen de groep kleine zoogdieren een groot verschil in natuurbeleid bestaat. Slechts enkele soorten lijken een duidelijke meerwaarde te hebben.

Wat de versnipperingsgevoeligheid betreft, is er vrijwel alleen informatie beschikbaar over de relatieve verschillen tussen zoogdieren onderling (bijvoorbeeld Van

Apeldoorn & Kalkhoven, 1991; Van der Fluit et al., 1990). Van Strien et al. (1997) maken duidelijk dat voor zoogdieren versnippering niet de grootste achteruitgang betekend heeft. Lokaal kunnen er echter toch gevolgen zijn (Kalkhoven, 1997; Bergers & Kalkhoven, 1997). Relatief gevoelig zijn: noordse woelmuis, eikelmuis, hazelmuis, waterspitsmuis, wezel en hamster (Van Apeldoorn & Kalkhoven, 1991; Van der Fluit et al., 1990). Daarnaast zijn er soorten die lokaal geïsoleerd kunnen zijn (egel, mol, bosmuis, huismuis). Bij deze soorten kan lokaal uitsterven verwacht worden, maar zij zijn op landelijk niveau niet extinctiegevoelig (Mulder, 1996; Huijser & Bergers, 1997). Afhankelijkheid van bermen is voor kleine zoogdieren niet aangetoond, maar er zijn aanwijzingen dat door het agrarische teeltsysteem de refugiumfunctie van bermen lokaal belangrijk kan zijn. Een voorbeeld hiervan zijn de grote seizoensgebonden verplaatsingen van bosmuizen tussen bermen en achterliggend agrarisch gebieden (Van der Reest, 1989). Pollard & Relton (1970) vingen echter juist in de winter grotere aantallen bosmuizen in geploegde akkers dan verwacht. In beide gevallen is er sprake van een seizoensgebonden onderlinge afhankelijkheid van de berm en het aangrenzende land.

### ***Reptielen***

Alle reptielen zijn beschermd door de natuurbeschermingswet en, met uitzondering van de levendbarende en de muurhagedis, ook doelsoort in het Natuurbeleidsplan (Creemers, 1996; Smit et al., 1996). De ringslang is bovendien een prioritaire soort uit het Natuurbeleidsplan. Om deze redenen wordt in het algemeen een hoge natuurwaarde aan reptielen gegeven. Bovendien maken meerdere auteurs duidelijk dat versnippering een grote, zo niet dé grootste oorzaak in de achteruitgang van reptielen is geweest (Kalkhoven, 1997; Van Strien et al., 1997). Reptielen lijken bovendien gevoelig voor de versnippering door infrastructuur (Van der Fluit et al., 1990). De eventuele refugiumfunctie van bermen is echter onduidelijk. Wel komt een aantal soorten (hazelworm, zandhagedis en ringslang) op een aantal plaatsen voor in bermen en niet in het achterland, terwijl dit laatste wel geschikt lijkt (Zuiderwijk, 1989; Smit et al., 1996). In hoeverre dit lokaal kan wijzen op een refugiumfunctie van de berm is onbekend.

### ***Amfibieën***

Deze dieren zijn ook alle beschermd door de natuurbeschermingswet. De kamsalamander is prioritaire soort en samen met de alpenwatersalamander en de rugstreeppad doelsoort in het Natuurbeleidsplan (Bergmans & Zuiderwijk, 1986; Smit et al., 1996). Van de amfibieën in Nederland zijn alleen de kleine watersalamander, gewone pad, rugstreeppad, groene kikker en bruine kikker niet zeldzaam, en worden niet bedreigd. De soortengroep lijkt gevoelig te zijn voor versnippering, alhoewel dit van minder belang lijkt dan bij de reptielen (Van Strien et al., 1997; Bergers & Kalkhoven, 1996). Versnippering door verkeersmortaliteit kan lokaal gevolgen hebben voor populaties (Vos & Chardon, 1994; Vos & Stumpel, 1995). Over de refugiumfunctie van bermen is niet veel bekend. De poelen in bembiotopen kunnen mogelijk belangrijke populaties amfibieën bevatten (Smit et al., 1996). De dichtheid aan poelen kan het vóórkomen van een meta-populatie van een soort bepalen (Vos, 1993).

### ***Roofvogels***

Roofvogels krijgen in het natuurbeleid de nodige aandacht. Alle roofvogels zijn beschermd door de Natuurbeschermingswet, de Habitatrichtlijn en/of de Conventie van Bern; de kerkuil is bovendien een prioritaire soort (Van den Tempel 1993; SOVON, 1987; Osieck, 1986). Daarnaast zijn zij in relatief ernstige mate gevoelig voor versnippering, in het bijzonder door aanrijdingen door het verkeer (Van den Tempel, 1993; Jonkers & De Vries, 1977). Over een mogelijke refugiumfunctie van bermen is niets bekend. Het is echter bijvoorbeeld voorstelbaar dat met name voor de muizeneters in bepaalde landschappen en/of jaargetijden bermen de belangrijkste voedselbron kunnen vormen.

### ***Vleermuizen***

Alle vleermuizen zijn beschermd door de Natuurbeschermingswet. Van de 19 in Nederland voorkomende soorten staan er 9 op de rode lijst. Versnipperinggevoelig zijn die soorten die sterk afhankelijk zijn van lineaire landschapselementen. De connectiviteit van het landschap neemt af als dergelijke elementen verdwijnen. Het tussenliggende gebied wordt dan een barrière. Soorten met een klein sonarbereik zullen hier in het algemeen gevoeliger voor zijn (Broekhuizen et al., 1992; Limpens et al., 1989; Jones & Rayner, 1988). De refugiumfunctie van bermen is onbekend. De afhankelijkheid van lineaire elementen zou op een mogelijke refugiumfunctie van bermen, in elk geval als foerageergebied wijzen. Deze zou bovendien versterkt worden door het afnemen van deze elementen in het overig landelijke gebied (Logemann & Schoorl, 1988). Opdam et al. (1986) duiden aan dat zonder beplante bermen de verspreiding van vleermuizen veel beperkter zou zijn. Daarnaast zijn er ook niet op geleiding gerichte onderzoeksresultaten die deze refugiumfunctie bevestigen. Een voorbeeld hiervan is het belang van de aanwezigheid van straatlantaarns op de verspreiding en voedselvoorziening van vleermuizen in de herfst.

#### **2.4.4 Overzichtstabel**

Tabel 8 geeft op basis van huidige beschikbare informatie in de literatuur (§2.4.3) een indicatie van de faunistische waarde voor de verschillende soortengroepen van wegbermen op basis van de eerder besproken selectiecriteria. De eindwaarde en tevens prioritering met betrekking tot het criterium faunistische waarde is gebaseerd op de ongewogen optelling van de besproken aspecten natuurbeleid, gevoeligheid voor versnippering en refugiumfunctie.

Tabel 8 Indicatie van de van faunistische waarde van soortengroepen, voor zover zij in wegbermen voorkomen, op basis van de criteria natuurbeleid, gevoeligheid voor versnippering en de afhankelijkheid van bermen

Soortengroep	Prioriteit in het natuurbeleid	Gevoeligheid voor versnippering van leefgebieden	Afhankelijkheid van bermen <sup>6</sup> (refugiumfunctie)	Indicatie faunistische waarde voor bermen
<i>Sprinkhanen &amp; krekels</i>	een aantal soorten internationale betekenis (tabel 2, §2.2.1.1)	aantal soorten met beperkt verspreidingsvermogen	aanwezig, ca. 10 soorten berm belangrijkste vindplaats	hoog
<i>Dagvlinders</i>	hoog, van de bermsoorten staat groot percentage op rode lijst (e.d.)	bij ca. 7 bermsoorten aangetoond, veel soorten onbekend	verondersteld, m.n. als nectarbron	zeer hoog
<i>Bijen</i>	laag, maar aantal soorten gaat sterk achteruit	verwacht wordt gevoelig	verondersteld, m.n. als nectarbron	beperkt
<i>Zweefvliegen</i>	Laag	minder gevoelig	verondersteld, m.n. als nectarbron	beperkt
<i>Spinnen</i>	Laag	onbekend, wel verwacht	mogelijk, in bepaalde seizoenen	beperkt
<i>Wantsen &amp; bladluizen</i>	Laag	onbekend, verwacht minder gevoelig	onbekend, mogelijk negatief door hoge predatorichtheid	zeer beperkt
<i>Loopkevers</i>	laag, maar soortengroep heeft indicatorfunctie	gevoelig	aanwezig, sterk soort-/locatieafhankelijk	hoog, aantal soorten zeer hoog
<i>Slakken</i>	Laag	onbekend, verwacht wordt gevoelig	onbekend	zeer laag
<i>Kleine zoogdieren</i>	aantal soorten: m.n. noordse woelmuis, hamster en egel, grote verschillen binnen soortengroep	m.n. lokaal, relatief gevoelig: noordse woelmuis, eikelmuis, hazelmuis waterspitsmuis, wezel en hamster	mogelijk, soorten onbekend	aantal soorten hoog, rest beperkt
<i>Reptielen</i>	hoog, alle soorten	zeer gevoelig	aanwezig op bepaalde plaatsen.	zeer hoog
<i>Amfibieën</i>	hoog, een groot aantal soorten	zeer gevoelig	verondersteld	zeer hoog
<i>(roof)vogels</i>	Hoog	wisselt per soort, over algemeen minder gevoelig	mogelijk, foerageerfunctie in bepaalde gebieden/tijden	hoog
<i>Vleermuizen</i>	redelijk hoog	gevoelig	aanwezig, zonder beplante bermen beperktere verspreiding in Nederland	hoog

## 2.5 Voorstel voor selectie van soortengroepen voor vervolgonderzoek

Op basis van de voorgaande paragrafen is een keuze te maken van de soortengroepen voor het vervolgonderzoek HACOBERM III. Tabel 9 geeft de in de voorgaande paragrafen behandelde criteria samengevat weer. In Tabel 9 is een globale driedeling in soortengroepen waarneembaar:

1. Soortengroepen waarin zich een relatief groot aantal soorten bevinden waarvoor de berm optimaal habitat kan vormen. Over deze soorten is relatief veel bekend en ze hebben een hoge faunistische waarde voor bermen. Dit zijn de groepen: kleine zoogdieren, amfibieën, reptielen, dagvlinders, loopkevers, sprinkhanen & krekels. Soorten uit deze groep zijn interessant als strategische soorten, met name met het oog op inzetbaarheid van de onderzoeksgegevens in de praktijk en daarmee de vertaling naar faunabeheer met behulp van bijvoorbeeld expertsystemen.
2. Soortengroepen waarin zich een relatief groot aantal soorten bevinden waarvoor de berm marginaal habitat en/of functiegebied is en als corridor kan fungeren. Van deze soortengroepen is relatief minder bekend, maar de soortengroepen vertegenwoordigen een meer dan gemiddelde faunistische waarde voor bermen. Dit zijn: zweefvliegen, bijen, spinnen, (roof)vogels en vleermuizen.

<sup>6</sup> Inschatting op niveau van lokale populaties.

Soortengroepen uit deze groep lenen zich minder voor gericht beheer met behulp van bijvoorbeeld expertsystemen, maar kunnen wel degelijk profiteren van de berm als habitat en of corridor. Een voorwaarde daarvoor is dat daaraan meer onderzoek wordt verricht.

3. Soorten waarover weinig met betrekking tot bermen bekend is en waarvan de faunistische waarde laag of onbekend is. Dit zijn wantsen & bladluizen en slakken. Ook indien meer kennis en inzicht voorhanden zou zijn, zou het de vraag zijn of het bermbeheer hierop afgestemd zou dienen te worden, gezien de lagere faunistische waarde vergeleken met de eerdergenoemde groepen.

Bovenstaande indeling zou nog verder ingevuld kunnen worden met soorten. Omwille van de overzichtelijkheid worden hier niet alle besproken soorten of subgroepen per soortengroep behandeld. Hiervoor wordt naar de eerdere paragrafen verwezen. Bovendien is de informatiebeschikbaarheid voor de meeste groepen niet zodanig dat over alle afzonderlijke soorten uitspraken gedaan kunnen worden. Het lijkt daarom voorbarig om in deze fase op basis van deze literatuurstudie te komen tot een selectie van afzonderlijke soorten. Hierbij speelt ook een rol dat een zeer soortgerichte benadering door DWW in eerste instantie niet gewenst lijkt (zie ook Hoofdstuk 3).

**Voorgesteld wordt HACOBERM III te richten op het operationaliseren van bestaande en nog te verzamelen kennis met betrekking tot de eerste twee groepen.**

Dit houdt in:

- waar mogelijk verder inventariseren van bestaande bronnen van kennis en gegevens,
- implementatie van deze kennis en gegevens in het gewenste beslissingondersteunende instrumentarium en
- het laten verrichten van aanvullend veldonderzoek.

Met betrekking tot de derde groep wordt voorgesteld deze 'passief mee te nemen'. Dat wil zeggen: waar mogelijk de resultaten van het hier verrichte bronnenonderzoek inpassen in het te ontwikkelen instrumentarium, zonder aanvullend bronnen- of veldonderzoek te verrichten. Structuur en inhoud van het te ontwikkelen instrumentarium dienen echter toegesneden te worden op de eerste twee groepen.

Tabel 9 Overzicht soortengroepen op basis van functionele prioritering, relatie met achterland, beschikbaarheid van kennis en gegevens en faunistische waarde van wegbermen

Soortengroep	Beschikbaarheid kennis en gegevens m.b.t. wegbermen			Indicatieve faunistische waarde
	<i>kwaliteit als habitat en/ of corridor</i>	<i>Belang relatie achterland</i>	<i>kennis en gegevens</i>	
<i>sprinkhanen &amp; krekels</i>	ca. 50% soorten optimaal, corridorfunctie verwacht	aantal soorten beperkte verspreiding,	Hoog	hoog
<i>dagvlinders</i>	veel soorten optimaal corridorfunctie verwacht	groot m.n. voor trekkers en gasten , m.n. foerageerfunctie achterland in bepaalde seizoenen	Zeer hoog	zeer hoog
<i>bijen</i>	veel soorten verwacht optimaal mogelijke corridorfunctie	onbekend, verwacht wordt groot	matig	beperkt
<i>zweefvliegen</i>	veel soorten verwacht optimaal corridorfunctie onbekend	groot, voor foerageerfunctie achterland in bepaalde seizoenen	laag	beperkt
<i>spinnen</i>	vnl. marginaal habitat corridorfunctie onbekend	onbekend, verwacht wordt klein	matig	beperkt
<i>wantsen &amp; bladluizen</i>	vnl. marginaal habitat corridorfunctie onbekend	achterland heeft soms noodzakelijke bronfunctie (grasranden)	laag (niet specifiek)	zeer beperkt
<i>loopkevers</i>	veel soorten optimaal (specifieke groep) corridorfunctie aanwezig	aantal soorten beperkte verspreiding,	zeer hoog	hoog, aantal soorten zeer hoog
<i>slakken</i>	mogelijk optimaal corridorfunctie onbekend	groot m.n. voor trekkers en gasten , m.n. foerageerfunctie achterland in bepaalde seizoenen	zeer laag	zeer laag
<i>kleine zoogdieren</i>	optimaal m.n. veldmuis bosmuis corridorfunctie bekend voor aantal soorten	van een aantal (muizen)soorten bekend	hoog, maar wisselt per soort	aantal soorten hoog, rest beperkt
<i>reptielen</i>	optimaal vrijwel alle soorten corridorfunctie enkel soorten m.n. ringslang	groot voor alle soorten	hoog	zeer hoog
<i>amfibieën</i>	optimaal i.g.v. sloot of poel, anders m.n. seizoenshabitat corridorfunctie m.n. kikkers en padden	groot, benn vnl. zomerbiotoop	wisselt, m.n. kikkers en padden hoog	zeer hoog
<i>(roof)vogels</i>	m.n. foerageergebied mogelijke corridorfunctie binnen leefgebied	per definitie groot, benn is functiegebied	matig/hoog	hoog
<i>vleermuizen</i>	optimaal enkele boombewonende soorten corridorfunctie meeste soorten	per definitie groot, benn is functiegebied	hoog vooral m.b.t. geleidende functie	hoog





### **3 Selectie van instrumenten voor faunagericht bermbeheer**

Om te komen tot een keuze voor een aantal instrumentopties is allereerst onderzocht in hoeverre het opstellen van een op fauna gerichte bermtypologie als onderliggende ordeningssysteem bruikbaar lijkt binnen de instrumenten voor HACOBERM III (§3.1). Ook worden in deze paragraaf de voor- en nadelen van computersystemen weergegeven. In §3.2 t/m §3.8 wordt vervolgens aangegeven wat de mogelijkheden zijn, welke behoefte er bestaat vanuit de gebruikers, welke mogelijke instrumenten voor HACOBERM III er aanwezig zijn en aan welke opties de voorkeur wordt gegeven (zie ook §1.2.2)

#### **3.1 Gebruik van typologieën en computersystemen in HACOBERM III**

##### **3.1.1 Mogelijkheden voor een op fauna gerichte berm-typologie**

Het huidige wegbermbeheer is gericht op optimalisatie voor relatief waardevolle vegetatietypen (botanisch beheer). Een koppeling van faunabiotopen aan de bij het wegbermbeheer gebruikte vegetatieindeling zou wenselijk zijn, om aanbevelingen voor faunagericht bermbeheer effectief te integreren met het vegetatie- en faunabeheer. Sýkora et al. (1993) hebben een typologie van in bermen voorkomende plantengemeenschappen ontwikkeld. Van der Weijden & Schippers (1996) hebben op basis van deze typologie een leidraad ontwikkeld bij het realiseren van natuurlijke wegbermen. Uitgaande van de condities van water, bodem en het te voeren vegetatiebeheer, worden een twaalfstal bermdoeltypen geformuleerd. Deze bermdoeltypen worden gedefinieerd door kenmerkende planten- en diersoorten. De door Van der Weijden & Schippers aan de bermdoeltypen gekoppelde fauna heeft hoofdzakelijk betrekking op een aantal insecten (vlinders, loopkevers, sprinkhanen & krekels) en is vooral gebaseerd op 'expert judgement'.

Een koppeling van faunagroepen aan een bermtypologie die alleen is gebaseerd op de aanwezigheid van bepaalde plantengemeenschappen is voor een aantal soortengroepen echter niet goed mogelijk. Dit geldt met name voor: kleine zoogdieren, egel, mol, amfibieën, reptielen, roofvogels en vleermuizen. Deze soortengroepen hebben geen duidelijke voorkeur voor één specifiek bermdoeltype. Er is binnen deze groepen ten eerste een wisselende binding met de vegetatie, en ten tweede te veel variatie per soort. Bovendien kan deze binding voor verschillende diersoorten op verschillende aspecten van de vegetatie (functionele niveaus) betrekking hebben. Zo zijn verschillende muizensoorten gebonden aan bepaalde vegetatiestructuur (Van der Reest, 1989), terwijl het voorkomen van vlinders afhankelijk kan zijn van één specifieke waardplant (Bink et al., 1996; Tax, 1989).

Het vegetatietype in een berm alleen is dus geen betrouwbare indicator voor het voorkomen van de soortengroepen. Sayer & Schäfer (1995) merken hierover op dat het voor de fauna verkeerd is om algemene richtlijnen op te willen stellen in

aansluiting op het bestaande vegetatiebeheer. Zij stellen dat het beter is om een uitgebreidere typologie op te stellen, waarin zowel de abiotische als de biotische samenstelling van de berm en de functionele relaties met de leefgebieden in het achterland tot uiting komen.

Voor een op fauna gerichte bermtypologie zijn duidelijk ook andere criteria van belang. Dit komt naar voren in verschillende onderzoeken (Bink et al., 1996; Van Apeldoorn & Kalkhoven, 1991; Van der Reest, 1989; Zuiderwijk, 1989; Smit et al., 1996; Vermeulen, 1995; Meijer & Van Veen, 1993). Hierin wordt aangetoond dat het voorkomen van faunasoorten in bermen van een groot aantal andere factoren afhangt, naast het vegetatietype. De belangrijkste van deze factoren zijn weergegeven in Tabel 10. Indien deze factoren worden opgenomen in een typologie van bermtypen, kan in principe een typologie ontstaan die voldoende detail heeft om te differentiëren tussen de verschillende soortengroepen. Een aantal van deze criteria zijn niet of moeilijk bij aanleg, inrichting en beheer te beïnvloeden, enkele andere zijn wel goed te beïnvloeden (Tabel 10). Een aantal van de in Tabel 10 genoemde parameters wordt gebruikt in bestaande habitatgeschiktheidsmodellen en expertsystemen (bijvoorbeeld BERMVLINDER (Maaskamp & Van den Hengel, 1998)).

De vraag doet zich nu voor of deze factoren binnen relevante klassen of waarden te bepalen zijn voor de Nederlandse bermen. In eerste instantie kan daarvoor gekeken worden naar de typologie van plantengemeenschappen van Nederlandse wegbermen van Šýkora et al. (1993). Een aantal factoren is daaruit direct of impliciet af te leiden (Tabel 10). Het blijkt dat dit slechts voor een aantal parameters mogelijk is, en dan nog maar ten dele. In Hoofdstuk 4 wordt nader uitgezocht in hoeverre de ontbrekende gegevens op andere wijze te verkrijgen zijn.

In Tabel 11 wordt voor een aantal faunagroepen globaal aangegeven in welke mate de factoren in een op fauna gerichte bermtypologie van direct belang zijn voor verschillende soortengroepen. Afgeleide factoren, bijvoorbeeld een afhankelijkheid van bepaalde vegetatietypen door een hoge grondwaterstand, zijn hierin niet weergegeven. Duidelijk is dat door het grote aantal mogelijke combinaties (twaalf factoren, opgebouwd uit meerdere bouwstenen, die weer meerdere mogelijkheden hebben) het afleiden van een eenduidige en heldere typologie lastig, maar vooral ook niet zinvol lijkt. Het aantal benodigde typen zal zo groot zijn dat de neiging zal bestaan tot clustering van typen of soortengroepen, hetgeen juist kan leiden tot gevoelig verlies van relevante informatie die het voorkomen van soorten bepaalt. Bovendien zullen de grenzen van bermtypen, zoals de twaalf bermdoeltypen van Van der Weijden & Schippers (1996), veelal verschillen met de geclusterde faunasoorten.

Een andere mogelijkheid is om vanuit de beperkende voorwaarden te bedenken, en in de typologie aan te geven, wat de belangrijkste factoren zijn die het potentieel voorkomen van diersoorten in een bepaald bermtypen op een bepaalde locatie verhinderen. Zo zou een dergelijke typologie kunnen aangeven dat op een bepaalde locatie het niet-voorkomen van de aardmuis bepaald kan worden door de hoge verkeersintensiteit (Van der Reest, 1989) en dat de overige bermcriteria niet

beperkend zijn. Dit vraagt echter wel om voldoende kennis, aangezien anders het gevaar van verkeerde, vooral te optimistische voorspellingen bestaat. In tegenstelling tot een uitgebreide typologie (op basis van een veelvoud aan criteria en de daaruit voortvloeiende veelheid aan bermtypen) kan de laatste benadering eenvoudiger omgaan met bepalende factoren in actuele situaties en is de koppeling naar inrichting en bermbeheer goed te maken. Een dergelijke typologie bestaat uit het opstellen van een habitat-/corridor geschiktheidsindex van een bermtraject voor een bepaalde soortengroep, waarbij vooral gelet wordt op beperkende factoren.

Concluderend kan gesteld worden dat ter ondersteuning van een op de fauna gericht bermbeheer een allesomvattende typologie geen effectief instrument voor de gebruiker lijkt. Meer perspectief lijkt te liggen in bijvoorbeeld de meer geautomatiseerde expertsystemen, waarin informatie van heel verschillende aard gecombineerd kan worden zonder dat daaraan een systematische typologie ten grondslag hoeft te liggen. Hierop wordt in §3.2 verder ingegaan.

Tabel 10 Factoren die bepalend zijn voor het voorkomen van fauna in wegbermen, gebaseerd op meerdere studies (zie tekst), en de mate van afleidbaarheid hiervan uit de vegetatietypologie van Sykóra et al. (1993)

Factoren bepalend voor het voorkomen van fauna in wegbermen	Af te leiden uit vegetatietypologie van Sykóra et al. (1993)
<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ <i>Vrijwel) niet beïnvloedbare criteria:</i></li> <li>1. Typering van het achterland. Dit gebeurt meestal tot op het niveau van ecotoop-, natuurdoeltypen (Bal et al., 1995) of IPI-codes.</li> <li>2. Geografische ligging (in verband met het actuele voorkomen van faunasoorten); soms bij aanleg lokaal beïnvloedbaar (tracékeuzes e.d.)</li> <li>3. Expositie ten opzichte van de zon.</li> <li>▪ <i>Bij aanleg en inrichting deels beïnvloedbare criteria:</i></li> <li>4. Reliëf, zowel micro- als macroreliëf.</li> <li>5. Grondwaterstand/vochtbeschikbaarheid.</li> <li>6. Bodemtype, -textuur en de aanwezigheid van een humus- of strooisellaag</li> <li>7. Bermbreedte en -oppervlak</li> <li>▪ <i>Met name door beheer beïnvloedbare criteria:</i></li> <li>8. Beheerstijdstip(pen)</li> <li>9. Vegetatiestructuur</li> <li>10. Heterogeniteit vegetatie, zowel in lengte- als breedterichting van de berm; aan-/afwezigheid mantel- zoomvegetaties</li> <li>11. Verkeersintensiteit van de weg.</li> <li>12. Microklimaat</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>2. ten dele, geografische gebondenheid plantensoorten</li> <li>3. ten dele, basis voor plantengemeenschappen en standplaatsfactor vegetatie</li> <li>4. ja, idem</li> <li>5. ja, humus/strooisellaag ten dele</li> <li>8. ja. vegetatiereeksen bij bepaald beheer</li> <li>9. typologie berm geeft ook inzicht in structuur</li> <li>10. ten dele (m.n. mantel)</li> <li>12. ten dele, basis voor plantengemeenschappen en standplaatsfactor vegetatie</li> </ul>

Tabel 11 Indicatie van het directe belang van factoren op verschillende soortengroepen (de nummers 1-12 verwijzen naar de nummering van factoren in Tabel 10)

Soortengroep	Bepalende factoren voor het voorkomen van soorten in bermen											
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
<i>kleine zoogdieren</i>	•	•		•	•	•	•	•	•	•	•	
<i>reptielen</i>	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>amfibieën</i>	•	•	•	•	•	•	•	•		•		•
<i>sprinkhanen &amp; krekels</i>		•	•	•		•		•	•	•		•
<i>dagvlinders</i>		•	•			•		•	•	•		•
<i>(loop)kevers</i>	•	•		•	•	•		•		•		•
<i>(roof)vogels</i>	•	•					•	•	•	•	•	
<i>vleermuizen</i>	•	•							•	•	•	

### 3.1.2 Voor- en nadelen van computerondersteuning

Computerondersteuning heeft een aantal algemene voordelen ten opzichte van een analoge methode. Deze gelden ook voor het doel van HACOBERM. De belangrijkste voordelen van computersystemen zijn (o.a.: Berry, 1994; Verboom, 1996; Duel, 1992; Worm, 1994, Jørgensen, 1988):

- Ze kunnen ervoor zorgen dat de juiste kennis op de juiste plaats aanwezig is en dat die kennis eenvoudig te benaderen is.
- Ze dwingen het probleem helder te analyseren en te formuleren.
- Ze maken het beslissingsproces inzichtelijk, reproduceerbaar en verklaarbaar.
- Ze maken waardes en veronderstellingen expliciet.
- Ze geven aan hoe beslissingen gemaakt worden.
- Ze kunnen lokale kennis extrapoleren in ruimte en tijd, voor het doen van voorspellingen.
- Ze wijzen ons op de hiaten in de kennis en kunnen daarmee sturend zijn voor vervolgonderzoek.
- Ze geven aan wat de belangrijkste aspecten van het probleem zijn die beïnvloed kunnen worden (gevoeligheidsanalyses e.d.).
- Ze stellen de gebruiker in staat om vanuit verschillende invalshoeken te 'experimenteren' met het bestudeerde systeem (bv. soort- of landschapsgericht) en de effecten te bepalen.

Enkele bedenkingen bij het gebruik van computersystemen:

- Systemen zullen nooit zo goed zijn als experts, althans volgens velen.
- De nadruk moet liggen op ondersteuning van beslissingen, niet op het nemen van beslissingen.
- De keuze van het detail en het instrument waarmee gewerkt wordt, is afhankelijk van de vraag met hoeveel gegevens een probleem opgelost kan en moet worden.
- Systemen garanderen geen goede resultaten ('garbage in, garbage out').
- Indien er te weinig gegevens zijn blijft nader onderzoek vereist.

- Per soortengroep of aspect kunnen een verschillende systemen gewenst zijn, die mogelijk moeilijk te integreren zijn.

## **3.2 Mogelijke instrumenten**

In deze paragraaf worden verschillende instrumenten en de aard van de gegenereerde antwoorden besproken. Bovendien zal worden gekeken wat de voor- en nadelen zijn van gebruik van de verschillende hulpmiddelen. Voordat dit besproken kan worden is het noodzakelijk een duidelijke definiëring te geven van de soort instrumenten waar we het over hebben. Het karakter van deze systemen en modellen wisselt namelijk nogal sterk.

### **3.2.1 Aanbevelingen, gericht op soorten, soortengroepen, systemen of locaties**

Onder deze kop worden alle vormen van aanbevelingen verstaan die niet computermatig worden aangeboden. Dit zijn meestal geschreven adviezen, bijvoorbeeld in de vorm van een rapport. Omdat 'papier geduldig is', kunnen dergelijke aanbevelingen alle mogelijke vormen aannemen, zeer soort- of locatiespecifiek zijn maar ook heel algemeen van aard. Aanbevelingen kunnen zeer heterogeen van samenstelling zijn (bv. veel detail bevatten over bepaalde soorten en weinig over andere) of juist heel systematisch opgebouwd. Er zijn dus nauwelijks algemene uitspraken over te doen.

Wij verstaan hier onder de term 'aanbevelingen' ook andere niet-digitale vormen van wetenschappelijke kennis verstaan die bedoeld zijn voor de ondersteuning van de beheerspraktijk. Voorbeelden zijn overzichten die inzicht verschaffen in de relatie tussen vegetatie en beheer enerzijds, en het voorkomen van faunasoorten anderzijds.

### **3.2.2 Vuistregels**

Vuistregels kunnen binnen dit project worden gedefinieerd als: 'globaal opgaande regels maar ook berekeningsformules die bruikbaar zijn in de informatiebehoefte wat betreft de habitat- en corridorfunctie van bermen voor fauna'. Zij kunnen gebaseerd worden op empirische kennis en kunnen dan de vorm krijgen van aanbevelingen. Het is echter ook mogelijk om vuistregels af te leiden uit modelberekeningen. Het zijn dan veralgemeniseerde resultaten van de modellen, die voor het gebruik verder modelonafhankelijk zijn. De meeste kwalitatieve vuistregels zullen op eenvoudige modellen gebaseerd zijn, daar eenvoudige modellen meer inzicht verschaffen en vaker tot algemeen geldende resultaten leiden dan complexe modellen (Verboom, 1996). Goed gekalibreerde complexere modellen kunnen echter ook kwantitatieve vuistregels genereren (Verboom, 1996).

Het voordeel van vuistregels is dat er weinig of geen data voor nodig zijn, daar het geen model is. Bovendien zijn vuistregels per definitie ruim toepasbaar en kunnen zij vrijwel altijd voor de gebruiker begrijpelijk worden gemaakt.

### 3.2.3 Kennissystemen

Deze systemen bevatten de kennis van een expert of uit de literatuur op een bepaald terrein, in de vorm van regels. Ze bestaan meestal uit een set van beslisregels die toegepast worden op door de gebruiker ingevoerde data, met als doel de ingevoerde verbanden voor de dataset zichtbaar te maken. Het systeem vraagt de specifieke inputparameters waarop de modeloutput gebaseerd wordt en draagt met behulp van kennisregels een interpretatie aan (naar: Worm, 1994). Indien de interne verbanden van het model grotendeels stelen op deskundigenoordeel spreekt men van een expertstelsel (Eng.: expert system). Expertstelsels (of expertmodellen) worden hier opgevat als een vorm van kennissystemen.

Kennis- en expertstelsels verschillen op een tweetal niveaus van advies dat aangedragen wordt door experts:

1. De bepalende parameters worden routinematig aan de gebruiker aangeboden, ook die parameters waaraan een expert of gebruiker in eerste instantie niet denkt, of geen kennis van heeft.
2. Het ingevoerde wordt elke keer op een vergelijkbare wijze verwerkt (Jørgensen, 1988; Berry, 1994).

Een voordeel van een kennissysteem is dat zij veelal een soort 'black box'-benadering kennen: relatief complexe verbanden worden vereenvoudigd tot oorzaak-gevolg-relaties<sup>7</sup>. Een nadeel van deze benadering is dat het model weinig inzicht verschaft in het functioneren van het achterliggende proces. Daarnaast heeft de gedwongen noodzaak tot simplificaties tot gevolg dat complexe verbanden te eenvoudig verwerkt moeten worden. Het systeem houdt geen rekening met zaken die niet in het model kunnen worden opgenomen, maar die wel van belang zijn. Het is daarom minder geschikt voor extrapolatie-doeleinden en zal zich licht 'vergissen' waar het uitzonderlijke situaties betreft.

De belangrijkste voordelen van kennissystemen zijn dat zij mathematisch veelal eenvoudig zijn, beperkte kalibratie/validatie behoeven, meestal vrij inzichtelijk zijn en mede daardoor ook 'fool-proof'. Ook de meeste zogenaamde HSI (Habitat Suitability Index) modellen zijn tot de kennissystemen te rekenen (Hoofdstuk 3).

### 3.2.4 Simulatiemodellen

Simulatiemodellen worden niet gezien als een mogelijk instrument voor HACOBERM III. Zij worden hier echter toch besproken, omdat ze mogelijk een rol kunnen vervullen in het aanleveren van data of vuistregels voor andere instrumenten (Hoofdstuk 4).

Simulatiemodellen bootsen een proces na. Afhankelijk van de gedetailleerdheid waarmee dat gebeurt kunnen simulatiemodellen een hoge realiteitswaarde hebben. Er

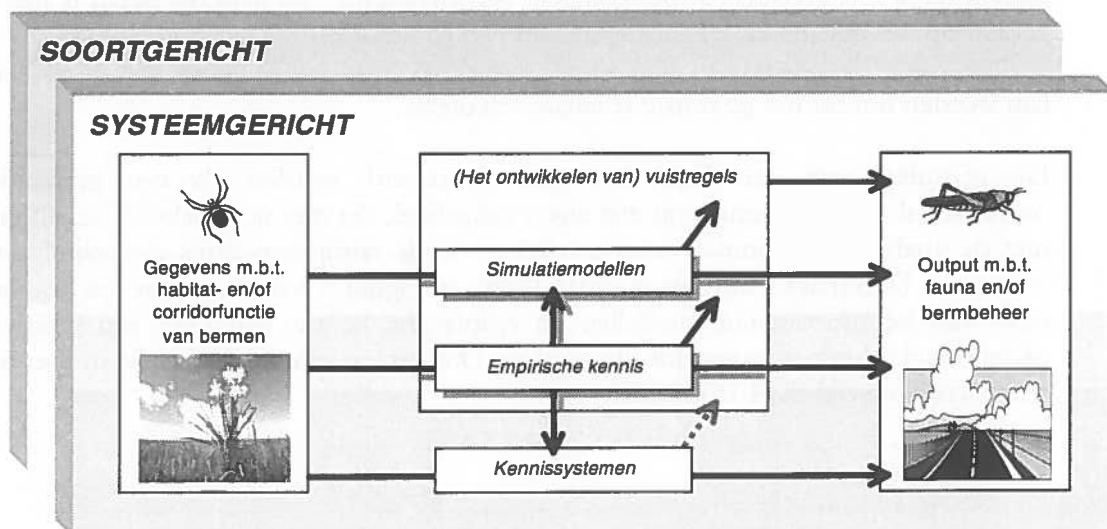
---

<sup>7</sup> HSI-modellen zijn echter relatief expliciet waar het gaat om de identificatie van (beperkende) milieufactoren die het voorkomen van soorten bepalen. H. Hollander (schr. med., 1998) merkt daarom op dat HSI-modellen in het algemeen juist als erg inzichtelijk worden beschouwd.

is een verband tussen de gedetailleerdheid van de modelstructuur en die van de informatie over het bestudeerde systeem, waarmee het model rekening kan houden. Naarmate een model complexer wordt bestaat echter ook het gevaar dat onzekerheden en onnauwkeurigheden in de data, in de gemodelleerde verbanden en in hun parameters de potentiële nauwkeurigheid van het model teniet doen. Anders gezegd: mits verstandig gemodelleerd wordt, geldt dat hoe complexer het model is, hoe nauwkeuriger de voorspellingen kunnen zijn, maar hoe geringer ook de kans is dat ze dat zijn.

Simulatiemodellen hebben veelal een groot aantal parameters, vragen in het algemeen een relatief grote input aan data en een deskundige gebruiker. Het zijn in verhouding zware en weinig flexibele instrumenten. Een voordeel boven kennissystemen is dat ze beter rekening kunnen houden met ruimtelijke en temporele heterogeniteit en stochasticiteit. Bovendien zijn ze geschikter voor extrapolatie in tijd en ruimte. Belangrijke toepassingsmogelijkheden van simulatiemodellen liggen in het verschaffen van inzicht in de bestudeerde processen, bijvoorbeeld door het vergelijken van de uitkomsten van simulaties met monitoringgegevens. Bij dispersiemodellen worden op basis van autoecologische gegevens en kennis van diersoorten, handelingen en gedrag van dieren in een computerlandschap nagebootst. Ze bepalen de habitat-connectiviteit door het simuleren van de dispersie van diersoorten tussen leefgebieden, door een landschap met een heterogene habitatkwaliteit.

Figuur 4 geeft aan hoe de verschillende instrumenten kunnen worden toegepast en wat de onderlinge relaties kunnen zijn.



Figuur 4 Overzicht van vier alternatieve methoden voor het gebruik van instrumenten bij het geven van informatie over de habitat- en/of corridorfunctie van bermen. Onderscheid is te maken in een systeem- en een soortgerichte benadering en het al dan niet ontwikkelen en gebruiken van vuistregels. In deze Figuur is geen opdeling gemaakt naar habitat- en corridorfunctie

### 3.2.5 Beslissingondersteunende systemen

Als laatste groep kunnen de beslissingondersteunende systemen (hierna: 'Decision Support Systemen' (DSS)) genoemd worden. Dergelijke systemen kunnen omschreven worden als: interactieve computerprogramma's die analytische hulpmiddelen toepassen (beslissingsanalyse, optimaliseringstechnieken, modellen e.d.) die de gebruiker helpen alternatieven te genereren en deze vervolgens te analyseren (naar: Antonisse et al., 1992). Een DSS kan variëren van een hulpmiddel bij het definiëren en veranderen van plannen tot een 'adviseur' voor de gebruiker bij het bepalen van de voorwaarde waaraan plannen moeten voldoen. Hierbij wordt uitgegaan van bijvoorbeeld een bepaalde vereiste kwaliteit, of aanwezigheid van een diersoort.

Een DSS kan gekenmerkt worden door een drietal componenten (naar Worm, 1994):

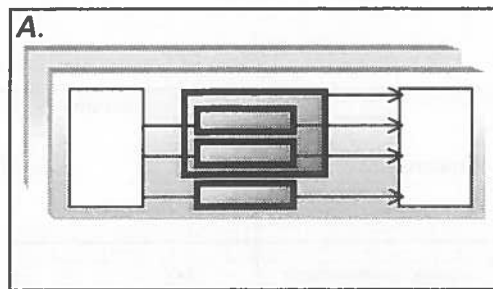
1. Modelbasis: hierin zijn de benodigde modellen, systemen en kennis opgeslagen. Tussen de modellen onderling moet koppeling en afstemming mogelijk zijn. Dit is de set met analytische hulpmiddelen binnen een DSS.
2. Een database met daarin de benodigde data voor de beslissingen.
3. Een user interface. Hierbij staat de interactie tussen gebruikers en de achterliggende modellen of de kennis centraal.

Een DSS is dus een hulpmiddel bij evaluatie en het maken van keuzes. Kennissystemen zijn in vergelijking tot een DSS meer beperkt tot een analyse van een bepaald probleem. Een kennissysteem kan gezien worden als het 'evaluerende deel van een DSS'. Kennissystemen geven dus vooral antwoord op vragen als: 'wat gebeurt er als bepaalde beslissingen (bijvoorbeeld een ander maaibeheer) worden genomen? Een DSS daarentegen genereert, uitgaande van een gewenste situatie, de bijbehorende maatregelen of beslissingen. Samenvattend: een kennissysteem is meer gericht op het benaderen en gebruikmaken van de juiste kennis, terwijl een DSS door analyse van de gegevens een stap verder kan doen door aan te geven wat er gedaan kan worden om tot het gewenste resultaat te komen.

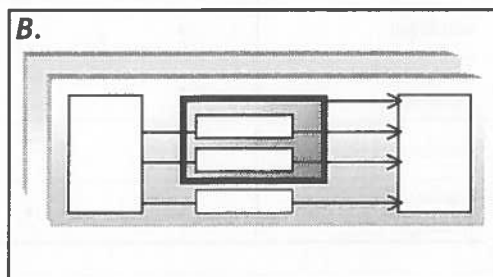
De gebruiker van een DSS kan gekarakteriseerd worden als een getrainde professional met veel kennis op zijn eigen vakgebied, die niet noodzakelijk bekend is met de analyse- en optimaliseringstechnieken en de computerkennis die schuilgaan achter een DSS (naar: Anthonisse et al., 1988). In Figuur 5 wordt aangegeven hoe op basis van kennissystemen, modellen en empirische kennis een DSS kan worden opgebouwd. Hierin worden drie alternatieve DSS-structuren geschetst, die in theorie te ontwikkelen zijn in HACOBERM III.



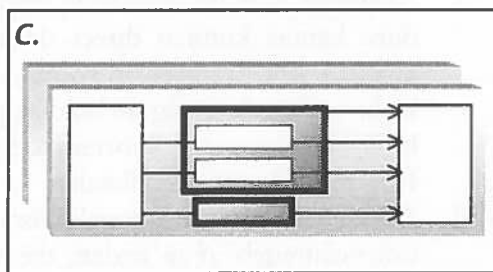
A. Koppeling van kennissystemen, simulatiemodellen en empirische kennis. Hierbij moet gedacht worden aan het integreren van bestaande, vergelijkbare en nieuwe systemen tot één groot DSS, waaraan de gebruiker alle antwoorden met betrekking tot fauna kan ontleden.



B. Alleen vuistregels. Vuistregels worden systematisch geordend en gekoppeld aan een user interface. Daarnaast kunnen soortgerichte kennissystemen los van het DSS zorgen voor gebiedsspecifieke ondersteuning.



C. Meer systeemgerichte kennissystemen en/of simulatiemodellen waarbij informatie aangevuld wordt met vuistregels. Hierbij vindt een uitbreiding plaats van mogelijkheid B.



*Figuur 5 Drie mogelijke DSS-structuren (inhoud van elk schema is identiek aan Figuur 4). Voor toelichting, zie de tekst.*

In §3.6 wordt nagegaan in hoeverre deze drie theoretische DSS-structuren inpasbaar zijn in de mogelijkheden en wensen die uit §3.1t/m §3.5 naar voren komen.

In Tabel 12 is de scheiding te zien tussen de vuistregels enerzijds en de overige instrumenten die kunnen inspelen op het gebruik van gebiedseigen informatie. Daarnaast wordt duidelijk dat kennissystemen niet in de eerste plaats gericht zijn op het genereren van proceskennis. Vanuit deze tabel is het mogelijk om de stap te maken naar de specifieke vraag die er bestaat met betrekking tot de habitat- en corridorfunctie van bermen voor fauna.

In Figuur 4 en 5 wordt op basis van de voorgaande hoofdstukken en paragrafen weergegeven hoe de bovenstaande instrumenten kunnen worden toegepast. Voor het bepalen van de habitat- en of corridorfunctie van bermen voor fauna zijn in ieder geval vier mogelijke trajecten denkbaar waarin de verschillende instrumenten ingezet kunnen worden. Deze zullen achtereenvolgens hier besproken worden.

Tabel 12 Bron van informatie en aard van de uitkomsten van de verschillende instrumenten

Instrument	Gebaseerd op		Aard van de uitkomsten			
	<i>literatuur</i>	<i>model</i>	<i>proceskennis</i>	<i>systeem-gericht</i>	<i>soortgericht</i>	<i>gebruik gebiedseigen info.</i>
<i>analoge aanbevelingen</i>	(•)	-	(•)	(•)	(•)	(•)
<i>vuistregels</i>	•	•	-	•	•	-
<i>kennissysteem soortgericht</i>	•	-	-	-	•	•
<i>simulatiemodellen</i>	•	-	•	-	•	•
<i>kennissyst./DSS-systeemgericht</i>	•	(•)	(•)	•	-	•

1. Allereerst is er de bestaande empirische kennis van de verschillende soorten. Uit deze kennis kunnen direct door deskundigen specialistische adviezen worden afgeleid. Dit is zowel op soort- als systeemniveau mogelijk. Voor een groot deel is dit overeenkomstig de huidige praktijk (§ 3.4). Vanuit deze empirische kennis is het voor een aantal soortengroepen echter ook mogelijk om kennissystemen en HSI-modellen te ontwikkelen.
2. Als alternatief is het mogelijk om de empirische kennis of modellen te gebruiken om vuistregels af te leiden, die weer gebruikt kunnen worden om vragen over fauna en bermen te beantwoorden. In zo'n geval worden de aanwezige kennis en modelresultaten op basis van veel voorkomende vragen in het beheer van bermen geordend tot algemeen geldende principes. Deze vuistregels kunnen op verschillende manieren worden afgeleid. Kansrijke trajecten hierbij lijken te zijn om direct vanuit de empirische kennis de basale regels van aanleg inrichting en beheer van bermen voor fauna vast te leggen. Dit gebeurt in de dagelijkse praktijk nu ook.
3. Daarnaast kan de empirische kennis in simulatiemodellen worden gebruikt om door middel van het nabootsen van handelingen van diersoorten meer inzicht te geven in de dimensies van de variabelen in het bermbeheer: Welke parameters zijn het belangrijkste? Hoe is hierin te sturen? e.d. (zie ook §3.2).
4. De meerwaarde van kennissystemen voor het ontwikkelen van vuistregels is ten opzichte van de simulatiemodellen minder groot, omdat in dergelijke systemen de bestaande kennis al expliciet in beslisregels ligt opgeslagen en ze dus minder inzicht geven in de achterliggende processen. Wel kunnen zij door interpretatie en combinatie van bestaande data nieuwe feiten en inzichten opleveren, bijvoorbeeld door het vergelijken van datasets van een groot aantal locaties. Dit proces vindt echter plaats buiten het kennissysteem. Anders is dit bij de simulatiemodellen. Door het simuleren van processen, in plaats van het zichtbaar maken van bestaande verbanden tussen kennisregels en gebiedseigen data, zijn complexe en zich vaak herhalende beslissingen in het model noodzakelijk. De uitkomst van al deze beslissingen kan door de gebruiker vooraf moeilijk exact worden bepaald.

### 3.3 Mogelijkheden en beperkingen van de faunistische kennis als criterium

Uit de bepaling van de gegevensbeschikbaarheid per soortengroep (Hoofdstuk 2) komt naar voren dat het kennisniveau per soortengroep, maar ook tussen soorten in een groep, onderling sterk wisselt. Voor het op een juiste manier opzetten en gebruiken van kennissystemen en (dispersie)simulatiemodellen is het noodzakelijk om allereerst voldoende kennis van een soortengroep te bezitten om de parameters voor de modellen en systemen te kunnen vaststellen (modelleerbaarheid van het probleem) en ten tweede de parameterwaardes te kunnen verkrijgen (parameteriseerbaarheid, meetbaarheid, beschikbaarheid). Voor sommige groepen is het opzetten van een kennisstelsel mogelijk. Voor andere groepen geldt dat alleen op analoge kennis (zoals literatuur en deskundigenoordeel) gebaseerde vuistregels haalbaar. Wat lijkt er per soortengroep dus mogelijk te zijn? Wat zijn, als afgeleide hiervan, de beperkingen voor de ontwikkeling van:

1. het instrumentarium per soortengroep (vuistregels, kennis-/beslissystemen en modellen), en
2. het instrumentarium voor HACOBERM III (soort en/of systeemgerichte aanpak, type DSS e.d.)?

In Tabel 13 is aangegeven in hoeverre er per soortengroep op basis van de gegevensbeschikbaarheid uit Hoofdstuk 2 mogelijkheden liggen voor de verschillende instrumenten zoals besproken in §3.2. Uit deze tabel kan worden afgeleid dat voor het modelleren van de habitat- en corridorfunctie voor de meeste groepen een groot aantal parameters gewenst zijn. Omdat voor zes groepen ook de gegevensbeschikbaarheid redelijk hoog is, lijkt hiervoor het ontwikkelen van een kennisstelsel, of een daarop gebaseerd DSS, haalbaar. Het betreft de groepen sprinkhanen & krekels, kleine zoogdieren, amfibieën, reptielen, dagvlinders en loopkevers. In een aantal gevallen is er onvoldoende informatie beschikbaar ter parameterisatie van dergelijke modellen, terwijl de modelleerbaarheid en parameteriseerbaarheid voldoende lijkt. Dit betreft de groepen zweefvliegen en bijen. Indien er echter aanvullend onderzoek naar gedaan zou worden, lijkt de ontwikkeling van kennissystemen voor deze soortengroepen haalbaar.

Tabel 13 Inschatting van de mogelijkheden per soortengroep voor ontwikkeling en gebruik van de verschillende hulpmiddelen (zie ook Hoofdstuk 2, 3)

Soortengroep	Modelleerbaarheid habitat- en corridorfunctie		Parameteriseerbaarheid en meetbaarheid (mogelijke beschikbaarheid)	Gegevensbeschikbaarheid m.b.t. bermen	Haalbare instrumenten
	parameters	aantal parameters			
<i>sprinkhanen &amp; krekels</i>	bekend	groot	hoog	hoog	aanbevelingen, vuistregels, kennisstelsel
<i>dagvlinders</i>	bekend	groot	hoog	zeer hoog	aanbevelingen, vuistregels
<i>bijen</i>	deels bekend	groot	hoog	matig	aanbevelingen, vuistregels
<i>zweefvliegen</i>	deels bekend	groot	hoog	laag	aanbevelingen, vuistregels, kennisstelsel
<i>spinnen</i>	deels bekend	onbekend	onbekend	matig	vuistregels
<i>wantsen &amp; bladluizen</i>	onbekend	onbekend	laag	laag (niet specifiek)	vuistregels
<i>loopkevers</i>	bekend	groot	hoog	zeer hoog	aanbevelingen, vuistregels, kennisstelsel
<i>slakken</i>	deels bekend	onbekend	laag	zeer laag	vuistregels
<i>kleine zoogdieren</i>	bekend	groot	hoog	hoog, maar wisselt per soort	aanbevelingen, vuistregels, kennisstelsel
<i>reptielen</i>	bekend	groot	hoog	hoog	aanbevelingen, vuistregels, kennisstelsel
<i>amfibieën</i>	bekend	groot	hoog	wisselt, m.n. kikkers en padden meer beschikbaar	aanbevelingen, vuistregels, kennisstelsel
<i>(roof)vogels</i>	deels bekend	beperkt	beperkt	matig/hoog	vuistregels
<i>vleermuizen</i>	bekend	beperkt	hoog	hoog vooral m.b.t. geleidende functie	aanbevelingen, vuistregels, kennisstelsel

### 3.4 Informatiebehoefte, gebruikerswensen en praktijkervaringen van DWW als criterium

In deze paragraaf worden de wensen van de opdrachtgever (RWS-DWW) vertaald naar een set van criteria, waaraan het eindproduct van HACOBERM III dient te voldoen. Deze criteria worden enerzijds afgeleid van de gangbare praktijk van planning, inrichting en beheer van rijkswegen en de inpasbaarheid van faunistische informatie daarin. Anderzijds wordt gekeken naar de wensen die de opdrachtgever op voorhand heeft ten aanzien van het eindproduct, en de beperkte ervaringen die reeds zijn opgedaan met bestaande systemen.

#### 3.4.1 Behoefte aan informatie over de fauna bij planning, realisatie en beheer van wegen

De manier waarop er gebruik gemaakt wordt van de onderzoeksresultaten binnen Rijkswaterstaat hangt samen met de gevolgde methode voor planning, inrichting en beheer van wegen. Hierbij is op verschillende momenten informatie over de fauna gewenst. In de beheersplanning van wegen worden verschillende planniveaus onderscheiden die overeenkomen met drie fasen in het planvormingsproces: plannings-, realisatie- en eindfase (Tabel 14).

De informatiebehoefte en de daaruit volgende beslissingen met betrekking tot de fauna verschillen per fase. Specialistische ecologische kennis wordt in het planvormingsproces als onontbeerlijk beschouwd. Toetsing en evaluatie van beslissingen die genomen worden door specialisten kunnen mogelijkterwijs ondersteund worden door modellen en/of direct toepasbare kennis over de habitat- en corridorfunctie van bermen voor de fauna.

Op basis van welke informatie over de fauna worden beslissingen genomen? Op welk moment in het plannings- en beheersproces is welke soort informatie over de fauna relevant? Om deze vragen te kunnen beantwoorden zal in de volgende paragrafen kort worden aangegeven waaruit deze behoefte bestaat, zodat in §0 kan worden aangegeven wat de perspectieven van de verschillende instrumenten voor HACOBERM III zijn.

Tabel 14 Relatie tussen planfasen bij RWS, fasen in de Tracéwetprocedure en planniveaus (Brinkhuijsen et al., 1997; Rövekamp & Stolk, 1994)

Planfasen RWS	Fasen Tracéwetprocedure	Planniveaus
<i>verkenningfase</i>	startnotitie	-
	richtlijnen inhoud MER	-
<i>planningsfase</i>	trajectnota/MER	landschapsschets voor alle tracévarianten
	ontwerp-tracébesluit	landschapsplan voor het gekozen tracé
	tracébesluit	-
<i>realisatiefase: plannitwerking bestek uitvoering</i>	-	inrichtingsplan
<i>eindfase: beheer en onderhoud</i>	-	beheersplan onderhoudsbestek

### 3.4.1.1 Informatiebehoefte in de plannings- en realisatiefase

Binnen de plannings- en realisatiefase spelen onderwerpen als tracékeuze, ontwerp, voorbereiding en aanleg van de weg een rol. Binnen deze fasen worden, zowel voor reconstructie van wegen als voor nieuwbouw, drie planniveaus onderscheiden (Brinkhuijsen et al., 1997):

1. landschapsschetsen voor tracévarianten,
2. landschapsplan,
3. inrichtingplan.

Per planniveau is in Tabel 15 beknopt met trefwoorden weergegeven wat de karakteristieken zijn van de informatiebehoefte over de fauna en wegbermen. Bekeken worden achtereenvolgens de volgende aspecten:

1. Diepgang, schaalniveau van informatie over de fauna.
2. Inhoudelijke punten van belang voor het planniveau (Wat voor soort informatie is gewenst: objectgegevens, doelstellingen, functies, eindbeelden?).

3. Relatie en afstemming met andere aspecten van belang bij planning en realisatie van wegen. Dit geldt voor zowel de esthetische kwaliteit (inpassing in landschap) als de economisch functionele kwaliteit (technisch wegontwerp, ruimtegebruik woon- en leefmilieu). Hier is ook de afstemming met andere aspecten die ecologisch van belang kunnen zijn aan orde. Een voorbeeld hiervan zijn botanisch zeer waardevolle gebieden die wellicht voor de fauna minder relevant zijn.

Tabel 15 Karakterisering van de behoefte aan informatie over de fauna in plannings- en realisatiefase (Brinkhuijsen et al., 1997; Rövekamp & Stolk, 1994). De vet en cursief aangegeven aspecten zullen in Tabel 16 als beoordelingscriteria gebruikt worden

Planniveau	Diepgang / schaalniveau	Inhoudelijk	Relatie andere aspecten
<i>tracévarianten en landschapsschetsen</i>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ meerdere alternatieven, verschil in inhoud per variant/landschapsschets</li> <li>▪ tracé op hoofdlijnen 100 m, speling aan beide kanten</li> <li>▪ visieontwikkeling</li> <li>▪ uitgangspunten en ontwerpprincipes per aspect: (fauna)</li> <li>▪ schaal 1:50000 tot 10000</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ <i>leefgebieden soorten koppelen aan: belemmeringen en potentiële ontwikkelingsmogelijkheden</i></li> <li>▪ breedte bermen</li> <li>▪ uitspraken over <i>mitigatie en compensatie</i></li> <li>▪ <i>aard en kwantificering effecten, effectbeschrijving MER, relevante soortengroepen</i></li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ ecologische plannen (andere) overheden</li> <li>▪ mitigatie en compensatie i.v.m. landschapsaspect</li> </ul>
<i>landschapsplan</i>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ vastleggen exact ruimtebeslag</li> <li>▪ vastgelegde functies, doelstellingen en eindbeelden</li> <li>▪ schaal 1:10000 tot 2500</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ richtlijn beheersplan</li> <li>▪ <i>inrichtingseisen, beheerseisen</i> gewenste soorten/ecotopen</li> <li>▪ <i>evaluatie connectiviteit</i>.</li> <li>▪ routes van dieren</li> <li>▪ aard + locatie van evt. faunavoorzieningen</li> <li>▪ eisen vanuit natuurcompensatie</li> <li>▪ relaties habitat, corridor, barrière; lokale situatie in detail</li> <li>▪ budget mitigerende maatregelen</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ opstellen i.s.m. andere instanties zoals Provincie en directie NBLF.</li> <li>▪ afstemming met functionele en visueel-ruimtelijke aspecten</li> </ul>
<i>inrichtingsplan</i>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ schaal 1:1000 met details 1:100</li> <li>▪ tracébesluit</li> <li>▪ concrete omschrijving voorgestelde inrichting</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ uitgangssituatie in detail</li> <li>▪ <i>concretisering beheersvisie</i>: vorm, tijdstip, frequentie, intensiteit.</li> <li>▪ keuze technische oplossing maatvoering materiaal</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ opstellen globale beheersvisie voor beheersplan zie §4.4.1.2 Informatiebehoefte fauna in de Beheersfase.</li> <li>▪ aanlegbestek</li> <li>▪ relatie met GROBIS</li> </ul>

Voor de tracévarianten en landschapsschetsen is zowel brede als meer gedetailleerde informatie nodig. Enerzijds is dit van belang voor de visieontwikkeling, de uitgangspunten en ontwerpprincipes voor de fauna. Anderzijds is dit belangrijk om gefundeerde afwegingen te kunnen maken tussen verschillende tracés en voor het opstellen en evalueren van landschapsschetsen waarin rekening gehouden wordt met faunistische aspecten. Zo is voor het opstellen van prioriteiten en kwetsbaarheden

van verschillende diersoorten informatie nodig op het niveau van lokale verspreidingsgegevens van soorten en de connectiviteit tussen lokale populaties.

In deze fase is het voor de afstemming met het landschappelijk aspect van de aanleg van wegen van belang dat aangegeven wordt waaruit de gewenste mitigerende en compenserende maatregelen bestaan. Hiervoor is, volgens de in de praktijk gewenste situatie, gedetailleerde kennis over de versnipperende werking van een weg en de mogelijke habitat- en corridorfunctie van bermen nodig.

Voor de landschapsplannen is gedetailleerde informatie nodig die per gewenste soortengroep aangeeft welke inrichtingseisen en beheersmaatregelen nodig zijn voor het minimaliseren van de negatieve effecten of het optimaliseren van de habitat- en corridorfunctie van de bermen. Hierbij is informatie over de exacte routes van dieren in het landschap noodzakelijk om bijvoorbeeld de faunavoorzieningen te kunnen plannen. De connectiviteit van populaties, de mogelijke functie als habitat en/of corridor van bermen en de afhankelijkheid van de inrichting van bermen voor soortengroepen spelen op dit niveau een belangrijke rol. Daarnaast is het noodzakelijk om de betekenis van bermen voor verschillende soorten te kunnen bepalen om aan te geven waaruit de exacte eisen vanuit de natuurcompensatie bestaan. Deze informatie wordt in deze fase ook gebruikt bij het landschappelijke aspect van de inrichting van de weg.

In het inrichtingsplan worden de doelstellingen, functies en eindbeelden vormgegeven door omschrijvingen van de voorgestelde inrichting. Als basis dienen de functies en doelstellingen van het landschapsplan. Bij deze fase is het voor de fauna van belang dat er richtlijnen en handreikingen worden aangedragen voor de aanleg van de geplande maatregelen en inrichtingseisen van de berm zoals omschreven in het landschapsplan (wijze van uitvoering; materialen methode). Tijdens uitvoering moet men dit kunnen controleren. Daarnaast wordt hierin kadergevend aangegeven waaruit het beheer zou moeten bestaan om de gewenste eindbeelden te bereiken (beheersvisie voor de middellange en lange termijn). Voor het opstellen van een beheersvisie is het van belang dat er van de gewenste soorten bekend is wat voor maatregelen bij een bepaald eindbeeld horen.

#### **3.4.1.2 Informatiebehoefte in de beheersfase**

Het beleid van Rijkswaterstaat voor de groenvoorzieningen is gericht op een planmatige werkwijze van beheer en onderhoud. Voor ieder wegvak dient het groenbeheer te worden vastgelegd in groenbeheersplannen (Meijer, 1996). Op basis van de geplande en actuele situatie uit de plan- en realisatiefase is er ook hier een informatiebehoefte wat betreft de fauna. Informatie vanuit landschaps- en inrichtingsplan is het kader voor een op te zetten beheersplan. In het beheersplan wordt de koppeling gemaakt tussen doelstellingen en de maatregelen om deze te bereiken. De functiebestemming van het betreffende tracé wordt in principe bepaald in het landschapsplan.

Wat de fauna betreft is voornamelijk informatie nodig voor het opstellen van een beheersvisie in beheersplannen. Daarnaast is voor de vertaalslag van de beheersvisie

naar het concrete beheer inzicht nodig in de juiste beheersmaatregelen per soort einddoel. In een beheersvisie wordt aandacht besteed aan een aantal aspecten (Rövekamp & Stolk, 1994; Meijer, 1996):

1. **Uitgangspunten voor de beheersvisie.** Hierin worden alle gegevens opgenomen die kaderstellend zijn voor het beheer. Deze gegevens kunnen afkomstig zijn uit de plannings- en realisatiefase, in het bijzonder het landschapsplan. Daarnaast kan dit worden aangevuld met randvoorwaarden vanuit andere instanties en relevante onderzoeksresultaten. Voor de fauna kunnen dit actuele gegevens zijn over verkeersslachtoffers of bestemmingsplannen.
2. **Analyse van uitgangspunten.** Hierin worden eventuele knelpunten tussen de ecologische (faunistische) uitgangspunten en andere aspecten (landschap, economie) aangegeven. Bovendien kunnen tegenstrijdigheden in het beheer worden uitgelicht. Aangegeven wordt wat de ontwikkelingsmogelijkheden van verschillende soorten bij deze eindbeelden zijn. Op grond hiervan kunnen afwegingen voor beheer gemaakt worden.
3. **Beheerskeuzen.** Hier wordt aangegeven wat voor maatregelen genomen moeten worden om een bepaalde situatie te realiseren. Voor de fauna wordt hier aandacht geschonken aan te behouden en te ontwikkelen ecotopen, verbindingzones e.d. Op basis van prioriteit en financiële randvoorwaarden wordt een prioritering in het beheer geformuleerd. Het voorgestane beheer wordt kort weergegeven.

In het beheersplan worden vervolgens deze visies, analyses en beheerskeuzen geconcretiseerd naar het beheer van beheerobjecten van het betreffende wegvak. Wat de fauna betreft zijn beheersplannen in het algemeen toegespitst op het maaibeheer. Van belang hierbij zijn maatregelen als: maaifrequentie en -tijdstip, ruimtelijke differentiatie, materieel, afvoeren maaisel, begrazing en niets doen. De toepassing is sterk afhankelijk van soortengroepen en het gewenste einddoel. Inzicht in de effecten op soortengroepen is hier gewenst.

4. Daarnaast wordt in een beheersplan aandacht besteed aan een veldinventarisatie van beheerobjecten; hierbij is van belang hoe, wat, door wie, en wanneer er geïnventariseerd wordt. Voor de fauna kan hier, naast beschrijvingen van gewenste vegetatietypen, gedacht worden aan het opstellen van overzichten van faunavoorzieningen met behulp van het GROBIS-systeem (zie ook Hoofdstuk 3). Dit hangt samen met een belangrijke onderdeel van het beheersplan, de evaluatie, waarin de geplande maatregelen getoetst worden op hun functioneren. Voor de fauna zou hier sprake kunnen zijn van een monitoringsplan, waarin gekeken wordt of een geplande habitat- en of corridorfunctie in de praktijk bestaat en voldoet.

Uit de beschrijving van deze aandachtspunten voor de fauna bij het opstellen van een planmatig beheer van groenvoorzieningen kan worden afgeleid dat slechts de basis voor het plan gelegd is in de eerdere fasen en dat in de beheersfase nog zeer veel keuzes mogelijk zijn. Een beheersplan werkt met een algemene visie van het betreffende tracé, maar doet ook gedetailleerde uitspraken over objectgegevens per beheerstype. Het grootste verschil met de voorgaande fasen, naast het schaal- en



detailleringniveau, lijkt te liggen in de vertaling van visies naar concrete maatregelen en de evaluatie hiervan.

### **3.4.2 Gebruikerswensen en praktijkervaringen**

De doelstelling van HACOBERM III kan worden aangeduid als het ontwikkelen van toepassingsregels voor aanleg, inrichting en beheer van wegbermen (De Vries, 1997). Uit de doelstelling van het onderhavige onderzoek (Bakker et al., 1997) kan een aantal eisen aan het eindproduct worden afgeleid. Daarnaast zijn gesprekken gevoerd met DWW om aanvullende gebruikerswensen op het spoor te komen. Hierbij zijn ook de ervaringen met de systemen GROBIS en BERMVLINDER betrokken. Op grond hiervan kunnen criteria worden geformuleerd waaraan het eindproduct van HACOBERM III moet voldoen om inzetbaar te zijn in de praktijk. Deze worden hieronder beschreven. (De vijf laatstgenoemde criteria worden ingegeven door ervaringen uit de beroepspraktijk.)

#### ***Toepasbaar op hogere schaalniveaus***

Uit de praktijk komt naar voren dat informatie over habitat- en corridorfunctie van wegbermen voornamelijk gewenst is op het landelijk (onderzoek, richtlijnen e.d.) en regionaal niveau (beheersplannen). De gebruikte informatie dient daarom niet te zeer locatiespecifiek te zijn.

#### ***Algemene en veralgemeniseerbare informatie***

Er is vooral behoefte aan algemene of veralgemeniseerbare informatie. Er is eerder behoefte aan toepasbare vuistregels en richtlijnen afgeleid uit modellen of veldonderzoek, dan aan specialistische modellen.

#### ***Aansluiting bij kennisniveau van gebruikers***

De resultaten moeten, al dan niet verwerkt in producten waar men toch al mee werkt, gebruikt kunnen worden door ontwerpers van RWS en DLG (Dienst Landelijk Gebieden) voor wat de aanleg van wegen betreft en medewerkers van de Dienstkringen Rijkswaterstaat (opdrachtgevers voor beheersplannen e.d.). Het kennisniveau varieert van MBO tot HBO. De kennis van de fauna wisselt, maar is in het algemeen beperkt.

#### ***Niet te soort- en toepassingspecifiek***

Modellen en kennissystemen dienen niet te soort- en toepassingspecifiek zijn. Hierbij gaat het erom of het model toepasbaar is voor verschillende situaties, soorten en gebieden. Indien er een nieuw systeem ontwikkeld wordt moet dit wat de soortendiversiteit betreft een zo breed mogelijk spectrum beslaan. In het algemeen moeten er, om een model realistischer te maken, soortspecifieke eigenschappen worden ingebracht (o.a. Jørgensen, 1988; Verboom, 1996).

### ***Gebruikersvriendelijkheid***

Dit kan gerealiseerd worden door aandacht te besteden aan een aantal eigenschappen van modellen: inzichtelijke programmastructuur, doorzichtige terugkoppeling van invoergegevens naar resultaten, eenvoudige invoer (format) en begrijpelijke presentatie van resultaten. Voorbeelden van dit laatste zijn de grafische presentatie van beheerobjecten in GROBIS en de oproepbare autoecologische informatie per soort in BERMVLINDER (§3.7).

### ***Niet afhankelijk van derden of aanvullende programmatuur***

Het systeem dient zoveel mogelijk op zichzelf te staan. De benodigde specifieke kennis voor invoer, bewerking en interpretatie van gegevens moet beperkt blijven. Een grote 'expert-afhankelijkheid' beperkt de toepassingsmogelijkheden, evenals de afhankelijkheid van externe, moeilijk verkrijgbare of kostbare programmatuur.

### ***Breed inzetbaar en flexibel***

Om vragen vanuit de praktijk te kunnen beantwoorden moet het toepassingsgebied van een systeem zo breed mogelijk worden gehouden. Om een systeem realistischer te maken zal wellicht de neiging bestaan om specifieke eigenschappen in te brengen. Het gevaar bestaat echter dat het model snel te complex wordt. Hier dient een evenwicht tussen gevonden te worden dat kan worden aangeduid als: een zo laag mogelijke complexiteit van het instrument (i.c. de modelstructuur) en het gebruik ervan (i.c. de gebruikersinterface) in relatie tot het abstractieniveau van de output. De gewenste instrumenten zullen een bepaalde flexibiliteit moeten hebben. Hierbij gaat het vooral om de vragen of het model toepasbaar is op verschillende schaalniveaus, voor verschillende situaties en gebieden.

### ***Informatie toepasbaar in huidige praktijk van procedures en richtlijnen***

Een belangrijke algemene eis is de mogelijkheid om het te ontwikkelen instrument in te passen of aan te laten sluiten op de bestaande praktijk. Een overzicht hiervan is gegeven in §3.4.1. Dit betreft zowel de procedures die gevolgd worden bij planning, aanleg en beheer van wegen, als de informatieoverdracht die daarbij plaatsvindt. Dit laatste heeft veelal de vorm van richtlijnen.

### ***Lage complexiteit in verhouding tot het abstractieniveau van de modeloutput***

De door het model gegenereerde resultaten moeten datgene opleveren waar de gebruiker om vraagt. Om een passend model te maken is een zeer uitgebreide kennis van de informatiebehoefte bij de doelgroep noodzakelijk. Uitgebreidheid kan echter leiden tot ongewenste complexiteit. Van belang hierbij zijn ook het aantal en de soort benodigde gegevens. Zo heeft GROBIS in vergelijking tot BERMVLINDER veel meer en specifiekere gegevens nodig om een toegevoegde waarde te kunnen hebben (zie ook §3.4.1) Hoe complexer een model, des te meer het zou moeten verklaren, des te concreter de modeloutput zou moeten zijn. Eenvoudigere modellen mogen op een hoger abstractieniveau blijven steken. De keuze van DWW voor een eenvoudig systeem heeft tot gevolg dat er gezocht moet worden naar mogelijkheden om toch een zo laag mogelijk abstractieniveau te verkrijgen. Bij een effectief systeem weegt een eventuele grotere complexiteit voor de gebruiker op tegen het verkrijgen van een

beter resultaat. Het abstractieniveau van de resultaten moet in verhouding tot de complexiteit van het model zo laag mogelijk zijn.

### **3.4.3 Beoordeling van instrumenten op grond van de gebruikscriteria**

In deze paragraaf wordt aangegeven in hoeverre de verschillende instrumenten geschikt zijn voor de praktijkgerichte presentatie van onderzoeksresultaten in HACOBERM III. Hierbij wordt, zoals in §1.2. en §3.2 is aangegeven, onderscheid gemaakt in:

1. aanbevelingen gericht op specifieke soorten en soortengroepen, systemen of locaties (niet-modelmatig);
2. algemeen toepasbare vuistregels voor soorten en soortengroepen; deze kunnen zowel gebaseerd zijn op empirische kennis als op resultaten van modelberekeningen;
3. kennissystemen, gebaseerd op deskundigenoordeel of literatuur;
4. beslissingondersteunende systemen.

De instrumenten zijn vergeleken met de informatiebehoefte voor de fauna (§3.4.1) en de algemene gebruikerswensen en praktijkervaringen vanuit Rijkswaterstaat (§3.4.2).

In Tabel 16 worden een aantal criteria aangegeven die voortkomen uit de voorgaande paragrafen. Voor de drie instrumenten wordt met trefwoorden aangegeven in hoeverre ze kunnen bijdragen aan de verschillende criteria. Om reden van leesbaarheid en ruimtebesparing zijn de kennissystemen en DSS'en in één kolom opgenomen. Uit de tabel kan een aantal conclusies getrokken worden, die hieronder worden beschreven.

#### ***Aanbevelingen gericht op locaties of soortengroepen (instrument 1)***

Dit instrument voldoet niet aan de meeste gestelde criteria. Het feit dat dit een veelvormig instrument is maakt het echter ook lastig algemene uitspraken te doen. De belangrijkste beperkingen lijken te zitten in het op voorhand niet-systematische karakter ervan en de algemene ervaring dat aanbevelingen te detaillistisch zijn voor gebruik door dienstmedewerkers. Dit geldt met name voor sterk soortgerichte informatie. Echter, in die gevallen waar gewerkt kan worden met indicatorsoorten voor een grotere soortengroep, kan veldonderzoek dat gericht is op deze indicatorsoorten bruikbaar zijn.

Indien gewenst, lijkt het wel mogelijk op basis van bestaande informatie, al dan niet reeds in de vorm van aanbevelingen, een min of meer geïntegreerd pakket van aanbevelingen te ontwerpen. Dit pakket dient dan wel goed afgestemd te worden op de informatiebehoefte en de plaats in het plannings- en beheersproces, en vorm waarin dit het meeste effect zal sorteren. Succesvoller lijkt echter een benadering waarbij de gegevens van eventueel locatie- of soortspecifiek onderzoek zodanig gegeneraliseerd of geïnterpreteerd worden dat zij geschikt zijn voor de ontwikkeling van vuistregels of kennissystemen.

Tabel 16 Beoordeling van de verschillende typen instrumenten, op basis van de informatiebehoefte en de gebruikerswensen en praktijkervaringen met systemen in het groenbeheer

	Aanbevelingen gericht op locaties en soortengroepen	(Het ontwikkelen van) algemeen toepasbare vuistregels <sup>8</sup>	Kennissystemen <sup>8</sup>
<b>Criteria op basis van informatiebehoefte in planningsproces en bij beheer</b>			
<i>Leefgebieden koppelen aan belemmeringen en potentiële mogelijkheden soorten</i>	Dit instrument is minder geschikt voor het in het oplossen van deze (doorgaans) specifieke vragen: de voor de vragen benodigde informatie is specifiek toegespitst op uiteenlopende locaties en soorten. als basisinformatie is dit soort (autocologische) informatie wel noodzakelijk, o.a. voor het maken van modellen en het opstellen van vuistregels).	Minder geschikt dan modellen. De specificiteit van locaties kan er voor zorgen dat vuistregels niet toepasbaar zijn. Het is moeilijk vooraf alle toepassingsmogelijkheden op te sluiten in een vuistregel. Op met name het conceptuele vlak is wel meer mogelijk met vuistregels.	Geschikt, modellen worden hier i.h.a. voor ontwikkeld. Mogelijkheden gelegen in: het bepalen van de habitat-geschiktheid op basis van reproduceerbare methoden. het bepalen van de connectiviteit tussen populaties. het aandragen van mogelijkheden om inrichtingseisen en beheerseisen te vertalen in maatregelen. Door het inbrengen van gebieds-specifieke gegevens zijn kennissystemen gericht toe te passen. Gegevens moeten wel beschikbaar zijn.
<i>Mitigatie en compensatie</i>		(Algemene) inrichtingseisen en beheerseisen / maatregelen zijn wellicht in te passen in vuistregels. Dit kan op basis van bestaande autocologische kennis van soorten of af te leiden uit modelresultaten.	
<i>Evaluatie connectiviteit populaties van el lokaal als regionaal</i>			
<i>Inrichtingseisen, beheerseisen en eisen soorten</i>			
<i>-Analyse ontwikkelingsmogelijkheden soorten bij eindbeelden</i>	Mogelijk indien aanbevelingen grotere mate van detail/specificiteit hebben dan informatie waarop de maatregelen zijn gebaseerd.	Niet mogelijk: evaluatie vraagt grotere mate van (meetbaar) detail dan vuistregels	Mits voldoende gedetailleerd/specifiek, zijn kennissystemen te gebruiken voor een 'ex ante' evaluatie van (bv. op vuistregels gebaseerde) maatregelen.
<i>Concretisering van beheersrisico naar beheersmaatregelen voor objecten met aandacht voor de fauna</i>			
<i>Evaluatie van voorgestelde maatregelen voor de fauna in praktijk</i>			
<b>Criteria op basis van gebruikerswensen en praktijkervaringen</b>			
<i>Toepasbaar op hogere schaalniveaus (regionaal en landelijk)</i>	Sterk afhankelijk van bruikbaarheid resultaten en soort onderzoek. Veldwerk aan de fauna is i.h.a. lokaal.	In principe kunnen vuistregels en (DSS'en op basis van) modellen/kennissystemen voor elk niveau ontwikkeld worden.	
<i>Algemene / veralgemeniseerbare informatie</i>	Afhankelijk van de aard van de gebruikte informatie, wel of niet goed veralgemeniseerbaar.	Geschikt. Vuistregels zijn algemene / veralgemeniseerde informatie.	Veralgemeniseerbaar op het niveau van het model zelf, d.w.z. een model kan veralgemeniseerbare informatie genereren. De modeltoepassing is echter zeer specifiek.
<i>Informatie toepasbaar in praktijk van procedures en richtlijnen</i>	Minder geschikt. Huidig beschikbare gegevens worden nu ook weinig direct toegepast.	Vuistregels zijn wat de drie instrumenten betreft het eenvoudigst in richtlijnen e.d. te verwerken	Systeem (BERMVLINDER) wellicht uit te breiden naar andere soortengroepen. Type informatie is wellicht te specifiek voor opname in richtlijnen.
<i>Aansluiting bij kennis(bureau) gebruikers</i>	Waarschijnlijk veelal te specifiek om door doelgroep gebruikt te worden.	Zeer geschikt. Vuistregels en beslissing ondersteunende modellen / kennissystemen kunnen specifieke informatie bevatten/genereren voor de doelgroep, terwijl er veel meer achtergrondinformatie achter schuil gaat, waarvan de gebruiker minder/geen kennis hoeft te hebben	
<i>Niet te soort- en toepassings specifiek</i>	Minder geschikt, geldt alleen indien soortengroep kan worden aangemerkt als indicatorsoort voor groot aantal soortengroepen.	Sterk afhankelijk van de vuistregel. Het is de vraag of vuistregels op elk niveau soortonafhankelijk kunnen zijn. Zo niet, dan geldt hetzelfde als voor het instrument 'aanbevelingen'.	Kennissystemen (als BERMVLINDER) zijn i.h.a. soortspecifiek. Het concept is echter niet soortspecifiek. Voor veel soortengroepen zijn vergelijkbare systemen te ontwikkelen.
<i>Gebruikersvriendelijk (systeem)</i>	Minder geschikt. Zeer specifieke kennis nodig voor interpretatie gegevens, methodes e.d.	Gebruiksvriendelijk door de eenvoudige inpasbaarheid in proces(sen).	Gebruiksvriendelijkheid kan te wensen over laten.
<i>Niet afhankelijk van derden of specifieke programmatuur</i>	Is een analoog instrument, dus per definitie niet afhankelijk van (externe) programmatuur.	Voor het ontwikkelen van vuistregels sterk afhankelijk van experts. Daarna onafhankelijk van derden, programmatuur.	De afhankelijkheid van specialisten neemt af naarmate er meer informatie in het systeem is opgeslagen. Dit levert vaak wel een complexer model op. Gebruiker heeft zelf meer kennis nodig.
<i>Breed inzetbaar en flexibel</i>	Breedte van inzetbaarheid hangt af van vorm, flexibiliteit ook maar is in het algemeen beperkt door statische karakter.	Meestal wel breed toepasbaar (niet toepassings specifiek) maar niet flexibel: de regel is immers onveranderlijk.	Inzetbaarheid hangt af van specificiteit van gevraagde input. Flexibiliteit in principe hoog.
<i>Lage complexiteit in verhouding tot het abstractieniveau van de modeloutput (efficiëntie)</i>	Als basisgegevens noodzakelijk en daardoor efficiënt. Kan zowel op complexe als eenvoudige wijze worden uitgewerkt.	Vuistregels zijn gecondenseerde informatie en daardoor op hogere abstractieniveaus zeer efficiënt. Efficiëntie is afhankelijk van toepassing.	Complexer dan vuistregels, maar vooral op lagere abstractieniveaus veel effectiever en ook efficiënter.

<sup>8</sup> Al dan niet ingepast in een DSS. Omdat eventuele DSS'en inhoudelijk gebaseerd moeten worden op vuistregels en/of kennissystemen worden zij hier niet apart weergegeven.

### ***Vuistregels (instrument 2)***

Vuistregels voldoen aan de meeste gestelde algemene criteria en tevens aan de criteria gebaseerd op praktijkervaringen. De kracht van vuistregels is vooral gelegen in de inpasbaarheid van informatie in regels en systemen. Daarnaast kunnen vuistregels toepasbare wetenschappelijke kennis over de fauna overdragen aan de doelgroep, zonder dat deze zelf een uitgebreide kennis op dit terrein hoeft te hebben.

Vuistregels zijn echter per definitie weinig locatiespecifiek, waardoor hun toepasbaarheid minder groot is dan die van kennissystemen waarin gebiedspecifieke informatie wel verwerkt kan worden. Zo kan de vraag of een bepaald beheer van een bepaalde vegetatie gunstig is voor bepaalde soortengroepen vlinders, niet met vuistregels beantwoord worden. Dit kan wel met een expertsysteem als BERMVLINDER. Op een aantal plaatsen in het planningsproces is de informatiebehoefte echter niet locatiespecifiek. Dit geldt met name voor de visievorming in de meer conceptuele plannen en de inrichtings- en beheerseisen per soortengroep. Op deze plaatsen kunnen vuistregels in een behoefte voorzien. Een zekere soortspecificiteit is daarbij waarschijnlijk niet te vermijden.

Ook met behulp van bestaande simulatiemodellen zijn vuistregels af te leiden. Dat dient dan wel te gebeuren voorafgaand aan de toepassing ervan, aangezien dit specialistische inbreng vraagt. Het voordeel van dergelijke vuistregels is dat zij de 'grootste gemene deler' van een groot aantal specifieke situaties (reëel of fictief) kunnen vinden. Ook met temporele stochasticiteit kan hierbij rekening worden gehouden. Het verder ontwikkelen van vuistregels met behulp van bestaande kennis en modellen verdient in HACOBERM III zeker een grote prioriteit.

### ***Kennissystemen en beslissingsondersteunende systemen (instrumenten 3 en 4)***

Uit de informatiebehoefte over de fauna blijkt dat, naast algemene informatie, specifieke locatiegerichte informatie noodzakelijk is voor het nemen van een aantal beslissingen. Bovendien doen zich in bepaalde fase relatief soortspecifieke vragen voor. Kennissystemen en daaruit ontwikkelde beslissingsondersteunende systemen kunnen als enige van de instrumenten de koppeling tussen gebiedseigen informatie en eigenschappen van soorten maken. Zij voldoen daarnaast aan de meeste van de gestelde gebruikerswensen en algemene systeemeisen. Het lijkt dan ook zeer gewenst om dergelijke systemen verder te ontwikkelen.

Daar de complexiteit van deze instrumenten voor de gebruiker duidelijk groter is dan beide voorgaande instrumenten moet hierbij echter wel een goed evenwicht worden gevonden tussen de informatiebehoefte bij de doelgroep en complexiteit van de modellen. Daar waar mogelijk dienen ook in kennissystemen de output zo veel mogelijk veralgemeniseerd en geïntegreerd te worden wat betreft soorten en aspecten. Echter, waar de informatiebehoefte uitgaat naar een grotere mate van ruimtelijk detail en soortspecifieke informatie zal dat ook geleverd moeten worden. Bij kennissystemen die een groot aantal soortengroepen dienen te beslaan, bestaat het gevaar van de complexiteit in nog sterkere mate. Daar staat tegenover dat in een

doordacht DSS deze complexiteit voor de gebruiker kan worden gereduceerd en worden teruggebracht tot een aantal samenhangende keuzemogelijkheden.

### ***Veldonderzoek***

Aparte aandacht verdient het doen van veldonderzoek. Dit kan met name van belang zijn ter ondersteuning van op locaties of soortengroepen gerichte adviezen. Bij nieuw te verrichten onderzoek dient dit uiteraard te worden toegesneden op de bestaande leemten in de kennis, bijvoorbeeld ter ondersteuning van het bepalen van de inrichtings- en beheerseisen voor specifieke doelsoorten. Daarnaast kan veldonderzoek gegevens opleveren ter ondersteuning van bijvoorbeeld dispersiemodellen, die vervolgens gebruikt kunnen worden voor het genereren van vuistregels. Afstemming met andere in Nederland lopende onderzoeken op dit terrein is gewenst. De verwachting is dat bij een goede afstemming een deel van de basisgegevens voor modellen buiten HACOBERM III om beschikbaar zijn. De gegevensbeschikbaarheid komt uitgebreider aan bod in Hoofdstuk 4.

Tenslotte ligt een belangrijke functie van veldonderzoek bij de monitoring van ontwikkelingen ter evaluatie van, op welk instrument dan ook gebaseerde, maatregelen bij inrichting en beheer. Terugkoppeling van de bevindingen naar de gehanteerde aanbevelingen of het gebruikte kennisstelsel is van groot belang voor de verbetering van deze instrumenten.

## **3.5 Algemene systeemeisen als criterium**

### **3.5.1 Algemene eisen, te stellen aan computer(systemen)**

Naast door de gebruiker gedefinieerde wensen kunnen ook een aantal criteria opgesteld worden waaraan modellen en systemen moeten voldoen willen zij goed functioneren (o.a. Jørgensen, 1988; Verboom, 1996; Bakker, 1994/1995). De belangrijkste hiervan zijn, mede gelet op de doelen van HACOBERM: functionaliteit, volledigheid en optimaliteit, kostenefficiëntie en validiteit en nauwkeurigheid. Deze criteria zullen hierna kort besproken worden.

#### ***Functionaliteit***

De functionaliteit van modellen<sup>9</sup> wordt bepaald door de mate van geschiktheid om een gesteld doel te verwezenlijken: de doelmatigheid en de performance efficiency. Vragen die bijvoorbeeld bij het bepalen van de doelmatigheid voren komen zijn: 'Is dit type model een bruikbaar middel om het probleem op te lossen?' of 'Wat is de toepasbaarheid op bermen?' In het algemeen is het lastig om op basis van algemene eisen aan modellen dergelijke inhoudelijke vragen te beantwoorden. Een model dat onderstaande mogelijkheden biedt evenwel een grotere performance efficiency heeft dan wanneer dat niet het geval is:

- Flexibiliteit. Er is een veelvoud aan selectiemogelijkheden en deze zijn eenvoudig te maken. Hetzelfde geldt voor de bewerkingen die hier op uit te voeren zijn. Niet of weinig gebruikte mogelijkheden van een model zijn ook niet opdringerig

---

<sup>9</sup> In het vervolg van deze paragraaf wordt bij het bespreken van '(computer)systemen en -modellen' omwille van de leesbaarheid over 'modellen' gesproken.

- aanwezig of kunnen gemaskeerd worden en met standaardwaardes gevuld. De standaardwaardes zijn door de gebruiker te bepalen. Deze punten dragen bij aan de mogelijkheden om een bepaald doel met het model te bereiken. Een flexibeler model is beter in staat met steeds wisselde vragen om te gaan.
- Herhaling van werkzaamheden is minimaal. De kracht van modellen is juist dat een groot aantal gegevens niet iedere keer opnieuw door de gebruiker bewerkt of ingevoerd hoeft te worden. Resultaten moeten worden opgeslagen, zodat ze niet steeds opnieuw berekend hoeven te worden.
- Het model is overzichtelijk, het werkt vlot en betrouwbaar. Resultaten worden op een begrijpelijke manier gepresenteerd en er is geen ingewikkelde nabewerking nodig om de resultaten te verduidelijken. Van belang hierbij zijn bijvoorbeeld ook een grafische uitvoer en een goede uitwisselbaarheid van de data met andere programma's. Dit is mogelijk door het gebruik van een gangbaar algemeen in- en uitvoer-format van en naar verdere verwerkingsprogramma's zoals een GIS. Er is bijvoorbeeld een goede contextgevoelige online-hulpinformatie.
- Er is een goede wetenschappelijke (wiskundige en/of logische) verantwoording aanwezig en het model is goed gedocumenteerd. Wanneer dit niet het geval is, is het voor de gebruiker moeilijk om te bepalen in hoeverre een model een functioneel hulpmiddel is om het probleem op te lossen.

### ***Volledigheid en optimaliteit***

Wordt het probleem met behulp van het model volledig beschreven? Wordt er gebruik gemaakt van voldoende parameters om het probleem te verklaren? In het algemeen kan het voorspellende vermogen van een model worden vergroot door enerzijds expansie van de hoeveelheid of nauwkeurigheid van de data en anderzijds door de complexiteit van het model te vergroten. Worden voorbij een bepaald punt echter extra parameters toegevoegd, dan draagt dit niet meer bij aan verbeterde simulaties e.d. Het zorgt echter wel voor een grotere onnauwkeurigheid door onzekerheid van de toegevoegde parameters. Er is dus sprake van een optimum, dat echter moeilijk te bepalen is. Een eenvoudig model kan weliswaar minder verklaren, maar kan dit soms wel erg goed doen. Gezocht moet dus worden naar een model dat de hoogste waarschijnlijkheid haalt bij een modelcomplexiteit die het probleem afdoende beschrijft.

### ***Kostenefficiëntie***

Door de behaalde resultaten van een model uit te zetten tegen de daarvoor benodigde kosten en moeite is het mogelijk om de efficiëntie van een model te bepalen. Afgezien van de kosten van ontwikkeling of aankoop, gaat het hierbij om vragen als: Wat is de kostenflexibiliteit van het model (is er veel herhaling van werkzaamheden nodig bij de extrapolatie naar andere landschappen)? Wat is de benodigde specifieke apparatuur (hard- en aanvullende software) en kennis voor gebruik van het programma? Wat is de relatieve hoogte van de totale kosten (menstijd voor modelgebruik, overleg en dataverzameling)? Wat is de expertafhankelijkheid?

Voor het ontwikkelen van een kostenefficiënt model geldt dat de relatieve moeite van het toevoegen van de extra inspanningen om een model realistischer te maken gelijk

moet zijn aan de relatieve opbrengst van een grotere waarschijnlijkheid (Jørgensen, 1988).

### ***Validiteit en nauwkeurigheid***

Belangrijkste vragen hierbij zijn: Beschrijft het model de essentiële eigenschappen en processen van het gemodelleerde systeem voldoende adequaat? Welke mate van detail wordt daarmee bereikt? De volgende eigenschappen en vragen zijn aan de orde:

- Er is een goede wetenschappelijke (wiskundige en/of logische) verantwoording aanwezig.
- Statistische significantie: Wat is de waarschijnlijkheid? Berust een gesignaleerde tendens op toeval of niet? Dit met betrekking tot input-data en output (voorspellingen).
- Ervaring met het model en gebleken betrouwbaarheid: Is de huidige versie van een model reeds eerder getest en toegepast? Zijn de gebruikservaringen verwerkt in aanpassingen of handleiding? Kortom: Kan het model routinematig worden toegepast?
- Foutencontrole: In hoeverre worden fout ingevoerde gegevens gecontroleerd (spelfouten, plaats van waarnemingen)? Voor de nauwkeurigheid van een model is het ook van belang dat de in het model opgeslagen standaarddatagegevens van een meer centrale instantie (taxonomisch instituut, CBS) afkomstig zijn, zodat ze zo volledig mogelijk en up-to-date zijn. Landelijk uniforme lijsten zijn natuurlijk het beste en het liefst ook bruikbaar voor internationaal gebruik.
- Versiebeheer: Welke versie wordt voor welke toepassing gebruikt? Welke modules zijn al gevalideerd en welke niet? Daarnaast zijn ingevoerde gegevens beveiligd tegen wijzigingen achteraf door databeveiliging, kunnen onbevoegden kunnen er niet in of kunnen alleen raadplegen door wachtwoord-beveiliging, en zijn er goede backup-voorzieningen en restore.

Validiteit en nauwkeurigheid zijn kenmerken waaraan, afhankelijk van het type instrument en de toepassing, hogere of lagere eisen worden gesteld. Hoewel kan worden gesteld dat vuistregels minder nauwkeurig kunnen zijn dan goed gekalibreerde simulatiemodellen, zijn dit geen criteria op grond waarvan de typen instrumenten vergeleken kunnen worden. Ze zijn daarom niet in de Tabel 17 opgenomen maar komen wel aan de orde bij de behandeling van bestaande instrumenten (§3.7 en A. Modellen).



Tabel 17 Beoordeling van de verschillende instrumenten, op basis van de algemene systeemeisen

	Aanbevelingen gericht op locaties en soortengroepen	(Ontwikkeling van) algemeen toepasbare vuistregels	Kennissystemen	Beslissing-ondersteunende systemen (DSS'en)
<b>Algemene systeemeisen</b>				
<i>Functionaliteit</i>	Doordat voor elk apart onderzoek gekeken kan worden welke informatie exact nodig is, is het mogelijk zeer flexibel met verschillende bronnen om te gaan. Hiervoor zijn echter wel veel herhalingen en kennis noodzakelijk en is de aangeboden informatie i.h.a. weinig overzichtelijk. Bij eenvoudige problemen vaak de beste oplossing.	Vuistregels zijn erg overzichtelijk en eenvoudig te gebruiken. Indien goed afgeleid zijn ze bovendien wetenschappelijk te verantwoorden waardoor de functionaliteit duidelijk bepaald kan worden. Vuistregels kunnen zowel een specifiek als een algemeen karakter hebben, dus afhankelijk van de vuistregel is er een bepaalde flexibiliteit in het gebruik. Buiten het functionele toepassingsgebied zijn vuistregels echter star.	Hebben een zeer strikt omschreven toepassingsgebied dat de functionaliteit beperkt. Voordeel is dat de herhaling van werkzaamheden, de veelvoud aan selectiemogelijkheden op de opgeslagen gegevens en kennis bij een goed kennissysteem zorgen voor een hoge functionaliteit. De complexiteit kan bijdragen aan een slechte inzichtelijkheid van het model, maar een goede user interface kan dit ondervangen.	Een DSS voegt aan de andere instrumenten toe: 1) integratie, het brengt soorteneisen en systeemeigenschappen onder gemeenschappelijke noemers; 2) verdergaande begeleiding van de gebruiker bij probleemanalyse, onder andere door doelgericht 'padvinden' en 3) ondersteuning van het keuzeproces door interpretatie en waardering van uitkomsten. Kennissystemen zijn in vergelijking tot een DSS doorgaans meer beperkt tot een analyse van een bepaald probleem.
<i>Validiteit en nauwkeurigheid</i>	Sterk afhankelijk van de kennis en inspanningen van de onderzoeker.	Vuistregels hebben in het algemeen een beperkte mate van detail. Ze zijn indien goed afgeleid gevalideerd. Voor de gebruiker is het mogelijk om te achterhalen waarop een vuistregel gebaseerd is. In het gebruik is echter geen controle op een onjuiste toepassing.	Door de expliciete verbanden is er een duidelijk inzicht te geven van de gelegde verbanden in het systeem. Voor de gebruiker betekent dit echter meestal niet dat er volledige controle op de gelegde verbanden mogelijk is / gegeven wordt. Kan gebruik maken van standaardgegevens en uitgevoerd worden met beveiligingen e.d.	
<i>Volledigheid en optimaliteit</i>	Sterk afhankelijk van de kennis en inspanningen van de onderzoeker.	In het algemeen kan één vuistregel een complex probleem niet volledig verklaren (de waarschijnlijkheid van een vuistregel is relatief groot). Daarvoor is het noodzakelijk dat er een set van vuistregels ontwikkeld wordt die (gecombineerd) de meest verwachte problemen kunnen ondervangen.	Een kennissysteem kan zijn toepassingsgebied vaak uitgewerkt beschrijven in een groot aantal parameters. Hoe groter het toepassingsgebied moet zijn des te groter is de kans dat de waarschijnlijkheid van het model kan afnemen, daar de datakwaliteit en hoeveelheid beperkend wordt.	Afhankelijk waarop een DSS gebaseerd wordt kan dit variëren van zeer volledig, met een beperkt toepassingsgebied tot minder volledig met een breed toepassingsgebied.
<i>Kosten-efficiëntie</i>	Doordat weinig geld in dure apparatuur gestoken hoeft te worden is dit instrument niet duur bij relatief veel aanwezige kennis. Wanneer vaker experts ingeschakeld moeten worden kan dit zeker bij grotere onderzoeken duur uitvallen. Voor andere landschappen / situaties moet weer veel herhaald worden, hetgeen niet kosten-efficiënt is.	Het gebruik van vuistregels is in verhouding tot de overige instrumenten relatief goedkoop wat kosten, moeite, tijd, expertafhankelijkheid betreft. (Voor de ontwikkeling zijn echter gespecialiseerde methoden e.d. noodzakelijk, grote expertafhankelijkheid.)	Het gebruik van kennissystemen / DSS'en vraagt meestal om een zekere mate van (computer)apparatuur. Relatief weinig herhalende werkzaamheden of specifieke kennis is noodzakelijk. Het ontwerpen van kennissystemen / DSS'en gaat echter wel gepaard met expertafhankelijkheid, specifieke apparatuur, en hoge kosten voor dataverzameling.	
<i>Samenvat</i>	Sterk afhankelijk van de kennis en inspanningen van de onderzoeker.	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ vuistregels kunnen een complex probleem moeilijk geheel omvatten.</li> <li>▪ ze hebben een beperkte mate van detail.</li> <li>▪ ze zijn relatief kosten-efficiënt.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ kennissystemen kunnen een grote performance-efficiëntie hebben.</li> <li>▪ ze kunnen een relatief volledige probleem-beschrijving geven.</li> <li>▪ hun kostenefficiëntie is afhankelijk van inspanningen om het systeem te ontwerpen en het gebruik.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ een DSS is een toevoeging op de andere instrumenten.</li> <li>▪ kunnen voor aanbevelingen, vuistregels, als voor kennissystemen ontwikkeld worden.</li> <li>▪ hun kostenefficiëntie is afhankelijk van inspanningen om het systeem te ontwerpen en het gebruik.</li> </ul>

### **3.5.2 Beoordeling van mogelijke instrumenten op basis van de algemene systeemeisen**

De beoordeling van instrumenten aan de hand van de in de vorige paragraaf genoemde criteria is weergegeven in Tabel 17. Hoewel de teksten in Tabel 17 nogal kernachtig zijn geformuleerd, geven ze weer in welke mate de instrumenten naar verwachting aan de algemene systeemeisen zullen voldoen. De belangrijkste conclusies die hieruit getrokken kunnen worden zijn:

- Aanbevelingen gericht op locaties of soortengroepen zijn geen systemen waaronder (computer)systemen, en voldoen mede daardoor ook maar ten dele aan de algemene systeemeisen, omdat hiervan vele vormen denkbaar zijn, scoren zij in potentie goed op het punt van de functionaliteit en kostenefficiëntie, vooral waar het maatwerk betreft.
- Vuistregels hebben in potentie een hoge functionaliteit, validiteit en kostenefficiëntie voor toepassingen op de hogere abstractieniveaus, maar per definitie een geringere volledigheid en nauwkeurigheid.
- Kennissystemen kunnen de voordelen van vuistregels aanvullen met een relatief hoge functionaliteit, met validiteit (ook op de lagere abstractieniveaus) en met een hogere mate van volledigheid en nauwkeurigheid. Indien aan al deze eisen voldaan dient te worden, ontstaat echter een omvangrijk maar weinig inzichtelijk, daardoor mogelijk zwaar en dus minder functioneel geheel.
- Dit laatste probleem kan naar verwachting worden opgelost door integratie van waar mogelijk vuistregels en waar nodig kennissystemen in een DSS.

## **3.6 Opties voor HACOBERM III**

### **3.6.1 Opties voor een beheerondersteunend systeem**

In de voorgaande paragrafen zijn een aantal instrumenten besproken en beoordeeld op hun geschiktheid voor het doel van HACOBERM III. Dit doel wordt hier kortweg aangeduid met: het ontwikkelen van een beheerondersteunend systeem voor de inbreng van faunistische aspecten in het wegbeheer. De besproken instrumenten zijn in verschillende mate haalbaar voor de verschillende soortengroepen, ten gevolge van verschillen in beschikbare kennis. Daarnaast voldoen zij in verschillende mate aan de eisen die de opdrachtgever en toekomstige gebruiker eraan stelt, alsmede aan de eisen die aan een geautomatiseerd systeem in het algemeen gesteld kunnen worden. De bevindingen van Hoofdstuk 2 en de voorgaande paragrafen van Hoofdstuk 3 worden hier nog eens kort herhaald.

De faunistische kennis van de soortengroepen: kleine zoogdieren, amfibieën, reptielen, dagvlinders en loopkevers en sprinkhanen & krekels moet voldoende bekend worden verondersteld, alsmede de modelleerbaarheid en parameteriseerbaarheid voldoende worden geacht, om een kennissysteem te ontwikkelen. Ook kan een DSS worden ontwikkeld, hier op te vatten als een integratie van hetzij vuistregels, hetzij kennissystemen van meerdere soortengroepen, met daaromheen een analytische en keuze-ondersteunende schil. Dit geldt ook, zij het in mindere mate, voor (roof)vogels en vleermuizen, soortengroepen waarvoor de

berm alleen een marginaal habitat is of een functiegebied. 'Aanbevelingen' en vuistregels behoren ook tot de mogelijkheden. Voor de soortengroepen zweefvliegen en bijen lijken alleen aanbevelingen en vuistregels haalbaar. Een kennissysteem is hiervoor vooralsnog te hoog gegrepen door gebrek aan data. Een onderzoeksinspanning zou dit wel mogelijk kunnen maken. Voor de overige soortengroepen (spinnen, wantsen & bladluizen en slakken) lijken alleen aanbevelingen, en wellicht daarvan afgeleide vuistregels, zinvol.

Wat betreft de informatiebehoefte bij DWW en de gebruikerswensen kan het volgende gesteld worden. Aanbevelingen zijn, mits adequaat samengesteld, een werkbare optie voor HACOBERM III, echter hun aansluiting op de praktijk is twijfelachtig en hun flexibiliteit laag. Vuistregels voldoen naar verwachting beter op deze punten, vooral bij toepassing op de hogere schaal- en abstractieniveaus. Zij kunnen echter slechts beperkt rekening houden met locatiespecifieke en schaalafhankelijke variatie. Als zij niet geïntegreerd worden (bijv. in een DSS) bestaat het gevaar van geringe samenhang tussen (de uitkomsten van) verschillende vuistregels. Kennissystemen, mits gestoeld op een voldoende brede empirische basis, voldoen het beste aan de gestelde eisen. Zij kunnen zowel algemene vuistregelachtige informatie bevatten als een verband leggen tussen locatiespecifieke zaken en de autoecologie van soorten.

Een DSS voegt aan de andere instrumenten toe:

1. de integratie, het brengt soorteneisen en systeemeigenschappen onder gemeenschappelijke noemers;
2. verdergaande begeleiding van de gebruiker bij de probleemanalyse, onder andere door doelgericht 'padvinden' en
3. ondersteuning van het keuzeproces door interpretatie en waardering van uitkomsten.

Over de algemene systeemeisen valt het volgende op te merken. Aanbevelingen en vuistregels hebben in potentie een hoge functionaliteit en kostenefficiëntie, vuistregels vooral op de hogere abstractieniveaus, aanbevelingen vooral op de lagere. Kennissystemen kunnen een nog hogere functionaliteit bereiken omdat ze sterk toegespitst kunnen worden op hun doel. Ze zijn daarnaast tot een hogere flexibiliteit, validiteit en nauwkeurigheid in staat. Gevaren voor 'los zand' bij vuistregels en een 'combinatorische explosie' bij expertsystemen voor grote aantallen soortengroepen zijn te ondervangen met een DSS-structuur.

Uitgaande van de besproken instrumenten en de Hoofdstuk 2 besproken soortengroepen, zien wij de volgende opties voor een beheerondersteunend instrument voor HACOBERM III:

1. Verzameling en integratie van bestaande expert- en literatuurkennis tot een op maat gesneden analoge set aanbevelingen voor de habitat- en corridorfunctie van wegen.
2. Ontwikkeling van vuistregels voor de habitat- en corridorfunctie, en integratie van alle vuistregels in een DSS (optie b, Figuur 5).

3. Ontwikkeling van vuistregels in een DSS en van soortgerichte kennissystemen ter ondersteuning voor kritische soortengroepen.
4. Ontwikkeling van vuistregels en soortgerichte kennissystemen, beide ingepast in één DSS.

Hierbij heeft men bij elk instrument de keuze tussen een soortengroep-gerichte benadering en een systeemgerichte benadering. In het eerste geval wordt gewerkt vanuit de kennis van de soortengroepen en komen de voor de groepen relevante factoren in het systeem tot hun recht. In het tweede geval worden, vanuit een vegetatie- en/of bodemtypologie werkend, de soortengroepen zo goed mogelijk hieraan gekoppeld. Het eerste geval sluit meer aan bij de autoecologie van de soorten, het tweede meer bij het vegetatiebeheer.

Bovenstaande opties zijn met de huidige beschikbare kennis uit te voeren voor een aantal soortengroepen of delen daarvan. Indien een forse onderzoeksinspanning zou worden gedaan, is het denkbaar dat de momenteel slecht onderzochte groepen (spinnen, wantsen & bladluizen en slakken) opgenomen kunnen worden in bovenstaande instrumenten.

### **3.6.2 Opties die niet worden aangeraden**

Naast bovengenoemde opties zijn nog andere vormen denkbaar, waarin een beheerondersteunend systeem kan worden uitgewerkt. Enkele van de meest voor de hand liggende mogelijkheden worden hierna genoemd. Uitgelegd wordt waarom deze niet worden voorgesteld.

- Een DSS waarin soortgerichte dispersiemodellen zijn verwerkt. Het toepassen van de simulatiemodellen vraagt om wetenschappelijk inzicht in de gemodelleerde processen, zodat op een verantwoorde wijze kan worden geparameteriseerd en gevalideerd. Ook de interpretatie van resultaten is in het algemeen verre van 'fool-proof'. Dit geldt voor beide besproken dispersiemodellen. Het opnemen van simulatiemodellen van dispersiegedrag (of anderszins) op enige plaats in de planvorming of het beheer van wegen, lijkt ons geen zinvolle optie. Wel kunnen extern met behulp van dergelijke modellen voorbewerkingen gedaan worden die resulteren in inpasbare data, bijvoorbeeld in de vorm van vuistregels.
- Een DSS waarin veel verschillende typen systemen en modellen zijn verwerkt (optie A uit Figuur 5). Voor een aantal groepen wordt gewerkt met specifieke, locatiegerichte aanbevelingen, voor andere met globale vuistregels en voor weer andere met een soortengroepspecifiek expertsysteem. Deze optie valt af wegens de te verwachten problemen met het 'aan elkaar knopen' van de verschillende vormen van in- en output, en de geringe gebruiksvriendelijkheid die daar het gevolg van kan zijn. Dat laatste is onder andere het gevolg van de verschillende in- en uitvoerformats die nodig zijn en de afweging van onderling qua vorm verschillende uitkomsten.

In §3.7 zal voor bepaling van de betekenis van bestaande modellen dan ook verder alleen aandacht geschonken worden aan voorgestelde opties, al dan niet na verder onderzoek.

### **3.6.3 Kosten en baten van de opties**

Een inschatting van de kosten van de opties een lastige zaak. Dit vraagt om het maken van vier werkplannen met een uitgewerkte planning. Het projectplan van HACOBERM II voorziet in het uitwerken van een compleet projectvoorstel voor HACOBERM III. Hierin zullen de opties 2 en 3 (§5.1) worden begroot.

In vergelijkende zin valt echter wel iets te zeggen over de kosten van de vier opties. Optie 1 is in potentie wellicht de goedkoopste. Het doen van analoge aanbevelingen kan immers naar inzicht van de uitvoerende eenvoudig of uitgebreid worden aangepakt, kortom het is rekbaar. Optie 2 lijkt de goedkoopste van de geautomatiseerde systemen, omdat deze relatief lage eisen stelt aan empirische kennis en dataverzameling, en ook de structuur van het DSS kan eenvoudig zijn. Uiteraard kunnen de kosten van deze benadering sterk oplopen indien voor de afleiding van de vuistregels gekozen wordt voor uitgebreide externe modelberekeningen. Optie 4 is naar verwachting het duurst, aangezien kennissystemen qua ontwikkeling (kennis, data) en programmatuur (zeker in een DSS-omgeving) het meest complex zijn. Optie 3 staat tussen optie 2 en 4 in, omdat de expertsystemen selectief worden ontwikkeld, in een beperkt aantal, en niet in een DSS ingebed worden.

## **3.7 Beschrijving van bestaande modellen**

De belangrijkste relevante modellen en systemen die op dit moment beschikbaar zijn, worden hierna besproken (zie voor uitgebreide beschrijving A. Modellen). Het betreft modellen en systemen die gericht zijn of kunnen worden op een habitat- en/of corridorfunctie van bermen:

- berm-beheersysteem GROBIS,
- kennissysteem BERMVLINDER (bepaling van de habitatgeschiktheid voor dagvlinders),
- dispersiemodel LOOPKEVER,
- dispersiemodel POLYWALK (bepaling van karakteristieken van lijnvormige landschapselementen voor kleine zoogdieren en herpetofauna),
- habitatgeschiktheidsmodellen (HSI-modellen) in het algemeen.

De eerste drie zijn specifiek ontwikkeld voor toepassing op bermen. POLYWALK is een simulatiemodel dat bij uitstek geschikt lijkt voor bepaling van de corridorfunctie van bermen. De HSI-modellen lijken van betekenis te kunnen zijn voor de bepaling van de habitatfunctie van bermen. Onder de HSI-modellen zijn er weliswaar geen bekend die specifiek voor bermen ontwikkeld zijn (enkele zijn gericht op een habitat- of corridorfunctie van oevers), maar de in dergelijke modellen toegepaste methodiek leent zich wel goed voor het doel van HACOBERM.

Deze lijst is niet compleet. Er zijn meer systemen te vinden in binnen- en buitenland die geschikt gemaakt kunnen worden voor toepassingen in het bermbeheer. Buiten de bovengenoemde lijst zijn echter geen systemen gevonden die zich bij uitstek lenen voor toepassing in het bermbeheer. Een uitzondering hierop vormt wellicht het model SMALL STEPS, dat bij IBN-DLO (vanaf 2000 Alterra Wageningen UR) in ontwikkeling is. Het is gekalibreerd voor de boomkikker. Helaas ontbrak het bij het afsluiten van het bronnenonderzoek voor dit hoofdstuk nog aan documentatie, zodat een beoordeling nog niet mogelijk was. In een later stadium kan dit model echter wellicht alsnog bekeken worden. Een waardering toekennen aan de modellen is erg moeilijk. Elk model is voor andere, specifieke doeleinden ontwikkeld. Het is echter wel mogelijk de modellen te beoordelen met behulp van de eerdergenoemde beoordelingscriteria (§3.4, §3.5). Deze zijn, zoals eerder beschreven, gebaseerd op gebruikerswensen en algemene systeemeisen. De beoordeling wordt gegeven in Tabel 18.

In deze paragraaf staat de vraag centraal waar de bestaande systemen en modellen (§5.5 en 5.6) kunnen bijdragen aan de opties voor HACOBERM III. De volgende opties zijn mogelijk en gewenst, al dan niet na nader onderzoek (§5.1):

*Optie 2: Ontwikkeling van vuistregels ingepast in een DSS.*

*Optie 3: Ontwikkeling van vuistregels ingepast in een DSS, daarnaast soortgerichte kennissystemen ter ondersteuning.*

De bruikbaarheid van de modellen binnen de bovenstaande opties kan beoordeeld worden aan de hand van de volgende vragen:

1. Zijn de modellen kant en klaar bruikbaar voor de opties voor HACOBERM III, zo ja op welke wijze?
2. Zijn de modellen verder te ontwikkelen tot bruikbaar instrument?
3. Hebben de modellen een voorbeeldfunctie voor andere soortengroepen, m.a.w. kan volgens hetzelfde idee voor andere groepen gemodelleerd worden?
4. Zijn de modellen te integreren met andere bestaande of nieuw te ontwikkelen instrumenten om te komen tot een systeemgericht kennissysteem of een DSS?

Het expertsysteem BERMVLINDER is vrijwel direct toepasbaar binnen optie 2: als soortgerichte ondersteuning binnen een eventueel DSS, naast vuistregels. Het is zeer geschikt voor de bepaling van de lokale habitatgeschiktheid van bermen. Daarnaast kan het model een voorbeeldfunctie hebben voor de ontwikkeling van soortgelijke systemen voor andere soortengroepen. Het dient dan echter wel geïntegreerd te worden met de andere kennissystemen en vuistregels tot een DSS. De structuur van het programma is echter op een aantal punten zeer specifiek gericht op dagvlinders, zodat werkelijke integratie moeilijk kan zijn. Het idee en de opzet van het programma zijn evenwel zeer goed bruikbaar.

HSI-modellen lijken zeer bruikbare instrumenten voor het doel van HACOBERM. Meerdere HSI-modellen zijn goed in te passen in een DSS. Bovendien geeft deze benadering een grote mate van vrijheid voor het abstractieniveau waarop de habitateisen worden opgenomen. Er waren tijdens het onderzoek (medio 1998) geen HSI-modellen bekend die toegesneden zijn op bermen, zij het wel op oevers (Duel,

1992) Echter, bestaande HSI-modellen zoals het ottercorridor-model lenen zich goed als voorbeeld voor een 'berm-HSI-model'. De kracht van HSI-modellen, ondergebracht in een DSS, zoals die bijvoorbeeld binnen Alterra Wageningen UR (vml. SC-DLO en IBN-DLO) zijn ontwikkeld, ligt in de mogelijkheid om allerlei analoge informatie over verschillende soortengroepen te combineren en te koppelen aan een gemeenschappelijke voorspellingsbasis (bv. een ecotopen- of bermtypen-systeem). Indien gewenst, kan de voorspellingsbasis ook dusdanig centraal gesteld worden dat er een systeem-gebaseerd kennissysteem ontstaat. Hiermee is ruimschoots ervaring aanwezig bij het Alterra Wageningen UR. Dit alles neemt niet weg dat het een forse onderzoeksinspanning zal vragen om voor de in Hoofdstuk 2 onderscheiden soortengroepen een gemeenschappelijk DSS te ontwikkelen.

Zowel POLYWALK als LOOPKEVER lijken direct bruikbaar om ingezet te worden voor de bepaling van de corridorfunctie. Ze zijn beide op een aantal punten inzetbaar. Allereerst is het van belang om aandacht te besteden aan de soortengroepen met een dusdanig geringe verspreiding en/of gering verbreidingsvermogen, dat het onzeker is of nieuwe leefgebieden in bermen bereikt kunnen worden (§2.3). Voor deze groepen kunnen met behulp van beide modellen kolonisatiekansen worden bepaald. Op basis van een eenmalige bepaling kan een landelijk overzicht verkregen worden van de relatieve bereikbaarheden van verschillende wegvakken vanuit bestaande populaties. Dit overzicht kan opgenomen worden in het te ontwikkelen DSS, bijvoorbeeld in de vorm van een bereikbaarheidskaart.

Daarnaast kunnen zowel POLYWALK als LOOPKEVER ingezet worden om voor de volgende soortengroepen vuistregels af te leiden: kleine zoogdieren, amfibieën, marterachtigen, loopkevers en vergelijkbare dispersiegroepen). Deze vuistregels kunnen ingezet worden voor de dimensioneringen van verbindende elementen en voor de bepaling van relatieve bereikbaarheden van bermen vanuit bestaande populaties in het achterland. Beide modellen zijn met geringe inspanning uit te breiden tot andere groepen. Bij POLYWALK komen dagvlinders in aanmerking; hiervoor ligt een blauwdruk klaar. Bij LOOPKEVER valt te denken aan andere groepen lopende insecten. Hierbij dient echter wel aandacht besteed te worden aan het verzamelen van velddata ter onderbouwing van de modelparameters. Als alternatief kan wellicht op termijn het op het Alterra Wageningen UR in ontwikkeling zijnde dispersiemodel dienen.

Het gebruik van de dispersiemodellen is te complex om dit door de doelgroep van HACOBERM III te laten uitvoeren. Dat heeft als consequentie dat alle bepalingen door onderzoekers zullen moeten worden uitgevoerd, buiten het te ontwikkelen beheerondersteunende instrument. Zoals boven beschreven, kunnen de resultaten goed in een DSS worden opgenomen.

Tabel 18 Bestaande modellen, beoordeeld met behulp van criteria gebaseerd op gebruikerswensen en algemene systeemeisen

	GROBIS	BERMVLINDER	LOOPKEVER	POLYWALK	HSI-MODELLEN (algemeen, met nadruk op <b>ottercorridormodel</b> )
<i>Toepasbaar op hogere schaalniveaus (regionaal en landelijk)</i>	Toepasbaar op lokaal en regionaal niveau. Gericht op het maken van lokale en regionale beheersplannen.	Alleen geschikt voor lokale toepassing, wellicht extrapolatie naar regionale toepassing mogelijk.	Toepasbaar op lokaal en regionaal niveau.	Toepasbaar van lokaal tot landelijk niveau.	Op verschillende schaalniveaus te gebruiken, echter met consequenties voor parameterisering en dataverzameling.
<i>Algemene / veralgemeeniseerbare informatie</i>	Veel opgeslagen algemene (achtergrond)informatie. Voor fauna-module echter te weinig specifiek om er veralgemeeniseerbare informatie uit te ontleen.	Biedt weinig inzicht in het functioneren van het achterliggende proces, waardoor de veralgemeeniseerbaarheid van de informatie minder is.	Ja, mogelijkheden voor uitwerking tot algemenere vuistregels.	Ja, mogelijkheden voor uitwerking tot algemenere vuistregels.	M.u.v. de mechanistische variant, biedt benadering weinig inzicht in het functioneren van het achterliggende proces, waardoor de veralgemeeniseerbaarheid van de informatie minder is.
<i>Aansluiting bij kennis(niveau) gebruikers</i>	Voor het gebruik van GROBIS is kennis van de achterliggende apparatuur nodig. Daarnaast is er een gedegen (ecologische) kennis nodig om juiste beslissingen voor het beheer te kunnen nemen.	Sluit aan bij het kennisniveau gebruikers, maar door het ontbreken van een mogelijke optimaliseringsfunctie voor het voeren beheer is interpretatie van de gegevens lastig.	Nee, zeer specifiek programma toegespitst op gebruik door / voor wetenschap. Meer dan gemiddelde ecologische kennis is noodzakelijk.		Sluit i.h.a. aan bij het kennisniveau gebruikers.
<i>Niet te soort- en toepassingspecifiek</i>	In principe toepasbaar voor alle soortengroepen.	Groepspecifiek; uitvoer zijn soorten.	Groepspecifiek	Modulair en groepspecifiek	Meestal soortspecifiek, maar ook groep- en systeemspecifiek.
<i>Gebruiksvriendelijkheid</i>	Nee, ter dege kennis van de werkwijze en benodigde invoer is voor het gebruik van het model noodzakelijk. Bovendien is door de onoverzichtelijke structuur het benodigde inzicht niet eenvoudig te verkrijgen.	Ja, duidelijke menugestuurde omgeving. Handleiding is een hulp bij gebruik.	Voor een complex model is het loopkever-model relatief gebruiksvriendelijk. De menugestuurde programmastructuur geeft de gebruiker een duidelijk inzicht in de door het programma gestelde eisen voor een goede simulatie. Invoer en interpretatie van de gegevens zijn echter niet 'fool-proof'.	Nee, degelijke kennis van de werkwijze en benodigde invoer is voor het gebruik van het model noodzakelijk.	Onbekend, in principe zijn voor het gebruik van HSI-modellen weinig data nodig, waardoor het maken van een gebruiksvriendelijk systeem eenvoudiger is.
<i>Niet afhankelijk van derden of specifieke apparatuur</i>	Weinig specifieke apparatuur maar wel specifieke kennis nodig voor gebruik model.	Geen afhankelijkheid, m.u.v. interpretatie en waardering resultaten (niet in model opgenomen).	Weinig specifieke apparatuur maar wel specifieke kennis nodig voor gebruik model.	Model is voor gebruik zeer expert-afhankelijk (specifieke kennis en apparatuur noodzakelijk).	In principe geen afhankelijkheid van derden of apparatuur; hangt echter af van type model.
<i>Breed inzetbaar en flexibel</i>	Model is zeer specifiek gericht op de lokale habitatgeschiktheid; extrapolatie naar andere schaalniveaus is niet mogelijk.	Model is zeer specifiek gericht op de lokale habitatgeschiktheid; extrapolatie naar andere schaalniveaus is niet mogelijk.	Beperkt tot toepassing voor één soortengroep. Voor andere soorten groot aantal nieuwe empirische gegevens m.b.t. habitatvoorkoor noodzakelijk; brede toepassingsmogelijkheden m.b.t. landschappen.	Model is flexibel voor extrapolatie naar ander gebieden en schaalniveaus; ook naar andere soortengroepen maar data en kennis zijn beperkend, evenals bij LOOPKEVER. Toepassingsmogelijkheden variëren van scenarioanalyses tot het vinden van migratieroutes in landschap.	Soms grote uitwisselbaarheid tussen (vergelijkbare) gebieden. Modellen vaak wel specifiek toegespitst op schaalniveau of onderwerp (bv. oevers); weinig flexibel in toepassingsmogelijkheden.



<i>Informatie toepasbaar in praktijk van procedures en richtlijnen</i>	In principe wel. Resultaten toepasbaar voor (of gericht op) beheersplannen. In praktijk m.n. voor fauna op bepaalde punten weinig specifiek.	Naar verwachting redelijk toepasbaar; zou uitgebreid kunnen worden met interpretatie en beslissingondersteunende modules.	Output als zodanig nauwelijks, wel na vertaling naar vuistregels of richtlijnen.	Output als zodanig nauwelijks, wel na vertaling naar vuistregels of richtlijnen.	Als zodanig beperkt toepasbaar; modellen moeten uitgebreid worden met interpretatie, integratie soortengroepen en beslissingondersteunende modules.
<i>Laag complexiteit in verhouding tot het abstractieniveau van de modeloutput (efficiëntie)</i>	Nee, door de grote complexiteit in invoer en gebruik lijkt het model weinig effectief. De resultaten van de output zijn op een groot aantal punten echter wel zeer concreet.	Ja; zeer eenvoudig model met concrete modeloutput. Model zegt slecht iets over het al dan niet voorkomen van soorten niets over kwantiteiten als populatiedichtheden.	Voor een simulatiemodel wel. Eenvoudiger dan POLYWAJK met zeer concrete output.	Relatief complex model met een zeer concrete output (looppatronen connectiviteit tussen populaties). Complexiteit hangt grotendeels samen met integratie met (op zich complex) GIS.	I.h.a. eenvoudig(e) model(len) met een redelijk concrete output en inzichtelijke modelstructuur.
<i>Functionaliteit</i>	Mogelijke toepassingsgeschiktheid voor bermten. Modellen moeten specifiek voor bermten gemaakt / aangepast worden. Doelmatigheid is sterk afhankelijk van de paramateriseerbaarheid van de habitateisen.	Zeer hoge toepassingsgeschiktheid voor bepaling lokale habitatgeschiktheid bermten. Het probleemoplossend vermogen (aangeven van de haalbaarheden) van het model is laag.	Hoge toepassingsgeschiktheid voor bermten; vooral gelegen in afleiden vuistregels. De doelmatigheid voor dispersieproblematiek m.b.t. bermten lijkt hoog.	Hoge toepassingsgeschiktheid voor bermten; vooral gelegen in afleiden vuistregels. De doelmatigheid voor dispersieproblematiek m.b.t. bermten lijkt hoog.	Mogelijke toepassingsgeschiktheid voor bermten. Modellen moeten specifiek voor bermten gemaakt / aangepast worden. Doelmatigheid is sterk afhankelijk van de paramateriseerbaarheid van de habitateisen.
<i>Volledigheid en optimaliteit</i>	Voor fauna lijkt dit niet het geval te zijn en ook in de toekomst moeilijk te verwezenlijken. Voor veel andere beheersaspecten zeer volledig.	Veel relevante habitatfactoren die bekend zijn worden meegenomen. Factoren buiten toepassingsgebied (achterland) worden minder sterk belicht. Daarnaast wordt gebruik gemaakt van expertkennis.	Het model wordt met een groot aantal soort- en gebiedsspecifieke parameters beschreven. Simulatieproces waarin voor de beschrijving van de parameterwaardes m.n. veldonderzoek is verwerkt	Het dispersievraagstuk wordt met een groot aantal soort- en gebieds-specifieke parameters beschreven. Simulatieproces, waarin voor de beschrijving van de parameterwaardes m.n. expertkennis is verwerkt.	Model maakt alleen gebruik van parameters die voldoende te kwantificeren zijn. Daarnaast wordt gebruik gemaakt van expertkennis.
<i>Kosten efficiëntie</i>	Relatief veel herhalingen nodig voor andere gebieden, plannen. Groot aantal verschillende databronnen noodzakelijk voor een precieze en concrete output.	Weinig herhalingen noodzakelijk. Per vraagstuk zijn slechts data nodig van voorkomende plantensoorten en bermkarakteristieken.	Met uitzondering van de definiëring van het modellandschap relatief weinig herhalingen noodzakelijk.	Relatief groot aantal bewerkingen en herhalingen noodzakelijk bij toepassing model.	Weinig herhalingen noodzakelijk. Per model is alleen de juiste beschikbare ruimtelijke data vereist; deze kan echter omvangrijk zijn. Format wisselt sterk per model (ottercorridor model is conceptvorm).
<i>Validiteit en nauwkeurigheid</i>	Informatie die is opgeslagen is veelal valide en nauwkeurig.	Getoetst op andere projecten met vlinders in wegbermen dan de basisset. Aanpassing van het model op basis daarvan. Model lijkt nauwkeurig te zijn.	Model lijkt zeer nauwkeurig te zijn. Calibratie (deel validatie) m.b.v. vergelijkend veldonderzoek. gevoeligheidsanalyses uitgevoerd.	Model is gecalibreerd m.b.v. aantal datasets. Gevoeligheidsanalyse is uitgevoerd. De in het model genomen aannames zijn relatief klein en overzichtelijk	Nauwkeurigheid van HSI-modellen is moeilijk te bepalen, daar de nauwkeurigheid per parameter onbekend is en per model wisselt. De calibratie / toetsing e.d. van het model in de werkelijkheid is vaak moeilijk door toepassing van indices. BIERMVLINDIER is getest op een aantal verschillende bermonderzoeken, naar aanleiding daarvan is het model aangepast.

### 3.8 Conclusies

Op basis van de voorgaande paragrafen is als conclusie een prioritering van instrumentopties te maken. De omschrijving van het gewenste en mogelijke instrument neigt zeer sterk naar één systeem dat gebaseerd is op vuistregels, omdat zo'n instrument voor de gebruiker het minst complex is. Dit lijkt het meest aan te sluiten bij de wensen van DWW. Uit §3.4 blijkt echter ook dat er vraag is naar gebieds- en soortspecifieke beslissingondersteuning. Daar vuistregels niet in alle gebieds- en soorteigen informatie kunnen verwerken, blijven ook kennissystemen een optie.

Voorgesteld wordt in HACOBERM III de aandacht in eerste instantie te richten op het ontwikkelen van een vuistregel-DSS zoals omschreven in optie 2 en 3 (§3.6.1). Bij optie 2 wordt gestreefd naar een zo homogeen mogelijk systeem qua in- en output, dat volledig geautomatiseerd en geïntegreerd is en vooral op de hogere abstractieniveaus zijn diensten zal bewijzen. Bij optie 3 worden daarnaast ook kennissystemen ontwikkeld voor groepen waarvoor de kennis aanwezig is en van belang wordt geacht, en een grotere mate van locatiespecifieke inbreng gewenst is. De kennissystemen kunnen aanvullend op het vuistregel-DSS gebruikt worden.

De bruikbaarheid van de bestaande modellen voor het te ontwikkelen DSS wisselt sterk per type model. Duidelijk is wel dat GROBIS moeilijk inzetbaar is en dat de bestaande simulatiemodellen een bruikbaar middel lijken om vuistregels voor HACOBERM III mee af te leiden.

De vraag, in hoeverre een extra onderzoeksinspanning gedaan moet worden om meer soortengroepen te kunnen betrekken in het te ontwikkelen beheerondersteunend systeem, kan vooralsnog niet geheel beantwoord worden; dit is grotendeels een kostenbatenafweging.

## **4 Inventarisatie en de toetsing van beschikbare gegevensbestanden**

Voor het bepalen van de aanwezige geschikte data voor HACOBERM III wordt nu een aantal criteria worden opgesteld, waarbij de nadruk gelegd is op de bruikbaarheid; te weten functionele en technische bruikbaarheid. Het is zinvol om bij het bespreken van de bruikbaarheid van data onderscheid te maken tussen technische en functionele eigenschappen. Een technische eigenschap van databestanden staat gelijk aan het door programma's en/of gebruikers gewenste invoerformat. Het functionele aspect van databestanden beschrijft de structuur waarbinnen en waarvoor de data toepasbaar zijn als afgeleide van het format, de onderzoekstechniek bij dataverzameling e.d. Deze criteria zullen worden gehanteerd bij de bepaling van de bruikbaarheid van bestanden voor HACOBERM III.

### **4.1 Functionele bruikbaarheid van data**

#### **4.1.1 Ontwikkelingen die eisen aan data stellen**

De opties die in Hoofdstuk 3 zijn afgeleid bevatten verschillende instrumenten die verschillende eisen aan data stellen. Mogelijke en gewenste opties voor HACOBERM III zijn:

1. Analoge aanbevelingen gericht op specifieke locaties en soorten.
2. Ontwikkeling van vuistregels met betrekking tot de habitat- en corridorfunctie; integratie van alle vuistregels in een DSS.
3. Ontwikkeling van vuistregels in een DSS. Daarnaast soortgerichte expert-systemen ter ondersteuning voor kritische soortengroepen.
4. Ontwikkeling van vuistregels en soortgerichte expertsystemen, beide ingepast in één DSS.
5. Ontwikkeling van systeem-gebaseerde expertsystemen, geïntegreerd in een DSS.

Voor analoge aanbevelingen gericht op specifieke locaties (instrument 1) worden in het algemeen diverse databronnen geraadpleegd, maar de specificiteit van de vraag zorgt ervoor dat een altijd passende beschrijving van de datatypen niet mogelijk is. Elk van de vier overige beschreven instrumenten stelt specifieke eisen aan data. Deze worden in §4.1.2 verder uitgewerkt. Daarna wordt gekeken wat voor data er aanwezig zijn voor realisatie van de optie op korte termijn (§4.1.3). In Hoofdstuk 1 wordt verder ingegaan op de vraag op wat voor wijze aanvullende gegevens op de lange termijn beschikbaar kunnen komen. Vanuit Hoofdstuk 2 zijn soortengroepen naar voren gekomen die voor nadere uitwerking in HACOBERM III in aanmerking komen. In dit hoofdstuk zullen alleen de prioritaire soortengroepen uit Hoofdstuk 2 nader bekeken worden.

In Tabel 19 wordt weergegeven wat de data-eisen van de verschillende opties zijn als afgeleide van de betreffende instrumenten. In §4.1.2 wordt dit verder uitgewerkt.

Tabel 19 Opties voor HACOBERM III (zie tekst voor uitleg) opgebouwd uit instrumenten en de daaruit voortvloeiende eisen aan data

Opties nr. (zie tekst)	Instrumenten (Hoofdstuk 3)			DSS
	vuistregels	soortgerichte expertsystemen	systeemgerichte expertsystemen	
1	-	-	-	-
2	•	-	-	•
3	•	•	-	•
4	•	•	-	•
5	-	-	•	•

#### 4.1.2 Verschillende typen data

##### *Biogeografische gegevens*

Biogeografische gegevens zijn verspreidingsgegevens, die te gebruiken zijn voor het bepalen van:

- het actuele voorkomen van soorten in, of dicht bij de berm (aan- of afwezigheid op bepaalde locaties), zoals ruimtelijke verspreidingsgegevens van soorten in berm en achterland;
- het potentiële voorkomen (bereikbaarheid), zoals afstandsvuistregels en dispersiemodellen.

##### *Habitat-eisen*

- Alle relevante habitatfactoren per soort die de habitatfunctie van de berm bepalen, zoals bermkarakteristieken (Hoofdstuk 3) en habitat-eisen.
- Idem voor zover van toepassing voor de corridorfunctie van bermen.
- Data voor de kwantificering van deze habitatfactoren, zoals data voor het opstellen van functies die de relaties tussen habitat-eisen en de relevante bermkarakteristieken beschrijven. Hiervoor zijn primaire data noodzakelijk over voedselplanten, trekgedrag, preferentie vegetatietypen e.d. Deze data zijn vergelijkbaar met data voor de bepaling van de relatieve landschapskwaliteit. De beschreven relaties zullen afhankelijk van het soort HSI-model expliciet beschreven moeten worden i.p.v. relatief ten opzichte van andere factoren zoals dat wel gebeurt bij de bepaling van de landschapskwaliteit.
- Relaties tussen soorten en eisen aan beheer en bijbehorende activiteiten.

##### *Dispersiegegevens*

Dispersiegegevens bevatten informatie over:

- Verbreidingseigenschappen voor gebruik van modellen van de betreffende diersoorten:
  - dispersiesnelheid door bermtypen, bijvoorbeeld verblijftijd, looprichtingen en -snelheid,
  - relatieve landschapskwaliteit van bermtypen,
  - interactie van dieren met barrières, bijvoorbeeld de kans op sterfte bij kruising van wegen.
- Voor simulaties van berm-vuistregels: bermdimensies, voor fauna belangrijke karakteristieken (Hoofdstuk 3) en de afhankelijkheden van soorten hiervan.

### ***Systeeminventarisaties***

Voor de ontwikkeling van een systeemgericht bermexpertsysteem of HSI-model is het van belang dat de relevante soortgerichte habitatfactoren kunnen worden omgewerkt tot meer geaggregeerde, systeemgerichte relaties. Er is bijvoorbeeld informatie nodig om de prioritering van soorten in systeemgerichte benadering vast te kunnen stellen. Het kan zijn dat de gevolgen van het optellen en aftrekken van soorten of habitatgeschiktheidswaardes moeten worden bepaald, of het effect van de maximalisatie van het aantal soorten en bepaalde soorten in de systeemgerichte aanpak.

Wat de databehoeftes betreft zijn er gegevens nodig over:

- Totaalinventarisaties van bermen waarin onderlinge relaties tussen soorten zijn, of kunnen worden afgeleid. Kortom, data over het functioneren van ecosystemen, totaalinventarisaties e.d.
- Aanvullende afstemmingseisen die aan data gesteld kunnen worden met betrekking tot inhoudelijke koppeling en ontwikkeling van een systeemtypologie. Een databestand kan voor een soortgericht systeem zeer bruikbaar zijn, maar de functionele bruikbaarheid kan in een systeemgericht databestand klein zijn. Bijvoorbeeld maaien is een ingreep in het totale systeem; het in het databestand beschreven effect is op soortengroepniveau. Wat is nu de relevantie van het bestand op systeemniveau? Kunnen de resultaten van verschillende onderzoeken inhoudelijk gekoppeld worden tot invloed op een totaalsysteem van wegbermen in het algemeen, of zijn de resultaten alleen voor de soortengroep geldig? Gewenst zijn bestanden met voor totaalsystemen relevante gegevens: onderzoeken met een identieke opzet, locaties e.d. voor verschillende soortengroepen.

### ***Optimalisatiegegevens***

Voor inpassing van vuistregels of expertsystemen in een DSS is het bijvoorbeeld van belang dat gekeken wordt 'welke' vuistregels 'wanneer' het beste toegepast kunnen worden. De extra benodigde data hiervoor hebben vooral betrekking op optimalisering- en keuzevraagstukken, namelijk data met informatie over de optimalisatie van ontwerp, planning en beheer van bermen. Effectbeschrijvingen worden gemaakt vanuit economisch en ecologisch oogpunt.

In Tabel 20 is uit de hierboven beschreven datatypen met kernwoorden een veertiental trefwoorden gehaald die de databehoeftes van de instrumenten beschrijven.

Tabel 20 Trefwoorden en codes (§6.1.2) voor de eisen aan data bij de verschillende ontwikkelingen

Nr.	Trefwoord	Code
1	Databestand beschrijft de biogeografische, aanwezigheids-, verspreidingsgegevens	BIOGEOGR
2	Databestand is bruikbaar voor de bepaling van de relatieve landschapskwaliteit	LANDKWAL
3	Databestand is bruikbaar voor kwantificering habitatfactoren	HABKWANT
4	Databestand bevat informatie over habitateisen	HABEIS
5	Databestand bevat informatie over de interactie dieren met hun omgeving	INTERACT
6	Databestand bevat informatie over verbredingseigenschappen	VERBR
7	Databestand bevat informatie over beheers-, kostenaspecten ecologisch	BEH_ECOL
8	Databestand bevat informatie over beheers-, kostenaspecten economisch	BEH_ECON
9	Databestand is afkomstig van een bermonderzoek	BERM
10	Databestand bevat bermlocaties bij een verder niet specifiek bermonderzoek	BERM_LOC
11	Databestand met algemene gegevens	ALG
12	Soortgerichte inventarisatie	SOORT
13	Totaal-, systeeminventarisatie	SYSTEEM

#### 4.1.3 De bestaande databestanden

Op grond van de datatypering in §4.1.2 wordt gekeken in hoeverre bestaande data hiervoor bruikbaar lijken. De meeste bestaande data (zie ook §4.1.4) kunnen worden gerekend tot één van de volgende twee groepen:

##### *Inventarisatiegegevens van fauna*

Hierin worden afhankelijk van het soort onderzoek data verzameld over: biogeografische eisen, verspreidingsgegevens, habitateisen, dispersie- en systeem-inventarisatiegegevens. Minder vaak betreft dit data over optimaliseringgegevens. De aanwezige inventarisaties van soorten kunnen weer worden gesplitst in:

- algemene gegevens op verschillende detailniveaus<sup>10</sup>,
- specifieke berminventarisaties,
- databestanden waarin ook inventarisaties met bermkarakteristieken of bermlocaties opgenomen zijn.

##### *Vegetatie- en beheersgegevens*

Deze bestanden bevatten data die voor de koppeling van fauna en bermen relevant zijn. Hierbij ligt de nadruk niet zozeer op de biogeografische verspreiding, habitateisen en dispersiegegevens van de fauna, maar worden bijvoorbeeld wel randvoorwaarden voor een potentiële verspreiding weergegeven voor een bepaald vegetatietype:

1. GROBIS-achtige beheerssystemen, dit zijn databaseachtige structuren waarin veel bermkarakteristieken zijn vastgelegd. Deze karakteristieken zijn bijvoorbeeld mogelijk te koppelen aan de algemene karakteristieken die naar voren komen bij de algemene gegevens op verschillende detailniveaus.

<sup>10</sup> In deze haalbaarheidsstudie zal, vanwege de beperkte tijd, de nadruk liggen op databronnen die betrekking hebben op bermen en/of bermkarakteristieken. Algemene databestanden zullen, indien zij belang hebben voor de geselecteerde soortengroepen, aangehaald worden. De totale beschikbaarheid aan kennis en gegevens is reeds behandeld in Hoofdstuk 2.

2. Vegetatieopnames, zowel in bermen als algemeen.
3. Effecten van beheer op de kosten/baten-optimalisatie.

#### 4.1.4 Beoordeling van bestaande databestanden op functionele bruikbaarheid

In deze paragraaf zal kort een aantal eigenschappen van de bruikbaarheid van de bestanden worden besproken. Per databestand worden in een tabel zowel de functionele als de technische bruikbaarheid van het bestand weergegeven (zie ook §4.2.2). Hieronder volgt het overzicht van de voornaamste bestanden<sup>11</sup>.

##### 4.1.4.1 Inventarisatiegegevens over fauna met bermgegevens

- I. **Kleine zoogdieren in wegbermen (Van der Reest, 1989).** Deze publicatie beschrijft de aanwezigheid, habitatgeschiktheid en verplaatsing van muizen, woelmuizen en spitsmuizen op 60 locaties (52 langs rijkswegen en 8 langs provinciale wegen) in Oost-, Midden- en Zuid-Nederland. Dit is voor kleine zoogdieren het enige in Nederland bekende onderzoek in wegbermen waarvan het databestand bruikbaar lijkt. Vanwege de in verhouding tot andere databases beperkte omvang van het aantal vangstmeetgegevens (<300) en het eenmalige karakter van het onderzoek, is het lastig de bruikbaarheid van gegevens voor systemen te bepalen.
- II. **De data afkomstig van het promotieonderzoek van H.J.W. Vermeulen (Vermeulen, 1995).** Alle gebruikte parameters en de parameterwaarden voor LOOPKEVER zijn afgeleid van gegevens verkregen door veldonderzoek. De loopsnelheid en de geprefereerde looprichting zijn afhankelijk van kansverdelingen die afhangen van deze habitatkwaliteit van een gebied voor een soort. Het programma is voor de berekening van deze kansverdelingen gebaseerd op basisdata over: sekse, jaargetijde, reproductie, levensduur van een individu, relatieve loopsnelheid, richtingsvoorkeur. Deze basisdata zijn voor een deel afkomstig van het onderzoek zelf, voor een ander deel van de databank van Nederlandse Loopkevergegevens (zie 5). Aan deze databank zijn de nieuwe gegevens toegevoegd. De afgeleide kansverdelingen zijn opgeslagen in LOOPKEVER en o.a. beschikbaar via DWW-RWS (de opdrachtgever van dit onderzoek).
- III. **Bestanden van de Vlinderstichting (Landelijk Databestand Vlinders).** De Vlinderstichting bezit een database met bijna 700 000 verspreidingsgegevens en ecologische gegevens van vlinders. Een belangrijk deel hiervan is op een schaal van 1 km bij 1 km. Voor veel terreinen zijn gegevens op gebiedsniveau

---

<sup>11</sup> Deze inventarisatie is zeker niet volledig. Uit Hoofdstuk 2 komt naar voren dat veel informatie over ecologie, verspreiding e.d. uit zeer uiteenlopende (o.a. literatuur)bronnen gehaald kan worden. De hier beschreven databestanden geven echter een overzicht van de aanwezige grote Nederlandse bronbestanden die gebruikt kunnen worden in HACOBERM III.

beschikbaar. Het bestand bevat alle historische als recente gegevens die de Vlinderstichting verzameld heeft. De hoeveelheid en kwaliteit gegevens varieert per locatie en per jaar. In deze bestanden zijn ook locaties van wegbermen opgenomen. Daarnaast is er het dagvlindermonitoringproject (landelijk meetnet dagvlinders) uit het Netwerk Ecologische Monitoring die de Vlinderstichting in samenwerking met het CBS12 opgezet heeft. Hierbij wordt op vaste plots volgens een vaste methode geteld om veranderingen van jaar tot jaar te kunnen bijhouden. Andere bewerkingen zijn mogelijk. Door zowel het algemene karakter als de specifieke bermlocaties zijn de bestanden zeer bruikbaar om toe te passen bij vervolgonderzoek. De bestanden zijn niet vrij voor gebruik door derden. Wel kunnen in overleg bewerkingen uitgevoerd worden met data. De Vlinderstichting streeft hierbij altijd naar samenwerking met de opdrachtgevers (schr. meded. Chr. van Swaay, Vlinderstichting, 1998).

**IV. EIS-bestanden (European Invertebrate Survey).** Deze bestanden bevatten diverse verspreidingsatlassen gebaseerd op inventarisatiebestanden, o.m. sprinkhanen (Kleukers et al., 1993). Het EIS is in 1977 begonnen met het doel de Nederlandse bijdrage te verzorgen aan het internationale karteringsproject van de ongewervelde dieren van Europa. Het bevat gegevens voor onderzoek naar de ecologie van soorten, dynamiek van verspreidingspatronen e.d. De eerste gegevens hadden een nauwkeurigheid van 10 km x 10 km, de latere gegevens 5 km x 5 km en ook 1 km x 1 km. Bij de nieuwere gegevens zijn zoveel mogelijk biotoopgegevens mee gecodeerd. Soortengroepen zijn o.a. mollusken, libellen, hymenoptera, zweefvliegen, haften, waterwantsen en waterkevers, en andere invertebraten. De bruikbaarheid voor HACOBERM III lijkt vooral te liggen bij de nieuwere bestanden (m.n. sprinkhanen) omdat hiervan in vergelijking met de oudere bestanden veel meer en veel nauwkeurigere gegevens verzameld zijn. De overige bestanden zijn vooral bruikbaar als achtergrondinformatie en/of historische verspreidingsgegevens (mond. meded. R. Kleukers EIS, 1998). De bestanden zijn beschikbaar tegen vergoeding, afhankelijk van hoeveelheid benodigde data.

**V. Databank van Nederlandse Loopkevergegevens.** De gegevens zijn o.a. afkomstig uit oorspronkelijke databanken van Staatsbosbeheer, EIS-Nederland, Biologisch Station Wijster (voormalig Landbouwniversiteit Wageningen), Instituut voor Oecologisch Onderzoek te Heteren en RU-Leiden. De verspreidingsgegevens die in de databank zijn opgeslagen komen zowel van particuliere entomologen als beroepsentomologen. Het betreft allerlei soorten verspreidingsgegevens, zoals losse vangpotgegevens, vangseries, jaarseries en handvangsten. Voor een groot aantal gegevens is de methode vergelijkbaar aan die van EIS-Nederland. Het bestand bevat o.m. gegevens over wegbermonderzoeken in de IJsselmeerpolders. Hierbij zijn in 1974-1975 alle wegbermen in de polders geïnventariseerd, waarbij de aandacht gericht was op habitat- en verbreidings eigenschappen, zoals kolonisatie- en

---

<sup>12</sup> Het CBS beheert deze gegevens als onderdeel van het Biobase register biodiversiteit (Naamlijsten van een groot aantal planten- en dierengroepen met per soort een groot aantal taxonomische, oecologische en geografische gegevens.).

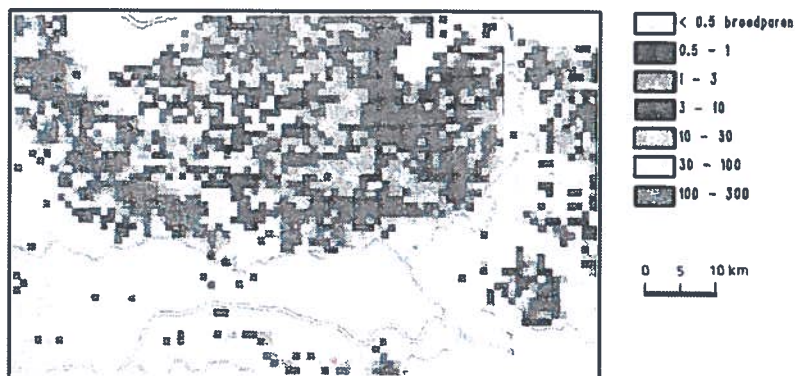


immigratiesnelheden. Er werd gekozen voor bermen, omdat deze een uniform karakter hadden voor wat betreft vegetatie en bodemsoort. Vergelijkbare gegevens zijn beschikbaar over gebieden in Friesland en Noord-Holland (mond. meded. H. Turin, Loopkever Werkgroep Nederland, 1998).

- VI. **CML-akkerrandenonderzoek Wieringermeer (Canters et al., 1997; Tamis et al., 1998).** Inventariserend onderzoek naar de aanwezigheid en abundantie van een groot aantal insectensoorten in diverse typen akkerranden. In dit onderzoek worden ook randen van secundaire wegen en snelwegen door de Wieringermeer meegenomen, o.m. een vergelijking van verschillende soorten bermen.
- VII. **Reptielen en amfibieën in spoor- en wegbermen (Smit et al., 1996).** Dit rapport beschrijft de aanwezigheid en habitatgeschiktheid van bermen langs het spoor Utrecht-Arnhem en de A12. De nadruk ligt op de doelsoorten kamsalamander, heikikker, hazelworm, zandhagedis, gladde slang en ringslang. De gegevens van het spoor- en A12-bermonderzoek zijn ook bij de RAVO-werkgroep monitoring op te vragen.
- VIII. **Diverse vlinderinventarisaties.** Als voorbeeld wordt hier beschreven Bink et al. (1996) betreffende een inventarisatie van 55 locaties langs rijkswegen. Bij de keuze van de locaties is rekening gehouden met de vegetatietypen van Sykóra et al. (1993). Bij het onderzoek is ook het achterland betrokken, waarbij zeven landschapstypen onderscheiden worden. Verder worden per locatie de bermkarakteristieken (bermbreedte e.d.) onderscheiden. De tabellen bevatten overzichten van aantallen vlinderwaarnemingen naar soort per jaar per locatie. De gegevens zijn verwerkt in het programma BERMVLINDER (Hoofdstuk 3). Zie ook De Vries (1997).
- IX. **Reptielen in wegbermen (Zuiderwijk, 1989).** Zuiderwijk beschrijft de aanwezigheid en habitatgeschiktheid van zes soorten (hazelworm, zandhagedis, levenbarende hagedis, gladde slang, adder en ringslang) op 106 locaties (56 langs rijkswegen, 23 langs provinciale of gemeentelijke wegen en 27 langs spoorwegen). Het is te beschouwen als een inventariserend onderzoek naar het voorkomen van vrijwel alle soorten reptielen op een groot aantal locaties. De bermkarakteristieken worden uitgebreid beschreven en per locatie opgeslagen. Aanwezig zijn correlaties tussen het voorkomen van soorten locaties en bermkarakteristieken. Hieruit wordt een berm-habitatgeschiktheid per soort afgeleid. De bruikbaarheid van de gegevens voor modellen lijkt groot. Controle van een deel van de gegevens is mogelijk door ze te vergelijken met Smit et al. (1996). Ter informatie: De gegevens uit deze studie zijn vrij beschikbaar voor DWW. De gegevens zijn opgenomen in het databestand van de Herpetogeografische Dienst Lacerta. Ze zijn dus digitaal beschikbaar.
- X. **KNNV-bestanden.** Deze bevatten o.m. hommelsonderzoek in de provincie Utrecht (Van Iperen, 1994, 1995). De gegevens van het hommelsonderzoek van het KNNV/NJN bevatten verspreidings- en biotoopgegevens die door een

grote groep vrijwilligers verzameld is. De basisgegevens zijn in beheer bij het KNNV. Voor uitwerking van het project zijn de gegevens op het IKC in een computerbestand verwerkt. De analoge KNNV-gegevens zijn beschikbaar, maar niet goed gedocumenteerd: ze moeten zelf uit de archieven gezocht worden. Bij het KNNV is niet bekend waar de digitale vorm gebleven is, deze lijkt dan ook niet bruikbaar te zijn.

- XI. LKN-databestand (Bolsius et al., 1994).** Het LKN-databestand bevat digitale informatie over flora en fauna, en gegevens over de abiotische omstandigheden. In het LKN zijn gegevens opgenomen over broedvogels (187), zoogdieren (73), en reptielen en amfibieën (32). De faunagegevens (totaal 292 soorten) kunnen worden gegroepeerd naar taxonomische groepen of naar biotoop. Het LKN biedt de mogelijkheid om op eenvoudige wijze soortgegevens te combineren, zowel onderling als met andere LKN-gegevens. Daar de gegevens op km<sup>2</sup>-niveau zijn opgeslagen lijkt een directe inpassing bij de bepaling van de geschiktheid van bermen in bijvoorbeeld een expertsysteem te prof. Daarentegen zijn de gegevens zeer bruikbaar en toegankelijk als informatie over aanwezigheid en verspreiding over Nederland, relaties met abiotische factoren in het km<sup>2</sup>-blok en verspreiding in het achterland. Op basis hiervan lijkt het bestand bruikbaar voor de in eerdere paragrafen beschreven databehoeft.



*Figuur 6 Voorbeeld van in LKN opgeslagen broedvogelgeschiktheden (in broedparen per km<sup>2</sup>) op km-celniveau (naar: Bolsius et al., 1994)*

- XII. Gegevens INFOSNIP en gegevens van het onderzoek faunamonitoring wegbermen in Zeeland (RWS/Buro Waardenburg 1994).** Dit bestand betreft kleine zoogdieren, vlinders, broedvogels en amfibieën. Vanaf november 1990 tot deze verslaglegging (medio 1998) werden langs wegen in Zeeland en Noord-Nederland systematisch slachtoffertellingen gedaan van zoogdieren en vogels. De verzamelde gegevens werden verwerkt door bureau Waardenburg. Er is een groot verschil tussen verschillende trajecten in de aantallen slachtoffers. Koppeling met zowel de bermgegevens als het achterliggende gebied levert goed te gebruiken informatie op over de barrièrewerking van wegen en habitatpreferentie van zoogdieren in de buurt van wegen. De rapportage van dit onderzoek loopt t/m 1997. Een vergelijkbare rapportage

heeft Waardenburg opgesteld voor RWS directie Noord-Nederland in de periode 1986-1996. De kantoniers hebben geen waarnemingen van andere soortengroepen geregistreerd. De basisbestanden zijn voor Noord-Nederland bij RWS en voor Zeeland bij Bureau Waardenburg in beheer. INFOSNIP is een informatiesysteem van Rijkswaterstaat waarin dergelijke gegevens met betrekking tot de conflictpunten tussen natuur en infrastructuur kunnen worden ingevoerd en geanalyseerd. In dit systeem zijn gegevens van alle dienstkringen van RWS ingevoerd.

Het systeem voorziet in data van:

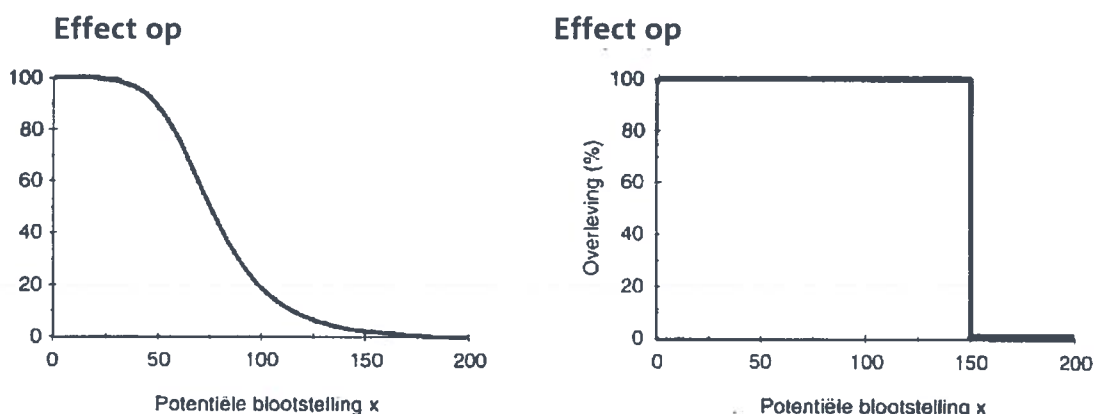
- de conflictpunten,
- de genomen mitigatie en compensatiemaatregelen,
- verkeersslachtoffers,
- personen die werken op het gebied van habitatfragmentatie.

De dataverzameling is in tegenstelling tot het project in Zeeland geen systematisch lopend monitoringsproject. De kantoniers van de verschillende dienstkringen vullen in geval van een verkeersslachtoffer een standaardformulier in. De nauwkeurigheid en regelmaat van deze informatiestroom zijn echter niet bekend en sterk afhankelijk van de welwillendheid van de betreffende kantoniers.

**XIII. HSI-onderzoeken.** De huidige ontwikkelingen van HSI-modellen door Rijkswaterstaat en INRI-TNO zijn sterk gericht op het aquatisch milieu<sup>13</sup>. HSI-modellen kunnen alleen worden gebruikt voor het toepassingsgebied waarvoor ze ontwikkeld zijn (zie ook Hoofdstuk 3). In dit geval zijn het toepassingsgebied en dus de berekende verbanden beperkt tot het IJsselmeergebied. Dit gebied wijkt qua karakter en eigenschappen sterk af van de karakteristieken van bermen (Hoofdstuk 3). Bepaalde habitatgeschiktheidsfuncties (zie bijvoorbeeld Figuur 7) uit de IJsselmeer-modellen zijn waarschijnlijk toepasbaar in eventueel nieuw te ontwikkelen berm-HSI- en expertmodellen, omdat ze een algemener karakter hebben. Op dit moment lijkt de informatie in deze modellen wat de habitat- en corridorfunctie van bermen betreft mogelijk deels bruikbaar voor een aantal amfibieën: boomkikker, kamsalamander, knoflookpad, rugstreppad, meerkikker, kleine water-

<sup>13</sup> Aanwezig zijn Habitatmodellen voor: driehoeksmossel, kokerjuffer (*Hydropsyche contubernalis*), eendagsvlieg oeveraas, aalscholver, fuut, grote zaagbek, kleine zwaan, kuifeend, otter (leefgebied en verbindingzones), roerdomp, grauwe gans, zomertaling, slobbeend, waterral, waterhoen, kleine plevier, watersnip, zwarte stern, visdief, ijsvogel, blauwborst, bosrietzanger, baardmannotje, rietgors, kranswieren, driekantige bies, mattenbies, Wilgen-Populierenbos, Essen-Iepenbos, gele plomp, rivierfonteinkruid, schedefonteinkruid, watergentiaan, boomkikker, kamsalamander, knoflookpad, rugstreppad, meerkikker, kleine watersalamander, bruine kikker, groene kikker. Modellen die zijn opgesteld door de OVB (Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij, Nieuwegein) (RWS-DWW probeert voor een aantal van deze OVB-modellen gebruiksrecht te krijgen ten behoeve van EKOS (nu: OHIO)): aal, baars, barbeel, beekforel, beekprik, biermpje, bittervoorn, blankvoorn, brasem, gewone rivierkreeft, grote modderkruiper, karper, kleine modderkruiper, kopvoorn, kwabaal, lepelaar, otter, rivierdonderpad, riviergrondel, ruisvoorn, serpeling, snoek, snoekbaars, vlagzalm, winde, zalm. In ontwikkeling zijn modellen voor: watervleermuis, woelrat, muskusrat, noordse woelmuis en bever (schr. meded. H. Hollander RWS, 1998).

salamander, bruine kikker, groene kikker. In de toekomst kan dit ook mogelijk worden voor watervleermuis, woelrat, muskusrat en noordse woelmuis. Daarnaast is er voor de otter een (nog niet toegepast) model opgezet waarin ook verbindingzones geëvalueerd worden; hiervan is de methode wellicht bruikbaar (zie fase c). Er wordt gewerkt aan de calibratie en mogelijke validatie van een aantal HSI-modellen, met name die van amfibieën. (schr. meded. H. Hollander DWW, 1998). Veel HSI-modellen zijn geïmplementeerd in het softwareprogramma EKOS (nu OHIO) (zie ook Hoofdstuk 3).



Figuur 7 Voorbeeld van habitatgeschiktheidsfuncties voor reproductie en overleving van een soort (uit: Laane et al., 1995)

Tabel 21 beschrijft de functionele bruikbaarheid van bovenstaande databestanden aan de hand van de in §2.1.1 bepaalde criteria.

Tabel 21 Overzicht van de functionele bruikbaarheid van verschillende databestanden (codes verwijzen naar de codes in Tabel 20; nummers verwijzen naar nummers van databestanden in §6.1.4.1)

Code	Databestanden												
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	XIII
BIOGEOGR	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	-
LANDKWAL	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	(•)	•
HABKWANT	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	-	•
HABEIS	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	-	-	•
INTERACT	•	•	•	•	•	•	-	-	-	-	-	•	•
VERBR	(•)	•	?	?	•	(•)	-	-	-	-	-	-	-
BEH_ECOL	•	•	•	•	•	•	•	•	-	-	-	-	-
BEH_ECON	-	-	-	-	-	-	-	•	-	-	-	-	-
BERM	•	•	-	-	-	•	•	•	•	-	-	•	-
BERM_LOC	-	•	•	•	•	•	-	-	-	?	-	-	-
ALG	-	-	•	•	•	-	-	-	-	•	•	-	•
SOORT	•	•	•	•	•	-	•	•	•	•	•	•	•
SYSTEEM	-	-	-	(•)	-	•	-	-	-	-	•	(•)	-

→ N.B. een volledig zwart bolletje geeft aan dat het bestand informatie bevat met betrekking tot de code; niet dat dit voor 100% het geval is.

#### 4.1.4.2 Vegetatie-, beheersgegevens, meta-databestanden en verspreidingsatlassen

**XIV. Wegen naar natuurdoeltypen (Schaminée et al., 1998).** Studie in het kader van Netwerk ecologische Monitoring (NEM), waarin de ontwikkelingsreeksen per natuurdoeltype (Bal et al., 1995) beschreven worden. De ontwikkelingsreeksen zijn gekarakteriseerd aan de hand van een aantal procesparameters: indicatorsoorten (planten- en diersoorten) en abiotische omstandigheden die karakteristiek zijn voor een bepaalde fase in het ontwikkelingstraject. Voor deze ontwikkelingsreeksen worden ingrepen gegeven die noodzakelijk zijn om te komen tot het gewenste natuurdoeltype. Voor fauna zijn bijvoorbeeld kwalitatieve tabellen van de reactie van soortengroepen op landschapsparameters weergegeven, zoals voor open water, struweel en bomen. Wat faunasoorten betreft is de studie beperkt tot vlinders en broedvogels. Mogelijk zijn de methode en data bruikbaar voor het opstellen van fauna-ontwikkelingsreeksen van bermen bij een bepaald beheer.

**XV. Indeling bermdoeltypen (Van der Weijden & Schippers, 1996).** Deze indeling in 12 doeltypen is gebaseerd op de plantengemeenschappen van Sykóra et al. (1993) en kan mogelijk een alternatief vormen voor diergroepen waarvoor onvoldoende gegevens beschikbaar zijn om habitateisen te koppelen aan plantengemeenschappen. De bermdoeltypen zijn al gekoppeld aan een aantal diergroepen (vnl. vlinders en andere insecten), en zijn ook vergelijkbaar met de beleidsmatig veel gebruikte indeling in natuurdoeltypen in o.m. het Natuurbeleidsplan, de Nota Ecosysteemvisies en Bal et al. (1995). Een mogelijke verdere uitwerking in deze richting is de publicatie 'Wegen naar natuurdoeltypen' (Schaminée et al. 1998).

**XVI. Plantengemeenschappen in Nederlandse wegbermen (Sykóra et al., 1993).** Dit betreft een uitgebreide overzicht en typologie van vegetaties in wegbermen. Het wordt bij veel recent faunaonderzoek als basis gebruikt (o.a. Zuiderwijk, 1989; Bink et al., 1996).

#### **XVII. Vegetatie-inventarisatiegegevens:**

- uit het RWS-DWW-project **BOTABERM** betreffende de botanische kwaliteit van wegbermen,
- kwalitatieve inventarisaties voor alle provincies door de regionale directies van RWS,
- andere provinciale karteringen en inventarisaties van wegbermen,
- landelijke databanken als FLORBASE (Stichting FLORON, 1997) met waarnemingen en abundanties per kilometerhok. Dergelijke bestanden lijken vooral van belang voor de vegetatie in het achterland.

Veel berminventarisaties zijn lokaal of regionaal van karakter; hetgeen overigens niets afdoet aan de bruikbaarheid. Bij bijvoorbeeld Bink et al. (1996) zijn locaties geselecteerd aan de hand van vegetatiekundige evaluaties van de regionale directies van Rijkswaterstaat. Voor de beschikbaarheid is het gebruik

van dergelijke bestanden echter in zoverre een nadeel dat veel informatie op verschillende plaatsen aanwezig is en niet centraal is opgeslagen.

**XVIII. GROBIS-database.** Deze bevat eenvormige beschrijvingen van bermkarakteristieken, die bruikbaar zijn voor koppeling aan eisen die faunasoorten aan bermen stellen (Hoofdstuk 3).

**XIX. Rapport Minder Maaisel (Meijer & De Vries, 1993).** Dit rapport beschrijft de effecten van maaien op vlinders en kleine zoogdieren. Doelstelling van deze studie was aan te geven of er een mogelijkheid is om een bermbeheer te voeren dat zowel ecologisch als economisch optimaler was. Het rapport is gericht op met name botanische kenmerken van bermen, zoals maaitijdstippen en de refugiumfunctie bij maai-beheer. In de marge wordt aandacht gegeven aan de fauna, voornamelijk vlinders, kleine zoogdieren, maar ook amfibieën en loopkevers. Faunabeheer gebeurt op basis van bestaande kennis en vuistregels. Het onderzoek geeft richtlijnen om tot alternatieve beheersvormen te komen. Deze richtlijnen lijken ook bruikbaar voor niet-rijkswegen.

**XX. Rapport Faunagericht Bermbeheer (Kooreman, 1991).** Dit onderzoek beschrijft de maatregelen en kosten van bermbeheer voor verschillende diergroepen. Het is met name bruikbaar voor de koppeling tussen economische en ecologische optimalisatie van het bermbeheer.

**XXI. Verschillende atlassen.** Er zijn verschillende atlassen met algemene analoge verspreidingsgegevens. Van de in Hoofdstuk 2 geselecteerde soorten zijn de volgende databestanden bekend (zie ook Hoofdstuk 2). Van een aantal van deze atlassen zijn de gegevens opgeslagen in een database (bijv. SOVON, 1987; Kleukers et al., 1997). Tabel 22 geeft een overzicht. De atlassen bevatten naast verspreidingsgegevens ook veel autoecologische informatie van de soorten (Hoofdstuk 2). Deze laatste gegevens zijn veelal te complex om in bruikbare digitale vorm om te zetten. Er ontstaat dan al snel een relationele database of kennissysteem (zie ook 22 en 23). Voor een DSS zijn ze echter goed bruikbaar.

*Tabel 22 Recent gepubliceerde verspreidingsatlassen van de in Hoofdstuk 2 geselecteerde soortengroepen (bewerkt naar Kleukers et al., 1997)*

Soortengroepen	Atlassen
Zoogdieren	Broekhuizen et al. (1992).
Vogels	SOVON (1987), aangevuld met SOVON-gegevens op km-hok-niveau voor de nieuwe SOVON-verspreidingsatlas.
Reptielen	Creemers (1996); (op basis van) RAVON-gegevens.
Amfibieën	Creemers (1996); (op basis van) RAVON-gegevens.
Sprinkhanen & krekels	Kleukers et al. (1997) zie EIS-bestanden.
Dagvlinders	Tax et al. (1989), daarna nog een veelvoud aan gegevens verzameld op km-hok-niveau o.a. door Vlinderstichting (zie Hoofdstuk 2).
Loopkevers	Turin et al. (1977), aangevuld met gegevens loopkeverwerkgroep voor een nieuwe loopkeveratlas.
Bi000jen en wespen	Diverse atlassen, slechts zeer beperkt compleet voor alle bijen: o.a. Koster (1986) (zie Kleukers et al., 1997).
Landslakken	Gittenberger et al. (1984).

Van sprinkhanen & krekels zijn de gegevens in EIS-bestanden verwerkt en de atlas van reptielen en amfibieën zit in de RAVON/Lacerta-database. Om de vertaling van broedvogelgegevens naar het beheer op een verantwoorde wijze uit te voeren heeft SOVON in samenwerking met Staatsbosbeheer een Avifauna Inventarisatie en Evaluatiesysteem (AVIS) ontwikkeld. Door middel hiervan kunnen verbanden tussen het landschap, de vegetatie en vogels eenvoudiger worden gelegd. Op basis van het systeem kunnen ook doeltypen (streefbeelden) worden ontwikkeld (Siertsema & Engbers, 1996). Met het programma AVIS kunnen de resultaten van broedvogelkarteringen vergeleken worden met 'ideale' broedvogelgemeenschappen. Broedvogelgegevens kunnen worden ingevoerd. Na keuze van de referentie waarmee we willen vergelijken berekent het programma de dichtheden per ecologische vogelgroep van zowel de lokale broedvogelgemeenschap als die van de referentie. Hiervoor zijn een aantal verschillende berekeningswijzen beschikbaar.

Het programma houdt rekening met de lijst van soorten die is gekarteerd. Alleen gekarteerde soorten worden in de vergelijking betrokken. Dit betekent wel, dat door de gebruiker aan moet worden gegeven welke soorten zijn gekarteerd.

**XXII. Data binnen het kennissysteem LARCH.** Het computermodel LARCH (Landscape ecological Analysis and Rules for the Configuration of Habitat) (vml. IBN-DLO, ongepubl.) bepaalt de kans op het duurzaam voortbestaan van populaties, waarbij rekening wordt gehouden met de oppervlakte en de kwaliteit van leefgebieden en de mate waarin deze met elkaar zijn verbonden. LARCH is gebaseerd op zowel expertkennis, literatuurgegevens als gegevens uit veldonderzoek. LARCH vergelijkt bijvoorbeeld de actuele ruimtelijke structuur van een gebied met de gewenste structuur waarbij wordt gekeken naar het duurzaam voortbestaan van doelsoorten. Een belangrijk onderdeel van het model is de kernpopulatiemodule. Kernpopulaties van een soort hebben een kans van vijf procent op uitsterven binnen 100 jaar, bij één immigrant per generatie.

Deze module is vooral geschikt voor toepassing op nationale en regionale schaal. Er is onder meer een reeks kaarten van Nederland gemaakt met kernpopulaties (en overige geschikte leefgebieden) per doelsoort. Met LARCH is het ook mogelijk om duurzame netwerkpopulaties op te sporen. Deze gegevens zijn binnen HACOBERM III wellicht van belang voor de ontwikkeling van een DSS. Enerzijds als pure broninformatie die in te passen is in een DSS, anderzijds als onderdeel van bijvoorbeeld een duurzaamheidbepaling van bermen met behulp van het model. Voor zoogdieren en vogels is de benadering met kernpopulaties inmiddels operationeel en behoorlijk goed te onderbouwen.

Er is wel een aantal belangrijke verbeteringen nodig. Een zwak punt is nog het ontbreken van goede normen voor soorten met grote fluctuaties in aantallen, zoals insecten en amfibieën. Bij de netwerkbeoordeling is de weerstand van het tussenliggende landschap een knelpunt. Goede schattingen hiervan zijn nog vrijwel niet mogelijk. Voor weinig mobiele soorten, zoals

kleine zoogdieren, sommige insecten, amfibieën, reptielen en ook plantensoorten, kon LARCH nog niet worden ingezet (IBN-jaarverslag 1997). Daar LARCH continu in ontwikkeling is zal ten tijde van HACOBERM III nogmaals gekeken moeten worden of LARCH inzetbaar is voor de in HACOBERM II geselecteerde soortengroepen.

**XXIII Kennistabellen opgesloten in LEDESS (Landscape Ecological Decision & Evaluation Support System) (Knol et al. 1997).** Dit kennisstelsel is gebaseerd op een geografisch informatiesysteem (GIS). Het beschrijft op grond van de ingevoerde gegevens de ontwikkeling van de vegetatie en de effecten daarvan op mogelijke leefgebieden en bereikbaarheid voor dieren in relatie tot abiotische condities en beheer. De ingevoerde gegevens bestaan uit bodem-, vegetatie- en scenariokaarten in een grid-georiënteerde GIS, en uit soortspecifieke kennistabellen. De kennistabellen beschrijven mogelijke ontwikkelingsreeksen van de modelvariabelen (bv. bodemtype, vegetatietype, habitatgeschiktheid per faunasoort) en hun onderlinge relaties. De faunamodule bepaalt op grond van de gesimuleerde vegetatieontwikkeling de mate van versnippering van potentieel geschikte leefgebieden voor dieren met het model SHAPE. Het habitatmodel SHAPE, ook ontwikkeld door DLO-Staring Centrum (sinds 2000 Alterra Wageningen UR), bepaalt oppervlakte, ligging en betekenis van geschikte leefgebieden voor een breed scala aan diersoorten. SHAPE (Spatial Habitat Analysis for Prediction and Evaluation) gebruikt landschapsgegevens in een grid-georiënteerd geografisch informatiesysteem (GIS) en kennistabellen die de ruimtelijke relaties tussen landschap, begroeiing, abiotische condities, beheer en habitateisen van diersoorten beschrijven. SHAPE produceert kaartjes en tabellen die de ligging en oppervlakte van leefgebieden, habitatversnippering en ecologisch rendement laten zien. Actuele verspreidingsgegevens bepalen de betekenis van gebieden voor diersoorten. Deze gegevens zijn echter vaak niet goed bekend, en de verspreiding verandert continu. Het habitatmodel SHAPE is een goede aanvulling om potentieel geschikte leefgebieden te analyseren en evalueren. De resultaten laten de ruimtelijke effecten van landschappelijke ingrepen op fauna zien en bepalen hiermee zowel kansen als knelpunten voor dieren bij het toekomstig ruimtegebruik. Dit maakt een voorlopige toetsing van plannen aan hun faunistische doelstellingen mogelijk. Een breed scala aan indicatorsoorten (zoogdieren, vogels, herpetofauna, vissen) maakt faunistische evaluaties mogelijk voor uiteenlopende ruimtelijke vraagstukken op internationaal, nationaal, regionaal en lokaal niveau (Harms et al., 1995).

Tabel 23 beschrijft overeenkomstig Tabel 21 de functionele bruikbaarheid van bovenstaande databestanden aan de hand van de in §4.1.1 bepaalde criteria.



Tabel 23 *Overzicht van de functionele bruikbaarheid van verschillende databestanden (codes verwijzen naar de codes in Tabel 20; nummers verwijzen naar nummers van databestanden in §6.1.4.1)*

Code	Databestanden									
	XIV	XV	XVI	XVII	XVIII	XIX	XX	XXI	XXII	XXIII
BIOGEOGR	•	(•)	-	-	-	-	-	•	•	•
LANDKWAL	-	-	•	•	•	-	-	•	•	•
HABKWANT	•	•	•	•	•	•	-	•	•	•
HABEIS	•	-	•	•	-	•	-	•	•	•
INTERACT	-	-	-	-	•	-	-	•	•	•
VERBR	-	-	-	-	-	-	•	•	•	•
BEH_ECOL	•	-	•	•	•	•	•	•	•	•
BEH_ECON	-	-	-	-	•	•	-	-	-	-
BERM	-	•	•	•	•	-	-	-	-	-
BERM_LOC	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ALG	•	-	-	-	-	•	•	•	•	•
SOORT	-	-	-	-	-	•	•	•	•	•
SYSTEEM	•	•	•	•	•	-	-	-	-	(•)

→ N.B. een volledig zwart bolletje geeft aan dat het bestand informatie bevat met betrekking tot de code; niet dat dit voor 100% het geval is.

#### 4.1.5 Resultaten

Uit §4.1.4.1 en §4.1.4.2 komt naar voren dat er wat functionele bruikbaarheid betreft relatief veel bruikbare gegevens aanwezig zijn in bestanden afkomstig van specifieke bermonderzoeken en bestanden met algemene biogeografische gegevens waarin ook bermlocaties zijn opgenomen. Deze bestanden bevatten informatie over: verspreidingsgegevens op verschillende detailniveaus, habitateisen, relatieve landschapskwaliteit, kwantificering van habitatgeschiktheid en het ecologisch beheer van bermen (m.n. gericht op vegetatie). De meer algemene bestanden zonder bermlocaties bevatten vaak wel informatie die bruikbaar lijkt als 'achtergrondinformatie'.

Minder informatie is gevonden over de interactie van dieren met hun omgeving en over de verbreidings eigenschappen in diverse landschapstypen. Uit de literatuurbronnen die in Hoofdstuk 2 gebruikt zijn komt naar voren dat dergelijke informatie vaak in zeer specifieke experimenten bekeken is en niet gekoppeld is aan algemene verspreidingsgegevens en -bestanden. Aanvullende informatie hierover zal dus bij een groot aantal verschillende bronnen gezocht moeten worden

De meeste databestanden hebben een sterk soortengroep-gericht karakter, maar er zijn enkele die wellicht meer bruikbaar zijn om systeemp parameters uit af te leiden. Dit geldt met name voor bestanden die informatie bevatten die een relatie kunnen leggen tussen bermkarakteristieken en fauna (§4.1.4.2).

## **4.2 Technische bruikbaarheid van data**

### **4.2.1 Criteria voor de technische bruikbaarheid**

Bij de bepaling van de technische bruikbaarheid wordt voor de in §4.1.4.1 onderscheiden databestanden gekeken naar de volgende eigenschappen:

- Digitale en analoge aanwezigheid. Hoe eenvoudig zijn analoge bestanden te digitaliseren?
- Gebruiksvriendelijkheid van het databestand.
- Validiteit en nauwkeurigheid van de gegevens. Dit bepaalt eventuele mogelijkheden om verschillende bestanden te combineren, en in hoeverre resultaten op grond van verschillende bestanden vergelijkbaar zijn. Welke nauwkeurigheid is gebruikt bij het inventariseren (opname per 100 m, dichtheden, coördinatenstelsels e.d.)? Op wat voor wijze is de beschrijving van en relatie met het achterland in het bestand gelegd?
- Compleetheit van bestanden voor Nederland en/of geselecteerde locaties. Hierbij is het van groot belang dat, wat het tijdsaspect betreft, gekeken wordt of de gepresenteerde gegevens het gevolg zijn van een langdurige studie, of slechts van een eenmalige opname. Dit is voor een deel ook nauwkeurigheid. Daarnaast is het ook van belang te kijken of de gegevens landsdekkend zijn, of dat bepaalde delen van het land of de locatie minder frequent of nauwkeurig geïnventariseerd zijn.
- Wijze waarop de data zijn gedocumenteerd. Zijn er bij algemene bestanden bijvoorbeeld selecties van bermlocaties mogelijk? Zijn er bewerkingen of nabewerkingen nodig om de data functioneel geschikt te maken of om de gewenste gegevens af te leiden? Met ander woorden: wat is het 'format' van de opgeslagen gegevens en is het bestand bruikbaar in de huidige vorm? Van belang hierbij is de beschrijving van de te onderscheiden entiteiten (onderwerpen): recordtypen en velden, in de databestanden.
- Vrije beschikbaarheid en aankoopmogelijkheden.

Deze aspecten zijn onder meer gebaseerd op de in eerdere hoofdstukken geconstateerde criteria die gelden voor de selectie van soorten (Hoofdstuk 2) en de gebruikscriteria van de in Hoofdstuk 3 behandelde modellen.

### **4.2.2 Beoordeling van bestaande databestanden aan technische bruikbaarheid**

In deze paragraaf zal d.m.v. tabellen een overzicht geven worden van de technische bruikbaarheid van de databestanden met inventarisatiegegevens voor fauna voor zover hierover informatie voorhanden is. De vegetatie- en beheersgegevens, meta-databestanden en verspreidingsatlassen zullen niet allemaal besproken worden, daar bij deze bestanden weinig relevante informatie over de technische bruikbaarheid gegeven kan worden. Dit betreft: de typologieën (nr. 14, 15 en 16) de niet centraal opgeslagen vegetatie-inventarisatiegegevens (nr. 17), de bestanden: GROBIS, LARCH, LEDESS (Hoofdstuk 3), en de analoge rapporten met vooral aanbevelingen en kennis gerelateerd aan het beheer. Besproken worden wel verspreidingsatlassen voor zover hiervan digitale informatie aanwezig is en deze niet

samenvalt met databestanden die besproken zijn onder de inventarisatiegegevens voor fauna (§4.1.4.1). De tabellen zijn opgenomen als Bijlage B.

### 4.3 Conclusies

Wat de bruikbaarheid van de verschillende databestanden betreft kunnen de volgende opmerkingen worden gemaakt:

- Uit de beschrijving van de functionele bruikbaarheid komt naar voren dat relatief veel bruikbare gegevens aanwezig zijn in bestanden afkomstig van specifieke bermonderzoeken en bestanden met algemene biogeografische gegevens waarin ook bermlocaties zijn opgenomen. Deze bestanden bevatten informatie over: verspreidingsgegevens op verschillende detailniveaus, habitateisen, relatieve landschapskwaliteit, kwantificering van habitatgeschiktheid en het ecologisch beheer van bermen (m.n. gericht op vegetatie). De meer algemene bestanden zonder bermlocaties bevatten vaak wel informatie die bruikbaar lijkt als 'achtergrondinformatie'.
- Voor de volgende soortengroepen zijn er relatief bruikbare data voorhanden: reptielen en amfibieën; vlinders, loopkevers. Voor sprinkhanen & krekels en kleine zoogdieren is er minder, maar voldoende. De overige soortengroepen hebben één beperkt bruikbaar databestand, voornamelijk door de beperktere technische functionaliteit.
- De technische bruikbaarheid laat zien dat er een aantal onderzoeken zijn met een vergelijkbaar gegevensformat (EIS-format), maar dat in het algemeen de verschillen tussen de bestandsvelden zodanig groot is dat een directe koppeling lastige zaak wordt. De diversiteit van de inhoud binnen de bestanden is bovendien ook aanzienlijk.
- De data die afkomstig zijn van bermonderzoek lijken zowel technisch als functioneel zeer effectief om bij de instrumenten te gebruiken.
- Met name de beschrijving van het vegetatietype van het achterland bij fauna-inventarisaties gebeurt vrijwel overal op IPI-code-niveau, hetgeen de onderlinge afstemming van data op dit punt vereenvoudigt.
- LARCH, LEDESS, Loopkeverdatabank en databestanden van de Vlinderstichting zijn niet direct beschikbaar, maar alleen in samenwerking de desbetreffende instanties.
- Een veel gebruikte nauwkeurigheid is 1 km x 1 km. Daarbinnen zijn vaak wel nauwkeurigere waarnemingen gedaan. Dit wordt echter niet altijd verplicht en dus niet altijd opgegeven. Als de locatie niet opgegeven wordt kunnen de bestanden nog wel gebruikt worden voor de bepaling van het type achterland (biotooptype) en een kans op voorkomen van soorten op grond van biotooptype of potentiële bereikbaarheid.

## 5 Mogelijkheden voor aanvulling van gegevens

### 5.1 Aanwezige gegevens in het buitenland

#### 5.1.1 Noodzakelijke gegevens

Voor de in Hoofdstuk 2 geselecteerde soorten is in de omringende landen geïnventariseerd of er bruikbare gegevens aanwezig zijn. Wanneer gekeken wordt naar het type gegevens die in eerste instantie in aanmerking komen (Tabel 20) dan kan het volgende gesteld worden. Van belang zijn gegevens die aanvullend en/of controlerend zijn voor de in Nederland aanwezige gegevens:

- Gegevens noodzakelijk voor het ontwikkelen van kennisystemen, maar die in Nederland ontbreken. Gekeken kan worden in hoeverre de data uit het buitenland geëxtrapoleerd kunnen worden voor de Nederlandse situatie. Uit de voorgaande hoofdstukken kan afgeleid worden dat er voor een aantal soorten meer informatie nodig is over: habitatkwaliteit, -voorkeur, verspreidingsgegevens en gegevens over de koppeling tussen soort en systeemgerichte aanpak. Een duidelijke relatie met of link naar bermen lijkt dus ook van belang, naast data over relaties tussen soorten en vegetatie, bermkarakteristieken e.d.
- Gegevens die gewenst zijn voor het afleiden van vuistregels. Hierbij kan, naast de hierboven genoemde gegevens, gedacht worden aan data die gebruikt zijn voor de validatie van parameters van modellen die weliswaar niet direct toepasbaar leken voor HACOBERM (Hoofdstuk 3), maar waarvoor de data bruikbaar lijken.

Daar de biogeografische verspreiding in het buitenland slechts indirect van invloed is op de Nederlandse situatie, zijn de algemene verspreidingsgegevens zonder een gedetailleerde bijbehorende beschrijving van het habitat minder interessant.

Vanwege de beperkte beschikbare tijd voor buitenlandse gegevens in dit haalbaarheidsonderzoek, wordt van een aantal bestanden in de volgende paragrafen slechts een korte beschrijving gegeven. Van de werkelijke bruikbaarheid voor de ontwikkeling van vuistregels dan wel expertsystemen is van het merendeel van de bestanden nog weinig te zeggen, omdat de verkregen informatie veelal te algemeen is.

#### 5.1.2 Groot-Brittannië

##### *Databases van het Biological Research Centre (BRC)*

Deze databases worden beheerd door het ITE (Institute of terrestrial ecology). De meeste in Groot-Brittannië bekende onderzoeken die te maken hebben met fauna-inventarisaties e.d. zijn ondergebracht in een database van het BRC.

*'The database comprises distributions of biological species in the British Isles. The data incorporate the taxonomic code of the organism, together with geographical co-ordinates of its location, date of observation, information on habitat and conservation status. Over 6 million records covering 15 000 species are held in digital form as Oracle tables. The majority of the data are donated by volunteer*

recorders and are received by national recording schemes. The database is used to publish distribution atlases and to provide computerised retrieval and mapping services to a wide user community.

BRC was established at Monks Wood in 1964 as a national biodiversity centre. It collates records of species location, habitat, etc, creating a unique resource of spatially and temporally referenced data.

BRC comprises:

- a database of 6 million records from the British Isles;
- on-going surveys of 16 000 species;
- published distribution maps and atlases of 10 000 species...(voor HACOBERM): *Atlas of bumblebees, Atlas of mammals of the British Isles, Atlas of amphibians and reptiles in Britain, Atlas of grasshoppers, crickets and allied insects in Britain and Ireland, Insect Data Bank.*

Een voorbeeld van een door het BRC ondersteunde database is de 'Butterfly monitoring scheme'. Dit is een monitoringprogramma dat vergelijkbaar is met het Nederlandse dagvlindermonitoringproject (Vlinderstichting/CBS) en wordt uitgevoerd door The British Butterfly Conservation. Ook deze data zullen uiteindelijk ondergebracht worden binnen het BRC. Uit de basis-databestanden van de BRC zijn op verschillende wijze al bevraagbare systemen ontwikkeld, bijvoorbeeld biogeografische verspreidingsgegevens van vlinders, vogels en planten op basis van postcode. In verschillende van deze databases kunnen records geselecteerd worden op vindplaats e.d. Het bestand is qua karakter te vergelijken met de bestanden van EIS-Nederland: veel gegevens worden gegeven op een relatief globaal schaalniveau, maar voor een aantal soortengroepen zijn gedetailleerdere selecties (zoals monitoringgegevens) mogelijk.

#### ***Databases van The Natural History Museum (NHM)***

NHM heeft een aantal databases in zijn beheer. Een interessante is de 'Records of caterpillar hostplants-database' m.n. gericht op vlinderrups-waardplantrelaties. Daar voor de verspreiding van veel insecten ook het rupsstadium van groot belang is (Hoofdstuk 2) kan deze specifiek hierop gerichte database een meerwaarde zijn. Het nadeel van deze database is, dat hij nog in ontwikkeling is en het onduidelijk is hoe direct bruikbaar de resultaten ingeplugd kunnen worden in een vuistregel-DSS of dat deze informatie meer van belang is voor expertsystemen.

Daarnaast heeft het museum nog een groot bestand (insecten, spinnen en mijten) waaruit autoecologische gegevens kunnen worden afgeleid. Deze zijn op een systematische wijze opgeslagen in een database.

(Bron: The Natural History Museum Cromwell Rd, London, SW7 5BD)

#### ***UK National Bat Monitoring Programme (NBMP)***

Het UK National Bat Monitoring Programme heeft als doel om meer basisgegevens van verspreiding en autoecologie van vleermuizen te produceren. Met deze gegevens worden betere verspreidingskaarten gemaakt en factoren bepaald die het vóórkomen en de abundantie van vleermuizen bepalen. De gegevens worden voornamelijk verzameld door vrijwilligers en verwerkt in een database van 'The Bat Conservation

Trust.'. De database kan worden gebruikt om voor een aantal soorten te kijken welke factoren in Engeland bepalend zijn, en in hoeverre deze aanvullend zijn voor de Nederlandse data en inpasbaar in een HACOBERM-DSS.

*The Bat Conservation Trust*

*15 Cloisters House*

*8 Battersea Park Road*

*London SW8 4BG*

*Tel: 0171 - 6275912 Fax: 0171 - 6272628*

### 5.1.3 België

#### **Instituut voor Natuurbehoud**

*Data Management and Geographical Information Systems (GIS). Our research and monitoring programmes collect a lot of ecological data, mostly spatial information: the occurrence of plant or animal species in relation to environmental characteristics. To manage this information and to search for interrelations, we are using specialised, computerised tools. GIS links spatial information to objects, e.g. habitat, ecotopes, etc. Spatial analysing techniques, typical in GIS, can test landscape ecological hypotheses. The use of GIS and data-management systems is increasing in the research programmes. Since we have implemented a GIS in our institute in 1989, we have quite some experience in making and managing 'digital and spatial ecological data'.*

*We are using GENAMAP on Hewlett-Packard 9000 platforms (C100, HP425 and HP700) and on SCO-UNIX. The ecological data itself is managed by an ORACLE RDBMS. Local databases are managed on PC's in Paradox or Microsoft Access. Monitoring includes all aspects of field survey of organisms in relation to their environment. This ecological information provides baseline data which is necessary to understand the distribution of animal and plant species (as well as life communities) regarding their environmental characteristics or human impact.'*

Belangrijke bestanden aanwezig op het INSTNAT zijn:

- Biological Valuation Map, een LKN-achtig bestand maar met meer detail, het bestand is nog in ontwikkeling;
- Habitat typologieën;
- Flora;
- Amfibieën en reptielen;
- Invertebraten;
- Vogels.

Wanneer echter bijvoorbeeld het databestand met de verspreiding van amfibieën en reptielen in Vlaanderen wordt genomen, dan moet echter gesteld worden dat de beschikbare gegevens betreffende verspreiding van amfibieën en reptielen in Vlaanderen ontoereikend zijn voor de doeleinden van HACOBERM III. De geografische resolutie van de gegevens (1 km x 1 km-hokken; soms 4 km x 4 km-hokken) is te ruw om gegevens van wegbermen te kunnen selecteren. Dat is evenmin een kenmerk geweest dat in één van de gegevensvelden werd ingevoerd. Het is dus bijna onmogelijk om gegevens op te vragen voor één of meer specifieke wegbermen (schr. meded. D. Baauwens. INSTNAT, 1998).

***Koninklijk Instituut voor Natuurwetenschappen (KBIM/ISRNB)***

CARABUS is één van de databestanden van het Koninklijk Instituut voor Natuurwetenschappen (KBIM/ISRNB). Het bevat 40 000 gegevens van loopkevers, waarbij de vangstgegevens voornamelijk buiten de bermen hebben plaatsgevonden. Qua gebruik is het vergelijkbaar met het databestand van de Loopkeverwerkgroep in Nederland. De bruikbaarheid bestaat voornamelijk uit een mogelijke aanvulling van de aldaar ontbrekende gegevens. Namen:

Koninklijk Instituut voor Natuurwetenschappen (KBIM/ISRNB)

Departement Entomology Brussel (Dr. K. Desender / Dr. P. Grootaert, KBIM, 1998)

Andere werkzaamheden en de daaruit volgende interessante databestanden zijn voor HACOBERM:

- Beheer, onderhoud en updating van de entomologische en arachnologische collecties.
- Taxonomische studie van insecten en spinachtigen.
- Cartografie, ecologie en biomonitoring van diverse invertebratentaxa (o.a. spinnen, loopkevers, kortschildkevers, vliegen) in natuurlijke, halfnatuurlijke en antropogene milieus van België. Opstellen van rode lijsten. Populatiegenetisch onderzoek van loopkevers.

#### **5.1.4 Duitsland en Oostenrijk**

***Landschaftsinformationssystem NRW (LINFOS NRW)***

Het 'Landschaftsinformationssystem NRW (LINFOS NRW)' van het Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten / Landesamt für Agrarordnung Nordrhein-Westfalen (LÖBF/LAfAO), is een verzameling van talrijke databestanden op het gebied van natuurbescherming, die met elkaar gekoppeld zijn. Het systeem omvat onder andere de volgende hoofdatabestanden die voor HACOBERM een meerwaarde kunnen hebben:

- overzichten biotopen Nordrhein-Westfalen op verschillende detailniveaus;
- vindplaatsen van rode-lijstsoorten van dieren en planten, onduidelijk is in hoeverre hier op een entiteit als bermen geselecteerd kan worden;
- vegetatieopnamen , waaronder een beperkt aantal opnames in (weg?)bermen (w.o. onderzoek van Dräser, 1990).

Contact:

LÖBF/LAfAO: Dr. Martin Woike

Castroper Str. 312-314, 45659 Recklinghausen

Tel. 02361 / 305-405

Fax. 02361 / 305-323

***Wissenschaftliche Informationen der Bundesanstalt für Straßenwesen - BAST-Info***

Data zijn vrijwel volledig beschreven in documentvorm. Er zijn geen verdere databases of tabellen beschikbaar.

Bericht: Pflegewirkungen auf Tiere und Pflanzen am Straßenrand, Bergisch Gladbach, Bundesanstalt für Straßenwesen, 1997 (Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen, Unterreihe 'Verkehrstechnik', Heft V38)

*Auteur: Udo Tegethof, Bundesanstalt für Straßenwesen*

*Postbus 10 11 10*

*27511 Bremerhaven*

*Tel. (04 71) 94 54 40*

*Fax (04 71) 9 45 44 88*

### ***Institut für Geografie der Universität Salzburg***

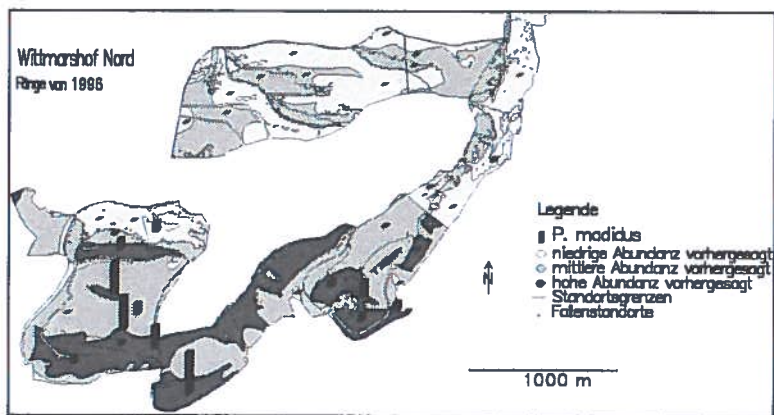
Dit instituut beschikt over een 'abundanzmodelle für 2 Laufkäferarten' (Dollinger & Strobl, 1997). Dit is een GIS-model dat de aanwezigheid en abundantie van twee loopkeversorten in bepaalt. Met name de habitatpreferentie die in het model is opgeslagen en de resultaten zijn bruikbaar bij vuistregelonderzoek bij het gebruik van modellen als LOOPKEVER en POLYWALK. De beschikbaarheid is onbekend. Dollinger & Strobl (1997) beschrijven de data in het model als volgt:

*In einem GIS (ARC-INFO) sind die Daten der Forsteinrichtung, der Standortkartierung und ein digitales Geländemodell (DGM 5) mit abgeleiteten Reliefparametern gespeichert. Aus einem umfangreichen, 2-jährigen zoologischen Erfassungsprogramm sind für ausgewählte Laufkäfer- und Spinnenarten statistisch abgesicherte regionale Habitatbindungen erfaßt worden. Diese Habitatbindungen werden regelgestützt mit dem GIS in Verbreitungskarten umgesetzt. Mit einer neuen Probenahme erfolgte eine Überprüfung der Vorhersagen auf neuen Flächen. Dabei konnten die Modelle statistisch signifikant bestätigt werden.*

*Grundlagen dieser Verbreitungsmodelle sind regionale, spezifische Habitatbindungen. Damit sind der regionalen Übertragbarkeit enge Grenzen gesetzt, und die zukünftige konstruktion des Aufwands für die Modellerstellung eine neue Aufgabe. Die Faktoren Bodenfeuchte, Neigung, Exposition, Baumart und Alter wurden als entscheidend für Muster der Tierartenverbreitung angesehen. In einer Weiterentwicklung dieser Modelle werden auch weitere externe Modelldaten und Nachbarschafts- und Migrationseffekte einbezogen werden.*

*Für die Untersuchungen wurde die 3 km<sup>2</sup> große Revierförsterei Lehrforstamt Reinhausen im südlichen Niedersachsen bei Göttingen ausgewählt. Wittmarshof Nord erstreckt sich vom Plateau entlang der südöstlichen Abbruchkante des Muschelkalk am Rand eines mehr als 3.000 ha großen zusammenhängenden Waldgebiets von 270 bis 426 m ü. NN.'*





Figuur 8 Abundantie van een loopkeversoort berekend voor Wittmarshof Nord met behulp van het model van Dollinger & Strobl (1997)

### **Forschungsverbund Agrarökosysteme München (FAM):**

De databank van het Forschungsverbund Agrarökosysteme München (FAM) kan als volgt worden omschreven:

*Um nutzungsbedingte Veränderungen in einem Agrarökosystem erfassen, vorhersagen und in ihrem ökologisch-ökonomischen Kontext bewerten zu können, muß der jeweilige Zustand zeitlich und räumlich möglichst umfassend beschrieben werden.*

*Als Basis dient das Datenbankmanagementsystem INGRES, Version Open Ingres 2.0. Die Applikationssoftware liegt ebenfalls auf diesem Rechner vor. Es handelt sich dabei um ein Konglomerat aus einem teils objektorientiert programmierten Teil in C++, teils als in C realisiertem Teil, jeweils mit embedded SQL und einiger CGI-Skripte.*

*In den Datenbanktabellen werden einerseits die originalen Meßdaten, andererseits Informationen über diese Daten, die sogenannten Metadaten gehalten.*

Aanwezige interessante tabellen zijn:

- loopkevervangsten in bodemvallen,
- broedvogelbestanden met habitatbeschrijving,
- roofvogeltabellen met data over terreingebruik en activiteiten,
- tabellen met registratie van sprinkhanen 1991-1994.

Het detailniveau van deze onderzoeken is over het algemeen lokaal of regionaal. De informatie lijkt bruikbaar voor het afleiden van vuistregels, bijvoorbeeld om activiteiten en terreingebruik van roofvogels te relateren aan bermkarakteristieken en onderzoek in Nederland.

### **Database AGLANDIS**

AGLANDIS (Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung (ZALF) e.V.) is een database en informatiesysteem agrarisch landschapsonderzoek. Een belangrijk deel van AGLANDIS wordt gevormd door ruimtelijke data van projecten die opgeslagen worden in GIS ARC/INFO. Gekoppeld aan deze ruimtelijke database wordt een zoölogische, botanische database gemaakt (ZOOBO) met ruimtelijke verspreidingsgegevens van een groot aantal soorten. Dit is vergelijkbaar met informatie in LEDESS. De database is nog in ontwikkeling en (nog) niet goed

beschikbaar, waardoor de praktische bruikbaarheid een stuk kleiner is dan de theoretische.

Adres e.d.:

ZALF Center for Agricultural Landscape and Land Use Research  
Eberswalder Straße 84 Phone + 49 - 33 43 2 / 82 200 D - 15374 Müncheberg Fax +  
49 - 33 43 2 / 82 212

### 5.1.5 Overige databases

#### *De Nederlandse Ringcentrale en de EURING databank*

Binnen het NIOO in Heteren is de Nederlandse Ringcentrale gevestigd. Hier wordt de administratie bijgehouden van alle geringde vogels in Nederland. Gekoppeld aan de ringcentrale is de EURING-databank, waarin de gegevens van alle geringde en teruggevonden vogels uit heel Europa worden samengebracht. Per jaar worden hieraan zo'n 100 000 terugmeldingen toegevoegd. Door de langjarige waarnemingsreeksen is het gegevensbestand mogelijk te gebruiken voor de statistische onderbouwing van gegevens aanwezig in o.a. INFOSNIP.

#### *Search the Amphibian Count Database*

Dit is een voorbeeld van een door een groot aantal bezitters van data samengestelde database die, afhankelijk van het aanbod, steeds meer informatie gaat opleveren.

*Sample size has a lot to do with whether or not a monitoring program will detect population trends (should they exist) over time. Variance in counts of animals over space and time is the major determinant of how many samples are needed for a program to be effective. Obtaining a good estimate of variability for a particular species at a given place under a given sampling regime requires several years of pilot study data. Short of that, you might cast around for estimates from other studies for a rough place to start (with plans to refine your protocol once your data is in). That's the idea behind this database: to organize what we already know from the literature. Our goal for this database has been very straightforward: compile counts of amphibians over time from published studies, and calculate descriptive statistics such as mean, standard deviation, and coefficient of variation. To date, a total of 47 studies has yielded 204 separate count series for 53 amphibian species.*

*Sam Droege (frog@usgs.gov)*

*Patuxent Wildlife Research Center*

*12100 Beech Forest Road Laurel, MD 20708-4038*

*301-497-5840*

Dergelijke databases kunnen een overzicht geven van 'grijze' ongepubliceerde data en van data die anders verborgen zou zijn gebleven voor verder gebruik. Alhoewel er een aantal van dergelijke databases bestaat, is het moeilijk om ze te gebruiken. De reden is dat het aanbod versnipperd en niet constant is, en bovendien de kwaliteit van de opgeslagen gegevens moeilijk achterhaald kan worden en/of sterk kan wisselen. In feite zijn deze databases kleine kennissysteempjes als LARCH en LEDESS, zij het dat de aanbodkant veel minder gestructureerd is.

### ***Butterflies in Poland***

In vrijwel elk land zijn er databases aanwezig met de verspreiding van verschillende soorten. Deze pure verspreidingsatlassen lijken minder bruikbaar voor HACOBERM III. Bovendien zijn ze vaak veel grofschaliger dan de Nederlandse verspreidingsatlassen (veelal 10 km x 10 km). Een voorbeeld is:

Identification of species

M. Koziński

Nicholas Copernicus University, University Computing Center

Institute of Ecology and Environment Protection

87-100 Torun, Gagarina 9, Poland

*'Database on the distribution of butterflies in Poland' contains information collected during inventory project 'A distribution atlas of butterflies in Poland'. During field work and further processing and presentation of results a cartographic system using 10 km UTM grid system was applied.*

*For practical reasons (speed of sorting) the structure of designed database was as simple as possible. It consists of 7 fields: species code, year of data collecting, large UTM square, horizontal co-ordinate of the small square, vertical co-ordinate of the small square, locality name and author code.*

*As a database program previously Mega Bank CSK was used, which is a Polish version of dBase III.'*

Zoals blijkt uit de hierboven beschreven database-velden zijn dergelijke gegevens onbruikbaar voor HACOBERM III. Vergelijkbare databases zijn aanwezig in Duitsland, België (INSTNAT) en Groot-Brittannië (onderdeel BRC).

## **5.2 Aanvullend veldonderzoek**

### **5.2.1 Belang van veldonderzoek**

Aparte aandacht verdient het doen van veldonderzoek. Dit kan met name - maar niet alleen - van belang zijn ter ondersteuning van op locaties of soortengroepen gerichte adviezen. Bij nieuw onderzoek dient dit uiteraard te worden toegesneden op de bestaande leemten in de kennis, bijvoorbeeld ter ondersteuning van het bepalen van de inrichtings- en beheerseisen voor specifieke doelsoorten. Daarnaast kan veldonderzoek gegevens opleveren ter ondersteuning van bijvoorbeeld dispersiemodellen, die vervolgens gebruikt kunnen worden voor het genereren van vuistregels. Afstemming met andere in Nederland lopende onderzoeken op dit terrein is gewenst. De verwachting is dat bij een goede afstemming een deel van de basisgegevens voor modellen buiten HACOBERM III om beschikbaar zijn (zie ook Hoofdstuk 4). Tenslotte ligt een belangrijke functie van veldonderzoek bij de monitoring van ontwikkelingen ter evaluatie van, op welk instrument dan ook gebaseerde, maatregelen bij inrichting en beheer. Terugkoppeling van de bevindingen naar de gehanteerde aanbevelingen of het gebruikte kennisstelsel is van groot belang voor de verbetering van deze instrumenten.

Het kijken naar mogelijk aanvullend veldonderzoek is gericht geweest op:

1. Aansluiting bij bestaand veldonderzoek voor de geselecteerde soorten in bermen.
  2. Nieuwe gegevens uit monitoringroutes bij bestaande meetnetten.
- Dit betekent dat in HACOBERM II niet gekeken is naar nieuwe methodes of exacte locaties. Wel wordt aangegeven wat voor soort gegevens uit deze onderzoeken naar voren kan komen en wat gewenst is.

### 5.2.2 Bermonderzoeken

Aan de Landbouwwuniversiteit Wageningen werd medio 1998 een inventariserend bermonderzoek voor fauna in wegbermen uitgevoerd, waaruit voor de soortengroepen die in Hoofdstuk 2 geselecteerd zijn nieuwe extra informatie te verwachten was. Dit betreft vooral de insecten-soortengroepen: loopkevers, spinnen, sprinkhanen & krekels, bijen en dagvlinders. Het onderzoek was in eerste instantie gericht op de habitatfunctie van bermen. Er werd over een aantal jaren aanwezigheid en abundantie van soorten gemeten. Dit gebeurde door het vangen van soorten in bermen getypeerd door vegetatietypen uit Sykóra et al. (1993). Ook werden dezelfde soorten geïnventariseerd in het achterland. In 1999 waren er een groot aantal vangstgegevens die verwerkt worden (mond. meded. K. Sykóra, 1998). Voorlopige resultaten zijn nog niet bekend.

Wanneer in Hoofdstuk 2 naar de beschikbaarheid van gegevens wordt gekeken, dan is het vooral van belang om gegevens te krijgen over:

- verplaatsingsgegevens in bermen en tussen berm en achterland,
- verschillen in dichtheden in verschillende typen bermen en achterland,
- het functioneren van dan wel de berm dan wel het achterland als corridor bij verschillende typen bermen en achterland.

Bij de Universiteit Wageningen UR bestaat de intentie om corridor- en verplaatsingsonderzoek uit te voeren. Daarom moet op basis van de binnen HACOBERM III te ontwikkelen vuistregels aangegeven worden welke gegevens noodzakelijk zijn voor:

- rechtstreekse invoer in een vuistregel-DSS,
- invoer van de te gebruiken modellen voor het afleiden van vuistregels.

Dergelijke gegevens kunnen voor de hierboven genoemde soorten mogelijk in dit onderzoek gegenereerd worden.

Een nadeel van aansluiting bij het lopende bermonderzoek van de Landbouwwuniversiteit Wageningen UR in het kader van corridorfuncties van bermen voor fauna, is het feit dat met name verplaatsingsonderzoek bij kleine diersoorten een meerderjarig project zal moeten zijn waaruit gegevens niet direct beschikbaar komen. Andere mogelijkheden hiervoor liggen dan ook in het herhalen van inventariserend onderzoek in bermen waarin al eerder gekeken is naar verbreiding van soorten in bermen en achterland. Dergelijk onderzoek kan vergelijkenderwijs informatie opleveren over verbreidingsafstanden, habitatkwaliteit e.d. ten opzichte van eerdere resultaten. Dit geldt met name voor verbreidingsonderzoek van loopkevers uitgevoerd door het Biologisch station Wijster van de LUW (thans "Het

Noordelijk Regionaal Biologisch Centrum”) en een grootschaliger uitgevoerd verplaatsingsonderzoek bij kleine zoogdieren (Van der Reest, 1989; Huijser & Bergers, 1997).

Zoals al eerder opgemerkt, zijn dergelijke gegevens door het meerjarige karakter van het onderzoek niet bij aanvang van HACOBERM III beschikbaar en kunnen ze dan ook niet direct bijdragen aan het ontwikkelen van vuistregels.

### **5.2.3 Aanvullende informatie uit meetnetten ecologische monitoring:**

Voor een aantal soortengroepen zijn meetnetten opgezet die juist vanuit een meerjarig perspectief kijken naar de ontwikkeling van soorten. Voor HACOBERM III liggen hier mogelijkheden om door het volgen van specifieke bermtrajecten en het vergelijken met overige trajecten betere informatie over deze soortengroepen te verkrijgen.

Het Centraal Bureau voor Statistiek (CBS), het Informatie- en Kenniscentrum voor Natuur (IKC-N) en het Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM) coördineren gezamenlijk het Netwerk Ecologische Monitoring (NEM), om daarmee de voor het Rijk relevante informatie over de toestand van de natuur te verzamelen. Hieronder vallen drie meetnetten met voor HACOBERM interessante continue bronnen van informatie:

- twee meetnetten voor reptielen en amfibieën (RAVON),
- dagvlindermonitoring (Vlinderstichting).

Alle drie de meetnetten hebben een aantal wegbermlocaties opgenomen. Het dagvlindermonitoringproject is reeds besproken bij de data die beschikbaar zijn via de Vlinderstichting (§4.1 en §4.2).

De stichting RAVON is een vrijwilligersorganisatie die staat voor Reptielen Amfibieën en Vissen Onderzoek Nederland. De Werkgroep Monitoring is verantwoordelijk voor de organisatie van het Meetnet Reptielen en het Meetnet Amfibieën. Beide meetnetten opereren landelijk binnen het Netwerk Ecologische Monitoring, het NEM. Door jaarlijks informatie te verzamelen over de Nederlandse amfibieën probeert het RAVON inzicht te krijgen in de betekenis van veranderingen in aantallen dieren en de oorzaken daarvan. Ook wil het RAVON kunnen achterhalen of beschermingsmaatregelen via beheer en beleid het gewenste effect hebben op de aantallen amfibieën. Meetnet Reptielen is gestart in 1993, na een vooronderzoek in de periode 1990-1992. In 1997 zijn circa 200 trajecten door vrijwilligers geteld. De trajecten liggen in alle landelijke verspreidingskernen van reptielen. Meetnet Reptielen is opgezet om de populaties van zeven inheemse soorten te volgen. In 1997 zijn voor het eerst plots voor het Meetnet Amfibieën geïnventariseerd. Het meetnet Amfibieën is vooral gericht op gebieden met aandachtsoorten.

Bij RAVON worden de gegevens in samenwerking met het Centraal bureau voor de Statistiek (CBS) geanalyseerd. Zo heeft het CBS methodes ontwikkeld om datasets, die elk jaar veranderen, toch te kunnen analyseren.

Interessant voor HACOBERM zijn vooral de ontwikkelingen van soorten in de tijd van meetnetten gelegen in bermen vergeleken met meetnetten in andere gebieden. Het aantal trajecten waarin bermen zijn opgenomen is beperkt. De voorwaarden waaraan een inventarisatiegebied en de inventarisatiebezoeken moeten voldoen staan beschreven in een handleiding. Mogelijkheden om (meer) specifieke bermtrajecten op te nemen moeten dan ook hierop worden afgestemd. Mogelijkheden voor uitbreiding van een meetnet zijn ook sterk afhankelijk van het aantal vrijwilligers om dergelijke trajecten te monitoren. Een verdere uitbreiding lijkt moeilijk haalbaar te zijn.

Verder is het gewenst (en dit geldt ook voor het Dagvlindermonitoringproject) om de voor en door HACOBERM III gegenereerde maatregelen in beheer en beleid te evalueren met behulp van een monitoringnetwerk. Het lijkt zinvol om hierbij aansluiting te zoeken bij bovenstaande meetnetten.

## 6 Algemene conclusie HACOBERM II

Doelstelling (zie hoofdstuk 1) van HACOBERM-II is:

- een haalbaarheidsstudie naar de *perspectieven* voor allereerst onderzoek naar de mogelijkheden van wegbermen als habitat en corridor voor kleine diersoorten,
- voor ten tweede vertaling van de onderzoeksresultaten naar toepassingsregels voor aanleg, inrichting en beheer van wegbermen, en
- gebaseerd op de eindrapportage van deze haalbaarheidsstudie, uitwerking van een projectvoorstel voor de derde fase, het hoofdonderzoek habitat- en corridorfuncties van wegbermen (HACOBERM-III).

Als conclusies uit de voorgaande hoofdstukken kunnen worden geformuleerd:

- 1 Voorgesteld wordt HB-III te richten op het operationaliseren van bestaande en nog te verzamelen kennis over soortengroepen waarin zich een relatief groot aantal soorten bevindt waarvoor:
  - de berm optimaal habitat kan vormen (kleine zoogdieren, amfibieën, reptielen, dagvlinders, loopkevers, sprinkhanen & krekels). Over deze groepen is relatief veel bekend en ze hebben een hoge waarde voor bermen (beleidsrelevantie).
  - de berm marginaal habitat/functiegebied is en als corridor kan fungeren (zweefvliegen, bijen, spinnen, (roof)vogels en vleermuizen). Van deze groepen is minder bekend over hun voorkomen in bermen, maar de groepen vertegenwoordigen een meer dan gemiddelde waarde voor bermen.
- 2 Uitgaande van de besproken instrumenten en de in fase IIa besproken soortengroepen, worden onderscheiden voor een beheerondersteunend instrument voor HB-III:
  - optie 1: verzameling en integratie van bestaande (expert- en literatuur-)kennis tot een op maat gesneden analoge set aanbevelingen op het gebied van de habitat- en corridorfunctie van wegen;
  - optie 2: ontwikkeling van vuistregels met betrekking tot de habitat- en corridorfunctie; integratie van alle vuistregels in een DSS (beslissingondersteunend systeem);
  - optie 3: ontwikkeling van vuistregels in een DSS; daarnaast soortgerichte kennissystemen ter ondersteuning voor kritische soortengroepen;
  - optie 4: ontwikkeling van vuistregels en soortgerichte kennissystemen, beide ingepast in één DSS.

De voorkeur gaat uit naar het verder uitwerken van optie 2.

- 3 Voor reptielen, amfibieën, vlinders en loopkevers zijn de voorhanden zijnde data relatief bruikbaar. Voor sprinkhanen & krekels en kleine zoogdieren is dit in mindere mate het geval. De data voldoen naar verwachting wel voor een vuistregel-DSS. Voor de overige groepen is er één beperkt bruikbaar databestand per soortengroep voorhanden.

- 4 De vergelijking van de technische bruikbaarheid van de bestanden laat zien dat er een aantal datasets is met een vergelijkbaar gegevensformaat, maar dat de verschillen tussen de bestandsvelden zodanig groot zijn dat een directe koppeling of bevraging moeilijk zou zijn. De inhoud van de bestanden vertoont vaak gebrek aan homogeniteit. Vooral de data die afkomstig zijn van bermonderzoek lijken zeer bruikbaar (zowel technisch als functioneel) om bij het afleiden van vuistregels toe te passen.
- 5 Voor onderzoek naar een corridorfunctie van bermen is aansluiting bij en afstemming met het bij de Universiteit van de WUR lopend onderzoek mogelijk en gewenst. Dit geldt vooral voor bijen, sprinkhanen & krekels, dagvlinders en loopkevers. Uit dit onderzoek zal bovendien informatie over de habitatfunctie ter beschikking komen, die mogelijk verwerkt kan worden in het eindproduct van HB-III (Sýkora, 1998).
- 6 In de ons omringende landen is een groot aantal fauna-databestanden aanwezig, dat geheel of ten dele betrekking heeft op wegbermen. Voor het merendeel van deze bestanden is het echter moeilijk in te schatten wat de bruikbaarheid voor het project HACOBERM is. Een beperkt aantal bestanden lijkt echter een nadere bestudering waard.



## Literatuur

- Ahern, J., 1991. Planning for an extensive open space system: linking landscape structure and function. *Landscape and Urban Planning* 21: 131-145.
- Akçakaya, H.R. & B. Baur, 1996. Effects of population subdivision and catastrophes on the persistence of a land snail metapopulation. *Oecologia* 105: 475-483.
- Andreassen, H.P., R.A. Ims & O. Steinset. 1996. Discontinuous Habitat Corridors - Effects on male root vole movements. *Journal of Applied Ecology* 33: 555-560.
- Antonisse, J.M., J.K. Lenstra & M.W.P. Savelsberch, 1988. Behind the screen: DSS from OR point of view. *Decision Support Systems* 4: 413-419.
- Apeldoorn, R. van & J. Kalkhoven, 1991. De relatie tussen zoogdieren en infrastructuur; de effecten van habitatfragmentatie en verstoring. Intern rapport Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Leersum.
- Arnold, R.A., 1980. Ecological studies of six endangered butterflies (Lepidoptera, Lycaenidae): Islandbiogeography, Patch dynamics and the design of habitat preserves. University of California Press, Berkeley.
- Asley E.P. & T. Robinson, 1996. Road mortality of amphibians, reptiles and other wildlife on the Long Point Zauseway, Lake Erie, Ontario. *Canadian Field Naturalist* 110 (3): 403-412.
- Asteraki, E.J., C.B. Hanks & R.O. Clements, 1995. The influence of different types of grassland field margin on carabid beetle (Coleoptera, Carabidae) communities. *Agriculture Ecosystems & environment* 54: 195-202.
- Baker, R.R., 1984. The dilemma: when and how to go or stay. In: Vane-Wright, R.I. & P.R. Ackery, 1984. *The biology of butterflies*, Academic Press, Londen.
- Bakker, J. & O.R. Roosenschoon, 1995. POLYWALK user manual. Technisch Document 26. SC-DLO Wageningen, Wageningen.
- Bakker, J. & O.R. Roosenschoon, in prep. POLYWALK – User Manual. SC-DLO Technical report, Wageningen.
- Bakker, J., 1994/1995. POLYWALK; Functionel specificaties simulatieprogramma dispersie; Overzicht en keuze dispersietypen en modellen; Overzicht van toegekende habitat en dispersiekwaliteiten; Gevoeligheidsanalyse van het simulatiemodel POLYWALK - resultaten. Ongepubliceerde rapportage Beekdalen Project; Ruimtelijke Rangschikking. SC-DLO Wageningen, Wageningen.
- Bakker, J., J.P. Knaapen & P. Schippers, 1997. Fauna dispersal modelling: a spatial approach. In: Canters, K. (ed.): *Habitat fragmentation & Infrastructure – Proceedings of the international conference on habitat fragmentation, infrastructure and the role of ecological engineering*, September 1995, Maastricht and The Hague, the Netherlands.

- Bal, D., H.M. Beije, Y.R. Hoogeveen, S.R.J. Jansen & P.J. van der Reest, 1995. Handboek natuurdoeltypen in Nederland. Rapport IKC-Natuurbeheer 11, Wageningen.
- Basedow, T., 1989. Die Häufigkeit von Blattläusen und ihren Antagonisten auf Zuckerrübenfeldern in Abhängigkeit von verschiedene Faktoren de Bewirtschaftungsintensität. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie Band XIX/I: 68.
- Baudry, J. & G. Merriam, 1988. Connectivity and connectedness: functional versus structural patterns in landscapes, In: Schreiber, K.F. (red): Connectivity in landscape ecology. Proceedings of the 2nd International Seminar of IALE, Muensterse Geographische Arbeiten 29, Muenster: 23-28.
- Baur, A. & B. Baur, 1992. Effect of corridor width on animal dispersal: a simulation study, *Global Ecology and Biogeography Letters* 2: 52-56.
- Beier, P. & S. Loe, 1992. 'In my experience...' - A checklist for evaluating impacts to wildlife movement corridors, *Wildl. Soc. Bull.* 20: 434-440
- Bennett, A.F., 1991. Roads, roadsides and wildlife conservation: a review. In: Saunders, D.A. & R.J. Hobbs (eds). *Nature Conservation 2: The role of corridors*. Surrey Beatty & Sons. p: 99-118.
- Benninger, M., J.L. Vankat & R.L. Schaefer, 1992. Trail corridors as habitat and conduits for movement of plant species in Rocky Mountain National Park, Colorado, USA. *Landscape Ecology* 6(4): 269-278.
- Bergers, P.J.M. & J.T.R. Kalkhoven, 1996. Versnippering van de natuur in Nederland; aard en omvang van het probleem; de weg naar de oplossing. IBN-DLO, Wageningen.
- Bergmann, H.H., 1974. Zur Phänologie und Ökologie des Straßentods der Vögel. *Die Vogelwelt* 95(1): 1-21
- Bergmans, W. & A. Zuiderwijk, 1986. Atlas van de Nederlandse amfibieën en reptielen en hun bedreiging : vijfde Herpetogeografisch verslag Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, Hoogwoud: 177 p.
- Berry, J.M., 1994. Hopper; Decision Support System for rangeland grasshopper management; users' guide. Grasshopper IPM project, United States Department of Agriculture / APHIS, Boise. 33 p.
- Bink, F.A. & J.G. van der Made, 1986. Dagvlinders en grote herbivoren; deel 1. Relaties van dagvlinders met voedselbronnen en landschap. *De Levende Natuur* 87 (5): 130-136.
- Bink, F.A., F.I.M. Maaskamp & H. Siepel, 1996. Betekenis van wegbermen voor dagvlinders. Rapport P-DWW-96-024, RWS-Dww, Delft.
- Bink, R.J., D. Bal, V.M. van den Berk & L.J. Draaijer, 1994. Toestand van de natuur 2. Rapport IKC-NBLF 4, Wageningen.
- Bodar, C. & A. van der Werf, 1981. Micromammalia op recentelijk ontstane eilanden. RU-Utrecht/RIN-Leersum, doctoraalscriptie.
- Boele, A., M. Klemann & R. Vogel, 1997. Broedvogel-doelsoorten en de ecologische hoofdstructuur: een verspreidingsanalyse. SOVON, Beek-Ubbergen . 51 p.

- Boer, P. den, 1990. Isolate en uitsterfkans. De gevolgen van isolatie voor de overleving van populaties van arthropoden geïllustreerd aan loopkevers. *Landschap* 7 (2): 101-121.
- Bolsius, E.C.A., J.H.M. Eulderink & C.L.G. Groen, 1994. Een digitaal bestand voor de landschapsecologie van Nederland : eindrapport van het LKN – project. Rijksplanologische Dienst, Den Haag (LKN - rapport ; nr. 4; ISBN: 90-5456-003-7): 131 p.
- Brandt, J., 1996. Dispersal corridors in Danish regional planning, *Ekologia* 15(1): 77-85.
- Brinkhuijsen, M., M.A. Leeuwerik, S.W.M. Hermens & A.W.J. van Schaik, 1997. Leidraad en checklist landschappelijke inpassing hoofdwegen. (Rapport / Rijkswaterstaat, Dienst Weg- en Waterbouwkunde ; P-DWW-97-59). - ISBN 90-369-3729-9; Rijkswaterstaat, Delft: 172 p.
- Broekhuizen S., B. Hoenstra, V. van Laar, C. Smeenk & J.B.M. Thissen, 1992. Atlas van de Nederlandse zoogdieren. Stichting uitgeverij koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging. 336 p.
- Buechner, M., 1987. Conservation in insular parks: simulation models of factors affecting the movement of animals across park boundaries. *Biol. Conserv.* 41: 57-76.
- Buechner, M., 1989. Are small-scale landscape features important factors for field studies of small mammal dispersal sinks? *Landscape Ecology* 2(3): 191-199.
- Bueno, J.A., V.A. Tsirintzis & L. Alvarez, 1995. South florida greenways: a conceptual framework for the ecological reconnectedness of the region. *Landscape & Urban Planning* 33(1-3): 247-266.
- Burel, F. & J. Baudry, 1995. Species biodiversity in changing agricultural landscapes: a case study in the Pays d'Auge, France. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 55: 193-200.
- Burel, F., 1989. Landscape structure effects on carabid beetles spatial patterns in western France. *Landscape Ecology* 2(4): 215-226.
- Burel, F., 1996. Hedgerows and their role in agricultural landscapes. *Critical Reviews in Plant Sciences* 15(2): 169-190.
- Camp, M. & L.B. Best, 1994. Nest Density and Nesting Success of Birds in Roadsides Adjacent to Rowcrop Fields. *American Midland Naturalist* 131: 347-358.
- Canters, K.J. (red), 1996. Een oriënterend onderzoek naar de effecten van akkerrandbeheer op ziekten, plagen en biodiversiteit. CML-Leiden rapport nr. 126, IPO-DLO rapport 96-2, Leiden/Wageningen.
- Canters, K.J., J.H. Donner, R.J. van der Poll & W.L.M. Tamis, 1997. Wat komt erin en wat gaat eruit - Ontwikkeling van een methode voor de bepaling van de duurzaamheid van natuurwaarden in graslanden langs akkers in de Wieringermeer. CML-rapport 132, Leiden.

- Clark, B.K. & B.S. Clark, 1996. Differential use of roadside fencerows and contiguous pastures by small mammals in southeastern Oklahoma, W.E. Munsterman & T.R. Homerding, *The Southwestern Naturalist* 41(1): 54-59.
- Collinge, S.K., 1996. Ecological consequences of habitat fragmentation: implications for landscape architecture and planning. *Landscape and Urban Planning* 36: 59-77.
- Cooke, A.S., 1974. Spawn site selection and colony size of the frog (*Rana temporaria*) and the toad (*Bufo bufo*). *J. Zool.* 175: 29-38.
- Creemers, R.C.M., 1996. Bedreigde en kwetsbare reptielen en amfibieën in Nederland: basisrapport met voorstel voor de rode lijst. Nijmegen, RAVON. 78 p.
- Cuperus, R. & K.J. Canters, 1993. Infrastructuur en compensatie van natuurwaarden. Rijkswaterstaat Dienst Weg- en Waterbouw/CML RU-leiden, Delft.
- Cuperus, R., K.J. Canters & A.W.J. Schaik, 1993. Infrastructuur en compensatie van natuurwaarden: aard en achtergrond van compenserende natuurwaarden. Deel 18 Versnipperingsreeks van de Dienst Weg- en Waterbouwkunde/CML RU-Leiden, Leiden.
- Cuperus, R., N. van der Fluit, H.A. Udo de Haes & K.J. Canters, 1988. De kwetsbaarheid van natuur en landschap voor versnippering door verkeer en infrastructuur; een studie in opdracht van Rijkswaterstaat. CML-mededelingen no. 38, Leiden.
- Curry, J.P., 1986. Above-ground arthropod fauna four Swedish cropping systems and its role in carbon and nitrogen cycling. *Journal of Applied Ecology* 23 (3): 853-871.
- Demers, M.N., J.W. Simpson, R.E. Boerner, A. Silva, L. Berns & F. Artigas, 1995. Fencerows, edges, and implications of changing connectivity illustrated by two contiguous Ohio landscapes. *Conservation Biology* 9(5): 1159-1168.
- Dickman, C.R., 1987. Habitat fragmentation and vertebrate species richness in an urban environment. *J. of Applied Ecology*. 24: 337-351.
- Dijkstra, V., 1997. Belangrijke zoogdiergebieden in Nederland. Vereniging voor Zoogdierkunde en Zoogdierbescherming (VZZ) Utrecht. Utrecht. 143 p.
- Dollinger, F. & J. Strobl, 1997. *Angewandte Geographische Informationsverarbeitung IX = Salzburger Geographische Materialien, Heft 26.* Selbstverlag des Instituts für Geographie der Universität Salzburg.
- Dorp, D. van & P.F.M. Opdam, 1987. Effects of patch size, isolation and regional abundance on forest bird communities. *Landscape Ecology* 1(1): 59-73.
- Drase, G., 1990. Grünpflege an Strassen. Min. für Stadentwicklung und Verkehr des Landes Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf.
- Duel, H., 1992. Modellen voor de beoordeling van oevers op hun geschiktheid als habitat of corridor voor fauna. TNO-bleidsstudies. Delft.
- Duel, H., 1994. De toepasbaarheid van Habitatmodellen. In: Laane, W., 1995. Verslag Studiemiddag Habitatmodellen. Watersysteemverkenningen, RIZA, RIZA Werkdocument 95.018x / OVB Onderzoeksrapport 1994-29. 43 p.

- Duelli, P., 1990. Population movement of Arthropods between natural and cultivated areas. *Biological Conservation* 54: 193-207.
- Dunning, J.B., R. Borgella, K.J. Clements & G.K. Meffe, 1995. Patch Isolation, Corridor Effects, and Colonization By a Resident Sparrow In a Managed Pine Woodland. *Conservation Biology* 9: 542-550.
- Dytham, C., 1995. The effect of habitat destruction pattern on species persistence: a cellular model. *Oikos* 74: 340-344.
- Fluit, N. van der, R. Cuperus & K.J. Canters, 1990. Mitigerende en compenserende maatregelen aan het hoofdwegennet voor het bevorderen van natuurwaarden. CML mededelingen 65, RU-Leiden, Leiden.
- Forman, R.T.T., 1983. Corridors in a landscape: their ecological structure and function. *Ekológia (ČSSR)* 2(4): 375-387.
- Fussell, M. & S.A. Corbet, 1992. Flower usage by bumble-bees: a basis for forage plant management. *J. Appl. Ecology* 29: 451-465.
- Gelder, J.J. van, H.M.J. Aarts & H-J.W.M. Staal, 1986. Routes and speed of migrating toads (*Bufo bufo* L.): A telemetric study. *Herpetological Journal* 1: 111-114.
- Gerritsen, G.J., T.J. Kogel, A.J. Dijkstra & P. Bremer, 1987. Flora en fauna van de IJsseluiterswaarden. PPD van Overijssel, Zwolle.
- Getzl, L., F.R. Cole & D.L. Gates, 1978. Interstate roadsides as dispersal routes for *Microtus pennsylvanicus*. *J. Mammal.* 59: 208-212.
- Gittenberger, E., W. Backhuys & T.E.J. Ripken, 1984. De landslakken van Nederland. - 2e dr. Publikatie. K.N.N.V.; no. 37, 184 p.
- Goot, V.S. van der, 1989. Zweefvliegen. Stichting uitgeverij KNNV, Utrecht. 52 p.
- Graveland, J. & J.P. Knaapen. 1998. Vergelijking landschapsecologische modellen van het Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (IBN-DLO) en het Staring Centrum, Instituut voor Onderzoek van het Landelijk Gebied (SC-DLO). Intern rapport, Wageningen.
- Groeger, U., 1993. Untersuchungen zur Regulation von Getreideblattlauspopulationen unter dem Einfluss der Landschaftsstruktur. *Agrarökologie*; Bd. 6. Haupt, Bern 169 p.
- Grum, L., 1993. Walking patterns in *Carabus arcensis* Hbst. (Col., Carabidae): a model, *Polish Ecological Studies* 19(1-2): 73-83.
- Gruttke, H., 1995. Impact of Infrastructural change on the ground beetle fauna (carabidae) of an agricultural landscape. In: Canters, K.J. (ed.): *Habitat fragmentation & Infrastructure – Proceedings of the international conference on habitat fragmentation, infrastructure and the role of ecological engineering*, September 1995, Maastricht and The Hague, the Netherlands.
- Gustafson, E.J. & R.H. Gardner, 1996. The effect of landscape heterogeneity on the probability of patch colonization. *Ecology* 77(1): 94-107.
- Handke, U., 1989. Ergebnisse blütenbiologischer Untersuchungen in einem Grünlandgraben-Gebiet bei Bremen. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* Band XIX/I: 228.

- Hansson, L., 1978. Small mammal abundance in relation to environmental variables in three Swedish forest phases. *Studia Forestalia Suecica*. nr 147.
- Hansson, L., 1991. Dispersal and connectivity in metapopulations. *Bio. Journ. of the Linnean Society* 42: 89-103.
- Hansson, L., 1996. Habitat selection or habitat-dependent survival: on isodar theory for spatial dynamics of small mammals. *Oikos* 75(3): 539-542.
- Harms, W.B., J.P. Knaapen & J. Roos-Klein Lankhorst, 1991. *Natuurontwikkeling in de centrale open ruimte*. SC-DLO, rapport 138, Wageningen.
- Harms, W.B., W.C. Knol & J. Roos-Klein Lankhorst, 1995. Het LEDESS-model – Een gebiedsgericht kennismodel bij scenario's voor natuurontwikkeling. *Landschap* 12(2): 83-98.
- Harper, S.J., E.K. Bollinger & G.W. Barrett, 1993. Effects of habitat patch shape on population dynamics of meadow voles (*Microtus pennsylvanicus*). *J. Mamm.* 74(4): 1045-1055
- Harrison, R.L., 1992. Towards a theory of inter-refuge corridor design. *Conservation Biology* 6(2): 293-299.
- Helmer, W., 1983. Boombewonende watervleermuizen *Myotis dubentonii* (Kuhl, 1817) in het rijk van Nijmegen. *Lutra* 26: 1-19.
- Henein, K. & G. Merriam, 1990. The effects of connectivity where corridor quality is variable. *Landscape Ecology* 4(2/3): 157-170.
- Hengel, L.C. van den & A.W.J. van Schaik, 1997. *BERMVLINDER - Handleiding bij het expertsysteem voor vlindervriendelijk bermbeheer van rijkswegen*. Concept mei 1997 RWS-DWW.
- Hill, C.J., 1995. Linear strips of rainforest vegetation as potential dispersal corridors for rainforest insects. *Conservation Biology* 9: 1559-1566.
- Hobbs, R.J., 1992. The role of corridors in conservation: solution or bandwagon? *TREE* 7(11): 389-392.
- Hochstenbach, S.M.H., 1993. Keuze bij inrichting en beheer van wegbermen: Verslag van de workshop van Dienst Weg- en Waterbouwkunde van Rijkswaterstaat in samenwerking met Vogelbescherming Nederland op 12 mei 1993 te Delft.
- Höppner, H., 1983. Die ökologische Bedeutung der Flora von Weg- und Grabenrändern sowie deren Funktion für den Artenschutz. *Jb. Oldenb. Muensterland*: 166-197.
- Huijser, M.P. & P.J.M. Bergers, 1997. Egels en verkeer: effecten van wegen en verkeer op egelpopulaties. Rijkswaterstaat, DWW, Delft DWW versnipperingsreeks; dl. 35. Mededeling Vereniging voor Zoogdierkunde en Zoogdierbescherming, Delft/Utrecht. 76 p.
- Inglis, G. & A.J. Underwood, 1992. Comments on some designs proposed for experiments on the biological importance of corridors. *Conservation Biology* 6(4): 581-586.
- Ingrisch & Köhler, 1998. Die Heuschrecken Mitteleuropas. *Die Neue Brehm-Bücherei* 629. 460 p.

- Iperen, A. van (ed.), 1995. The mannummer hommels. *Natura* 9/Amoeba 4.
- Iperen, A. van, 1994. De eerste resultaten van het hommelpoject 1994. *Natura* 3: 57-59.
- Jansen, S.R.J. & L.A.F. Reyrink, 1985. Landschapsecologisch onderzoek naar de avifauna van het landgoed Hackfort bij Vorden. Rijksinstituut voor Onderzoek in de Bos- en Landschapsbouw 'De Dorschkamp', rapport nr. 403, Wageningen. 150 p.
- Jones, G. & J.M.V. Rayner, 1988. Flight performance and echolocation in free-living Daubenton's bats *Myotis daubentoni* (Chiroptera: Vespertilionidae). *J.Zool. Lond.* 215: p.113-132.
- Jones, R.E., N. Gilbert, M. Guppy & V. Naelis, 1980. Long-distance movement of *Pieris Rapae*. *Journal of Animal Ecology* 49: 629-642.
- Jong, J. de & I. Ahlén, 1991. Factors affecting the distribution pattern of bats in Uppland, central Sweden. *Holarctic Ecology* 14: 92-96.
- Jonkers, D.A. & G.W. de Vries, 1977. Verkeerssachtoffers onder de fauna. Nederlandse Vereniging tot Bescherming van Vogels, Zeist. 81 p.
- Jørgensen, S.E., 1988. Fundamentals of ecological Modelling. Developments in Ecological Modelling, 9. Elsevier, Amsterdam / New York. 392 p.
- Kalkhoven, J., 1997. Versnippering of overlevingskansen van diersoorten in versnipperd landschap. In: RIVM et al., 1997. *Natuurverkenning 97*. RIVM, IKC-Natuurbeheer, IBN-DLO, SC-DLO, Wageningen, p.21-27.
- Kapteyn, K., 1995. Vleermuizen in het landschap: over hun ecologie, gedrag en verspreiding. Schuyt, Haarlem. 224 p.
- Katwijk, W. van, 1976. Spinnen van Nederland. Balkema, Rotterdam. 272 p.
- Kaule, G. 1986. Arten- und Biotoopschutz. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart. 461p.
- Kemp, J.C. & G.W. Barrett, 1989. Spatial patterning: impact of uncultivated corridors on arthropod populations within soybean agroecosystems. *Ecology* 70(1): 114-128.
- Kleukers, R.M.J.C. & J.C.M. Musters, 1991. Onderzoek tijdens sprinkhanensymposium 'De Wijk' 1990: B. Sprinkhanen in bermen rond Boswachterij Staphorst. *Nieuwsbrief Saltabel* 5: 3-9.
- Kleukers, R.M.J.C., E.J. van Nieukerken, B. Odé, L.P.M. Willemse & W.K.R.E. van Wingerden, 1997. De sprinkhanen en krekels van Nederland (Orthoptera). Nederlandse Fauna I. Nationaal Natuurhistorisch museum, KNNV Uitgeverij & EIS-Nederland, Leiden. 416 p.
- Kleukers, R.M.J.C., W.K.R.E. van Wingerden & P. Grooten, 1993. Sprinkhanen in half-natuurlijke graslandsnippers in Zuid-Limburg. *Nieuwsbrief European Invertebrate Survey Nederland* 22: 3-7.
- Knol, W.C., R.P.B. Foppen, M. de Jong, P. Kuivenhoven & R. Reijnen, 1997. Verkenning van methoden voor een faunistische evaluatie van de Ecologische Hoofdstructuur en 'witte gebieden'. DLO- Staring Centrum rapport no. 469, Wageningen.

- Kooreman, J., 1991. Faunagericht bermbeheer. RWS-DWW, Rapport MI-AL-91-53, Delft.
- Koster, A., 1986 Het genus *Hylaeus* in Nederland (Hymenoptera, Colletidae). Zoölogische bijdragen, nr. 36 Rijksmuseum voor Natuurlijke Historie, Leiden. 120 p.
- Kozakiewicz, M., A. Kozakiewicz, A. Lukowski & T. Gortat, 1993. Use of space by bank voles (*Clethrionomys glareolus*) in a Polish farm landscape. *Landscape Ecology* 8(1): 25-38.
- Krause, A., 1987. Untersuchungen zur Rolle von Spinnen in Agrarbiotopen. Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universitaet Bonn. Bonn. 306 p.
- Kubes, J., 1996. Biocentres and corridors in a cultural landscape. A critical assessment of the 'territorial system of ecological stability'. *Landscape and Urban Planning* 35: 231-240.
- Kuhn, J., 1986. Amphibienwanderungen und Autobahnbau; eine Fallstudie zur A96 im Raum Wangen Allgäu. *Jh. Ges. Württ.* 141: 211-252.
- Kwak, M., 1994. Planten en bestuivers. *Landschap* 11(1): 29-39.
- Laane, W., A.J.P. Raat & J. Quak, 1995. Verslag studiemiddag habitatmodellen: RIZA Conference proceedings, RIZA werkdocument ; 95.018X /OVB onderzoeksrapport ; 1994-29: 43 p.
- Lapolla, V.N. & Barrett, G.W., 1993. Effects of corridor width and presence on the population dynamics of the Meadow vole (*Microtus pennsylvanicus*). *Landscape Ecology* 8: 25-37.
- Lenders, H.J.R & H.A.T.M. van Wezel, 1986. Sprinkhanen en graslandbeheer; relaties tussen beheersmaatregelen en de aanwezigheid van Orthoptera (sprinkhanen en krekels) in graslanden. LU-Wageningen/RIN-Arnhem, Doctoraalverslag.
- Limpens, H., K. Mostert & W. Bongers, 1997. Atlas van de Nederlandse vleermuizen onderzoek naar verspreiding en ecologie. Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging (KNNV), Utrecht. 260 p.
- Limpens, H.J.G.A., W. Helmer, A. van Winden, K. Mosterd, 1989. Vleermuizen (Chiroptera) en lintvormige landschapselementen. *Lutra* 32 (1): 1-20
- Linehan, J., M. Gross & J. Finn, 1995. Greenway planning: developing a landscape ecological network approach. *Landscape & Urban Planning* 33(1-3): 179-193.
- Liro, A. & J. Szacki, 1991. Movements of small mammals in the heterogeneous landscape. *Landscape Ecology* 5 (4): 219-224.
- Liro, A. & J. Szacki, 1994. Movement of small mammals along two ecological corridors in suburban Warsaw. *Polish ecological Studies* 20(3/4): 227-231.
- Lockie, J.D., 1966. Territory in small carnivores. *Symp. Zool. Soc. Lond.* 18: 143-165.
- Logemann, D. & E.F. Schoorl, 1988. Verbindingswegen voor plant en dier. Stichting Natuur en Milieu, Series (Reeks natuur en milieu ; nr. 23). Utrecht: 76 p.
- Maaskamp, F.I.M. & L.C. van den Hengel, 1998 Handleiding BERMVLINDER. Handleiding bij het expertsysteem BERMVLINDER voor een



- vlindervriendelijk bermbeheer van rijkswegen. IBN-DLO / DWW Rijkswaterstaat, Wageningen / Delft. 62 p.
- Mabelis, A. & M. van Velden, 1992. Bosjes in een cultuurlandschap als ecologische eilanden voor ongewervelden; de rol van oppervlakte en isolatie. IBN-DLO, 92/9.
- Made, J.G. van der, 1988. Dagvlinders van rivierdijken. *Natura* 1988 (4): 112-114.
- Mader H-J. & M. Müllenberg, 1981. Artenzusammensetzung und Ressourcenangebot einer kleinflächigen Habitatsinsel, untersucht am Beispiel der Carabidenfauna. *Pedobiologica* 21: 46-59.
- Mader H-J., 1979. Die Isolationswirkung von Verkehrsstraßen auf Tierpopulationen untersucht am Beispiel von Arthropoden und Kleinsäugetern der Waldbiozönose. *Schr.-Reihe für Landschaftspflege und Naturschutz* 19, 130 S., Bonn-Bad Godesberg.
- Mader, H-J., 1984. Animal isolation by roads and agricultural fields. *Biological Conservation* 29: 81-96.
- Madsen, T., 1984. Movements, home range size and habitat use of radio-tracked grass snakes (*Natrix natrix*) in southern Sweden. *Copeia* 1984 (3): 707-713.
- Magura, T., 1995. Wanderungsverhalten und Ortstreue der Arten *Abax ater* und *Abax ovalis* (Coleoptera: Carabidae). *Folia entomologica hungarica* 56: 89-99.
- Marquet, R. 1987. Een zoögeografische en oecologische studie van de Belgische landslakkenfauna: methoden, materiaal en resultaten. Studiedocumenten van het KBIN, 35. Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen, Brussel: 26 p.
- McCuckin, C.P. & R.D. Brown, 1995. A landscape ecological model for wildlife enhancement of stormwater management practices in urban greenways. *Landscape & Urban Planning* 33 (1-3): 227-246.
- Meijer, A.J.M. & P.J. van Veen, 1993. Minder maaisel; een ecologische heroriëntatie op het maaibeheer. Bureau Waardenburg b.v., Culemborg.
- Meijer, A.J.M., 1996. Toetsingsmethodiek Groenbeheer Rijkswaterstaat, uitgewerkt voor de regionale directie Noord-Brabant. Bureau Waardenburg b.v..(DWW-werkdocument W-DWW-96.102 / Bureau Waardenburg ; nr. 96.51). Delft/Culemborg: 81 p.
- Meijer, A.J.M., Reitsma, J.M. & J.O. Reinhold, 1993. Visualisering ecologische kwaliteit van wegbermen langs rijkswegen. Dienst Weg- en Waterbouwkunde Rijkswaterstaat/ Bureau Waardenburg b.v.. (DWW-werkdocument W-DWW-93.734 / Bureau Waardenburg ; nr. 93.13). Delft/Culemborg: 81 p.
- Meijer, A.J.M., Reitsma, J.M., Geelen, T. van, 1996. Overzicht projecten natuurvriendelijke oevers in Nederland : demo-versie 22-3-96. Bureau Waardenburg, (Rapport / Bureau Waardenburg ; nr. 96.19); Culemborg.
- Merriam, G., M. Kozakiewicz, E. Tsuchiya & K. Hawley, 1989. Barriers as boundaries for metapopulations and demes of *Peromyscus leucopus* in farm landscapes. *Landscape Ecology* 2(4): 227-235.

- Ministerie van Landbouw en Visserij, 1989. Beschermingsplan dagvlinders. Ministerie van Landbouw en Visserij, Den Haag.
- Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, 1990. Natuurbeleidsplan, regeringsbeslissing, Den Haag.
- Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 1992. Insectvriendelijk beheer van wegbermen. Dienst Weg- en Waterbouwkunde Rijkswaterstaat. Delft. 129 p.
- Morel, G.A. & B.P.M. Specken, 1992. Versnippering van de Ecologische Hoofdstructuur door de weginfrastructuur. TNO-beleidsstudies / DWW versnipperingsreeks deel 3. Delft.
- Morris, D.W., 1992. Scales and costs of habitat selection in heterogeneous landscapes. *Evolutionary Ecology* 6: 412-432.
- Mowrer, H.T., 1997. Decision support systems for ecosystem management: an evaluation of existing systems. General technical report / United States Department of Agriculture, Rocky Mountain Forest and Range Experiment, Fort Collins. 154 p.
- Mulder, J.L., 1992. Gebruik van huidige geautomatiseerde gegevensbestanden van natuur en landschap en van zoogdieren, in relatie tot het rijkswegennet; een verkennende studie aan de egel. CML-Leiden/Rijkswaterstaat DWW versnipperingsreeks no. 22, Delft.
- Mulder, J.L., 1996. Egels en auto's: een literatuurstudie. RWS-DWW rapport P-DWW-96-068/VZZ-mededeling 28, Delft/Utrecht.
- Mulder, J.W., 1979. Verspreiding en habitatkeuze van kleine zoogdieren in Drenthe en Oost-Groningen. *Lutra* 21(1-3):1-23.
- Müller, H. & D. Steinwarz, 1987. Landschaftsökologische Aspekte der Junkrötenwanderung; Untersuchungen an einer Erdkröten-Population (*Bufo bufo* L.) im Siebengebirge. *Natur und Landschaft* 62(11): 472-476.
- Munguira, M.L. & J.A. Thomas, 1992. Use of road verges by butterfly and burnet populations, and the effect of roads on adult dispersal and mortality. *J. Appl. Ecology* 29: 316-329.
- Noss, R.F., 1993. Wildlife Corridors. In: Smith, D.S. & P.C. Hellmund (eds.). *Ecology of Greenways. Design and function of linear conservation areas.* Minneapolis. University of Minnesota Press.
- Oldham, R.S., 1985. Toad dispersal in agricultural habitats. *Bulletin British Ecological Society* 16 (4): 211-224.
- Ommering, G. van, I. van Halder & C.A.M. van Swaay, 1995. Bedreigde en kwetsbare dagvlinders in Nederland: toelichting op de rode lijst. Informatie- en KennisCentrum Natuurbeheer, Wageningen. 60 p.
- Oort, J.G., 1995. Handreiking maatregelen voor fauna langs weg en water. Rijkswaterstaat, Dienst Weg- en Waterbouwkunde/Dienst Landinrichting en Beheer Landbouwgronden, Delft/Utrecht. 278 p.
- Opdam P., 1991. Metapopulation theory and habitat fragmentation: a review of holarctic breeding bird studies. *Landscape Ecology* 5 (2): 93-106.

- Opdam P., G. Rijdsdijk & F. Hustings, 1985. Bird communities in small woods in an agricultural landscape: effects of area and isolation. *Biological Conservation* 34: 333-352.
- Opdam, P. & R. Hengeveld, 1990. Effecten op planten- en dierpopulaties. In: M.C. van den Berg: De versnippering van het Nederlandse landschap. Raad voor het Milieu en Natuuronderzoek. Publikatie RMN 45: 97-158.
- Opdam, P., T.A.W. van Rossum & T.G. Coenen, 1986. Ecologie van kleine landschapselementen. Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Leersum. 88 p.
- Osborne, J.L. & I.H. Williams, 1996. Bumble bees as pollinators of crops and wild flowers. *IBRA*: 24-32.
- Osieck, R. 1986. Bedreigde en karakteristieke vogels in Nederland. Nederlandse Vereniging tot bescherming van vogels, Zeist. 132 p.
- Ovaa, A.H., J. Latour, R. Reiling, R. van der Meijden, M.T. Wasscher, J. van Tol, H.P. van der Jeugd, V. Martens & P.C.M. Zoon, 1993. Proefproject flora en fauna 2030: hoofdrapport: lange termijn effecten van milieubeleid op flora en fauna: schattingen door middel van expert judgement. Bilthoven: Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiene, 1993. 31 p. (Hierbij: Achtergrondreeks, 8 delen)
- Oxley, D.J., M.B. Fenton & G.R. Carmody, 1974. The effects of roads on populations of small mammals. *Journal of Applied Ecology* 11: 51-59.
- Pawlikowski, T., 1993. Midfield groves as ecological corridors for dispersion of bumble bees in agricultural landscape. *Acta Universitatis Nicolai Copernici Biologia* 43: 19-31.
- Petit, S. & F. Burel, 1993. Movement of *Abax ater* (col. Carabidae): do forest species survive in hedgerownnetworks? *Vie Milieu* 43: 119-124.
- Pollard, E. & J. Relton, 1970. Hedges. V. A study of small mammals in hedges and cultivated fields. *J. of Applied Ecology* 7: 549-557.
- Pollard, E., M.D. Hooper & N.W. Moore, 1979. Hedges. Collins, London, 256 p.
- Porter, J.H. & J.L. Dooley Jr., 1993. Animal dispersal patterns: a reassessment of simple mathematical models. *Ecology* 74(8): 2436-2443.
- Porter, J.H. & R.D. Duesser, 1989. A comparison of methods for measuring small-mammal dispersal by use of a Monte-Carlo simulation model. *J. Mamm.* 70(4): 783-793
- Reest, P.J. van der, 1989. Kleine zoogdieren in wegbermen; verslag van een oriënterend onderzoek naar de ecologie van zoogdieren in Nederlandse wegbermen. VZZ-mededeling 1, Arnhem.
- Reijnen, M.J.S.M., G. Veenbaas & R.P.B. Foppen, 1991 Het voorspellen van het effect van snelverkeer op broedvogelpopulaties. Dienst Weg- & Waterbouwkunde, Delft en DLO-Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Leersum.
- Reijnen, R., R. Foppen & H. Meeuwssen 1996. The effects of traffic on the density of breeding birds in Dutch agricultural grasslands. *Biological Conservation* 75: 255-260.

- Reitsma, J.M., 1992. Habitat- en corridorfunctie van oevers voor fauna; zoogdieren, vogels amfibieën en reptielen, vissen, insecten. Bureau Waardenburg b.v., Culenborg.
- Riffell, S.K. & K.J. Gutzwiller, 1996. Plant-Species Richness In Corridor Intersections - Is Intersection Shape Influential. *Landscape Ecology* 11: 157-168.
- RIVM et al., 1997a. Natuurverkenning 97. RIVM, IKC-Natuurbeheer / IBN-DLO / SC-DLO / Wageningen.
- RIVM et al., 1997b. Nederlandse natuur in kaart - Pilot-onderzoek naar geoinformatie over natuurgebieden uitgevoerd door RIVM, IKC-Natuurbeheer en CBS. RAVI-rapport 97-3.
- Rövekamp, C.J.A. & A.A. Stolk, 1994. Handleiding beheer groenvoorzieningen : opstellen van en werken met beheersplannen: beheer en onderhoud van groenvoorzieningen Rijkswaterstaat DWW, ISBN: 90-3690-423-4, Delft.186 p.
- Ruefenacht, B. & R.L. Knight, 1995. Influence of corridor continuity and width on survival and movement of deermice *Peromyscus maniculatus*, *Biological Conservation* 71: 269-274.
- Rupert, V., 1995. Einfluss blütenreicher Feldrandstrukturen auf die Dichte blütenbusuchender Nutzinsekten insbesondere der Syrphinae (Diptera: Syrphidea). *Agrarökologie*; Band 8, Haupt, Bern. 149 p.
- Saitoh, T. & A. Nakatsu, 1993. Effects of size and perimeter of removal plots on immigration of the grey red-backed vole. *J. Mamm. Soc. Japan* 18(2): 79-86.
- Santo, De R.S. & Smith, D.G. 1993. An introduction to issues of habitat fragmentation relative to transportation corridors with special reference to high-speed rail HSR. *Envir. Manag.* 17/1: 111-114.
- Saunders, D.A. & Hobbs, R.J. (Eds.) 1991. *Nature conservation - Vol. 2: The role of corridors.* Surrey Beatty and Sons.
- Sayer, M. & M. Schaefer, 1995. Wert und Entwicklungsmöglichkeiten straßenaher Biotope für Tiere, *Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik (II)*, 703(1995), Bonn-Bad Godesberg.
- Schaminee, J., A. Jansen & F. Bink, 1998. Wegen naar natuurdoeltypen : ontwikkelingsreeksen en hun indicatoren voor herstelbeheer en natuurontwikkeling (sporen A en B).IKC Natuurbeheer. Rapport / IKC Natuurbeheer, ISSN 0929-7014 ; nr. 26.: 320 p.
- Schreeve, T.G. 1991. Monitoring butterfly movements. In: Dennis., R.L.H. 1992. *The Ecology of Butterflies in Brittain.* Oxford University Press. p. 121-128.
- Schumaker, N., 1996. Using landscape indices to predict habitat connectivity. *Ecology* 77(4): 1210-1225.
- Scott, J.A., 1975. Flight patterns among eleven species of diurnal lepidoptera. *Ecology* 56:1367-1377.
- Seabrook, W.A., 1996. Raods as activity corridors for cane toads in Australia, *J. Wildl. Manage.* 60(2): 363-368.

- Sherry, T.W. & R.T. Holmes, 1985. Dispersion patterns and habitat responses of birds in northern hardwoods forests. In: Cody, M.L., 1985: Habitat selection in birds. Academic Press, Inc. p. 284-308.
- Siepel, H., C.F. van de Bund & J. Meijer, 1987. Beheer van graslanden in relatie tot de ongerwervelde fauna: ontwikkeling van een monitorsysteem. RIN-rapport 87/29. Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Arnhem.
- Siertsema, H. & B. Engbers, 1996. AVIS Avifauna Informatie en evaluatie Systeem Handleiding versie 1.0. SOVON, Beek-Ubbergen.
- Simberloff, D., J. Cox & D.W. Mehlman, 1992. Movement corridors: conservation bargains or poor investments? *Conservation Biology* 6(4): 493-504.
- Sinsch, U., 1990. Migration and orientation in anuran amphibians. *Ethology Ecology & Evolution* 2: 65-79.
- Smit, G. & A. Zuiderwijk, 1991. Nieuw land voor de Ringslang. *De Levende Natuur* 1991(6): 212-222).
- Smit, Z.G.F.J., J. v.d. Winden & A. Zuiderwijk, 1996. De waarde van de bermen van spoor Utrecht-Arnhem en rijksweg A12 voor de herpetofauna. Rapport 96.54, Bureau Waardenburg / Holland Railconsult / RWS-Dir. Utrecht.
- Snoo, G. de & H.A. Udo de Haes, 1994. Onbespoten akkerranden voor natuur, milieu en bedrijf. *Landschap* 11 (4): 17-33.
- Southwood, T.R.E., 1962. Migration of terrestrial arthropods in relation to habitat. *Biol. Rev.* 37: 171-214.
- SOVON, 1987. Atlas van de Nederlandse vogels. Samenwerkende Organisaties Vogelonderzoek Nederland (SOVON) / Centraal Bureau voor de Statistiek, Arnhem. 595 p.
- Spackman, S.C. & Hughes, J.W. 1995. Assessment Of Minimum Stream Corridor Width For Biological Conservation - Species Richness and Distribution Along Mid-Order Streams In Vermont, USA. *Biological Conservation* 71: 325-332.
- Stichting FLORON, 1997. Jaarverslag 1997. Stichting floristisch onderzoek Nederland, Leiden.
- Strien, A., P. Hilgen & J. Thissen, 1997. Veranderingen flora en fauna in deze eeuw en de oorzaken daarvan. In: RIVM et al., 1997. *Natuurverkenning 97*. RIVM, IKC-Natuurbeheer, IBN-DLO, SC-DLO, Wageningen, p. 29-40.
- Strijbosch, H., 1979. Habitat selection by amphibians during their terrestrial phase. *British Journal of Herpetology* 6: 93-98.
- Strijbosch, H., 1986. De Nederlandse reptielen. *De Levende Natuur* 86 (6): 212-218.
- Stumpel, A.H.P., 1986. Het beheer van reptielbiotopen. *De Levende Natuur* 86 (6): 207-212.
- Sutcliffe, O.L. & Thomas, C.D. 1996. Open Corridors Appear to Facilitate Dispersal By Ringlet Butterflies (*Aphantopus hyperantus*) Between Woodland Clearings. *Conservation Biology*, 10: 1359-1365.

- Swaay, C. van & R. Ketelaar, 1998. Monitoring dagvlinders en libellen. Verslag voor de waarnemers 1997. Vlinderstichting Wageningen, Rapportnr. VS 98.01. Wageningen. 26 p.
- Sýkora, K.V., 1997. Bermen en het behoud van flora en fauna. Landinrichting 2: 30-34.
- Sýkora, K.V., L.J. de Nijs & T.A.H.M. Pelsma, 1993. Plantengemeenschappen van Nederlandse wegbermen. Stichting Uitgeverij KNNV, Utrecht.
- Szyszko, J., 1990. Planning of Prophylaxis in threatened pine forest. Biocenoses based on an analysis of the fauna of epigeic cCarabidae. Warsaw Agricultural University Press.
- Tamis, W.L.M., K.J. Canters, R.J. van der Poll & J.H. Donner, 1998. Verplaatsingen van insecten in een akkerbouwgebied. Centrum voor milieukunde Rijksuniversiteit Leiden, CML-rapport 142.
- Tax, M.H., 1989. Atlas van Nederlandse dagvlinders. Natuurmonumenten / Vlinderstichting - 's Graveland / Wageningen.
- Tegethof, U. 1997. Pflgewirkungen auf Tiere und Pflazen am Straenrand. Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen, Verkehrstechnik Heft V 38: 44 p.
- Tempel, R., 1993. Vogelslachtoffers in het wegverkeer. Technisch rapport Vogelbescherming Nederland 11. Vogelbescherming Nederland, Zeist.
- Terrell, J.W., T.E. McMahon, P.D. Inskip, R.F. Raleigh & K.L. Williamson, 1982. Habitat Suitability Index Models; Guidelines for riverine and lacustrine applications of fish HSI-models with the Habitat Evaluation Procedure. US Fish & Wildlife Service, Washington DC.
- Thiele, H.U., 1977. Carabid beetles in their environments : a study on habitat selection by adaptations in physiology and behaviour. Zoophysiology and ecology ; vol. 10. Springer, Berlin. 369 p.
- Tischendorf, L. & C. Wissel, 1997. Corridors as conduits for small animals: attainable distances depending on movement pattern, boundary reaction and corridor width. *Oikos* 79: 603-611.
- Turin, H, K. Alders, P.J. den Boer, S. van Essen, Th. Heijerman, W. Laane & E. Penterman, 1991. Ecological Characterization of Carabid Species in the Netherlands from thirty years of pitfall sampling. *Tijdschrift voor Entomologie* 134: 279-304.
- Turin, H. & P.J. den Boer, 1988. Changes in the distribution of carabid beetles in the Netherlands since 1880. II. Isolation of habitats and long term time trends in the occurrence of carabid species with different powers of dispersal (Coleoptera, Carabidae). *Biological Conservation* 44: 179-200.
- Turin, H., J. Haeck & R. Hengeveld, 1977. Atlas of the carabid beetles of the Netherlands. *Verhandelingen / Koninklijke Nederlandse Akademie van Wetenschappen. Afd. Natuurkunde. Tweede reeks ; dl. 68.* ISBN: 0-7204-8326-3. KNAW Amsterdam: 228 p. + 2 bijl.
- US Fish & Wildlife Service, 1980. Habitat Evaluation Procedure (H.E.P.). US Fish & Wildlife Service Washington DC.

- Veling, K., 1995. Vlinders in het Nederlandse landschap. Vlinderstichting, Wageningen.
- Verboom, B. & H. Huitema. 1997. The importance of linear landscape elements for the pipistrelle *Pipistrellus pipistrellus* and the serotine bat *Eptesicus serotinus*. *Landscape Ecology* 12(2): 117.
- Verboom, J., 1996. Modelling fragmented populations: between theory and application in landscape planning. IBN-DLO Wageningen (IBN scientific contributions), Wageningen. 118 p.
- Verlinden, L., 1991. Zweefvliegen: Syrphidae. Koninklijk Instituut voor Natuurwetenschappen, Brussel. 298 p.
- Vermeulen, H.J.W., 1995. Road-side verges: habitat and corridor for carabid beetles of poor sandy and open areas. Thesis, LU Wageningen.
- Vieth, C., 1990 Die Bedeutung der Straßennaher Blütenbeständen für blütenbesuchende Insekten. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie Band XIX/II*: 638-643.
- Vlinderstichting, 1995. Bedreigde en kwetsbare dagvlinders in Nederland. Basisrapport met voorstel voor de rode lijst. Vlinderstichting rapportnr. VS 95-11. Wageningen. 84 p.
- Vos, C. C. & A.H.P. Stumpel, 1996. Comparison of habitat-isolation parameters in relation to fragmented distribution patterns in the tree frog (*Hyla arborea*). *Landscape Ecology* 11(4): 203.
- Vos, C.C. & A.H.P. Stumpel, 1995. Comparison of habitat-isolation parameters in relation to fragmented distribution patterns in the tree frog (*Hyla arborea*). *Landscape Ecology* 11(4): 203-214.
- Vos, C.C. & W.J. Chardon, 1994. Herpetofauna en verkeerswegen; een literatuurstudie. Rijkswaterstaat DWW / IBN-DLO werkdocument, Delft / Wageningen.
- Vos, C.C. 1993. Versnippering en landinrichting in Zeeuws-Vlaanderen; Dl. 1: Boomkijkers. Series (IBN - rapport, ISSN 0928-6888; 050, 053). IBN-DLO Wageningen: 63 p..
- Vos, C.C., 1993. Versnippering en landinrichting in Zeeuws-Vlaanderen; deel 1 boomkijkers. IBN-DLO, rapport 050. Wageningen.
- Vries, H. de, 1996. Viability of ground beetle populations in fragmented heathlands. dissertatie Landbouwwuniversiteit Wageningen, Wageningen. 133 p.
- Vries, H. de, 1997. Corridorfunctie van wegbermen: een verkenning. RWS-DWW Interne notitie, Delft.
- Vuure, T. van, 1985. Zoogdieren, bossen en wederzijdse invloeden. Pudoc, Wageningen, 135 p.
- Walsh, A.L. & S. Harris, 1996. Foraging Habitat Preferences Of Vespertilionid Bats In Britain. *Journal of Applied Ecology* 33: 508-518.
- Wammes, D.F., 1986. Zoogdieren in een veranderend landschap. *Landschap* 1986 (1): 4-17.

- Way, J.M., 1970. Roads and the conservation of wildlife. *Journ. Inst. Highway engrs.* 17(7): 5-11.
- Wegner, J.F. & G. Merriam, 1979. Movements by birds and small mammals between a wood and adjoining farmland habitats. *Journal of Applied Ecology* 16: 349-357.
- Wegner, J.F. & G. Merriam, 1990. Use of spatial elements in a farmland mosaic by a woodland rodent. *Biol. Cons.* 54: 236-276.
- Weijden, H. van der & W. Schippers, 1996. Aanleg en ontwikkeling van natuurlijke wegbermen: leidraad. LBL-mededeling 207, IKC-rapport C-5, Utrecht / Wageningen.
- Weiss, E. & C. Stettmer, 1991. Unkrauter in der Agrarlandschaft locken blütenbesuchende Nutzinsekten an. *Agrarökologie*; Bd. 1. Haupt, Bern. 104 p.
- Wingerden, W.K.R.E. & W. Bongers, 1989. Vegetation structure and distribution patterns of grasshoppers (Orthoptera, Acrididae). *Econieuws* 2,4 (5).
- With, K.A. & T.O. Crist, 1995. Critical thresholds in species' responses to landscape structure. *Ecology* 76(8): 2446-2459.
- Wood, P.A. & M.J. Samways, 1991. Landscape element pattern and continuity of butterfly flight paths in an ecologically landscaped botanical garden, Natal, South Africa. *Biological Conservation* 58: 149-166.
- Worm, B., 1991. Kwantitatieve en kwalitatieve habitat- en migratiegegevens; een inventarisatie, verwerking en evaluatie. Grontmij, De Bilt. Stageverslag.
- Worm, J.M., 1994. Model based decision support for multi road maintenance planning. Proefschrift Universteit Twente, Enschede. 222 p.
- Zuiderwijk, A., 1989. Reptielen in wegbermen: een analyse van 106 locaties. Inst. Taxonomisch Zoologie, UvA / RWS-DWW, Delft.



## Bijlage A. Modellen

### **GROBIS**

GROBIS is een softwarepakket dat ontworpen is als hulpmiddel bij het opstellen van beheersplannen en het maken van een bestek volgens de RAW-systematiek (Rijkswaterstaat, 1996). Om GROBIS te kunnen gebruiken moet de beheerder weten welke objecten hij in beheer heeft, waar deze zich bevinden, welke eigenschappen ze hebben, wat de functie van het gewenste eindbeeld is en hoe de objecten moeten worden onderhouden. GROBIS is opgebouwd uit een aantal modules, die moeten zorgdragen voor een gestructureerde in- en uitvoer van gegevens. Rijkswaterstaat heeft het gebruik van GROBIS voor de Dienstkringen niet verplicht gesteld. Slechts een deel van de dienstkringen maakt gebruik van GROBIS. De belangrijkste redenen voor het feit dat het door veel dienstkringen niet wordt gebruikt, lijken de complexiteit te zijn en de hoeveelheid tijd die gaat zitten in onderhoud van de gegevens. Het gebruik van GROBIS moet vooral op termijn tijdswinst opleveren bij het opstellen van beheersplannen. Op korte termijn vraagt het, vergeleken met een traditioneel opgesteld beheersplan, echter extra inspanning.

De inventarisatiegegevens die nodig zijn om in GROBIS een bestand van alle beheerstypen op te bouwen en bij te houden zijn uitgebreid en op sommige gebieden zeer gedetailleerd. De handleiding onderscheidt een groot aantal rubrieken. Hierbij is een beperkt aantal algemene gegevens dat voor alle groenvoorzieningen moet worden geïnventariseerd en daarnaast een uitgebreid scala aan gegevens dat per groenobject moet worden ingevoerd. Elke rubriek heeft een soms zeer uitgebreide uitsplitsing met een specifiek invoer-format. Zo is de vegetatie-indeling deels gebaseerd op de beheerspraktijk van DWW: grazige vegetaties, productiegras en kort of lang recreatief gras e.d. (zie ook Figuur 9). Daarnaast kan echter ook de indeling van bermvegetatietypen volgens Sykóra et al. (1993) gebruikt worden.

GROBIS SEGO0003   SELECTEREN GROENOBJECTEN   3	
Rijkswegnummer	: R001
Kilometer van	: 0.0
Kilometer t/m	: 9999.9
Ligging	: * Alle
Baan	: * Alle
Hoofdgroep	: H Houtachtige vegetatie
Groenvoorziening	:
Beheerstype	: Groenvoorziening
Volgnr. object	: PgUp ↑
	↓
	KB Bijzondere beplantingsoorten
	HG Gesloten beplanting
	HN Niet gesloten beplanting
	KB Bijzondere vegetatie
	KG Grazige vegetatie
	KH Heide
	KM Moerasvegetatie
	KO Overgangsvegetatie
	↓ PgDn ↓

Figuur 9 Voorbeeld van een selectiescherm in GROBIS (RWS-DWW, 1996).

GROBIS kan dan ook gekarakteriseerd worden als een uitgebreid, maar ingewikkeld systeem. De complexiteit heeft tot gevolg dat er meer dan algemene kennis nodig is op verschillende terreinen. Bovendien kunnen door de uitgebreide opzet op veel

plaatsen vergissingen worden gemaakt, waardoor fouten in de opgeslagen beheerobjecten ontstaan. Een bijkomend nadeel is dat door de verschillende modules het moeilijk inzichtelijk kan worden gemaakt of er een fout in de invoergegevens zit en wat de gevolgen hiervan zijn.

Om met het programma te kunnen werken is kennis vereist van de programmatuur en systematiek waarop het programma gebaseerd is (bijvoorbeeld ecologische kennis, AutoCad, RAW-systematiek). Om te kunnen dienen als hulpmiddel bij het opstellen van beheersplannen is een duidelijk inzicht van de achterliggende structuur van de verschillende modules noodzakelijk (wat kan waar, en welke invoer is daar exact voor nodig?). Het lijkt er dan ook op dat een recht-toe-recht-aan gebruik door beheerders niet eenvoudig is. Een eventuele uitbreiding met meer faunistische gegevens zal de complexiteit alleen maar doen stijgen<sup>14</sup>.

Het grote voordeel van GROBIS is dat de eenmaal opgeslagen gegevens de beheerder gedetailleerde informatie kan verschaffen. Alle gegevens zijn in principe relevant voor het opstellen van een beheersplan. Bovendien is het mogelijk informatie van alle opgenomen beheerobjecten op een grafische wijze op te vragen.

### ***BERMVLINDER***

BERMVLINDER (Maaskamp & Van den Hengel, 1998) is specifiek ontwikkeld om het voorkomen van dagvlinders van bermen langs rijkswegen te evalueren. Met behulp van BERMVLINDER kan de beheerder inzicht krijgen in de effecten van het bestaande of voorgenomen beheer op de dagvlinders. Het programma is onder meer te gebruiken bij het opstellen van groenbeheersplannen. BERMVLINDER wordt in de praktijk nog niet gebruikt.

BERMVLINDER maakt gebruik van een groot aantal ingebouwde gegevens. Deze bevatten informatie over de autoecologie van alle in Nederland aangetroffen dagvlinders, verspreidingsgegevens en de effecten van het maaibeheer per soort. De gebruiker moet zelf gegevens invoeren over de berm. Dit betreft gegevens over oppervlakte, expositie, landschapstype, achterland en vegetatiespecifieke informatie zoals de plantensoorten en bedekkingsgraad.

Het programma genereert door het koppelen van de invoer met de gegevensbestanden een overzicht van de dagvlinders die in de berm kunnen voorkomen<sup>15</sup>. Daarnaast is het door variatie in het maairegimes mogelijk om de effecten te analyseren. De mogelijkheden hierbij zijn beperkt tot adviezen over maaidata voor de te bevoordelen soort(en). Hierbij is het mogelijk om de resultaten te verkrijgen met of zonder rekening te houden met het effect van het maaibeheer in de berm. BERMVLINDER creëert een overzicht waarin verschillende vensters zichtbaar zijn. In deze vensters wordt het voorkomen van bembewoners gekoppeld aan de voorkomende plantensoorten. Ook wordt aangegeven of een bepaalde soort

---

<sup>14</sup> GROBIS zal binnen enkele jaren vervangen worden door een nieuw systeem. Dit biedt wellicht mogelijkheden voor een aparte fauna-module (mond. meded. Th. Verstrael (DWW)).

<sup>15</sup> Binnen BERMVLINDER wordt onderscheid gemaakt in echte bembewoners, gasten en trekkers. Dit gebeurt aan de hand van autoecologische kennis, UFK-voorkomen en het te voeren beheer.

door het maaibeheer al dan niet kan voorkomen. De gebruiker kan nu zelf, door de soorten in de vensters met en zonder maaibeheer te vergelijken, zien of het maaibeheer effect op de soortensamenstelling en het -aantal heeft. Door trial-and-error is het mogelijk om te komen tot een bermbeheer waarbij de hoogste natuurwaarde aan dagvlinders gegenereerd wordt, of waarbij alle gewenste soorten voorkomen.

Als de mogelijkheden van BERMVLINDER vergeleken worden met de informatie-behoefte en de gebruikerswensen uit § 4.4, dan lijkt vooral het gebrek aan ruimtelijke aspecten een gemis. Het is niet mogelijk om relaties op een hoger schaalniveau dan de berm te bekijken, of om de mogelijke effecten op populatieniveau van een soort door te rekenen. Het zou bijvoorbeeld wenselijk zijn de te kiezen soorten te laten afhangen van de aanwezigheid van soorten in het achterland en in belendende bermdelen, of om rekening te kunnen houden met de oppervlakte van de te ontwikkelen biotopen. Daarnaast ontbreekt vooral een gestructureerde mogelijkheid tot het ruimtelijk optimaliseren van het bermbeheer. Het is bijvoorbeeld niet mogelijk om op basis van wensen en mogelijkheden een optimale ecologische infrastructuur voor een soort te bepalen, of om het model het meest kansrijke bermtraject te laten zoeken. Dit laatste kan bijvoorbeeld alleen door zelf meerdere trajecten te vergelijken. Een belangrijke beperking is tevens gelegen in het ontbreken van ondersteuning bij de vele keuzen die zich aan de gebruiker voordoen. De gebruiker dient geheel zelf te bepalen welke soorten hij waar wenst te bevorderen, en waarom. Beslissingondersteuning zou bijvoorbeeld gebaseerd kunnen zijn op meerdere waarderingsgrondslagen voor de verschillende soorten. Voor een deel komen deze beperkingen voort uit de bewuste keuze om het systeem zo eenvoudig mogelijk te houden. De vraag is echter in hoeverre het programma aan de informatiebehoefte vanuit de praktijk voldoet.

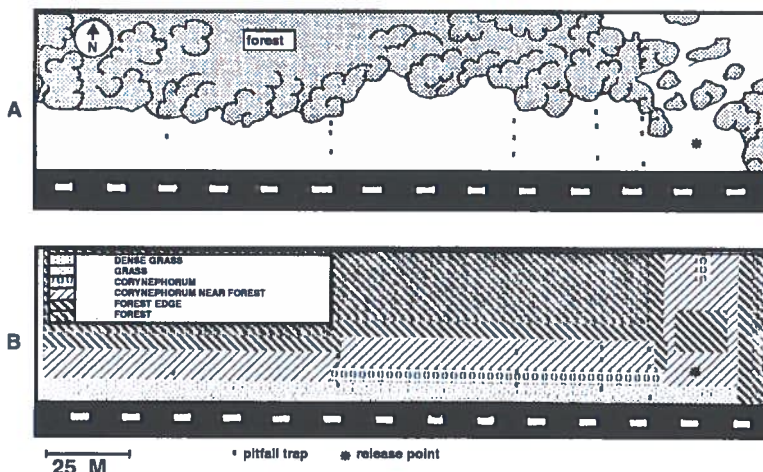
BERMVLINDER is in vergelijking met GROBIS minder uitgebreid en eenvoudiger te bedienen. De gebruikersvriendelijkheid is, mede daardoor, direct een stuk groter. De gebruiker dient te beschikken over algemene kennis op het gebied van de vlinderecologie en het gebruik van computers. De eenvoudige programmastructuur, de menugestuurde omgeving en de direct beschikbare terugkoppeling naar de resultaten maken het programma snel inzichtelijk voor de gebruiker. Daar staat tegenover dat er in tegenstelling tot GROBIS geen grafische uitvoermogelijkheden zijn, waardoor ruimtelijke interpretatie van de resultaten lastiger is. Om dit mogelijk te maken zou de informatie uit BERMVLINDER (terug) te koppelen moeten zijn naar GROBIS, maar het is de vraag of een dergelijke opeenstapeling van programma's in de praktijk bruikbaar is.

### ***LOOPKEVER-model***

Het hier besproken loopkever-model (hierna 'LOOPKEVER' genoemd) is een simulatieprogramma dat de verbreiding van loopkevers in het landschap simuleert (Vermeulen, 1995). Dit 'dispersiemodel voor loopkevers' is gebruikt om de betekenis van heischrale wegbermen voor stenotopie loopkeversoorten te bepalen (Vermeulen, 1995). Evenals POLYWALK is het een Correlated Random Walk model.

In de simulaties worden loopkevers losgelaten vanuit een starthabitat van waaruit zij enkele dagen lopen. Alle gebruikte parameters en de parameterwaarden zijn afgeleid van gegevens die verkregen zijn door veldonderzoek. De loopsnelheid en de geprefereerde looprichting zijn afhankelijk van kansverdelingen die afhangen van de habitatkwaliteit van een gebied voor een soort. Als gevolg van deze kansverdeling kunnen grenzen tussen gebieden met een verschillende habitatkwaliteit een barrière zijn. Output van LOOPKEVER is het aantal individuen van een soort na een x-aantal generaties en de verspreiding van individuen per populatie. Het programma houdt naast habitatkwaliteit bij de berekeningen rekening met sekse, jaargetijde, reproductie, levensduur van een individu, (relatieve) loopsnelheid en richtingsvoorkeur. Eenvoudige modellandschappen zijn door de gebruiker te definiëren. In tegenstelling tot POLYWALK is de modeloutput niet te koppelen aan een GIS voor verdere bewerkingen of presentatie.

LOOPKEVER is gebruikt om de verschillende concepten van wegbermen als dispersiecorridors te testen. Dit is gedaan voor een drietal loopkeversoorten met een klein verspreidingsvermogen. De modelresultaten zijn vergeleken met veldexperimenten (Figuur 10). Hiertoe werden zowel in het veld als in het model identieke situaties gecreëerd. Het proces werd in de modelsituatie een aantal keren herhaald, waarna de resultaten van model en veldsituatie met elkaar vergeleken werden. Uit de resultaten bleek dat de data die gebruikt werden voor het opzetten (kalibreren, parameteriseren) van de modellen bruikbaar waren om de dispersie-efficiëntie van verschillende dispersiecorridors te bepalen. Vervolgens is een aantal typen corridors ontworpen op basis van een test naar veranderende landschappelijke parameters in het model. De modelresultaten zijn gepresenteerd als locatie- en soortspecifieke aanbevelingen. Daarnaast is een aantal resultaten uitgewerkt tot meer algemenere vuistregels.



Figuur 10 Veldexperimenten in bermen (A) vergeleken met modelonderzoek (B) m.b.v. LOOPKEVER (Vermeulen, 1995)

### **POLYWALK**

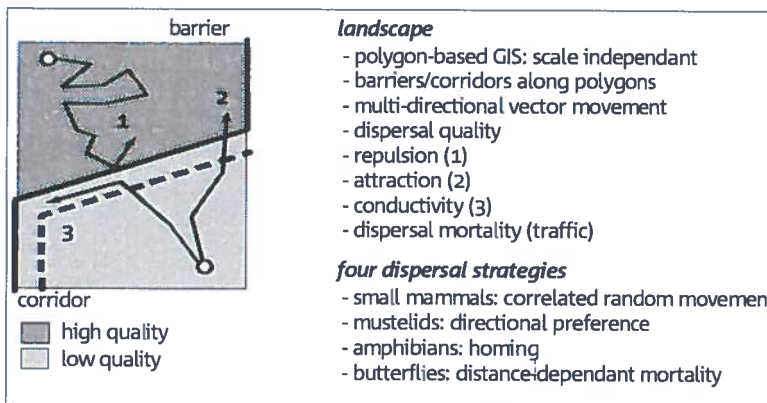
Het dispersiemodel POLYWALK (Bakker & Roosenschoon, 1995) bepaalt de onderlinge bereikbaarheid van leefgebieden voor diergroepen. De achterliggende

theorie is, dat in beginsel elk landschap in meer of mindere mate geschikt is voor de migratie van een bepaalde diersoort. Deze mate van geschiktheid zou je geleidbaarheid kunnen noemen. In POLYWALK wordt gewerkt met het begrip weerstand, dat omgekeerd evenredig is met het begrip geleidbaarheid. In deze opvatting zijn barrières elementen met een zeer hoge en corridors elementen met een zeer lage weerstand.

Het model is voor een beperkt aantal diergroepen en verbreidingsstrategieën gebruikt. POLYWALK is de verzamelnaam voor vier model-modules die ieder een groep dieren met gelijke dispersiestrategie representeren. De onderscheiden modules en diergroepen zijn SORTWALK (kleine zoogdieren), MUSTWALK (middelgrote zoogdieren, marterachtigen), AMPHWALK (terrestrische amfibieën) en LEPIWALK. Deze laatste is nog niet operationeel.

POLYWALK simuleert dispersie op basis van polygonen (ArcInfo). Het is in principe schaalafhankelijk. De toepassingsmogelijkheden worden vooral bepaald door de actieradius van de betreffende diersoorten en door het schaalniveau van de beschikbare ruimtelijke data. Beide zaken dienen op elkaar aan te sluiten. Het is een Correlated Random Walk model: de richtingskeuze van een individu is op elk moment een toevalsproces, maar wordt gestuurd door omgevingsfactoren, zoals de habitatkwaliteit, dispersieweerstand en de aanwezigheid van corridors en barrières. Beslisregels over verblijftijd, looprichting en -snelheid, het al dan niet oversteken van barrières en de kans op sterfte van een individu worden enerzijds afgeleid van gegevens over de autoecologie van de betreffende soortengroepen en anderzijds van gegevens over vegetatie, bodem, aanwezigheid van wegen, e.d. Dergelijke beslisregels hebben merendeels het karakter van bepaalde kansverdelingen waardoor het model een stochastisch karakter heeft.

Het programma berekent voor ieder individueel dier zijn beweging door het landschap, waarbij de beweging afhankelijk is van de door de ruimtelijke structuur veroorzaakte weerstand van het landschap. Binnen een polygoon is gedurende verschillende tijdstappen een bepaalde verandering van de looprichting van een dier mogelijk. De loopsnelheid en de hoekverandering van de looprichting is afhankelijk van de dispersiekwaliteit van de polygoon. Polygoonranden kunnen bovendien een barrière- of corridorfunctie hebben; op deze wijze kunnen dieren langs lijnvormige elementen in het landschap voortbewegen (Figuur 11).



Figuur 11 Het principe van de werking van POLYWALK (Bakker, ongepubl.)

De output van het model bestaat uit:

- De berekende relatieve kansen (op basis van duizenden individuen) om bepaalde doelgebieden te bereiken (connectiviteitsmatrixen), met de relaties tussen alle actuele en potentiële leefgebieden (populaties).
- Verspreidingskaarten, sterftekaarten en looppatronen. Deze kaarten geven inzicht in de bezoekfrequentie van de verschillende polygonen (ook niet-leefgebieden), de plaatsen waar veel modeldieren dood gaan (barrières, fuikwerking van gebieden e.d.) en het patroon van de looppaden die de dieren gevolgd hebben.

Ondanks dat het een relatief eenvoudige model is, vereist het de kwantificering van een aantal parameters om landschapstypen in modelvorm te beschrijven en de reacties van dieren hierop te bepalen. Een verkennend onderzoek naar het gebruik van lineaire verbindende landschapselementen in fictieve landschappen met POLYWALK is mogelijk relevant voor HACOBERM III. Hieruit komt naar voren dat het mogelijk lijkt om met behulp van dergelijke simulatiemodellen algemene soortengroep-specifieke uitspraken te doen over ruimtelijke zaken als de dimensionering van corridors en maximale overbrugbare afstanden in verschillende landschappen.

De gevoeligheidsanalyse toont aan dat het model sterk gevoelig is voor de parameter landschapskwaliteit. Op zichzelf is dit niet verwonderlijk, daar deze parameter in hoge mate de weerstand bepaalt en de overige parameters sterk gecorreleerd zijn aan de landschapskwaliteit. Dit geeft echter aan dat voor een verbetering van het model er vooral meer moeite gestopt moet worden in het kwantificeren van deze parameters. Naast een aantal parameters die in alle modules voorkomen zijn ook voor elke module specifieke parameters getest. Het resultaat geeft inzicht in de globale gevolgen van variatie van parameterwaarden (Bakker, 1994/1995).

De beschikbaarheid van empirische gegevens op landschapsschaal is voor een aantal parameters nog te klein om uitspraken te kunnen doen over onzekerheidsmarges in de voorspellingen. Dit noopt tot voorzichtig gebruik van het model. De uitkomsten worden tot op heden alleen in vergelijkende zin gebruikt.

Voor een uitgebreide specificatie van de werking van het model wordt verder verwezen naar de handleidingen (Bakker, 1994/1995; Bakker & Roosenschoon, 1995).

### ***Habitatgeschiktheidsmodellen (HSI-modellen)***

De bij de Habitat Evaluatie Procedure (US Fish and Wildlife Service, 1980) gebruikte Habitatgeschiktheids(HSI)-modellen worden gebruikt om de effecten van inrichtings- en beheersmaatregelen in een gebied te analyseren. Het zijn soortspecifieke modellen waarin de habitateisen zijn gekwantificeerd. Een HSI-model beschrijft de eisen die een soort stelt aan zijn leefgebied. De kwaliteit van een gebied als leefgebied voor een soort wordt bepaald door de mate waarin de abiotische en biotische milieuomstandigheden in het gebied voldoen aan de eisen van een soort (Duel, 1992, 1994). De invloed van milieufactoren op de diersoorten wordt beschreven aan de hand van ecologische optimumfuncties. Dergelijke functies beschrijven de kans op het voorkomen van een soort in relatie tot de milieufactoren. De functies worden alleen afgeleid voor de factoren die voor de betreffende diersoort relevant lijken te zijn: de habitatfactoren.

Terrell et al. (1982) beschrijft drie typen habitatmodellen: beschrijvende, statistische en mechanistische modellen. In alle typen habitatmodellen worden de relaties niet uitgedrukt in de kans op voorkomen, maar in de mate waarin de habitat geschikt is. De ecologische optimumfuncties die in de modellen worden opgenomen worden afgeleid van datasets met gegevens afkomstig van gebiedsinventarisaties over habitatfactoren en het voorkomen van soorten. De beschrijvende modellen (expertmodellen) zijn kwalitatieve modellen die op basis van ervaringen en veldwaarnemingen relevante variabelen onderscheiden waarbij een soort kan voorkomen. De statistische modellen gebruiken uitgebreide datasets van zoveel mogelijk habitatfactoren. Met behulp van statistische analysetechnieken worden de causale verbanden afgeleid en de relevante habitatfactoren afgeleid. Indien er niet genoeg data beschikbaar zijn kunnen de optimumfuncties door middel van expert judgement worden vastgesteld. Statistische HSI-modellen zijn dan ook kennismodellen waaraan door het gebruik van uitgebreide datasets een statistische onderbouwing is gegeven. Bij de mechanistische HSI-modellen zijn de habitatfactoren volledig gebaseerd op literatuur- en veldonderzoek en expert judgement.

Als voorbeeld van een HSI-model waarbij de toepassing specifiek gericht is op een corridorfunctie, kan het onderzoek naar het gebruik van habitatgeschiktheidsmodellen bij de bepaling van de habitat- en corridorfunctie van oevers worden genoemd (Duel, 1992). In dit onderzoek is een aantal HSI-modellen ontwikkeld. Het corridorgeschiktheidsmodel voor de otter (Duel, 1992) is gericht op de evaluatie van oeverzones van wateren als migratieroute tussen verschillende leefgebieden. Daar er weinig gekwantificeerde data over de corridorreizen van otters beschikbaar zijn is in het model gebruik gemaakt van expert judgement en veldwaarnemingen.

In het model worden twee hoofdcomponenten van de corridorreizen onderscheiden:

1. factoren met betrekking tot dekkingbiedende vegetatie op de oever en de bereikbaarheid van rustplaatsen en leefgebieden,
2. factoren met betrekking tot de bereikbaarheid, beschikbaarheid en kwaliteit van het voedsel.

Om dit te operationaliseren zijn tien corridorfactoren bepaald waarvan optimumfuncties opgesteld zijn. Dergelijke factoren moeten volgens Duel (1992) voldoen aan een aantal criteria:

- ze zijn relevant voor de evaluatie van de habitatkwaliteit;
- er zijn voldoende data beschikbaar voor de kwantificering van de relaties;
- de habitatfactor is meetbaar;

Volgens het principe van de beperkende factor, wordt de uiteindelijke corridorkwaliteit bepaald door de factor met de laagste waarde. Als output geeft het model een waarde voor de corridorgeschiktheids-index.

De nauwkeurigheid van de resultaten is in het model sterk afhankelijk van de kwantificeerbaarheid van optimumcurven van de verschillende corridorfactoren. Factoren waarvan niets bekend is, maar die waarschijnlijk wel een sterke invloed hebben op de corridorkwaliteit, kunnen niet worden meegenomen. Duel (1992) merkt in dit kader bijvoorbeeld op dat de verstoring door verkeer niet gekwantificeerd kan worden en dus niet meegenomen is in de bepaling, maar dat deze waarschijnlijk wel effect heeft op de index.

HSI-modellen werden en worden tegenwoordig op talloze plaatsen ontwikkeld. Ook het bij het IBN-DLO ontwikkelde faunaexpertsysteem LARCH (IBN-DLO, ongepubl.) en de op het SC-DLO ontwikkelde kennissysteem SHAPE (Knol et al., 1997) zijn tot de HSI-modellen te rekenen. (Vanaf 2000 vormen IBN-DLO en SC-DLO het nieuwe instituut: Alterra Wageningen UR.) Deze modellen zijn kennissystemen of beslissingondersteunende systemen waarin eenvoudige vormen van HSI-modellen zijn opgenomen. SHAPE maakt onderdeel uit van het GIS-gebaseerde DSS LEDESS en kent een expliciete koppeling van de habitatkwaliteit aan een vegetatie-ontwikkelingsmodule. LARCH heeft meer het karakter van een expertsysteem, bedoeld voor gebruik door experts, en onderscheidt zich door een uitgebreidere bepaling van de duurzaamheid van populaties. Zowel de HSI-achtige modules als het beslissingondersteunende kader van deze systemen verdienen nadere bestudering ten behoeve van HACOBERM III. Beide systemen zijn gericht op terrestrische milieus en toepasbaar op uiteenlopende schaal en situaties. Ze zijn operationeel voor een groot aantal diergroepen. Voor HACOBERM III zijn van belang: zoogdieren, vogels, herpetofauna en dagvlinders (Graveland & Knaapen, 1998).

De huidige ontwikkeling van HSI-modellen bij Rijkswaterstaat/INRI-TNO is sterk gericht op het aquatisch milieu. HSI-modellen mogen alleen worden gebruikt voor het toepassingsgebied waarvoor ze ontwikkeld zijn. In dit geval is het toepassingsgebied vooral beperkt tot het IJsselmeer. Het IJsselmeer wijkt qua



karakter en eigenschappen uiteraard sterk af van de karakteristieken van bermen (Hoofdstuk 2). Bepaalde habitatgeschiktheids-functies uit de IJsselmeer-modellen zijn waarschijnlijk toepasbaar in eventueel nieuw te ontwikkelen berm-HSI/expertmodellen, omdat ze een algemener karakter hebben.

Tijdens deze rapportage (medio 1998) leek de informatie in deze modellen wat de habitat- en corridorfunctie van bermen betreft mogelijk deels bruikbaar voor met name amfibieën: boomkikker, kamsalamander, knoflookpad, rugstreepad, meerkikker, kleine watersalamander, bruine kikker, groene kikker. Daarnaast was er voor de otter een (nog niet toegepast) model opgezet waarin ook verbindingzones geëvalueerd worden; hiervan is de methode wellicht bruikbaar. In ontwikkeling waren modellen voor watervleermuis, woelrat, muskusrat en noordse woelmuis. Er werd gewerkt aan de validatie van een aantal HSI-modellen, met name die van amfibieën. Voor de baars, kleine karekiet en rietzanger zijn de modellen reeds gevalideerd (schr. meded. H. Hollander, DWW, 1998). Voor een groot aantal van deze HSI-modellen heeft Rijkswaterstaat het gebruiksrecht en zijn ze geïmplementeerd in EKOS (nu: OHIO), het softwareprogramma waarin HSI-modellen beschikbaar zijn.

## Bijlage B. Databestanden

<b>Titel</b>	<b>Kleine zoogdieren in wegbermen</b>		
<i>Auteur</i>	Van der Reest (1989) VZZ		
<i>Opdrachtgever</i>	Rijkswaterstaat DWW	<i>Uitgave:</i>	VZZ
<i>Publicatie</i>	1989		
<i>Dataverzameling</i>	1987-1988	Éénmalige inventarisatie	
<b>Data</b>			
<i>Type</i>	Inventarisatiegegevens	Aanwezigheid	Kwalitatief+kwantitatief
		Verspreiding	Kwalitatief+kwantitatief
<i>Opslagmedium</i>	Analoog (+ digitaal?)	<b>Database:</b>	platte tabel.
		<b>type:</b>	Cornell condensed format / ASCI
<i>Beschikbaarheid</i>	Analoog	Met bronvermelding	Vrij beschikbaar, bewerking gepubliceerd
	Digitaal	Via auteur	In principe beschikbaar
<b>Soorten</b>			
<i>Verplaatsing</i>	BOSMUIS	VELDMUIS	BOSSPITSMUIS
<i>Aanwezigheid ook</i>	ROSSE WOELMUIS DWERGMUIS HUISMUIS	AARDMUIS DWERGSPITSMUIS	HUISSPITSMUIS ONDERGRONDSE WOELMUIS
<i>In kleine aantallen</i>	WEZEL	MOL	BRUINE RAT
<b>Aantallen</b>	<i>waarvan:</i>		
<i>Locaties</i>	60 (aanwezigheid)	52	Snelweg
		8	Provinciale WEG
	4 (verplaatsing)	4	Snelweg
<i>Records</i>	? (ca.300 opnamen totaal)	<i>Geordend op:</i>	locatie
<b>Nauwkeurigheid</b>			
<i>Detailniveau</i>	tot 100 m	Hectometerpaaltjes wegen 1988	
<i>Inventarisatie</i>	Wetenschappers	percentage van populatie m.b.v. inloopvallen (merkterugvangst)	
<i>Verspreiding van de locaties</i>	(aanwezigheidsonderzoek)	Amsterdam-Assen-Enschede-Eindhoven-Amsterdam	
	Nadruk op de ruit		
	(verplaatsingsonderzoek)	A 50 km 290	
<i>Topografische ligging</i>	Noordoostpolder	A 06 km 073	
	Coördinatenstelsel	Amersfoortcoördinaten hm-paaltjes 1988	
<b>Velden bestand</b>			
<i>Achterland en vegetatietype</i>	TYPE ACHTERLAND	Eigen indeling vergelijkbaar met IPI-codes	akker, weide, heide, ruigte, houtwal, loofbos, naaldbos
	VEGETATIETYPE	Eigen indeling gebaseerd op Sykóra et al. 1993	Clustering in 4 hoofdtypen: buntgras pijpestrootje duizendblad en engels raaigras
<i>Overige datavelden</i>	BREEDTE BERM SLOOTBREEDTE INRICHTING BIOMASSA PERCELEN / 100 ha	MAAIBEHEER VERKEERSINTENSITEIT BERMTYPE TEXTUUR BODEM	HETEROGENITEIT VEGETATIE STROOISELLAAG A0 HORIZON VANGSTWEEK
<b>Opmerkingen / Bruikbaarheid</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Bepaald zijn ook sexe-verhouding, sex, activiteit, lichaamsgewicht en verplaatsing. Alleen voor die soorten waarvan veel gegevens waren (verplaatsingsonderzoek).</li> <li>- Bruikbare gegevens, beperking door eenmalige inventarisatie (geen tijdreeks), geeft veel informatie over verplaatsingen tussen berm en achterland.</li> <li>- Vanwege de in verhouding tot andere databases beperkte omvang van het aantal vangstmeetgegevens is het lastig de bruikbaarheid van gegevens voor systemen in te schatten.</li> </ul>		

<b>Titel</b>	<b>Kleine zoogdieren in wegbermen (Torenvalk-onderzoek)</b>		
<i>Auteur</i>	Van der Reest (1989) VZZ		
<i>Opdrachtgever</i>	Rijkswaterstaat DWV	<i>Uitgave:</i>	VZZ
<i>Publicatie</i>	1989		
<i>Dataverzameling</i>	1987-1988	Eénmalige inventarisatie	
<b>Data</b>			
<i>Type</i>	Inventarisatiegegevens	Terreinkeuze	Kwalitatief
		Voedselkeuze	Kwalitatief
<i>Opslagmedium</i>	Analoog (+ digitaal?)	<b>Database:</b>	platte tabel.
		<b>type:</b>	Cornell condensed format / ASCII
<i>Beschikbaarheid</i>	Analoog	Met bronvermelding	Vrij beschikbaar, bewerking gepubliceerd
	Digitaal	via auteur	In principe beschikbaar
<b>Soorten</b>			
<i>Roofvogel</i>	TORENVALK		
<b>Aantallen</b>	<i>waarvan:</i>		
<i>Locaties</i>	10	10	Snelweg
<i>Records</i>	71 uur (opname per min.)	<i>Geordend op:</i>	locatie
<b>Nauwkeurigheid</b>			
<i>Detailniveau</i>	p/min	locatie: hectometerpaaltjes wegen 1988	
<i>Inventarisatie door</i>	Wetenschappers	volledigheid: tijdsopname 6 dagen 71 uur	
<i>Verspreiding locaties / Topografische ligging</i>	Nadruk op de ruit	Amsterdam-Assen-Eindhoven-Amsterdam	
	Coördinatenstelsel	Amersfoortcoördinaten hm-paaltjes 1988	
<b>Velden bestand</b>			
<i>Achterland en vegetatietype</i>	TYPE ACHTERLAND	Eigen indeling vergelijkbaar met IPI-codes	akker, weide, heide, ruigte, houtwal, loofbos, naaldbos
<i>Overige data-velden</i>	(zie kleine zoogdieren)		
	GRONDZITTEN	HOOGZITTEN	IN KAST
	VLIEGEN	BIDDEN	STOTTEN
	VANGEN PROOI	DRAGEN PROOI	
<b>Opmerkingen / Bruikbaarheid</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- apart onderscheid tussen seksen</li> <li>- locaties overlappen met kleine zoogdierenonderzoek</li> </ul> <p>Bruikbare gegevens. Dit is het enige bekende onderzoek van roofvogels in wegbermen, specifiek gericht op gedrag van individuen.</p>		

<b>Titel</b>	<b>Reptielen in wegbermen; een analyse van 106 locaties</b>		
<i>Auteur</i>	A. Zuidervijk Universiteit van Amsterdam Instituut voor Taxonomische Zoölogie		Postbus 4766 1009 AT Amsterdam
<i>Opdrachtgever</i>	Rijkswaterstaat DWW	<i>Uitgave:</i>	Universiteit van Amsterdam
<i>Publicatie</i>	1989		
<i>Dataverzameling</i>	4-4 tot 4-7-1988	Éénmalige inventarisatie	
<b>Data</b>			
<i>Type</i>	Inventarisatiegegevens	Aanwezigheid Verspreiding	Kwalitatief Kwalitatief
<i>Opslagmedium</i>	Analoog + digitaal	<i>Database:</i> <i>type:</i>	Ja, platte tabel. onbekend / RAVON
<i>Beschikbaarheid</i>	Analoog Digitaal	Met bronvermelding Via vereniging LACERTA	Vrij beschikbaar, gepubliceerd zie opmerkingen
<b>Soorten</b>			
<i>Reptielen</i>	ADDER RINGSLANG	HAZELWORM ZANDHAGEDIS	GLADDE SLANG LEVENDBARENDE HAGEDIS
<b>Aantallen</b>			
<i>Locaties</i>	106	<i>waarvan:</i> 56 23 27	Snelweg Provinciale / gemeentelijke weg Spoorbaan
<i>Records bestand</i>	106 (106 x 6 soorten aan- en afwezigheid)	<i>Geordend op:</i>	entiteit locatie
<b>Nauwkeurigheid</b>			
<i>Detailniveau</i>	tot 100 m	Hectometerpaaltjes wegen 1988	
<i>Inventarisatie door</i>	Wetenschappers	Volledig. Een aantal locaties is gecontroleerd door inventarisatie door verschillende onderzoekers	
<i>Verspreiding locaties / Topografische ligging</i>	Nadruk op de ruit	Amsterdam-Assen-Arnhem-Eindhoven-Amsterdam	
	Coördinatenstelsel	Amersfoortcoördinaten uurhok km-hok	
<b>Velden bestand</b>			
<i>Achterland en vegetatietype</i>	TYPE ACHTERLAND	Eigen indeling vergelijkbaar met IPI-codes	naald-, loof-, gemengd bos, bebouwing, tuinen, grasland, stuifzand (bos), heide
	VEGETATIETYPE	Eigen indeling gebaseerd op Sykora et al. 1993	
<i>Overige data-velden</i>	HOOGTELIKKING	BODEMLAGEN	VARIATIE IN VEGETATIE (hor. + vert)
	EXPOSITIE	BODEMSOORT	MACRO- + MICRORELIËF
	BREEDTE	DEKLAAG	KM-HOK
	HOOGTE ABS	DOOD MATERIAAL	X,Y-COORDINAAT
	HOOGTEVERSCHIL	HUMUS	WEGTYPE
<i>Wegtypen</i>	SPOOR	N-weg, B-weg	RIJKSWEG
<b>Opmerkingen / Bruikbaarheid</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Bevat ook een lijst met 124 vindplaatsen tot 1989 van verschillende instanties (coördinaten, weg, aanwezigheid soort, bron). 53 hiervan zijn identiek aan de 106 van dit onderzoek.</li> <li>- Voor het uitsélectioneren van de bermwaarnemingen (met Amersfoortcoördinaten) zullen door LACERTA alleen handelingskosten in rekening worden gebracht.</li> </ul>		
	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Zeer bruikbaar. Veel gegevens van veel locaties. Met name interessant door de koppeling van voorkomen van soorten aan de verschillende vegetatietypen en de overige data-velden. Door de digitale opslag van gegevens mogelijke koppeling van bermlocaties met overige gegevens uit (het grotere) LACERTA-bestand mogelijk.</li> </ul>		

<b>Titel</b>	<b>De Waarde van de bermen van spoor Utrecht-Arnhem en Rijksweg A12 voor de herpetofauna</b>		
<i>Auteur</i>	Smit et al. (1996) Bureau Waardenburg bv Postbus 365 4100 AJ Culemborg		
<i>Opdrachtgever</i>	Holland Railconsult Rijkswaterstaat Directie Utrecht	<i>Uitgave:</i>	Bureau Waardenburg bv.
<i>Publicatie</i>	1996	<i>projectnummer</i>	96.022
<i>Dataverzameling</i>	april-juni 1996	<i>Eénmalige inventarisatie</i>	
<b>Data</b>			
<i>Type</i>	Inventarisatiegegevens	Aanwezigheid	Kwalitatief
		Verspreiding	Kwalitatief
<i>Opslagmedium</i>	Analoog + digitaal	<b>Database:</b>	Ja, platte tabel.
		<b>type:</b>	Spreadsheet + in database LACERTA
<i>Beschikbaarheid</i>	Analoog	Met bronvermelding	Vrij beschikbaar indien gepubliceerd
	Digitaal	Bureau Waardenburg	Voor (vervolg)projecten opdrachtgever
<b>Soorten</b>			
<i>Nadruk op</i>	KAMALAMANDER ZANDHAGEDIS ADDER	HEIKIKKER GLADDE SLANG	HAZELWORM RINGSLANG
<b>Aantallen</b>	<b>waarvan:</b>		
<i>Locaties</i>	25 locaties bemonsterd		
	informatie over traject van 74 km	45 km	Snelweg, noord- en zuidberm
		29 km	Spoorbaan, noord- en zuidberm
<i>Records in bestand</i>	1036	<b>Geordend op:</b>	locatie
	74 km x 2 (N+Z berm) x 7 (soorten aan- of afwezig)		
<b>Nauwkeurigheid</b>			
<i>Detailniveau</i>	per km	km-hokken	
<i>Inventarisatie door</i>	Wetenschappers	25 locaties + historisch materiaal (volledig)	
<i>Verspreiding locaties / Topografische ligging</i>	Arnhem-Utrecht	vanaf kruising A27 tot kruising A50	
	Coördinatenstelsel	Amersfoortcoördinaten km-hok	
<b>Velden bestand</b>			
<i>Hoofdentiteiten</i>	BERM ALGEMEEN ACHTERLAND 7 SOORTEN	A-TALUD	B-VLAKKE DEEL
<b>Daarbinnen</b>			
<i>Berm algemeen</i>	No OPNAME BREEDTE	LIGGING HOOGTE	AANTAL HOEKEN
<i>Achterland, A-talud B-vlakke deel</i>	LANDSCHAP / BEGROEING	eigen indeling vergelijkbaar met IPI-codes	gras, fort, akker, infra, 1/2, zandem, open, bos ruig gras, grazig, singels e.d.
	OBJECTEN	eigen indeling	bv. geluidswal, camping, huizen, poel
	STRUCTUUR	code	BREEDTE
<i>7 soorten</i>	J, M, V, O, BERM	codes betekenis bermen	+, +/-, -, ?
<b>Opmerkingen / Bruikbaarheid</b>	Zeer bruikbaar. Met name interessant door de koppeling van voorkomen van soorten aan de verschillende vegetatietypen en de overige datavelden. Door de digitale opslag van gegevens koppeling van bermlocaties met overige gegevens uit (het grotere) LACERTA-bestand mogelijk.		

<b>Titel</b>	<b>WIERINGERMEERONDERZOEK CML</b>		
<i>Auteur</i>	Tamus et al. (1998) Centrum voor Milieukunde Postbus 9518 2300 RA Leiden		
<i>Opdrachtgever</i>	Provincie Noord Holland Dienst Landelijk Gebied LNV Dienst Weg- en Waterbouwkunde RWS	<i>Uitgave:</i>	Centrum voor Milieukunde Sectie Ecosystemen en Milieukwaliteit
<i>Publicatie Dataverzameling</i>	1998 21-5 tot 11-9-1997	Éénmalige inventarisaties	
<b>Data</b>			
<i>Type</i>	Inventarisatiegegevens	Aanwezigheid Verspreiding Verplaatsing	Kwalitatief + kwantitatief Kwalitatief + kwantitatief Kwalitatief + kwantitatief
<i>Opslagmedium</i>	Analoog + digitaal	<b>Database: type:</b>	platte tabel. spreadsheet
<i>Beschikbaarheid</i>	Analoog Digitaal	Met bronvermelding Via auteur	Vrij beschikbaar, gepubliceerd
<b>Soorten</b>			
<i>Insecten</i>	SPINNEN WANTSSEN LOOPKEVERS KNIPTORREN SNUITKEVERS GRASMOTTEN ZWEEFVLIEGEN	HOOIWAGENS BLADLUIZEN KORTSCHILDKEVERS LIEVEHEERSBEESTJES GAASVLIEGEN KOOLMOT MUGGEN	SPRINKHANEN CICADEN WEEKSCHILDKEVERS GRAANHANTJE DAG- EN NACHTVLINDERS SLUIPWESPEN OVERIGE INSECTEN
<i>Opmerking</i>	dagvlinders op soortniveau		
<b>Aantallen</b>			
<i>Locaties</i>	20	aantalsontwikkelingen	161 records (voor alle soorten)
	10	methodologisch onderzoek	21
	10	zichtvaarneming dagvlinders	121
		zichtvaarneming overig	61
<i>Records in bestand</i>	29.000 (ca. 29.000 waargenomen insecten op locaties)	<b>Geordend op:</b>	locatie, ronde
<b>Nauwkeurigheid</b>			
<i>Detailniveau</i>	Tabellen op locatie niveau		
<i>Inventarisatie door</i>	Wetenschappers	Volledige inventarisaties (o.m. stofzuigerinv.)	
<i>Verspreiding locaties / Topografische ligging</i>	Wieringermeer ZO-hoek	ten NO van Medemblik	
	Topografische kaart	Exacte ligging (Amersfoortcoördinaten)	
<b>Velden bestand</b>			
	BIOTOOP	biotooptype	biet, rand, berm, A7 (aantalsonderzoek) rand, talud, rietkraag, wegberm, A7 (zichtvaarnemingen)
	LOCATIE	RONDE	DAG
	Soorten	per soort of soortengroep (wisseld per soort onderzoek)	
<i>Wegtypen</i>	A-7-snelweg	Secundaire wegen	
<b>Opmerkingen / Bruikbaarheid</b>	Een verzameling van een drietal onderzoeken: aantalsonderzoek, verplaatsing bron-put-onderzoek en zichtvaarnemingen.  Beperkt bruikbaar, vooral voor soorten waarvoor verder weinig bemonsteringsgegevens aanwezig zijn: wantsen & bladluizen, spinnen en zweefvliegen. Echter eenmalig en beperkt aantal bemonsteringen.		

<b>Titel</b>		<b>Dagvlinderonderzoek BERMVLINDER</b>	
<i>Auteur</i>	Bink et al. (1996) IBN-DLO Wageningen		
<i>Opdrachtgever</i>	Rijkswaterstaat DWW	<i>Uitgave:</i>	RWS-DWW
<i>Jaar van publicatie</i>	1996		
<i>Dataverzameling</i>	1992-1996	Eénmalige inventarisatie	20 locaties 2x, 1 locatie 3x geïnvent.
<b>Data</b>			
<i>Type</i>	Inventarisatiegegevens	Aanwezigheid	Kwalitatief+kwantitatief
		Verspreiding	Kwalitatief+kwantitatief
<i>Opslagmedium</i>	Analoog + digitaal	<i>Database:</i>	expertmodel
		<i>type:</i>	eigen ontwerp
<i>Beschikbaarheid</i>	Analoog	Met bronvermelding	Vrij beschikbaar, deels gepubliceerd
	Digitaal	Via opdrachtgever	Beperkt beschikbaar
<b>Soorten</b>			
<i>Dagvlinders</i>	30 soorten		
<b>Aantallen</b>			
<i>Locaties</i>	55	<i>waarvan:</i>	53
			2
<i>Records in bestand</i>	2100	<i>Geordend op:</i>	jaar / locatie / soort
<b>Nauwkeurigheid</b>			
<i>Detailniveau</i>	tot 100 m	Hectometerpaaltjes wegen 1996	
<i>Inventarisatie door</i>	Wetenschappers	Volledig. Een aantal locaties is gecontroleerd door inventarisatie door verschillende onderzoekers	
<i>Verspreiding locaties / Topografische ligging</i>	Nadruk op de ruit	Emmen-IJengelo-Den Bosch-Rotterdam-Emmen	
	Coördinatenstelsel	hm-palen Amsterdamcoördinaten	
<b>Velden bestand</b>			
<i>Achterland en vegetatietype</i>	TYPE ACHTERLAND	zeven landschapstypen	Niveau: 'eenvormig open landschap van productieve velden'
	VEGETATIETYPE	Indeling gebaseerd op Sykora et al. 1993	
<i>Overige data velden</i>	BERMBREEDTE	BEDEKKING <sup>0</sup>	SOORTEN VLINDERS
	VEGETATIEPROD.	HOOGTE MIDDENLAAG	BEWONERS
	BERMOPPERVLAK	HOOGTE TOPLAAG	
<i>Wegtypen</i>	Snelwegen (A-wegen)	Rijkswegen (N-wegen)	
<b>Opmerkingen / Bruikbaarheid</b>			
- Tabellen bevatten overzichten van aantallen vlindervaarnemingen (naar soort) per jaar per locatie.			
- Bruikbaar voor het afleiden van vuistregels.			
- Bruikbaar als expertsysteem binnen HACOBERM III.			
- Bruikbare basisgegevens voor een groot aantal bermlocaties (55).			
- Bruikbaar voor de relatie tussen beheer en voorkomen van soorten.			

<b>Titel</b>		<b>Bestanden Vlinderstichting</b>	
<i>Auteur</i>	contactpersoon: Chris van Swaay De Vlinderstichting Postbus 560 6700 AM Wageningen	Tel. 0317 46 73 46 Fax. 0317 42 02 96 E-mail: <a href="mailto:Vlinder@bos.nl">Vlinder@bos.nl</a>	
<i>Opdrachtgever</i>	De Vlinderstichting / CBS	<b>Beheer:</b>	De Vlinderstichting
<i>Publicatie</i>	tot-1998		
<i>Dataverzameling</i>	1850 tot 1998 vanaf (1990)	Landelijk Databestand vlinders (LDV) dagvlindermonitoringproject (DM)	
<b>Data</b>			
<i>Type</i>	Inventarisatiegegevens	<u>Aanwezigheid</u> <u>Verspreiding</u>	Kwalitatief + kwantitatief Kwalitatief + kwantitatief
<i>Opslagmedium</i>	Analoog + digitaal	<b>Database:</b> <b>Type:</b>	database PARADOX
<i>Beschikbaarheid</i>	Analoog Digitaal	Met bronvermelding Niet beschikbaar voor derden. Na overleg tegen vergoeding bewerkingen door Vlinderstichting op databestand mogelijk.	Vrij beschikbaar indien gepubliceerd
<b>Soorten</b>			
<i>Vlinders</i>	Dag- en nachtvlinders Dagvlinders	LDV DM	nadruk op dagvlinders
<b>Aantallen</b>			
<i>Locaties</i>	100% atlasblokken (LDV) 203 routes (DM)	?% 78	bermen (IPI-code) (deel / geheel) bermen (IPI-code)
<i>Records in bestand</i>	700.000 (LDV) ? (DM)	<b>Geordend op:</b> <b>Geordend op:</b>	o.a. locatie route, soort
<b>Nauwkeurigheid</b>			
<i>Detailniveau</i>	10 x10 m	Amersfoortcoördinaten	
<i>Inventarisatie door</i>	Wetenschappers en vrijwilligers	Landsdekkend. Een aantal gebieden zijn minder frequent onderzocht	
<i>Verspreiding locaties / Topografische ligging</i>	100% km-blokken (LDV) Coördinatenstelsel	Door heel Nederland (DM) Amersfoortcoördinaten tot op 10 m km-blokken Atlasblokken (oudere gegevens)	
<b>Velden bestand</b>			
	(codenamen, afgeleid uit publicaties Vlinderstichting)		
	SOORT	JAARTAL	STADIUM/ GESLACHT
	AANTAL	IPI-CODE	PL. AANTSNAAM
	DATUM	BRON	(AMERSFOORT- COÖRDINAAT
	WAARNEMER	ROUTENR (DM)	
<b>Opmerkingen / Bruikbaarheid</b>			
	- De Vlinderstichting beheert ook gegevens libellen monitoringproject (vgl. DM).		
	- Bruikbare gegevens voor het afleiden van vuistregels.		
	- Bruikbare basisgegevens voor een aantal bermlocaties (DM).		
	- Bruikbaar voor de relatie tussen autoecologie en voorkomen van soorten (in bermen).		



<b>Titel</b>	<b>EIS-DATABESTANDEN, met nadruk op Sprinkhanenproject</b>		
<b>Auteur</b>	contactpersoon: Roy Kleukers EIS-Nederland, Postbus 9517 2300 RA Leiden		
<b>Opdrachtgever</b>	EIS-Nederland	<b>Uitgave:</b>	EIS-Nederland, Natuurhistorisch Museum Leiden
<b>Publicatie</b>	1997		
<b>Dataverzameling</b>	1990-1994 (Sprinkh.)	Eénmalig project	+ inpassing van historische gegevens
	vanaf 1976 (EIS-totaal)	onderdeel European Invertebrate Survey-Project	
<b>Data</b>			
<b>Type</b>	Inventarisatiegegevens	Aanwezigheid	Kwalitatief + kwantitatief
		Verspreiding	Kwalitatief + kwantitatief
<b>Opslagmedium</b>	Analoog + digitaal	<b>Database:</b>	Eenvoudige relatieve database
		<b>Type:</b>	ORACLE + DbaseIV
<b>Beschikbaarheid</b>	Analoog	Met bronvermelding	Vrij beschikbaar indien gepubliceerd
	Digitaal	Tegen vergoeding	Kosten afhankelijk hoeveelheid gegevens
<b>Soorten</b>			
<i>Invertebraten</i>	Sprinkhanen	recent project	alle bekende soorten in Nederland
	Libellen	recent project	alle bekende soorten in Nederland
	overig (verouderd)	mollusken, zweefvliegen, haften, bijen en wespen	
<b>Aantallen</b>	<i>waarvan:</i>		
<i>Locaties</i>	92% UTM-blokken	6%	bermen (IPI-code)
<i>Records in bestand</i>	68.829 (sprinkhanen)	<b>Geordend op</b> (sprinkhanen database):	Entiteiten determinatie, locatie, datum gegevensadministratie
	600.000 (EIS-totaal)	<b>Geordend op</b> (EIS-totaal):	soortengroep: aparte databases per soortengroep
<b>Nauwkeurigheid</b>			
<i>Detailniveau</i>	tot hectare niveau	Amerfoortcoördinaten	
<i>Inventarisatie door</i>	Wetenschappers en vrijwilligers	Landsdekkend. Een aantal gebieden zijn minder frequent onderzocht	
		Een aantal locaties zijn gecontroleerd	
<i>1. verspreiding locaties / Topografische ligging</i>	92% UTM-blokken	100% 10x10 km UTM-blok	
	Coördinatenstelsel	Amerfoortcoördinaten tot op 1m UTM-coördinaten, UTM-5x5 EIS-coördinaten	
<b>Velden in databestand</b>	(dit geldt voor Sprinkhanen onderzoek Verschillen met oude EIS-zie Opmerkingen) m.u.v. velden als formulierm., e.d.		
<i>Determinatie</i>	SOORTNUMMER	CODE (relatie met soortlijst)	STADIUM/GESLACHT
	AANTAL	DETERMINATOR	BETROUWBAARHEID
<i>Locatie</i>	PLAATSN.AAM	PROVINCIE	UTM-COÖRDINAAT
	UTM-5x5	EIS-COÖRDINAAT	AMERSFOORT-COÖRDINAAT
	IPI-CODE	GRONDIGHEID	HERKOMST COÖRDINAAT
	KAARTKOPIE	EIGENAAR	NAUWKEURIGHEID HOK
<i>Datum</i>	BEGINDATUM	EINDDATUM	
<i>Gegevens-administratie</i>	VERZAMELAAR	(relatie met waarnemerslijst)	
	BRON	(waarneming collectie e.d.)	
<b>Opmerkingen</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Belangrijkste verschillen oude EIS-bestanden: ECO-codes (vergelijkbaar IPI-code); velden grondigheid, betrouwbaarheid, stadium/geslacht. Niet opgenomen.</li> <li>- Nauwkeurigheid waarnemingen over algemeen niet groter dan 5x5 km.</li> <li>- Aantal soorten in nabije toekomst recentere database (m.n. zweefvliegen, bijen en wespen).</li> <li>- Aantal (recente) bestanden goed bruikbaar voor HACOBIERM III.</li> <li>- Selectie op bermentiteit mogelijk (sprinkhanen).</li> <li>- Overige bestanden m.n. bruikbaar voor verspreiding soorten in achterland.</li> </ul>		

<b>Titel</b>	<b>KNNV-Bestanden HOMMELPROJECT</b>		
<i>Auteur</i>	KNNV / NJN Oudegracht 237 3511 NK Utrecht		
<i>Opdrachtgever</i>	KNNV / NJN	<i>uitgever:</i>	KNNV
<i>Jaar van publicatie</i>	1995		
<i>Dataverzameling</i>	feb-dec 1994 / 1995	Éénmalige inventarisatie	
<b>Data</b>			
<i>Type data</i>	Inventarisatiegegevens	Aanwezigheid	Kwalitatief
		Verspreiding	Kwalitatief
		Voorkeur plantensoorten	Kwalitatief
<i>Opslagmedium</i>	Analoog + digitaal	<i>Database:</i>	Ja, platte tabel.
		<i>type:</i>	IKC?
<i>Beschikbaarheid</i>	Analoog	Met bronvermelding	Vrij beschikbaar, gepubliceerd
	Digitaal	?	?
<b>Soorten</b>			
<i>Soorten</i>	AARDHOMMEL TUINHOMMEL	TUINHOMMEL WEIDHOMMEL	BOOMHOMMEL STEENHOMMEL
<b>Aantallen</b>			
<i>Locaties</i>	100% uurhokken	<i>waarvan:</i> onbekend deel	bermen
<i>Records in bestand</i>	25140 waarnemingen	<i>Geordend op:</i>	uurhok
<b>Nauwkeurigheid</b>			
<i>Detailniveau</i>	tot m	Hectometerpaaltjes wegen 1988	
<i>Inventarisatie door</i>	vrijwilligers, een groot aantal zonder ervaring veldbiologie ca. 100% (?) uurhokken in wisselende dichtheden (zie verspreiding)		
<i>Verspreiding locaties</i> <i>/Topografische ligging</i>	geheel Nederland	correlatie met bevolkingsconcentraties	
	Coördinatenstelsel	Amersfoortcoördinaten uurhok km-hok	
<b>Velden bestand</b>			
<i>Vegetatietype en achterland</i>	BIOTOOPTYPE	vergelijkbaar met IPI-codes	tuinen, plantsoen, park, wegberm, bos, heide, duinen, weide, balkon
<i>Overige data-velden</i>	NESTEN BEZOCHTE PLANTENSOORTEN	DATUM	VINDPLAATS (alleen in 1995)
<i>Wegtypen</i>	alle soorten wegbermen		
<b>Opmerkingen / Bruikbaarheid</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Is slecht gedocumenteerd. KNNV weet niet waar de elektronische versie van het bestand is. Bestanden dienen zelf uit KNNV archief gezocht te worden.</li> <li>- Bestanden lijken op zichzelf beperkt bruikbaar, m.n. voor verspreiding van soorten. Door de slechte documentatie en het onvindbare digitale bestand van de basisgegevens is het bestand voor HACOBERM III niet geschikt.</li> </ul>		

<b>Titel</b>		<b>INFOSNIP / Monitoring verkeersslachtoffers rijkswegen (o.a. Zeeland)</b>	
<i>Auteur</i>	Meijer & Smit (1995) Bureau Waardenburg bv. postbus 365 4100 AJ Culemborg 0345-512710 (G. Smit)	<b>INFOSNIP:</b>	RWS/DWW A.G. Piepers Postbus 5044 2600 GA Delft
<i>Opdrachtgever</i>	Rijkswaterstaat Directie Zeeland	<b>Uitgave:</b>	Rijkswaterstaat/Bureau Waardenburg
<i>Publicatie</i>	1994/1995	russentijdse rapportage	rapportage tot 1997
<i>Dataverzameling</i>	vanaf 11-1990 vanaf ca. 1994	Zeeland INFOSNIP	monitoring / registratiesysteem informatiesysteem
<b>Data</b>			
<i>Type</i>	Inventarisatiegegevens	Aanwezigheid Verspreiding	Kwalitatief Kwalitatief
<i>Opslagmedium</i>	Analoog + digitaal	<b>Database:</b> <b>type:</b>	Platte tabel. Spreadsheet / informatiesysteem
<i>Beschikbaarheid</i>	Analoog Digitaal	Met bronvermelding Voor DWW beschikbaar	Vrij beschikbaar, deels gepubliceerd Ook pure broninformatie (ongeordend + in INFOSNIP)
<b>Soorten</b>			
<i>Zoogdieren</i>	voor HACOBIERM m.n.	KONIJN, HAAS, EGEL, BUNZING	
<i>Vogels</i>	w.o.	KERKUIL, TORENVALK	
<b>Aantallen</b>			
<i>Locaties</i>	7 trajecten (Zeeland)	1 6	Snelweg (A58) Provinciale/ gemeentelijke weg
<i>Records in bestand</i>	2095 (Zeeland t/m 1994) ? (INFOSNIP)	<b>Geordend op:</b>	locatie locatie / soort / data (relationeel)
<b>Nauwkeurigheid</b>			
<i>Detailniveau</i>	tot 100 m	Hectometerpaaltjes wegen 1988 (Zeeland)	
<i>Inventarisatie door</i>	Kantoniers RWS	Volledig volgens vaste methode / tijdstip (ZEELAND) In principe bij (dagelijkse) controle wegvakken (INFOSNIP), nauwgezetheid van informatiestroom is onbekend	
<i>Verspreiding locaties / Topografische ligging</i>	Zeeland INFOSNIP Coördinatenstelsel	N 57 2s, N58, N59, N60, N61, A58 + Rest van Nederland (Amersfoortcoördinaten) hm-paaltjes kilometer	
<b>Velden bestand</b>			
<i>Achterland en vegetatietype</i>	TYPE ACHTERLAND	Eigen indeling vergelijkbaar met IPI-codes	graslanden, stedelijk gebied, bosjes, houtwallen e.d.
<i>Overige velden</i>	SOORT LOCATIE	SCHOUWRITNUMMER TIJD	AANTAL
<i>(INFOSNIP)</i>	Conflict Points	Personen (hab. fragmentatie)	Mitigatie/compensatie-maatregel
<b>Opmerkingen</b>			
<b>Bruikbaarheid</b>	Onderzoek van Bureau Waardenburg loopt nog. Vergelijkbaar onderzoek vindt plaats bij RWS-directie Noord-Nederland. Contactpersoon voor directie Zeeland is Magret Bakker en voor directie Noord-Nederland is Maarten Loenen. Voor levering van gegevens wenden tot de contactpersonen bij RWS. De basisbestanden zijn voor Noord-Nederland bij RWS en voor Zeeland bij Bureau Waardenburg in beheer. Bureau Waardenburg stelt gegevens pas beschikbaar na toestemming van de betreffende directie.		
	Bruikbaar voor: - aanwezigheid van soorten in de berm; - risico's van bermlocaties, knelpunten, veranderingen in aantallen slachtoffers; - monitoring van de mogelijke negatieve rol van habitat- en corridorfunctie van bermen		

<b>Titel</b>		<b>Bestanden Loopkeverwerkgroep (LO), w.o. Vermeulen (RV)</b>	
<i>Auteur</i>	contactpersoon: Hans Turnn Loopkeverwerkgroep Nederland (LO) Esdoordreef 29 6871 LK Renkum	Rikjan Vermeulen (RV) Kanaaldijk 36 9409 TV Loon	
<i>Opdrachtgever</i>	Loopkeverwerkgroep (LO) RWS-DWW (RV)	<b>Beheer:</b>	Loopkeverwerkgroep Loopkeverwerkgroep / Vermeulen
<i>Publicatie</i>	1975-1998 (LO)	1991 - 1998 (RV-thesis)	
<i>Dataverzameling</i>	1850 tot 1998 vanaf (1989-1993)	LO RV	
<b>Data</b>			
<i>Type</i>	Inventarisatiegegevens	Aanwezigheid Verspreiding Verplaatsing	Kwalitatief + kwantitatief Kwalitatief + kwantitatief Kwalitatief + kwantitatief
<i>Opslagmedium</i>	Analoog + digitaal	<b>Database:</b> <b>Type:</b>	10 bestanden Ook dispersiemodel LOOPKEVER (RV)
<i>Beschikbaarheid</i>	Analoog Digitaal	Met bronvermelding Niet beschikbaar voor derden	Na goedkeuring coördinator+leveranciers Na overleg bij project/onderzoek e.d. bewerkingen door Loopkeverwerkgroep op databestand mogelijk
<b>Soorten</b>			
<i>Loopkevers alg.</i>	LO	385 soorten	
<i>Loopkevers</i>	RV nadruk op	29 soorten van heischrale gronden / 200 soorten 3 soorten (model)	
<b>Aantallen</b>			
<i>Aantal locaties</i>	ca. 90% 10x10 km blokken (LO) 10 locaties (RV)	waarvan 500 10	bermen (IPI-code) bermen
<i>Aantal records in databestand</i>	> 170.000 (LO) +/- 46.000 (RV)	<b>Geordend op:</b>	o.a. locatie
<b>Nauwkeurigheid</b>			
<i>Detailniveau</i>	100 x 100 m + hm-paal	Amerfoortcoördinaten / hm-paal	
<i>Inventarisatie door</i>	Professionele en amateur-entomologen (LO) Wetenschapper(s) (RV)	Landsdekkend. Een aantal gebieden zijn minder frequent onderzocht hoge nauwkeurigheid	
<i>Verspreiding locaties / Topografische ligging</i>	90% 10x10 km-blokken (LO) Coördinatenstelsel	m.n. Veluwe en Drenthe (RV) Amersfoortcoördinaten tot op 10 m / hm-paal km-blokken Atlasblokken (oudere gegevens)	
<b>Velden bestand</b>			
<i>LO</i>	vergelijkbaar EIS-NL		
<i>RI</i>	LOOPSNELHEDEN HABITATYPEN	RELATIEVE HABITATVOORKEUR KANS OP OVERGANG SOORT NAAR VEGETIETYPEN	
<b>Opmerkingen / Bruikbaarheid</b>			
	<ul style="list-style-type: none"> <li>- De databank levert gratis beperkte en eenvoudige bewerkingen van het materiaal aan de leveranciers van de werkgroep, in de vorm van overzichten afdrukken of eenvoudige tabellen.</li> <li>- Een deel van de gegevens is vrij bruikbaar voor <u>intern gebruik</u> bij RIN (nu Alterra Wageningen UR) en SBB.</li> </ul>		
	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Zeer bruikbare bestanden zowel voor het afleiden van vuistregels als het opzetten van een eventueel expertmodel.</li> <li>- LOOPKEVER bruikbaar instrument voor het afleiden van vuistregels en daadwerkelijke inschaling wegbermen als corridor</li> </ul>		

<b>Titel</b>	<b>HSI-modellen</b>		
<i>Auteur</i>	diversen, Rijkswaterstaat / INRI-TNO e.a.		
<i>Opdrachtgever</i>	Rijkswaterstaat	<b>uitgave:</b>	Rijkswaterstaat
		<b>beheer:</b>	Rijkswaterstaat / INRI-TNO
<i>Jaar van publicatie</i>	diversen		
<i>Dataverzameling</i>	- combinatie en bewerking van bestaande databestanden		
<b>Data</b>			
<i>Type</i>	digitaal gegevensbestand / HSI-model		
<i>Opslagmedium</i>	Digitaal	<b>type</b>	EKOS (OHIO) softwareprogramma
<i>Beschikbaarheid</i>	Analoog	Met bronvermelding	Vrij beschikbaar indien gepubliceerd
	Digitaal	in EKOS (OHIO)	Beschikbaar voor RWS
<b>Soorten</b>			
<i>Diversen</i>	nadruk op aquatisch milieu		
	voor HACOBERM III:	boomkikker, kamsalamander, knoflookpad, rugstreeppad, meerkikker, kleine watersalamander, bruine kikker, groene kikker.	
<b>Aantallen</b>	<b>waarvan:</b>		
<i>Locaties</i>	m.n. IJsselmeergebied	n.v.t.	wegen
<i>Records in bestand</i>	n.v.t.		
<b>Nauwkeurigheid</b>			
<i>Detailniveau</i>	afhankelijk model		
<i>Inventarisatie door</i>	Wetenschappers		
<i>Verspreiding locaties / Topografische ligging</i>	m.n. IJsselmeergebied	(RWS-modellen)	
	Coördinatenstelsel	n.v.t. geen ruimtelijke data m.b.t. bermloc.	
<b>Entiteiten bestand</b>			
	- alle relevante habitatfactoren - data opgeslagen als effectfuncties		
<b>Opmerkingen / Bruikbaarheid</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Slechts beperkt aantal modellen toegepast (ruimtelijke toepassing) rest theorie.</li> <li>- Geen echt databestand informatie soorten bruikbaar in mogelijk HACOBERM-HSI-model.</li> <li>- Ontwikkelingen in OHIO van mogelijk van belang voor HACOBERM.</li> </ul> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Het concept van een HSI-model is bruikbaar binnen HACOBERM III voor het ontwikkelen van kennisystemen. De werkelijke toepasbaarheid van de bestaande modellen en daarin opgelagene data lijkt beperkt te zijn tot het gebruik van (binnen HSI-modellen) afgeleide oorzaak-gevolg-relaties e.d. en het toepassen daarvan in vuistregels danwel nieuwe kennisystemen.</li> </ul>		

<b>Titel</b>		<b>LKN-databestand</b>	
<i>Auteur</i>	Bolsius et al. (1994) Centrum voor Milieukunde / DLO-Staring Centrum (sinds 2000) Alterra Wageningen UR)		
<i>Opdrachtgever</i>	Rijksplanologische dienst Directoraat Generaal Milieubeheer Directie Natuur Bos, Landschap en Fauna	<i>uitgave:</i>  <i>beheer:</i>	Rijksplanologische dienst  SC-DLO / Alterra WUR
<i>Publicatie</i>	1994		
<i>Dataverzameling</i>	n.v.t. combinatie en bewerking van bestaande databestanden		
<b>Data</b>			
<i>Type</i>	digitaal gegevensbestand / GIS		
<i>Opslagmedium</i>	Digitaal	<i>Database:</i>	relationele database, tabellen
		<i>type:</i>	ORACLE (RDBMS) + PC-versie
<i>Beschikbaarheid</i>	Analoog	Met bronvermelding	Vrij beschikbaar indien gepubliceerd
	Digitaal	via beheerder	fl 500,- levering tapes + fl 80,- / uur (96) selectie door beheerder
<b>Soorten</b>			
<i>Soortengroepen</i>	BROEDVOGELS	ZOOGDIEREN	HERPETOFAUNA
<i>Soorten</i>	63 soorten		
<b>Aantallen</b>		<i>waarvan:</i>	
<i>Locaties</i>	100 <sup>0</sup> o km-blokken	n.v.t.	wegen
<i>Records in bestand</i>	63 soorten	<i>Geordend op:</i>	km-cel
<b>Nauwkeurigheid</b>			
<i>Detailniveau</i>	tot km <sup>2</sup> (ook 5kmx5 km)	aantal gegevens beneden km <sup>2</sup> niveau	
<i>Inventarisatie door</i>	Wetenschappers	Volledig, nauwkeurigheid basisgegevens wisselt van kwaliteit	
<i>Verspreiding locaties / Topografische ligging</i>	geheel Nederland Coördinatenstelsel	dekking km <sup>2</sup> -bestand niet volledig Amersfoortcoördinaten uurhok km-hok	
<b>Entiteiten bestand</b>			
<i>Hoofdentiteiten</i>	GEOMORF GRONDWATER FAUNA	BODEM-GT OPPWATER	ECOSERIES IPI-ECO
<i>Binnen FAUNA</i>	VERSPREIDING	BIOTOOPKENMERKEN	ECOLOGISCH PROFIEL (voor koppelen)
<b>Opmerkingen / Bruikbaarheid</b>		<ul style="list-style-type: none"> <li>- Niet alleen database ook GIS.</li> <li>- LKN is gebaseerd op bestaande bestanden, bronhouders van LKN-gegevens hebben vaker up-to-date informatie beschikbaar.</li> <li>- Bruikbaar door de mogelijke combinatie met en koppeling van verspreiding van soorten aan geomorfologische, bodemkundige en grondwatergegevens.</li> </ul>	