



Planbureau-werk in uitvoering

# Levensvatbaarheid populaties

Achtergronddocument bij de  
Natuurbalans 2002

R. van Oostenbrugge

E.A. van der Grift

B.S.J. Nijhof

P.F.M. Opdam

M.J.S.M. Reijnen (red.)

**Werkdocument 2002/09**

Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte

Wageningen, 2002



# **Levensvatbaarheid populaties**

Achtergronddocument bij de  
Natuurbalans 2002

R. van Oostenbrugge

E.A. van der Grift

B.S.J. Nijhof

P.F.M. Opdam

M.J.S.M. Reijnen (red.)

**Werkdocument 2002/09**

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

\* Uitvoerende instellingen: Rijksinstituut voor Kust en Zee (RIKZ), Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Rijksinstituut voor integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling (RIZA) en Wageningen Universiteit en Researchcentrum (WUR)

**Werkdocument 2002/09 is gekwalificeerd als status C.**

**Betekenis Kwaliteitsstatus**

**Status A:** inhoudelijke kwaliteit is beoordeeld door een adviseur uit een zogenoemde referentenpool. Deze pool bestaat uit onafhankelijke adviseurs die werkzaam zijn binnen het consortium RIKZ, RIVM, RIZA en WUR

**Status B:** inhoudelijke kwaliteit is beoordeeld door een collega die niet heeft meegewerkt in het desbetreffende projectteam

**Status C:** inhoudelijke kwaliteitsbeoordeling heeft (nog) niet plaatsgevonden

©2002 ALTERRA Research Instituut voor de Groene Ruimte  
Postbus 47, 6700 AA Wageningen.  
Tel.: (0317) 47 47 00; fax: (0317) 41 90 00; e-mail: postkamer@alterra.wag-ur.nl

Project 394-11600.03

[NPB Werkdocument 2002/09 – november 2002]

*Werkdocumenten in de Reeks 'Planbureau - werk in uitvoering' worden uitgegeven door het Natuurplanbureau, vestiging Wageningen. Informatie: (0317) 47 78 45; e-mail: info@npb-wageningen.nl*

**Website: [www.natuurplanbureau.nl](http://www.natuurplanbureau.nl)**

# Inhoud

<b>1</b>	<b>Inleiding</b>	<b>9</b>
<b>2</b>	<b>Versnippering en natuurbeleid</b>	<b>11</b>
2.1	Biodiversiteitsbeleid	11
2.2	Versnippering	11
2.3	Versnippering en beleid	12
2.4	Netwerkpopulaties	13
2.5	Verbinden	15
2.6	Robuuste verbindingzones	16
	Literatuur	16
<b>3</b>	<b>Dassen in een versnipperd landschap</b>	<b>19</b>
3.1	Dassen en verkeerswegen	19
3.2	Sterftekans door aanrijdingen	19
3.3	Mitigerende maatregelen	25
3.4	Levensvatbaarheid populatie	27
3.5	Conclusies	28
	Literatuur	28
<b>4</b>	<b>Restoring habitat connectivity across roads: where to begin?</b>	<b>31</b>
4.1	Abstract	31
4.2	Introduction	31
4.3	Methods	33
	4.3.1 Introduction	33
	4.3.2 Indicator species	33
	4.3.3 Population viability analysis	33
	4.3.4 Assessing critical road transects	36
	4.3.5 Assessing high-priority locations for defragmentation	36
4.4	Results	37
4.5	Discussion	40
	4.5.1 Selection of indicator species	40
	4.5.2 Assessing critical road transects	40
	4.5.3 High-priority locations	40
	4.5.4 Additional barriers	41
	4.5.5 Identifying defragmentation locations	41
4.6	Conclusion	42
	References	42
<b>5</b>	<b>Habitatkwaliteit en samenhang als bepaler van de kwetsbaarheid van de noordse woelmuis</b>	<b>46</b>
5.1	Introductie	46
	5.1.1 Habitats, netwerken en versnippering	46
	5.1.2 Habitatrichtlijn-Natura 2000-EHS	47
5.2	Noordse woelmuis	48

5.2.1	Duurzaamheid populatie nu	49
5.2.2	Duurzaamheid populatie na uitvoering van de EHS	53
5.3	Bescherming en kwaliteit van leefgebieden	55
	Literatuur	56
<b>6</b>	<b>Bedreigingen en kansen voor moerasvogels in Nederland; een overzicht op basis van beschikbare literatuur</b>	<b>58</b>
6.1	Inleiding	58
6.2	Duurzaamheidnormen	58
6.3	Duurzaamheid in de huidige situatie	60
6.4	Voorbeeldsoorten	62
6.5	Kansen die een aantal toekomstbeelden bieden	63
	Literatuur	65
<b>7</b>	<b>Conclusies</b>	<b>67</b>

## Samenvatting

Diverse diersoorten staan in Nederland onder druk als gevolg van de versnippering van hun leefgebied. Oorzaken van de versnippering zijn het verdwijnen van geschikt leefgebied, achteruitgang van de kwaliteit van leefgebieden en doorsnijding door infrastructuur.

De verdichting van het wegennet heeft de kans op aanrijdingen van diverse diersoorten aanzienlijk vergroot. Dit rapport illustreert dat voor de das. Ook voor andere soorten geldt dat versnippering door infrastructuur negatieve effecten heeft op hun verspreiding en dichtheden. Voor een aantal soorten (zandhagedis, adder, rosse woelmuis, noordse woelmuis, boomarter) is dat effect met behulp van modelsimulaties in beeld gebracht. Voor ongeveer de helft van het hoofdwegennet geldt dat dit het leefgebied van één of meer van de gekozen indicatorsoorten doorsnijdt. Wordt gekeken waar mitigatiemaatregelen snel effect zullen sorteren op de levensvatbaarheid van populaties van de onderzochte soorten, dan blijkt het te gaan om bijna 1.900 km weg (15% van het hoofdwegennet). De afgelopen jaren zijn diverse faunapassages, zoals dassentunnels, aangelegd. Recent onderzoek van de Vereniging Das en Boom aan dassentunnels met bijbehorende voorzieningen laat zien dat in bijna de helft van de onderzochte situaties sprake is van gebreken.

Populaties raken niet alleen versnipperd als gevolg van doorsnijding van hun leefgebied door infrastructuur, maar ook door het verdwijnen van leefgebied en achteruitgang van de kwaliteit ervan. In dit rapport wordt het effect daarvan geïllustreerd aan de hand van de noordse woelmuis. Dit is een soort die zich bij uitstek thuisvoelt in moerassen, één van de meest kenmerkende biotopen van Nederland. De soort is opgenomen in de Habitatrichtlijn als prioritaire soort. Onderzoek in drie voor de noordse woelmuis belangrijke regio's (Deltagebied, Friesland en Noord-Holland Midden) laat zien dat in alle drie de regio's de ruimtelijke samenhang een knelpunt is in de levensvatbaarheid van de populaties. In het noordelijk deel van het deltagebied is de situatie relatief gunstig. Voor Noord-Holland Midden is nagegaan wat de aanleg van de Ecologische Hoofdstructuur (EHS) zou betekenen voor de levensvatbaarheid van de daar voorkomende populatie noordse woelmuizen. De ruimtelijke samenhang blijkt toe te nemen, maar de verbindingen blijven zwak tot matig.

In het kader van de Habitatrichtlijn moeten de EU-lidstaten gebieden aanwijzen die speciale bescherming genieten. De door Nederland aangemelde habitatrichtlijngebieden zijn op zich onvoldoende om de levensvatbaarheid van de noordse woelmuis te garanderen. De levensvatbaarheid kan worden verbeterd door clusters te vormen van de habitatrichtlijngebieden met EHS-gebieden. Ook kleinere EHS-gebieden kunnen daarbij, mits op de juiste plaats gelegen en adequaat ingericht en beheerd, een belangrijke rol spelen.

Moerassen zijn van groot belang voor diverse vogelsoorten. Van 15 vrijwel exclusief aan moeras gebonden soorten hebben bij uitvoering van de EHS slechts 3 tot 5 soorten voldoende sleutelpopulaties om in Nederland duurzaam te blijven voortbestaan. Het beheer van de leefgebieden is een belangrijke factor bij het duurzaam voortbestaan van populaties. Wanneer in alle gebieden groter dan 100 ha wordt gekozen voor een voor vogels optimaal rietbeheer in plaats van een nagenoeg-natuurlijke situatie is een aanzienlijk beter resultaat te verkrijgen bij realisatie van de EHS. Ook realisatie van de robuuste verbinding de Natte As vergroot de kans om duurzaam voortbestaan voor (het merendeel van) de 15 vrijwel exclusief aan moeras gebonden vogelsoorten te bewerkstelligen.





# 1 Inleiding

Veel diersoorten in Nederland staan onder druk vanwege versnippering van hun leefgebied. Hierdoor hebben leefgebieden het karakter van 'eilanden' gekregen. De Natuurbalans 2002 besteedt bijzondere aandacht aan de versnippering van leefgebieden en de invloed daarvan op de levensvatbaarheid van populaties. Dit rapport bevat het achtergrondmateriaal van dat onderdeel van de Natuurbalans.

Het rapport begint met een schets van de achtergronden van versnippering en het beleid dat op dit terrein wordt gevoerd (hoofdstuk 2).

Versnippering is een probleem dat op diverse schalen voor veel soorten verhindert dat natuurdoelen worden gehaald en dat investeringen voor natuur een hoog kwaliteitsrendement halen. Dit rapport spitst zich toe op de versnippering van habitats in Nederland op regionale schaal. Het intensieve ruimtegebruik in grote delen van Nederland maakt dat versnippering in ons land een veel voorkomend probleem is. Versnippering ontstaat onder meer door het verloren gaan van habitat door bijvoorbeeld landbouw en woningbouw. Een andere belangrijke oorzaak van versnippering is de barrièrewerking die uitgaat van infrastructuur, zoals wegen en spoorwegen.

De invloed van de aanleg van infrastructuur is inmiddels in het Nederlandse beleid algemeen onderkend en de diverse overheden investeren in maatregelen om het effect van de barrièrewerking van infrastructuur te beperken. Dat betekent echter niet dat dit probleem is opgelost. Hoofdstuk 3 gaat op deze problematiek in aan de hand van de das, een soort waar veel onderzoek naar gedaan is en die dikwijls als 'gidsoort' wordt gekozen voor het aanleggen van faunapassages. Ook van diverse andere soort(groep)en is inmiddels bekend welke invloed de barrièrewerking op infrastructuur heeft. Deze kennis is ingezet om te inventariseren waar zich in Nederland de belangrijkste knelpunten bevinden als het gaat om versnippering door hoofdwegen. Tevens is geanalyseerd waar het oplossen van knelpunten een hoog natuurrendement heeft. Daarbij wordt uitgegaan van een aantal indicatorsoorten: zandhagedis, adder, rosse woelmuis, noordse woelmuis en boommarter. Hoofdstuk 4 beschrijft de resultaten van het onderzoek. Dit hoofdstuk gaat ook in op de doorsnijding van de in de nota 'Natuur voor Mensen, Mensen voor Natuur' geïntroduceerde robuuste verbindingen door het hoofdwegennet.

Zoals hierboven aangegeven is habitatverlies een zeker zo belangrijke oorzaak van versnippering van populaties als doorsnijding door infrastructuur. Versnippering door habitatverlies treedt op doordat delen van leefgebieden een andere functie hebben gekregen (landbouw, woningbouw) en door achteruitgang van de habitatkwaliteit. Hoofdstuk 5 en 6 besteden aandacht aan soorten van moerasgebieden, een voor Nederland internationaal belangrijk habitat. Hoofdstuk 5 beschrijft hoe het staat met de levensvatbaarheid van de populaties van de noordse woelmuis in verschillende landsdelen. Voor de noordse woelmuis is gekozen omdat in Nederland een ondersoort voorkomt die strikte bescherming geniet via de Europese Habitatrichtlijn. De Habitatrichtlijn staat momenteel flink in de belangstelling van politiek en beleid. Een ander achtergrondrapport van de Natuurbalans 2002 (M.E.A. Broekmeyer *et al.*) besteedt uitgebreid aandacht aan – de consequenties van – het beschermingsregime van de Habitatrichtlijn. Hoofdstuk 5 gaat onder andere in op de vraag in hoeverre de geselecteerde Habitatrichtlijngebieden het voortbestaan van de noordse woelmuis garanderen en welke activiteiten nodig zijn om levensvatbare populaties van deze soort in

stand te houden in Nederland. Ook voor andere soorten van moerassen geldt dat de levensvatbaarheid van populaties onder druk staat vanwege habitatverlies. De afgelopen jaren is veel onderzoek gedaan aan populaties van rietvogelsoorten. De bevindingen uit die onderzoeken komen in hoofdstuk 6 aan de orde.

De hoofdstukken 3 tot en met 5 hebben het karakter van artikelen met de bedoeling deze aan te bieden voor publicatie. Hoofdstuk 4 is aangeboden aan een Engelstalig tijdschrift en is als Engelse versie integraal opgenomen in dit rapport. Deze aanpak leidt er toe, dat geen uniforme indeling van de hoofdstukken bestaat. Een andere consequentie is, dat de diverse artikelen overlap vertonen, vooral waar het gaat om de beschrijving van gebruikte modellen.

Het laatste hoofdstuk, hoofdstuk 7, zet de belangrijkste conclusies uit de verschillende onderdelen op een rij.

### ***Literatuur***

Broekmeyer M.E.A., N. Gijssen, L. de Savornin Lohman, H. Cappelle, S. Ligthart, B. Koolstra (2002). Bescherming van natuurgebieden: de toetsings- en afwegingskaders van het SGR en de Habitatrichtlijn in de praktijk. Achtergrondrapport bij de Natuurbalans 2002. Planbureaustudie Natuurplanbureau – vestiging Wageningen (in concept)

## 2 Versnippering en natuurbeleid <sup>1</sup>

### 2.1 Biodiversiteitsbeleid

Nederland heeft de verplichtingen die voortkomen uit de ondertekening van het verdrag van RIO uitgewerkt in biodiversiteitsdoelstellingen. Deze zijn geconcretiseerd in een systeem van doelsoorten gekoppeld aan typen ecosystemen. Bij de keuze van doelsoorten heeft de internationale verantwoordelijkheid van Nederland op het gebied van biodiversiteit een grote rol gespeeld. In aanvulling hierop is er een soortenbeleid, dat voortkomt uit andere internationale verdragen (o.a. Bern, Ramsar, en ook het EU-natuurbeleid Natura 2000).

Duurzaam behoud van natuurkwaliteit vraagt om milieukwaliteit en om ruimtelijke kwaliteit. Belangrijke onderdelen van milieukwaliteit zijn voldoende water, en gelimiteerde aanvoer van nitraat en fosfaat via water en lucht. De meeste ecosystemen liggen in een omgeving die droger en voedselrijker is dan voor het behoud van het ecosysteem toelaatbaar is. Die omgeving heeft dus een negatieve invloed. Daarom worden veel inspanningen gedaan in de omgeving van het systeem (inrichtingsmaatregelen) en in het systeem zelf (Effectgerichte maatregelen). In grote eenheden natuur zijn ecosystemen beter beschermd tegen externe invloed dan in kleine eenheden. Hoe groter de eenheid, hoe duurzamer.

Ruimtelijke kwaliteit is nodig omdat planten en dieren voor hun voortbestaan afhankelijk zijn van populaties. De populatie is de eenheid van voortbestaan. Duurzaamheid is daarom te definiëren als de kans dat de populatie van een soort over 100 jaar nog bestaat. Maar populaties variëren in aantal. In slechte tijden, bijvoorbeeld een natte zomer of een strenge winter, of als er tijdelijk veel natuurlijke vijanden zijn, gaan ze achteruit. In gunstige tijden groeien ze. Kleine populaties lopen bovendien nog een groot risico door toeval uit te sterven. En tenslotte kunnen er nog rampen gebeuren, zoals een bosbrand, of een epidemie. Voor het duurzaam voortbestaan van een populatie is een minimum omvang noodzakelijk om uitsterven door toeval zo veel mogelijk uit te sluiten.

### 2.2 Versnippering

Voor veel soorten zijn de afzonderlijke leefgebieden te klein geworden om duurzaam voorkomen mogelijk te maken. Naarmate een gebied kleiner is, neemt ook de omvang van de populatie af die daar kan voorkomen. Kleine populaties hebben een grotere kans om uit te sterven. Dit hoeft geen probleem te zijn wanneer een leeg geraakt leefgebied opnieuw gekoloniseerd wordt vanuit de omgeving. Of een soort gevoelig is voor versnippering hangt af van verschillende factoren:

- De afstanden tussen leefgebieden. Soorten verschillen sterk in afstanden die ze kunnen overbruggen. Vooral soorten met een beperkt verspreidingsvermogen, zoals kleine zoogdieren, amfibieën en vele insecten hebben in de Nederlandse situatie de grootste problemen.
- Het landschap tussen leefgebieden. Bij soorten die zich over het land of door het water bewegen wordt de uitwisseling belemmerd door barrières, zoals wegen, spoorwegen,

---

<sup>1</sup> R. van Oostenbrugge, P.F.M. Opdam, R. Pouwels

stuwen etc. Ook kan het landgebruik de uitwisseling bemoeilijken, zoals intensieve agrarische gebieden of bebouwing.

- De grootte van de leefgebieden. Soorten verschillen in de hoeveelheid ruimte die ze nodig hebben om bijvoorbeeld voldoende voedsel te vinden. Sommige soorten, zoals de das, hebben daarom grotere gebieden nodig om een duurzame populatie te vormen. Tabel 2.1 geeft voor enkele voorbeeldsoorten een inschatting van de grootte van stabiele leefgebieden en de afstand die de betreffende soort kan overbruggen.

*Tabel 2.1. Vuistregels voor enkele voorbeeldsoorten met betrekking tot de grootte van sleutelgebieden (rijen; voor toelichting van dit begrip: zie paragraaf 2.4) en overbrugbare afstand (kolommen) en zijn gebaseerd op Pouwels et al. (2002a).*

	1 km	5 km	10 km	25 km	50 km
0.5 ha	Eikepage, Heideblauwtje, Icarusblauwtje, Koevinkje, Rosse woelmuis	Kleine parel- moervlinder			
50 ha	Argusvlinder, Zandhagedis	Eekhoorn, Noordse woelmuis	Boomklever, Rietzanger	Boomleeuwe- rik, Citroentje, Grutto	
3 km <sup>2</sup>	Adder, Zilvervlek	Landkaartje	Kleine bonte specht, Veldleeuwerik	Grote karekiet, Ree, Wielewaal	Bruine kiekendief, Houtsnip
7.5 km <sup>2</sup>			Middelste bonte specht, Roodborstta- puit	Groene specht, Grote vos, Roerdomp	Baardmanne- tje, Zwarte specht
30 km <sup>2</sup>				Boommarter, Das, Havik, Raaf, Tapuit, Wespendief	Bauwe kiekendief, Boomvalk, Edelhert, Kwartel
200 km <sup>2</sup>				Korhoen	Draaihals, Otter

### 2.3 Versnippering en beleid

Versnippering van leefgebieden heeft een aantal consequenties voor het (beleid t.a.v.) natuurbeheer. Zo leidt versnippering ertoe dat ondanks beleids- en beheersinspanningen soorten in een regio uitsterven of beperkt aanwezig zijn in overigens geschikt leefgebied. Daarmee hebben de inspanningen een lager rendement dan zonder versnippering het geval zou zijn. Ook treden verhoogde risico's op door grootschalige milieuvariatie, doordat in versnipperde systemen deze een sterker effect hebben en herstel vertraagd wordt.

Het inzicht dat versnippering van leefgebieden een belangrijke factor is in de levensvatbaarheid van populaties heeft in 1991 geleid tot de Ecologische Hoofdstructuur als

netwerkconcept. Wetenschappelijke inzichten toentertijd wezen uit dat het in versnipperde natuur toch mogelijk is kwaliteit te handhaven indien de losse eenheden als netwerk kunnen functioneren. Die inzichten zijn door Nederlands en buitenlands onderzoek bevestigd en verder verdiept en gedifferentieerd, zodat inmiddels bekend is welke doelsoorten op de schaal van de Nederlandse natuur gevoelig zijn voor versnippering, en onder welke ruimtelijke voorwaarden hun voortbestaan kan worden verzekerd.

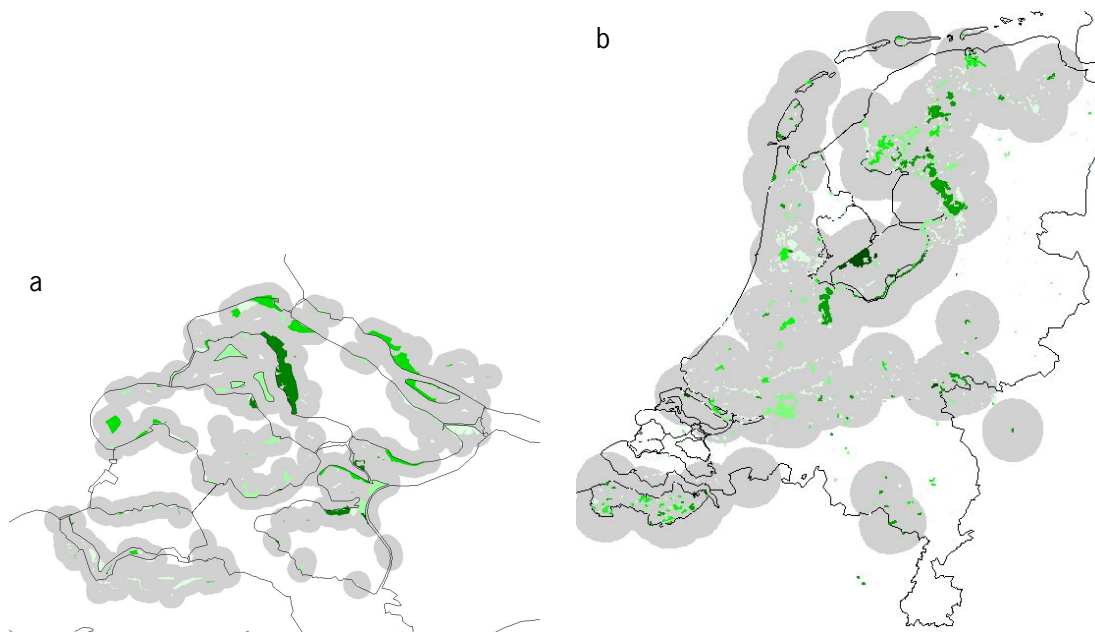
Er zijn in Nederland maar enkele natuurgebieden zo groot dat ze op zichzelf de ruimtelijke voorwaarden kunnen bieden aan de doelsoorten die er voorkomen: de beste voorbeelden zijn de Veluwe en het systeem van de Waddenzee met waddeneilanden. En zelfs een gebied als de Veluwe is intern nu nog zo versnipperd dat die voorwaarden in de praktijk nu nog niet worden gerealiseerd. Voor het oplossen van die versnippering zijn er vier hoofdrichtingen: verbeteren, vergroten, verdichten en verbinden. Als we aannemen dat het in Nederland onmogelijk is van elk van de ecosystemen bos, heide en moeras 3 grote eenheden van meer dan 20.000 ha aaneengesloten natuur met een optimale milieukwaliteit te realiseren, dan is de conclusie duidelijk: het realiseren van de natuurbeleiddoelstellingen op het gebied van biodiversiteit vraagt om een slimme mix van de vier hoofdrichtingen. Die mix wordt bij de uitvoering van de EHS beoogd. De kadertekst geeft een illustratie uit het verleden hoe het concept van de EHS kan functioneren.

#### **Oostvaardersplassen als brongebied (zie ook hoofdstuk 6)**

De Nederlandse delta heeft een sleutelrol voor de natuurkwaliteit in moerasgebieden in Noordwest-Europa. Dat bleek bijvoorbeeld na de aanleg van Zuid-Flevoland, toen zich daar een zeer groot areaal rietmoeras in korte tijd heeft ontwikkeld. Dat heeft geleid tot een explosie van zeldzame rietvogelsoorten (zoals het Baardmannetje, de Roerdomp en de Bruine Kiekendief) die tot ver buiten onze grenzen merkbaar was. Nederlandse gebieden vormen tezamen de buffer en de motor van het internationale netwerk. In slechte tijden overleeft de soort in de sterkste delen van het netwerk, en in goede tijden verspreidt hij zich van daaruit. Foppen (2001) heeft laten zien dat rietzangers in de minst versnipperde delen van de EHS de klappen ten gevolge van droogte in de overwinteringgebieden in de Sahel redelijk goed doorstonden en zich daarvan ook weer snel herstelden, terwijl elders in de EHS de soort sterk achteruit ging, verdween en lange tijd nodig had om zich weer te herstellen.

## **2.4 Netwerkpopulaties**

Diverse soorten kunnen in ons land slechts overleven dankzij het feit dat de overgebleven, geschikte leefgebieden als een ecologisch netwerk aan elkaar geschakeld zijn. Een ecologisch netwerk bestaat uit diverse leefgebieden van een soort, die bij het netwerk gerekend worden indien omringende leefgebieden binnen het bereik van de soort liggen (figuur 2.1). Hoewel elk leefgebied apart te klein is voor de soort om duurzaam voort te bestaan, is het mogelijk dat het netwerk als geheel dat wel is. Populaties die in dergelijke ecologische netwerken leven worden ook wel metapopulaties genoemd. Het gedachtengoed met betrekking tot metapopulaties krijgt langzamerhand ook in het beleid invulling. Daarbij moet de kanttekening worden geplaatst dat netwerken de eerder gesignaleerde problemen van versnippering slechts ten dele oplossen: het is roeien met de beperkte riemen die we in de Nederlandse situatie hebben.



*Figuur 2.1 De verschillende ecologische netwerken (grijze aaneengesloten vlakken) van de noordse woelmuis in Zeeland (a) en de roerdomp in Nederland (b). Voor de noordse woelmuis is ervan uitgegaan dat leefgebieden binnen een straal van 3.2 km tot één ecologisch netwerk behoren (Bergers et al. 1998) en bij de roerdomp binnen een straal van 30 km (Foppen, 2001).*

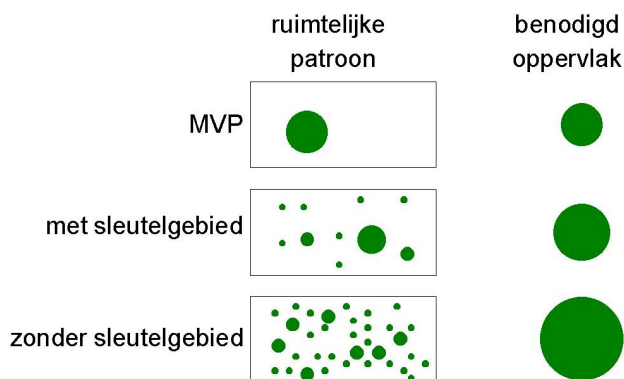
Met de metapopulatietheorie en op basis daarvan ontwikkelde modellen kunnen de consequenties voor de levensvatbaarheid van populaties in dergelijke versnipperde omstandigheden in beeld worden gebracht.

#### **MVP's en sleutelgebieden**

In de metapopulatietheorie worden begrippen als 'MVP' en 'sleutelgebied' gehanteerd. MVP staat voor Minimum Viable Population. Dit is een leefgebied dat een populatie kan herbergen, die ook in geïsoleerde toestand een kans van uitsterven heeft die kleiner is dan 5% in 100 jaar. Dit gebied is per definitie duurzaam en hoeft niet, in tegenstelling tot sleutelgebieden, binnen een ecologisch netwerk te liggen.

Een sleutelgebied maakt deel uit van een ecologisch netwerk. De populatie in een sleutelgebied (sleutelpopulatie) is dusdanig groot dat slechts een geringe immigratie vanuit omliggende populaties voldoende is om de sleutelpopulatie duurzaam te laten voortbestaan. Als vuistregel geldt dat per generatie één immigrant nodig is om de sleutelpopulatie duurzaam in stand te houden.

Bij het evalueren van de ecologische netwerken wordt gebruik gemaakt van duurzaamheidsnormen die gebaseerd zijn op veldgegevens en gekalibreerde metapopulatiemodellen (Verboom *et al.* 1997, Verboom *et al.* 2001). Deze normen zijn soortgroepspecifiek (tabel 2.2). Er worden drie typen ecologische netwerken onderscheiden: netwerken met MVP, netwerken met sleutelgebied en netwerken zonder MVP en sleutelgebied. Elk type netwerk moet voldoende oppervlakte aan leefgebied hebben, wil een soort er duurzaam voorkomen. Het totale oppervlakte leefgebied neemt toe met de mate van versnippering (figuur 2.2).



*Figuur 2.2 Schematische voorbeelden van het benodigd oppervlak aan leefgebied in een netwerk voor duurzaam voorkomen gerelateerd aan de drie typen netwerken.*

*Tabel 2.2 Overzicht van normen voor type netwerken, uitgedrukt in aantal reproductieve eenheden (Pouwels et al. 2002b).*

Sortgroep	Norm netwerk met MVP (aantal RE)	Norm netwerk met sleutelgebied (aantal RE)	Norm netwerk zonder MVP en sleutelgebied (aantal RE)
Zoogdieren, kortlevend	150	150	200
Zoogdieren, langlevend	60	160	240
Vogels, korte generatieduur	150	150	200
Vogels, middellange generatieduur	60	120	200
Vogels, lange generatieduur	30	80	120
Slangen	150	300	500
Hagedissen	150	250	400

## 2.5 Verbinden

De voorspellingen met modellen van de verwachte natuurkwaliteit na de uitvoering van de EHS door het Natuurplanbureau laten zien dat de milieu en de ruimtelijke kwaliteit van de EHS onvoldoende zal zijn voor het realiseren van de doelen van het biodiversiteitsbeleid. Uit de Natuurbalans 2000 blijkt dat door de uitvoering van de EHS de oppervlakte moeras sterk toeneemt, maar dat de verhouding tussen de oppervlakte moeras met een goede, matige en slechte samenhang niet sterk verbetert. Dat betekent dat veel nieuw te ontwikkelen moeras onvoldoende scoort op vergroten, verdichten, en/of verbinden. Voor bos en heide is de situatie hetzelfde. De Veluwe springt er relatief goed uit. Het beleid voor verbindingzones vordert langzaam. In de Natuurbalans 98 wordt aangegeven dat slechts 25% van de verbindingzones tussen moerasgebieden in laag Nederland het beoogde effect zullen hebben, terwijl dat voor 18% onzeker is. De oorzaak daarvan is dat de uitvoering van

ecologische verbindingen niet zijn aangepast aan de eisen van de soorten waarvoor ze bedoeld zijn.

In de recent verschenen beleidsnota's (onder meer de nota 'Natuur voor mensen, mensen voor natuur') is onderkend dat na een aantal jaren te focussen op areaal natuur (begrenzen en verwerven van hectares) nu ook de realisatie van natuurkwaliteit meer aandacht moet krijgen. Daarbij kunnen de volgende wegen parallel worden bewandeld:

1. Sturen op kwaliteit in plaats van op oppervlakte, dat wil zeggen sturen op optimale locaties van nieuwe natuur.
2. Het uitvoeren van het verbindingzonebeleid, met name binnen de grote complexen natuur in de moerassen en de zandgebieden.

## 2.6 Robuuste verbindingzones

In 'Natuur voor mensen, mensen voor natuur' en het tweede Structuurschema Groene Ruimte heeft men bovendien gekozen voor een extra beleidsimpuls: de robuuste verbindingzones. De motivatie daarvoor komt enerzijds voort uit inzichten dat de uitvoering van de EHS nog niet voldoende was voor de beoogde natuurkwaliteit, en uit het voortschrijdend inzicht dat is ontstaan in het onderzoek.

Het concept van de robuuste verbindingzones is gebaseerd op een mix van vergroten, verdichten en verbinden. Robuuste verbindingen gaan zo veel mogelijk door bestaande natuur, en lossen daardoor een deel van het hierboven geschetste probleem op. Te geïsoleerde gebieden worden opgenomen in een robuuste structuur, en een deel van de nog niet uitgevoerde maar wel noodzakelijke verbindingzones is er in opgenomen. Robuuste verbindingen verbinden de grote complexen bos/heide en moeras binnen Nederland, bijvoorbeeld het Drentse plateau met de Veluwe en met het Duitse achterland, en de grote eenheden binnen de natte as van moerassen. Dat zijn dus de gebieden die relatief gevoelig zijn voor versnippering. De EHS krijgt hierdoor een veel grotere samenhang: verwacht wordt dat een deel van de grondaankopen alsnog een hoog rendement krijgt omdat de potentie voor een hoge natuurkwaliteit sterk kan toenemen, hetgeen ook weer een positief effect heeft op de kwaliteit in de reeds aanwezige natuurgebieden.

Er is nog een reden waarom robuuste verbindingen een goed concept zijn. Hierboven is gesproken over risico's van rampen en epidemieën. Populaties kunnen daardoor over grote gebieden uitsterven. Robuuste verbindingen geven een stukje risicoborging. Dit geldt naar verwachting in het bijzonder voor de risico's die gepaard gaan met klimaatverandering.

## Literatuur

Broekmeijer *et al.* 2001. Handboek Robuuste Verbindingen. Alterra, Wageningen.

Apeldoorn, R.C. van en W. Nieuwenhuizen (1998). Overlevingsplan Hamster (*Cricetus cricetus*): analyse van knelpunten, oplossingsrichtingen en voorwaarden voor een duurzame toekomst in Limburg. IBN-rapport 380. IBN-DLO, Wageningen.

Bergers, P.J.M., B. van den Boogaard, D.P.E.M. Frissen en W. Nieuwenhuizen (1998). De noordse woelmuis in het Deltagebied: richtlijnen voor beheer en inrichting. IBN-rapport 365. IBN-DLO. Wageningen.



- Broekmeyer, M., H. Dijkstra, H. Farjon, M. Goossen, R. Reijnen, J. Roos-Klein Lankhorst, S. de Vries, R. Alkemade en F. Bethe (2000). Effecten van ongewijzigd ruimtelijk beleid op natuur, landschap en recreatie 1995-2020: Achtergrond document methode VIJNO toets fase 1. Alterra-rapport 047. Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen.
- Foppen, R.P.B. (2001). Bridging gaps in fragmented marshland. Alterra Scientific Contributions 4. Alterra, Green World Research, Wageningen.
- Hoogeveen, Y.R. (2001). Analyse ruimtelijke samenhang natuurgebieden: scenariostudie ex-ante toets VIJNO. intern rapport Alterra. Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen.
- Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij (1990). Natuurbeleidsplan. Regeringsbeslissing. Tweede Kamer, vergaderjaar 1989-1990, 21149, nrs. 2-3. Den Haag.
- Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij (2000). Natuur voor mensen mensen voor natuur. Nota natuur bos en landschap in de 21e eeuw. Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, Den Haag.
- Opdam, P.F.M., J. Verboom en R. Pouwels (2002). Landscape cohesion assessment: Determining the conservation potential of landscapes for biodiversity (in press).
- Pelk, M., B. Heijkers, R. van Etteger, D. Bal, C. Vos, R. Reijnen, S. de Vries en P. Visschendijk (2000). Kwaliteit door verbinden: waarom, waar en hoe? Schetsboek. Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte en IKC Natuurbeheer, Wageningen.
- Pouwels, R., M.J.S.M. Reijnen, J.T.R. Kalkhoven en J. Dirksen (2002a). Ecoprofielen voor soortanalyses van ruimtelijke samenhang met LARCH. Alterra-rapport 493. Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen.
- Pouwels, R., R. Jochem, M.J.S.M. Reijnen, S.R. Hensen en J.G.M. van der Grefte (2002b). LARCH voor ruimtelijk ecologische beoordelingen van landschappen. Alterra-rapport 492. Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen.
- Reijnen R. en B. Koolstra (1998). Evaluatie van de ecologische verbindingzones in de provincie Gelderland. IBN-rapport nr. 372. IBN-DLO. Wageningen.
- Reijnen, R., E. van der Grift, M. van der Veen, M. Pelk, A. Lüchtenborg en D. Bal (2000). De weg mét de minste weerstand: opgave ontsnippering. Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte en Expertisecentrum LNV, Wageningen.
- RIVM (1998). Natuurbalans 1998. Samsom H.D. Tjeenk Willink bv, Alphen aan den Rijn.
- RIVM (2000). Natuurbalans 2000. Samsom H.D. Tjeenk Willink bv, Alphen aan den Rijn.
- Verboom, J., P.C. Luttikhuisen en J.T. Kalkhoven (1997). Minimumarealen voor dieren in duurzame populatienetwerken (Minimum areas for animals in sustainable population networks). IBN-rapport nr. 259, IBN-DLO, Wageningen.

- Verboom, J., R. Foppen, J.P. Chardon, P.F.M. Opdam en P.C. Luttikhuisen (2001). Introducing the key patch approach for habitat networks with persistent populations: an example for marshland birds. *Biological Conservation*. Vol 100 (1). pp. 89-100.
- Vos, C.C. (1999). A frog's-eye view of the landscape: quantifying connectivity for fragmented amphibian populations. Proefschrift. Wageningen Universiteit, Wageningen.
- Vos, C.C., J. Verboom, P.F.M Opdam en C.J.F. Ter Braak (2001). Toward ecologically scaled landscape indices. *American Naturalist*. Vol 157. pp. 24-41.

## 3 Dassen in een versnipperd landschap<sup>2</sup>

### 3.1 Dassen en verkeerswegen

De snelle groei van het wegennet is wellicht één van de meest opmerkelijke aspecten van recente ruimtelijke ontwikkelingen in Nederland. De lengte van verharde wegen nam met circa 20% toe in de periode 1985-1998. Dit heeft geresulteerd in een gemiddelde wegendichtheid van 3,4 km per vierkante kilometer (CBS 2000; CBS 2001). In dezelfde periode nam ook de verkeersintensiteit met maar liefst 60% toe (CBS 2000). Er zijn nog geen aanwijzingen dat de groeisnelheid van het wegennet of de verkeersintensiteit afneemt.

De aanleg en het gebruik van infrastructuur versnipperd op veel plaatsen natuurgebieden. Leefgebieden van veel diersoorten raken hierdoor in meer of mindere mate van elkaar geïsoleerd, wat de overlevingskansen van de populaties nadelig beïnvloedt (Kalkhoven *et al.* 1996). Een soort die in hoge mate gevoelig blijkt voor versnippering van zijn leefgebied door infrastructuur is de das (Meles meles) (van Apeldoorn & Kalkhoven 1991; van der Zee *et al.* 1992). Het meest directe effect voor deze soort is wellicht het verlies van burchten en foerageergronden als gevolg van het ruimtebeslag dat de aanleg van nieuwe wegen met zich brengt. Daarnaast wordt sterfte door aanrijdingen als een groot probleem ervaren. Jaarlijks sterft circa een kwart van de Nederlandse dassenpopulatie op het wegdek (Berendsen 1986, Broekhuizen *et al.* 1994; Ministerie van Verkeer & Waterstaat 1997). Ook het in meer of mindere mate geïsoleerd raken van leefgebieden als gevolg van de barrièrewerking van een weg is een belangrijk effect dat de levensvatbaarheid van dassenpopulaties negatief kan beïnvloeden.

Dit hoofdstuk beschrijft allereerst wat verdichting van het wegennet betekent voor de sterftetekans van dassen. Dat gebeurt aan de hand van modelberekeningen. De afgelopen jaren zijn tal van maatregelen getroffen om de sterftetekans van dassen te verkleinen. Dat gebeurt onder andere door het aanleggen van dassentunnels. Het tweede deel gaat in op de onderhoudstoestand van dassentunnels en daarbij behorende voorzieningen.

### 3.2 Sterftetekans door aanrijdingen

Uit verschillende studies blijkt dat de levensvatbaarheid van een dassengroep of –populatie vooral gevoelig is voor sterfte van adulte dassen (Lankester *et al.* 1991, Verboom 1996). Dassen leven in kleine, stabiele sociale groepen en de dood van een dier kan voor zo'n groep funest zijn, zeker wanneer dit het enige reproducerende vrouwtje betreft. Een dichter wegennet leidt ertoe dat dassen vaker wegen moeten oversteken tijdens hun foerageertochten, of tijdens dispersie naar andere leefgebieden. En vaker oversteken betekent een grotere kans om te worden aangereden.

#### ***SmallSteps***

Om dit te illustreren zijn met een dispersiemodel de looppatronen van dassen binnen hun territorium gesimuleerd in landschappen die verschillen in wegendichtheid. Hiervoor is gebruik gemaakt van het model SmallSteps (Baveco, in prep.). Met dit dispersiemodel kunnen

---

<sup>2</sup> Edgar A. van der Grift & Hans Baveco

bewegingen van individuen door een complex, heterogeen landschap gesimuleerd worden. Het grondpatroon voor individuele verplaatsingen van dassen in dit model is gebaseerd op literatuurgegevens over verplaatsingspatronen van dassen binnen hun territorium.

Het ruimtelijk looppatroon is in algemene lijn het volgende (zie ook de kadertekst). Het individu beweegt zich vanaf een centrale burcht naar de rand van het territorium, en volgt vervolgens een traject langs de territoriumgrens. Per nacht kan een dusdanige afstand worden afgelegd dat de territoriumgrens voor de helft tot driekwart gevolgd wordt. Tenslotte beweegt het dier zich weer terug naar de hoofdburcht waar het dier zijn verplaatsing begonnen is, of naar één van de nabijgelegen bijburchten. De bochtigheid van het patroon wordt bepaald door de gekozen gemiddelde stapgrootte, in combinatie met de opgelegde variatie in draaihoek (de hoek tussen twee opeenvolgende stappen). Figuur 3.1 beeldt enkele van de gegenereerde patronen af. Tabel 3.1 geeft een overzicht van de set parameters die gebruikt is om deze looppatronen in SmallSteps te beschrijven.



*Figuur 3.1. Enkele met SmallSteps gegenereerde looppatronen van dassen tijdens een nachtelijke foerageertocht.*

*Tabel 3.1. Set van parameters die looppatronen van dassen in SmallSteps beschrijven.*

Parameter	Gebruikte waarden	Bron
Stapgrootte (gemiddelde van Exponentiele verdeling)	10 m (tijdstap: 1 minuut)	Brown <i>et al.</i> 1993; Neal & Cheeseman 1996
Draaihoek (st.dev. van Normale verdeling)	0.26 ( $1/12 \pi$ )	Brown <i>et al.</i> 1993; Neal & Cheeseman 1996
Gemiddelde afstand territoriumgrens tot burcht	800 m	Apeldoorn <i>et al.</i> 1997
Maximale afstand tot burcht na beëindigen verplaatsing	100 m - 3000 m gemiddeld afgelegde afstand per nacht	J. Mulder, mondelinge mededeling

Omdat we enkel geïnteresseerd zijn in het aantal keren dat een individu tijdens een foerageertocht een weg oversteeft (en niet in de precieze tijden waarop dit gebeurt), is de tijd waarin het hele traject afgelegd wordt niet relevant. Aangenomen wordt dat de verplaatsingen van de individuen niet door het landschap gestuurd worden. Afgezien van de aanwezigheid van wegen wordt het landschap dus homogeen verondersteld. Deze vereenvoudiging is niet zozeer een beperking van het modelinstrument als een keuze die we in dit geval maken, voor resultaten die los staan van specifieke landschapsconfiguraties. Ook de aanwezige wegen veranderen in de simulaties niet het looppatroon van de dassen. Wanneer een das een weg tegenkomt tijdens zijn verplaatsing wordt verondersteld dat deze wordt overgestoken, ongeacht wegbreedte of verkeersintensiteit.

#### **Looppatroon foeragerende das**

Verplaatsingen worden in het model beschouwd als vectoren. Vanuit iedere positie, na iedere verplaatsing, wordt een nieuwe verplaatsingsvector berekend. De berekening is, bij een gecorreleerde random walk (CRW), gebaseerd op de combinatie van een random gekozen draaihoek (uit de draaihoekkansverdeling) en lengte van de verplaatsing (gekozen uit de stapgroottekansverdeling). De draaihoek wordt opgeteld bij de actuele hoek.

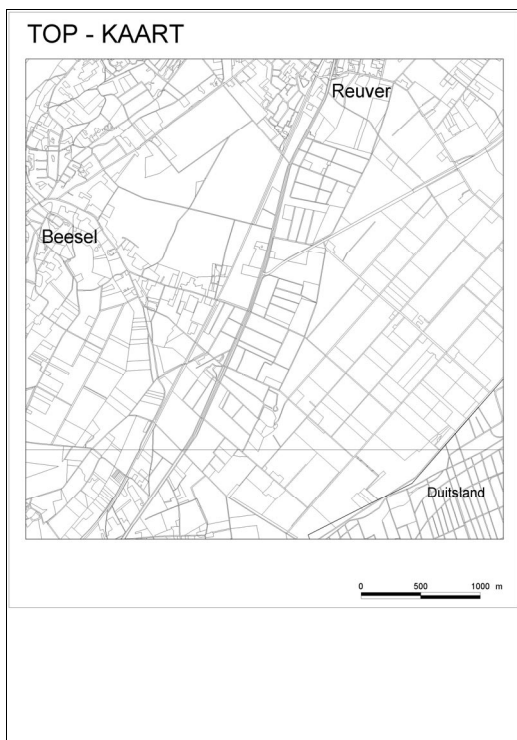
Iedere verplaatsingsvector zou je ook kunnen interpreteren als een motivatie, een kracht of een plan om zoveel meter die kant op te lopen. Om het door ons gewenste looppatroon te simuleren hebben we een aantal "motivaties" toegevoegd, die we vectorgewijs sommeren tot de uiteindelijke verplaatsingsvector.

Om verplaatsing naar de randzone van het territorium te krijgen introduceren we een soort "centrifugale kracht vanuit het territoriumcentrum" vector die staat voor de motivatie om naar de randzone toe te bewegen. Deze vector neemt gezien vanuit het centrum van het territorium in lengte af tot nul (wanneer rand is bereikt), en wordt sterker negatief naarmate het individu zich verder buiten het territorium bevindt. Deze vector wordt dus bij de basale CRW-vector opgeteld. Het resultaat is een looppatroon kriskras door de randzone. Om een patroon te genereren dat wat consequenter in een richting rond het middelpunt cirkelt, introduceren we daarnaast een (kleine) motivatie (vector), haaks op de lijn tussen de huidige positie en het territoriumcentrum. Ook deze wordt erbij opgeteld; nu verandert de looprichting minder vaak.

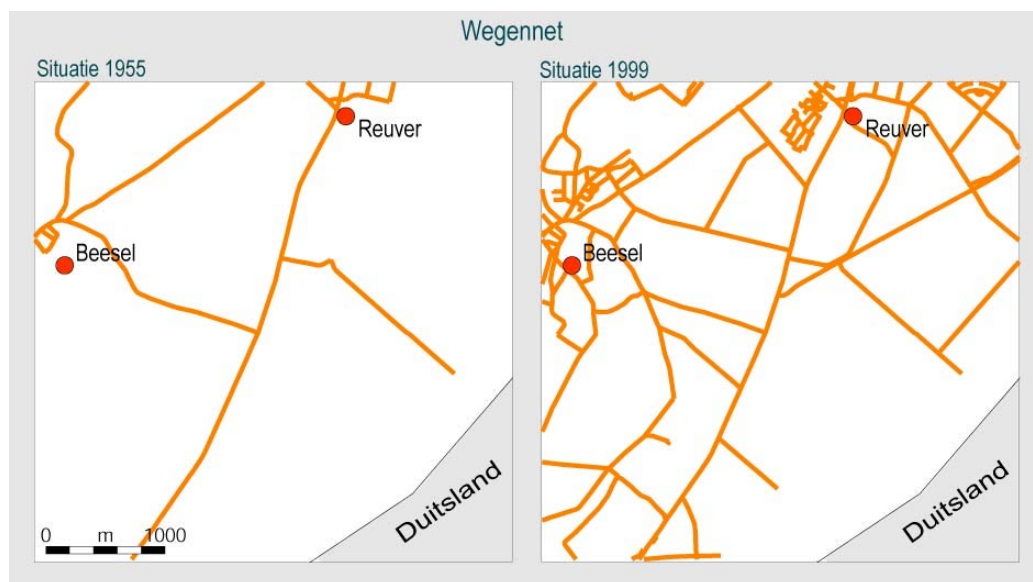
Het laatste kenmerk van geobserveerde patronen, de terugkeer naar een locatie (burcht) weer wat verder het territorium in, wordt gesimuleerd door na het gewenste aantal tijdstappen de parameter die de "centrifugale kracht" als functie van de afstand tot territoriumcentrum bepaalt (de parameter: afstand waarop de kracht nul is) te laten afnemen. Het territorium krimpt als het ware ineen, en het bewegende individu volgt de terugtrekkende grens.

#### ***Landschappen***

De simulaties van de bewegingen van dassen zijn uitgevoerd in zowel een bestaand landschap als een kunstmatig landschap. Voor het bestaande landschap is een gebied in Midden-Limburg geselecteerd, waar sinds lang dassenburchten aanwezig zijn (figuur 3.2). Het gebied is zo gekozen dat een bestaande hoofdburcht het centrum vormt van het landschap. De simulaties in dit landschap zijn uitgevoerd op basis van (1) de wegendichtheid in 1955 (0,9 km/km<sup>2</sup>), en (2) de wegendichtheid in 1999 (3,0 km/km<sup>2</sup>) (figuur 3.3). Het betreft uitsluitend verharde wegen. Per simulatie zijn telkens 10.000 dassen 'losgelaten'. Per das is vastgesteld hoe vaak een weg wordt overgestoken tijdens een foerageertocht. Vervolgens zijn de verwachte oversteekfrequenties van verharde wegen door dassen in 1955 en 1999 met elkaar vergeleken.

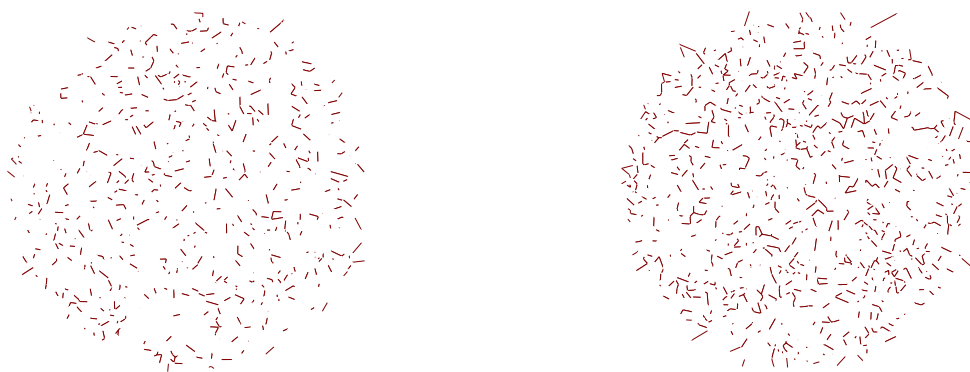


*Figuur 3.2. Geselecteerd landschap in Midden-Limburg.*



*Figuur 3.3. Wegenpatroon in geselecteerd landschap in Midden-Limburg in 1955 en 1999.*

Om ook een algemeen verband vast te kunnen stellen tussen de dichtheid van wegen en oversteekfrequenties van dassen is een soortgelijke simulatie uitgevoerd in twee kunstmatige landschappen. In deze kunstmatige landschappen zijn de wegen random verspreid. Hierdoor worden de oversteekfrequenties onafhankelijk van de ruimtelijke configuratie van het wegennet geanalyseerd. Met de kunstmatige landschappen wordt een vergelijking gemaakt tussen de gemiddelde wegendichtheid in Nederland in 1970 (2,2 km/km<sup>2</sup>) en 1998 (3,4 km/km<sup>2</sup>). Vanwege het stochastische karakter (iedere simulatie is gebaseerd op een ander landschap), worden per wegendichtheid 10 simulaties uitgevoerd. Figuur 3.4 laat voor beide wegendichtheden een dergelijk kunstmatig landschap zien.

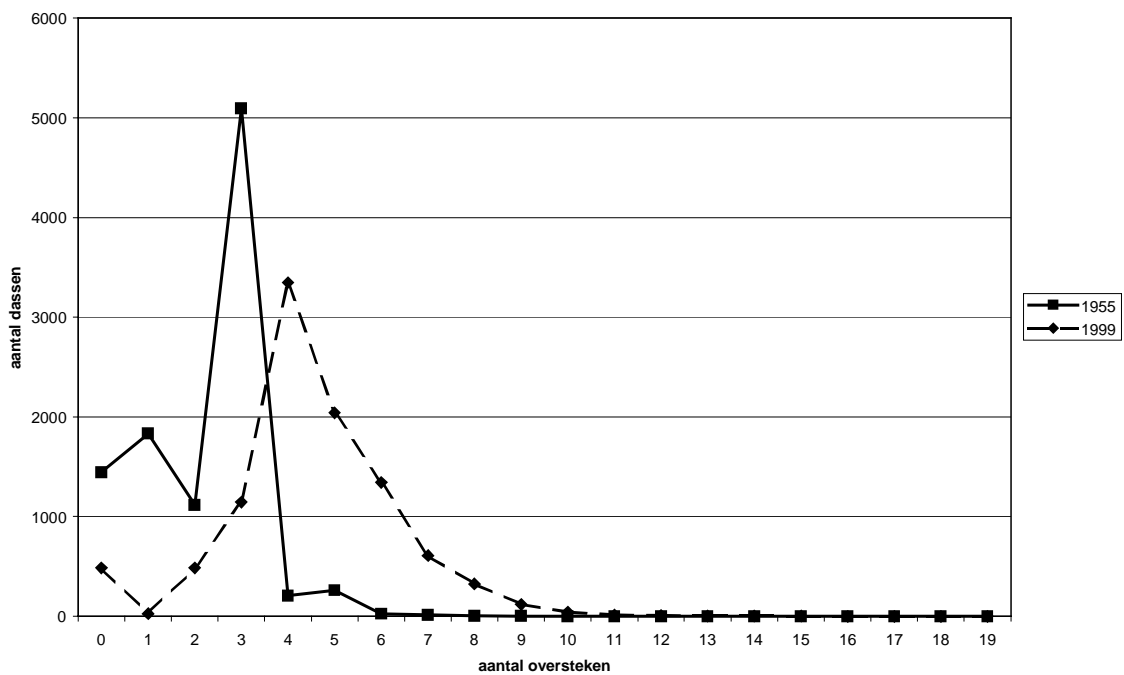


*Figuur 3.4 Kunstmatig landschap met random ligging van de wegsegmenten bij een wegendichtheid van 2,2 km/km<sup>2</sup> (links) en 3,4 km/km<sup>2</sup> (rechts)*

## Resultaten

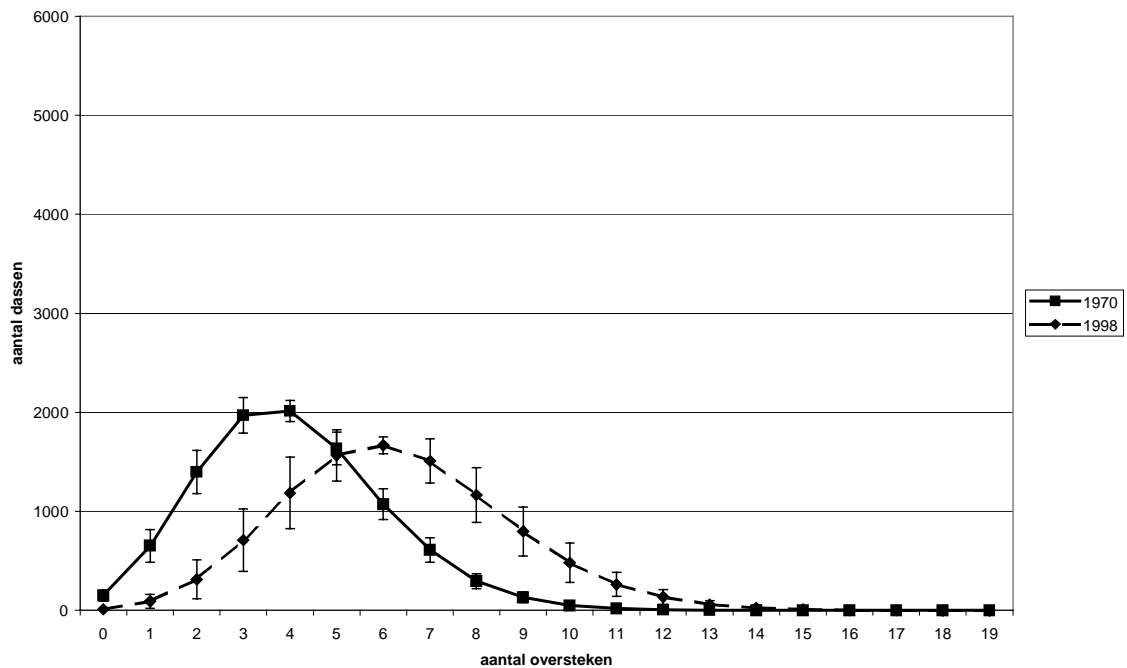
Er is zowel in het bestaande landschap als in de kunstmatige landschappen een duidelijke toename te zien in het aantal keren dat een das tijdens een foerageertocht een weg moet oversteken (figuur 3.5 en 3.6). In het bestaande landschap met het wegenpatroon anno 1955 steekt een das gemiddeld 2,2 maal een weg over. In datzelfde landschap met het wegenpatroon anno 1999 is dat gestegen naar gemiddeld 4,5 passages van een weg per foerageertocht. In de kunstmatige landschappen wordt gemiddeld 4,1 en 6,3 maal een weg overgestoken voor respectievelijk een landelijke wegendichtheid anno 1970 en 1998.

De resultaten illustreren de grotere kans die dassen in de huidige situatie lopen om te sterven als gevolg van een aanrijding. Dit beeld wordt versterkt als we bedenken dat er niet alleen meer wegen zijn aangelegd, maar het verkeer op de wegen eveneens sterk is toegenomen. Kortom: dassen steken vaker wegen over en hebben daarbij door de hogere verkeersintensiteit een grotere kans om aangereden te worden. Bij zeer hoge verkeersintensiteiten lijken dassen wegen als absolute barrière te gaan zien (Clarke *et al.* 1998). De weg is dan dermate verstorend dat deze niet meer wordt overgestoken of zelfs wordt gemeden. Hoewel de kans op sterfte als gevolg van aanrijdingen in die situatie kleiner wordt, neemt tegelijkertijd de versnippering van leefgebieden en populaties sterk toe. Het gevolg kan zijn dat belangrijke delen van het leefgebied onbereikbaar worden, of uitwisseling tussen populaties onmogelijk wordt. Indirect kan dit leiden tot een geringere levensvatbaarheid of zelfs het verdwijnen van een dassenpopulatie.



Figuur 3.5. Oversteekfrequentie van dassen in het geselecteerde landschap in Midden-Limburg in 1955 en 1999.





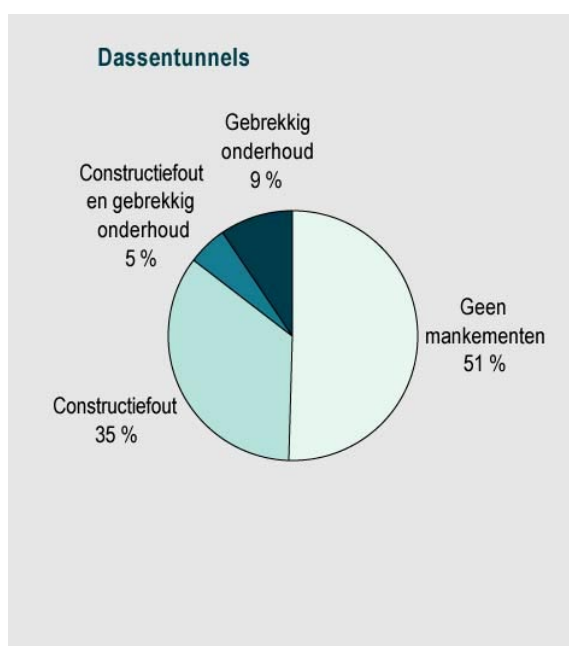
Figuur 3.6. Oversteekfrequentie van dassen in kunstmatige landschappen met een wegendichtheid die overeenkomt met het landelijk gemiddelde van respectievelijk 1970 en 1998.

### 3.3 Mitigerende maatregelen

Bij de aanleg van nieuwe verkeerswegen worden tegenwoordig in veel gevallen maatregelen getroffen om de verwachte negatieve effecten van versnippering op dassenpopulaties weg te nemen of te compenseren (Broekhuizen & Derckx 1996, Bekker *et al.* 2001). Zo worden wegen afgeschermd met dassenkerende rasters ter voorkoming van aanrijdingen. Dassentunnels zijn op tal van plaatsen aangelegd om uitwisseling van dassen tussen (delen van) leefgebieden aan weerszijden van wegen mogelijk te maken. En op strategische plaatsen wordt nieuw habitat voor de das gecreëerd om het verlies van burchtlocaties en foerageergronden te compenseren.

Het succes van deze maatregelen voor dassen staat of valt met een zorgvuldige constructie van de voorzieningen. Daarnaast is regelmatig inspectie en onderhoud nodig (Derckx 1986, Derckx 1995, Janssen *et al.* 1997). Een in 2001 uitgevoerd onderzoek naar het functioneren van dassentunnels en aanvullende maatregelen (rasters, vluchtpoortjes, geleidende beplanting e.d.) heeft aangetoond dat veel dassenvoorzieningen niet goed blijken te functioneren (Vereniging Das & Boom 2002). Bijna de helft (48%) van de 630 onderzochte voorzieningen vertoont gebreken (figuur 3.7). In 70% van deze gevallen is het mankement een gevolg van een verkeerde constructie. Bij 19% van de voorzieningen met mankementen is sprake van onvoldoende of geen onderhoud. En voor 11% van de niet-functionerende voorzieningen gaat het om zowel constructiefouten als een gebrekkig beheer (Vereniging Das & Boom 2002).

Het meest voorkomende probleem is verstopping van dassentunnels. Dit mankement is geconstateerd bij 126 tunnels, oftewel bij 41% van de niet-functionerende voorzieningen. In veel gevallen is wateroverlast de oorzaak van deze verstopping. Tunnels zijn hierdoor tijdelijk of permanent onpasseerbaar voor dassen. Een ander veel voorkomend probleem is de slechte staat van de dassenkerende rasters. Op veel plaatsen ontbreken afrasteringen geheel of gedeeltelijk. Daar waar wel rasters zijn aangebracht sluiten ze niet altijd goed aan op kunstwerken, of er zijn 'lekken' doordat rasters beschadigd zijn of werkpoorten en andere toegangshekken niet consequent worden afgesloten. Ook geleidende beplanting ontbreekt bij een aantal voorzieningen. De kans dat de voorzieningen door de dassen wordt gebruikt neemt hierdoor af. Ook de lokatiekeuze voor het aanbrengen van dassenvoorzieningen blijkt niet altijd correct. In sommige gevallen monden tunnels uit in woonwijken, industrieterreinen, een vuilnisbelt of recreatiepark. Vaak is hier sprake van onvoldoende anticipatie op de planologische ontwikkelingen rond de infrastructuur.

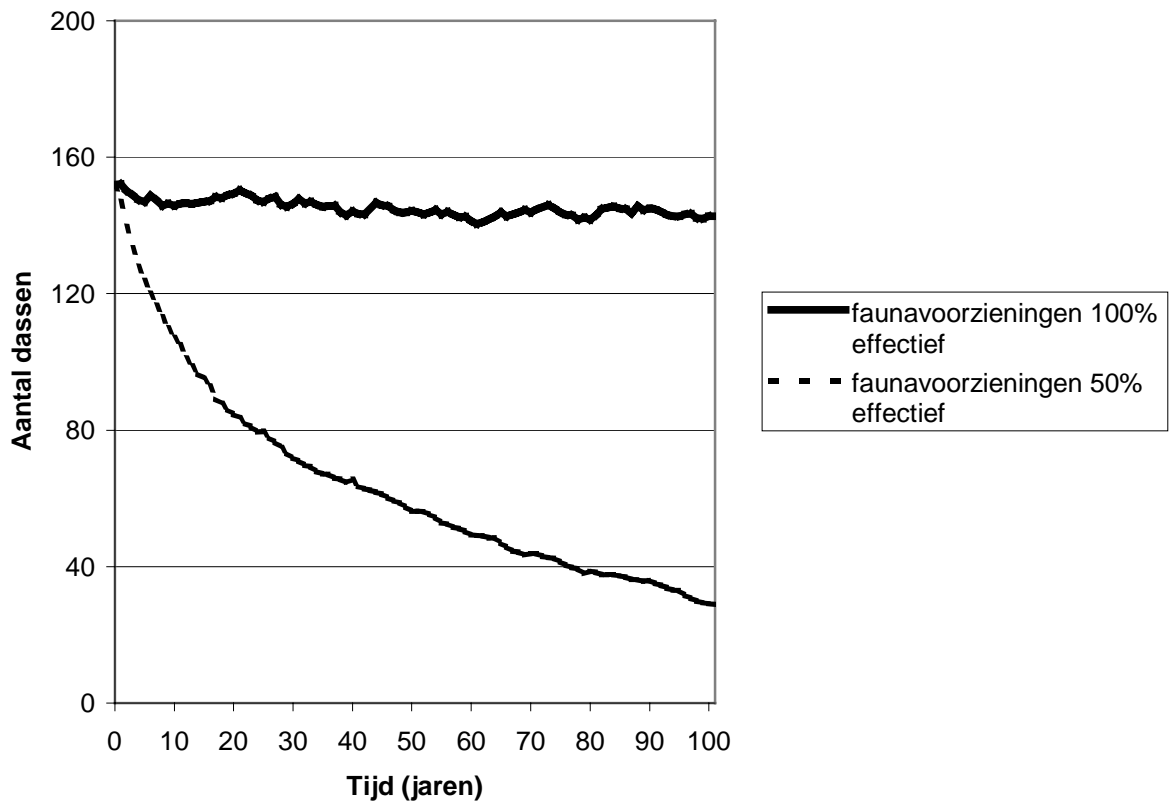


*Figuur 3.7. Dassenvoorzieningen met en zonder gebreken. Voor de niet-functionerende voorzieningen is onderscheid gemaakt naar oorzaak van de problemen.*

Het oplossen van de geconstateerde gebreken bij dassenvoorzieningen is niet altijd eenvoudig. Het grootste deel van de mankementen is immers het gevolg van een verkeerde constructie. In deze gevallen kunnen de problemen alleen worden opgelost wanneer de dassentunnels opnieuw worden aangelegd of grondig worden aangepast (Vereniging Das & Boom 2002). Dit geldt zeker voor de voorzieningen die hun effectiviteit verloren hebben als gevolg van een veranderd grondgebruik. Dit onderstreept dat zowel de lokatiekeuze als het ontwerp van faunavoorzieningen tijdens de planvorming van infrastructuur nadrukkelijk meer aandacht dient te krijgen. Om problemen als wateroverlast te voorkomen kan het noodzakelijk zijn om de horizontale of verticale tracering van een (spoor)weg aan te passen. Dit vraagt dus om het al vroegtijdig in de planvorming van infrastructuur betrekken van de eisen die aan de constructie van doeltreffende faunavoorzieningen worden gesteld.

### 3.4 Levensvatbaarheid populatie

Het goed functioneren van zowel rasters als faunapassages is van levensbelang voor de das. Dit kan worden geïllustreerd met een studie naar de effecten van aanleg van Rijksweg 73-Zuid op de levensvatbaarheid van de dassenpopulatie in Midden-Limburg (van der Grift & Verboom 2001). Hiervoor is het metapopulatiemodel DASSIM gebruikt (Verboom 1996, van Apeldoorn *et al.* 1997). Gedurende de simulaties wordt verondersteld dat de faunavorzieningen bij de nieuwe rijksweg altijd voor 100% (scenario 1) of 50% (scenario 2) functioneren. Het betreft zowel de faunavorzieningen die uitwisseling tussen populaties moeten bevorderen (dassentunnels) als maatregelen die sterfte reduceren als gevolg van aanrijdingen (rasters). Praktische problemen als dassentunnels die periodiek onder water staan en kapotte rasters worden daarmee gereduceerd tot een best-case- of worst-casebenadering. De definitie '50% effectief' als worst-case scenario sluit aan bij de recent door Vereniging Das & Boom gepubliceerde cijfers (Vereniging Das & Boom 2002). De habitatkwaliteit wordt in beide scenario's als gelijk verondersteld. Opgemerkt dient te worden dat de simulatieresultaten niet als exacte toekomstvoorspelling kunnen worden geïnterpreteerd; de simulaties met DASSIM dienen vooral ter vergelijking van verschillende scenario's.



*Figuur 3.8. Het aantal volwassen dassen in Midden-Limburg tegen de tijd uitgezet na aanleg van Rijksweg 73-Zuid, waarbij de faunavorzieningen voor respectievelijk 100% en 50% effectief zijn.*

De modeluitkomsten laten zien dat de vooruitzichten voor de das niet noodzakelijkerwijs somber zijn in een scenario met aanleg van Rijksweg 73-Zuid (figuur 3.8). Wanneer de aanleg van de rijksweg plaatsvindt, hangt het er vooral vanaf hoe effectief de mitigerende voorzieningen zijn of het netto-effect voor de dassen een voor- of een achteruitgang zal betekenen. Bij een hoge effectiviteit van de voorzieningen (nabij de 100%) is het scenario waarbij het verkeer wordt geconcentreerd op de rijksweg en de verkeersintensiteit op lokale en provinciale wegen daalt gunstig voor de das. Wanneer de effectiviteit van de voorzieningen echter laag zou zijn (effectiviteit voorzieningen 50%), is de situatie met rijksweg een ernstige achteruitgang ten opzichte van de huidige situatie (figuur 3.8). Het is dan ook van groot belang dat de voorzieningen duurzaam blijven functioneren: dat dassentunnels niet verstopt raken of onder water komen te staan en rasters geen gaten vertonen.

### **3.5 Conclusies**

De das staat in Nederland onder druk. De aanleg en het gebruik van wegen en spoorwegen speelt hierbij een belangrijke rol. Leefgebieden van dassen gaan hierdoor verloren of raken versnipperd, en de kans op sterfte als gevolg van aanrijdingen neemt toe. Mitigerende maatregelen zoals dassentunnels en dassenkerende rasters kunnen uitkomst bieden. Voorwaarde is dan wel dat de constructies geen gebreken vertonen en er geregeld onderhoud wordt gepleegd. Gebeurt dit niet, dan kan de levensvatbaarheid van dassenpopulaties ernstig worden aangetast.

#### ***Aanbevelingen***

Het verdient aanbeveling om normen voor de dichtheid van wegen te bepalen, waarbij de geschiktheid van een landschap als goed, matig of slecht beoordeeld kan worden. Dergelijke normen zijn eenvoudig te gebruiken bij de beoordeling van gebieden en/of planologische ontwikkelingen op kansrijkdom voor levensvatbare dassenpopulaties.

Uit deze en eerdere studies blijkt het grote belang van preventie van verkeerssterfte. Maatregelen die de verkeerssterfte van dassen verkleinen zijn dan ook van cruciaal belang voor de das. Deze maatregelen zijn op korte termijn meer nodig dan de maatregelen die de versnippering opheffen. Rasters moeten dus goed sluitend zijn, diep genoeg ingegraven en regelmatig gecontroleerd worden op gebreken. Beschadigde rasters dienen zo snel mogelijk opgespoord en gerepareerd te worden. Aanbevolen wordt om een monitoringssysteem op te zetten voor deze mitigerende maatregelen.

Omdat dassen niet alleen op drukke rijks- en provinciale wegen maar ook op lokale wegen worden doodgereden (Jaarsma & Van Langevelde 1998), kan men in overweging nemen om in de schemering en nacht bepaalde wegen af te sluiten voor doorgaand verkeer of de weggebruikers te ontmoedigen door het gebruik van verkeersdrempels en andere snelheidsremmende maatregelen.

### **Literatuur**

Apeldoorn, R. van & J. Kalkhoven 1991. De relatie tussen zoogdieren en infrastructuur; de effecten van habitatfragmentatie en verstoring. Rapport 91/22. Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Leersum.

- Apeldoorn, R.C. van, J. Verboom & W. Nieuwenhuizen 1997. DASSIM, een simulatiemodel voor de evaluatie van verkeersscenario's: calibratie en validatie. Rapport W-DWW-97-027. DLO-Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Wageningen / Rijkswaterstaat Dienst Weg- en Waterbouwkunde, Delft.
- Baveco, H., in prep. SmallSteps: Movement Model. Alterra-rapport. Alterra, Wageningen.
- Bekker, G.J., R. Cuperus, C.F. Jaarsma, D.A. Kamphorst & R.J.M. Kleijberg 2001. Dealing with fragmentation: prevention, mitigation and compensation. In: Piepers, A.A.G. (ed), Infrastructure and nature; fragmentation and defragmentation. Dutch State of the Art Report for COST activity 341: p. 77-97. Road and Hydraulic Engineering Division Defragmentation Series Part 39a. Rijkswaterstaat, Dienst Weg- en Waterbouwkunde, Delft.
- Berendsen, G. 1986. De das (*Meles meles* L.) als verkeersslachtoffer. Rapport Zoölogisch Laboratorium, afdeling Dieroecologie, Katholieke Universiteit Nijmegen / Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Arnhem.
- Broekhuizen, S. & H. Derckx 1996. Durchlässe für Dachse und ihre Effektivität. Zeitschrift für Jagdwissenschaft 42: 134-142.
- Broekhuizen, S., G.J.D.M. Müskens & K. Sandidorf 1994. Invloed van sterfte door verkeer op de voortplanting bij dassen. IBN-rapport 055. DLO-Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Wageningen.
- Brown, J.A., S. Harris & C.L. Cheeseman 1993. The development of field techniques for studying potential modes of transmission of bovine tuberculosis from badgers to cattle. In: Hayden, T.J. (ed), The Badger, p. 139-153. Dublin Royal Irish Academy.
- CBS 2000. StatLine Database. <http://www.cbs.nl/en/statLine/index.htm> [November 2000].
- CBS 2001. Statistisch Jaarboek 2000. Centraal Bureau voor de Statistiek, Voorburg/Heerlen.
- Clarke, G.P., P.C.L. White & S. Harris 1998. Effects of roads on badger (*Meles meles*) populations in south-west England. *Biological Conservation* 86: 117-124.
- Derckx, H. 1986. Ervaringen met dassenvoorzieningen bij rijksweg 73, tracéTeersdijk-Maasbrug. *Lutra* 29: 67-75.
- Derckx, H. 1995. Dassen op weg. Tien jaar mitigatiebeleid voor dassen voldoende? *Landschap* 12(5): 39-44.
- Grift, E.A. van der & J. Verboom 2001. Levensvatbaarheid van de dassenpopulatie in Midden-Limburg na aanleg van Rijksweg 73-Zuid. Alterra-rapport 099. Alterra, Wageningen.
- Jaarsma, R. & F. van Langevelde 1998. Strategie tegen versnippering; lagere orde wegen én auto(snel)wegen in één integrale aanpak. *Landschap* 15: 111-120.
- Janssen, A.A.A.W., H.J.R. Lenders & R.S.E.W. Leuven 1997. Technical state and maintenance of underpasses for badgers in the Netherlands. In: K. Canters (ed), Proceedings Habitat fragmentation & Infrastructure: p. 362-366. Rijkswaterstaat, Dienst Weg- en Waterbouwkunde, Delft.

- Kalkhoven, J., R. van Apeldoorn, P. Opdam & J. Verboom 1996. Worden onze natuurgebieden groot genoeg? Schatting van benodigde oppervlakte leefgebied voor kernpopulaties van een aantal diersoorten. *Landschap* 13 (1): 5-15.
- Lankester, K., R.C. Van Apeldoorn, E. Meelis & J. Verboom 1991. Management perspectives for populations of the Eurasian badger (*Meles meles*) in a fragmented landscape. *Journal of Applied Ecology* 28: 561-573.
- Ministerie Verkeer & Waterstaat 1997. Bijna vierhonderd dassen in verkeer omgekomen in 1996. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Nieuwsbrief Versnippering....Ontsnippering 8: 3.
- Neal, E. & C. Cheeseman 1996. *Badgers*. T & A D Poyser Ltd, London.
- Verboom, J. 1996. Modelling fragmented populations: between theory and application in landscape planning. *IBN Scientific Contributions* 3. DLO-Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Wageningen.
- Vereniging Das & Boom 2002. Landelijk onderzoek naar de kwaliteit van de dassenvoorzieningen. Vereniging Das & Boom, Beek-Ubbergen.
- Zee, F.F. van der, J. Wiertz, C.F.J. ter Braak, R.C. Van Apeldoorn & J. Vink 1992. Landscape change as a possible cause of the badger *Meles meles* L. decline in The Netherlands. *Biological Conservation* 61: 17-22.

## 4 Restoring habitat connectivity across roads: where to begin?<sup>3</sup>

### 4.1 Abstract

We studied the potential effect of mitigation measures on the viability of wildlife populations to prioritize the construction of wildlife passages and restore habitat connectivity across roads in The Netherlands. We used the model LARCH to assess potential habitat configuration and network population viability for five indicator species, sensitive to roads as barriers. High-priority locations for defragmentation were distinguished at road transects where network population viability shifted either from non-viable (extinction probability >5% in 100 years) or vulnerable (extinction probability 1-5% in 100 years) towards highly viable (extinction probability <1% in 100 years) solely due to the removal of roads as barriers. Furthermore, high-priority locations were distinguished where roads block either the forming or re-enforcement of key populations or Robust Ecological Corridors. Analyses showed that 12,281 km (52%) of roads can be classified as critical road transects of which 1,888 km (15%) were determined high priority locations for defragmentation. Due to the removal of road barriers total number of network populations will decrease 33-51%. The area with highly viable network populations will increase about 20-30% for small species with low dispersal capacity, and over 90% for medium-sized to large species with high dispersal capacity. Because the loss of network population viability is sometimes exclusively the result of the presence of roads, restoring habitat connectivity across roads should be given high priority by both policy makers and road managers.

**Keywords:** *Habitat fragmentation, Infrastructure, Network population, Population viability, Defragmentation, Mitigation measures, Wildlife passages.*

### 4.2 Introduction

Rapid expansion of urban areas and infrastructure is the most important recent change in land use in The Netherlands. In 1996 about 9.5% of the country was covered by developed areas, which was twice as much as in 1960 (Natuurplanbureau, 2001). Between 1985 and 1998 the length of paved roads increased almost 20%, resulting in an average of 3.4 km of paved road per square kilometer (CBS, 2000; CBS, 2001). In the same period traffic volume increased about 60% (CBS, 2000). And there is no indication that the growth rate of both urban areas, road density and traffic intensity is levelling off.

Ever expanding urban areas, and the continuous construction of new infrastructure in between, reduces both the quantity and quality of wildlife habitat. Formerly continuous habitat becomes highly fragmented, leaving small habitat patches scattered throughout the landscape. Populations in such small habitat patches have a higher risk of extinction due to demographic and environmental stochasticity (Verboom *et al.*, 1993). At the same time the chance of recolonizations is reduced due to an increase in both distance between populations

---

<sup>3</sup> Edgar A. van der Grift, Rien Reijnen, Marja van der Veen & Marion Pelk; als artikel ingediend bij Landscape and Urban Planning

and number of barriers, such as roads (Opdam *et al.*, 1993). At present, most nature areas in The Netherlands are too small or too isolated to sustain viable wildlife populations (Kalkhoven *et al.*, 1996).

This problem may be overcome if scattered habitat patches are connected into habitat networks. A habitat network could be defined as a cluster of habitat patches, in which animals are able to exchange between (local) populations that inhabit the different patches (Opdam *et al.*, 1993). Animal movements between patches may be facilitated by connecting corridors or stepping stones (Bennett, 1999). Together, the local populations in a habitat network form a network population (Levins, 1970; Opdam, 1987). Although local population viability in an isolated habitat patch may be low, the chance of survival increases if the local population is linked to other populations in nearby habitat patches. Still, local populations may be extirpated, but recolonisation is facilitated by the network population. Viability of the network population itself depends on size, quality and spatial cohesion of the habitat patches in the network (Opdam *et al.*, 1993; Verboom *et al.*, 2001).

To improve network population viability, the Dutch Ministry of Agriculture, Nature management and Fisheries developed a plan for a National Ecological Network (NEN) in the late 1980s (Ministerie LNV, 1990). This NEN consists of existing nature areas, nature areas still to be developed, and ecological corridors between these nature areas. The NEN is scheduled to be completed by 2018. After evaluating expected effectiveness and progress of the NEN plans, seven additional ecological corridors were proposed, that have significantly larger dimensions than the original linkages of the NEN (Natuurplanbureau, 2000; Pelk *et al.*, 2000; Ministerie LNV, 2000). Main objectives of these Robust Ecological Corridors (REC) are to improve the spatial cohesion within the NEN and to conserve biodiversity (Ministerie LNV, 2000). Improving connectivity between habitat patches of species with high dispersal capacity, providing access to new habitats for species with medium dispersal capacity, and creating wildlife refuges to limit the impacts of unexpected events (e.g. climatic changes), are the main actions through which these objectives are to be achieved (Broekmeyer, 2001).

For many wildlife species roads are a barrier to movements between local populations (Bennett, 1991; Forman & Alexander, 1998). In some cases this is caused by the physical appearance of the road and roadside, or the disturbance associated with road use or road management, causing animals to avoid the vicinity of roads (Trombulak & Frissell, 2000). Barrier effects may also result from a decrease in successful wildlife crossings due to high traffic densities. In some cases animal-vehicle collisions are the leading cause of animal mortality, effectively fragmenting otherwise connected populations (Van der Zee *et al.*, 1992; Clarke *et al.*, 1998).

In The Netherlands much effort has been put into restoring habitat connectivity across roads over the last two decades (Bekker *et al.*, 1995). Wildlife overpasses and underpasses have been designed to facilitate the movement of wildlife at several hundred locations throughout the country (Bekker *et al.*, 2001). However, at many locations roads are still a major cause of habitat fragmentation (Reijnen *et al.*, 2000; van der Grift *et al.*, 2001). To prioritize actions to restore habitat connectivity across roads through wildlife passages, we studied the potential effect of these mitigation measures on the viability of wildlife populations. Our specific objectives were to: (1) determine at which locations mitigation measures at roads would result in a significant increase in population viability, (2) determine locations where, apart from the construction of wildlife passages, additional measures are necessary to increase population viability, and (3) provide recommendations for planning defragmentation initiatives in transportation corridors.



## 4.3 Methods

### 4.3.1 Introduction

We distinguished five steps in our research: (1) the selection of indicator species, (2) population viability analysis for each indicator species, according to the present major road network, (3) population viability analysis for each indicator species, with the barrier effect of roads fully mitigated, (4) the assessment of critical road transects for each indicator species, and (5) the assessment of high-priority locations for defragmentation for each indicator species.

### 4.3.2 Indicator species

We selected five terrestrial indicator species for analysis, all sensitive to fragmentation and the barrier effect of roads. The indicator species differ in their habitat preference and, in case of forest habitats, their ability to disperse (Table 4.1). This way species groups with both low and high dispersal capacity were represented and all major wildlife habitats of The Netherlands are covered (see also discussion).

Table 4.1. Selected indicator species per habitat type and dispersal capacity.

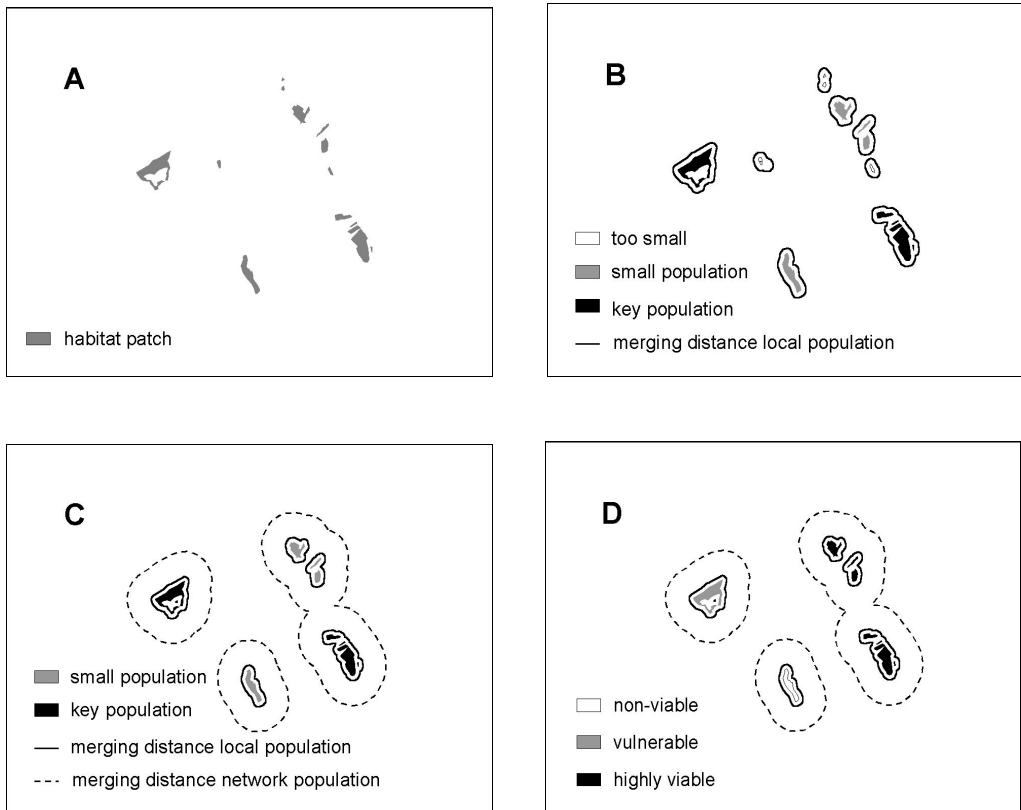
Habitat	Dispersal capacity	
	low (< 10 km)	high (> 10 km)
forest	bank vole ( <i>Clethrionomys glareolus</i> )	pine marten ( <i>Martes martes</i> )
heathland/moorland	sand lizard ( <i>Lacerta agilis</i> )	viper ( <i>Vipera berus</i> )
wetland	root vole ( <i>Microtus oeconomus</i> )	-

### 4.3.3 Population viability analysis

We assessed potential habitat configuration and network population viability for the five indicator species, in the situation with and without roads, using the GIS-based decision support system LARCH (Landscape ecological Analyses and Rules for the Configuration of Habitat; Pouwels *et al.*, 2002). A full description of LARCH is given by Pouwels *et al.* (2002) and Verboom & Pouwels (in press). For each indicator species LARCH assesses (1) the spatial pattern of habitat patches, (2) carrying capacity of each habitat patch, i.e. maximum population density per patch, and spatial pattern of local populations, i.e. clusters of habitat patches, (3) spatial pattern of network populations, i.e. clusters of local populations, and (4) viability of the network populations (see Figure 4.1).

To assess spatial configuration of actual and potential habitat we used the grid cell based vegetation map *Begroeiingstypenkaart LARCH Vogels Nationaal* (grid cell size 250x250 m) (Griffioen *et al.*, 2000; Reijnen *et al.*, 2001). For each grid cell the coverage of vegetation types that are present in that particular cell is given as a percentage. A habitat map was extracted from this vegetation map by selecting vegetation types which are considered suitable habitat for the indicator species concerned. For each selected vegetation type carrying capacity was calculated for each grid cell, using population density standards based on empirical studies (Pouwels *et al.*, 2002). Successively, the carrying capacity of each grid cell was calculated by adding up carrying capacity of the vegetation types. Bordering grid

cells in which suitable habitat occurred were joined into habitat patches. The carrying capacity of each habitat patch was calculated by adding up the carrying capacity of the grid cells that make up the habitat patch (see also Reijnen *et al.*, 2001).



*Figure 4.1. Outline of the assessment of network population viability with LARCH: A. creating habitat map, B. assessment spatial pattern and carrying capacity of local populations, C. assessment spatial pattern of network populations, and D. assessment of network population viability.*

To assess whether habitat patches belong to the same local population LARCH uses a species-specific merging distance, i.e. the distance below which about 90% of all animal movements within the local population take place (Table 4.2). When barriers (roads) were present between two patches, the patches were considered to be part of different local populations, regardless of the distance between the patches. Successively, the distance between local populations and the presence of barriers determined whether local populations belonged to the same network population. The merging distance standards used in LARCH to assess spatial configuration of both local populations and network populations, are based on empirical data of home range size and dispersal capacity respectively (Pouwels *et al.*, 2002).

Whether or not roads are barriers is species specific. Typically, roads with low traffic volumes are not a significant barrier to species with high dispersal capacity. The classification of roads as barriers is based on empirical studies (Pouwels *et al.*, 2002). Furthermore, for each indicator species roads are classified as local barriers, network barriers, or both (see Table 4.3). Roads labeled as local barriers are roads that act as a barrier to wildlife movements between local populations. Similarly, roads labeled as network barriers are roads that act as a

barrier to dispersal movements between network populations. This distinction is important since certain road types may form a barrier for home range movements of some species, but they are not a barrier when an animal leaves the area to disperse (Pouwels *et al.*, 2002). The presence of existing mitigation measures were not included in the analyses.

*Table 4.2. Merging distance standards used in LARCH to assess spatial configurations of local populations and network populations per indicator species.*

LARCH parameter	Values used (in meters)				
	sand lizard	viper	bank vole	root vole	pine marten
Merging distance local population	250	250	250	50	2000
Merging distance network population	1000	1000	1000	4800	10000

*Table 4.3. Classification of roads as local barriers (lb), network barriers (nb), or both, per indicator species.*

Indicator species	Road type (traffic speed)				
	national motorway (100-120 km/h)	provincial highway (80-100 km/h)	provincial main road (80 km/h)	provincial road (80 km/h)	local main road (80 km/h)
Sand lizard	lb/nb	lb/nb	lb/nb	lb/nb	lb/nb
Viper	lb/nb	lb/nb	lb/nb	lb/nb	lb/nb
Bank vole	lb/nb	lb/nb	lb/nb	lb	lb
Root vole	lb/nb	lb/nb	lb/nb	lb	Lb
Pine marten	lb	lb	-	-	-

For each habitat network total carrying capacity was compared with standards for minimal viable network populations (MVNP's). If these standards were met the network populations were considered viable. The standards for MVNP's in LARCH are based on simulations with dynamic (meta)population models (see Verboom *et al.*, 1997; Verboom *et al.*, 2001). In assessing network population viability we took the configuration of habitat into account, in particular the presence of key patches. A key patch is defined as a habitat patch with a carrying capacity large enough to sustain a key population (KP), i.e. a relatively large local population in a network, which is persistent under the condition of one immigrant per generation (Verboom *et al.*, 2001). If a key population is present, lower standards apply for MVNP sizes (see Verboom *et al.*, 2001). Table 4.4 summarizes the standards used in this study for KP size, and MVNP sizes in configurations with and without a key population for each indicator species. Population sizes are expressed in reproductive units. For the selected indicator species a reproductive unit can be defined as one male, one female, and the proportional part of the non-breeding population.

*Table 4.4. Used standards in population viability analyses for key population size (KP) and for Minimal Viable Network Population (MVNP) sizes in configurations with and without a key population, expressed in number of reproductive units.*

Indicator species	KP	MVNP with KP	MVNP without KP
Sand lizard	100	250	400
Viper	100	300	500
Bank vole	100	150	200
Root vole	100	150	200
Pine marten	40	160	240

We classified network populations as non-viable, vulnerable, or highly viable. A network population is considered non-viable when survival probability is less than 95% in 100 years. For vulnerable network populations the extinction probability is 1-5% in 100 years. Although the threshold for viability is met, these network populations will still be rather sensitive to changes in habitat size or quality (see Verboom & Pouwels, in press). Highly viable network populations are populations in habitat networks of which carrying capacity exceeds the standard for a MVNP five times or more, i.e. an extinction probability of < 1% in 100 years.

#### **4.3.4 Assessing critical road transects**

Per indicator species critical road transects, i.e. road barriers that may potentially impact network population viability, were mapped. A critical road transect was defined as a road transect that intersects or directly borders a habitat patch. Because the habitat map we used is grid-based with a grid cell size of 250x250 m, minimum length of critical road transects is 250 m. However, in large habitat patches critical road transects may have a length of many kilometers. Only roads that are considered barriers to animal movements for the species concerned are included (see Table 4.3).

#### **4.3.5 Assessing high-priority locations for defragmentation**

We determined high-priority locations in critical road transects for indicator species with low dispersal capacity in two steps. First, we compared survival probability of network populations with and without roads. High-priority locations were distinguished at road transects where mitigation measures will have an immediate positive effect on the persistence of network populations. Therefore locations were labeled high-priority where network population viability shifted from either non-viable or vulnerable towards highly viable, solely due to mitigation of road-barrier impacts.

Secondly, we determined which of the above mentioned network populations show a shift in viability, due to planned expansion of nature areas and improvement of habitat quality. In this analysis we used the final spatial configuration of NEN, and habitat quality aimed for within this NEN, to assess spatial pattern and carrying capacity respectively of habitat patches, local populations, and network populations (Natuurplanbureau, 2000). Locations where network population viability shifts from non-viable or vulnerable to highly viable as a result of NEN plans, regardless of changes in road network, were no longer distinguished high-priority locations.

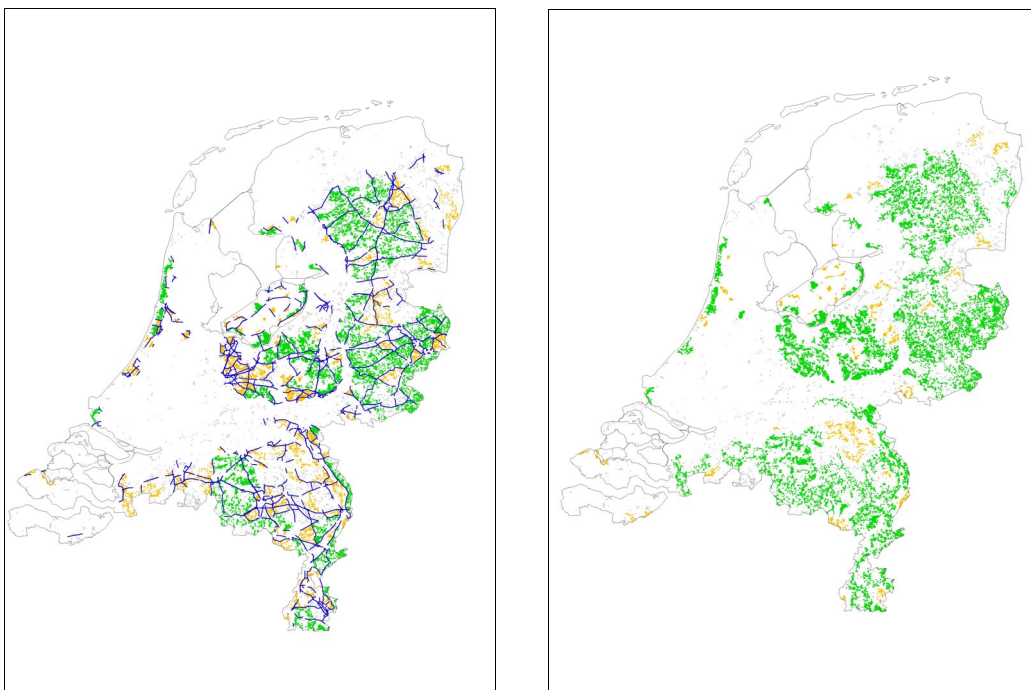
When no road network is present, all local populations of the indicator species with high dispersal capacity (pine marten) belong to a very limited number of network populations. As a consequence, high-priority locations cannot easily be detected by comparing network

population viability in the situation with and without roads. However, within a network population the presence or absence of key populations (KP's; see Section 2.3) greatly determine network population viability. Therefore high-priority locations for indicator species with high dispersal capacity were determined by detecting road transects which block the forming of new KP's, or hinder the re-enforcement of existing KP's.

In addition, all major roads that intersect a REC are considered high-priority locations for defragmentation.

## 4.4 Results

For all species the removal of road barriers results in a considerable shift in both number and viability of network populations, as illustrated for the bank vole in figure 4.2. The total number of network populations decreases 33% to 51% (Table 4.5). At the same time network population size increases, at many locations resulting in a shift in network population viability from non-viable or vulnerable to highly viable network populations. The area with highly viable network populations increases about 20-30% for species with low dispersal capacity (Figure 4.3). For the pine marten mitigation of road barriers will result in one highly viable network population, covering almost all suitable habitat patches within The Netherlands (Table 4.5 and Figure 4.3).



*Figure 4.2. Network population viability of the bank vole in The Netherlands in the situation with and without major roads. Network populations are marked as non-viable (grey), vulnerable (yellow) or highly viable (green). Critical road transects are marked blue.*

Table 4.5. Number of non-viable (nv), vulnerable (v) and highly viable (hv) network populations in the situation with and without roads for each indicator species, and the decline in network population numbers between the situation with and without roads.

Indicator species	With roads				Without roads				Decline
	hv	v	nv	total	hv	v	nv	total	
Sand lizard	26	47	775	848	21	37	391	457	46%
Viper	8	18	556	582	6	14	291	311	47%
Bank vole	63	126	1206	1395	22	46	612	680	51%
Root vole	29	55	234	318	21	23	128	172	46%
Pine marten	0	2	7	9	1	0	5	6	33%

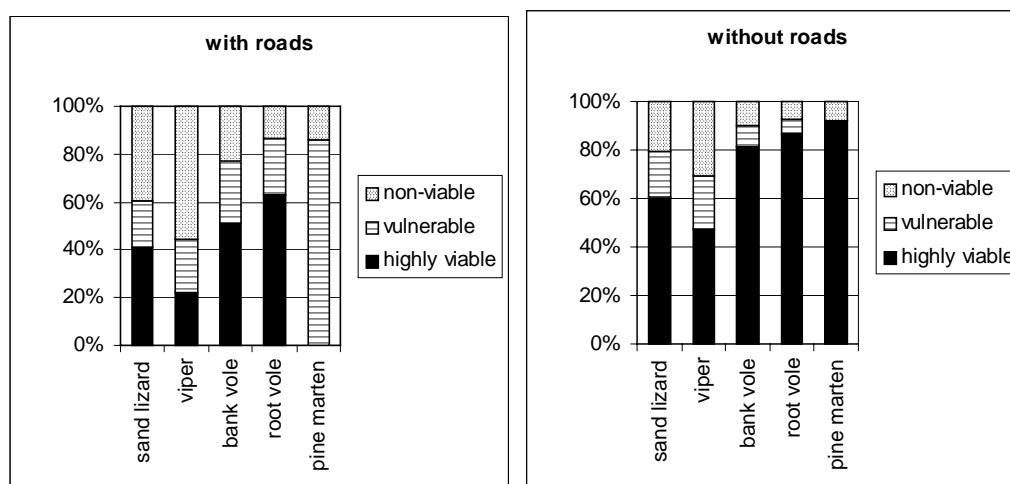


Figure 4.3. Total area of non-viable, vulnerable and highly viable network populations in the situation with and without roads for each indicator species.

Of all roads considered barriers for one or more of the indicator species (see Table 4.3), 12,281 km of roads (52%) are classified as critical road transects. Of these road transects 1,888 km (15%) were determined high priority locations for defragmentation (Figure 4.4). The impact of planned NEN expansion and NEN habitat quality improvement was limited on both number and length of high priority defragmentation locations.

Most critical road transects and high-priority locations are found in forested habitat. In wetlands the length of both critical road transects and high priority locations for defragmentation is smallest. We identified 711 road transects intersecting Robust Ecological Corridor's (REC's), with a total length of 911 km (Figure 4.5). Approximately 136 km of these road transects within REC's are also labeled high priority locations by one or more of the indicator species.



Figure 4.4. Critical road transects (blue) and high priority defragmentation locations (red) within these transects in The Netherlands, based on LARCH-analyses of five indicator species. Total length of major road network (grey) is about 23,600 km.

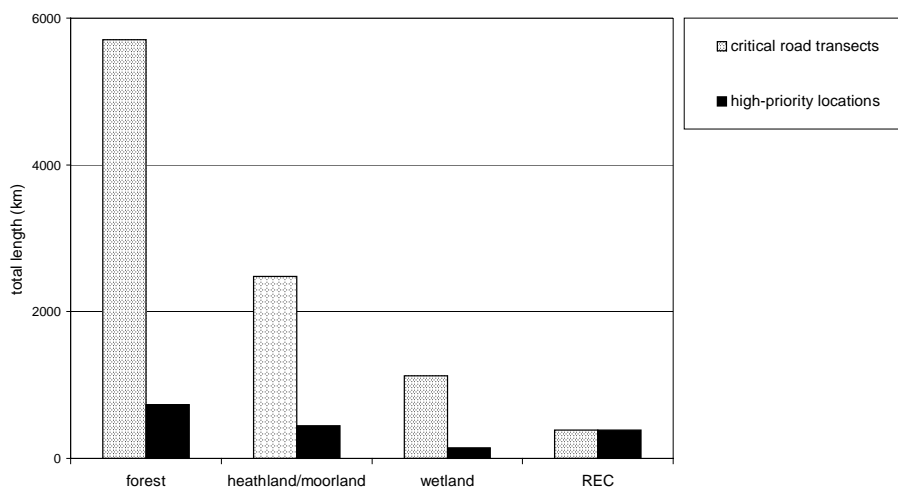


Figure 4.5. Length of critical road transects and high priority defragmentation locations per habitat type and within REC's.

## **4.5 Discussion**

### **4.5.1 Selection of indicator species**

Not all natural habitat types present in The Netherlands were included in our study. However, the selected indicator species represent the main ecosystems in Dutch nature conservation areas, i.e. forest (coniferous/deciduous/mixed), heathland/moorland, and wetland. These habitat types cover about 89% of the area covered by natural ecosystems in The Netherlands, excluding large freshwater bodies (RIVM, 2001). No indicator species were selected for the habitat types large freshwater bodies, salt marshes, and beaches. However, results are not likely to change much if these habitat types are included since there are very few roads within these habitat types.

The selection of indicator species was further limited because of our choice to focus on defragmentation within more or less continuous nature areas. Species indicative to small habitat patches or linear habitat elements within agricultural areas, so called 'green veins', were not included. Improving spatial cohesion of these small habitat fragments in agricultural landscapes may significantly re-enforce spatial cohesion of the NEN, and thus viability of network populations (Verboom *et al.*, 1991; Opdam *et al.*, 2000). Similar to situations within continuous nature areas, roads may block connectivity within green vein networks. The assessment of critical road transects outside NEN areas is therefore recommendable, especially because agricultural areas still cover about 70% of the country.

### **4.5.2 Assessing critical road transects**

In our study critical road transects are identified whenever (potential) habitat is intersected. However, in some situations a shift in network population viability may be the result of roads which do not intersect habitat, but are located within the dispersal distance of the species concerned. We suggest that in further analysis a buffer zone along roads should be used to assess critical road transects, at which buffer size is based on species specific dispersal capacity. In further analyses it may also be desirable to include the presence of existing wildlife passages, decreasing the number of critical road transects.

### **4.5.3 High-priority locations**

Our results show that loss of network population viability is sometimes exclusively the result of the barrier effect of the road itself. Construction of effective wildlife passages at these locations will result in immediate success, i.e. improvement of network population viability. At other locations restoring habitat connectivity across roads is only part of the solution. The reason for this is that the distance between habitat patches on either side of the road is too large. In these situations the construction of wildlife passages at the road should be accompanied by additional measures in the vicinity of the road, i.e. restoring or creating wildlife corridors and ecological stepping stones, enlarging existing habitats or improving habitat quality, to reach the same positive changes in network population viability.

It should be noticed that locations labelled 'high-priority' in our study are labelled so solely because at these locations mitigative measures will result in an immediate improvement of network population viability. No conclusions can be drawn about the ecological importance of defragmentation locations, based on this label. Road transects bordering rather insignificant, non-viable or vulnerable local populations on one side, and a highly viable network population on the other side will be identified as high-priority location. Conversely, road transects that



isolate large non-viable or vulnerable network populations may not be detected as high-priority, only because the distance between a highly viable network population on the other side of the road extends the dispersal capacity of the species. However, because it takes time to plan and construct the additional measures (habitat, corridors, stepping stones) at such locations, efforts by road managers could be best focussed on locations where immediate results are expected.

#### **4.5.4 Additional barriers**

Major roads are not the only barriers to wildlife movement. Small local roads, railroads, or large waterways may also prohibit the exchange of animals between local populations, or network populations (Van Langevelde & Jaarsma, 1997; Van der Grift & Kuijsters, 1998; Van der Grift *et al.*, 2001). The effectiveness of wildlife passages at major roads is partly determined by defragmentation measures at such other transportation barriers, especially when these additional barriers are located in the vicinity of major roads. Therefore, we suggest further studies to determine impact of these barriers on persistence of network populations in relation to the impacts of major roads, and identify mitigation measures necessary to restore habitat connectivity across such additional barriers.

#### **4.5.5 Identifying defragmentation locations**

Literature shows that a variety of methods have been used to assess defragmentation locations. Most often placement of mitigation measures is based on data of wildlife-vehicle collisions, or prior knowledge of animal movements and the location of actual travel paths (Singer & Doherty, 1985; Van Apeldoorn *et al.*, 1995; Lehnert *et al.*, 1996; Foster & Humphrey, 1995; Scheick & Jones, 1999). An important advantage of these methods is the preciseness with which recommendations for mitigation measures can be made, due to the direct link between mitigative measure and road impact, i.e. mortality and barrier effect. However, to gather mortality or animal movement data requires a considerable effort. Therefore, these methods are primarily useful in case of defragmentation studies on a local or regional scale, with a limited number of species. Furthermore, with these methods defragmentation locations in areas where populations have already become extinct will not be detected. The same applies when mitigation sites are identified using knowledge of actual spatial distribution of (threatened) species (Den Held & Van Rij, 1994; Kobler & Adamic, 1999).

In other cases defragmentation locations are identified by mapping road transects that intersect (1) potential key linkage areas, based on analyses of landscape characteristics and ecological features of natural areas, (2) areas with some sort of nature conservation designation, or (3) proposed ecological networks, or ecological corridors (Morel & Specken, 1992; Carr *et al.*, 1998; Ruediger *et al.*, 1999; Singleton & Lehmkuhl, 1999; Smith, 1999). Most of these methods are simple and easy to apply for large numbers of species. However, with these methods usually no direct link is made between identified defragmentation locations and population viability.

Using the rule-based model LARCH, locations for defragmentation are directly related to the persistence of wildlife populations. The method ensures efforts at improving habitat connectivity across roads will be most rewarding on the population level. Using LARCH is relatively quick and simple if compared to the use of dynamic metapopulation models, especially if a large number of species has to be considered. Furthermore, using habitat maps instead of actual species distribution makes it possible to detect both actual and potential

bottlenecks. However, high-priority road transects assessed with the LARCH-method often extend over many kilometers. To determine the exact locations for mitigation measures within these road transects, information of collision sites and animal trails may be a helpful tool.

## **4.6 Conclusion**

Restoring habitat connectivity across roads should be given high priority by both policy makers and road managers. In many cases loss of network population viability is exclusively the result of the presence of roads. Therefore well designed, effective wildlife passages are required. At other locations mitigation measures to restore habitat connectivity across roads should be accompanied by additional measures, i.e. restoring wildlife corridors, to bridge the gap between habitat networks. Existing efforts to develop an NEN will only result in aimed population viability or biodiversity if defragmentation plans are carried out simultaneously. The assessment of defragmentation locations will be most effective if population viability analysis is included. LARCH turned out to be a relatively quick and simple model to identify such locations for large number of species.

### ***Acknowledgements***

We would like to thank Rogier Pouwels, Jolanda Dirksen, Joost van Kuijk (Alterra), and Aletta Luchtenborg (Ministry of Agriculture, Nature Management and Fisheries) for their help with LARCH analyses and the production of maps. Thanks are due also to Bethanie Walder and Marcel Huijser for their constructive comments on an earlier version of this paper. Financial support for this research was provided by the Department of Nature Management of the Ministry of Agriculture, Nature Management and Fisheries.

## **References**

- Apeldoorn, R. van, H. Houweling & G. Veenbaas (1995) Mitigerende maatregelen voor de das. Een methode voor probleemdetectie en evaluatie van voorzieningen, Landschap 12 (5) p. 5-12.
- Bekker, H., B. van den Hengel, H. van Bohemen & H. van der Sluijs (1995) Nature across motorways, Delft, The Netherlands: Rijkswaterstaat Dienst Weg- en Waterbouwkunde.
- Bekker, G.J., R. Cuperus, C.F. Jaarsma, D.A. Kamphorst & R.J.M. Kleijberg (2001) Dealing with fragmentation: prevention, mitigation and compensation, in: Piepers, A.A.G. [Ed] Infrastructure and nature; fragmentation and defragmentation. Dutch State of the Art Report for COST activity 341, Road and Hydraulic Engineering Division Defragmentation Series Part 39a, Delft, The Netherlands: Ministry of Transport, Public Works and Water Management, Road and Hydraulic Engineering Division, p. 77-97.
- 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, Chipping Norton, Australia, Surrey Beatty & Sons, p. 99-118.
- Bennett, A.F. (1999) Linkages in the landscape: The role of corridors and connectivity in wildlife conservation, Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN.

- Broekmeyer, M. (2001) Robuust beleid robuust ontsloten, *Landschap* 18 (4) p. 291-295.
- Carr, M.H., P.D. Zwick, T. Hootor, W. Harrell, A. Goethals & M. Benedict (1998) Using GIS for identifying the interface between ecological greenways and roadway systems at the State and sub-State scales, in: Evink, G.L., P. Garrett, D. Zeigler & J. Berry [Eds] *Proceedings of the International Conference on Wildlife Ecology and Transportation*, Tallahassee: Florida Department of Transportation, p. 68-77.
- CBS (2000) StatLine Database, <http://www.cbs.nl/en/statLine/index.htm> [November 2000].
- CBS (2001) *Statistisch Jaarboek 2000, Voorburg/Heerlen*, The Netherlands: Centraal Bureau voor de Statistiek.
- Clarke, G.P., P.C.L. White & S. Harris (1998) Effects of roads on badger *Meles meles* populations in south-west England, *Biological Conservation* 86 p. 117-124.
- Forman, R.T.T. & L.E. Alexander (1998) Roads and their major ecological effects, *Annual Review of Ecology and Systematics* 29 p. 207-231.
- Foster, M.L. & S.R. Humphrey (1995) Use of highway underpasses by Florida panthers and other wildlife, *Wildlife Society Bulletin* 23 (1) p. 95-100.
- Griffioen, A.J., H.A.M. Meeuwsen & S.A.M. van Rooij (2000) Afleiding inputbestand voor LARCH: Begroeiingstypenkaart 2000 (250x250m), Wageningen, The Netherlands: Alterra Green World Research.
- Grift, E.A. van der & H.M.J. Kuijsters (1998) Mitigation measures to reduce habitat fragmentation by railway lines in The Netherlands, in: Evink, G.L., P. Garrett, D. Zeigler & J. Berry [Eds] *Proceedings of the International Conference on Wildlife Ecology and Transportation*, Tallahassee: Florida Department of Transportation, p. 166-170.
- Grift, E.A. van der, Y.R. Hoogeveen, D.A. Kamphorst, C.F. Jaarsma, R.J.M. Kleijberg, A.A.G. Piepers, R.P.H. Snep, M. Soesbergen, G. Veenbaas & J.G. de Vries (2001) Fragmentation by existing infrastructure, in: Piepers, A.A.G. [Ed] *Infrastructure and nature; fragmentation and defragmentation. Dutch State of the Art Report for COST activity 341*, Delft, The Netherlands: Road and Hydraulic Engineering Division, p. 47-72.
- Held, J.J. den & K.C. van Rij (1994) Van snippen en snippers. Ontsnipperingsmaatregelen voor de natuur langs rijkswegen in Gelderland, Arnhem, The Netherlands: Heidemij Advies.
- Kalkhoven, J., R. van Apeldoorn, P. Opdam & J. Verboom (1996) Worden onze natuurgebieden groot genoeg? Schatting van benodigde oppervlakte leefgebied voor kernpopulaties van een aantal diersoorten, *Landschap* 13 (1) p. 5-15.
- Kobler, A. & M. Adamic (1999) Brown bears in Slovenia: identifying locations for construction of wildlife bridges across highways, in: Evink, G.L., P. Garrett & D. Zeigler [Eds] *Proceedings of the Third International Conference on Wildlife Ecology and Transportation*, Tallahassee: Florida Department of Transportation, p. 29-38.
- Langevelde, F. van & C.F. Jaarsma (1997) Habitat fragmentation, the role of minor rural roads and their traversability, in: Canters, K.J., A.A.G. Piepers & D. Hendriks-Heersma [Eds] *Habitat fragmentation & infrastructure. Proceedings of the international conference on*

habitat fragmentation, infrastructure and the role of ecological engineering, Delft, The Netherlands: Road and Hydraulic Engineering Division, p. 171-182.

- Lehnert, M.E., L.A. Romin & J.A. Bissonette (1996) Mule deer-highway mortality in northeastern Utah: causes, patterns, and a new mitigative technique, in: Evink, G.L., P. Garrett, D. Zeigler & J. Berry [Eds] Trends in addressing transportation related wildlife mortality. Proceedings of the Transportation Related Wildlife Mortality Seminar, Tallahassee: Florida Department of Transportation.
- Levins, R. (1970) Extinction, in: Gerstenhaber, M. [Ed] Some mathematical problems in biology, Providence: American Mathematical Society, p. 77-107.
- Ministerie LNV (1990) Natuurbeleidsplan, Den Haag, The Netherlands: SDU Uitgeverij.
- Ministerie LNV (2000) Natuur voor mensen, mensen voor natuur. Nota natuur, bos en landschap in de 21e eeuw, Alkmaar, The Netherlands: Drukkerij Slinger.
- Morel, G.A. & B.P.M. Specken (1992) Versnippering van de ecologische hoofdstructuur door de weginfrastructuur, DWW-Versnipperingsreeks deel 3, Delft, The Netherlands: Dienst Weg- en Waterbouwkunde.
- Natuurplanbureau (2000) Natuurbalans 2000, Alphen aan den Rijn, The Netherlands: Samson BV.
- Natuurplanbureau (2001) Natuurbalans 2001, Alphen aan den Rijn, The Netherlands: Kluwer.
- Opdam, P. (1987) De metapopulatie, model van een populatie in een versnipperd landschap, Landschap 4 p. 289-306.
- Opdam, P., R. van Apeldoorn, A. Schotman & J. Kalkhoven (1993) Population responses to landscape fragmentation, in: Vos, C.C. & P. Opdam [Eds] Landscape Ecology of a stressed environment, London: Chapman and Hall, p. 147-171.
- Opdam, P., C. Grashof & W. van Wingerden (2000) Groene dooradering. Een ruimtelijk concept voor functiecombinaties in het agrarisch landschap, Landschap 17 (1) p. 45-51.
- Pelk, M., B. Heijkers, R. van Etteger, D. Bal, C. Vos, R. Reijnen, S. de Vries & P. Visschendijk (2000) Kwaliteit door verbinden; waarom, waar en hoe? Wageningen, The Netherlands: Alterra & IKC-Natuurbeheer.
- Pouwels, R., M.J.S.M. Reijnen, J.T.R. Kalkhoven en J. Dirksen (2002). Ecoprofielen voor soortanalyses van ruimtelijke samenhang met LARCH. Alterra-rapport 493. Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen.
- Reijnen, R., E.A. van der Grift, M. van der Veen, M. Pelk, A. Lüchtenborg & D. Bal (2000) De weg mét de minste weerstand: Opgave ontsnippering, Wageningen, Alterra Green World Research & Expertisecentrum LNV.
- Reijnen, R., R. Jochem, M. de Jong, M. de Heer & H. Sierdsema (2001) LARCH Vogels Nationaal. Een expertsysteem voor het beoordelen van de ruimtelijke samenhang en de duurzaamheid van broedvogelpopulaties in Nederland, Wageningen, The Netherlands: Alterra Green World Research.

- RIVM (2001) Natuurcompendium 2001. De natuur in cijfers, <http://www.rivm.nl/natuurcompendium> [November 2001].
- Ruediger, B., J.J. Claar & J.F. Gore (1999) Restoration of carnivore habitat connectivity in the northern Rocky Mountains, in: Evink, G.L., P. Garrett & D. Zeigler [Eds] Proceedings of the Third International Conference on Wildlife Ecology and Transportation, Tallahassee: Florida Department of Transportation, p. 5-20.
- Scheick, B.K. & M.D. Jones (1999) Locating wildlife underpasses prior to expansion of Highway 64 in North Carolina, in: Evink, G.L., P. Garrett & D. Zeigler [Eds] Proceedings of the Third International Conference on Wildlife Ecology and Transportation, Tallahassee: Florida Department of Transportation, p. 75-83.
- Singer, F.J. & J.L. Doherty (1985) Managing mountain goats at a highway crossing, *Wildlife Society Bulletin* 13 p. 469-477.
- Singleton, P. & J.F. Lehmkuhl (1999) Assessing wildlife habitat connectivity in the Interstate 90 Snoqualmie Pass corridor, Washington, in: Evink, G.L., P. Garrett & D. Zeigler [Eds] Proceedings of the Third International Conference on Wildlife Ecology and Transportation, Tallahassee: Florida Department of Transportation, p. 75-83.
- Smith, D.J. (1999) Identification and prioritization of ecological interface zones on state highways in Florida, in: Evink, G.L., P. Garrett & D. Zeigler [Eds] Proceedings of the Third International Conference on Wildlife Ecology and Transportation, Tallahassee: Florida Department of Transportation, p. 209-229.
- Trombulak, S.C. & C.A. Frissell (2000) Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities, *Conservation Biology* 14 p. 18-30.
- Van der Zee, F.F., J. Wiertz, C.J.F. ter Braak & R.C. van Apeldoorn (1992) Landscape change as a possible cause of the badger *Meles meles* L. decline in the Netherlands, *Biological Conservation* 61 p. 17-22.
- Verboom, J., P. Opdam & A. Schotman (1991) Kerngebieden en kleinschalig landschap: een benadering met een metapopulatiemodel, *Landschap* 8 (1) p. 3-14.
- Verboom, J., J.A.J. Metz & E. Meelis (1993) Metapopulation models for impact assessment of fragmentation, in: Vos, C.C. & P. Opdam [Eds] *Landscape ecology of a stressed environment*, London: Chapman and Hall, p. 172-196.
- Verboom, J., R. Foppen, P. Chardon, P. Opdam & P. Luttikhuisen (2001) Introducing the key patch approach for habitat networks with persistent populations: an example for marshland birds, *Biological Conservation* 100 p. 89-101.
- Verboom, J. & R. Pouwels (in press) Ecological functioning of ecological networks: a species perspective, in: Jongman, R.H.G. & G. Pungetti [Eds] *Ecological Networks and Greenways. Concept, design, implementation*, Cambridge: Cambridge University Press.

## 5 Habitatkwaliteit en samenhang als bepaler van de kwetsbaarheid van de noordse woelmuis<sup>4</sup>

### 5.1 Introductie

In het huidige Nederlandse landschap is het leefgebied van soorten, planten en dieren, behoorlijk versnipperd. De afgelopen jaren is voor diverse soorten onderzoek gedaan naar de effecten van versnippering van het leefgebied. Eén van die soorten is de noordse woelmuis.

De noordse woelmuis (*Microtus oeconomus*) is een zoogdier dat zich thuisvoelt in moerassen, één van de meest kenmerkende habitats van Nederland. De soort is opgenomen in de Europese Habitatrichtlijn als prioritaire soort. Vragen waar dit hoofdstuk antwoord op hoopt te geven, zijn:

- Hoe staat het momenteel met de samenhang van leefgebieden van de noordse woelmuis en in welke mate wordt die samenhang verbeterd na uitvoering van het natuurbeleid (vooral met betrekking tot de Ecologische Hoofdstructuur en de Habitatrichtlijn)?
- Hoe staat het met de kwaliteit van de leefgebieden en welke rol speelt het beheer daarin?

#### 5.1.1 Habitats, netwerken en versnippering

De metapopulatietheorie (Opdam, 1987), ook wel de theorie van de netwerkpopulaties genoemd, sluit nauw aan bij de processen die in een populatie optreden als gevolg van versnippering. Leefgebieden van soorten vallen, door bijvoorbeeld de aanleg van een weg door een bos of het veranderen van het landgebruik in een groot weidegebied, uiteen in kleinere delen. De twee belangrijkste gevolgen van versnippering zijn dan ook dat leefgebieden kleiner worden en dat populaties steeds meer geïsoleerd raken. Versnippering is een soortgebonden proces. Hetzelfde landschap kan voor de ene soort dusdanig van inrichting zijn dat alleen geïsoleerde populaties voorkomen, terwijl een andere soort het landschap als één leefgebied ziet.

Het is voor het voortbestaan van een soort niet persé noodzakelijk dat die soort ieder jaar aanwezig is in een gebied dat als zijn leefgebied beschouwd kan worden. Tijdelijke aan- en afwezigheid is een duidelijk kenmerk van habitatnetwerken. Het uitsterven van een populatie in een gebied in het ene jaar kan later door kolonisatie weer ongedaan gemaakt worden. Deze gebieden vallen dus ook onder het leefgebied van de betreffende populatie.

#### **Habitatrichtlijn en netwerkpopulaties**

De Habitatrichtlijn houdt geen rekening met de theorie van netwerkpopulaties. De definitie van leefgebied in het kader van de Habitatrichtlijn is namelijk dat als basis van bescherming de aanwezigheid van de soort noodzakelijk is. Dit heeft consequenties voor onder meer de noordse woelmuis. Zo staan bijvoorbeeld de Nieuwkoopse Plassen en de Kop van Goeree op de lijst van de tweede tranche aan te melden habitatgebieden, maar wordt voor die gebieden de noordse woelmuis niet als kwalificerende soort genoemd omdat deze er niet jaarlijks gevonden wordt. Dit betekent weer dat activiteiten in en rond de genoemde gebieden niet zonder meer op hun consequenties voor de noordse woelmuis worden getoetst. In het geval van de noordse woelmuis kan dan een beroep worden gedaan op de generieke bescherming die deze soort (binnen en buiten Habitatrichtlijngebieden) geniet in het kader van de Habitatrichtlijn.

---

<sup>4</sup> B.S.J. Nijhof

De geschiktheid van een gebied als leefgebied voor een soort is onder andere afhankelijk van de kwaliteit van het betreffende gebied, vaak weergegeven door het vegetatietype, en de ruimtelijke samenhang van leefgebieden. Kleine leefgebieden die omringd zijn door ongeschikt terrein moeten op onderling kleine afstand liggen wil door uitwisseling een levensvatbare populatie kunnen ontstaan. Zonder deze uitwisseling herbergen de populaties in deze kleine leefgebieden slechts een klein aantal dieren en is de kans op uitsterven groter dan voor populaties in grote of niet ver uit elkaar liggende leefgebieden. Voor de noordse woelmuis is het effect van versnippering al aannemelijk gemaakt door (Apeldoorn *et al.* 1992) en (Bergers *et al.* 1994).

De ruimtelijke samenhang van leefgebieden is een maat voor versnippering en derhalve een maat voor de duurzaamheid van een populatie. De ruimtelijke samenhang kan uitgedrukt worden in een getal dat aangeeft hoeveel leefgebied er in de omgeving aanwezig is en is een combinatie van:

- a) Oppervlakte en kwaliteit van leefgebied in de omgeving
- b) Afstand tot leefgebieden in de omgeving (dispersie-afstand) en weerstand van het tussenliggende landschap (ecologische afstand).

Bij het bepalen van de ruimtelijke samenhang kan gebruik worden gemaakt van het model LARCH (Pouwels *et al.* 2002).

#### **Het model LARCH**

LARCH (Landscape ecological Analysis and Rules for the Configuration of Habitat) is gebaseerd op het metapopulaties-concept en analyseert of deze metapopulaties levensvatbaar zijn. Met LARCH kunnen verschillende ruimtelijke analyses van een landschap uitgevoerd worden. Hierbij wordt naar een landschap gekeken door de ogen van een diersoort en worden uitspraken over een landschap gedaan (Pouwels *et al.* 2002).

## **5.1.2 Habitatrictlijn-Natura 2000-EHS**

In 1992 heeft de Europese Unie de Habitatrictlijn vastgesteld ter bevordering van de biologische verscheidenheid. Deze rictlijn verplicht de lidstaten om habitats en soorten die voor de Europese Unie van belang zijn in stand te houden. Het uiteindelijke doel is een samenhangend netwerk van leefgebieden en soorten van belang vanuit het Europese perspectief: Natura 2000. De Nederlandse afgeleidde hiervan is de Ecologische Hoofdstructuur (EHS). In Bijlage I en II van de Habitatrictlijn worden prioritaire habitattypen en prioritaire soorten onderscheiden. Dit zijn habitattypen en soorten die gevaar lopen te verdwijnen en waarvoor de Europese Unie bijzondere verantwoordelijkheid draagt omdat een belangrijk deel van hun verspreiding binnen de Europese Unie ligt.

De EU-Habitatrictlijn beperkt zich niet tot de aangewezen speciale beschermingszones. De soorten uit Bijlage IV vallen ook buiten de speciale beschermingszones onder de bescherming van de Habitatrictlijn, een voorbeeld hiervan is de in dit artikel nader omschreven noordse woelmuis. Zijn voorkomen in het Guisveld verhinderde de uitbreiding van Zaandijk. Het Guisveld is nu eigendom van Staatsbosbeheer. In Friesland werd de bouw van een pannenkoekenhuis tegengehouden door zijn aanwezigheid.

In het kader van de Habitat- en Vogelrictlijn zijn in 1998 in de tweede tranche verscheidene gebieden aangewezen, waarbij aangegeven is voor welke soort(en) deze prioritair zijn. Momenteel kunnen er nog gebieden ingebracht worden voor de derde tranche welke naar verwachting in het voorjaar van 2003 wordt afgerond en liggen er mogelijkheden voor

leefgebiedbescherming van soorten voor welke dat tot nu toe achterwege is gebleven of waar bleek dat niet de goede gebieden aangewezen waren.

De aanwijzing gebeurt op basis van voorkomen van prioritaire soorten, maar tegelijkertijd zou de onderlinge samenhang tussen gebieden alsmede oppervlakte en kwaliteit van gebieden als leefgebied voor prioritaire maar niet-selecterende en niet-prioritaire soorten meegenomen moeten worden. Er moet dus niet alleen lokaal naar aan te wijzen gebieden worden gekeken, maar tevens regionaal en misschien wel (inter-)nationaal.

#### **Soortenbeleid Habitatrichtlijn en economische activiteiten**

De hamster (*Cricetus cricetus*), ook wel korenwolf genoemd, heeft in de pers veel aandacht gekregen omdat deze soort is aangegepen om ingrepen die zijn leefgebied zouden vernietigen tegen te gaan. Het ministerie van LNV verleende in 1998 op grond van de Natuurbeschermingswet ontheffing aan de gemeente Heerlen voor de aanleg van een bedrijventerrein. Enkele organisaties die zich richten op soort- of natuurbescherming tekenden bezwaar aan tegen de ontheffingverlening, waarbij een beroep werd gedaan op de beschermde status die de soort geniet door opname in bijlage IV van de Habitatrichtlijn. Uiteindelijk stelde de Raad van State hen in april 2000 en januari 2001 (gedeeltelijk) in het gelijk. De Europese Commissie heeft zich ook nadrukkelijk gemengd in de bescherming van de hamster in Nederland. In 2000 stuurde ze een ingebrekestelling en in april 2001 een aanvullende ingebrekestelling, omdat Nederland de hamster nog steeds onvoldoende beschermd (Van der Zouwen & Van Tatenhoven 2001).

De zandhagedis (*Lacerta agilis*) verhinderde al eerder de aanleg van een motel en appartementen in Noordwijkerhout en lijkt nu de aanleg van de Derde Haven in IJmuiden te belemmeren. Andere voorbeelden zijn de gierzwaluw (*Apus apus*) die in de binnenstad van Hoorn een bouwproject stil legt, de boomkikker (*Hyla arborea*) die de aanleg van een rondweg in Zeeland blokkeert, de kamsalamander (*Triturus cristatus*) die ervoor zorgde dat de Betuwelijn iets moest gaan wijken, de zeggekorfslak (*Vertigo moulinsiana*) die voorkomt op het tracé van de A73, de knoflookpad (*Pelobates fuscus*) die ervoor zorgt dat een bedrijventerrein in Roermond kleiner wordt dan de bedoeling was en de rugstreeppad (*Bufo calamita*) in het Alkmaarse Boekelermeer. Alle op Europees grondgebied voorkomende vleermuissoorten (*Chiroptera spec.*) zijn eveneens opgenomen in Bijlage IV. In Nederland is de meervleermuis (*Myotis dasycneme*) een belangrijke soort in deze.

## **5.2 Noordse woelmuis**

De noordse woelmuis (*Microtus oeconomus*) is een forse woelmuis die tot 16 cm lang en maximaal 1,5 jaar oud kan worden. De soort heeft een groot verspreidingsgebied, dat zich uitstrekt over de boreale zone van Alaska tot in Canada en van Noord-Scandinavië tot in Siberië. In West-Europa bevinden zich enkele restpopulaties, welke in de loop der tijd geïsoleerd zijn geraakt, waaronder die in Nederland. In Nederland komt de ondersoort *Microtus oeconomus arenicola* voor. Het is de enige endemische zoogdiersoort die Nederland rijk is, vandaar dat de noordse woelmuis een prioritaire soort is in het kader van de Habitatrichtlijn en dat er momenteel gewerkt wordt aan het opstellen van een Soortbeschermingsplan. De noordse woelmuis komt in Nederland voor in Friesland, op Texel, in het westen van het Noord-Hollandse en Zuidhollands-Utrechtse laagveengebied en in het Deltagebied (Ligtvoet 1992).

Kenmerkend voor de noordse woelmuis is dat hij een grote tolerantie voor vochtige leefomstandigheden heeft. Hij houdt zich voornamelijk op in vochtige, moerasachtige terreinen. Nat schraalgrasland en riet- en ruigtevegetaties worden als de beste habitat beschouwd (Bergers *et al.* 1998a). Hoewel de soort de voorkeur geeft aan voorgaande vegetaties kan hij ook worden aangetroffen in droge bossen en graslanden indien hij als enige *Microtus*-soort voorkomt (Ligtvoet 1992). De dichtheid, aantal dieren per habitat, is berekend



aan de hand van de homerange van een noordse woelmuis vrouwtje en varieert afhankelijk van de kwaliteit van de habitat. Voor rietland geldt een homerange van 0.05 ha (Lange *et al.* 1994). De soort is zeer mobiel en kan op zoek naar een nieuw leefgebied (dispersie) minimaal ongeveer 800 meter afleggen (Steen 1994). Bergers *et al.* (1998b) schatten deze afstand op 3200 meter. In Nederland kunnen sloten de uitwisseling van dieren tussen leefgebieden bevorderen (Mauritzen *et al.* in press.).

In onderzoek naar de noordse woelmuis worden inundatie en beheer van zijn leefgebied als belangrijke bepalende factoren beschouwd. Voor wat betreft het waterpeil zijn er aanwijzingen dat een fluctuerend peil een positieve invloed heeft op het voorkomen van de noordse woelmuis (Bergers *et al.* 1998b). Inundatie is van belang in de concurrentie met de aardmuis (*Microtus agrestis*). Dit blijkt uit Nieuwenhuizen *et al.* (2000) waarin een analyse van de gegevens van het onderzoek in Friesland te zien gaf dat de noordse woelmuis bijna alleen voorkomt in gebieden die minimaal één keer per jaar inunderen. Vergroting van de dynamiek in de leefgebieden van de soort lijkt de oplossing voor de achteruitgang (Bergers & Nieuwenhuizen 2000) als gevolg van concurrentie met andere *Microtus*-soorten. Bergers & Nieuwenhuizen (2000) vragen zich terecht af of die vergrote dynamiek ook in het optimale leefgebied thuis hoort.

Algemeen wordt aangenomen dat de noordse woelmuis slecht bestand is tegen beheersmaatregelen als maaien en begrazen (Van Wijngaarden 1967; Van der Vliet 1994; Lange *et al.* 1994; Van der Reest *et al.* 1998). Voor beheer geven Bergers *et al.* (1998a) aan dat één maal in de twee jaar maaien tot een sterke afname van de geschiktheid van een leefgebied leidt ten opzichte van een beheer van niets doen. In dit laatste geval is de kans echter aanwezig dat de voortschrijdende successie tot een minder geschikt habitat voor de noordse woelmuis leidt. Een verder intensivering van het maai-beheer geeft een relatief kleinere verder afname van de habitatkwaliteit.

Bergers *et al.* (1998a) hebben aangetoond dat aardmuizen een direct negatief effect hebben op het voorkomen van de noordse woelmuis. Negatieve effecten van veldmuizen (*Microtus arvalis*) op de noordse woelmuis zijn alleen gevonden in habitats die geschikt zijn voor de veldmuis en niet optimaal zijn voor de noordse woelmuis.

De noordse woelmuis is een vrijwel strikte herbivoor. Zijn voedsel bestaat uit rietspruiten, zeggen, biezen en (schijn)grassen en kan in de winter aangevuld worden met schors, zaden en wortels (Lange *et al.* 1994).

### **5.2.1 Duurzaamheid populatie nu**

Voor het Deltagebied, de provincie Friesland en Noord-Holland Midden is in de afgelopen jaren onderzocht wat de samenhang is van de aldaar levende populaties noordse woelmuis (Bergers *et al.* 1998b; Nieuwenhuizen *et al.* 2000; Nijhof & Van Apeldoorn 2002).

#### ***Deltagebied***

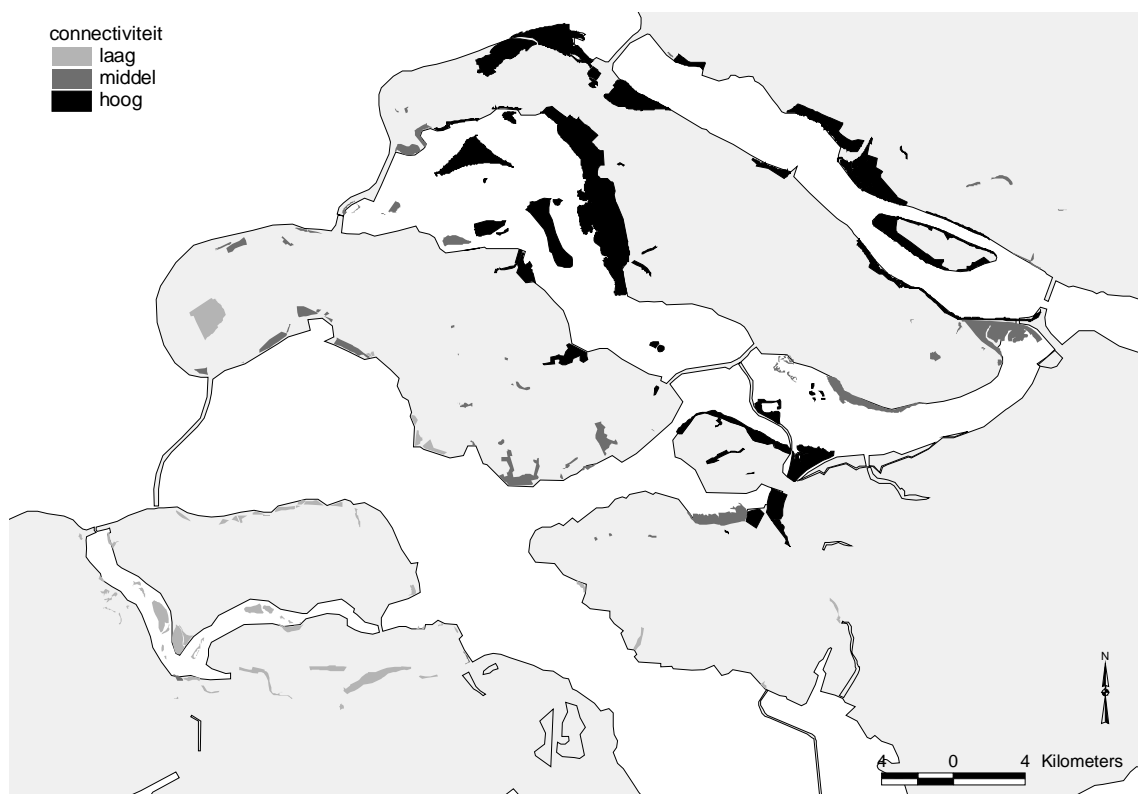
In het Deltagebied zijn door Bergers *et al.* (1998b) zes populatienetwerken onderscheiden. Het grootste netwerk strekt zich uit over de zuidrand van Noord-Holland, Goeree-Overflakkee, Schouwen-Duiveland en deels over Tholen. Op Noord-Beveland bevindt zich aan de noordkant van het eiland een netwerk. De populaties aan de zuidkant van het eiland zijn verbonden met die op de eilanden in het Veerse Meer en op Zuid-Beveland. Op Tholen komen nog drie kleine afzonderlijke netwerken voor. De meeste populaties zijn kleiner dan een sleutelpopulatie. Relatief veel van de populaties, met name aanwezig in het grootste netwerk, zijn te benoemen als zogenaamde MVP's.

De vertaling van deze populatienetwerken naar de connectiviteit van de (potentiële) leefgebieden is gedaan middels een onderverdeling in drie klassen en geeft dezelfde verdeling over het Deltagebied te zien. Uit figuur 5.1 (Bergers *et al.* 1998b) blijkt dat in het noorden van het Deltagebied, Goeree-Overflakkee, de zuidrand van Zuid-Holland en St. Philipsland, de connectiviteit het hoogst is. Tussen deze gebieden is dus relatief veel uitwisseling mogelijk. Op Schouwen-Duiveland varieert de samenhang tussen de gebieden van goed tot slecht. Op Noord- en Zuid-Beveland is de situatie relatief slecht. Vrijwel alle gebieden hebben een lage connectiviteit.

Afsluitend geven Bergers *et al.* (1998b) een overzicht van de knelpunten op basis van effectief oppervlak en connectiviteit. De (potentiële) leefgebieden kunnen op basis van de knelpuntenanalyse in vier categorieën worden verdeeld:

1. gebieden zonder knelpunt;
2. gebieden met een knelpunt veroorzaakt door een te klein effectief oppervlak;
3. gebieden met een te lage connectiviteit;
4. gebieden die zowel te klein als te geïsoleerd zijn.

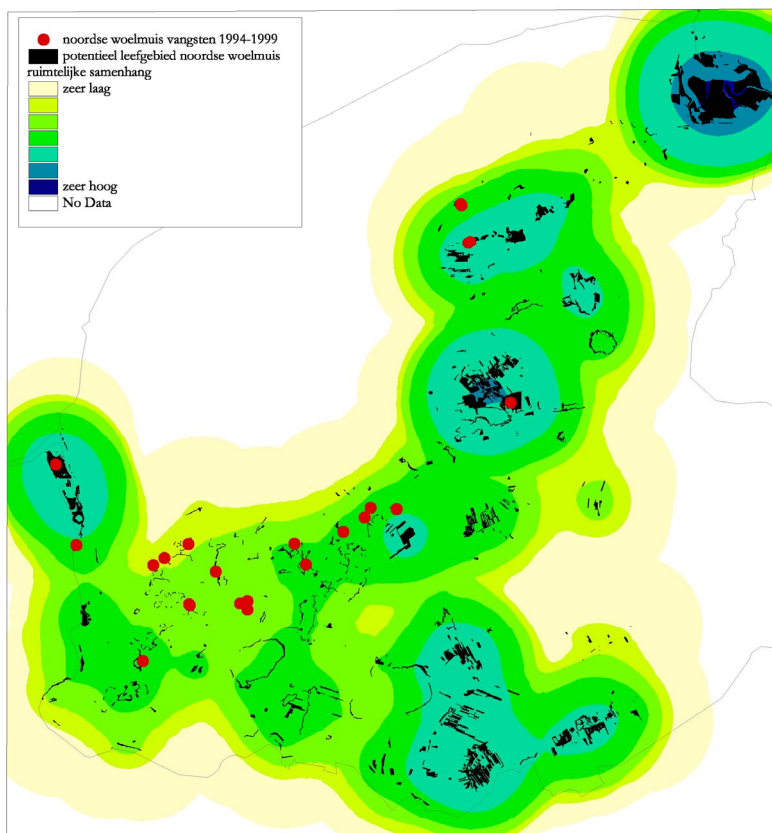
Opnieuw blijkt dat het noordelijke deel van het Deltagebied relatief goed is.



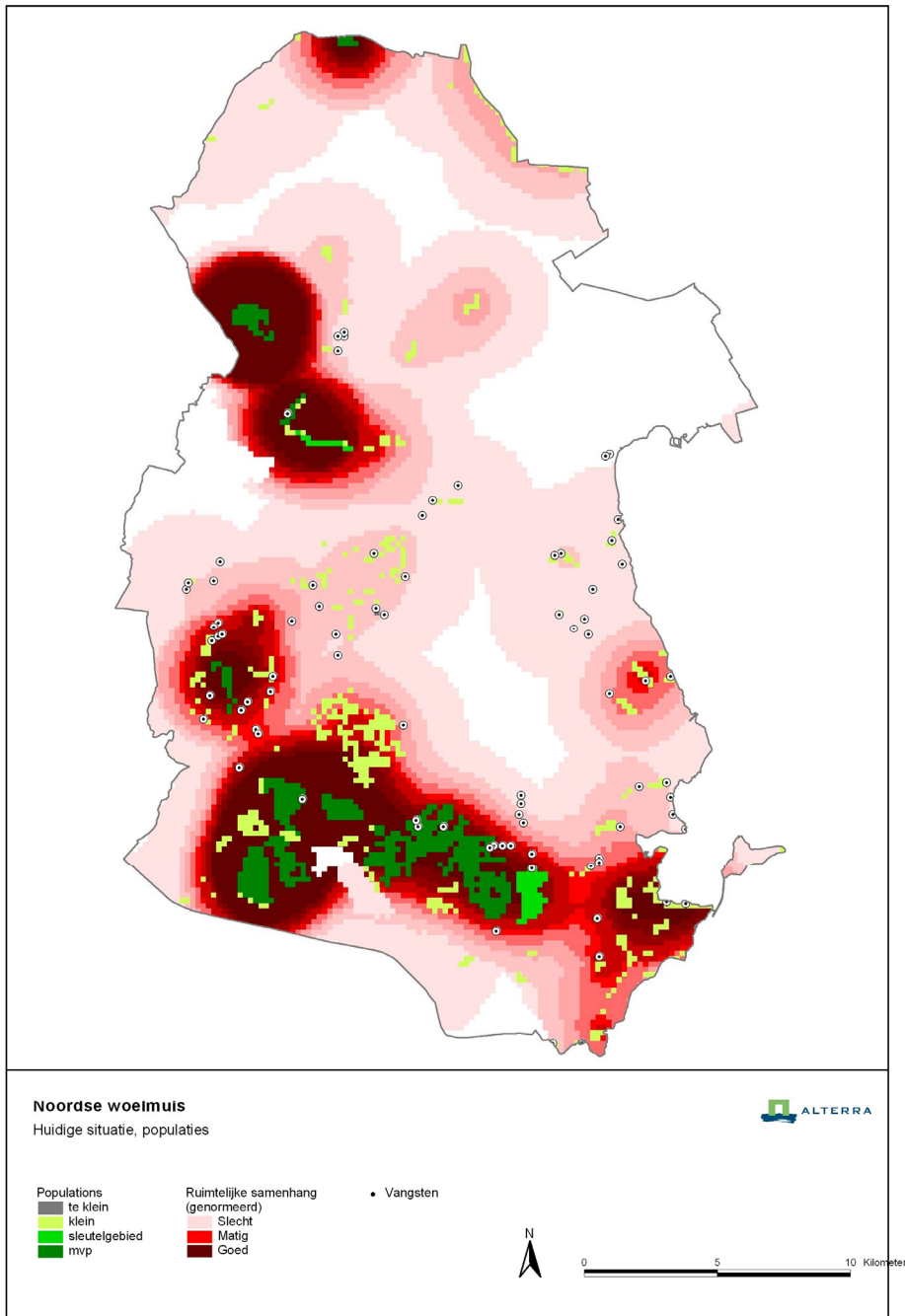
Figuur 5.1. De connectiviteit van de (potentiële) leefgebieden van de noordse woelmuis (*Microtus oeconomus*) in het Delta-gebied.  $1,86 < \ln Conn \leq 3,15$  = laag,  $3,15 < \ln Conn \leq 4,74$  = middel,  $4,74 < \ln Conn \leq 6,75$  = hoog (Bergers *et al.* 1998b).

## **Friesland**

In Friesland leeft de noordse woelmuis teruggedrongen in over het algemeen kleine rietgebieden met een lage ruimtelijke samenhang (figuur 5.2) (Nieuwenhuizen *et al.* 2000). Gezien de potenties van Friesland is het aantal gebieden waarin de woelmuis voorkomt zeer laag. De aardmuis heeft zich daarentegen de laatste decennia uitgebreid. De aardmuis verdrijft de noordse woelmuis. Door innundatie verschuift het concurrentie-evenwicht ten gunste van de noordse woelmuis. Hieruit blijkt het belang van minimaal één keer per jaar innunderen van gebieden voor het versterken van de concurrentiepositie van de noordse woelmuis ten opzichte van de aardmuis. Wanneer de (potentiële) leefgebieden van de noordse woelmuis een betere samenhang krijgen zal ook de aardmuis hiervan profiteren. De focus ligt hier op de uitwerking van de specifieke eisen die de noordse woelmuis aan de kwaliteit van zijn leefgebied stelt.



*Figuur 5.2. Ruimtelijke samenhang van potentieel leefgebied voor de noordse woelmuis (Microtus oeconomus) in Friesland (Nieuwenhuizen et al. 2000).*



*Figuur 5.3. LARCH uitkomsten: Potentieel leefgebied en ruimtelijke samenhang van de potentiële leefgebieden voor de noordse woelmuis (*Microtus oeconomus*) in Noord-Holland Midden in de huidige situatie op basis van vegetatietype en grootte van het leefgebied. Tevens zijn de locaties waar individuen zijn gevangen aangegeven (Nijhof & Van Apeldoorn 2002).*

### **Noord-Holland Midden**

De ruimtelijke samenhang van het potentiële leefgebied van de noordse woelmuis in Noord-Holland Midden voor de uitvoering van de EHS (figuur 5.3) laat duidelijk het gebrek aan verbindingen tussen potentiële leefgebieden zien. In hoeverre de weergegeven potentiële

leefgebieden de noordse woelmuis duurzaam in stand kunnen houden is afhankelijk van hun oppervlakte en is tevens weergegeven in figuur 5.3. Enkele gebieden, waaronder het Guisveld, Polder Westzaan en Reef, Kalverpolder, Oostzanerveld, IJperveld, het gebied rond het Alkmaardermeer en de Kleimeer zijn groot genoeg.

Het algehele beeld voor de duurzaamheid van de noordse woelmuis in Noord-Holland Midden is er één met al dan niet duurzame maar in alle gevallen geïsoleerde populaties. Deze beperkte ruimtelijke samenhang is een knelpunt in de levensvatbaarheid en duurzaamheid van de populaties op de lange termijn. Aanleg van de nodige kwalitatief hoogstaande en voldoende verbindingszones lijkt uitkomst te kunnen bieden (Nijhof & Van Apeldoorn 2002).

### ***Samenvattend***

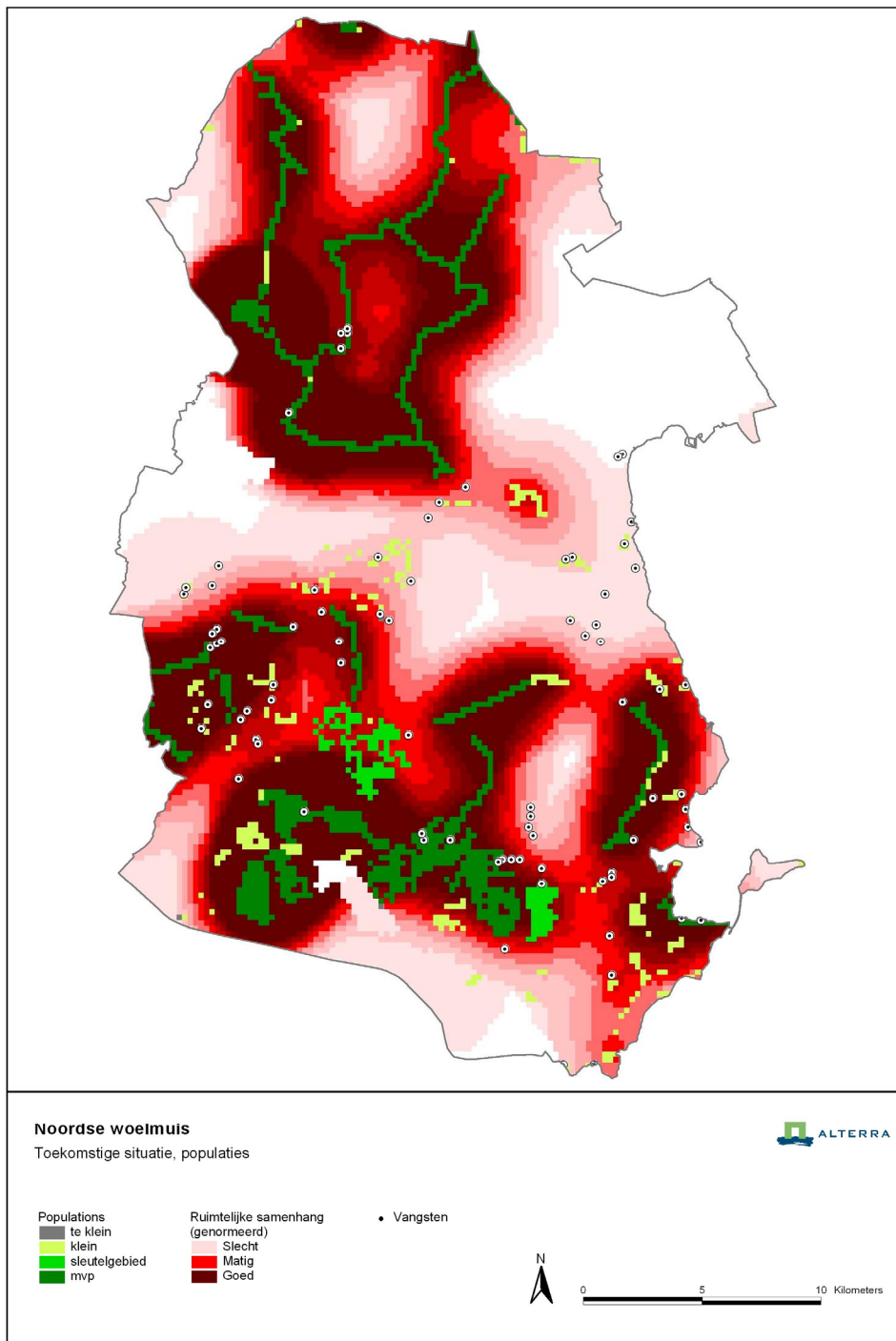
Voor alle drie de regio's blijkt de ruimtelijke samenhang een knelpunt in de levensvatbaarheid van de populaties. Waar in Zeeland ook de oppervlakte van de leefgebieden en de geïsoleerde ligging belangrijke bepalende factoren bleken, lijkt in Friesland naast een gebrek aan ruimtelijke samenhang de concurrentie met de aardmuis en als direct gevolg daarvan de kwaliteit van het leefgebied beperkend.

Bij verbetering van de samenhang van de leefgebieden van de noordse woelmuis moet echter daar waar ook de aardmuis voorkomt speciale aandacht worden geschonken aan de kwaliteit van het leefgebied voor de noordse woelmuis. Dit om te voorkomen dat de aardmuis profiteert van de verbeterde samenhang en diens gevolg de noordse woelmuis nog verder terugdringt.

## **5.2.2 Duurzaamheid populatie na uitvoering van de EHS**

In het meest recente onderzoek, dat voor Noord-Holland Midden (Nijhof & Van Apeldoorn 2002), is een toekomstbeeld van de noordse woelmuis populaties geschetst door de ontwikkelingen als gevolg van de aanleg van de Ecologische Hoofdstructuur (EHS; aanleg van natuur, creëren van corridors) mee te nemen in de LARCH-berekeningen. Dit leverde een positiever beeld op in vergelijking met de huidige situatie, maar lijkt nog niet voldoende voor wat betreft de onderlinge verbinding van de leefgebieden in de regio Noord-Holland Midden (figuur 5.4). Naast een toename van oppervlakte potentieel leefgebied, aantal sleutelgebieden en MVP's valt een toename in ruimtelijke samenhang te zien, maar de verbindingen blijven zwak tot matig. Een duidelijke scheiding tussen de noordelijke en zuidelijke potentiële leefgebieden in Noord-Holland Midden blijft bestaan. Verbinding van deze potentiële leefgebieden is belangrijk. In deze zone liggen nu al verscheidene kleine gebieden waar de noordse woelmuis, zij het niet duurzaam, voorkomt. Als deze zone versterkt wordt kan deze a) als verbinding tussen de noordelijk en zuidelijk gelegen potentiële leefgebieden functioneren en b) zelf als bron (kolonisatie) voor deze gebieden dienen.

De kwaliteit van de verbindingen lijkt een beperking te blijven. Dit kan verschillende oorzaken hebben, bijvoorbeeld: stapstenen die te ver van elkaar vandaan liggen, de oppervlakte van de stapstenen is te klein, het vegetatietype van de habitats is niet optimaal genoeg, het beheer werkt beperkend.



*Figuur 5.4. LARCH uitkomsten: potentieel leefgebied en ruimtelijke samenhang van de potentiële leefgebieden voor de noordse woelmuis (*Microtus oeconomus*) in Noord-Holland Midden, na aanleg van de verbinding zones en het ongedaan maken van de daarin aanwezige knelpunten, op basis van vegetatietype en grootte van het leefgebied. Tevens zijn de locaties waar individuen zijn gevangen aangegeven (Nijhof & Van Apeldoorn 2002).*

## 5.3 Bescherming en kwaliteit van leefgebieden

### *Veiligstelling leefgebieden*

De aanwijzing van Habitatrichtlijngebieden moet voorzien in een toename van kwalitatief goede leefgebieden voor specifieke prioritaire soorten. Opvallend is echter dat juist in de provincies waar de noordse woelmuis aangetroffen wordt het aantal Habitatrichtlijngebieden beperkt is. Tot nu toe zijn de noordse woelmuisgebieden alleen in de Zeeuwse/Zuid-Hollandse Delta voldoende beschermd door de Habitatrichtlijn. Er wordt gewerkt aan een voorstel voor een derde tranche van gebieden waarin o.a. de noordse woelmuisgebieden beter zijn afgedekt. Bovendien is het voor de noordse woelmuis nog onduidelijk hoe de Habitatrichtlijn gaat uitwerken. Voor de noordse woelmuis bieden de huidige aangewezen gebieden binnen de Habitatrichtlijn onvoldoende bescherming.

Wanneer de kaart van de EHS bekeken wordt blijkt deze de gaten redelijk op te vullen. Echter de Habitatrichtlijn is een krachtiger instrument in bescherming van leefgebieden.

Grotere Habitatrichtlijngebieden zijn aangewezen langs de kust en in en rond de Veluwe. Over de rest van Nederland liggen verspreid kleinere Habitatrichtlijngebieden. De beschermde leefgebieden hoeven niet altijd vlakdekkende gebieden te zijn, maar kunnen ook clusters van op kleinere afstand van elkaar liggende gebieden zijn. Dit pleit voor het behouden van de kleinere gebieden welke binnen de EHS zijn voorgesteld. Juist zij kunnen een populatie levensvatbaar en/of duurzaam maken. Bescherming van kleinere gebieden door de Habitatrichtlijn is sowieso onontkoombaar wanneer het voor een prioritaire soort een leefgebied is. Clusters van kleinere Habitatrichtlijngebieden zijn dan waardevoller dan geïsoleerd liggende kleine Habitatrichtlijngebieden. Het voorkomen van de noordse woelmuis in Noord-Holland Midden juist in die kleine gebieden onderschrijft het belang hiervan (Nijhof & Van Apeldoorn 2002).

### *Inrichting en beheer*

Een belangrijke mogelijkheid om de duurzaamheid van populaties van de noordse woelmuis te verhogen ligt in de gebieden waar de soort recent nog is aangetroffen en in de omgeving van deze gebieden. Wanneer blijkt dat het huidige beheer daar al lang gevoerd wordt moet in deze gebieden in eerste instantie geen verandering daarvan plaatsvinden. De regio's rond de gebieden waar de soort nog voorkomt moeten in het beleid een belangrijk accent krijgen. Dit zijn namelijk de plekken waar de kansen liggen om de duurzaamheid van de bestaande populaties te vergroten. De noordse woelmuis is immers gebaat bij een ruimtelijk netwerk van leefgebieden. Als deze leefgebieden niet aaneengesloten liggen mag de afstand maximaal 3200 meter zijn en mogen er geen onoverbrugbare barrières als brede wegen, wateren en bebouwing aanwezig zijn. De kans dat (nieuwe) leefgebieden gekoloniseerd worden is daarom het grootst in de omgeving van bestaande populaties. Van daaruit kan de soort zich uitbreiden en daarmee de duurzaamheid van het netwerk als geheel vergroten (Nijhof & Van Apeldoorn 2002).

De verkleining van geschikt leefgebied voor de noordse woelmuis in de vorm van laagveenmoeras noemen Bergers & La Haye (1997) zorgwekkend. De meeste laagveenmoerassen liggen immers binnen de EHS. Daar richt het beleid zich echter meer op natuurlijke processen wat tot meer moerasbos en minder rietmoeras leidt. Het veranderend beheer in zijn huidige leefgebied lijkt dus mede debet aan de achteruitgang van de noordse woelmuis.

De moeilijkheid in het vergroten van de ruimtelijke samenhang van het leefgebied van de noordse woelmuis is de kans dat de aardmuis er ook van profiteert. Inzicht in de rol van de hydrodynamiek in gebieden waar zowel de noordse woelmuis als de aardmuis voorkomen is nodig (Bergers & Nieuwenhuizen 2000).

### ***Soortbeschermingsplan***

Momenteel is een Soortbeschermingsplan voor de noordse woelmuis in voorbereiding. Het lijkt nuttig voor de prioritaire soorten van Bijlage IV van de Habitatrichtlijn een individueel Soortbeschermingsplan op te stellen zodat zowel op landelijk maar zeker ook op regionaal schaalniveau duidelijk is waar zich gebieden bevinden welke extra bescherming behoeven. Dit versterkt de positie van de soort en voorkomt verrassingen bij de inrichting van de regio's. Van belang is dan wel dat in het soortbeschermingsplan alle hierboven aan de orde gestelde aspecten aan de orde komen, inclusief het realiseren van samenhangende leefgebieden voor deze soort met internationaal bijzondere status.

## **Literatuur**

- Apeldoorn R.v., Hollander H. & Nieuwenhuizen W. (1992) De noordse woelmuis in het deltagebied : is er een relatie tussen habitatfragmentatie en concurrentie op de schaal van het landschap? *Landschap*, 9, 189-202.
- Bergers P. & Nieuwenhuizen W. (2000) Meer dynamiek kan het tij keren voor de noordse woelmuis. *Zoogdier*, 11, 21-23.
- Bergers P.J.M. & La Haye M. (1997) Noordse woelmuis sterker bedreigd dan gedacht. Soortbeschermingsplan op maat nodig. *Zoogdier*, 8, 3-6.
- Bergers P.J.M., La Haye M., Moerdijk M. & Nieuwenhuizen W. (1998a) Habitatkwaliteit voor de noordse woelmuis in Nederland. In: Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Wageningen.
- Bergers P.J.M., Van Apeldoorn R. & Bussink H. (1994) Spatial dynamics of fragmented root vole (*Microtus oeconomus*) populations: preliminary results. *Pol. Ecol. Stud.*, 101-105.
- Bergers P.J.M., Van de Boogaard B., Frissen D.P.E.M. & Nieuwenhuizen W. (1998b) De noordse woelmuis in het Deltagebied: richtlijnen voor beheer en inrichting. In: IBN-DLO, Wageningen.
- Broekhuizen S., Hoekstra B., Van Laar V., Smeenk C. & Thissen J.B.M. (1992) Atlas van de Nederlandse zoogdieren. Stichting Uitgeverij Koninklijke Natuurhistorische Vereniging.
- Lange R., Twisk P., Van Winden A. & Van Diepenbeek A. (1994) Zoogdieren van West-Europa. In: uitgeverij Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, Utrecht.
- Ligtvoet W. (1992) Noordse woelmuis, *Microtus oeconomus* (Pallas, 1776). In: Atlas van de Nederlandse Zoogdieren (eds. Hoekstra B, Van Laar V, Smeenk C & Thissen JBM), pp. 273-280. Stichting Uitgeverij Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, Utrecht.
- Mauritzen M., Bergers P.J.M., Andreassen H.P., Bussink H. & Barendse R. (in press.) Root vole movement patterns: do ditches function as habitat corridors? *Journal of Applied ecology*.



- Nieuwenhuizen W., La Haye M. & Mertens F. (2000) De noordse woelmuis in Fryslân. Naar een duurzame instandhouding. In. Alterra & Vereniging voor Zoogdierkunde en Zoogdierbescherming, Wageningen.
- Nijhof B.S.J. & Van Apeldoorn R. (2002) De Noordse woelmuis in Noord-Holland Midden. Heden en toekomst. Alterra-rapport 576. Alterra, Wageningen.
- Opdam P. (1987) De matapopulatie: model van een populatie in een versnipperd landschap. *Landschap*, 4, 289-306.
- Pouwels, R., M.J.S.M. Reijnen, J.T.R. Kalkhoven en J. Dirksen (2002). Ecoprofielen voor soortanalyses van ruimtelijke samenhang met LARCH. Alterra-rapport 493. Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen.
- Soulé M.F. (1987) *Viable populations for conservation*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Steen H. (1994) Low survival of long distance dispersers of the root vole (*Microtus oeconomus*). *Annales Zoologicae Fennici*, 271-274.
- Van der Reest P.J., Bekker J.P., De Kraker C. & Van Zuylen G. (1998) De noordse woelmuis op eilanden in de Deltawateren. verslag van een inventarisatie van de noordse woelmuis op eilandjes in Veerse Meer, Grevelingen, Krammer-Volkerak in 1997. In. VZZ, Utrecht.
- Van der Vliet F. (1994) Oeverbeheer en het voorkomen van de noordse woelmuis. In: *Zoogdieren langs de waterkant: verslag van een symposium gehouden op 5 maart 1994* (eds. Wansink D & Lanting W). VZZ, Utrecht.
- Van der Zouwen M. & Van Tatenhoven J.P.M. (2001) Implementatie van Europees natuurbeleid in Nederland. In. Katholieke Universiteit Nijmegen, Leerstoelgroep Milieu en Beleid; Universiteit van Amsterdam, Afdeling Planologie.
- Van Rooij S.A.M. & Kalkhoven J.T.R. (2000) Ruimtelijke samenhang van habitat in het rivierengebied. Basisinformatie voor vuistregels voor planvorming. In. Alterra, Wageningen.
- Van Wijngaarden A. (1967) Rapport over de verspreiding van de noordse woelmuis, *Microtus oeconomus arenicola* de selys-Longchamps 1841, in Nederland. In. RIVON.
- Verboom J., Luttikhuisen P.C. & Kalkhoven J.T.R. (1997) Minimumarealen voor dieren in duurzame populatienetwerken. In. Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Wageningen.

## 6 Bedreigingen en kansen voor moerasvogels in Nederland; een overzicht op basis van beschikbare literatuur<sup>5</sup>

### 6.1 Inleiding

Een groot deel van Nederland is een delta aan zee gevormd door enkele grote West-Europese rivieren. De nog aanwezige natte natuur is internationaal van grote betekenis. Dit uit zich onder meer in een grote diversiteit aan moerasvogels en voor veel soorten heeft Nederland een sleutelpositie in Noordwest-Europa. De diversiteit en kwantiteit van natte natuur in Nederland staat echter in hoge mate onder druk. Als gevolg daarvan zijn veel moerasvogels sterk achteruitgegaan (den Boer 2000). Belangrijke oorzaken zijn de versnippering van het Nederlandse moeras (Foppen 2001) en de achteruitgang van de kwaliteit van de hierin aanwezige leefgebieden voor soorten (den Boer 2000). Daarnaast spelen ook factoren een rol als gevoeligheid voor veranderingen in het overwinteringsgebied buiten Nederland (wegtrekkende soorten) en gevoeligheid voor strenge winters (overblijvende soorten).

Om de bedreigingen en kansen in beeld te brengen is uitgegaan van de kans op duurzaam voorkomen van soorten in Nederland zoals uitgewerkt door Foppen *et al.* (1998) en opgenomen in het Beschermingsplan Moerasvogels 2000-2004 (den Boer 2000). Eerst wordt toegelicht hoe de duurzaamheidnormen tot stand zijn gekomen. Daarna vindt een bespreking van de huidige situatie plaats, nader toegelicht aan de hand van een drietal voorbeeldsoorten. Tenslotte is van een aantal toekomstbeelden aangegeven welke kansen deze bieden.

### 6.2 Duurzaamheidnormen

Voor de meeste vogels zijn de huidige Nederlandse natuurgebieden te klein om bij volledige isolatie een duurzaam voortbestaan te garanderen (Bal & Reijnen 1997). Duurzaamheid is wel mogelijk indien de gebieden samenhangen in een ecologisch netwerk: een stelsel van gebieden waarvan de onderlinge afstand niet groter is dan de dispersie-afstand van een soort. De aanwezigheid van sleutelgebieden is een belangrijke factor voor het bereiken van duurzame netwerken. De afleiding van duurzaamheidnormen is hierop gebaseerd.

#### ***Sleutelgebieden***

Sleutelgebieden zijn gebieden waarvan de draagkracht groot genoeg is om een sleutelpopulatie te ondersteunen. Een sleutelpopulatie heeft, gegeven een geringe uitwisseling met populaties in de omgeving, een zeer geringe kans op lokaal uitsterven (< 5% in 100 jaar, Verboom *et al.* 2001). Sleutelgebieden hebben daardoor een belangrijke stabiliserende werking op het totale ecologische netwerk (Verboom *et al.* 2001). De kans dat de soort in kleinere gebieden aanwezig is neemt hierdoor aanzienlijk toe. Bovendien zijn sleutelgebieden minder gevoelig voor allerlei externe invloeden, omdat ze een relatief grote oppervlakte beslaan.

---

<sup>5</sup> M.J.S.M. Reijnen

De standaardnorm voor de minimale omvang van een sleutelpopulatie verschilt tussen soorten en wordt in belangrijke bepaald door de gemiddelde levensduur c.q de jaarlijkse sterfte (Foppen *et al.* 1998; Verboom *et al.* 2001; zie tabel 6.1). De norm is gebaseerd op de draagkracht in reproductieve eenheden (paartjes, territoria).

*Tabel 6.1. Standaardnormen voor de minimale omvang van sleutelpopulaties. Naar Foppen et al. (1998) en Verboom et al. (2001).*

Levensduur	Jaarlijkse sterfte (%)	Norm (aantal reproductieve eenheden)	Voorbeeldsoorten
Zeer lang	15-25	10	Purperreiger
Lang	25-35	20	Roerdomp
Middel-lang	35-45	40	Grote karekiet
Kort	45-55	100	Rietzanger

### **Duurzaamheidsnormen**

De standaardnormen voor sleutelpopulaties gaan uit van een gemiddelde gevoeligheid van soorten voor allerlei invloeden. Voor moerasvogels is een verzwaring van de norm nodig geacht indien (Foppen *et al.* 1998):

- 1) strenge winters een zeer grote invloed hebben;
- 2) overwintering in Afrika plaats vindt (laatste decennia grote fluctuaties in neerslag);
- 3) ze sterk worden beïnvloed door lokatie-afhankelijke invloeden als verandering in de waterdynamiek en waterkwaliteit (kwaliteit riet), wisselingen in voedselaanbod en predatie.

Daarnaast is het van belang rekening te houden met onvoorziene risico's waardoor gebieden hun functie voor moerasvogels deel kunnen kwijt raken of waardoor gebieden kunnen verdwijnen. Een minimum aantal van vijf sleutelgebieden wordt hiervoor toereikend geacht. Kolonievogels zijn op een iets andere wijze behandeld. In beginsel wordt hier uitgegaan van vijf kolonieplekken. Als echter lokatie-afhankelijke invloeden tot een verzwaring van de standaardnorm voor het aantal per kolonie (sleutelpopulatie) leiden, wordt dit ook doorgevoerd voor een verzwaring van het aantal benodigde kolonies. Kolonievogels zijn gevoeliger omdat een ingreep al snel kan leiden tot het volledig ongeschikt worden van een gebied.

Tabel 6.2 geeft de duurzaamheidsnormen voor een aantal voorbeeldsoorten, de streefwaarden voor Nederland en de benodigde oppervlakte moeras en foerageergebied buiten moeras (kolonievogels).

Tabel 6.2. Duurzaamheidnormen voor een aantal voorbeeldsoorten, de streefwaarden voor Nederland en de benodigde oppervlakte moeras. Bron: Foppen *et al.* 1998, den Boer 2000.

Soort	Verzwarende factoren	Minimum aantal voor sleutelpopulatie/kolonie	Aantal sleutelpopulaties/kolonies	Basisaantal voor streefwaarde Nederland	Streefwaarde Nederland	Benodigde oppervlakte habitat voor sleutelpopulatie (ha)	Type habitat	Benodigde oppervlakte moeras voor sleutelpopulatie/kolonie (ha)	Benodigde oppervlakte foerageergebied buiten moeras (ha)
Roerdomp	Strengere winters	60	5	300	400	1000-2400	Riet	5000	-
Grote karekiet	Lokatie-afhankelijke invloeden	80	5	400	500	18	Waterriet	360-720	-
Rietzanger	Afrika	300	5	1500	?	100-300	Riet	500-1500	-
Purperreiger	Afrika en lokatie-afhankelijke invloeden	60	10	600	600	-	-	500	1000

### 6.3 Duurzaamheid in de huidige situatie

Foppen *et al.* (1998) geven een evaluatie van de huidige situatie, die de periode 1990-1996 omvat. De basis wordt gevormd door een moerassenkaart van Nederland, die per gebied informatie geeft over de oppervlakte beschikbaar riet (overjarig riet) voor moerasvogels. Voor een aantal grotere gebieden was ook informatie beschikbaar over % waterriet van de rietoppervlakte.

Voor 21 geselecteerde soorten is nagegaan welke moerasgebieden sleutelpopulaties kunnen ondersteunen. Hiertoehoren alle 13 in het 'Beschermingsplan Moerasvogels 2000-2004' geselecteerde soorten (den Boer 2000). Het aantal vrijwel exclusief aan moeras gebonden soorten bedraagt 15, waarvan 10 soorten rietvogels zijn. Te verwachten maximale dichtheden voor deze 15 soorten in de diverse moerastypen zijn gebaseerd op beschikbare kennis: Reijnen *et al.* 2001 (zeven soorten), diverse literatuurbronnen (vijf soorten), expertkennis (drie soorten).

Het aantal gebieden waar de oppervlakenorm voor sleutelpopulaties voor een of meer soorten wordt gehaald bedraagt 14. Drie soorten halen in geen enkel gebied de norm voor sleutelpopulaties (woudaapje, blauwe kiekendief en kwartelkoning). Hiervan is alleen het woudaapje exclusief gebonden aan moeras. Van de 15 vrijwel exclusief aan moeras gebonden soorten halen minimaal drie en maximaal vijf soorten de duurzaamheidsnorm (zie tabel 6.3). Tabel 6.4 geeft het aantal soorten per gebied dat de norm voor een sleutelpopulatie overschrijdt. Het maximaal aantal bedraagt 10 (Oostvaardersplassen).

Het resultaat is te beschouwen als een globale indicatie van de huidige toestand. Het meest betrouwbaar zijn de uitkomsten voor de 10 aan riet gebonden soorten. Voor de overige 5 aan moeras gebonden soorten is het resultaat matig betrouwbaar. Voor de niet exclusief aan moeras en riet gebonden soorten zijn geen landelijke uitspraken mogelijk.

*Tabel 6.3. Duurzaamheid van 15 aan moeras gebonden soorten in de Nederland in de huidige situatie (1990-1996).*

*+ duurzaam; ± bijna duurzaam; - niet duurzaam.*

	Aantal gebieden dat de norm voor sleutelpopulaties/kolonies haalt	Duurzaamheidsnorm	Duurzaam
<b>Rietsoorten</b>			
Roerdomp	2	5	-
Baardmannetje	1	5	-
Blauwborst	8-9	5	+
Rietzanger	9	5	+
Waterral	4	5	±
Grote karekiet	2	5	-
Snor	1	5	-
Bruine kiekendief	4	5	±
Woudaapje	0	5	-
Lepelaar	17*	20	+**
<b>Moerassoorten</b>			
Purperreiger	7*	10	-
Porseleinhoen	3	5	-
Zwarte stern	7*	15	-
Kwak	1*	5	-
Krooneend	1	5	-

\*kolonievogel

\*\* de lepelaar is in toenemende mate gaan broeden op de Waddeneilanden, waar nu al 60-70% van de Nederlandse populatie broedt.

Tabel 6.4. Aantal soorten per gebied dat de norm voor sleutelpopulaties overschrijdt

Gebied	Riet	Moeras	Totaal
Oostvaardersplassen	8	2	10
Wieden-Weerribben e.o.	5	3	8
Oostelijk Vechtplassengebied	5	2	7
Zaanstreek	4	2	6
Randmeren/Ijsseldelta	2	3	5
Lauwersmeer	4	0	4
Biesbosch	2	1	3
Nieuwkoopse plassen	1	2	3
Oude Venen/Princenhof	1	2	3
Rottighe Meenthe/ Lindevallei	2	1	3
Haringvliet buitendijks	3	0	3
Makkumer/Workumerwaard	2	0	2
Gelderse poort	0-1	1	1-2
Peel Oost-Brabant/Limburg	1	0	1

## 6.4 Voorbeeldsoorten

### ***Rietzanger, een soort met extra risico door veranderingen in overwinteringgebied***

De aantallen van de rietzanger in Nederland zijn de laatste drie decennia sterk afgenomen, vooral in 1973-75 en 1982-85. Foppen *et al.* (1999a) hebben aangetoond dat de populatieontwikkeling sterk is gecorreleerd met de jaarlijkse regenval in het westelijke deel van de Sahel-zone in Afrika, het meest waarschijnlijke overwinteringgebied. Na 1984 is weer herstel opgetreden. Dit blijkt in weinig versnipperde situaties veel sneller plaats te vinden dan in sterk versnipperde situaties (tabel 6.5). Dit duidt erop dat door versnippering van moeras rietzangerpopulaties kwetsbaarder worden voor droogte in Afrika.

De tot nu toe opgetreden droogteperioden in Afrika vormen nog geen bedreiging voor de Nederlandse rietzangerpopulaties. Als de frequentie van droogteperioden echter gaat toenemen, kan dit leiden tot het volledig verdwijnen van de rietzanger in delen van Nederland. Om het duurzaam voortbestaan van de rietzanger in Nederland zoveel mogelijk te garanderen is het van groot belang dat de huidige moerasgebieden die sleutelpopulaties ondersteunen goed worden beschermd en beheerd. Natuurontwikkeling zou zoveel mogelijk gericht moeten zijn op het creëren van nieuwe sleutelgebieden.

Tabel 6.5 Simulatie van effecten van droogte in Afrika op rietzangerpopulaties in landschappen met een verschillend % leefgebied. Op basis van simulaties. Bron: Foppen *et al.* 1999.

% leefgebied in het landschap	% afname door droogte in Afrika	Herstel na sterke achteruitgang
15	40	<10 jaar
3	Ca. 52	Ca. 20 jaar
1	Ca. 47	Ca. 22 jaar
0,1	Ca. 80	Ca. 30 jaar

### ***Grote karekiet, een soort met extra risico lokatie-gebonden invloeden***

De aantallen van de grote karekiet in Nederland nemen al sinds lange tijd af. Vooral in de zestiger en zeventiger jaren was de afname sterk. Ook in andere delen van west- en centraal-Europa vindt een afname plaats. Alarmerend is dat de grote karekiet nog steeds een afname vertoont in het belangrijkste broedgebied in Nederland, de randmeren in NW-Overijssel. Hier is meer dan 50% van de Nederlandse populatie aanwezig (Foppen 2001).

Een belangrijke factor die een rol speelt bij de afname van de grote karekiet is de zeer sterke binding aan overjarig riet dat in het water staat (waterriet) in combinatie met het voorkomen van grote insecten. Dit habitatype vertoont een continue afname door o.a. een voor waterriet onnatuurlijk peilbeheer, eutrofiering en verdroging (Graveland 1998). Naarmate dit proces vordert, gaan effecten van versnippering een steeds grotere rol spelen. De kans op uitwisseling van individuen tussen gebieden wordt kleiner door de geringe dispersie-afstand (ongeveer 10 km). Kleine populaties hebben daardoor een grotere kans op uitsterven en de kans op herkolonisatie van nieuwe plekken neemt af. Omdat de Nederlandse populatie zich op grote afstand bevindt van grotere populaties in het buitenland, is hiervan geen ondersteunende werking te verwachten (Foppen 2001).

Omdat er in Nederland momenteel nog maar een sleutelgebied is, waar 50% van de populatie voorkomt, bevindt de grote karekiet zich duidelijk in de gevarenzone. Snelle maatregelen zijn nodig, vooral gericht op verbetering en herstel van de habitatkwaliteit in gebieden waar de soort nu voorkomt en in gebieden die hier ruimtelijk op aansluiten.

### ***Purperreiger, een soort met extra risico door veranderingen in het overwinteringsgebied en lokatie-gebonden invloeden***

In de periode 1977-1984 is de stand van de purperreiger in Nederland geleidelijk gedaald van ca. 900 paren naar ca. 300 paren (Bijlsma *et al.* 2001). Sindsdien heeft de Nederlandse populatie zich nauwelijks hersteld, ondanks toegenomen neerslag in de Sahel waar de soort overwintert. Elders in Europa trad wel herstel op. Dit duidt op limiterende factoren in Nederland. De afnemende geschiktheid van broedgebieden door o.a. verruiging en verdroging in combinatie met de toegenomen bereikbaarheid voor grondpredatoren is daarvan waarschijnlijk de oorzaak. Mogelijk is ook de geschiktheid van foerageergebied in het omliggende agrarische gebied afgenomen (veenweidegebied). (Bijlsma *et al.* 2001, den Boer 2000)

Het aantal geschikte broedgebieden lijkt duidelijk een beperkende factor voor het duurzaam voortbestaan van de purperreiger in Nederland (den Boer 2000). Als de omstandigheden in het overwinteringsgebied weer verslechteren kan de purperreiger hierdoor verder in de gevarenzone komen. Daarom is het van groot belang dat het areaal geschikt broedhabitat wordt vergroot door herstelmaatregelen en ontwikkeling van nieuwe broedgebieden. Ook is aandacht nodig voor verbetering van de voedselgebieden in het veenweidegebied.

## **6.5 Kansen die een aantal toekomstbeelden bieden**

### ***Meest waarschijnlijke EHS en grote-eenheden variant EHS***

Er zijn twee toekomstbeelden opgenomen uitgewerkt door Foppen *et al.* (1998) en ontleend aan de Natuurverkenning 1997 (RIVM 1997, Bal & Reijnen 1997):

- de meest waarschijnlijke realisatie van de EHS in 2018, het ruimtelijke patroon van de moerassen blijft redelijk versnipperd;

- een grote eenheden-variant EHS, de hoeveelheid nieuwe natuur voor moeras wordt gebruikt om in combinatie met bestaande moerassen tien grote eenheden van van minimaal 10.000 ha te realiseren.

In beide toekomstbeelden is aangenomen dat moerasgebieden groter dan 100 ha een nagenoeg-natuurlijk beheer krijgen. Hoewel het percentage riet per gebied afneemt, neemt de oppervlakte geschikt riet door het ontbreken van rietcultuur in de grotere gebieden toch toe. In de meest waarschijnlijke EHS bedraagt deze toename ca. 30% en in de grote-eenheden variant ruim 300%.

De meest waarschijnlijke EHS geeft een duidelijke verbetering in vergelijking met de huidige situatie. Voor 6-7 van de 15 soorten is de kans op duurzaam voortbestaan echter niet gegarandeerd. Alleen bij de grote eenheden-variant is te verwachten dat vrijwel alle soorten duurzaam kunnen voortbestaan (tabel 6.6).

*Tabel 6.6. Duurzaamheid van 15 aan moeras gebonden soorten in de Nederland in de huidige situatie (1990-1996), de meest waarschijnlijke EHS en de grote-eenheden variant EHS.*

*+ duurzaam; ± bijna duurzaam; - niet duurzaam.*

Soort	Huidige situatie	Meest waarschijnlijke EHS	Grote-eenheden variant EHS
<b>Rietsoorten</b>			
Roerdomp	-	-	+
Baardmannotje	-	-	-
Blauwborst	+	+	+
Rietzanger	+	+	+
Waterral	±	+	+
Grote karekiet	-	+	+
Snor	-	-	+
Bruine kiekendief	±	+	+
Woudaapje	-	-	±
Lepelaar	+	+	+
<b>Moerassoorten</b>			
Purperreiger	-	+	+
Porseleinhoen	-	-	+
Zwarte stern	-	+	+
Kwak	-	-	±
Krooneend	-	±	+
Totaal	3-5	8-9	12-14

### ***Optimalisatie van de meest waarschijnlijke EHS***

De meest waarschijnlijke EHS geeft naar verwachting het meest reële toekomstbeeld wat betreft het ruimtelijk patroon van moerassen. Wanneer echter in alle gebieden groter dan 100 ha wordt gekozen voor een voor vogels optimaal rietbeheer in plaats van een nagenoeg-natuurlijke situatie is een aanzienlijk beter resultaat te verkrijgen (Foppen *et al.* 1999b ). De oppervlakte geschikt riet benadert dan de waarde van de grote-eenheden variant en de



aantallen van aan riet gebonden soorten kunnen toenemen met 50-100%. Hoe effectief een optimaal rietbeheer kan zijn bleek ook tijdens de MKZ(Mond en Klauwzeer)-periode in 2001. Van grote rietmoerassen langs het Zwarte Meer en Ketelmeer kon de helft van het riet niet worden gemaaid door riettelers. De aantallen van een aantal rietvogels spectaculair toe in vergelijking met 1999. Blauwborst nam toe met een factor 1,3, snor met 1,9, rietzanger met 1,8 en baardmannetje met liefst een factor 3,9 (Deuzeman 2001).

Deze variant biedt dus een kansrijk perspectief wanneer hele grote-eenheden moeras niet zijn te realiseren

### ***EHS en robuuste verbinding Natte As***

Een belangrijke nieuwe ambitie van het natuurbeleid is het realiseren van robuuste verbindingen. In de nota 'Natuur voor mensen, mensen voor natuur' (LNV 2000) zijn de robuuste verbindingen indicatief opgenomen. Een van de verbindingen is de Natte As die alle grote eenheden moeras met elkaar moet verbinden. Hiervoor zijn ca. 10.000 ha beschikbaar. Richtlijnen voor de robuuste verbindingen zijn zo opgesteld dat voor alle geselecteerde soorten sleutelgebieden aanwezig zijn op afstanden gelijk aan de dispersie-afstand (Broekmeijer *et al.* 2001). Realisatie van de Natte As kan dus voor veel soorten een aanzienlijke uitbreiding inhouden van het aantal sleutelgebieden. Dit vergroot de kans om duurzaam voortbestaan voor alle 15 aandachtsoorten te realiseren. Realisatie van voor vogels optimaal rietbeheer zal hier gemakkelijker zijn dan in reeds bestaande moerassen.

## **Literatuur**

Bal, D. & R. Reijnen 1997. Natuurbeleid in uitvoering: inspanningen, effecten, verwachtingen en kansen. Achtergronddocument nr. 8, Natuurverkenningen '97. IKC-Natuurbeheer, IBN-DLO, Wageningen.

Boer, T. den 2000. Beschermingsplan moerasvogels 2000-2004. Rapport Directie Natuurbeheer nr. 47, Wageningen.

Broekmeijer *et al.* 2001. Handboek Robuuste Verbindingen. Alterra, Wageningen.

Bijlsma, R.G., F. Hustings & C.J. Camphuysen 2001. Algemene en schaarse vogels van Nederland (Avifauna van Nederland 2). GMB Uitgeverij/KNNV Uitgeverij, Haarlem/Utrecht.

Deuzeman, S. 2001. Blauwborst, rietzanger, snor en baardman profiteren indirect van MKZ. SOVON Nieuws 14 (4), 11.

Foppen, R.P.B. 2001. Bridging caps in fragmented marshland. Applying landscape ecology for bird conservation. Alterra scientific contributions 4, Alterra Green World Research, Wageningen.

Foppen, R.P.B., C.J.F. ter Braak, J. Verboom & R. Reijnen 1999a. Dutch Sedge Warblers *Acrocephalus schoenobaenus* and West-African rainfall: empirical data and simulation modelling show low population resilience in fragmented marshlands. *Ardea* 87, 113-127.

Foppen, R., R. Reijnen & M. de Jong 1999b. De planning en beheer van rietmoerassen. Beleidsevaluatie m.b.v. een modelstudie naar de levensvatbaarheid van moerasvogels. *Landschap* 16 (2), 99-112.

- Foppen, R., J. Graveland, M. de Jong & A. Beintema 1998. Naar levensvatbare populaties moerasvogels. IBN-rapport 393, IBN-DLO, Wageningen.
- Graveland, J. 1998. Reed die-back, water level management and the decline of the great reed warbler *Acrocephalus arundinaceus* in The Netherlands. *Ardea* 86, 187-201.
- LNV 2000. Natuur voor mensen, mensen voor natuur. Nota natuur bos en landschap in de 21e eeuw. Ministerie van Landbouw, Natuur en Visserij, Den Haag.
- Reijnen, R., R. Jochem, M. de Jong, M. de Heer, H. Sierdsema 2001. LARCH VOGELS NATIONAAL. Een expertsysteem voor het beoordelen van de ruimtelijke samenhang en de duurzaamheid van broedvogelpopulaties in Nederland. Alterra-rapport 235, Wageningen.
- RIVM, IKC natuurbeheer, IBN-DLO, SC-DLO 1997. Natuurverkenning 97. Samson H.D. Tjeenk Willink bv, Alphen aan den Rijn.
- Verboom, J., R. Foppen, P. Chardon, P. Opdam & P. Luttikhuisen 2001. Introducing the key patch approach for habitat networks with persistent populations: an example for marshland birds. *Biological Conservation* 100, 103-113.

## 7 Conclusies

Diverse diersoorten staan in Nederland onder druk als gevolg van de versnippering van hun leefgebied. Oorzaken van de versnippering zijn het verdwijnen van geschikt leefgebied, achteruitgang van de kwaliteit van leefgebieden en doorsnijding door infrastructuur.

Het wegennet in Nederland kent een grote dichtheid. Per vierkante kilometer ligt er gemiddeld in Nederland 3,4 km verharde weg. De afgelopen vijftien jaar is de lengte van verharde wegen met ongeveer 20% toegenomen. De verdichting van het wegennet heeft de kans op aanrijdingen van diverse diersoorten aanzienlijk vergroot. Dit rapport illustreert dat voor de das. Een modelsimulatie voor een landschap in Midden-Limburg laat zien dat uitgaande van het wegenpatroon van 1955 een das tijdens een foerageertocht gemiddeld 2,2 maal een weg over steekt. In datzelfde landschap met het wegenpatroon anno 1999 is dat gestegen naar gemiddeld 4,5 passages van een weg per foerageertocht. In deze modelberekeningen is nog geen rekening gehouden met de toegenomen verkeersintensiteit.

De das wordt dikwijls als gidsoort gebruikt bij het vaststellen van versnipperingseffecten van infrastructuur. Dat heeft er mee te maken dat over de verspreiding en het gedrag van deze soort relatief veel bekend is. Ook voor andere soorten geldt dat versnippering door infrastructuur negatieve effecten heeft op hun verspreiding en dichtheden. Voor een aantal soorten (zandhagedis, adder, rosse woelmuis, noordse woelmuis, boommarter) is dat effect met behulp van modelsimulaties in beeld gebracht. Voor ongeveer de helft van het hoofdwegennet geldt dat dit het leefgebied van één of meerdere van de gekozen indicatorsoorten doorsnijdt. Wordt gekeken waar mitigatiemaatregelen snel effect zullen sorteren op de levensvatbaarheid van populaties van de onderzochte soorten, dan blijkt het te gaan om bijna 1.900 km weg (15% van het hoofdwegennet). Via mitigerende maatregelen kan op diverse locaties worden gezorgd voor het realiseren van levensvatbare populaties. Op andere locaties moeten dergelijke maatregelen vergezeld gaan van andere aanpassingen om succes te sorteren. Dan moet vooral worden gedacht aan de aanleg van ecologische verbindingzones.

De afgelopen jaren zijn diverse faunapassages, zoals dassentunnels, aangelegd. Het functioneren van dergelijke voorzieningen is mede afhankelijk van het gepleegde onderhoud van de tunnels en bijbehorende voorzieningen (rasters, vluchtpoortjes, geleidende beplanting etc.). Recent onderzoek van de Vereniging Das en Boom aan dassentunnels met bijbehorende voorzieningen laat zien dat in bijna de helft van de onderzochte situaties sprake is van gebreken. Het grootste deel van de mankementen is het gevolg van een verkeerde constructie. Zo ontbreken op veel plaatsen afrasteringen geheel of gedeeltelijk. Ook geleidende beplanting ontbreekt bij een aantal voorzieningen. Verder blijkt de locatiekeuze niet altijd correct te zijn. Ook komt het voor dat voorzieningen hun effectiviteit verloren hebben als gevolg van een veranderd grondgebruik. Een aanbeveling uit het onderzoek is om het vroegtijdig in de planvorming van infrastructuur betrekken van de eisen die aan de constructie van doeltreffende faunavoorzieningen worden gesteld en nadrukkelijk rekening te houden met op de faunapassage aansluitende landschapspatronen. Verder wordt aanbevolen een monitoringsysteem op te zetten voor mitigerende maatregelen, zodat slecht functionerende voorzieningen snel worden opgespoord en het knelpunt tijdig kan worden verholpen.

Hierboven is al aangegeven dat populaties niet alleen versnipperd raken als gevolg van doorsnijding van hun leefgebied door infrastructuur, maar ook door het verdwijnen van

leefgebied en achteruitgang van de kwaliteit ervan. In dit rapport wordt het effect daarvan geïllustreerd aan de hand van de noordse woelmuis. Dit is een soort die zich bij uitstek thuisvoelt in moerassen, één van de meest kenmerkende biotopen van Nederland. De ondersoort die in Nederland voorkomt is de enige endemische zoogdiersoort die Nederland rijk is. Om die reden is de soort opgenomen in de Habitatrichtlijn als prioritaire soort. Dit betekent dat de soort onder de bescherming van de Habitatrichtlijn valt, zowel binnen als buiten de in het kader van de Habitatrichtlijn aangewezen speciale beschermingszones. Onderzoek in drie voor de noordse woelmuis belangrijke regio's (Deltagebied, Friesland en Noord-Holland Midden) laat zien dat in alle drie de regio's de ruimtelijke samenhang een knelpunt is in de levensvatbaarheid van de populaties. In het noordelijk deel van het deltagebied is de situatie relatief gunstig. Voor Noord-Holland Midden is nagegaan wat de aanleg van de Ecologische Hoofdstructuur zou betekenen voor de levensvatbaarheid van de daar voorkomende populatie noordse woelmuizen. De ruimtelijke samenhang blijkt toe te nemen, maar de verbindingen blijven zwak tot matig. Verder blijkt de soort weinig voor te komen in wat wij als potentieel leefgebied beschouwen. Het daar gevoerde beheer, waarover inzake de wensen van de Noordse woelmuis weinig bekend is, zou een beperking kunnen vormen. Bij aanleg van verbindingzones en andere leefgebieden kan het beste aangesloten worden bij locaties waar al noordse woelmuizen aangetroffen zijn. Bij inrichting van deze gebieden moet rekening gehouden worden met:

- de maximale dispersie-afstand van de noordse woelmuis, zijnde 3.200m;
- de door de soort geprefereerde vegetatietypes, zijnde arme en rijke rietlanden;
- het door de soort geprefereerde beheer (maaien en inundatie).

In het kader van de Habitatrichtlijn moeten de EU-lidstaten gebieden aanwijzen die speciale bescherming genieten. Opvallend is dat juist in de provincies waar de noordse woelmuis wordt aangetroffen het aantal aangewezen gebieden beperkt is. Zou slechts worden uitgegaan van deze gebieden, dan is de levensvatbaarheid van de noordse woelmuis gering. De levensvatbaarheid kan worden verbeterd door clusters te vormen van de habitatrichtlijngebieden met EHS-gebieden. Ook kleinere EHS-gebieden kunnen daarbij, mits op de juiste plaats gelegen en adequaat ingericht en beheerd, een belangrijke rol spelen. Zolang op landelijke en regionale schaal het duurzaam voortbestaan van de noordse woelmuis niet is gegarandeerd, kan de (potentiële) aanwezigheid van exemplaren van de soort reden zijn voor het verbieden van ingrepen in het betreffende gebied, ongeacht of dit is gelegen binnen of buiten de beschermingszones van de habitatrichtlijn.

Moerassen zijn niet alleen belangrijk voor een soort als de noordse woelmuis, maar ook voor diverse vogelsoorten. Het aantal vrijwel exclusief aan moeras gebonden soorten bedraagt 15, waarvan 10 soorten rietvogels zijn. Op dit moment halen drie soorten in geen van de moerasgebieden in Nederland de norm voor sleutelpopulaties (woudaapje, blauwe kiekendief en kwartelkoning). Van de 15 vrijwel exclusief aan moeras gebonden soorten hebben slechts 3 tot 5 soorten voldoende sleutelpopulaties om in Nederland duurzaam te blijven voortbestaan. Onderzoek naar de effecten van versnippering toont aan dat versnippering diverse gevolgen heeft. Zo leidt in het geval van de rietzanger versnippering van het Nederlandse broedgebied tot een grotere kwetsbaarheid voor droogteperiodes in Afrika.

Evenals voor de woelmuis geldt ook voor diverse moerasvogels dat ook het beheer van de leefgebieden een belangrijke factor speelt bij het duurzaam voortbestaan van populaties. Dit geldt bijvoorbeeld voor de grote karekiet (onder andere onnatuurlijk peilbeheer) en de purperreiger (verruiging en verdroging in combinatie met toegenomen bereikbaarheid voor grondpredatoren).

Realisatie van de EHS leidt tot een duidelijke verbetering in vergelijking met de huidige situatie. Voor 6-7 soorten is de kans op duurzaam voortbestaan echter niet gegarandeerd, uitgaande van de meest waarschijnlijke EHS. Wanneer echter in alle gebieden groter dan 100 ha wordt gekozen voor een voor vogels optimaal rietbeheer in plaats van een nagenoeg-natuurlijke situatie is een aanzienlijk beter resultaat te verkrijgen. Deze variant biedt dus een kansrijk perspectief wanneer hele grote eenheden moeras niet zijn te realiseren. Ook realisatie van de robuuste verbinding de Natte As vergroot de kans om duurzaam voortbestaan voor (het merendeel van) de 15 vrijwel exclusief aan moeras gebonden soorten te bewerkstelligen.

# Natuurplanbureau-onderzoek



## Verschenen werkdocumenten

### in de reeks 'Planbureau - werk in uitvoering (per 15 november 2002)

#### 1998

- 98/01 *Querner, E.P., Th.G.C. v.d. Heijden & J.W.J. v.d. Gaast.* Beschikbaarheid grond- en oppervlaktewater voor natuur. Nadere uitwerking en toepassing in Oost-Gelderland.
- 98/02 *Reijnen, R.* (samenstelling) Graadmeters biodiversiteit terrestrisch. Graadmeters bijzondere natuurkwaliteit terrestrisch t.b.v. de Natuurplanbureaufunctie en graadmeter ruimtelijke kwaliteit natuur voor Monitoring Kwaliteit Groene Ruimte (MKGR).
- 98/03 *Higler, L.W.G.* Graadmeters biodiversiteit aquatisch.
- 98/04 *Dijkstra, H.* Graadmeters voor landschapskwaliteit. Raamwerk en bouwstenen voor een kwaliteitsindex 2000+.
- 98/05 *Sprangers, J.T.C.M.* (red.) Graadmeters voor algemene natuurkwaliteit: een eerste verkenning.
- 98/06 *Nabuurs, G.J. & M.N. van Wijk.* Graadmeters voor de fysieke producten van bos.
- 98/07 *Buijs, A.E., J.F. Coeterier, P. Filius & M.B. Schöne.* Graadmeters sociaal draagvlak en beleving
- 98/08 *Neven, M.G.G. & E.E.M. Verbij.* Laten we wel zijn! Studie naar conceptualisering van natuurgerelateerd welzijn.
- 98/09 *Kuindersma, W.* (red.), *P Kersten & M. Pleijte.* Bestuurlijke graadmeters. Een inventarisatie van bestuurlijke graadmeters voor de Natuurverkenning 2001.
- 98/10 *Mulder, M., M. Klaassen & J. Vreke.* Economische graadmeters voor Natuur. Ontwikkeling raamwerk en aanzet tot invulling verdelingsgraadmeters.
- 98/11 *Smaalen, J.W.M., C. Schuiling, G.J. Carlier, J.D. Bulens & A.K. Bregt.* Handboek Generalisatie. Generaliseren ten behoeve van graadmeteronderzoek in het kader van Natuurplanbureaufunctie.
- 98/12 *Dammers, E. & H. Farjon.* Naar een nieuwe benadering voor de scenario's van de Natuurverkenningen 2001.
- 98/13 vervallen
- 98/14 *Hinssen, P.J.W.* Activiteiten in 1999 in toeleverende onderzoeksprogramma's. Inventarisatie van projecten en de betekenis van de resultaten daaruit voor producten van het Natuurplanbureau.
- 98/15 *Hinssen, P.J.W.* (samenstelling). Voorstudies Natuurbalans 99. Een inventarisatie van de haalbaarheid van een aantal onderwerpen.

#### 1999

- 99/01 *Kuindersma, W.* (red). Realisatie EHS. Intern achtergronddocument bij de Natuurbalans 1999 voor de onderdelen Begrenzing en realisatie EHS, Strategische Groenprojecten, Landinrichting, Compensatiebeginsel en Bufferbeleid.
- 99/02 *Prins, A.H., T. van der Sluis en R.M.A. Wegman.* Begrenzing van beekdalen in de Ecologische hoofdstructuur.; De relatie met biodiversiteit van planten.
- 99/03 *Dijkstra, H.* Landschap in de natuurbalans 1999.
- 99/04 *Ligthart, S.* Bescherming van natuurgebieden, nationale en internationale instrumenten.; Intern achtergronddocument bij de Natuurbalans 1999.
- 99/05 *Higler, B & S. Semmekrot.* Verkennende studie graadmeter natuurwaarde laagveenwateren
- 99/06 *Neven, I. K. Volker & B. van de Ploeg.* Tussenrapportage van een exploratief onderzoek naar de indicering van het concept maatschappelijk draagvlak voor de natuur.
- 99/07 *Wijk, H. van & H. van Blitterswijk.* Achtergronddocument bij de Natuurbalans 1999.

- 99/08 *Kuindersma, W.* Beleidsevaluatie voor de Natuurbalans; Een handleiding voor medewerkers aan de Natuurbalans.
- 99/09 *Hinssen, P. J. Lujt & L. de Savornin Lohman.* Het meten van effectiviteit door het Natuurplanbureau; Enkele overwegingen.
- 99/10 *Koolstra, B.J.H., G.W.W. Wameling & V. Joosten.* Modelkoppeling en –aanpassing SMART/SUMO – LARCH; Modelkoppeling en aanpassing ten behoeve van integratie in de natuurplanner in het kader van het project Graadmeters Natuurwaarde Terrestrisch.
- 99/11 *Koolstra, B.J.H., R.J.F. Bugter, J.P. Chardon, C.J. Grashof, J.D. van Kuijk, R.M.G. Kwak, A.A. Mabelis, R. Pouwels & P.A.Slim.* Graadmeter natuurwaarde terrestrisch; Verslaglegging van de uitgevoerde werkzaamheden.
- 99/12 *Wijk, M.N. van, J.G.de Molenaar & J.J. de Jong.* Beheer als strategie; Een eerste aanzet tot ontwikkelen van een graadmeter beheer (tussenrapportage).
- 99/13 *Kuindersma, W. & M.Pleijte.* Naar nieuwe vormen van beleidsevaluatie voor het Natuurplanbureau?; Een overzicht van evaluatiemethoden en de toepasbaarheid daarvan.
- 99/14 *Kuindersma, W, M. Pleijte & M.L.A. Prüst.* Leemtes in de beleidsevaluatie natuurbalansen ingevuld?; Een verkenning van de mogelijkheden om enkele leemtes in het evaluatiedeel van de Natuurbalans op te vullen.
- 99/15 *Hinssen, P.J.W. & H. Dijkstra.* Onderbouwende programma's; de resultaten van 1999 en de plannen voor 2000. Inventarisatie van projecten en de betekenis van de resultaten daaruit voor producten van het Natuurplanbureau
- 99/16 *Mulder, M. Wijnen & E.Bos.* Uitgaven, kosten en baten van natuur; Inventarisatie van de rijksuitgave aan natuur, bos en landschap en toepassing van maatschappelijke kosten-batenanalyses bij natuurbeleidsverkenning.
- 99/17 *Kalkhoven, J.T.R., H.A.M. Meeuwssen & S.A.M. van Rooij.* Omzetting typologie Basiskaart Natuur 2020 naar typologie Begroeiingstypenkaart
- 99/18 *Schmidt, A.M., M. van Heusden & C.J. de Zeeuw.* Tussenresultaten project Informatielogistiek Natuurplanbureau
- 99/19 *Buijs, A.E., M.H. Jacobs, P.J.F.M. Verweij & S. de Vries.* Graadmeters beleving; theoretische uitwerking en validatie van het begrip 'afwisseling'
- 99/20 *Farjon, H. J.D. Bulens, M. van Eupen, K.Schotten & C. de Zeeuw.* Plangenerator voor natuur-scenario's; ontwerp en verkenning van de technische mogelijkheden van de Ruimtescanner
- 99/21 *Berg, A.E. van den.* Graadmeters beleving: Horizonvervuiling (in bewerking)

## 2000

- 00/01 *Sluis, Th. Van der.* Natuur over de grens; functionele relaties tussen natuur in Nederland en natuurgebieden in grensregio's
- 00/02 *Goossen, C.M., F. Langers & S. de Vries.* Recreatie en geluidbelasting in 1995 en 2030; onderzoek voor Milieuverkenning 5
- 00/03 *Kelholt, H.J & B. Koole.* N-footprint 1980 – 1997, doorkijk 2030
- 00/04 *Broekmeyer, M.E.A., R.P.B. Foppen, L.W.G. Higler, F.J.J. Niewold, A.T.C. Bosveld, R.P.H. Snep, R.J.F. Bugter & C.C. Vos.* Semi-kwantitatieve beoordeling van effecten van milieu op natuur
- 00/05 *Broekmeyer, M.E.A. (samenstelling).* Stroom- en rekschema's 1<sup>e</sup> fase VijNo thema natuur. Bijlagerapport voor de bouwsteen natuur en de indicatoren natuurkwaliteit, landschapskwaliteit en confrontatie recreatievraag en –aanbod
- 00/06 *Vegte, J.W. van de & E. Turnhout.* De maat van de natuur; een onderzoek naar waarderingsgrondslagen in graadmeters voor natuur
- 00/07 *Kuindersma, W., M.A. Hoogstra & E.E.M. Verbij.* Realisatie Ecologische Hoofdstructuur 2000. Achtergronddocument bij hoofdstuk 4 van de Natuurbalans 2000

- 00/08 *Kuindersma, W. & E.E.M. Verbij.* Realisatie van groen in de Randstad. Achtergronddocument bij hoofdstuk 9 van de Natuurbalans 2000
- 00/09 *Van Wijk, M.N., M.A. Hoogstra & E.E.M. Verbij.* Signalen over natuur en landschap. Achtergronddocument bij hoofdstuk 2 van de Natuurbalans 2000
- 00/10 *Van Wijk, M.N. & H. van Blitterswijk.* Evaluatie van het bosbeleid. Achtergronddocument bij hoofdstuk 5 van de Natuurbalans 2000
- 00/11 *Veeneklaas, F.R. & B. van der Ploeg.* Trendbreuken in de landbouw. Achtergrondrapport project VIJNO-toets van het Milieu- en Natuurplanbureau voor de Vijfde Nota Ruimtelijke Ordening
- 00/12 *Schaminée, J.H.J. & N.A.C. Smits.* Kwantitatieve veranderingen in de vegetatie van drie biotopen (laagveenwateren, heide en schraalgraslanden) voor zeldzaamheid en voedselrijkdom over de periodes 1930-1950 (referentie), 1980-1990 en 1990-2000. Achtergronddocument bij de Natuurbalans 2000
- 00/13 *Willemsen, J.P.M. & A.M. Schmidt.* Datacatalogus. Eerste inventarisatie van geo-data beschikbaar voor het Natuurplanbureau
- 00/14 *Klijn, J.A.* Landbouw, natuur en landschap in Nederland; een voorverkenning voor de Natuurverkenning 2
- 00/15 *Klijn, J.A.* Landschap in Natuurplanbureau-producten: een mental map en onderzoeksaanbevelingen
- 00/16 *Elbersen, B., R. Jongman, S. Mûcher, B. Pedroli & P. Smeets.* Internationale ruimtelijke strategie (in herdruk)
- 00/17 *Berends, H, E den Belder, N. Dankers & M.J. Schelhaas.* Een multidisciplinaire benadering van de gebruikswaarde van natuur; verkenning van een methode om ontwikkelingsopties voor (stukken) natuur te beoordelen

## 2001

- 01/01 *Jansen, S. m.m.v. R. P.H. Snep, Y.R. Hoogeveen & C. M. Goossen.* Natuur in en om de stad
- 01/02 *Baveco, H., J.C.A.M. Bervaes & J.Vreke.* Advies over de ontwikkeling van modellen voor het Natuurplanbureau
- 01/03 *Zouwen, M. van der & J. van Tatenhove.* Implementatie van Europees natuurbeleid in Nederland
- 01/04 *Sanders, M.E. & A.H. Prins.* Provinciaal natuurbeleid: kwaliteitsdoelen voor de Ecologische Hoofdstructuur
- 01/05 *Reijnen, M.J.S.M. & R. van Oostenbrugge.* Wetenschappelijke review van SMART-MOVE. Onderdeel van het kern-instrumentarium van het Natuurplanbureau
- 01/06 *Bruchem, C. van.* Stuwende schaarste. Over de drijvende kracht achter de ontwikkeling van de agrarische sector
- 01/07 *Berkhout, P., G. Migchels & A.K. van der Werf.* Te hooi en te gras. Verkenning naar ontwikkelingen in de grondgebonden veehouderij en gevolgen hiervan voor natuur en landschap
- 01/08 *Backus, G.B.C.* Parels in de Peel. Intensieve veehouderij en natuur in Nederland Plattelandstad
- 01/09 *Salz, P.* Requiem voor de visserij in Vis Mineur
- 01/10 *Smit, A.B.* Ruimte voor akkers en tuinen, bomen en bollen. Verkenning naar ontwikkelingen in de akkerbouw en opengrondstuinbouw en effecten hiervan op natuur en landschap
- 01/11 *Bouwma, I.M., J.A. Klijn & G.B.M. Pedroli.* Voorstudies Natuurverkenningen 2002 – onderdeel internationaal. Deel A: Europees beleid, wetgeving en financiële middelen, nu en in de toekomst; Deel B: Verkenning internationale waarden Nederlandse natuur en landschap
- 01/12 *Oerlemans, N., J.A. Guldmond & E van Well.* Agrarische natuurverenigingen in opkomst. Een eerste verkenning naar natuurbeheeractiviteiten van agrarische natuurverenigingen
- 01/13 *Koster, A., A. Oosterbaan & J.H. Spijker.* Ontwikkeling van natuur in de Nederlandse steden
- 01/14 *Bos, E.J. & J.M. Vleugel (eindred).* Uitgaven aan natuur door Rijk, provincies, lagere overheden, particulieren en de EU
- 01/15 *Oostenbrugge, R., F.J.P. van den Bosch & K.M. Sollart.* Natuurbalans 2001: enquête resultaten provincies
- 01/16 *Bouwma, I.M.* Programma Internationaal Natuurbeheer 1996 – 2000. Doelen & besteding



- 01/17 *Jonkhof, J.F. & M.P. Wijermans.* De Deltametropool: een grenzeloos parklandschap!
- 01/18 *Jonkhof, J.F. & W. Timmermans m.m.v. J. Borsboom-van Beurden & L. Crommentuijn.* Groen wonen tussen stad en land
- 01/19 *Keuren, A, H. Houweling & J.G. Nienhuis.* EHS 2000. Technische achtergronden bij de bestanden van de Ecologische Hoofdstructuur
- 01/20 *Veldkamp, B., A. Keuren, J.G. Nienhuis & H. Houweling.* EHS 2001. Technische achtergronden bij de bestanden van de Ecologische Hoofdstructuur
- 01/21 *Koole, B., J. Luijt & M.J. Voskuilen.* Grondmarkt en grondgebruik. Een scenariostudie voor Natuurverkenning 2

## **2002**

- 02/01 *Berg, A.E. van den, M.H.I. Bloemmen, T.A. de Boer & J. Roos-Klein Lankhorst.* De beleving van watertypen. Literatuuroverzicht en validatie van de indicator 'water' uit het BelevingsGIS
- 02/02 *Geertsema, W.* Het belang van groenblauwe dooradering voor natuur en landschap. Achtergronddocument Natuurbalans 2002
- 02/03 *Sanders, M.E.* Beleidsevaluatie Agrarisch Natuurbeheer. Voortgang, knelpunten en effectiviteit
- 02/04 *Opdam, P..F.M.* Natuurbeleid, biodiversiteit en EHS: doen we het wel goed?
- 02/05 *Veer, M. & M. van Middelkoop.* Mensen en de natuur; recreatief gebruik van natuur en landschap
- 02/06 *Kuindersma, W., H.M.P. Capelle, R.C. van Apeldoorn & W.W. Buunk.* Bescherming natuurgebieden en soorten in Nederland vanaf 2002
- 02/07 *Sival, F.P., A. van Hinsberg, P.C. Jansen, D.J. van de Hoek & M. Esbroek.* Overlevingsplan Bos en Natuur. Achtergronddocument bij Natuurbalans 2001
- 02/08 *Roos-Klein Lankhorst, J., A.E. Buijs, A.E. van den Berg, M.H.I. Bloemmen, S. de Vries, C. Schuiling & A.J. Griffioen.* BelevingsGIS versie oktober 2001. Een compleet overzicht van het BelevingsGIS met achtergrondinformatie (*voorlopige titel*)
- 02/09 *Oostenbrugge, R. van, E.A. van der Grift, B.S.J. Nijhof, P.F.M. Opdam & M.J.S.M. Reijnen (red).* Levensvatbaarheid populaties. Achtergronddocument bij de Natuurbalans 2002