

Ecologisch rendement van ontsnippering: de casestudie edelhert en wild zwijn
Veluwe

Ecologisch rendement van ontsnippering: de casestudie edelhert en wild zwijn Veluwe

**R. Pouwels
G.W.T.A. Groot Bruinderink
H. Kuipers**

Alterra-rapport 533

Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen, 2002

REFERAAT

Pouwels, R., G.W.T.A. Groot Bruinderink en H. Kuipers. 2002. *Ecologisch rendement van ontsnippering de casestudie edelhert en wild zwijn Veluwe*. Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte. Alterra-rapport 533. 56 blz. 9 fig.; 6 tab.; 66 ref.

Inrichtingsplannen worden vaak op meerdere functies beoordeeld. Om deze verschillende functies met elkaar te kunnen vergelijken, zullen eenvoudige graadmeters gebruikt moeten worden. Binnen deze studie zijn de effecten van inrichtingsscenario's voor de Veluwe op aspecten van ecologie en economie beoordeeld. In dit rapport wordt ingegaan op de ecologische beoordeling. De scenario's zijn gericht op ontsnipperende maatregelen voor grote zoogdieren. Dit rapport beschrijft de methode en resultaten van de ecologische beoordeling. Het blijkt dat met name het weghalen van de grofwild rasters resulteert in ecologische winst.

Trefwoorden: graadmeters, natuurbeleid, ontsnipperende maatregelen, Veluwe, edelhert, wild zwijn, ecologie

ISSN 1566-7197

Dit rapport kunt u bestellen door €22,- over te maken op banknummer 36 70 54 612 ten name van Alterra, Wageningen, onder vermelding van Alterra-rapport 533. Dit bedrag is inclusief BTW en verzendkosten.

© 2002 Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte,
Postbus 47, NL-6700 AA Wageningen.
Tel.: (0317) 474700; fax: (0317) 419000; e-mail: info@alterra.nl

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

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

Inhoud

Woord vooraf	7
Samenvatting	9
1 Inleiding	11
1.1 Probleemstelling	11
1.2 Versnippering	11
1.3 Soortkeuze	12
1.4 Ecologische graadmeters	13
2 Casestudie	15
2.1 De Veluwe	15
2.2 Scenario's	16
2.3 Ecologische analyse	17
2.3.1 Achtergrond LARCH	17
2.3.2 Werkwijze LARCH	17
2.3.3 Effect van barrières in ecologische netwerken	19
2.3.4 Invoerbesteden	20
2.3.4.1 Begroeiingstypenkaart	20
2.3.4.2 Barrièrebestanden	20
2.3.5 Parameters en aannames	22
2.4 Ecologische graadmeters	24
3 Resultaten	27
3.1 Ecologische graadmeter 1 - ha in sleutelgebieden	27
3.2 Ecologische graadmeter 2 - ha met een goede ruimtelijke samenhang	28
3.3 Ecologische graadmeter 3 - aansluiting Europees netwerk	30
4 Discussie	31
4.1 Ecologische graadmeters	31
4.2 Aannames en onzekerheden	32
4.3 Vergelijking resultaten met eerdere studies	33
5 Conclusies en aanbevelingen	35
Literatuur	37
Bijlagen	
1 Ecologische Begrippenlijst	43
2 Beschrijving ecotopen	49
3 Routes met betrekking tot Europees netwerk	51
4 Resultaat van de bepaling en evaluatie van ruimtelijke samenhang	53

Woord vooraf

De afgelopen jaren zijn er veel inrichtingsplannen en visies opgesteld voor belangrijke bos- en natuurgebieden. Dit geldt ook voor de Veluwe. Er bestaat behoefte om het rendement van deze plannen te kunnen bepalen. Wat is de winst van (ruimtelijke) veranderingen en wat zijn de kosten. In deze studie is getracht om de ecologische en economische winst van enkele scenario's te bepalen en deze te vergelijken met de kosten van de scenario's. Voorliggend rapport gaat in op de ecologische winst.

De studie is onderdeel van de thesis van Martijn van der Heide "An economic analysis of nature policy". Samen met Ekko van Ierland en Jeroen van der Bergh zijn de scenario's opgesteld, welke hebben geresulteerd in dit rapport. Met name het 'verkopen' van de werkwijze en ecologische graadmeters aan niet ecologen werkte verhelderend. Tevens hebben de provincie Gelderland en regionale directie van LNV meegewerkt via het beschikbaar stellen van gegevens en bestanden. De ecologische analyse is gefinancierd door het Ministerie van LNV binnen het DWK-programma 'Mens, economie en groene ruimte'.

Dit onderzoek heeft niet de intentie om een definitief oordeel te vellen over het beheer van de Veluwe. Het onderzoek betreft een beperkte analyse van de verschillende ecologische en economische mechanismen die aan natuurbeheer ten grondslag liggen, waarbij alleen de ecologische aspecten met betrekking tot ontsnippering aan bod komen. Via een dergelijke analyse hopen we meer inzichten in de verschillende aspecten van natuurbeheer te verkrijgen, alsmede de discussie hierover verder op gang te brengen.

Samenvatting

Op landelijk en regionale schaal worden gebieden en landschappen gewijzigd. Met streekplannen, nota's voor de ruimtelijke ordening of andere plannen wordt getracht om in een vroeg stadium effecten van deze veranderingen zichtbaar te maken. Het gaat hierbij om effecten op verschillende aspecten van bijvoorbeeld economie, recreatie of natuur. Om deze verschillende effecten te kunnen vergelijken is het nodig om eenvoudige getallen of graadmeters te genereren. Binnen deze studie is getracht om middels een casestudie aspecten van economie en ecologische met elkaar te vergelijken.

De verschillende inrichtingsplannen zullen op verschillende ecologische processen van invloed zijn. Om de plannen te kunnen beoordelen, dienen graadmeters voor deze processen gebruikt te worden. Deze graadmeters zullen soortspecifiek moeten zijn. Wat hiermee bedoeld wordt, is dat op basis van soortgegevens nagegaan moet worden wanneer een proces onder een kritische waarde komt. Onder deze kritische waarde zullen soorten geen goede kans hebben om te overleven in het landschap.

Binnen deze studie zijn verschillende inrichtingsscenario's voor de Veluwe beoordeeld. Deze scenario's betreffen ruimtelijke veranderingen die gericht zijn op het opheffen van de versnippering van de Veluwe. Aangezien de Veluwe voor veel kleine dieren niet of nauwelijks versnipperd is, zijn de gekozen graadmeters geschaald naar het edelhert en het wilde zwijn. Bij de beoordeling is gebruik gemaakt van het kennissysteem LARCH. De gekozen graadmeters beoordelen de belangrijkste aspecten van versnippering: stabiele leefgebieden (1), ruimtelijke samenhang (2) en stabiele ecologische netwerken (3). Elk scenario wordt met deze graadmeters beoordeeld en per graadmeter wordt aangegeven welk scenario de meeste ecologische winst oplevert.

De vijf opgestelde scenario's zijn:

1. huidige situatie
2. opheffen wildkerende rasters op de (Noord- en Zuid-)Veluwe
3. opheffen wildkerende rasters en wildviaduct over A50 ten zuiden van Hattem (aansluiting IJssel)
4. opheffen wildkerende rasters en wildviaduct over A12 ten oosten van Ede (aansluiting Rijn)
5. opheffen wildkerende rasters, wildviaduct over A12, verplaatsen industrieterrein Beukenlaan en weg Wageningen-Renkum op peilers (aansluiting Rijn + doorlaatbaarheid vergroten)

Uit de resultaten van de eerste twee ecologische graadmeters blijkt dat met name het weghalen van de grofwild rasters (scenario 2) positief is voor het edelhert en het wilde zwijn. Het aanleggen van wildviaducten (scenario's 2 tot en met 5) resulteren niet in verdere ecologische winst. De reden hiervoor is dat de beoordeling binnen de Veluwe heeft plaatsgevonden en niet betrekking heeft op nieuw leefgebied. Het

aanleggen van wildviaducten heeft vooral tot doel om de Veluwe te ontsluiten. Dit is met name van belang voor de omringende leefgebieden (ecosysteemherstel). Binnen deze studie wordt alleen binnen de Veluwe gekeken en zijn de gekozen graadmeters nauwelijks gevoelig voor deze ontsluiting.

De derde graadmeter is gebaseerd op het ontwikkelen van een Europees ecologisch netwerk voor grote zoogdieren. Uit deze graadmeter blijkt dat een wildviaduct bij Hattem (scenario 3) gunstiger is dan een wildviaduct tussen Oosterbeek en Ede (scenario's 4 en 5). Het blijkt dat er minder autosnelwegen liggen tussen de Noord-Veluwe en de Lünerburgerheide dan tussen de Zuid-Veluwe en de Ardennen. Toch wordt verwacht dat een aansluiting op de Ardennen gunstiger is, vanwege de afstand en grote potentiële leefgebieden die langs de route liggen. Een route ten oosten van Nijmegen via de Maasduinen en vervolgens ten oosten van Maastricht lijkt ecologisch het meeste perspectief te bieden. Hieruit blijkt dat het erg belangrijk is hoe de ecologische graadmeter is opgebouwd.

1 Inleiding

Natuurbeheer en –ontwikkeling is in handen van en wordt gestimuleerd door private en publieke instellingen. Een belangrijke vraag hierbij is hoe verschillende instellingen zo efficiënt mogelijk natuur kunnen ontwikkelen en beheren, alsmede wat de optimale stimuleringsstructuur voor natuurvoorziening is. Met andere woorden, hoe kunnen de overheid, lokale autoriteiten en natuurbeschermingsorganisaties bijdragen aan het beheer en de ontwikkeling van natuur en landschap, gegeven de mondiale, nationale and regionale doelstellingen voor het handhaven van biodiversiteit en een adequaat niveau van natuurlijke hulpbronnen.

Het uiteindelijke doel van dit onderzoek is om de economische en ecologische aspecten van natuurbeleid te onderzoeken. In dit rapport wordt ingegaan op de ecologische aspecten van het onderzoek. Voor de economische aspecten wordt verwezen naar van der Heide (in prep.). Om beide aspecten naast elkaar te kunnen zetten en te kunnen beoordelen, dient de ecologische waardering van voorgestelde maatregelen eenvoudig en inzichtelijk te zijn (Robertson en Hull 2001, Opdam 2002). Hiervoor wordt gebruik gemaakt van ecologische graadmeters.

1.1 Probleemstelling

De centrale probleemstelling van het onderzoek is ruimtelijke veranderingen van invloed zijn op het voortbestaan van diersoorten op de Veluwe. De specifieke onderzoeksvragen die uit deze probleemstelling voortvloeien, zijn de volgende:

- Wat zijn de gevolgen voor diersoorten en hun leefgebied van ruimtelijke veranderingen op de Veluwe?
- Hoe kan het geldelijke budget zo efficiënt mogelijk worden ingezet ten bate van natuur op de Veluwe?

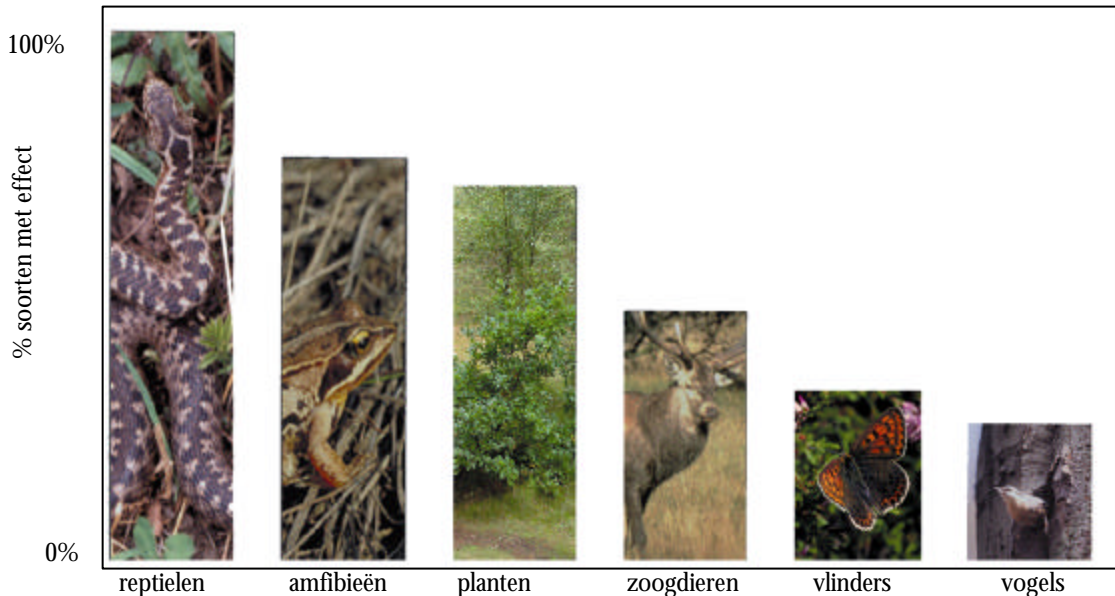
1.2 Versnippering

De afgelopen decennia zijn de leefgebieden van vele soorten sterk achteruitgegaan. Naast kwalitatieve achteruitgang zijn de gebieden steeds kleiner geworden en steeds meer geïsoleerd geraakt. Hierdoor zijn enkele soorten reeds verdwenen uit het Nederlandse landschap en staan vele andere soorten als bedreigd aangemeld. Soorten van bos, heide en hoogveen zijn in het algemeen meer plaatstrouw en daardoor gevoeliger voor versnippering¹ (Pelk *et al.* 2000, RMNO 1990). Daarnaast zijn reptielen gevoeliger dan broedvogels (figuur 1.1).

Ondanks de steeds kleinere leefgebieden kunnen veel soorten in ons land overleven dankzij het feit dat de overgebleven, geschikte leefgebieden als een ecologisch

¹ zie bijlage 1 voor verklarende woordenlijst (Bergers en Opdam 1996)

netwerk aan elkaar geschakeld zijn. Binnen dit netwerk zijn de verschillende leefgebieden via uitwisseling (dispersie) met elkaar verbonden. Een populatie of ecologisch netwerk noemen we *duurzaam* wanneer de kans op uitsterven erg klein is. De hiervoor gebruikelijke norm is een kans op uitsterven van minder dan 5% in 100 jaar (Shaffer 1987).



Figuur 1.1 Gevoeligheid voor versnippering per soortgroep in Nederland. Bron: Bergers en Kalkhoven 1996, Grashof-Bokdam 1997.

1.3 Soortkeuze

Veel inrichtingsplannen en natuurgerichte maatregelen hebben als een van de doelstellingen het behoud van de biodiversiteit. Om de plannen en maatregelen goed te kunnen beoordelen, zou het effect op al de processen en al de soorten in een landschap bekend moeten zijn. Dit is echter onmogelijk (Simberloff 1998). Om keuzes te kunnen maken, wordt binnen de natuurbescherming het landschap vereenvoudigd. Hier zijn twee richtingen in: de soortbenadering of de ecosysteembenadering. Het verschil ligt met name in de beginfase van de procedure (Walker 1999). Bij de ecosysteembenadering wordt eerst gezocht naar de meest kritische processen binnen een ecosysteem en bij de soortbenadering wordt eerst gezocht naar de meest kritische soort(en) (Walker 1999). Het belangrijkste commentaar op de soortbenadering is dat deze ervan uitgaat dat reeds bekend is welke soorten bedreigd worden en /of een cruciale rol spelen binnen een ecosysteem (Walker 1995, Lindenmayer 2002). De ecosysteembenadering tracht alle soorten binnen het ecosysteem te beschermen, ook degene die nog niet bekend zijn (Walker 1995). Lindenmayer (2002) geeft als aanvulling op de soortbenadering om niet te kijken naar ecosysteemprocessen (volgens de ecosysteembenadering) maar naar eigenschappen van het ecosysteem (bijv. structuur, stamdikte). Het belangrijkste commentaar op de ecosysteembenadering is dat deze voorbij gaat aan soorten en

data over soorten, waardoor bedreigde soorten kans lopen te verdwijnen (Goldstein 1999). Simberloff (1998) en Walker (1999) geven aan dat beide benaderingen elkaar mogelijk complementeren.

Voor elke studie is het van belang om aan te geven, welke benadering wordt toegepast (Armstrong 2002, Caro 2002). In deze studie is gekozen voor de soortbenadering, waarbij twee soorten zijn gekozen. Het edelhert en het wild zwijn dienen als sleutelsoort², paraplu³ én boegbeeld⁴. Grote grazers hebben namelijk binnen het ecosysteem van de Veluwe een significant belang op de vegetatiestructuur (Wallis de Vries 1995). Tevens hebben ze een grote oppervlaktebehoefte (Wallis de Vries 1995) én met name het edelhert wordt veel gebruikt om het publiek te interesseren voor natuurontwikkeling. Voor veel kleinere soorten is de oppervlaktebehoefte zo klein dat de Veluwe niet versnipperd is. Er wordt van uitgegaan dat de ontsnipperende maatregelen minder van belang zijn voor deze soorten. De maatregelen die in de scenario's gekozen worden, zullen dan ook met name gericht zijn op grote zoogdieren. De zandhagedis is gekozen om na te gaan of de aannames correct zijn en de verschillende scenario's inderdaad eenzelfde ecologische kwaliteit kennen voor kleine soorten.

1.4 Ecologische graadmeters

De ecologische kwaliteit van een landschap kan door middel van verschillende landschapsmaten gemeten worden (Tischendorf 2001, Vos *et al.* 2001). Voorbeelden van dergelijke landschapsmaten zijn het totale oppervlakte van leefgebieden voor diersoorten, het gemiddelde oppervlakte van de leefgebieden of de gemiddelde afstand tussen verschillende leefgebieden. Het betreft dus landschapsmaten die betrekking hebben op oppervlakte, kwaliteit en isolatie van de leefgebieden. Om een goede uitspraak te kunnen doen over de ecologische kwaliteit van een landschap is gezocht naar een graadmeter die deze uiteenlopende landschapsmaten integreert (Vos *et al.* 2001). Door de (ecologische) *duurzaamheid* van een landschap als graadmeter te nemen, wordt deze integratie tot stand gebracht. Deze graadmeter geeft aan in hoeverre ruimtelijke voorwaarden voor behoud van biodiversiteit aanwezig zijn in het landschap. Tevens is deze graadmeter eenvoudig en inzichtelijk (Robertson en Hull 2001).

² Soorten met een cruciale rol in een ecosysteem. Als de soort verdwijnt, zal het ecosysteem veranderen (keystone, Simberloff 1998).

³ Soorten met een grote oppervlaktebehoefte. Als een paraplu-soort aanwezig is in een landschap, zullen andere soorten van hetzelfde ecosysteem ook aanwezig zijn (umbrella, Simberloff 1998).

⁴ 'Charismatische' of 'aibare' soorten (grote zoogdieren), die een belangrijke rol spelen als uithangbord richting publiek. Vaak zijn dit grote zoogdieren (flagship, Simberloff 1998).

2 Casestudie

2.1 De Veluwe

In deze studie is gekozen voor een casestudie van de Veluwe. Hierbij zal de aandacht liggen bij ontsnipperende maatregelen. De totale begrote kosten voor ontsnipperingsbeleid op de Veluwe worden geraamd op 200 miljoen Euro. De gebieden binnen de Veluwe waarop het onderzoek zich zal richten, zijn gebaseerd op de Ecologische Verkenningen Veluwe (LB&P ecologisch advies BV en Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek 1997) en Veluwe 2010; een kwaliteitsimpuls! (Provincie Gelderland 2000). In aansluiting op deze laatste beleidsnotitie zal onderzocht worden wat het effect is van het verminderen van het aantal wildkerende rasters. Door een vrije wilduitwisseling kan dit tot een meer optimaal terreingebruik door grote zoogdieren leiden (zie eveneens Provincie Gelderland 1996, p. 127).

Beleidsopties voor een natuurlijker terreinbeheer zijn o.a. het streven naar meer loof- en minder naaldbos, meer struikgewassen, aansluiting met rivieruiterwaarden, ecologische verbindingszones naar andere natuurgebieden en bevordering van optimale bewegingsvrijheid voor het wild binnen de Veluwe zelf door het verwijderen van obstakels. Hierdoor wordt het beheer van het wild meer geïntegreerd met het terreinbeheer, en het bosbeheer in het bijzonder, zodat natuurlijke processen meer mogelijkheden krijgen.

Kader - 'De Veluwe'

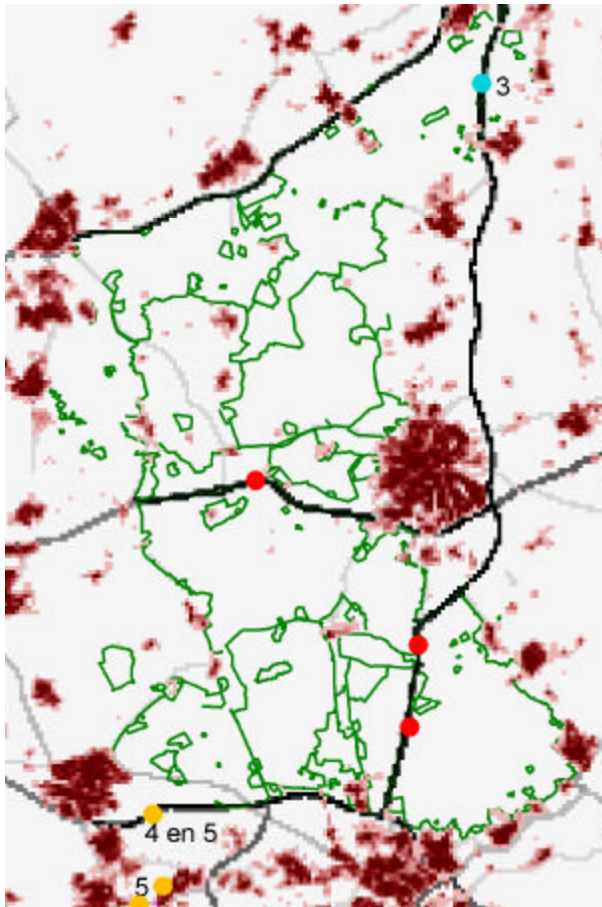
'De Veluwe' is gelegen in de provincie Gelderland en is met circa 100.000 ha. het grootste bos- en natuurgebied van Nederland. Momenteel zijn er verschillende plannen om een nationaal park de Veluwe te creëren. Verschillende bedreigingen, zoals de snelwegen de A1, de A28, en de A50, toename van toerisme, tientallen luxecampings en bungalowparken, en militaire terreinen, dragen bij aan het beeld van de Veluwe als een versnipperd natuurterrein. Het besef dat een Veluwe veel meer te bieden heeft aan mens en dier dan een groot aantal versnipperde brokken, wordt echter in brede kring erkend (zie onder andere, Provincie Gelderland 1996, Vereniging Natuurmonumenten 1998 en 2000). Door dit besef is de laatste jaren bij de terreineigenaren een nieuwe bereidheid tot samenwerking ontstaan.

Eeuwen lang was de Veluwe een wild land, met edelherten, wilde zwijnen, reeën en wolven. Mensen woonden er nauwelijks, maar kwamen er wel. Door houtkap verdwenen in de loop van de eeuwen de bestaande bossen, het steken van heideplaggen leidde ertoe dat de Veluwe rond 1850 voor een derde uit stuifzand bestond, en overbejaging en voedselschaarste waren verantwoordelijk voor het verdwijnen van het meeste wild. De bomen van nu zijn vrijwel allemaal aangeplant. Ze vormen monoculturen van gelijke leeftijd, die de fauna weinig te bieden hebben. De edelherten en de wilde zwijnen van nu stammen grotendeels af van de dieren die aan het begin van de 20ste eeuw werden uitgezet.

2.2 Scenario's

Door middel van de scenario's wordt getracht het effect van twee ontsnipperende maatregelen te analyseren: vermindering van wildkerende rasters en aanleg van wildviaducten en het toegankelijk maken van ecologische poorten voor edelhert en wild zwijn. Er zijn 5 scenario's opgesteld (figuur 2.1) (van der Heide *et al.* 2001):

6. huidige situatie
7. opheffen wildkerende rasters op de (Noord- en Zuid-)Veluwe
8. opheffen wildkerende rasters en wildviaduct over A50 ten zuiden van Hattem (aansluiting IJssel)
9. opheffen wildkerende rasters en wildviaduct over A12 ten oosten van Ede (aansluiting Rijn)
10. opheffen wildkerende rasters, wildviaduct over A12, verplaatsen industrieterrein Beukenlaan (Vreke en van Mansfeld 2000) en weg Wageningen-Renkum op peilers (aansluiting Rijn + doorlaatbaarheid vergroten)



Figuur 2.1 Overzicht van het studiegebied en de verschillende scenario's (nummers 3 t/m 5). In grijs tinten worden de wegen aangegeven, in rood tinten de bebouwing, in groen wildkerende raster en de gekleurde cirkels geven de ligging van wildviaducten weer. Rode cirkels geven bestaande wildviaducten weer. De blauwe cirkel (nummer 3) geeft het wildviaduct uit scenario 3 weer. De gele cirkel (4 en 5) geeft het wildviaduct uit scenario 4 en 5 weer en de gele cirkels (5) geven de ligging van de extra maatregelen uit scenario 5 weer.

2.3 Ecologische analyse

2.3.1 Achtergrond LARCH

LARCH⁵ is een kennissysteem, dat een kwantitatieve beoordeling van de potentiële biodiversiteit van een landschap geeft (Pouwels *et al.* 2002a, Verboom en Pouwels in press). Belangrijke aandachtspunten (Pouwels *et al.* 2002a) bij het gebruik van LARCH zijn:

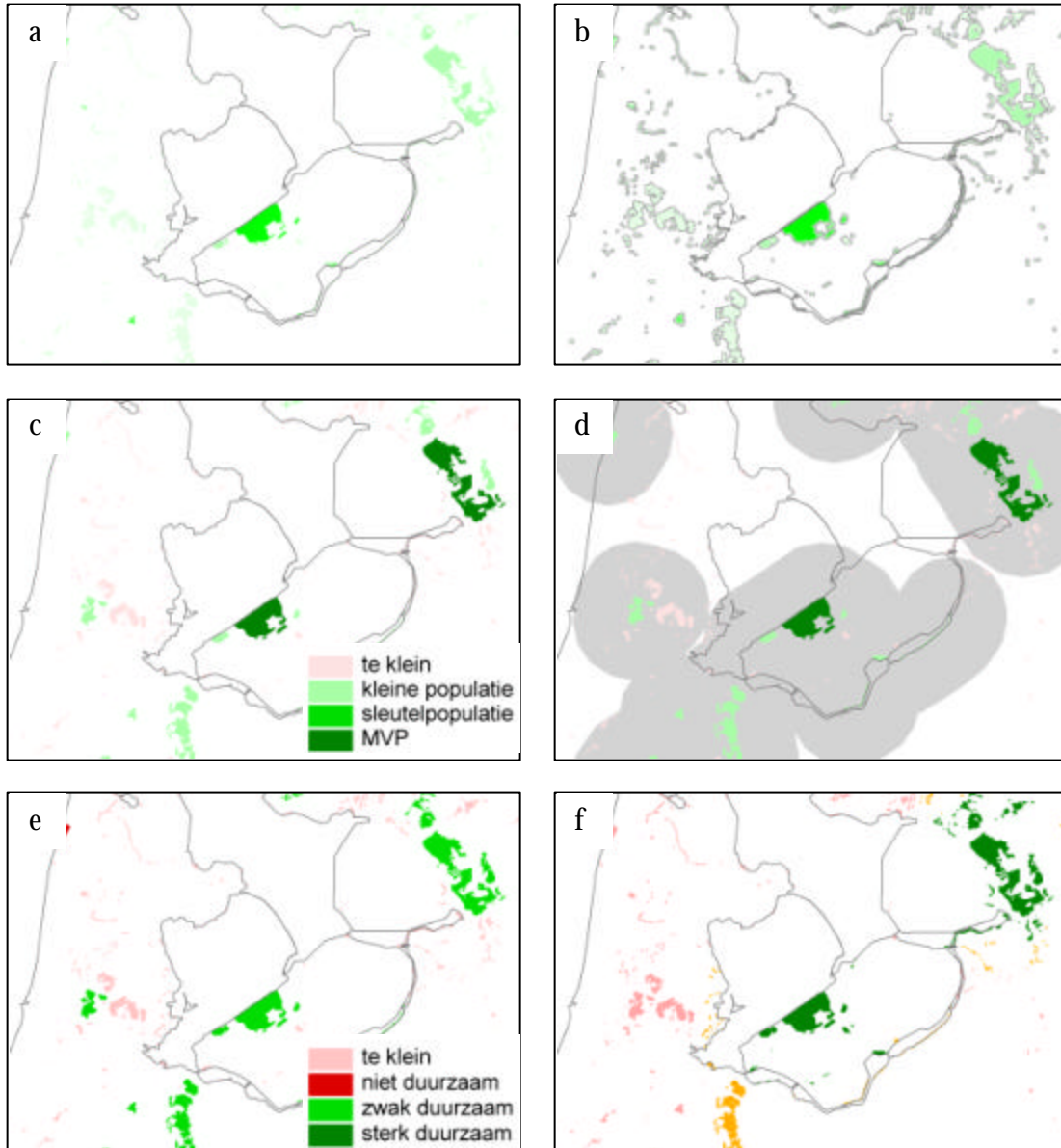
- Het is gebaseerd op wetenschappelijke kennis (Opdam *et al.* in press) en vuistregels (Verboom *et al.* 2001).
- Het wordt vooral toegepast bij het ontwerp en de toetsing van de ruimtelijke inrichting van bestaande of toekomstige landschappen (zie voor overzicht Pouwels *et al.* 2002a).
- De resultaten geven de potentiële duurzaamheid van de habitatnetwerken weer.
- Een juiste keuze van soorten is erg belangrijk (Simberloff 1998). Om een evenwichtig beeld van de biodiversiteit in het landschap te krijgen, is het van belang dat de soorten gespreid gekozen worden over de combinatie van landschapstype (ecotoopgroep), oppervlaktebehoefte en dispersiecapaciteit (Opdam *et al.* in press). Gekozen soorten gelden als een indicator voor meerdere soorten. Om inzichtelijk te maken dat het een voorbeeldsoort geldt, kan gekozen worden voor ecoprofielen.
- Draagkracht is de meest gevoelige parameter en dient goed ingeschat te worden (Houweling *et al.* 1999).
- LARCH is gericht op de problematiek rond versnippering, andere stressfactoren kunnen soms met behulp van grove vuistregels meegenomen worden in de analyses. Wil men inzicht krijgen in het effect van deze andere stressfactoren of een combinatie ervan dan dient men andere modellen te gebruiken.
- Het effect van weerstand van het landschap en van verbindingzones en robuuste verbindingen wordt niet of nauwelijks meegenomen in de analyses. Hiervoor dienen aparte bestanden beschikbaar te zijn.
- Mortaliteit door verkeersslachtoffers zorgt niet voor een grotere uitsterfkans.
- De onzekerheidsmarge over het effect van barrières is groot.

2.3.2 Werkwijze LARCH

De analyses worden per soort uitgevoerd. Als eerste wordt binnen het landschap aangegeven waar geschikte leefgebieden van een soort liggen (figuur 2.2a). In deze leefgebieden zijn populatiedynamische processen op lokaal populatie niveau van belang (figuur 2.2b). Voor de lokale leefgebieden wordt op basis van oppervlakte en kwaliteit nagegaan of ze voldoen aan de eisen van een sleutelgebied (Verboom *et al.* 2001) (figuur 2.2c). Vervolgens worden de leefgebieden aan elkaar geschakeld tot ecologische netwerken (figuur 2.2d). In de ecologische netwerken zijn populatiedynamische processen op metapopulatie niveau van belang zijn. Binnen

⁵ LARCH staat voor Landscape ecological Analysis and Rules for the Configuration of Habitat

deze stap worden de ecologische netwerken beoordeeld. Hiervoor kan de graadmeter 'duurzaamheid' worden gebruikt (figuur 2.2e) (Verboom *et al.* 2001, Pouwels *et al.* 2002a, Opdam *et al.* in press) of de graadmeter 'ruimtelijke samenhang' (figuur 2.2f) (Pouwels *et al.* 2002a, Opdam *et al.* in press). Voor een uitgebreide werkwijze van LARCH wordt verwezen naar Pouwels *et al.* (2002a).



Figuur 2.2a-e Analysestappen in LARCH. Voorbeeld van de roerdomp volgens LARCH-analyses uit Natuurverkenningen 2 (Hoek *et al.* 2002, RIVM 2002). In figuur f worden geven de kleuren rose, geel en groen leefgebieden weer met respectievelijk een slechte, matige en goede ruimtelijke samenhang.

2.3.3 Effect van barrières in ecologische netwerken

Barrières zijn voor (grondgebonden) soorten een van de belangrijkste factoren voor de achteruitgang in de uitwisseling tussen leefgebieden in Nederland en Europa. De uitwisseling tussen leefgebieden bepaalt in belangrijke mate de duurzaamheid van een landschap voor een soort. Het is daarom belangrijk om rekening te houden met barrières. Barrières zijn bijvoorbeeld auto(snel)wegen, spoorwegen, rivieren en kanalen. Maar ook bebouwd gebied kan als een barrière functioneren, en zelfs tussenliggend landschap. De rosse woelmuis die van het ene bos naar het andere wil trekken, ondervindt veel hinder van een tussenliggend moerasgebied. In de laatste situatie wordt ook wel gesproken over de weerstand van het landschap. Barrières zijn vaak lijnvormig, terwijl weerstand te maken heeft met (grotere) oppervlakten.

Er zijn twee effecten van barrières die nadelig zijn binnen een ecologisch netwerk (Verboom 1994):

- barrière-effect: het ten gevolge van de barrière verhinderen of bemoeilijken van verplaatsingen
- mortaliteitseffect: (extra) sterfte ten gevolge van het overbruggen van een barrière.

Als gevolg van het barrière-effect en de (extra) sterfte zullen er minder individuen een barrière overbruggen dan wanneer de barrière er niet zou zijn; de uitwisseling tussen leefgebieden wordt minder. De extra sterfte heeft daarnaast nog een extra negatief effect op de duurzaamheid van een ecologisch netwerk. Voor enkele soorten, zoals de das, is dit meer van belang dan voor andere soorten (Verboom 1991). Hier wordt echter binnen de huidige versie van LARCH geen rekening gehouden.

Binnen LARCH wordt op twee niveaus rekening gehouden met barrières. Als eerste splitsen barrières lokale leefgebieden op. Hierdoor zullen leefgebieden kleiner worden en zullen minder sleutelpopulaties en MVP's in het landschap teruggevonden worden. Bij de bepaling van ecologische netwerken kan naast het effect van barrières ook rekening gehouden worden met de weerstand van een landschap.

Er zijn weinig gegevens voorhanden om het effect van barrières op dispersie te kwantificeren. Alleen voor amfibieën zijn gegevens voorhanden (Hels en Buchwald 2001). Op basis van dit onderzoek en expertkennis is het mogelijk om voor meerdere soorten aannames te doen. De gebruikte parameters hebben vanwege het gebrek aan gegevens echter een grote onzekerheidsmarge (Pouwels en Jochem 2001, Pouwels *et al.* 2002a).

2.3.4 Invoerbestanden

2.3.4.1 Begroeiingstypenkaart

De Begroeiingstypenkaart is een gridbestand met een resolutie van 250 x 250 meter (Reijnen *et al.* 2001, Griffioen *et al.* 2000). In dit bestand zijn verschillende begroeiingstypen weergegeven. Voor deze studie zijn de natuurlijke en agrarische begroeiingstypen geclusterd (bijlage 2). LARCH gaat voor elke gridcel van het bestand na in hoeverre deze geschikt is als leefgebied voor de drie soorten.

2.3.4.2 Barrièrebestanden

Voor de ruimtelijke analyses zijn barrièrekaarten nodig. De basisbestanden zijn een bestand met wegen en een bestand met wildkerende rasters. Deze zijn omgezet naar een bestand met barrièrevakken, die nodig is bij het clusteren van leefgebieden (Pouwels *et al.* 2002a) en een bestand met doorlaatbaarheid, dat nodig is bij de bepaling van de ruimtelijke samenhang (Pouwels *et al.* 2002a).

Bestand met wegen

Het wegenbestand is opgebouwd uit alle rijkswegen, provinciale wegen en binnenstedelijke wegen. Op basis van tellingen uit verschillende gemeenten is per wegsegment aangegeven wat de verwachte verkeersintensiteit is (Dassen *et al.* 2000). Het bestand mist gemeentelijke wegen die buiten de bebouwde kom liggen en wegen die doorlopen naar de grenzen met Duitsland en België.

Bestand met wildkerende rasters

Het bestand met wildkerende rasters is aangeleverd door de Provincie Gelderland en is gedateerd uit 1999 (zie ook kaart 14 in Provincie Gelderland 2000). Het bestand bevat verschillende typen wildkerende rasters, zoals rasters voor al het wild, maar ook wildkerende rasters specifiek voor wilde zwijnen, dassen of schapen.

Bestand met wildviaducten

Het bestand met de wildviaducten is handmatig in ArcView (ESRI 1996) gemaakt. Hierbij zijn de gridcellen aangegeven waar de wildviaducten liggen of volgens de scenario's gepland zijn. De gridcellen komen overeen met de plannen voor de Veluwe (zie ook kaarten 15 en 16 in Provincie Gelderland 2000). De wildviaducten liggen altijd over de rijkswegen in het wegenbestand.

Bestand met stedelijk gebied

Op basis van de BGT2000 (Griffioen *et al.* 2000) is een stedenkaart gemaakt. Van de BGT2000 is de code 300 (stedelijk/bebouwing) geselecteerd. Vervolgens is van 25m naar 250m grid geaggregeerd en hebben per cel het percentage bebouwing weergegeven.

Bestand met barrièrevakken

Bij de bepaling van geclusterde leefgebieden (paragraaf 2.3.1) worden barrièrevakken gebruikt. Deze barrièrevakken zijn gebaseerd op het wegenbestand en het rasterbestand. Voor de zandhagedis zijn al de wegen die een grotere intensiteit hebben dan 2000 voertuigen per dag geselecteerd. Barrièrevakken voor de zandhagedis worden omsloten door deze wegen. Voor het edelhert zijn alle autosnelwegen en alle relevante wildkerende rasters geselecteerd. Dit waren alle rasters uit het bestand, behalve wildkerende rasters voor wilde zwijnen, schapen en dassen. Barrièrevakken voor het edelhert worden omsloten door deze wildkerende rasters en / of autosnelwegen. Voor het wild zwijn zijn alle wildkerende rasters geselecteerd en alle autosnelwegen. Barrièrevakken voor het wild zwijn worden omsloten door deze wildrasters en / of wegen. Leefgebieden die in verschillende barrièrevakken liggen kunnen niet geclusterd worden.

In deze stap worden een aantal aannames gemaakt:

- Populaties aan weerszijde van een wildviaduct worden als aparte (sub)populaties beschouwd. Het is bekend dat er over de wildviaducten dagelijks trek is tussen leefgebieden. Deze betreft echter een fractie van de populatie, waardoor niet gesproken wordt van random mating van individuen. Dispersie tussen verschillende (sub)populaties zal wel via wildviaducten plaats kunnen vinden.
- Populaties binnen een raster met insprongen worden als aparte (sub)populaties beschouwd. Ook hierbij geldt dat er dagelijks trek is van individuen via de insprongen. Het betreft ook hier een fractie van de populatie, waardoor de populaties in de verschillende leefgebieden als aparte populaties beschouwd worden. Dispersie tussen verschillende (sub)populaties zal wel via insprongen plaats kunnen vinden.
- Stedelijk gebied werkt niet verstorend op de soorten. Er liggen geen buffers om de steden heen waar de kwaliteit van het leefgebied slechter is.
- Voor de zandhagedis wordt voor alle scenario's dezelfde invoer gebruikt. Voor het edelhert en het wild zwijn wordt voor alle scenario's een andere invoer gebruikt.
- In scenario's 2 - 5 zijn de wildkerende rasters op de Veluwe weggehaald. Er is aangenomen dat de autosnelwegen vanwege verkeersveiligheid volledig ingerasterd blijven. Daar waar nog geen wildkerende rasters aanwezig waren, zijn deze handmatig aangebracht. In de scenario's 2 - 5 zullen zodoende alle autosnelwegen op de Veluwe volledig ingerasterd zijn en alleen via wildviaducten voor edelherten en wilde zwijnen overbrugbaar zijn.

Bestand met doorlaatbaarheid

Bij de bepaling van de ruimtelijke samenhang is het van belang in hoeverre soorten in staat zijn om zich door het landschap te bewegen. Hierbij kan het landschap een bepaalde weerstand hebben. Soorten zullen deze delen van het landschap minder makkelijk doorkruisen. Doorlaatbaarheid van het landschap is het tegenovergestelde van weerstand van het landschap. Leefgebied van een soort is (bijna) altijd volledig doorlaatbaar en stedelijk gebied en autosnelwegen zijn voor grondgebonden soorten bijna altijd volledig niet doorlaatbaar. Wanneer een gridcel volledig doorlaatbaar

(leefgebied) is, krijgt hij de waarde 1. Wanneer een gridcel een volledige barrière is (er kan alleen omheen gegaan worden) dan krijgt hij de waarde 0.

Het bestand is opgebouwd uit de verschillende barrièrebestanden: wegenbestand, rasterbestand, wildviaductenbestand en stedenbestand. Al de bestanden zijn omgezet naar een eigen doorlaatbaarheidskaart en vervolgens geaggregeerd. Bij de wegen is de verkeersintensiteit omgezet in een doorlaatbaarheid. Aangezien de zandhagedis gevoeliger is voor de barrièrewerking van wegen zal de doorlaatbaarheidskaart anders zijn dan de doorlaatbaarheidskaart van het wild zwijn en het edelhert.. Verder zijn de volgende aannames gemaakt:

- Wildviaducten hebben een doorlaatbaarheid van 1.
- Wildkerende rasters hebben een doorlaatbaarheid van 0.
- Uitzondering is het noord-west raster van de kroondomeinen. Vanwege de aanwezigheid van insprongen krijgen deze een doorlaatbaarheid van 0.025. Dit houdt in dat er gemiddeld om de 10 kilometer een insprong is van 250 meter: 10 kilometer komt neer op 40 cellen, waarvan 1 cel een doorlaatbaarheid heeft van 1 en de overige 39 van 0, waardoor er gemiddeld een doorlaatbaarheid is van $1 / 40 = 0.025$.
- Stedelijk gebied heeft een weerstand die gelijk is aan het percentage bebouwing. De doorlaatbaarheid is daarmee 1 - het percentage bebouwing.
- Bij de aggregatie bepaalt de laagste doorlaatbaarheid het resultaat, behalve bij wildviaducten. Deze gridcellen krijgen een doorlaatbaarheid van 1.
- In scenario's 2 - 5 zijn de wildkerende rasters op de Veluwe weggehaald. Er is aangenomen dat de autosnelwegen vanwege verkeersveiligheid volledig ingerasterd blijven. Daar waar nog geen wildkerende rasters aanwezig waren, zijn deze handmatig aangebracht. In de scenario's 2 - 5 zullen zodoende alle autosnelwegen op de Veluwe volledig ingerasterd zijn en alleen via wildviaducten voor edelherten en wilde zwijnen overbrugbaar zijn.

2.3.5 Parameters en aannames

De gebruikte parameters voor het bepalen van de ecologische graadmeters zijn weergegeven in tabel 2.1 en tabel 2.2. De mate van geschiktheid van de ecotopen is voor het edelhert en het wild zwijn gebaseerd op voedselaanbod (Groot Bruinderink *et al.* 2000a, Groot Bruinderink *et al.* 2000b, Groot Bruinderink *et al.* in press). De mate van geschiktheid voor de zandhagedis is overgenomen uit een knelpuntanalyse van infrastructuur (Reijnen *et al.* 2000). Aangenomen wordt dat dichtheden in optimale leefgebieden twee maal zo groot zijn als dichtheden in sub-optimale leefgebieden en tien maal zo groot als dichtheden in marginale leefgebieden. De overige parameters uit LARCH zijn gebaseerd op eerdere netwerkstudies, waarbij de parameters van de laatste netwerkstudie, Natuurverkenningen 2, zijn gehanteerd (Pouwels *et al.* 2002b). Voor de oppervlaktebehoefte voor een sleutelgebied van het edelhert en het wild zwijn is niet gebruik gemaakt van de klassenindeling, maar van nauwkeurigere literatuurgegevens. Voor het edelhert wordt een oppervlaktebehoefte van 1400 ha gehanteerd (Groot Bruinderink *et al.* in press). In Pouwels *et al.* (2002a) wordt de norm gehanteerd van 40 RE edelherten in een sleutelgebied. Dit resulteert

in een draagkracht van bijna 3 RE per 100 ha. Voor het wild zwijn wordt aangenomen dat er draagkrachten bereikt worden van ongeveer 5 RE in 100 ha optimaal leefgebied (Groot Bruinderink *et al.* 1999). In Pouwels *et al.* (2002a) wordt de norm gehanteerd van 40 RE wilde zwijnen in een sleutelgebied. Dit resulteert in 800 hectare optimaal leefgebied voor een sleutelgebied.

Tabel 2.1 Koppeling van zandhagedis, edelhert en wild zwijn aan ecotopen (bijlage 2).

	zandhagedis	edelhert		wild zwijn	
optimaal	H1	H1	H6	M4	M9
	H2	H2	D1	M5	M10
	D1	H3	D2	M6	M11
	D2	H4	D3	M7	
		H5	D4	M8	
sub-optimaal	H3	B1	B28	B1	B18
	H4	B2	B29	B2	B19
	H6	B3	B30	B3	B26
	H8	B4	B31	B7	D1
	D3	B5	B32	B8	D2
	D4	B6	B33	B27	D3
	B17	B7	B34	B28	D4
	B30	B8	B35	B29	D8
	B31	B9	M4	B12	M12
	B18	B10	M5	B13	M13
	B32	B11	M6	B15	M14
	B33	B12	M7	B16	M15
		B13	M8	B17	
		B14	M9		
		B15	M10		
		B16	M11		
		B17	M12		
		B18	M13		
		B19	M14		
	B27	M15			
marginaal	H5	B20		B4	H1
	H7	B21		B5	H2
		B22		B6	H3
		B23		B9	H4
		B24		B10	H5
		B25		B11	H6
		B26		B14	H7
		H15		B22	H8
		D7		B23	M3
		M3		B25	

Tabel 2.2 Verschillende parameters van LARCH met de bijbehorende waarden. In de eerste kolom is de oppervlaktebehoefte voor een sleutelgebied met optimaal leefgebied weergegeven. In kolom twee is de lokale fusieafstand gegeven. In kolom vijf en zes is aangegeven bij welke verkeersintensiteit (voertuigen per dag) gesproken mag worden van een absolute barrière (Pouwels et al. 2002b).

	opp ha	lokale afstand km	netwerk afstand km	a 1/km	lokale barrière (abs) VI	dispersie barrière (abs) VI
zandhagedis	50	0.10	1	2.50	2000	20000
wild zwijn	800	1.00	50	0.04	15000	150000
edelhert	1400	1.00	50	0.04	15000	150000

2.4 Ecologische graadmeters

Om de scenario's te beoordelen zal per soort een ecologische graadmeter gegeven moeten worden. Een goede graadmeter is duurzaamheid. Verwacht wordt dat de Veluwe in de huidige situatie reeds sterk duurzaam is voor het edelhert en het wild zwijn en dat daarom de graadmeter 'duurzaamheid' niet gevoelig is voor de veranderingen in de scenario's. Er is gekozen voor een aantal ecologische graadmeters die gerelateerd zijn aan de duurzaamheid van metapopulaties:

1. De eerste graadmeter is gebaseerd op relatief stabiele deelpopulaties binnen metapopulaties, sleutelpopulaties (Verboom *et al.* 2001, Pouwels *et al.* 2002a). Voor de verschillende soorten wordt aangegeven hoeveel hectare⁶ leefgebied in de Veluwe voldoet aan de norm voor een sleutelgebied.
2. De tweede ecologische graadmeter is gebaseerd op de uitwisseling in het landschap. Voor elke soort wordt nagegaan hoeveel hectare⁶ leefgebied voldoet aan de norm voor een goede ruimtelijke samenhang (Pouwels *et al.* 2002a).
3. De derde ecologische graadmeter is gericht op een groot ecologisch netwerk voor grote zoogdieren. Wanneer de Veluwe geïsoleerd blijft liggen, zal er altijd een kans bestaan dat ze vanwege milieustochasticiteit (streng winter), genetische achteruitgang of een combinatie uit zullen sterven (Shaffer 1981, Roelke *et al.* 1993, Harrison 1993). Door het realiseren van het ecologische netwerk moet de genetische verarming tegengegaan worden en de gevolgen van milieustochasticiteit opgevangen worden (Groot Bruinderink *et al.* in press). Bij de bepaling van de graadmeter is de meest voor de hand liggende route vanuit de Veluwe naar een ander stabiel leefgebied op basis expert judgement vastgelegd (bijlage 3) en in hoeverre er reeds inrichtingsplannen zijn in verschillende regio's Nederland (Groot Bruinderink *et al.* 2000a, 2001 en 2002 en Alterra 2001). Wil dit netwerk gerealiseerd worden, dan zullen barrières (autosnelwegen) tussen de belangrijkste leefgebieden overbrugd moeten worden middels wildviaducten. Voor de derde ecologische graadmeter wordt nagegaan hoeveel autosnelwegen de route doorkruisen. Hierbij is gebruik gemaakt van een uitgebreid wegenbestand van de ANWB (ANWB 1996). In scenario's 2-5 wordt telkens één van deze barrières geslecht; er is een wildviaduct gepland. Deze graadmeter is alleen gebaseerd op

⁶ Bij de bepaling van het aantal hectares leefgebied in de eerste twee ecologische graadmeters wordt rekening gehouden met de kwaliteit van het leefgebied. Marginaal leefgebied wordt voor 10% meegenomen, sub-optimaal leefgebied voor 50% en optimaal leefgebied voor 100%.

het edelhert. Het edelhert wordt echter gezien als paraplusoort voor droge ecosystemen (Wallis de Vries 1995, Soulé en Terborg 1999).

Routes met betrekking tot de derde ecologische graadmeter (bijlage 3)

scenario 3

In scenario 3 wordt een aansluiting tussen de Veluwe en de Lüneburgerheide ten noorden van Hannover nagestreefd (bijlage 3). Deze route loopt door Salland, via Bentheim, naar de Lüneburgerheide. Hier worden 4 autosnelwegen gekruist; in Nederland A50 en in Duitsland de autobahn 31, 1 (E37) en 27 (E237). De grote knelpunten voor deze route liggen ten noorden van Osnabrück en tussen Bremen en Hannover.

scenario's 3 en 4

Bij scenario 4 en 5 wordt een aansluiting gezocht naar de Ardennen ten zuiden van Luik (bijlage 3). Deze route loopt westelijk van Arnhem, westelijk om Eindhoven (via Oirschot) en westelijk om Luik tot de rivier de Ourthe. Hier worden 10 autosnelwegen gekruist; in Nederland A12, A15, A50, A2, A58 en A67 en in België A2, A13, A3 en A15. De grote knelpunten liggen rond Eindhoven en rond Luik.

alternatief: scenario's 1 - 5

Een alternatieve route loopt langs de Oostoever van de Maas naar de Hautes Fagnes (bijlage 3). De route loopt oostelijk van Arnhem, door Duitsland, oostelijk van Venlo, oostelijk van Luik naar de Hautes Fagnes. Hierbij worden 9 autosnelwegen doorkruist: in Nederland A48 en A12, in Duitsland de autobahn 57 (E31), 40 (A67), 61 en 52, vervolgens weer in Nederland A76 en A79 en in België de E40. De grote knelpunten liggen rond Venlo en tussen Maastricht en Aken.

3 Resultaten

Het leefgebied van de verschillende soorten is ingedeeld in optimaal, sub-optimaal en marginaal leefgebied. Het aantal hectare sub-optimaal en marginaal leefgebied is om te rekenen naar hectare optimaal leefgebied. Dit resulteert voor het edelhert tot ongeveer 46 duizend ha optimaal habitat en voor het wild zwijn tot ongeveer 16.5 duizend ha optimaal habitat. Dit zouden volgens de verschillende draagkrachtnormen (bijna 3 RE⁷/ 100 ha bij het edelhert en 5 RE / 100 ha bij het wild zwijn) resulteren in 4000 edelherten en 2500 wilde zwijnen.

3.1 Ecologische graadmeter 1 - ha in sleutelgebieden

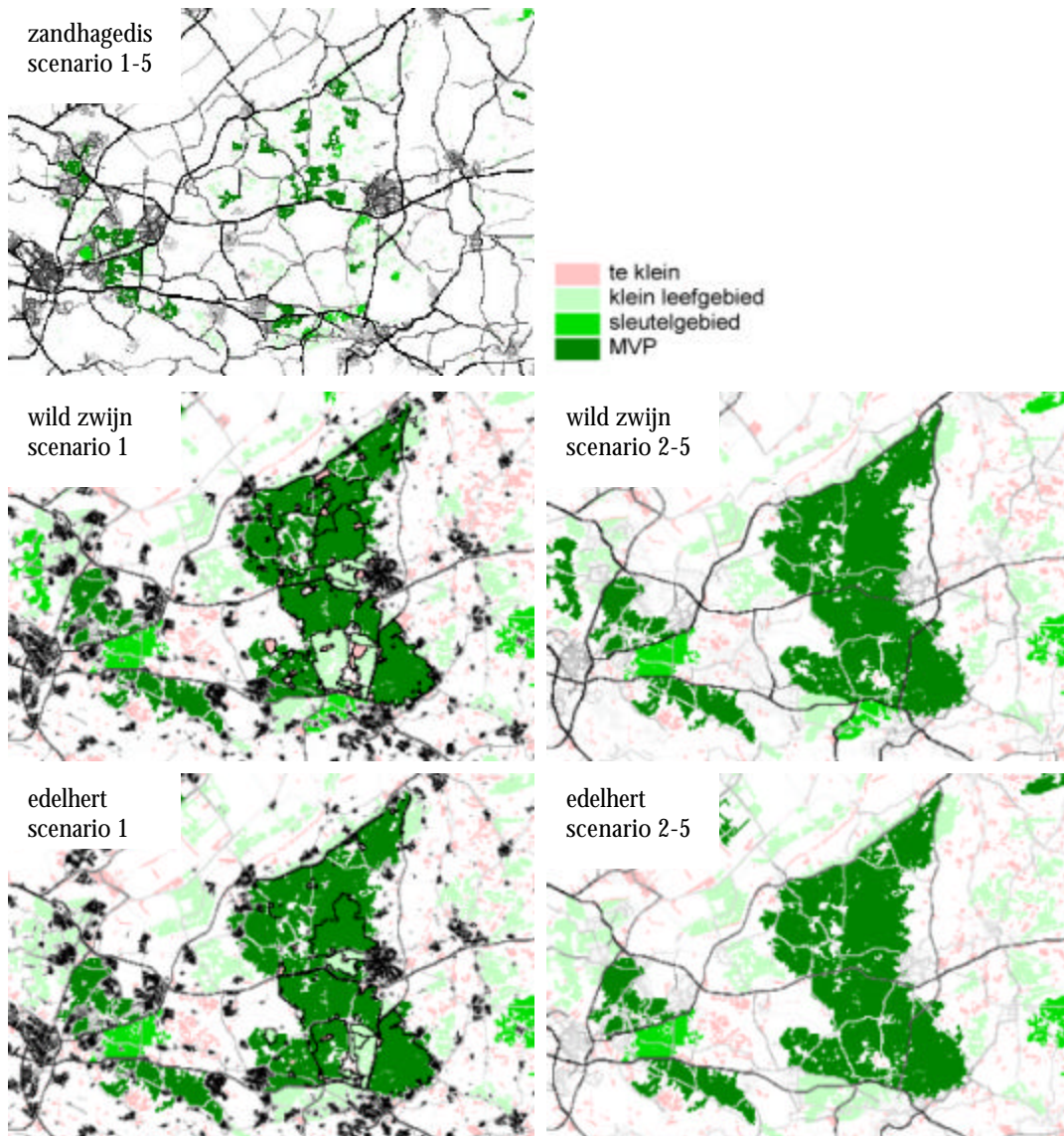
Voor elke soort is bepaald waar de sleutelgebieden liggen. Aangezien in de verschillende scenario's alleen het verschil in aan-/ afwezigheid van raster een effect heeft op de vorming van lokale populaties worden de resultaten van scenario 2 tot en met 5 per soort in één kolom (tabel 3.1) en één figuur weergegeven (figuur 3.1). Voor de zandhagedis geldt dat al de scenario's een gelijke waarde zullen opleveren voor deze graadmeter; rasters hebben geen invloed op de soort en wildviaducten liggen te ver verwijderd van leefgebieden om deze aan elkaar te kunnen koppelen.

Tabel 3.1 Resultaten ecologische graadmeter 1: aantal hectares in de categorie sleutelgebied. Per soort staat het aantal absolute hectares weergegeven (rekening houden met kwaliteit) en het relatieve aantal hectares in relatie tot de maximale (scenario's 2-5).

	scenario 1		scenario 2 - 5	
	ha	relatief	ha	relatief
zandhagedis	4321	1.00	4321	1.00
wild zwijn	12118	0.80	15126	1.00
edelhert	38200	0.92	41382	1.00

Voor het wild zwijn wordt het aantal hectares in een sleutelgebied wordt 20 procent groter. Met name deze soort ondervindt veel hinder van wildkerende rasters. Er is een duidelijke ecologische winst bij het opheffen van wildkerende rasters. Scenario's 2 tot en met 5 verschillen niet in het aantal hectares in de categorie sleutelgebied, aangezien alleen het opheffen van rasters van invloed is. De overige maatregelen hebben geen effect op deze parameter.

⁷ Een reproductieve eenheid hoeft niet per definitie beperkt te zijn tot één mannelijk en één vrouwelijk dier. Voor edelherten geldt bijvoorbeeld dat 20 RE, overeenkomt met ongeveer 60 dieren. Dit zijn 20 geslachtsrijpe mannetjes, 20 geslachtsrijpe vrouwtjes en 20 overigen, zoals niet geslachtsrijpe en oude dieren (Groot Bruinderink *et al.* 2000a). Voor wilde zwijnen wordt eenzelfde verhouding aangenomen; 1 RE komt overeen met 3 individuen.



Figuur 3.1 Ruimtelijke weergave van sleutelgebieden en MVP's voor de zandhagedis (scenario's 1-5, linksboven), het wild zwijn (scenario 1, linksmidden en scenario's 2-5, rechtsmidden) en het edelhert (scenario 1, linksonder en scenario's 2-5, rechtsonder).

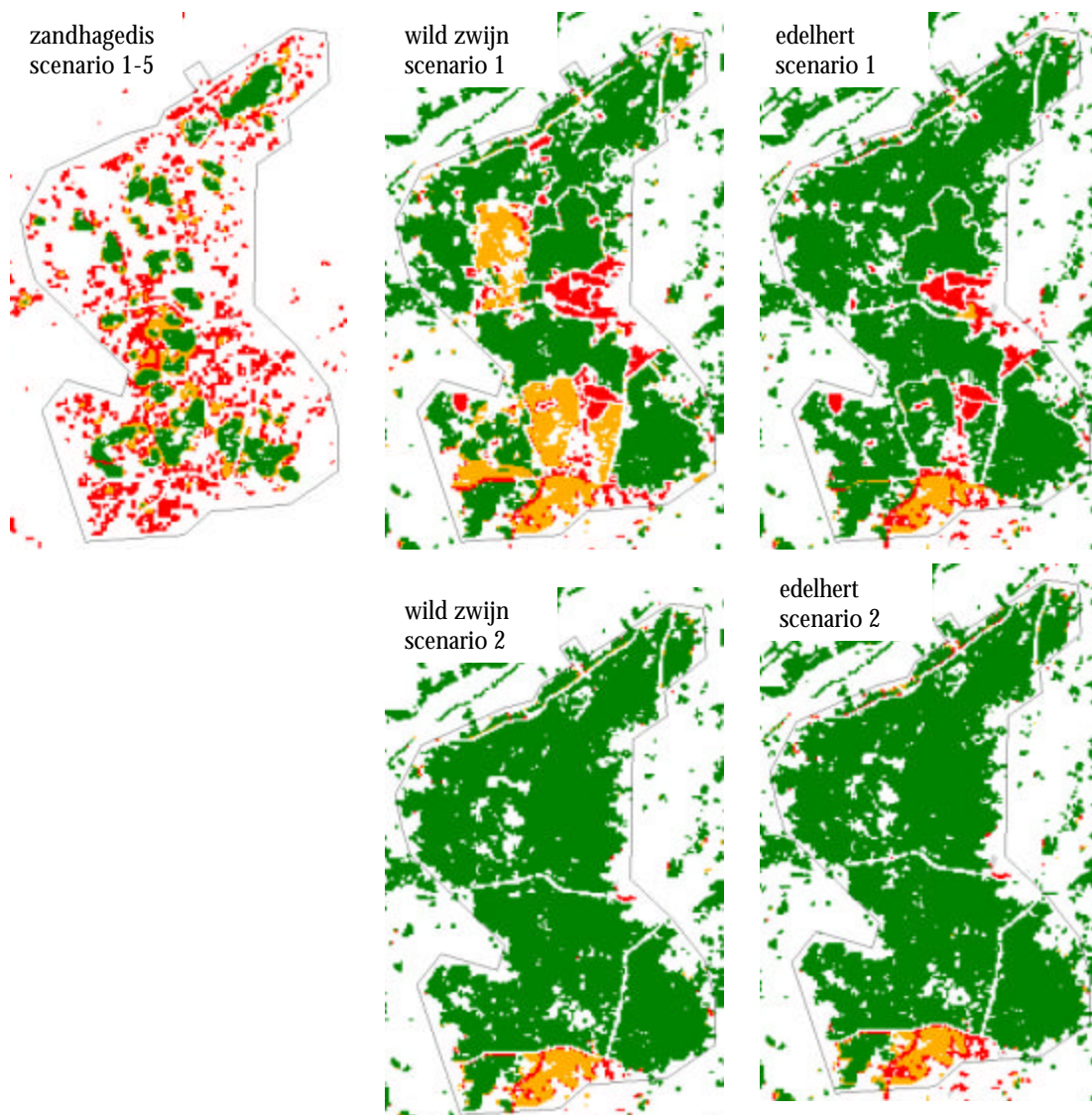
3.2 Ecologische graadmeter 2 - ha met een goede ruimtelijke samenhang

De ruimtelijke samenhang is bepaald met LARCH-SCAN. Voor de zandhagedis zijn de verschillen in de scenario's verwaarloosbaar. Het verschil is te verklaren doordat rasters verlegd zijn vanuit het centrum van de Veluwe naar de rand van de autosnelwegen. Deze komen hierbij op een deel van het leefgebied van de zandhagedis te liggen, waardoor dit leefgebied minder wordt. Relatief gezien is dit echter verwaarloosbaar (tabel 3.2). De grootste verschillen voor het edelhert en wild zwijn worden gevonden tussen scenario 1 en de rest. Dit wil zeggen dat het opheffen

van de rasters het grootste effect hebben op de tweede ecologische graadmeter. In figuur 3.2 wordt het resultaat voor scenario's 1 en 2 weergegeven. In bijlage 4 zijn de resultaten van al de scenario's naast elkaar gezet.

Tabel 3.2 Resultaten ecologische graadmeter 2: aantal hectares met een goede ruimtelijke samenhang. Per soort staat het aantal absolute hectares weergegeven (rekening houden met kwaliteit) en het relatieve aantal hectares in relatie tot de maximale (scenario's 2-5).

	scenario 1		scenario 2		scenario 3		scenario 4		scenario 5	
	ha	rel	ha	rel	ha	rel	ha	rel	ha	rel
zandhagedis	11134	1.00	11134	1.00	11120	1.00	11120	1.00	11120	1.00
wild zwijn	9618	0.62	15176	0.98	15187	0.99	15413	1.00	15416	1.00
edelhert	38157	0.87	43322	0.99	43347	0.99	43782	1.00	43783	1.00



Figuur 3.2 Ruimtelijke samenhang van zandhagedis (linksboven), het wild zwijn (scenario 1, middenboven en scenario 2, middenonder) en het edelhert (scenario 1, rechtsboven en scenario 2, rechtsonder). Rood, geel en groen geeft aan waar de ruimtelijke samenhang van potentiële leefgebieden respectievelijk slecht, matig en goed is.

Het wild zwijn laat met name een sterke toename in samenhang zien bij het opheffen van de rasters. De wildviaducten zorgen ervoor dat de leefgebieden ten oosten van Hattem (scenario 3) en ten zuiden van de A12 (scenario 4 en 5) een goede ruimtelijke samenhang krijgen (bijlage 3). Deze delen zijn echter klein. Op basis van de tweede ecologische graadmeter lijkt het voor zowel het wild zwijn als het edelhert beter om een wildviaduct tussen Ede en Oosterbeek (A12) aan te leggen (tabel 3.2).

Wanneer de rasters weggehaald worden heeft bijna de gehele de Veluwe een goede ruimtelijke samenhang voor het wild zwijn en het edelhert. Eventuele wildviaducten dragen slechts bij aan een toename van het aantal hectares doordat kleine delen van de Veluwe ontsloten worden. Het ontsluiten van de Veluwe heeft niet zo zeer een positief effect op de Veluwe zelf maar vooral op de omgeving van de Veluwe. Dit is in de analyse niet meegenomen.

3.3 Ecologische graadmeter 3 - aansluiting Europees netwerk

Op basis van de derde ecologische graadmeter lijkt een wildviaduct bij Hattem (scenario 3) beter dan een wildviaduct tussen Ede en Oosterbeek (tabel 3.3). De aansluiting op het Europees netwerk wordt eerder gerealiseerd. Een nadeel van scenario 3 is dat de grote knelpunten beide in Duitsland liggen en dat internationale samenwerking nodig is voor het realiseren van deze aansluiting. Een nadeel van scenario's 4 en 5 is dat er veel autosnelwegen de route doorkruisen. Het voordeel is dat er reeds plannen zijn in de regio's waar één van de knelpunten liggen.

Tabel 3.3 Aantal autosnelwegen dat overbrugd wordt ten opzichte van het aantal dat overbrugd moet worden voor de realisatie van een deel van het Europees netwerk.

	scenario 1 en 2	scenario 3	scenario 4 en 5	alternatief
edelhert	-	1 op 4	1 op 10	1 op 9

4 Discussie

4.1 Ecologische graadmeters

Met de analyses is getracht om de verschillende scenario's ecologisch te schalen. Er zijn meerdere ecologische graadmeters mogelijk. De gekozen graadmeters komen voort uit de keuze voor ontsnipperende maatregelen voor grote zoogdieren. Andere graadmeters of een verbreding van het studiegebied zouden de verschillende scenario's mogelijk anders schalen.

Uit de resultaten blijkt dat de eerste en tweede ecologische graadmeter alleen voor het wild zwijn gevoelig zijn. Door de afbakening van de Veluwe als studiegebied zijn de ecologische effecten van de duurdere maatregelen (wildviaducten en verplaatsing industrieterrein) niet groot. Alleen bij de randen van de Veluwe kan extra samenhang gecreëerd worden (ecologische graadmeter 2). Om na te gaan wat het effect van ontsluiting van de Veluwe is voor het edelhert zou nagegaan moeten worden in hoeverre de ruimtelijke samenhang van gebieden als Salland en de Utrechtse Heuvelrug beïnvloed worden door de wildviaducten. Voor het wild zwijn zou nagegaan moeten worden in hoeverre de ruimtelijke samenhang van de natte natuurgebieden in Overijssel en Drente toenemen bij het ontsluiten van de Veluwe. Aangezien gekozen is voor een drempelwaarde voor duurzaamheid van 5% kans op uitsterven in 100 jaar, hebben de wildviaducten weinig effect. Al de deelgebieden op de hele Veluwe zijn duurzaam voor het edelhert en het wild zwijn. Voor het behoud van de soort in meerdere leefgebieden in Nederland is het echter van groot belang om de Veluwe te ontsluiten. Door de begrenzing van het studiegebied binnen deze analyse is niet na te gaan waar de ontsluiting het grootste rendement oplevert.

Het laatste scenario is erop gericht dat het Renkumse beekdal zijn meer natuurlijke vorm terugkrijgt. Het herstel is met name gericht op landschappelijke waarde, flora en de kleinere fauna. Deze aspecten ondervinden veel hinder van de huidige situatie (Vreke en van Mansfeld 2000). Een neveneffect van dit herstel zou kunnen zijn dat edelherten via het beekdal eenvoudiger richting Nederrijn kunnen. Bij een vergelijking van scenario 4 en 5 blijken de extra maatregelen, verplaatsen industrieterrein en weg Renkum-Wageningen op poten, echter een minimaal effect te hebben op de ecologische kwaliteit van de Veluwe voor het edelhert. Voor edelherten is het belangrijker dat een ecodeuct wordt gerealiseerd over de A12 en de spoorlijn Utrecht-Arnhem. Het edelhert ondervindt weinig hinder van het industrieterrein. Op basis van expert judgement is aangenomen dat de dieren 's nachts op enkele meters langs het industrieterrein kunnen migreren. Wanneer er weinig verstoring is komen de dieren namelijk in de buurt van bebouwing. Verder ligt westelijk van het beekdal geschikt leefgebied waar de edelherten kunnen migreren. Het herstellen van het Renkumse beekdal is daarom van minder belang voor de migratie van edelherten. Mogelijk dat wilde zwijnen, die meer gebonden zijn aan nattere leefgebieden, meer profijt hebben van een natuurlijk beekdal tijdens de migratie. Het opheffen van de barrièrewerking van de weg Renkum-Wageningen

komt niet tot uitdrukking in de resultaten, aangezien deze weg qua verkeersintensiteit een kleine barrière is. De hoogteligging van de weg ten opzichte van het beekdal zal ook een barrièrewerking met zich meebrengen. Hier is echter geen rekening mee gehouden. Wil het ecologische effect van het herstel van het Renkumse beekdal goed geschaald worden, dan zal een graadmeter gebruikt moeten worden die gevoelig is voor de flora en kleinere fauna van beekdalen.

De derde ecologische graadmeter is op zeer eenvoudige wijze bepaald. Er is alleen nagegaan hoeveel autosnelwegen het ecologische netwerk kruisen. Het zou beter zijn om na te gaan wat de potentiële uitwisseling tussen de verschillende leefgebieden in het netwerk zou kunnen zijn en in hoeverre deze uitwisseling verbeterd wordt door wildviaducten. Met de huidige stand van kennis is dit moeilijk aan te geven en er zou een grotere studie nodig zijn om dit na te kunnen gaan. Hier zouden dan aannames bij gemaakt moeten worden over de doorlaatbaarheid van het tussenliggende landschap. Ook moet de dispersie vanuit de leefgebieden worden gekwantificeerd, alsmede het effect van wildviaducten op de dispersie en het effect van succesvolle dispersie op de duurzaamheid. Deze studie zou verder gericht moeten zijn op het aanleggen van de wildviaducten afzonderlijk en op het aanleggen van combinaties van wildviaducten. Zodoende kan een compleet beeld gekregen worden welk wildviaduct het grootste knelpunt opheft en welke combinatie het meest efficiënt is. Verder moet niet alleen de verkeersintensiteit meegenomen bij de barrièrewerking, maar mogelijk ook hoogteligging en zeker eventuele raster. Tevens is het van belang om na te gaan waar autosnelwegen al natuurlijke onderdoorgangen kennen. Dit zal met name spelen in heuvelrijke gebieden zoals de Ardennen, Hautes Fagnes en Vogezen. Hier liggen autosnelwegen vaak enkele tientallen meters boven beken of rivieren, waardoor er langs de beek of rivier een natuurlijke doorgang is voor de edelherten voor dispersie. In dergelijke gebieden is het niet nodig om meer wildviaducten of onderdoorgangen te realiseren. Bij het gebruik van GIS-bestanden wordt met dit aspect vaak geen rekening gehouden.

4.2 Aannames en onzekerheden

In deze studie worden een aantal aannames gedaan, welke beter onderbouwd zouden kunnen worden. Dit vergt verdere literatuurstudies of veldonderzoek. Met name de aannames bij de doorlaatbaarheid van het landschap en het effect van verkeersintensiteit op de dispersie van de soorten zijn gedaan op basis van expert judgement. Deze dienen beter onderzocht te worden. Een eerste stap zou een gevoeligheidsanalyse van een aantal aannames kunnen zijn. Op basis van deze gevoeligheidsanalyse kan aangegeven welke parameters beter onderzocht dienen te worden.

De analyses zijn uitgevoerd met huidige stand van de kennis en de techniek. De eerste twee ecologische graadmeters zouden beter vervangen kunnen worden voor graadmeters die nog specifiek gericht zijn op kolonisatie en extinctie. Per populatie kan op basis van deze graadmeters beter aangegeven worden wat de effecten zijn van een ingreep. De eerste ecologische graadmeter uit deze studie zou omgezet kunnen

worden naar een uitspraak over extinctie. Verder is het mogelijk om een resultaat te genereren volgens de methode die gebruikt is voor de tweede ecologische graadmeter, die een indicatie is voor kolonisatie. Deze indicatie is echter niet in kwantitatief uit te drukken en daardoor niet goed bruikbaar.

Bij de bepaling van de tweede ecologische graadmeter wordt nagegaan in hoeverre leefgebieden aan elkaar bijdragen. Bij barrièregevoelige soorten, zoals de soorten in deze studie, wordt de kortste afstand tussen twee gridcellen met geschikt leefgebied bepaald. Momenteel is hierbij alleen de weerstand van autosnelwegen, steden en rasters meegenomen in de analyses. Het overige tussenliggend landschap kent een gelijke doorlaatbaarheid als het leefgebied zelf. Hierdoor zullen edelherten en wilde zwijnen andere leefgebieden eenvoudiger kunnen bereiken. Wanneer aangenomen wordt dat edelherten en wilde zwijnen op dispersie met name aan bossen of moerassen gebonden zijn, zal de weerstand van de overige gebruikersvormen (akkers, weilanden, grote wateren) een hogere weerstand moeten krijgen. In de huidige analyse heeft het verwaarlozen van deze weerstand waarschijnlijk geen groot effect gehad op de resultaten. Deze resultaten worden bepaald door de bijdragen in ruimtelijke samenhang van de leefgebieden van de Veluwe zelf en van leefgebieden buiten de Veluwe. Bij de bijdragen van leefgebieden van de Veluwe zelf kan gesteld worden dat de doorlaatbaarheid vooral wordt bepaald door de meegenomen aspecten: wegen, steden en rasters. Bij de bijdrage van leefgebieden buiten de Veluwe kan worden gesteld dat deze bijdragen minimaal zijn in vergelijking tot de bijdragen van de leefgebieden van de Veluwe zelf. Wanneer in een studie de bijdrage van de Veluwe aan omliggende leefgebieden wordt bepaald, is het aan te bevelen om hierbij de doorlaatbaarheid / weerstand van akkers, weilanden en grote wateren mee te nemen.

4.3 Vergelijking resultaten met eerdere studies

Voor edelherten is nooit nagegaan hoe groot de populaties zouden kunnen zijn op basis van voedselaanbod in de Veluwe. In hoeverre de geschatte draagkracht van 4000 edelherten reëel is, is dan ook moeilijk aan te geven. Voor wilde zwijnen komt het aantal veel hoger uit dan de aantallen op basis van een studie naar het voedselaanbod in de 8 deelgebieden in de Veluwe (Groot Bruinderink *et al.* 1999). Groot Bruinderink *et al.* (1999) komt hier uit op een aantal van 714 wilde zwijnen. Het verschil kan voor een deel verklaard worden door twee verschillen. Op de eerste plaats wordt in Groot Bruinderink *et al.* (1999) niet al het potentiële leefgebied van de Veluwe meegenomen in de bepaling van de draagkracht. De Kroondomeinen, de Hoge Veluwe, de landbouwenclave ten westen van de Kroondomeinen en de leefgebieden ten zuiden van de A12 behoren niet tot de 8 onderzochte leefgebieden. In de huidige studie worden deze gebieden wel als potentiële leefgebieden meegerekend. Deze leefgebieden hebben in de huidige studie een gezamenlijke draagkracht van ruim 700 wilde zwijnen. Het tweede belangrijke verschil is dat in de huidige studie geen rekening is gehouden met de interactie tussen wilde zwijnen en andere hoefdieren. In Groot Bruinderink *et al.* (1999) wordt het aantal wilde zwijnen met ruim 175 verlaagd vanwege deze interactie. Als er voor deze twee verschillen

gecorrigeerd wordt zouden de aantallen voor de hele Veluwe 2500 (huidige studie) en 1250 worden (Groot Bruinderink *et al.* 1999). Dit verschil moet verklaard worden doordat in de huidige studie veel vegetatietypen als marginaal geschikt zijn aangewezen. Van deze vegetatietypen zijn grote oppervlakten aanwezig op de Veluwe. In Groot Bruinderink *et al.* (1999) worden deze gebieden niet als geschikt leefgebied aangewezen.

De duurzaamheid van de afzonderlijke leefgebieden is gemodelleerd met een individu gebaseerd model (Groot Bruinderink *et al.* 1999). Hieruit blijkt dat alleen twee kleinere leefgebieden niet duurzaam zijn. De overige gebieden voldoen aan de norm voor een sleutelgebied of zelfs een MVP (ze zijn duurzaam). In de huidige analyse wordt een van deze leefgebieden (Noord-Veluwe, ten oosten van de A50) ook als klein leefgebied aangemerkt en is niet duurzaam. Het andere leefgebied (ten oosten van Harderwijk) wordt in deze studie wel als duurzaam aangegeven, omdat het behoort tot een groter leefgebied. Dit komt doordat de wildkerende rasters niet volledig op elkaar aansluiten, terwijl in Groot Bruinderink *et al.* (1999) de Veluwe handmatig is opgedeeld in verschillende leefgebieden.

5 Conclusies en aanbevelingen

De volgende conclusies kunnen worden getrokken:

- Bij de zandhagedis levert geen van de gehanteerde scenario's ecologische winst op.
- Voor het wild zwijn en het edelhert draagt het opheffen van wildkerende rasters het meeste bij aan zowel hectare leefgebied in sleutelgebieden (eerste ecologische graadmeter) en hectare leefgebied met een goede ruimtelijke samenhang (tweede ecologische graadmeter).
- Binnen de Veluwe is bij een keuze tussen de verschillende wildviaducten een wildviaduct tussen Ede en Oosterbeek voor het wild zwijn en het edelhert ecologisch gunstiger dan een wildviaduct bij Hattem, omdat er een groter leefgebied ontstaat met een goede ruimtelijke samenhang.
- Voor de realisatie van een groot ecologisch netwerk is, qua kosten (aantal wildviaducten over autosnelwegen), aansluiting met de Lünernerburgerheide gunstiger dan aansluiting met de Ardennen of de Haute Fagne. In dit perspectief is een wildviaduct bij Hattem ecologisch gunstiger dan een wildviaduct tussen Oosterbeek en Ede.
- Voor de realisatie van een groot ecologisch netwerk is, qua planologische ontwikkeling (reeds geplande regionale ontwikkeling rond grote knelpunten) aansluiting met de Ardennen of de Hautes Fagnes gunstiger dan aansluiting met de Lünernerburgerheide. Of deze aansluiting via een wildviaduct tussen Ede en Oosterbeek of via een ontsluiting ten noordoosten van Arnhem moet lopen wordt open gelaten.

De volgende aanbevelingen worden gedaan op basis van de conclusies en de discussie:

- Bij een volgende analyse zou de weerstand van het tussenliggende landschap beter meegenomen moeten worden.
- Wildviaducten zullen vooral bijdragen aan de aansluiting van de Veluwe op leefgebieden in de omgeving. Om het ecologische effect van ontsluiting te bepalen, zou een nieuwe studie uitgevoerd moeten worden die gericht is op het effect van ontsluiting op deze omliggende leefgebieden.

Literatuur

Alterra. 2001. Handboek Robuuste Verbindingen; ecologische randvoorwaarden. Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen.

Andrewartha, H.G. en L.C. Birch (eds.).1984. The ecological web: more on the distribution and abundance of animals. University of Chicago Press, Chicago, Illinois.

ANWB. 1996. Het beste boek van de weg. The Reader's Digest N.V., Amsterdam.

Armstrong, D. 2002. Focal and surrogate species: getting the language right. Conservation Biology. 16 (2): 285-286

Bergers, P.J.M. en J.R.T. Kalkhoven. 1996. Versnippering van de natuur in Nederland. IBN-DLO, Wageningen.

Bergers, P.J.M. en P.F.M. Opdam. 1996. Versnippering en populaties: een verklarende woordenlijst. IBN-rapport 229. IBN-DLO, Wageningen.

Caro, T. 2002. Focal and surrogate species: getting the language right. Conservation Biology 16 (2): 286-287.

Dassen, A.G.M., J.H.J. Dolmans, J. Jabben, N.A.R. Hamminga, W.H. Hoffmans en H.A. Nijland. 2000. Geluid in de vijfde Milieuverkenning: Achtergronden. RIVM-rapport nr. 408129 009. RIVM, Bilthoven.

ESRI. 1996. Using ArcView GIS: ArcView GIS. Environmental Systems Research Institute, Inc.

Goldstein, P. Z. 1999. Functional ecosystems and biodiversity buzzwords. Conservation Biology 13 (2): 247-255.

Grashof-Bokdam, C.J. 1997. Colonization of forests plants: the role of fragmentation. IBN Scientific Contributions 5. IBN-DLO, Wageningen.

Griffioen, A.J., H.A.M. Meeuwssen en S.A.M. van Rooij. 2000. Afleiding inputbestand LARCH: Begroeiingstypenkaart 2000 (250 x 250m). Intern rapport Alterra. Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen.

Groot Bruinderink, G.W.T.A., D.R. Lammertsma, H. Baveco, R.M.A. Wegman, A.J. Griffioen en G.J. Spek. 1999. Aantallen wilde zwijnen in het Veluws bos/heidegebied op basis van het natuurlijk voedselaanbod. IBN-rapport 420. IBN-DLO, Wageningen.

Groot Bruinderink, G.W.T.A., D.R. Lammertsma en R. Pouwels. 2000a. De geschiktheid van natuurgebieden in Noord-Brabant en Limburg als leefgebied voor edelhert en wild zwijn. Alterra-rapport 086. Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen.

Groot Bruinderink, G.W.T.A., D.R. Lammertsma en E. Hazebroek. 2000b. Effects of cessation of supplemental feeding on mineral status of red deer *Cervus elaphus* and wild boar *Sus scrofa* in the Netherlands. *Acta Theriologica* 1:71-85.

Groot Bruinderink, G.W.T.A., G.J. Spek, J. Dirksen, H. Kuipers, D.R. Lammertsma, R. Pouwels en R.M.A. Wegman. 2001. De A12 overkomen: uitbreiding van het leefgebied van edelhert, wild zwijn en ree op de Veluwe met gebieden ten zuiden van de A12. Alterra-rapport 232. Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen.

Groot Bruinderink, G.W.T.A., G.J. Brandjes, R. van Eekelen, F.J.J. Niewold, P.G.A. ten Den & H.W. Waardenburg. 2002. Faunabeheerplan Nationaal Park Sallandse Heuvelrug i.o. Alterra-rapport 502. Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen.

Groot Bruinderink, G.W.T.A., T. van der Sluis, D.R. Lammertsma, P. Opdam. en R. Pouwels. in press. The assessment of a tentative, coherent ecological network for large mammals in Northwest Europe. *Biological Conservation*.

Hanski, I., A. Moilanen en Gyllenberg. 1996. Minimum viable metapopulation size. *American Naturalist* 147: 527-541.

Harrison, S. 1991. Local extinctions in a metapopulation context: an empirical evaluation. *Biological Bulletin of the Linnean Society* 42: 73-88.

Hels T. en E. Buchwald. 2001. The effect of road kills on amphibian populations. *Biological Conservation*. vol 99(1): 331-340.

Heide, C.M. van der, E.C. van Ierland, J.C.J.M. van den Bergh. 2001. Een economische en ecologisch analyse van natuurontwikkelingsscenario's voor 'De Veluwe'. Interne notitie. Vrije Universiteit en Tinbergen Instituut, Amsterdam.

Heide, C.M. van der. In prep. An economic analysis of nature policy (working title). PhD-thesis. Vrije Universiteit en Tinbergen Institute, Amsterdam.

Hoek, D.C.J. van der, W. Hoffmans, A. van Hinsberg en M. van Esbroek. 2002. Ecologische effectberekening ten behoeve van de 2e Nationale Natuurverkenning. RIVM-rapport nr. 408664002. RIVM, Bilthoven.

Houweling, H., M.J.W. Jansen, J.T.R. Kalkhoven en R. Pouwels. 1999. LARCH-Rivier: Gevoeligheidsanalyse op basis van de studie DELTA-ECONET. Intern Alterra-rapport. Alterra / RIZA. Wageningen / Arnhem.

LB&P ecologisch advies BV en Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (IBN-DLO). 1997. *Ecologische Verkenning Veluwe*. Arnhem, LB&P ecologisch advies BV, rapport nummer 50242, onderzoekrapport, bijlagenbundel en kaartenmap.

Leser, H. 1976. *Landschaftsökologie*. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.

Levins, R. 1970. Extinction. In: M. Gerstenhaber (ed.). *Some mathematical problems in biology*. American Mathematical Society, Providence: 77-107.

Lindenmayer, D. B., A. D. Manning, P. L. Smith, H. P. Possingham, J. Fiscer, L. Oliver en M. A. McCarthy. 2002. The focal-species approach and landscape restoration: a critique. *Conservation Biology* 16 (2): 338-345.

Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij. 1990. *Natuurbeleidsplan. Regeringsbeslissing. Tweede Kamer, vergaderjaar 1989-1990, 21149, nrs. 2-3*. Den Haag.

Odum, E.P. (ed.). 1971. *Fundamentals of ecology*; Saunders, Philadelphia.

Opdam P. en R. Hengeveld. 1990. Effecten op planten- en dierpopulaties. In: Berg M.C. van den (red.). *De versnippering van het Nederlandse landschap: onderzoekprogrammering vanuit zes discipline benaderingen*. Publicatie RMNO nr. 45. pp. 95-158. Raad voor het Milieu- en Natuuronderzoek, Rijswijk.

Opdam P. 2002. Assessing the conservation potential of habitat networks. In: Gutzwiller KJ, (ed.). *Applying landscape ecology in biological conservation*. pg: 381-404. Springer-Verlag, New York / Berlin.

Opdam, P.F.M., J. Verboom en R. Pouwels. In press. *Landscape cohesion: an index for the conservation potential of landscapes for biodiversity*. *Landscape Ecology*.

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. en R. Jochem. 2001. *Zachte barrières binnen LARCH-rivier*. Intern rapport. Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen.

Pouwels, R., R. Jochem, M.J.S.M. Reijnen, S.R. Hensen & J.G.M. van der Gref. 2002a. *LARCH voor ruimtelijk ecologische beoordelingen van landschappen*. Alterra rapport 492. Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen.

Pouwels, R., M.J.S.M. Reijnen, J.T.R. Kalkhoven en J. Dirksen. 2002b. *Ecoprofielen voor soortanalyses van ruimtelijke samenhang met LARCH*. Alterra-rapport 493. Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen.

Provincie Gelderland. 1996. Streekplan Gelderland; Stimulans voor ontwikkeling, ruimte voor kwaliteit en zorg voor omgeving. Provincie Gelderland, Arnhem.

Provincie Gelderland. 2000. Veluwe 2010: een kwaliteitsimpuls! Provincie Gelderland, Arnhem.

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

RIVM. 2002. Nationale Natuurverkenning 2: 2000 - 2030. Kluwer, Alphen aan den Rijn.

RMNO. 1990. De versnippering van het Nederlandse landschap: onderzoekprogrammering vanuit zes disciplinaire benaderingen. Publicatie RMNO nr. 45. Raad voor het Milieu- en Natuuronderzoek, Rijswijk.

Robertson, D. P. en R. B. Hull. 2001. Beyond biology: toward a more public ecology for conservation. *Conservation Biology* 15 (4): 970-979.

Roelke, M.E., J.S. Martenson and S.J. O'Brein. 1993. The consequences of demographoc reduction and genetic depletion in the endangered Florida panther. *Current Biology* 3: 340-350.

Shaffer, G.B. 1981. Minimum population size for species conservation. *BioScience* 31: 131-133.

Shaffer, M.L. 1987. Minimum Viable Populations: coping with uncertainty. In: M.E. Soulé (ed.). *Viable populations for conservation*. Cambridge University Press, Cambridge. p. 69-83.

Schotman, A.G.M. in prep. Duurzaamheid van locale populaties: Onderbouwing en uitbreidingsmogelijkheden van het kennissysteem LARCH.

Simberloff, D. 1998. Flagships, umbrellas, and keystones: is single-species management passé in the landscape era? *Biological Conservation* 83 (3): 247-257.

Soulé, M. (ed.). 1987. *Viable populations for conservation*. Cambridge University Press, Cambridge.

Soulé, M.E. en J. Terborg. 1999. Conserving nature at regional and continental scales: a scientific program for North America. *BioScience* 49: 809-817.

Tischendorf, L. 2001. Can landscape indices predict ecological processes consistently? *Landscape Ecology*. 16: 235-254.

Verboom, J. 1991. Modelling fragmented populations: between theory and application in landscape planning. IBN Scientific Contributions 3. IBN-DLO en Universiteit Leiden, Wageningen / Leiden.

Verboom, J. 1994. Een modelstudie naar de effecten van infrastructuur op dispersiebewegingen van dieren. DWW-publikatie W-DWW-94-728. Dienst Weg- en Waterbouwkunde, Rijkswaterstaat, Delft.

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.

Verboom, J. en R. Pouwels. in press. Ecological functioning of ecological networks: a species perspective. In: Jongman en Pungetti (eds.). *Ecological Networks and Greenways: concept, design, implementation*. Cambridge University Press, Cambridge.

Vereniging Natuurmonumenten. 1998. Samenwerken aan een eindeloze Veluwe; Een visie op de toekomst van de Zuidelijke Veluwe (deel 1). Vereniging Natuurmonumenten, 's Graveland.

Vereniging Natuurmonumenten. 2000. Samenwerken aan een eindeloze Veluwe; Een visie op de toekomst van de Noordelijke Veluwe (deel 2). Vereniging Natuurmonumenten, 's Graveland.

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.

Vreke, J. en M.J.M. van Mansfeld. 2000. Haalbaarheidsstudie Renkumse Beek; kosten en baten van herstel van een ecologische verbindingzone. Alterra-rapport 143. Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen.

Walker, B. 1995. Conserving biological diversity through ecosystem resilience. *Conservation Biology* 9 (4): 747-752.

Walker, B. 1999. The ecosystem approach to conservation: reply to Goldstein. *Conservation Biology* 13 (2): 436-437.

Wallis de Vries, M.F. 1995. Large herbivores and the design of large-scale nature reserves in Western Europe. *Conservation Biology* 9 (1): 25-33.

Wilcox, B.A. en D.D. Murphy. 1985. Conservation strategy: the effects of fragmentation on extinction. *American Naturalist* 132: 652-661.

Wilson, D.S. 1980. *The natural selection of populations and communities*. Benjamin/Cummings, Menlo Park, California.

Wolfert, H.P. 1996. Rijkswateren-ecotopen-stelsels: uitgangspunten en plan van aanpak. RIZA Nota nr.: 96.050. RIZA, Lelystad.

Bijlage 1 Ecologische Begrippenlijst

Barrière

Element dat de dispersiestroom relatief sterk of volledig blokkeert.

Deze term is sterk soortgebonden: hetzelfde element kan voor de ene soort een volledige barrière zijn, terwijl de dispersie van een tweede soort er in het geheel niet door wordt beïnvloed.

Biotoop

Plaats waar een levensgemeenschap voorkomt. Het gaat om een ruimtelijk herkenbaar deel van het landschap, en zal dus meestal binnen een ecotoop vallen. Binnen de biotoop is het habitat voor alle soorten van de levensgemeenschap gerealiseerd.

Soms wordt biotoop gebruikt als synoniem voor habitatplek, en ook wel in de betekenis van habitat gebruikt. Dit gebruik wordt ontraden. Wij menen dat er behoefte is aan een term op levensgemeenschapniveau; biotoop wordt al in die betekenis gebruikt (Odum 1971).

Dispersie

Ongerichte beweging van een organisme naar (mogelijke) habitatplek (leefgebied).

De term ongericht laat onverlet dat de beweging door het landschappelijk patroon gestuurd kan worden, er is echter geen ingebouwde voorkeursrichting. Het gaat altijd om bewegingen tussen habitatplekken. Het kan gaan om zaad, spore, ei, dan wel om een (meestal jong) dier. Immigratie en emigratie zijn termen die op dispersie doelen, waarbij vanuit een habitatplek wordt geredeneerd.

Dispersiestroom

Het aantal individuen of zaden op dispersie per tijdseenheid, bijvoorbeeld op een punt in het landschap, vanuit een habitatplek of voor landschappen als geheel.

Draagkracht

Elke populatie in een leefgebied heeft een theoretisch maximum. Dat maximum is voor te stellen als een plafond in de populatieomvang. Een veel gebruikte aanduiding van dit begrip is 'de draagkracht'. De draagkracht is voor vogels vaak makkelijk uit te drukken in het aantal territoria (Schotman 2002).

Duurzaam (levensvatbaar)

Een ecologisch netwerk of landschap is duurzaam als de overlevingskans groter is dan 95% in 100 jaar. Een (meta)populatie is levensvatbaar. Met behulp van diverse normen wordt de duurzaamheid berekend; een ecologisch netwerk kan de duurzaamheidsgrens overschrijden of onderschrijden. In het eerste geval is de landschappelijke situatie goed, in het tweede geval mankeert er iets aan die situatie en kan er bekeken worden hoe er verbetering mogelijk is.

Ecologisch netwerk

Verzameling habitatplekken waarbinnen één metapopulatie van een soort kan functioneren. Dat houdt in dat alle plekken voor individuen van de soort bereikbaar zijn, maar laat onverlet dat een deel in de praktijk onbezet kan zijn.

Een verzameling habitatplekken kan functioneel verbonden zijn zonder stapstenen of corridors. Wanneer de plekken onbereikbaar ver uit elkaar liggen voor een soort, kan men er een ecologisch netwerk van maken door er stapstenen en / of corridors aan toe te voegen. De term biotoopnetwerk wordt afgewezen. Deze term zou voor een levensgemeenschap moeten gelden (vgl. biotoop), maar de soorten van een levensgemeenschap stellen zodanig verschillende eisen en bewegen zich op zo sterk verschillende schaal, dat de verzameling metapopulaties van deze soorten niet aan een concreet ruimtelijk stelsel is toe te wijzen. Een ecologisch netwerk kan ook het leefgebied vormen voor een verdeelde populatie ('patchy population', Harrison, 1991). Individuen van een dergelijke populatie gebruiken meerdere habitatplekken, vaak omdat deze habitatplekken te klein zijn om een lokale populatie te herbergen. De metapopulatiodynamiek in een verdeelde populatie is met name het gevolg van bewegingen van individuen en in mindere mate van geboorte en sterfte van individuen.

Ecotoop

Een ecotoop is een herkenbare, min of meer homogene landschappelijke eenheid. Een ecotoop is een ruimtelijk te begrenzen ecologische eenheid, waarvan de samenstelling en ontwikkeling worden bepaald door abiotische, biotische en antropogene condities ter plaatse; het voorvoegsel 'eco' duidt op het integrale karakter ervan (Wolfert 1996). Het begrip ecotoop is afkomstig uit de landschapsecologie (Leser 1976).

Ecotopengroep

Verzameling van ecotopen. Vaak op basis van overeenkomstigheden in vegetaties. Een ecotoopgroep heide kan bestaan uit de ecotopen, natte, vergraste heide, natte, niet vergraste heide en droge heide.

Extinctie

Het uitsterven van een lokale populatie. Onder uitsterven verstaan we dat er gedurende een voortplantingscyclus geen potentiële reproductieve eenheid in een habitatplek aanwezig is.

Fragmentatie

Synoniem voor versnippering.

Habitat (standplaats)

De verzameling van waarden van voor een soort relevante leefvoorwaarden waarbij aan de fysiologisch bepaalde eisen voor voortplanting en overleving van een soort wordt voldaan. Deze eisen kunnen dus zowel betrekking hebben op edafische of klimatologische factoren, als op biotische factoren (vgl. parasiet of schimmel).

Habitat wordt hiermee dus in abstracte zin gedefinieerd. Men kan het zich voorstellen als een veeldimensionale ruimte, met de leefvoorwaarden als assen, en begrensd door de tolerantiegrenzen van de soort op die assen. Op een bepaalde locatie bezet de soort dus een deel van deze habitatruimte.

Standplaats wordt in de plantkunde vaak als synoniem voor habitat gebruikt, maar kan ook concreet zijn. Wij kiezen voor het onderscheiden van een abstracte term naast een concrete term: habitat naast habitatplek. Habitat wordt in de ecologische literatuur vaak in de betekenis van habitatplek gebruikt (Odum 1971). Het gebruik van habitat voor een concrete plek wordt door ons ontraden.

Habitatkwaliteit

Mate waarin een (deel)habitatplek voldoet aan de fysiologische voorwaarden van een soort.

In theorie is kwaliteit meetbaar met behulp van een parameter die direct gekoppeld is aan de fysiologisch bepaalde groei van de lokale populatie. Parameters als sterfte en geboorte zijn echter ook afhankelijk van andere dan habitatfactoren, bijvoorbeeld van predatie en weersomstandigheden, zodat het gemeten overlevingssucces niet altijd gelijk is aan het potentiële succes.

Habitatplek

zie leefgebied

Isolatie

Het gecombineerde effect van weerstand en afstand tussen habitatplekken.

Gerekend vanuit een dispersiebron neemt de kans af dat een disperser een andere habitatplek bereikt naarmate de afstand tot de bron toeneemt. Door het uitwaaieren van individuen (bij toenemende afstand moeten ze zich over een steeds groter oppervlak verdelen) en door sterfte ontstaat een verdunning van de dispersiestroom. Het gevolg is een negatief exponentiële functie. Door de weerstand wordt de dispersiestroom verder verminderd, waardoor de dispersiestroom eerder naar nul gaat, of zelfs wordt afgekapt (bij een sterke barrière). Als de weerstand erg hoog is, kan in of vlakbij de bron een ophoping plaatsvinden.

Leefgebied

Ruimtelijk gedefinieerde plek waar habitat van een soort is gerealiseerd. Een ecotoop kan samenvallen met de habitatplek, maar ook kan die binnen het ecotoop afgrensbaar zijn, dan wel samenvallen met een mozaïek van ecotopen.

Hoewel strikt genomen een habitatplek aan een minimale oppervlakte is gebonden, wordt voorgesteld deze en andere ruimtelijke factoren niet binnen de definitie als beperkende voorwaarde op te nemen. Hiervoor pleiten praktische overwegingen: in de praktijk is het moeilijk een minimumoppervlakte aan te geven, mede omdat een plek met zeer goed habitat qua levensvoorwaarden equivalent kan zijn met een grotere plek van lage kwaliteit habitat. Op een habitatkaart staan dus alle vlak- en lijnvormige elementen waar habitat voorkomt, ongeacht de grootte van dat element. Leefgebied wordt ook in algemene zin gebruikt (het leefgebied van een soort), maar in dat geval wordt het areaal, of het verspreidingsgebied in een bepaalde regio, bedoeld. Sommige soorten bewonen in verschillende seizoenen of levensfasen verschillende typen habitatplekken, die ruimtelijk gescheiden zijn. Hiervoor is de term deelhabitatplek te gebruiken, een wat gekunstelde term, die echter wel consistent is met de verwante begrippen. Deelbiotoop wordt ontraden (zie biotoop).

Levensvatbaar

zie duurzaam

Levensvatbare metapopulatie

Metapopulatie van een zodanige omvang dat de uitsterfkans kleiner is dan 5% in 100 jaar.

Deze worden ook wel met de term MVMP (Minimum Viable MetaPopulation) aangeduid. Hanski et al. (1996) noemen vier kenmerken waarin een MVMP zich van een levensvatbare populatie, een eiland-vasteland situatie of een 'patchy population' onderscheidt. Alle leefgebieden kunnen een reproducerende populatie herbergen. Geen enkele lokale populatie is groot genoeg om potentieel een levensvatbare populatie te kunnen zijn. De lokale populaties zijn niet te geïsoleerd om herkolonisatie mogelijk te maken. De lokale dynamiek is in zekere mate asynchroon. Een MVMP wordt gedefinieerd als het minimum aantal lokale populaties dat nodig is voor overleving van een metapopulatie op de lange termijn. Om dit minimum aantal lokale populaties te kunnen herbergen is een minimum aantal leefgebieden nodig. Dit aantal habitatplekken wordt MASH (Minimum Area of Suitable Habitat) genoemd.

Levensvatbare populatie

Geïsoleerde populatie van een zodanige omvang dat de uitsterfkans erg klein is.

In de Engelstalige landschapsecologische literatuur wordt een duurzame populatie een Minimum Viable Population (MVP) genoemd (Soulé, 1987).

Lokale populatie

Een ruimtelijk af te grenzen populatie waarbinnen 'random mating' plaatsvindt.

Deze definitie is gebaseerd op Andrewartha en Birch (1984). Wanneer een lokale populatie deel uitmaakt van een metapopulatie, dan gebruik men bij voorkeur lokale populaties.

Metapopulatie

Ruimtelijk gestructureerde populatie, verdeeld in lokale populaties die in habitatplekken voorkomen, die met elkaar via dispersie een ecologisch netwerk vormen.

De oorspronkelijke term komt van Levins (1970); 'a population of populations'. De dynamiek van de lokale populatie (ook wel lokale dynamiek, bijvoorbeeld fluctuaties in dichtheden, uitsterven en herkoloniseren) wordt beïnvloed door de afmetingen en de ruimtelijke rangschikking van habitatplekken, en door de weerstand van het landschap. Metapopulaties kunnen ontstaan door versnippering, maar ook in van nature heterogene landschappen voorkomen. Metapopulaties vormen in ons intensief gebruikt landschap meestal een tussenfase tussen een continue populatie en een aantal geïsoleerde populaties.

Metapopulatiedynamiek

Wisselingen in het bezettingspatroon van een metapopulatie.

Het meest sprekende fenomeen is het proces van lokaal uitsterven en herkoloniseren, waardoor de verspreiding over een ecologisch netwerk voortdurend verschuift. Ook in het geval dat geen uitsterven en koloniseren wordt waargenomen, zijn er in ieder geval onafhankelijke fluctuaties in de dichtheden (Wilson 1980).

Metapopulatie-extinctie

Het uitsterven van een metapopulatie, dat wil zeggen het uitsterven van de laatste lokale populatie.

Regionale extinctie wordt gebruikt om aan te duiden dat een soort in een regio uitsterft, waarbij het niet persé om een metapopulatie hoeft te gaan.

MVP

Leefgebied of populatie van zodanige omvang dat deze een uitsterfkans heeft die kleiner is dan 5% in 100 jaar. Het leefgebied of de populatie is net duurzaam dan wel levensvatbaar.

Netwerkpopulatie

Synoniem voor metapopulatie.

Reproductieve eenheid (RE)

Het minimum aantal dieren dat voor de voortplanting kan zorgen noemen we een reproductieve eenheid; in veel gevallen is dat een mannetje en een vrouwtje (een paar), in een beperkt aantal gevallen is het een kleine sociale groep (RU = Reproductive Unit).

Sleutelpopulatie (sleutelgebied)

Relatief grote populatie die levensvatbaar is onder de conditie dat er één immigrant per generatie is (Verboom *et al.* 2001). Er is netto meestal een dispersiestroom in de richting van de overige delen van het ecologisch netwerk.

Sleutelgebieden mogen niet verward worden met kerngebieden. In het Natuurbeleidsplan (NBP) (Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij 1990) wordt een kerngebied gedefinieerd als zijnde, een gebied met bestaande waarden van internationale of nationale betekenis van voldoende omvang (p.79). Die omvang is: 250 ha indien omgeven door natuurterrein, landgoed of bos, overigens 500 ha, behalve voor naaldbos, waarvoor 1000 ha geldt (p.80). Deze definitie is niet door ecologische inzichten, maar door natuurbehoudsoverwegingen ingegeven; echter, gebieden van een dergelijke omvang zullen voor een aantal soorten wel een sleutelpopulatie omvatten.

Versnippering

Het uiteenvallen van het leefgebied van een plante- of diersoort in kleinere eenheden (snippers of fragmenten) habitat, die worden gescheiden door als habitat ongeschikt terrein of een barrière (Opdam en Hengeveld 1990).

Indien in een reeds versnipperd leefgebied, of in een landschap met verspreid liggende habitatplekken, de isolatie van deze habitatplekken verder toeneemt, of de oppervlakte van de plekken verder

afneemt, spreken we ook van versnippering (Wilcox en Murphy 1985). Versnippering is hier dus als een proces gedefinieerd.

Weerstand van het landschap

De mate waarin de dispersie door het landschap (met de daarin aanwezige habitatplekken, barrières, stapstenen en corridors) wordt gerealiseerd, in vergelijking tot de dispersie in continue habitat.

Weerstand is te meten als het verschil tussen de dispersieafstanden in continue en versnipperd landschap. Men kan ook spreken van de weerstand van een afzonderlijk element, eveneens in vergelijking tot continue habitat. Het is mogelijk dat buiten het habitat de dispersie over grotere afstanden plaatsvindt, doordat individuen daar sneller bewegen.

Bijlage 2 Beschrijving ecotopen

Indeling van de begroeiingstypen (Reijnen *et al.* 2001) in ecotopen. In de eerste kolom is de beschrijving van de ecotoop, in de op een na laatste kolom de bijbehorende begroeiingstypen en in de laatste kolom de ecotoopcode die overeenkomt met tabel 2.1 uit de methode.

BOS

bodem	boomsoort	leeftijd	bedekking	code LVN	nieuwe code
vochtig / droog					
voedselarm	loof / gemengd	13-40		206-209	B01
voedselarm	loof / gemengd	40-80		205-208-242-243	B02
voedselarm	loof / gemengd	>80		204-207	B03
voedselarm	naald	13-40		203	B04
voedselarm	naald	40-80		202-241	B05
voedselarm	naald	>80		201	B06
matig voedselrijk / voedselrijk	loof / gemengd	13-40		215-218-224-227	B07
matig voedselrijk	loof	40-80		217-246	B08
voedselrijk	loof	40-80		226-249	B27
matig voedselrijk	gemengd	40-80		214-245	B28
voedselrijk	gemengd	40-80		223-248	B29
matig voedselrijk / voedselrijk	naald	13-40		212-221	B09
matig voedselrijk / voedselrijk	naald	40-80		211-220-244-247	B10
voedselrijk	naald	>80		219	B11
matig voedselrijk	loof	>80		216	B12
matig voedselrijk	gemengd	>80		213	B13
matig voedselrijk	naald	>80		210	B14
voedselrijk	gemengd	>80		222	B15
voedselrijk	loof	>80		225	B16
vochtig / droog opslag					
voedselarm	loof		20-60%	263	B17
voedselarm	gemengd		20-60%	262	B30
voedselarm	naald		20-60%	261	B31
matig voedselrijk	loof		20-60%	266	B18
matig voedselrijk	gemengd		20-60%	265	B32
matig voedselrijk	naald		20-60%	264	B33
voedselrijk	loof		20-60%	269	B19
voedselrijk	gemengd		20-60%	268	B34
voedselrijk	naald		20-60%	267	B35
jong bos					
overig				281	B20
overig				282-283-284-285-286	B21
nat bos					
nat	loof / gemengd	>60%		230-231-232-233-236-250-251-252-253-258	B22
nat	naald	>60%		235-257	B23
nat bos opslag					
nat		20-60%		270-271-272-273-275-276	B24
diversen					
griend				256	B25
hakhout				255	B26

HEIDE, STUIFZAND, HOOGVEEN

type	vergrassing		code LVN	nieuwe code
droge heide	<75%		11-108-111	H01
droge heide	>75% vergrast		12	H02
natte heide	<75%		13-109	H03
natte heide	>75% vergrast		14	H04
stuifzandheide	<75%		17-110	H05
stuifzandheide	>75% vergrast		18	H06
stuifzand			16	H07
hoogveen			15	H08
open water			112	H09

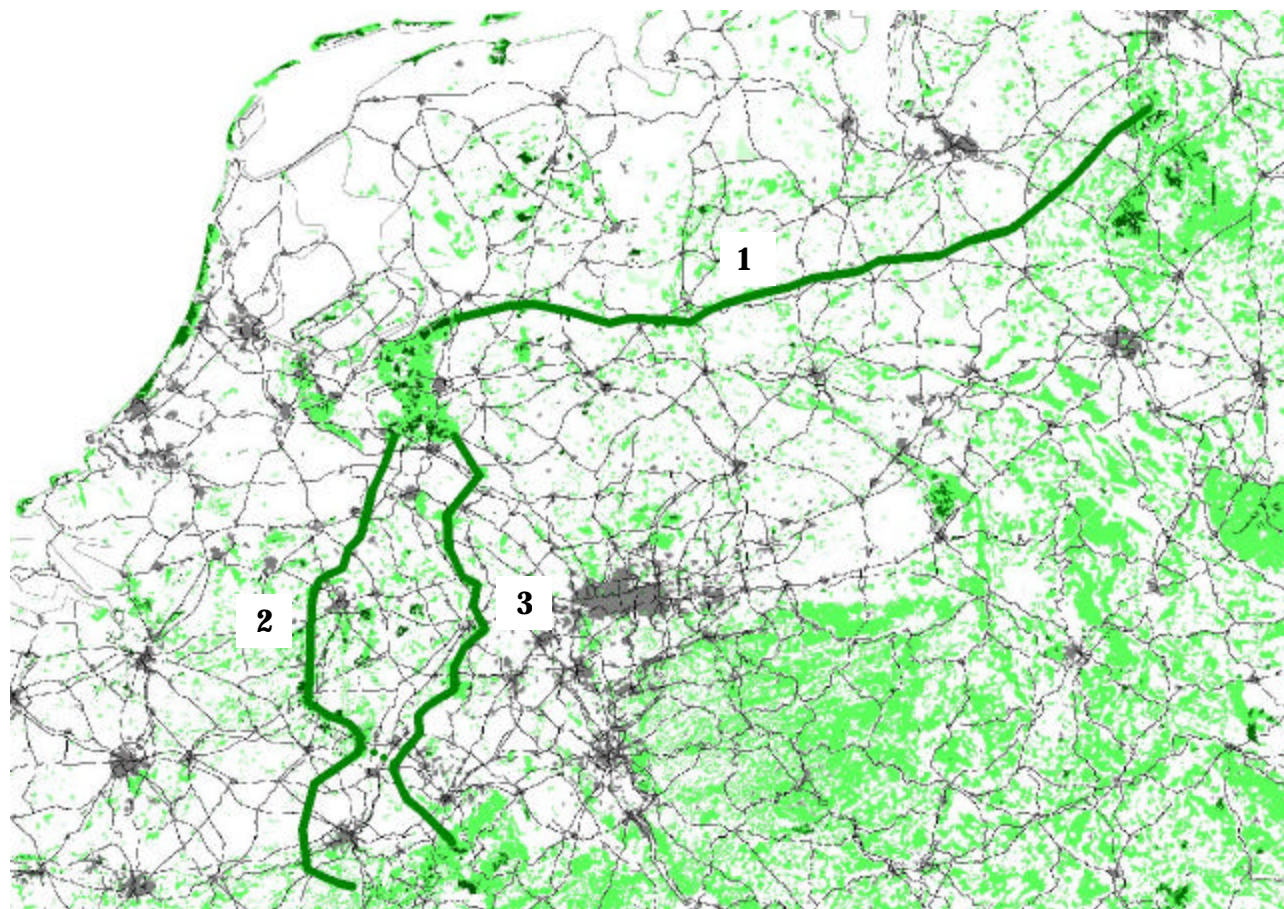
DUIN, KWELDER

type	struweel		code LVN	nieuwe code
droog struweelduin	>20% struweel		1	D01
droog open duin			2	D02
vochtig struweelduin	>20% struweel		3	D03
vochtig open duin			4	D04
duinmoeras			5	D05
duinmeer			6	D06
kwelder			7	D07
afgesloten zeearm			10	D08

MOERAS

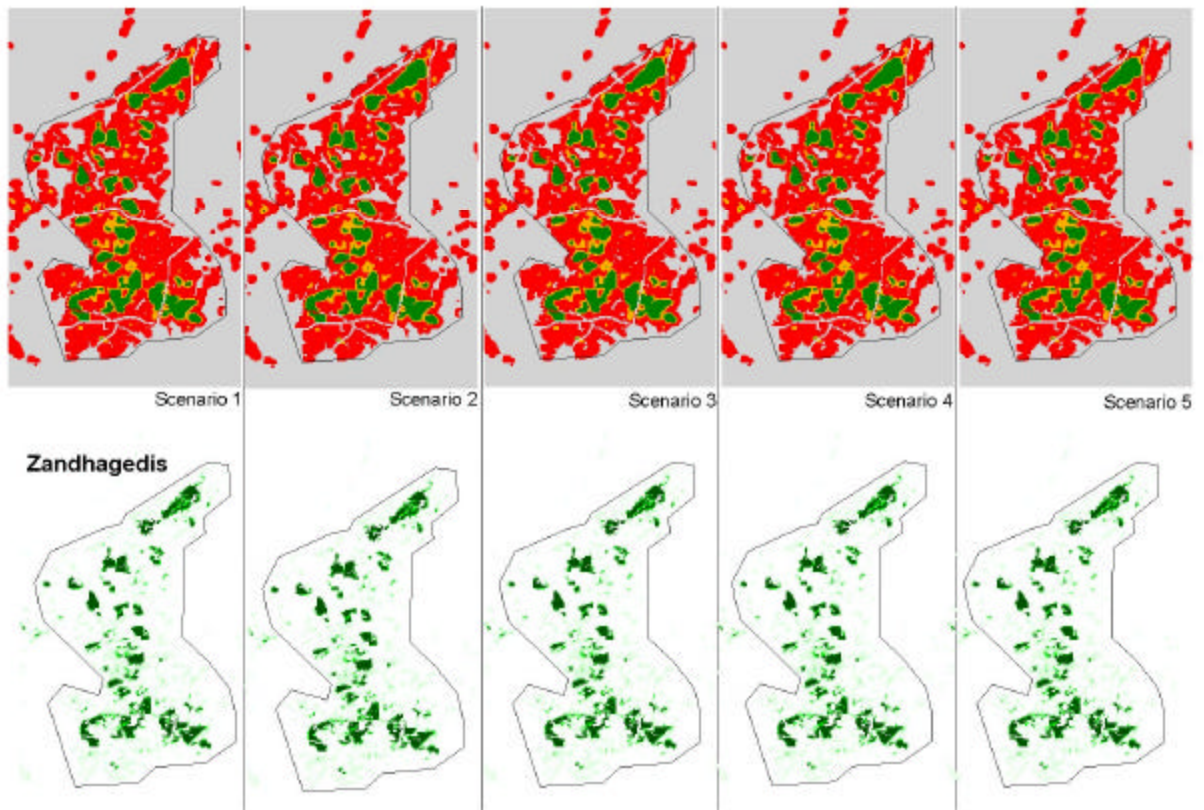
type	bodem		code LVN	nieuwe code
oud riet	veen		25	M01
oud riet	rivierklei		32	M16
oud riet	zeeklei		20	M17
oud riet	zand		38	M18
jong riet	veen		26	M02
jong riet	rivierklei		31	M19
jong riet	zeeklei		19	M20
jong riet	zand		37	M21
moerasbos			23-29-35-41	M03
open moeras	zeeklei		21	M04
open moeras	veen		27	M05
open moeras	rivierklei		33	M06
open moeras	zand		39	M07
half-open moeras	zeeklei		22	M08
half-open moeras	veen		28	M09
half-open moeras	rivierklei		34	M10
half-open moeras	zand		40	M11
natte ruigte	zeeklei		24	M12
natte ruigte	veen		30	M13
natte ruigte	rivierklei		36	M14
natte ruigte	zand		42	M15

Bijlage 3 Routes met betrekking tot Europees netwerk

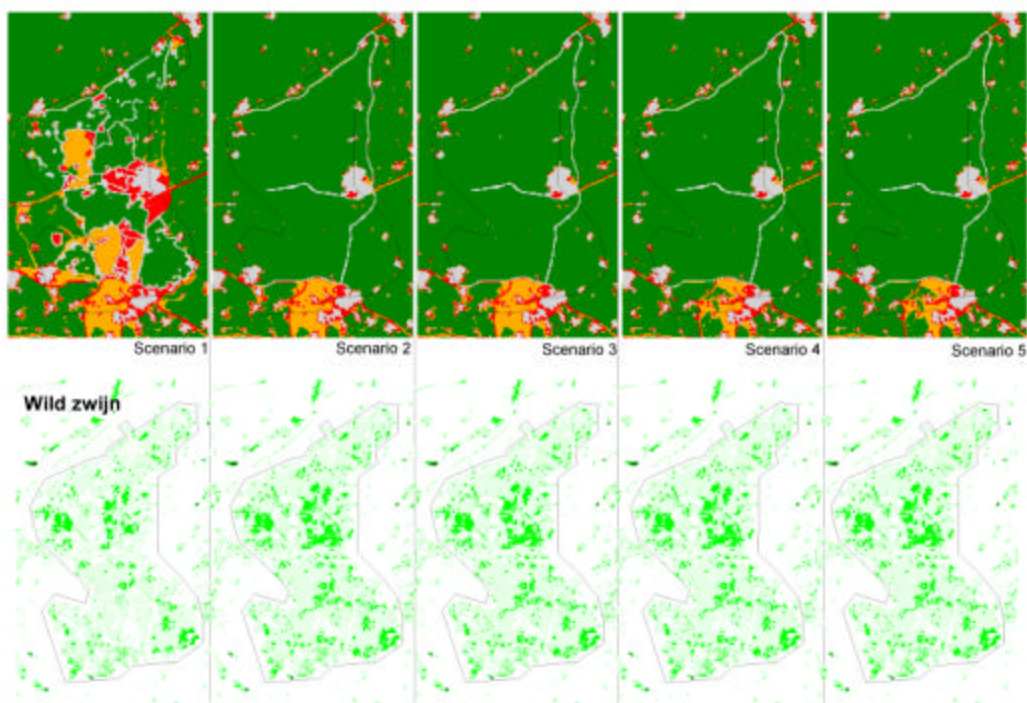


Figuur B3.1 Aansluiting Veluwe op andere stabiele leefgebieden voor het edelhert. Route 1 in betreft aansluiting op de Lüneburgerheide (scenario 2), route 2 betreft aansluiting op de Ardennen (scenario 4 en 5) en route 3 betreft de alternatieve route via de oostoever van de Maas naar de Hautes Fagnes.

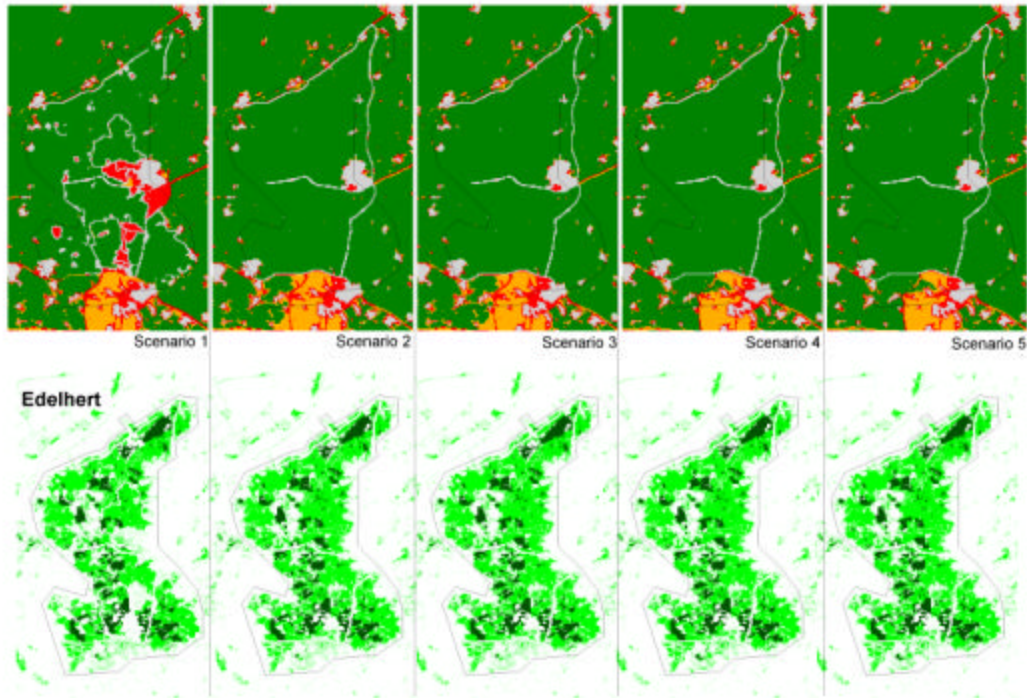
Bijlage 4 Resultaat van de bepaling en evaluatie van ruimtelijke samenhang



Figuur B4.1 Resultaat van de zandhagedis van de bepaling van de ruimtelijke samenhang (boven). De onderste rij geeft de mate van samenhang maal het aantal hectare, rekening houdend met kwaliteit, per gridcel weer. Daar waar de bovenste kaarten een groene kleur hebben (goede samenhang) zijn de gridcellen van de onderste kaarten binnen het aangegeven gebied gesommeerd voor de ecologische graadmeter 2.



Figuur B4.2 Resultaat van het wild zwijn van de bepaling van de ruimtelijke samenhang (boven). De onderste rij geeft de mate van samenhang maal het aantal hectare, rekening houdend met kwaliteit, per gridcel weer. Daar waar de bovenste kaarten een groene kleur hebben (goede samenhang) zijn de gridcellen van de onderste kaarten binnen het aangegeven gebied gesommeerd voor de ecologische graadmeter 2.



Figuur B4.3 Resultaat van het edelhert van de bepaling van de ruimtelijke samenhang (boven). De onderste rij geeft de mate van samenhang maal het aantal hectare, rekening houdend met kwaliteit, per gridcel weer. Daar waar de bovenste kaarten een groene kleur hebben (goede samenhang) zijn de gridcellen van de onderste kaarten binnen het aangegeven gebied gesommeerd voor de ecologische graadmeter 2.

