

LARCH: een toolbox voor ruimtelijke analyses van een landschap

R. Pouwels



Alterra-rapport 043, ISSN 1566-7197

LARCH: een toolbox voor ruimtelijke analyses van een landschap

R. Pouwels

ALTERRA

Research Instituut voor de Groene Ruimte

REFERAAT

R. Pouwels, 2000. LARCH: een toolbox voor ruimtelijke analyses van een landschap. Wageningen. Alterra rapport 043. 47 blz.: 11 fig.; 4 tab.; 46 ref.

In het kader van het DWK-programma 'Biodiversiteit in natuurterreinen en cultuurlandschappen' van het Ministerie van LNV wordt het kennisstelsel LARCH ontwikkeld. De afgelopen jaren hebben tevens RWS, RIZA en RWS, DWW bijgedragen aan de ontwikkeling van het stelsel. Met LARCH kunnen de effecten van versnippering van een landschap in beeld worden gebracht en dit kennisstelsel is met name toepasbaar voor vraagstukken met betrekking tot natuurbehoud en de inrichting van het landschap. Met LARCH wordt het landschap 'door de ogen van een diersoort' bekeken. In dit rapport wordt ingegaan op de theoretische achtergrond van de versnipperingsproblematiek en op de verschillende analyses die met het huidige LARCH-model gedaan kunnen worden. LARCH is een model in ontwikkeling. De komende jaren zal de methodiek verder verfijnd worden en zal de functionaliteit worden uitgebreid.

Trefwoorden: modellen, kennisstelsel, versnippering, biodiversiteit, duurzaamheid, natuurbehoud, ruimtelijke samenhang, metapopulaties, ruimtelijke netwerken

ISSN 1566-7197

Dit rapport kunt u bestellen door NLG 42,- over te maken op banknummer 36 70 54 612 ten name van Alterra, Wageningen, onder vermelding van Alterra-rapport 043. Dit bedrag is inclusief BTW en verzendkosten.

© 2000 Alterra Research Instituut voor de Groene Ruimte,
Postbus 47, NL-6700 AA Wageningen.
Tel.: (0317) 474700; fax: (0317) 419000; e-mail: postkamer@alterra.wag-ur.nl

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

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

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

Inhoud

SAMENVATTING	7
1 INLEIDING	9
1.1 'Door de ogen van een diersoort'	9
1.2 Metapopulaties	9
1.3 Duurzaamheid als graadmeter	10
1.4 Ruimtelijk patroon van leefgebieden	11
2 LARCH	13
2.1 Model in hoofdlijnen	13
2.2 LARCH-classic	14
2.2.1 Bepaling leefgebieden van soorten	14
2.2.2 Bepaling van (type) lokale populaties	14
2.2.3 Bepaling van habitatnetwerken	15
2.2.4 Duurzaamheidsbepaling van habitatnetwerken	15
2.2.5 Omgeving van het studiegebied en barrières	15
2.3 LARCH-SCAN	18
2.4 LARCH-BEN	19
2.5 Technische kenmerken van het model	21
2.5.1 Benodigdheden voor LARCH analyses	21
3 SELECTIE VAN INDICATORSOORTEN	23
3.1 Criteria	23
3.1.1 Doelsoortlijsten en gevoeligheid voor versnippering	23
3.1.2 Onderscheid in landschapstypen	23
3.1.3 Schaalniveau	24
3.1.4 Functionele groepen	24
3.2 Stappenplan	24
3.3 Soortprofielen	24
3.4 Voorbeeld van selectie van indicatorsoorten	25
LITERATUUR	27
BIJLAGEN	31
BIJLAGE 1: BEGRIPPENLIJST	33
BIJLAGE 2: OPPERVLAKTESOORTEN	37
BIJLAGE 3: PLEKKENSOORTEN	39
BIJLAGE 4: BROED-/FOERAGEERSOORTEN	41
BIJLAGE 5: GRENSLENGTESOORTEN	43
BIJLAGE 6: KOLONIESOORTEN	45
BIJLAGE 7: NAUWKEURIGHEID RESULTATEN ALS GEVOLG VAN INVOERBESTANDEN	47

SAMENVATTING

De meeste natuur in Nederland komt versnipperd voor in kleine gebieden, temidden van intensief gebruikte landbouwgronden en stedelijk gebied. Versnippering van natuurgebieden is daarmee een belangrijke oorzaak van de achteruitgang van de kwaliteit van de natuur. Veel studies en beleidsvragen met betrekking tot natuurbehoud richten zich op de inrichting van een landschap. Een van de belangrijkste aspecten hierbij is het terugdringen van de versnippering. Zo worden allerlei maatregelen genomen rond infrastructuur, verbindingzones aangelegd en grote aaneengesloten natuurgebieden gevormd. Hierbij is het van belang te weten voor welke soorten welke maatregelen genomen dienen te worden; voor welk type barrière en in welke mate is een soort gevoelig voor deze barrière? Als men weet hoe het voortbestaan van een soort hierdoor wordt beïnvloed, kunnen maatregelen veel gericht genomen worden.

Om de effecten van versnippering van een landschap in beeld te brengen is op Alterra LARCH ontwikkeld, een toolbox voor ruimtelijke analyses van een landschap. Hierbij wordt het landschap "door de ogen van een diersoort" bekeken, waarbij gebruik wordt gemaakt van soortspecifieke normen. Deze normen zijn gebaseerd op jarenlange onderzoekservaring aan de betreffende soorten, modelsimulaties, literatuurgegevens, verspreidingsgegevens en expert judgement.

In dit rapport wordt ingegaan op de theoretische achtergrond van de versnipperingsproblematiek. Vervolgens worden verschillende analyses die met LARCH kunnen worden uitgevoerd, besproken. Ook wordt ingegaan op de soortenkeuze, een belangrijke stap in de gehele analyse.

1. INLEIDING

1.1 'Door de ogen van een diersoort'

Om de geschiktheid van een landschap voor een diersoort te bepalen, zal het landschap 'door de ogen van een diersoort' bekeken moeten worden. Daarbij kan de vraag gesteld worden of een diersoort elk moment op dezelfde manier naar het landschap 'kijkt'. Het antwoord is simpel: 'Nee'. Soorten maken onder andere gebruik van een landschap om voedsel te zoeken, jongen groot te brengen en te overwinteren. Als aan al de eisen van een soort voldaan kan worden, is een landschap geschikt als leefgebied. Deze eisen verschillen echter per soort. Voor de ene soort is een bosgebied binnen het landschap voldoende, terwijl voor een andere soort een combinatie van gras, struweel en bos nodig is om een geschikt leefgebied te vormen.

1.2 Metapopulaties

De metapopulatietheorie werd in 1970 door Levins geïntroduceerd (Levins, 1970). De metapopulatietheorie gaat uit van versnipperde populaties, metapopulaties. Deze vertonen een dynamiek van kolonisatie en extinctie (uitsterven), waarbij op elk moment maar een deel van het potentiële leefgebied bezet is. De kans op voorkomen van soorten in leefgebieden hangt af van drie factoren: oppervlakte, kwaliteit en isolatie. Oppervlakte en kwaliteit zijn van invloed op de uitsterfkans, isolatie op de kolonisatiekans. De aanwezigheid van een soort in een leefgebied hangt dan ook niet alleen af van dit ene leefgebied, maar van de levensvatbaarheid van de hele metapopulatie. De meest gangbare norm die gebruikt wordt voor levensvatbare populaties is dat de kans op uitsterven van een populatie kleiner is dan 5% in 100 jaar (Schaffer, 1981; 1983; 1987).

De metapopulatietheorie is in principe op alle soorten van toepassing (Vos, 1999). Het blijkt dat grote leefgebieden vaker bezet zijn en soorten hier minder snel uitsterven. Kleine leefgebieden, vooral die aan de rand van een metapopulatie of zelfs helemaal geïsoleerd liggen, zijn vaker niet bezet en worden minder snel gekoloniseerd. Kleine leefgebieden, die daarentegen midden in een metapopulatie liggen, raken snel gekoloniseerd en zijn dan ook vaker bezet.

Voor de grote leefgebieden, met daarin grote (deel)populaties, binnen een metapopulatie zijn van belang voor de overlevingskansen van de metapopulatie als geheel (figuur 1.1). Deelpopulaties die zo groot zijn dat ze zonder uitwisselingen binnen de metapopulatie levensvatbaar zijn, worden Minimum Viable Populations (MVP) genoemd. Deelpopulaties die op zichzelf (zonder uitwisseling) niet levensvatbaar zijn, maar dankzij een beperkte uitwisseling met andere deelpopulaties binnen de meta-

populatie, levensvatbaar worden, zijn als 'sleutelgebieden' gedefinieerd (Verboom et al., in prep.). Sleutelgebieden en MVP's vormen de stabiele kernen binnen een meta-populatie

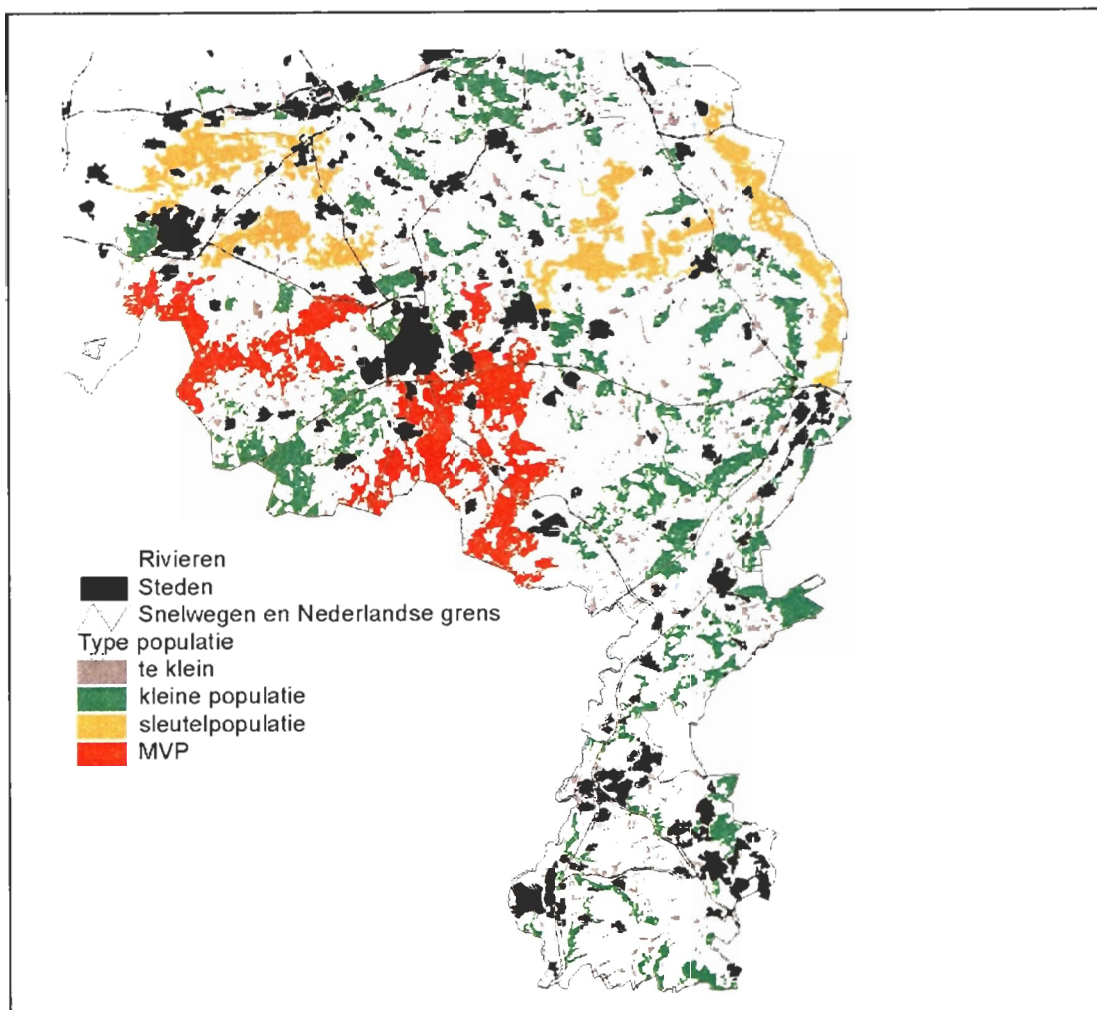


Fig. 1.1. Potentiële deelpopulaties voor wilde zwijnen binnen een metapopulatie, die zich uitstrekt over heel Limburg en oostelijk Noord-Brabant zonder rekening te houden met infrastructuur (Groot Bruinderink et al., in prep.). De stabiele kernen liggen in oostelijk Brabant en langs de Maas in Noord-Limburg.

1.3 Duurzaamheid als graadmeter

De kwaliteit van een landschap kan door middel van verschillende landschapsmaten gemeten worden. Voorbeelden van dergelijke landschapsmaten zijn het totale oppervlakte van een habitattype, het gemiddelde oppervlakte van een habitattype, het aandeel dat een habitattype inneemt op het totale oppervlak natuurareaal, of de gemiddelde afstand tussen verschillende gebieden met hetzelfde habitattype. 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 en de daarin voorkomende leefgebieden zal moeten worden gezocht naar een graadmeter die deze uiteenlopende landschapsmaten integreert. Populair gezegd: een graadmeter waarbij het landschap 'door de ogen van een diersoort' wordt bekeken. Door de duurzaamheid van een soort of (meta)populatie als graadmeter te nemen, wordt deze integratie tot stand gebracht. Onder duurzame (meta)populaties wordt verstaan een (meta)populatie van een zodanige omvang dat de uitsterfkans kleiner is dan 5% in honderd jaar.

1.4 Ruimtelijk patroon van leefgebieden

Voor alle versnipperingsgevoelige soorten is het ruimtelijke patroon van leefgebieden van belang, oftewel de configuratie van het habitat. Bestaat het landschap uit één groot leefgebied, dan heeft een soort minder oppervlakte nodig om er duurzaam voor te komen dan wanneer de leefgebieden sterk versnipperd zijn (zie figuur 1.2).

In het onderste deelfiguur van figuur 1.2 is het totale oppervlakte aan leefgebied weliswaar groter, maar er mag niet van uitgegaan worden dat het aantal individuen in dit gebied groter is dan in de bovenste twee situaties. In het onderste deelfiguur is het oppervlak opgebouwd uit meerdere kleine leefgebieden en deze zijn minder vaak en voor een geringer aandeel bezet. Zodoende zal de gemiddelde dichtheid in het onderste figuur lager zijn.

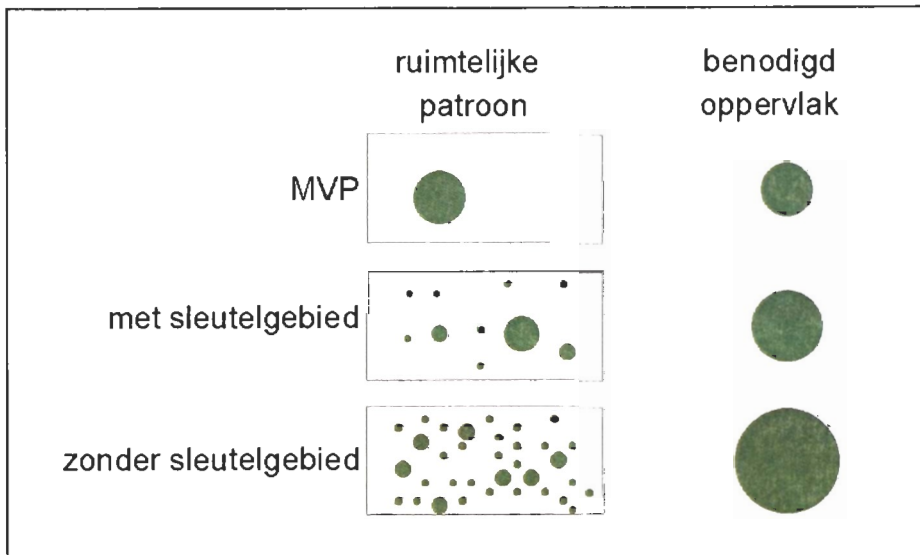


Fig. 1.2. Schematische voorbeelden van ruimtelijke samenhang van geschikt leefgebied in relatie tot het benodigd oppervlak aan leefgebied voor duurzaam voorkomen.

2. LARCH

2.1 Model in hoofdlijnen

Door Alterra is het expertsysteem LARCH (Landscape ecological Analysis and Rules for the Configuration of Habitat) ontwikkeld. Het is gebaseerd op het concept van metapopulaties en analyseert of deze metapopulaties levensvatbaar zijn.

LARCH heeft de volgende kenmerken (Foppen & Chardon, 1998):

- Het bepaalt de potentie van habitatnetwerken om levensvatbare (meta)populaties te herbergen. Het is daarom gebaseerd op habitatnetwerken en niet op actuele verspreidingsgegevens (Opdam et al., in prep.).
- Het is gebaseerd op een selectie van soorten, welke gevoelig zijn voor versnippering van habitatnetwerken (Vos et al., in prep.).
- Het gaat uit van normen voor sleutelgebieden, welke gebaseerd zijn op zowel empirische studies, als modelsimulaties (Verboom et al., 1997, Foppen et al., 1998, Verboom et al., in prep.).
- Het is gebaseerd op expert judgement en literatuurgegevens over dispersieafstanden.

Met LARCH kunnen verschillende ruimtelijke analyses van een landschap uitgevoerd worden. Hierbij wordt vanuit een diersoort naar een landschap gekeken en worden verschillende uitspraken over een landschap gedaan. De meeste soorten worden als oppervlaktesoorten beschouwd (bijlage 2). Voor soorten, die niet met dit concept geanalyseerd kunnen worden, zijn nieuwe concepten ontwikkeld: plekkensoorten, grenslengtesoorten, broed-/foerageersoorten, koloniesoorten (bijlage 3-6). De meest gebruikte analyse is de duurzaamheidsbepaling van landschappen; LARCH-classic. Voor deze methode is een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd (Houweling et al., in prep.).

LARCH-classic is binnen verschillende projecten, op met name regionale en nationale schaal, gebruikt en getoetst (Foppen & Geilen, 1997; RIVM, 1997; Apeldoorn van & Nieuwenhuizen, 1998; Buit et al. (a), 1998; Reijnen & Koolstra, 1998; RIVM, 1998; Otchagov et al., 1999; RIVM, 1999; Groot Bruinderink et al., in prep.). LARCH-SCAN wordt ingezet om een quick scan van de ruimtelijke samenhang uit te voeren en is met name op nationale en internationale schaal toegepast (Foppen & Chardon, 1998; Foppen et al., 1999; SC-DLO, 1999). Voor deze methode is geen gevoeligheidsanalyse uitgevoerd. Vaak worden de resultaten uit LARCH-SCAN gebruikt om de resultaten van LARCH-classic te verfijnen. Een voorbeeld hiervan is LARCH-BEN.

2.2 LARCH-classic

Met LARCH-classic wordt de duurzaamheid van habitatnetwerken bepaald. Een habitatnetwerk is een gebied met habitatplekken die samen een metapopulatie vormen (zie ook de begrippenlijst in bijlage 1). Het uitgangspunt van LARCH-classic is een kaart van het studiegebied. In deze kaart worden de vegetatietypes, begroeiingstypen (bijv. bos) of landgebruiksvormen (bijv. oude stadswijk) van het gebied weergegeven. Per soort worden de volgende stappen doorlopen:

- bepaling leefgebieden van soorten;
- bepaling van (type) lokale populaties;
- bepaling van habitatnetwerken;
- bepaling van de duurzaamheid van habitatnetwerken.

De vier stappen van LARCH-classic worden schematisch weergegeven in de vier deelfiguren van figuur 2.1. Figuur 2.2 visualiseert de vier stappen van LARCH-classic aan de hand van een voorbeeld. Het betreft de duurzaamheidsbepaling van habitatnetwerken voor de adder in Drenthe, de kop van Overijssel en Oost-Friesland.

2.2.1 Bepaling leefgebieden van soorten (figuur 2.1a en figuur 2.2a)

Het uitgangsmateriaal voor een analyse bestaat uit vegetatiekaarten. Uit de vegetatiekaarten kunnen per soort habitatplekken worden afgeleid. Met betrekking tot LARCH wordt veelal over habitat(plekken) gesproken; dit is synoniem aan leefgebieden. Hoe gedetailleerder de vegetatiekaarten zijn, hoe beter het habitat van een soort kan worden aangegeven. Dit geldt zowel voor het schaalniveau als voor het aantal onderscheiden vegetatietypen (bijlage 7). Aan het habitat wordt een potentiële draagkracht van de soort toegekend. Dit is een maat voor het maximaal te verwachten aantal reproductieve eenheden (RE) per oppervlakte eenheid. Een reproductieve eenheid hoeft niet 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., in prep.). In deze stap kunnen actuele dichtheden worden gebruikt, die volgens een vaste procedure worden omgezet naar potentiële draagkrachten per vegetatietype (Reijnen et al., in prep.). Het resultaat is een kaart met het habitat van de soort. Draagkracht blijkt een zeer gevoelige parameter en dient daarom zo nauwkeurig mogelijk geschat te worden (Houweling et al, in prep.).

Voor de bepaling van leefgebieden worden de volgende aannames gedaan:

- potentieel habitat: de selectie van habitat is niet gebaseerd op de huidige verspreiding van de soort, maar op de verspreiding van potentieel habitat. Hierdoor zullen geschikte habitatplekken ook bijdragen aan de duurzaamheid van de soort ook al zijn deze niet bezet.
- optimale ontwikkeling: elk vegetatietype wordt verondersteld optimaal ontwikkeld te zijn. Hierdoor geven de resultaten de potentiële duurzaamheid van de habitatnetwerken weer. Deze duurzaamheid wordt bereikt als de vegetaties optimaal ontwikkeld zijn.

2.2.2 Bepaling van (type) lokale populaties (figuur 2.1b en figuur 2.2b)

Als geschikte habitatplekken zo dicht bij elkaar liggen dat individuen dagelijks tussen beide plekken kunnen pendelen, is er binnen deze plekken 'random mating' mogelijk. De habitatplekken dienen geclusterd en als één lokale populatie beschouwd te worden. Wanneer een territorium binnen één lokale populatie vrijkomt, zal een soortgenoot uit dezelfde lokale populatie hetzelfde jaar dit territorium bezetten. Anders gezegd: welke afstand zal een individu door ongeschikt habitat afleggen om een geschikte habitatplek tot zijn leefgebied te betrekken; in hoeverre is een soort plaatstrouw. In LARCH-classic worden lokale populaties gevormd met behulp van een soortspecifieke 'lokale fusieafstand'.

Habitatplekken dienen een bepaalde minimumgrootte te hebben om tenminste groot genoeg te zijn voor een 'reproductieve eenheid'. Deze minimumgrootte is verschillend voor elke soort. Habitatplekken die, ook na clustering, kleiner zijn dan de minimumgrootte, worden niet meer meegeteld als geschikte habitatplek. De overgebleven plekken zijn wel groot genoeg voor een potentiële lokale populatie. In deze stap worden drie type populaties onderscheiden: kleine lokale populaties, sleutelpopulaties en MVP's (zie 1.2).

2.2.3 Bepaling van habitatnetwerken (figuur 2.1c en figuur 2.2c)

In een versnipperd landschap kunnen soorten een habitatnetwerk vormen van lokale populaties. In LARCH wordt dit gedaan met behulp van een afstand die verschillend is voor elke soort ('dispersieafstand' of 'netwerkafstand'). De netwerkafstand is gebaseerd op de afstand die 90% van de juvenielen op dispersie aflegt. Deze afstand kan berekend worden uit een formule waarmee dispersiecurves van soorten goed beschreven kan worden (Siefke, 1984). Voor het omzetten van de dispersiecurves tot netwerkafstanden wordt een vaste procedure gevolgd (Reijnen et al., in prep.). Indien de gegevens niet voorhanden zijn, wordt op basis van expert judgement, bijvoorbeeld met behulp van gegevens van aanverwante soorten, een schatting van de netwerkafstand gemaakt. Er wordt aangenomen dat binnen de gevormde habitatnetwerken juvenielen op dispersie vanuit de ene lokale populatie een andere lokale populatie binnen hetzelfde habitatnetwerk kunnen bereiken.

2.2.4 Duurzaamheidsbepaling van habitatnetwerken (figuur 2.1d en figuur 2.2d)

Een habitatnetwerk is duurzaam als het is opgebouwd uit lokale populaties van een zodanige omvang dat de uitsterfkans kleiner is dan 5% in 100 jaar (Schaffer 1981; 1983; 1987); de metapopulatie binnen dit habitatnetwerk is dan levensvatbaar. Het resultaat wordt weergegeven in drie categorieën: niet duurzame habitatnetwerken, zwak duurzame habitatnetwerken en sterk duurzame habitatnetwerken. De normen hiervoor zijn gebaseerd op modelsimulaties (Verboom et al., 1997) en literatuurgegevens.

2.2.5 Omgeving van studiegebied en barrières

Een habitatnetwerk kan zich uitstrekken over de grenzen van een studiegebied. Daarom worden ook habitatplekken in de analyses betrokken die grenzen aan het studiegebied. Als vuistregel wordt voor de omgeving een zone gehanteerd van éénmaal de netwerkafstand rondom het studiegebied (Foppen & Geilen 1997, Buit et al. (a), 1998).

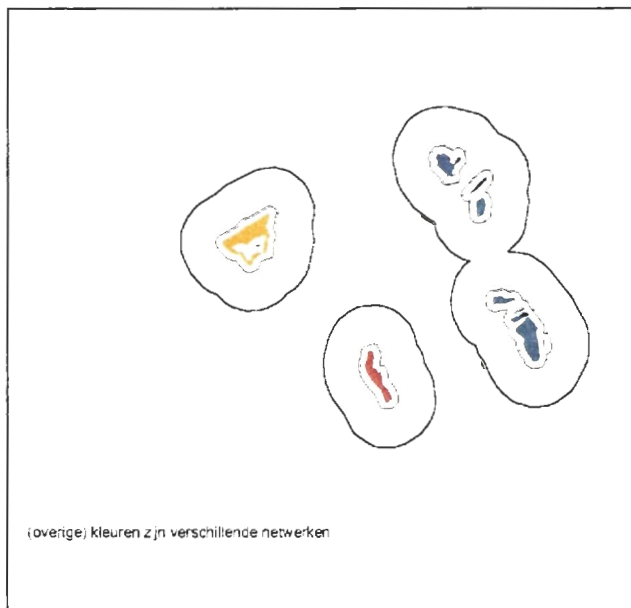
Barrières, zoals drukke wegen en brede watergangen, kunnen verhinderen dat habitatplekken een lokale populatie of een habitatnetwerk vormen. Deze barrières kunnen door LARCH-classic in de analyse worden betrokken. In LARCH-classic zijn deze barrières vooralsnog gemodelleerd als absolute barrières. Dit wil zeggen dat er geen enkele uitwisseling mogelijk is tussen de habitatplekken die gescheiden worden door (weg)infrastructuur.



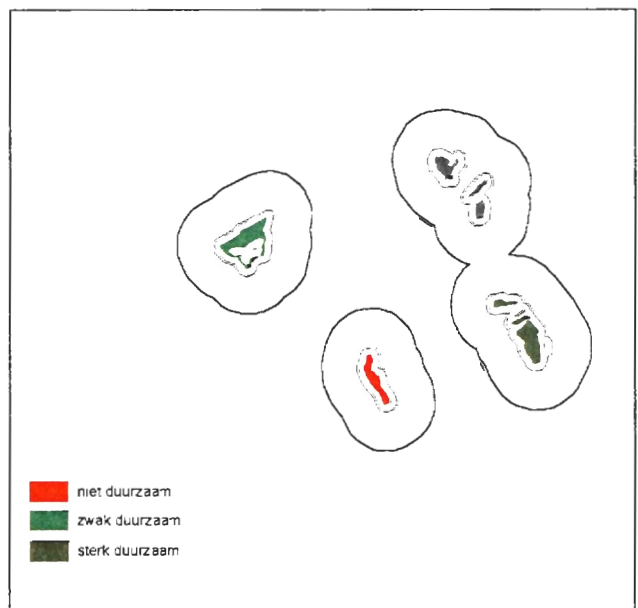
a De habitatkaart, een selectie uit een vegetatiekaart.



b Het bepalen van lokale populaties op basis van afstand. Lijnen geven één lokale populatie weer.

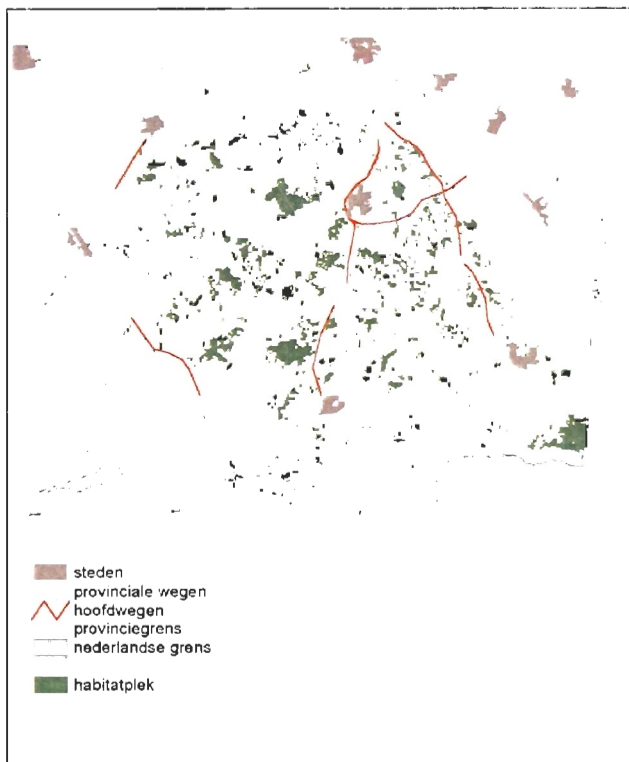


c Vaststellen van de habitatnetwerken op basis van afstand. Dikke lijnen geven één habitat netwerk weer.

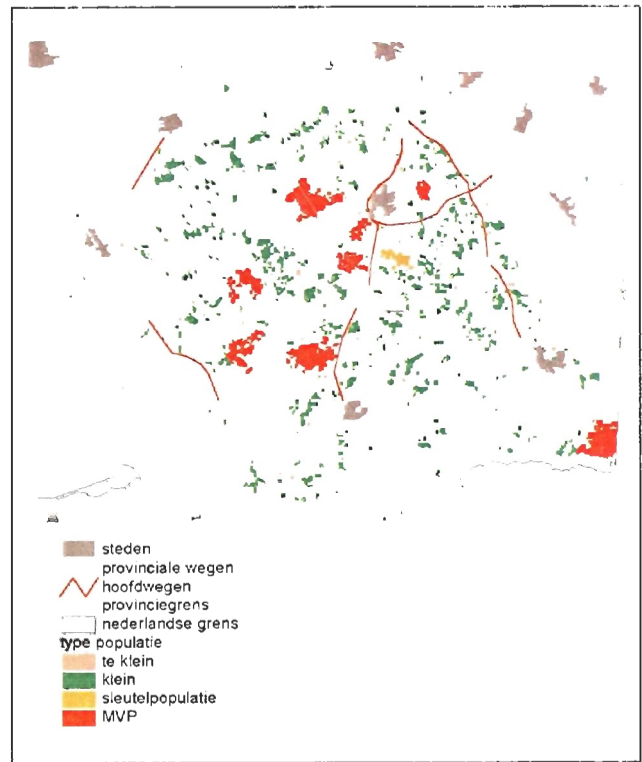


d Duurzaamheidsbepaling van de habitatnetwerken op basis van normen.

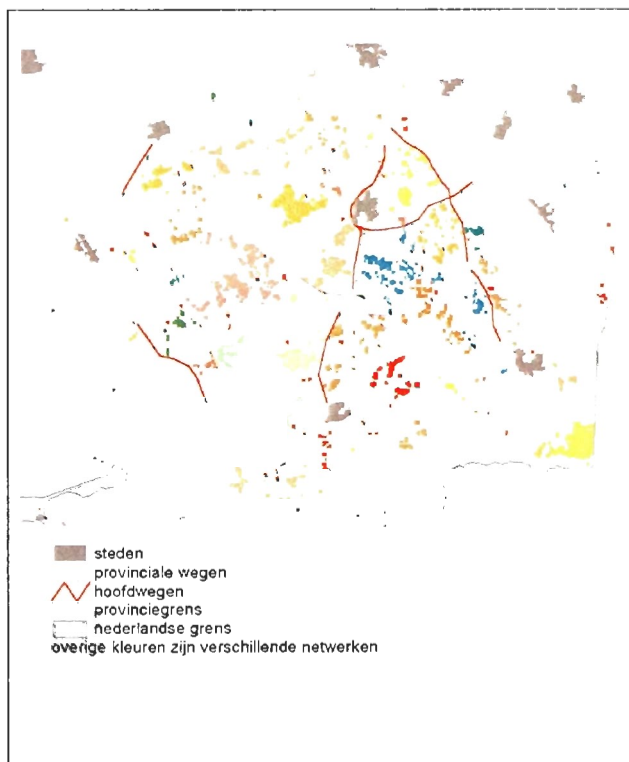
Fig. 2.1. Duurzaamheidsbepaling van habitatnetwerken in LARCH-classic.



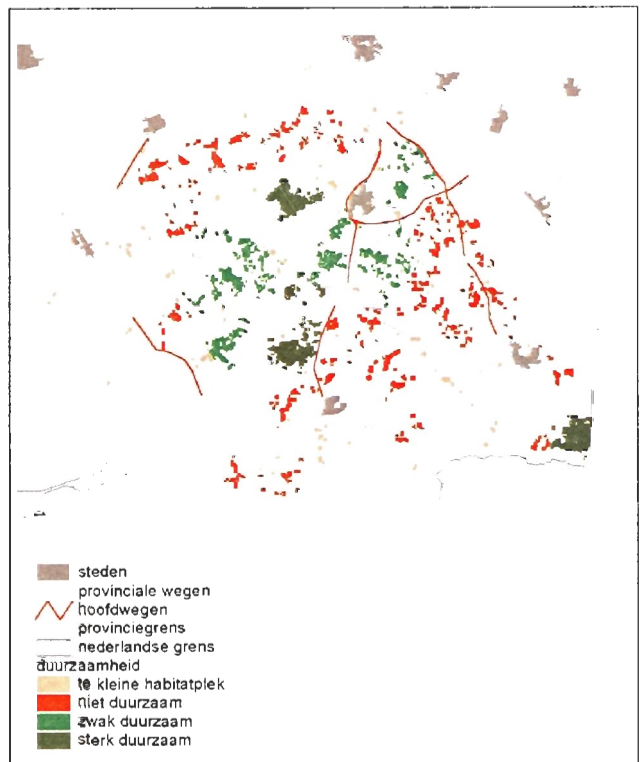
a De habitatkaart, een selectie uit een vegetatiekaart



b Het bepalen van de lokale populaties op basis van afstand en barrières (rood is beter dan groen).



c Vaststellen van de habitatnetwerken op basis van afstand en barrières.



d Duurzaamheidsbepaling van de habitatnetwerken op basis van normen (groen is beter dan rood).

Fig. 2.2. Duurzaamheidsbepaling van habitatnetwerken voor de adder in Drenthe, de kop van Overijssel en Oost-Friesland. In het voorbeeld zijn alleen de barrières aangegeven die de duurzaamheid beïnvloeden.

2.3 LARCH-SCAN

LARCH-SCAN (Spatial Cohesion Analysis of Nature) is een quick-scan methode om inzicht te krijgen in de ruimtelijke samenhang van het habitat van een soort. Het concept van LARCH-SCAN is gebaseerd op de uitwisseling van dieren tussen habitatplekken (Foppen & Chardon, 1998; Foppen et al., 1999). Er worden binnen LARCH-SCAN geen lokale populaties of habitatnetwerken gevormd. De mate waarin habitat samenhangt, is per soort verschillend en afhankelijk van een soortspecifieke uitwisselingscapaciteit. Deze uitwisselingscapaciteit is gebaseerd op dispersiecurves (Siefke 1984).

Aangezien de uitwisselingscapaciteit van LARCH-SCAN en de netwerkaafstand van LARCH-classic op dezelfde gegevens gebaseerd zijn en beide analyses als uitgangsmateriaal een habitatkaart van een soort hebben, zullen de ruimtelijke beelden uit beide analyses sterke overeenkomsten vertonen. In het uitgangsmateriaal wordt aangegeven in hoeverre het habitat geschikt is voor een soort. Optimaal habitat vertoont een grotere ruimtelijke samenhang dan marginaal habitat. Tevens zal een soort met een grote uitwisselingscapaciteit een grotere ruimtelijke samenhang vertonen dan een soort met een kleinere uitwisselingscapaciteit binnen hetzelfde habitat (figuren 2.3 en 2.4). De overeenkomst met LARCH-classic is dat de zandhagedis kleinere habitatnetwerken vormt dan de boomleeuwerik in hetzelfde landschap.

Het is met LARCH-SCAN mogelijk een inschatting te maken van de te verwachte uitwisseling in het tussenliggende landschap. Deze inschatting is gebaseerd op de aanwezige habitatplekken voor een soort en niet op (de inrichting van) het tussenliggende landschap en kan dan ook alleen gebruikt worden als indicatie. Wel mag aangenomen worden dat er veel uitwisseling is tussen de verschillende populaties in een gebied waar de ruimtelijke samenhang (erg) goed is.

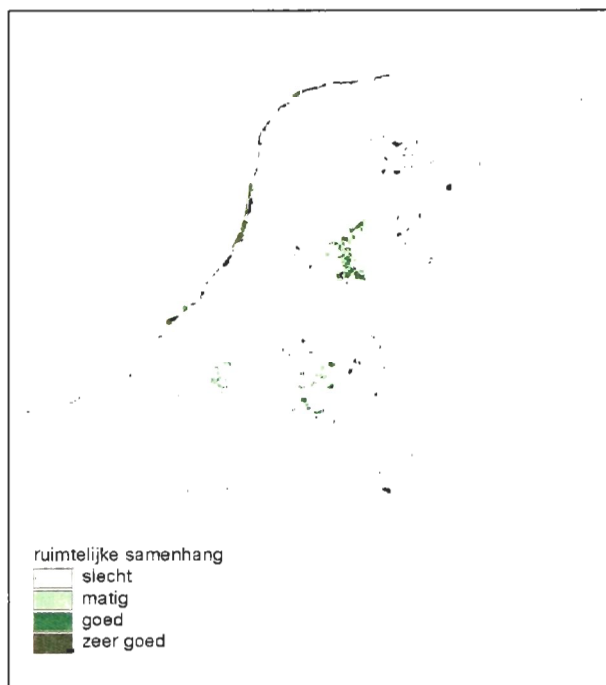


Fig. 2.3. Ruimtelijke samenhang van het van het habitat van een zandhagedis; kleine dispersiecapaciteit en last van barrières (hoofdwegen en provinciale wegen).

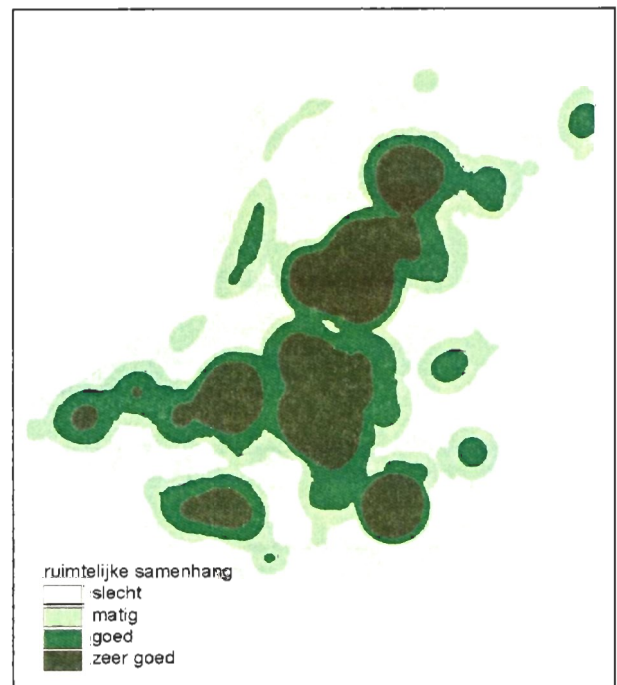


Fig. 2.4. Ruimtelijke samenhang habitat van een boomleeuwerik; grote dispersiecapaciteit en geen last van barrières.

2.4 LARCH-BEN

LARCH-BEN (Bottleneck Evaluation of Networks) is een combinatie van LARCH-classic en LARCH-SCAN. Met LARCH-BEN wordt een knelpuntanalyse uitgevoerd van de verschillende habitatnetwerken van een soort (Broekmeyer et al., in prep.). Knelpunten kunnen zowel binnen een habitatnetwerk liggen als betrekking hebben op een heel habitatnetwerk. Bij het eerste type knelpunt moet de oplossing gezocht worden bij verbindingen en/of uitbreidingen van het habitat binnen het netwerk zelf. Bij het tweede type knelpunt moet de oplossing gezocht worden bij aansluiting met andere habitatnetwerken en/of uitbreiding van het habitat voor de soort.

Met LARCH-BEN worden de resultaten van LARCH-classic verfijnd door ze te combineren met de resultaten van LARCH-SCAN. Eerst worden lokale populaties en habitatnetwerken gevormd en wordt de duurzaamheid bepaald (zie 2.2). De meeste grote habitatnetwerken zijn sterk duurzaam en de lokale populaties binnen deze habitatnetwerken zijn dan ook allemaal als sterk duurzaam geclassificeerd. Toch kunnen er zwakke schakels binnen een netwerk zijn. Dit zijn (kleine) habitatplekken die aan de rand van een netwerk liggen of temidden van andere kleine habitatplekken (zie figuur 2.5). Met LARCH-SCAN is het mogelijk deze habitatplekken te identificeren; ze hebben een lagere ruimtelijke samenhang dan de overige habitatplekken.

Afhankelijk van de vraag wordt aangegeven wat een knelpunt is. Hierbij worden de lokale populaties ingedeeld per combinatie van duurzaamheid (LARCH-classic) en ruimtelijke samenhang (LARCH-SCAN) (tabel 2.1). Figuur 2.6 geeft het resultaat weer van LARCH-BEN, waarbij gebruik gemaakt is van tabel 2.1 (Broekmeyer et al., in prep.).



Fig. 2.5. Schematische weergave van een habitatnetwerk. Lokale populaties met een slechte ruimtelijke samenhang zijn in het rood weergegeven.

Tabel 2.1 De classificering van knelpunten wordt bepaald aan de hand van de relatie tussen de waarde voor de duurzaamheid (LARCH-classic) en de ruimtelijke samenhang (LARCH-SCAN).

DUURZAAMHEID	BEREIKBAARHEID	
	Slecht tot matig	Goed
Niet duurzaam	1. Zeer slecht	2. Slecht
Zwak duurzaam	3. Vrij slecht	4. Vrij matig
Sterk duurzaam	5. Matig	6. Goed

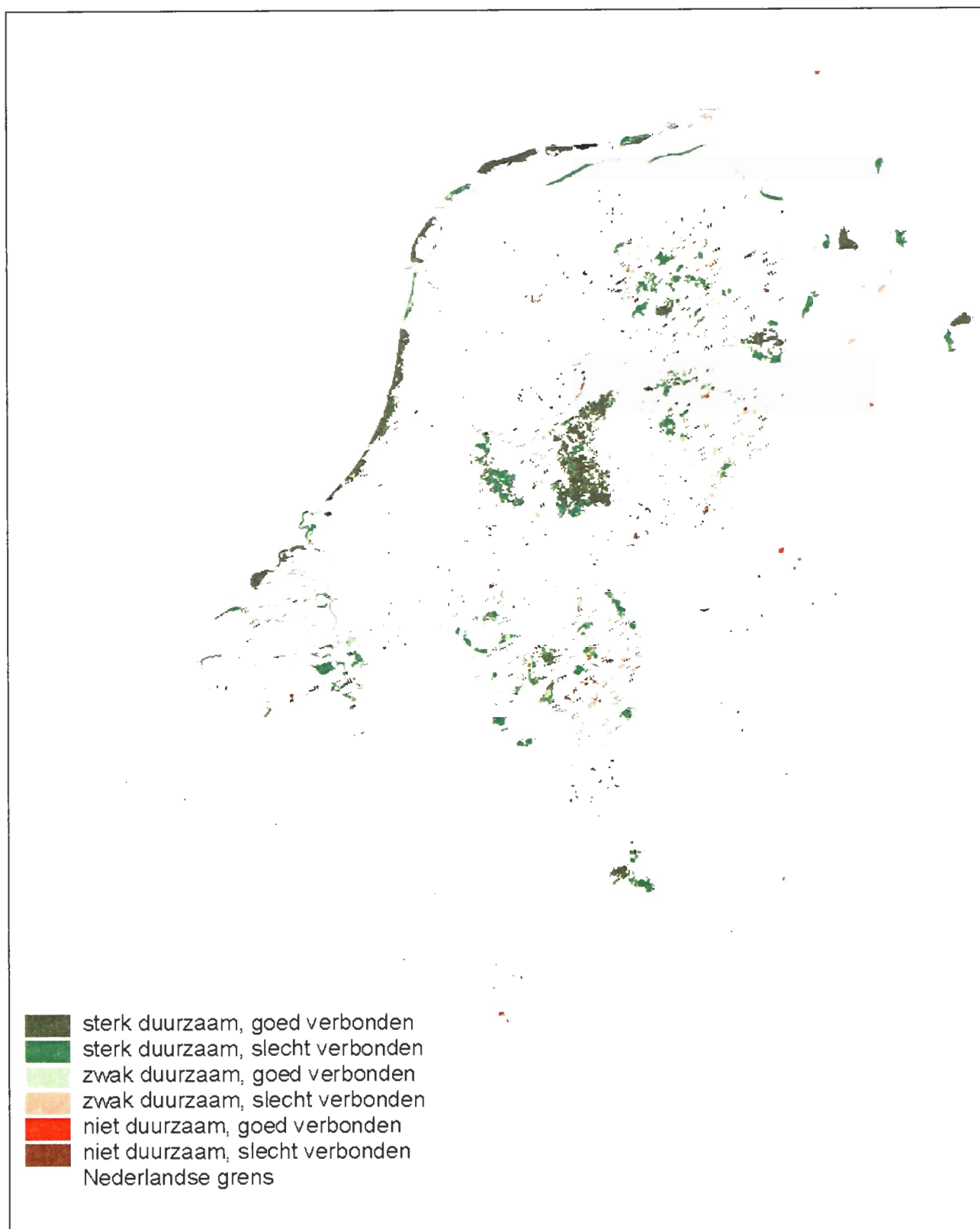


Fig. 2.6. Knelpuntanalyse van soorten indicatief voor het vegetatietype 'heide' in Nederland.

2.5 Technische kenmerken van LARCH

Het model is object-georiënteerd geprogrammeerd in C++ (Stroustrup 1998), en opgebouwd uit componenten die als bouwsteentjes op elkaar kunnen worden gestapeld om een bepaalde bewerking uit te voeren (figuur 2.7) (Jochem et al., in prep.). In- en uitvoer zijn GIS-bestanden. Invoer is ook soortenkennis die in een database is opgeslagen. De raster- of polygoonbestanden worden per soort met behulp van de LARCH-database bewerkt tot habitatkaarten met draagkrachten per habitatplek en tot netwerkkaarten. Met behulp van de LARCH-database worden vervolgens verschillende landschapsmaten berekend. Deze worden vergeleken met ruimtelijke normen voor die soort in de LARCH-database om te komen tot een uitspraak over de duurzaamheid van habitatnetwerken. De resultaten worden vervolgens vertaald in ruimtelijke beelden met behulp van automatische extensies in ArcView (ESRI 1996)

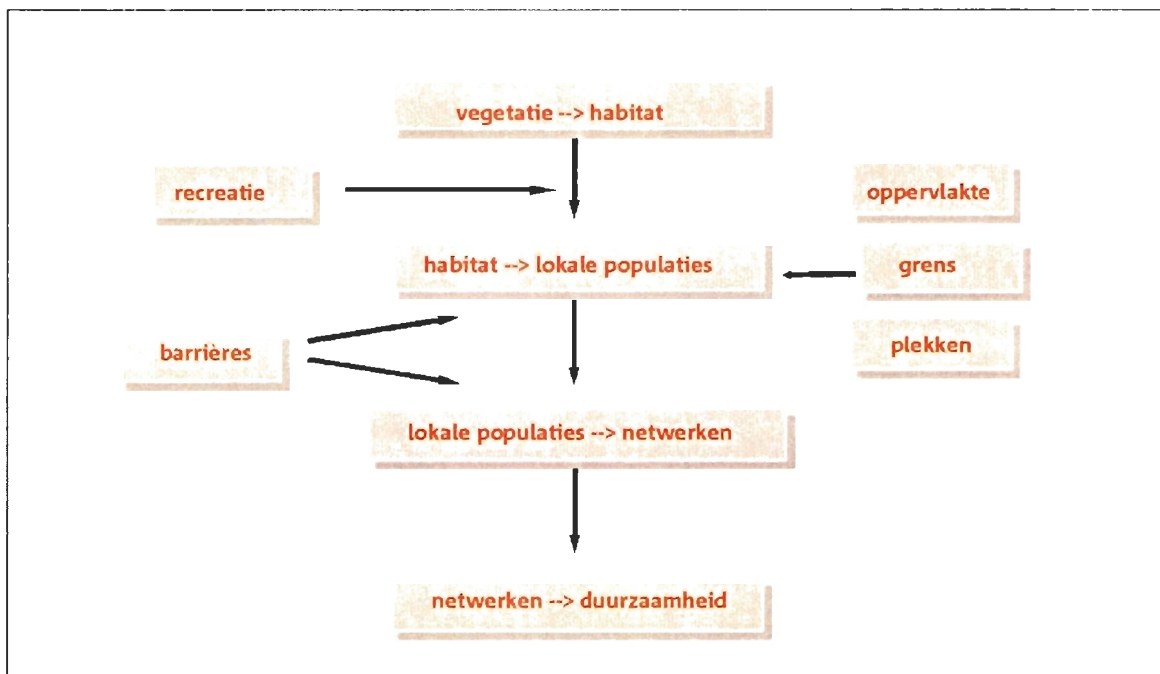


Fig. 2.7. Verschillende componenten van LARCH, samengevoegd tot LARCH-classic.

2.5.1 Benodigheden voor een LARCH-analyse

- een keuze van (indicator)soorten
- een GIS-kaart van zodanige resolutie en (raster- of poly)legenda dat voor de gekozen soorten habitatkaarten kunnen worden gegenereerd (bijv. 250 bij 250 meter begroeiingstypenkaart (Griffioen et al., in prep., Reijnen et al., in prep.). Tot 40.000 polygoon en 1.000.000 vertices is geen probleem.
- voor de soorten kaart moet de database gevuld zijn met parameters en normen. Voor een LARCH-SCAN analyse zijn minder parameters en normen nodig dan voor een duurzaamheidsanalyse.
- een PC voorzien van het Windows NT besturingssysteem. Het model is niet getest voor Win95 of 98. Een PentiumII met 300MHz en 128Mb geheugen is minimaal vereist. Bij grote kaarten is een grote opslagcapaciteit nodig (>5 Gb).
- het model is niet voorzien van een uitvoermodule voor de resultaten. Dit betekent dat voor LARCH duurzaamheid een GIS-pakket nodig is voor vectorkaarten, zoals ArcView of ArcExplorer, en voor LARCH-SCAN Spatial Analyst.

3 SELECTIE VAN INDICATORSOORTEN

Het landschap wordt "door de ogen van een diersoort" bekeken. Soorten verschillen echter in hun eisen aan een landschap. Per soort zal eenzelfde landschap andere resultaten opleveren. De soortenkeuze is dan ook een belangrijke stap in de analyse. De gekozen soorten gelden als indicator voor de groep waartoe ze behoren.

Om tot een evenwichtige beoordeling van het landschap (studiegebied) te komen is het van belang dat een soort vertegenwoordigd is bij alle combinaties van de criteria: landschapstypen, schaalniveau en functionele groepen (Foppen 1996, Buit et al. (b), 1998). Indien een combinatie, zoals een bosvogel die versnipperingsgevoelig is op lokaal schaalniveau, niet gemaakt kan worden, valt deze af. Tevens dient van alle soorten de benodigde kennis voorhanden te zijn. Het betreft hier gegevens over:

- eisen die aan leefgebied gesteld worden
- draagkrachten
- dispersie- en migratiegedrag
- beschikbare inputbestanden voor omgeving (zie 2.2.5)

3.1 Criteria

De volgende criteria worden gehanteerd bij de selectie van soorten (Foppen 1996):

- doelsoortlijsten en gevoeligheid voor versnippering
- onderscheid in landschapstypen
- schaalniveau
- functionele groepen

3.1.1 Doelsoortlijsten en gevoeligheid voor versnippering

Beide criteria worden als randvoorwaarde gebruikt. De geselecteerde soorten dienen én gevoelig voor versnippering te zijn én op één of meerdere lijsten voor te komen, zoals rode lijst NL.

3.1.2 Onderscheid in landschapstypen

Binnen de inputbestanden wordt een studiegebied in verschillende vegetatietypen of ecotopen verdeeld. Al naar gelang kan men een grove of fijne indeling hanteren. Wanneer er veel onderscheid wordt gemaakt in vegetatietypen is het verstandig deze samen te voegen. Deze samenvoeging kan men omschrijven als landschapstype of ecosysteemtype, zoals bos, grasland, moeras en heide.

3.1.3 Schaalniveau

Door een combinatie van oppervlakte-eisen en dispersievermogen zijn soorten te plaatsen in een bepaald schaalniveau. Een vaak gebruikte indeling is: lokaal, regionaal, nationaal en Europees (Foppen 1996). Hierbij moet rekening gehouden worden dat soorten, met een nationaal schaalniveau, weinig onderscheidende resultaten te zien geven voor kleine studiegebieden (Houweling et al., in prep.).

3.1.4 Functionele groepen

De kwaliteit en oppervlakte van habitatplekken en de configuratie (zie 1.4) van habitatplekken bepalen tezamen de duurzaamheid van een habitatnetwerk in een landschap. Soorten verschillen in hun eisen aan elk van deze drie kenmerken. Per soort zal hetzelfde landschap een andere duurzaamheid te zien geven. Soorten, die voor een groot deel dezelfde eisen stellen worden in eenzelfde functionele groep ingedeeld. Hierbij is het uitgangspunt de verschillende taxonomische groepen, de oppervlakte-eisen en de dispersiecapaciteit. Er wordt geen onderscheid gemaakt naar het landschapstype waar de soorten voorkomen. Meestal worden de volgende functionele groepen onderscheiden: grote, middelgrote en kleine vogels, grote, middelgrote, en kleine zoogdieren, amfibieën, reptielen, vlinders en overige insecten.

3.2 Stappenplan

Door een stappenplan te doorlopen wordt een tabel samengesteld van indicatorsoorten (Foppen 1996). Deze soorten representeren de groep waartoe ze behoren. Zo staat de otter voor de groep grote zoogdieren in moeras, waartoe ook de bever gerekend kan worden (tabel 3.1). De volgende stappen worden doorlopen:

- selectie soorten uit lijsten met doelsoorten
- plaats soorten in landschapstypen
- koppel soorten aan schaalniveau (lokaal, regionaal, nationaal of Europees)
- plaats soorten in functionele groepen
- geef aan of soort gevoelig is voor versnippering
- zijn gegevens over habitateisen beschikbaar
- zijn gegevens over dispersie, grootte sleutelpopulaties aanwezig

De laatste twee stappen zijn pragmatische stappen om te komen tot een goede selectie van indicatorsoorten. Indien de gegevens niet voorhanden zijn, kan de soort niet geanalyseerd worden en kan beter een andere soort geselecteerd worden.

3.3 Soortprofielen

Per indicatorsoort kan een soortprofiel opgesteld worden, waarin een onderbouwing en verantwoording plaatsvindt van de gekozen parameterwaarden, bijvoorbeeld door middel van literatuurverwijzingen. Het betreft beschrijvingen van de soort inclusief de voor LARCH relevante populatiedynamische gegevens, zoals de maximale afstand tussen habitatplekken om tot een lokale populatie te worden gerekend, de maximale afstand tussen lokale populaties om tot een netwerk te worden gerekend, het aantal reproductieve eenheden (RE) per 100 ha, en het minimum aantal RE dat nodig is om een sleutelpopulatie te kunnen vormen. Per aspect wordt een standaard-, minimum en maximumwaarde in het soortprofiel opgenomen.

3.4 Voorbeeld van selectie van indicatorsoorten

Tabel 3.1 geeft een voorbeeld van een selectie van indicatorsoorten (Pouwels & Grift van der, in prep.). De meeste soorten komen voor op een doelsoortenlijst en allen zijn gevoelig voor versnippering. Binnen de tabel is het schaalniveau en de functionele groepen samengevoegd.

De onderscheiden typen landschap zijn:

- bosgebied
- moerasgebied
- heidelandschap
- agrarisch cultuurlandschap (met extensief beheerde elementen)

De volgende (schaalniveaus en) functionele groepen zijn onderscheiden:

- kleine zoogdieren
- grote zoogdieren
- reptielen
- amfibieën
- dagvlinders

De zoogdieren zijn onderverdeeld in groot en klein, omdat aan elk van deze twee categorieën eigen normen zijn toegekend. Grote dieren gedragen zich anders in het landschap dan kleine. Vooral de schaal van bewegingen is verschillend, maar ook de overlevingskansen van kleine populaties.

Tabel 3.1 Indicatorsoorten (Pouwels & Grift van der, in prep.).

soortengroep ecosysteem landschap	zoogdieren, klein	zoogdieren, groot	reptielen	amfibieën	dagvlinders
heide		edelhert	Adder zandhagedis	heikikker	kommavlinder
bos	eekhoorn +	edelhert boommarter	hazelworm		kleine ijsvogelvlinder
moeras	waterspitsmuis noordse woelmuis	otter	ringslang		zilveren maan
cultuurlandschap	egel + hamster ondergrondse woelmuis +	das	ringslang	boomkikker kamsalamander	bruin blauwtje bont dikkopje

+ komt niet voor op officiële lijsten: habitatrichtlijn, rode lijst NL enz.

LITERATUUR

Apeldoorn, R.C. van & 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.

Andrewartha, H.G. & L.C. Birch (eds.). 1984.

The ecological web: more on the distribution and abundance of animals. University of Chicago Press, Chicago, Illinois.

Bergers, P.J.M. & P.F.M. Opdam. 1996.

Versnippering en populaties: een verklarende woordenlijst. IBN-rapport 229. IBN-DLO, Wageningen.

Broekmeyer, M., H. Meeuwsen, R. Pouwels & R. Reijnen. in prep.

VIJNO fase 1. Indicator natuur: ruimtelijke samenhang. Achtergronddocument voor GROENE RUIMTE. ALTERRA, Wageningen.

Buit, A.M.C.F., H. Bussink, J. Dirksen, R.P.H. Snep & N. Geilen. 1998 (a).

Delta-Econet, Ecologische netwerkstudie van het benedenrivierengebied. Alterra / RIZA, Wageningen / Arnhem.

Buit, A.M.C.F., H. Bussink & R.P.B. Foppen. 1998 (b).

Keuze van gidssoorten voor ecologische netwerkstudies rivier(traject)en. Intern IBN-rapport. IBN-DLO, Wageningen.

ESRI. 1996.

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

Foppen, R. 1996.

Netwerkevaluatie in riviersystemen: Criteria voor keuze van doelsoorten en bepaling van de beoordelingsgraadmeters. Een uitwerking voor het Zandmaasgebied. Werkdocument maas961. IBN-DLO, Wageningen.

Foppen, R.P.B. & N. Geilen. 1997.

LARCH-Rivier, Methode voor het evalueren van ecologische netwerken in het rivierengebied. Alterra / RIZA, Wageningen / Arnhem.

Foppen, R.P.B. & J.P. Chardon. 1998.

LARCH-EUROPE a model to assess the biodiversity potential in fragmented European ecosystems. IBN-rapport nr. 98/4. IBN-DLO, Wageningen.

Foppen R., J. Graveland, M. de Jong & A. Beintema. 1998.

Naar levensvatbare populaties moerasvogels; achtergrond document voor 'Beschermingsplan Moerasvogels' van Vogelbescherming Nederland. IBN-rapport nr. 393. IBN-DLO, Wageningen.

Foppen, R., N. Geilen & T. van der Sluis. 1999.

Towards a coherent habitat network for the Rhine. Presentation of a method for the evaluation of functional river corridors. IBN-research report 99/1. IBN-DLO / RIZA, Wageningen.

Groot Bruinderink, G.W.T.A., D.R. Lammertsma & R. Pouwels. In prep.

De geschiktheid van natuurgebieden in Noord-Brabant en Limburg als leefgebied voor edelhert en wild zwijn. Alterra-rapport. Alterra, Wageningen.

Griffioen A.J., H.A.M. Meeuwsen & S.A.M. van Rooij. In prep.

Aanzet basisdataset voor kerninstrumentarium Natuurplanbureau; afleiding begroeiingstypenkaart voor LARCH. Alterra-rapport. Alterra, Wageningen.

Hanski, I., A. Moilanen & 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.
- Houweling, H., M.J.W. Jansen, J.T.R. Kalkhoven, R. Pouwels. In prep.**
LARCH-Rivier: Gevoeligheidsanalyse op basis van de studie DELTA-ECONET. ALTERRA / RIZA, Wageningen / Arnhem.
- Jochem, R., B. Koolstra & P. Chardon. in prep.**
LARCH: an ecological application of GIS in river studies. In: Leuven, R.S.E.W., I. Poudevigne & C. Westwood (eds.). *Application of Geographic Information Systems and Remote Sensing in river studies.* in prep.
- Levins, R. 1970.**
Extinction. In: M. Gerstenhaber (ed.). *Some mathematical problems in biology.* American Mathematical Society, Providence: 77-107.
- Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij. 1990.**
Natuurbeleidsplan; regeringsbeslissing. Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, Den Haag Offset bv.
- Odum, E.P. (ed.). 1971.**
Fundamentals of ecology; Saunders, Philadelphia.
- Opdam, P. & R. Hengeveld. 1990.**
Versnippering van landschappen: effecten op plante- en dierpopulaties. RIN-rapport, Leersum.
- Opdam, P.F.M., J. Verboom & R. Reijnen. In prep.**
Landscape cohesion assessment: an approach to assess the spatial quality of landscapes for biodiversity.
- Otchagov, D.M., R. Reijnen, R.O. Butovsky, G.M. Aleshenko & G.S. Eremkin. 1999.**
Ecological networks and biodiversity in central Russia; a case study for peat bogs in Petushinski subregion. IBN-research report nr. 99/2. IBN-DLO, Wageningen.
- Pouwels, R. & R. Jochem & H.A.M. Meeuwssen. 1999.**
Broed- / foerageergebieden binnen LARCH-rivier. Intern ALTERRA-rapport. ALTERRA, Wageningen.
- Pouwels, R. & E.A. van der Grift. in prep.**
Een voorstudie naar de inbreng van natuurmaatregelen in de planvorming en uitvoering van wegenprojecten. ALTERRA, Wageningen.
- Reijen R. & B. Koolstra. 1998.**
Evaluatie van de ecologische verbindingzones in de provincie Gelderland. IBN-rapport nr. 372. IBN-DLO, Wageningen.
- Reijnen, R., R. Jochem, M. de Jong & M. de Heer. In prep.**
LARCH Vogels Nationaal; Een expertsysteem voor het beoordelen van de ruimtelijke samenhang en de duurzaamheid van broedvogelpopulaties in Nederland. IBN-rapport. Wageningen.
- RIVM, IKC Natuurbeheer, IBN-DLO & SC-DLO. 1997.**
Natuurverkenning 97. Samsom H.D. Tjeenk Willink bv, Alphen aan den Rijn.
- RIVM, IBN-DLO, LEI-DLO & SC-DLO. 1998.**
Natuurbalans 1998. Samsom H.D. Tjeenk Willink bv, Alphen aan den Rijn.
- RIVM, IBN-DLO, LEI-DLO & SC-DLO. 1999.**
Natuurbalans 1999. Samsom H.D. Tjeenk Willink bv, Alphen aan den Rijn.
- SC-DLO, IBN-DLO & IKC Natuurbeheer. 1999.**
Schetsboek: Nederland vanuit drie invalshoeken, biodiversiteit, mensen-wensen en kenmerkendheid-identiteit. Drukkerij Van Eck & Oosterink, Kesteren.
- Schaffer, M.L. 1981.**
Minimum population sizes for species conservation. *Bioscience* 31: 131-134.
- Schaffer, M.L. 1983.**
Determining minimum viable population sizes for the grizzly bear. *Int. Conf. Bear Management* 5: 133-139.
- Schaffer, 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.
- Siefke, A. 1984.**
Zur Dismigration der Vögel als popularem Phänomen I. Ein heuristisches Modell der Ansiedlerstreuung. *Zool. Jb. Syst.* 111: 307-319.
- Soulé, M. (ed.). 1987.**
Viable populations for conservation. Cambridge University Press, Cambridge.
- Stroustrup, B. 1998.**
The C++ programming language. Addison-Wesley. ISBN 0-201-88954-4.

Verboom, J., P.C. Luttikhuizen & 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., P.F.M. Opdam, R. Foppen & P.C. Luttikhuizen. In prep.

Setting standards for sustainable habitat networks for vertebrate populations: the key patch approach. Submitted for Biological Conservation.

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, C.J.F. Ter Braak, P. Bergers & R.C. van Apeldoorn.

In prep. Towards ecologically scaled landscape indices. Submitted to American Naturalist.

Wilcox, B.A. & 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.

Wit, A.J.W. de, Th.G.C. van der Heijden & H.A.M. Thunnissen. 1999.

Vervaardiging en nauwkeurigheid van het LGN3-grondgebruiksbestand. SC-rapport 663. SC-DLO, Wageningen.

BIJLAGEN

BIJLAGE 1. BEGRIPPENLIJST (zie ook Bergers & Opdam, 1996)

Barrière

Element dat de dispersiestroom relatief sterk of volledig blokkeert.

Deze term is sterk soortsgelaten: 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.

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.

Duurzaam / levensvatbaar

Een habitatnetwerk is duurzaam als de overlevingskans groter is dan 95% in 100 jaar; met behulp van diverse normen wordt de duurzaamheid berekend; een habitatnetwerk 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.

Duurzame 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 duurzame populatie, een eiland-vasteland situatie of een 'patchy population' onderscheidt. Alle habitatplekken kunnen een reproducerende populatie herbergen. Geen enkele lokale populatie is groot genoeg om potentieel een duurzame 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 habitatplekken nodig. Dit aantal habitatplekken wordt MASH (Minimum Area of Suitable Habitat) genoemd.

Duurzame 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).

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 habitatuimte. 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.

Habitatplek, 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).

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.

Habitatnetwerk

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 habitatnetwerk 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 habitatnetwerk 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 metapopulatiedynamiek in een verdeelde populatie is met name het gevolg van bewegingen van individuen en in mindere mate van geboorte en sterfte van individuen.

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 uitwaaien 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

zie habitatplek

Levensvatbaar

zie duurzaam

Lokale populatie

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

Deze definitie is gebaseerd op Andrewartha & Birch (1984). Wanneer een lokale populatie deel uitmaakt van een metapopulatie, dan gebruik men bij voorkeur lokale populatie. Wanneer de uitwisseling tussen een (kleine) populatie met de naburige populatie(s) niet of nauwelijks (minder dan één individu per generatie) plaatsvindt, dan gebruik men geïsoleerde populatie.

Metapopulatie

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

Netwerkpulatie

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)

Lokale populatie van een zodanige omvang dat de kans op lokale extinctie relatief klein is, en er netto een dispersiestroom is in de richting van de overige delen van het habitatnetwerk.

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 (naar 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 and 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 continu en versnipperd landschap. Men kan ook spreken van de weerstand van een afzonderlijk element, eveneens in vergelijking tot continu habitat. Het is mogelijk dat buiten het habitat de dispersie over grotere afstanden plaatsvindt, doordat individuen daar sneller bewegen.

BIJLAGE 2. OPPERVLAKTESOORTEN

De input van LARCH is een kaart met verschillende vegetatietypen, begroeiingstypen (bijv. bos) of landgebruiksvormen (bijv. oude stadswijk). Niet alle vegetatietypen zijn geschikt als leefgebied. Voor oppervlaktesoorten geldt dat indien één van de geschikte vegetatietypen in voldoende mate aanwezig is, de soort een geschikt leefgebied heeft. De mate waarin een vegetatietype geschikt is als leefgebied, wordt uitgedrukt in de draagkracht van een soort voor het betreffende vegetatietype (zie 2.2.1); sommige vegetatietypen hebben een grote draagkracht en andere hebben een lage draagkracht (tabel 1). De draagkracht van een gebied wordt bepaald door het oppervlak van een gebied te vermenigvuldigen met de draagkracht voor het vegetatietype in dit gebied. De meeste soorten in LARCH behoren tot oppervlaktesoorten.

Tabel 1. Draagkrachtgegevens per vegetatietype voor een fictieve soort.

<i>vegetatietype</i>	<i>draagkracht (RE per 100 ha)</i>
<i>droge heide (vergrast)</i>	12
<i>droge heide (niet vergrast)</i>	25
<i>natte heide (niet vergrast)</i>	20
<i>natte duinvalleien</i>	18
<i>duinstruweel</i>	16

BIJLAGE 3. PLEKKENSOORTEN

Voor enkele soorten, zoals vlinders en sprinkhanen, heeft de methode van oppervlakte-soorten tekortkomingen. Het gaat met name om soorten die grote fluctuaties kennen in aantallen. Externe factoren als weer hebben op deze soorten een grotere invloed op de uitsterfkans dan het oppervlakte van een gebied. De kans dat grote populaties uitsterven is niet veel kleiner dan de kans dat kleine populaties uitsterven. Doordat een netwerk meerdere lokale populaties bevat, kan het risico gespreid worden dat al deze lokale populaties tegelijkertijd uitsterven. Veel kleine populaties zullen samen eerder levensvatbaar zijn dan één grote populatie geïsoleerd. Voor deze soorten is het concept plekkensoort geïntroduceerd.

Voor plekkensoorten is het belangrijk dat een vegetatietype aanwezig is. De grootte van het gebied is minder belangrijk; natuurlijk is een minimale grootte nodig. Gebieden met een geschikt vegetatietype zullen als één plek beschouwd worden. Zeer grote gebieden worden als 2, 3 of meer plekken beschouwd, omdat deze grote gebieden een bepaalde mate van heterogeniteit hebben. Dit wordt gedaan met een 10% regel ten opzichte van de minimale grootte. Voor een soort die minimaal 1 hectare geschikt vegetatie nodig heeft om één populatie (en dus één plek) te vormen, heeft minimaal 10 hectare nodig om als twee plekken en minimaal 20 hectare om als drie plekken beschouwd te worden.

BIJLAGE 4. BROED- / FOERAGEERSOORTEN

Een aantal soorten die met LARCH worden doorgerekend, onderhoudt vanuit hun broedhabitat relaties met daarvan gescheiden habitat dat voor de soort een andere functie vervult. Een voorbeeld hiervan is het verschil tussen broedgebieden en foerageergebieden. Bij de bepaling van de levensvatbaarheid van een soort dient dit onderscheid in functies meegenomen te worden. Beide habitats moeten aanwezig zijn.

Broed-/foerageersoorten maken gebruik van de buffer- en overlay-procedure (Pouwels et al., 1999). Alle broedgebieden worden gebufferd met een foerageerafstand. Vervolgens wordt de overlay-procedure aangesproken, waarbij de overlap tussen de polygonen met het kenmerk '(gebufferd) broedgebied' en 'foerageergebied' bepaald wordt (figuur 1 en tabel 1). De draagkrachten van de nieuwe foerageergebieden worden toegekend aan de broedgebieden welke aanspraak maken op dit deel. Indien meerdere broedgebieden aanspraak maken op één foerageergebied zal de verdeling van de draagkracht naar rato zijn van de draagkracht van de broedgebieden.

Per broedgebied wordt de toegekende foerageerdraagkracht gesommeerd. Vervolgens wordt per broedgebied bepaald of de toebedeelde foerageerdraagkracht, of de broed-draagkracht beperkend is. De laagste waarde van de twee wordt de uiteindelijke draagkracht van het broedgebied.

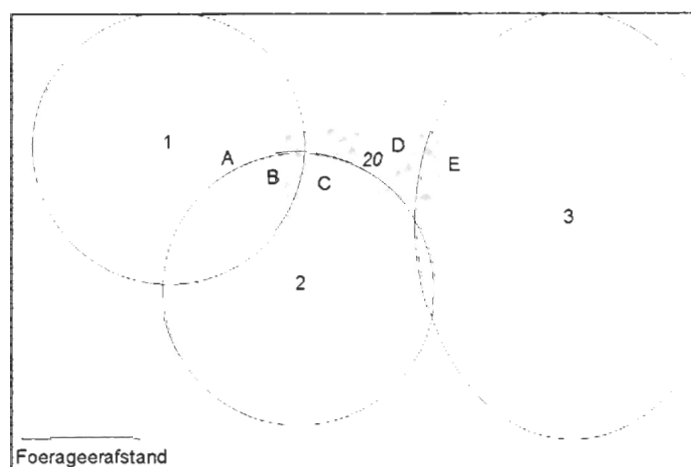


Fig. 1. Voorbeeld van het opknippen van foerageergebied (blauw, met een draagkracht van 20 RE's) door meerdere broedgebieden (bruin, 1 t/m 3). In tabel 1 wordt weergegeven wat de kenmerken van de nieuwe polygonen (A t/m E) zijn.

Tabel 1. Kenmerken van de nieuwe polygonen na gebruik van een buffer- en overlayprocedure (zie figuur 1). Het volgende foerageergebied dat opgedeeld wordt, wordt verder genummerd (F, G enz.)

Polygoon	Draagkracht (RE's)	Overlap met broedgebied (nr's)
A	2	1
B	2.5	1, 2
C	3.5	2
D	6	
E	6	3

BIJLAGE 5. GRENSLENGTESOORTEN

Voor enkele soorten bestaat een geschikt leefgebied niet uit één geschikt vegetatietype, maar zullen meerdere vegetatietypen binnen hetzelfde landschap aanwezig dienen te zijn. Voor grenslengtesoorten is het daarbij zelfs van belang dat deze vegetatietypen aan elkaar grenzen. Een voorbeeld is de bever, die leeft op de grens van bos en water. De draagkracht van een bever kan beter worden bepaald door de lengte van de grens tussen bos en water te bepalen dan door het oppervlak van bos en / of water te bepalen (zoals bij oppervlaktesoorten). Voor grenslengtesoorten wordt aangegeven welke vegetatietypen zich aan de ene kant van de grens kunnen bevinden en welke vegetatietypen aan de andere kant. Elke combinatie van deze vegetatietypen is geschikt als leefgebied.

Met behulp van het concept van broed- / foerageersoorten (bijlage 4), kunnen ook grenslengtesoorten meegenomen worden in de analyses. Door een korte foerageerstand (1 meter) te nemen wordt een kleine buffer om een van de twee vegetatietypen gelegd. De hoeveelheid habitat van het tweede vegetatietype die zich binnen deze buffer bevindt, kan beschouwd worden als zijnde aangrenzend. Elke meter dat het ene vegetatietype grenst aan het ander levert zodoende 1 vierkante meter nieuw habitat op. Deze hoeveelheid is rechtevenredig met de grenslengte (Pouwels et al., 1999).

BIJLAGE 6. KOLONIESOORTEN

Veel soorten leven in kolonies (enkele voorbeelden binnen LARCH zijn te vinden in Foppen et al. 1998). Bij deze soorten zullen op een (relatief) klein oppervlak veel reproductieve eenheden broeden. De broedgebieden moeten echter vaak aan speciale eisen voldoen (omgeven door water, tegen landroofdieren als vossen). Welke eisen uniform zijn voor in kolonies broedende soorten moet uitgezocht worden en dit zal in een aparte module moeten worden ingebracht. Alle koloniesoorten zijn soorten die elders foerageren. Een module voor deze soorten, zonder een module broed- / foerageergebieden, is zinloos. Het is misschien mogelijk de koloniesoorten onder te brengen als zijnde broed-/foerageersoorten. Dit is afhankelijk van de eisen die in kolonies broedende soorten stellen aan hun broedhabitat. Soorten welke weinig specifieke eisen stellen, behalve aanwezigheid geschikt broedhabitat, kunnen reeds als broed-/foerageersoorten geanalyseerd worden (Pouwels et al., 1999).

BIJLAGE 7. NAUWKEURIGHEID RESULTATEN ALS GEVOLG VAN INVOERKAARTEN

De meest gebruikte invoerbestanden van LARCH, de begroeiingstypenkaart (BGT-kaart), is een gridbestand met een eenheid van 250 bij 250 meter (= 6.3 hectare) (Griffioen et al. in prep., Reijnen et al., in prep.). In dit bestand is voor elke gridcel aangegeven wat de bedekking van een bepaald vegetatietype is tot op 0.1 hectare nauwkeurigheid. Het voordeel van de BGT-kaart is dat er veel onderscheid wordt gemaakt in typen vegetaties. Hier kunnen de kwaliteit en maximale dichtheden voor een gebied voor de verschillende soorten beter worden bepaald. Waar dit type zich bevindt binnen deze 6.3 hectare is niet aangegeven.

Het is mogelijk de gridbestanden te verfijnen. Hierbij kan gebruik gemaakt worden van het LGN-bestand (LandGebruik Nederland), een grid-bestand met als eenheid 25 bij 25 meter (de Wit et al., 1999). Het nadeel van deze kaart is dat er weinig onderscheid wordt gemaakt in verschillende typen vegetaties. Door de LGN-bestanden te combineren met de BGT-kaarten is het mogelijk om binnen de 6.3 hectare aan te geven waar de verschillende begroeiingstypen liggen. De input die zo ontstaat zal hoogst waarschijnlijk te fijn worden voor LARCH om voor heel Nederland door te kunnen rekenen (capaciteitsproblemen). De gedetailleerde kaart zal alleen als focus dienen voor het gebied waar een ingreep plaatsvindt. In figuur 1a-b wordt dit schematisch weergegeven. De linkerfiguur geeft het gridbestand weer met cellen van 250 bij 250 meter. De rechterfiguur geeft het gridbestand weer met een combinatie van gridcellen van 250 bij 250 meter en gridcellen van 25 bij 25 meter. Het gebied waar gridcellen van 25 bij 25 meter liggen is een focus op het gebied waar een ingreep plaatsvindt. Door alleen te focussen op het gebied waar een ingreep plaatsvindt, zal de grootte van het invoerbestand LARCH geen problemen opleveren.

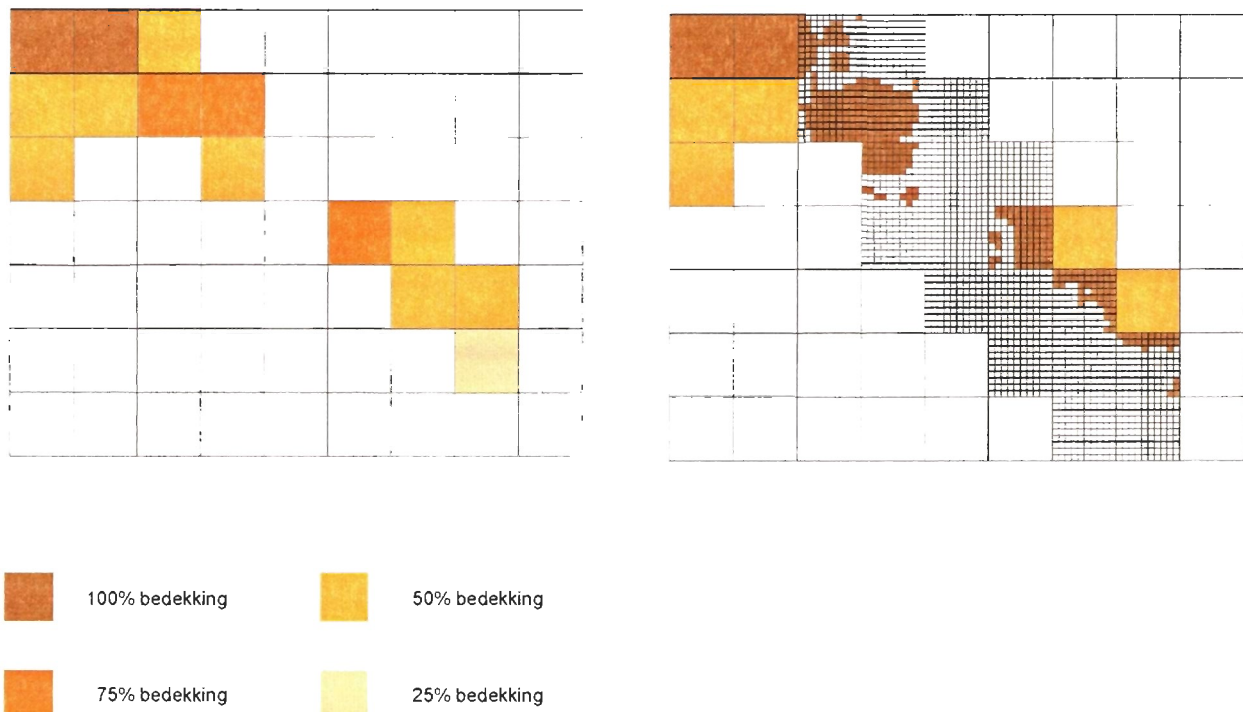


Fig. 1a-b. Schematische weergave van het gebruik van verfijnde vegetatiekaarten tijdens de analyses van één vegetatietype in de BGT-kaart. De linkerfiguur geeft het gridbestand weer met cellen van 250 bij 250. De rechterfiguur geeft het gridbestand weer met een combinatie van gridcellen van 250 bij 250 meter en gridcellen van 25 bij 25 meter.

