



ALTERRA



Ministerie van Verkeer en Waterstaat
Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat
Dienst Weg- en Waterbouwkunde

Een vooronderzoek naar de inbreng van natuurmaatregelen in de planvorming en uitvoering van wegenprojecten (LARCH-SNIP/MAAT)

R. Pouwels & E.A. van der Grift



Alterra-rapport 073, ISSN 1566-7197



Een vooronderzoek naar de inbreng van natuurmaatregelen in de planvorming en uitvoering van wegenprojecten (LARCH-SNIP/MAAT)

Inhoud

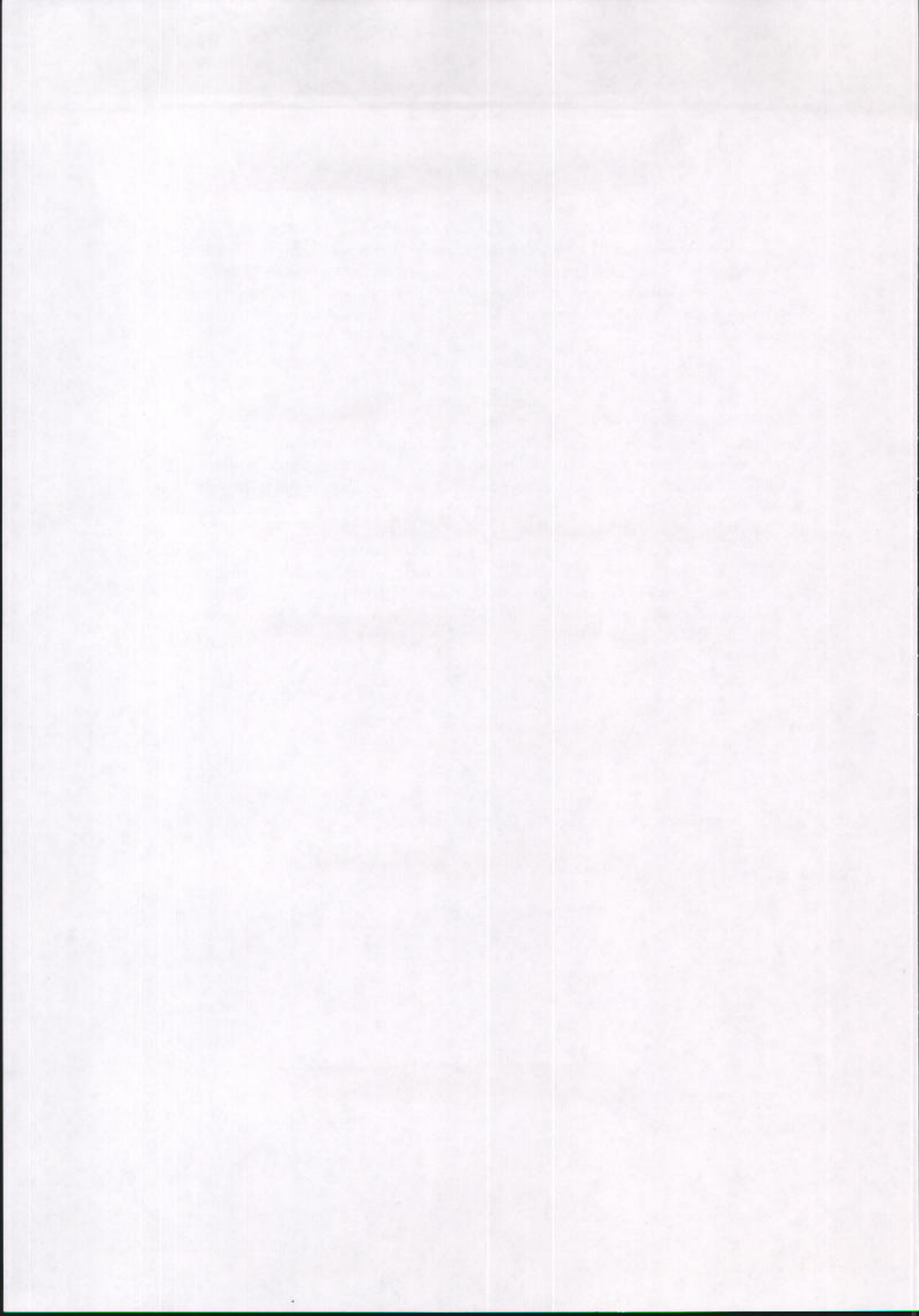
Woord vooraf	7
Samenvatting	9
1 Inleiding	11
1.1 Aanleiding	11
1.2 Probleemstelling	11
1.3 Doel onderzoek	12
1.4 Opzet van de studie	13
1.5 Leeswijzer	14
2 Beleidskader	17
2.1 Natuurcompensatie	17
2.1.1 Natuurschade	17
2.1.2 Compensatiebeginsel	17
2.1.3 Toepassing compensatiebeginsel	18
2.1.4 Compensatieplichtige gebieden	19
2.2 Meerjarenprogramma Infrastructuur en Transport	19
2.3 Tracéwet	20
2.4 Procedure natuurcompensatie	22
2.5 Toepassing in LARCH-SNIP/MAAT	23
3 Theoretisch kader	25
3.1 Metapopulaties	25
3.2 Duurzaamheid als graadmeter	25
3.3 Ruimtelijk patroon van leefgebieden	26
4 LARCH	27
4.1 Model in hoofdlijnen	27
4.2 LARCH-CLASSIC	27
4.2.1 Bepaling leefgebieden van soorten (figuur 4.1a en figuur 4.2a)	28
4.2.2 Bepaling van (type) lokale populaties (figuur 4.1b en figuur 4.2b)	28
4.2.3 Bepaling van habitatnetwerken (figuur 4.1c en figuur 4.2c)	29
4.2.4 Duurzaamheidsbepaling van habitatnetwerken (figuur 4.1d en figuur 4.2d)	29
4.2.5 Omgeving van studiegebied en barrières	29
4.3 LARCH-SCAN	32
5 LARCH-SNIP/MAAT	33
5.1 Uitgangspunten	33
5.2 Verkenningen- / Startnotitie-fase	33
5.3 Trajectnota-fase	34
5.4 (Ontwerp-)Tracébesluit-fase	34

5.5	Uitvoerings-fase	35
5.6	Beheer- en onderhouds-fase	35
5.7	Kanttelingen bij de voorgestelde methode	35
5.7.1	Compensatieplichtige gebieden	35
5.7.2	Unieke ecosystemen	36
5.7.3	Koppeling van bestanden met weggegevens	36
6	Indicatorsoorten	39
6.1	Inleiding	39
6.2	Soortkeuze	39
6.3	Soortprofielen	40
7	Beslisboom	43
7.1	Stap 1: aantasting sleutelgebieden of MVP's	44
7.2	Stap 2: achteruitgang opheffen door mitigatie en compensatie	44
7.2.1	Stap 2a: bepaling aantal mitigerende maatregelen	44
7.2.2	Stap 2b: bepaling plaats van mitigerende maatregelen	45
7.2.3	Stap 2c: bepaling van hoeveelheid compensatie	45
7.2.4	Stap 2d: bepaling plaats van compensatiegebieden	46
7.3	Stap 3: achteruitgang opheffen door compensatie alleen	47
7.3.1	Stap 3a: bepaling van hoeveelheid compensatie	47
7.3.2	Stap 3b: bepaling plaats van compensatiegebieden	47
7.4	Stap 4: bepaling beste optie	47
7.5	Stap 5: samenvoegen van mitigatie	47
7.6	Stap 6: samenvoegen van compensatie	47
8	Aanbevelingen	49
8.1	Inleiding	49
8.2	Aanbevelingen voor fase 2	49
8.3	Aanbevelingen voor fase 3	50
8.4	Aanbevelingen voor fase 4	51
	Literatuurlijst	55
	Bijlagen	
1	Begrippenlijst	59
2	Technische kenmerken van LARCH	65

Woord vooraf

Het project LARCH-SNIP/MAAT is uitgevoerd in opdracht van de Dienst Weg- en Waterbouwkunde van Rijkswaterstaat. Dit rapport heeft betrekking op de eerste fase van het project. Het doel van deze fase is te komen tot een generieke methode die de versnipperingseffecten van hoofdwegen op dierpopulaties beschrijft. Hierbij is voortgebouwd op (soort)kennis, methoden en modellen die binnen ALTERRA zijn ontwikkeld.

De coördinatie en begeleiding van het project vanuit Rijkswaterstaat was in handen van Ruud Cuperus. Een belangrijke bijdrage is vanuit de Dienst Weg- en Waterbouwkunde tevens geleverd door Hans Bekker, vooral bij de probleemformulering en de initiatie van het project. Daarnaast is regelmatig overleg geweest met een klankbordgroep, waarin de volgende personen zitting hadden: Inez 't Hart (Rijkswaterstaat Directie Utrecht), Sergé Bogaerts (Rijkswaterstaat Directie Oost-Nederland), Ron Braat (Rijkswaterstaat Directie Limburg), Tijs van Menen (Rijkswaterstaat Meetkundige Dienst), Rita Kuijsters (NS Railinfrabeheer), Geesje Veenbaas (Rijkswaterstaat Dienst Weg- en Waterbouwkunde) en Ruud Cuperus (Rijkswaterstaat Dienst Weg- en Waterbouwkunde). Binnen deze klankbordgroep zijn de uitgangspunten, eisen en wensen vanuit de toekomstige gebruikers van het model naar voren gebracht en zijn de mogelijkheden (en onmogelijkheden) van LARCH-SNIP/MAAT besproken.



Samenvatting

Doel

Doel van het onderzoek is te komen tot een generieke methode die de versnipperingseffecten van hoofdwegen op dierpopulaties beschrijft. De methode moet een handvat bieden bij de keuze tussen verschillende alternatieven en varianten van een voorgenomen ingreep. Het dient tevens een leidraad te zijn bij afwegingen tussen de verschillende soorten natuurmaatregelen (mitigatie versus compensatie), en is een instrument bij het kwantificeren van de effectiviteit van de voorgestelde natuurmaatregelen.

Achtergrond

Om natuurschade bij de aanleg of reconstructie van wegen te vermijden, is een zorgvuldige tracerings van de infrastructuur, waarbij alternatieve tracé's met elkaar worden vergeleken, een belangrijk middel. Het is echter niet altijd mogelijk om alle vormen van natuurschade door middel van een uitgekiende tracerings te voorkomen. In die gevallen wordt gezocht naar passende mitigerende maatregelen. Wanneer ook deze onvoldoende blijken, worden maatregelen gezocht die de verloren of aangetaste natuurwaarden elders compenseren.

Momenteel bestaat er binnen Rijkswaterstaat geen generieke methode, die de aard en omvang van de versnippering van leefgebieden van soorten door weginfrastructuur kan bepalen. Eveneens ontbreekt een instrument waarmee een evenwichtig pakket aan natuurmaatregelen in de vorm van mitigerende en compenserende maatregelen kan worden vastgesteld. Onderhavig project is gestart om deze leemtes op te vullen.

LARCH-SNIP/MAAT

De te ontwikkelen methode LARCH-SNIP/MAAT is een uitbreiding op het bestaande, door ALTERRA ontwikkelde expertsysteem LARCH (Landscape ecological Analysis and Rules for the Configuration of Habitat). De methode is gebaseerd op het concept van metapopulaties en analyseert of deze metapopulaties levensvatbaar zijn. Het uitgangspunt in de methode is dat voor elke soort in elk habitatnetwerk de duurzaamheid na de ingreep gelijk moet zijn aan de duurzaamheid vóór de ingreep.

LARCH-SNIP/MAAT heeft de volgende kenmerken:

- Het werkt met *indicatorsoorten* die gevoelig zijn voor versnippering van leefgebieden.
- Het bepaalt de *potentie* van leefgebieden om levensvatbare (meta)populaties van deze indicatorsoorten te herbergen.
- Het betreft de *ruimtelijke rangschikking* van leefgebieden en de aanwezigheid van *barrières*.
- Het betreft normen voor de *draagkracht* van leefgebieden per indicatorsoort, waarbij de versnipperingseffecten *vernietiging* en *verstoring* zijn meegewogen.

- Het gaat uit van *ruimtelijke normen* (zoals dispersieafstanden) per indicatorsoort.
- Het richt zich primair op leefgebieden die geheel of gedeeltelijk binnen de *compensatieplichtige gebieden* vallen of deze gebieden indirect beïnvloeden.

Het detailniveau waarin analyses worden uitgevoerd binnen LARCH-SNIP/MAAT, en het schaalniveau waarop de uitkomsten worden gepresenteerd zijn gekoppeld aan de opeenvolgende fasen van de Tracé/m.e.r.-procedure. Een stappenplan ("beslisboom") vormt de leidraad bij afwegingen omtrent het nemen van mitigerende dan wel compenserende maatregelen in de leefgebieden waarin de duurzaamheid na de ingreep *niet* gelijk is als voor de ingreep.

Aanbevelingen

Dit onderzoek beperkt zich tot het opzetten van de methode en uitwerken van het stappenplan. Er worden aanbevelingen gedaan voor de volgende fasen, waarin het model gebouwd, getoetst en operationeel wordt gemaakt.

1 Inleiding

1.1 Aanleiding

De aanleg en het gebruik van infrastructuur tast leefgebieden van planten en dieren aan. De belangrijkste componenten van deze aantasting zijn de vernietiging van biotoop, de achteruitgang van habitatkwaliteit, en de isolatie van leefgebieden (Cuperus et al., 1999). Sinds het begin van de jaren '70 zijn talrijke maatregelen genomen om deze natuurschade te beperken. Een voorbeeld hiervan vormt de aanleg van zogenaamde dassentunnels die, in combinatie met dassenkerende rasters, het aantal aanrijdingen onder dassen beperken en toch migratiebewegingen tussen verschillende (delen van) leefgebieden mogelijk maken. Recentelijk heeft echter de toegenomen kennis over de effectiviteit van dergelijke maatregelen en het maatschappelijk besef dat mitigatie niet voldoende is, geleid tot de introductie van compenserende maatregelen. In dit kader is het zogenaamde 'compensatiebeginsel' ontwikkeld, zoals verwoord in het Structuurschema Groene Ruimte (Ministerie van LNV & Ministerie van VROM, 1993). Dit beginsel is erop gericht de aantasting van natuur-, bos- en recreatiewaarden terug te dringen door vervanging, respectievelijk herstel van de verloren gegane waarden. Uitgangspunt daarbij is dat "wat betreft areaal en kwaliteit, in beginsel geen netto verlies aan waarden mag optreden" (Ministerie van LNV & Ministerie van VROM, 1993). Deze studie richt zich uitsluitend op de natuur- en boscomponent van het compensatiebeginsel.

Compensatie is pas aan de orde nadat is aangetoond dat de ingreep van zwaarwegend maatschappelijk belang is, en/of de ingreep niet elders of op een manier kan worden uitgevoerd, die resulteert in minder natuurschade. Het voorkómen van negatieve effecten als gevolg van een ingreep dient daarom altijd het eerste streven te zijn. Pas wanneer een dergelijk zwaarwegend belang is aangetoond, en aantasting van natuurwaarden na afweging van alle alternatieven niet volledig is uit te sluiten, worden stappen van 'mitigatie' (verzachting) en 'compensatie' gezet (Cuperus et al., 1999).

1.2 Probleemstelling

Momenteel bestaat er binnen Rijkswaterstaat geen generieke methode, die de aard en omvang van de versnippering van leefgebieden van soorten door weginfrastructuur kan bepalen. Datzelfde geldt voor het vaststellen van een evenwichtig pakket aan natuurmaatregelen in de vorm van mitigerende en compenserende maatregelen.

Als gevolg hiervan is in de huidige situatie de wijze waarop binnen infrastructurele projecten de aard en omvang van eventuele mitigatie en compensatie wordt vastgesteld nogal ad hoc en verschilt de invulling van het compensatiebeginsel sterk per project. Hierdoor wordt in de verschillende projecten veelal opnieuw tijd en energie in het vaststellen van een methode voor compensatie gestoken. In veel

situaties wordt het verlies aan natuurareaal en natuurkwaliteit, met de bijbehorende mitigatie en compensatie, bepaald per (type) leefgebied dat door de ingreep wordt aangetast. Deze benadering gaat echter voorbij aan de ruimtelijke samenhang van de verschillende leefgebieden. Voor veel soorten is deze ruimtelijke samenhang van groot belang voor de overleving van de soort. Soorten bewegen zich niet alleen binnen leefgebieden, maar ook tussen verschillende leefgebieden. Zo staat geen enkel leefgebied op zichzelf, maar is sprake van een netwerk aan leefgebieden, waarbinnen netwerkpopulaties (metapopulaties) voorkomen.

Het ontbreken van een gestandaardiseerde en getoetste methode heeft eveneens tot gevolg dat de acceptatie door derden niet verzekerd is. Daardoor kunnen de resultaten steeds ter discussie worden gesteld.

1.3 Doel onderzoek

Doel van deze voorstudie is te komen tot een generieke methode die de versnipperingseffecten van hoofdwegen op dierpopulaties beschrijft. In latere fasen van het onderzoek (zie § 1.4) wordt deze generieke methode nader uitgewerkt, verfijnd en operationeel gemaakt.

De methode moet een handvat bieden aan de regionale directies van Rijkswaterstaat bij het eenduidig en reproduceerbaar in beeld brengen van de negatieve effecten van weginfrastructuur op natuurwaarden. De methode zal een belangrijk instrument gaan vormen bij de keuze tussen verschillende alternatieven en varianten van een voorgenomen ingreep. De methode zal een leidraad zijn bij afwegingen tussen de verschillende soorten natuurmaatregelen (mitigatie versus compensatie), en is een instrument bij het kwantificeren van de effectiviteit van voorgestelde natuurmaatregelen.

De toepassing van de methode beperkt zich niet tot vraagstukken omtrent natuurmaatregelen bij (grootschalige) nieuwbouwprojecten die vallen onder de Tracéwet en waarvoor een milieu-effectrapportage (MER) wordt opgesteld. De methode zal de gebruiker in staat stellen op verschillende schaalniveaus uitspraken te doen ten aanzien van natuurmaatregelen. Naast de effecten van versnippering en ontsnippering bij een geheel nieuw tracé, betreft dit ook ingrepen waarbij wegen worden verbreed, gereconstrueerd of het gebruik van de infrastructuur (significant) verandert. De methode is daarmee ook toepasbaar binnen projecten die niet m.e.r.-plichtig zijn, mede omdat in deze, veelal kleinschaliger projecten in veel gevallen een vergelijkbare procedure wordt gehanteerd als die tijdens een m.e.r.-procedure wordt gevolgd.

1.4 Opzet van de studie

In deze studie wordt voortgebouwd op (soort)kennis, methoden en modellen die bij ALTERRA¹ zijn ontwikkeld. Centraal hierbij staat het expertsysteem LARCH². Dit model bepaalt de duurzaamheid van leefgebieden voor diersoorten en daarmee de overlevingskansen van een soort in een gebied. De ruimtelijke samenhang (zie hoofdstuk 3 en 4) van (potentiële) leefgebieden is daarbij een belangrijke factor. Door toevoeging van een aantal nieuwe componenten aan het model en verfijning van bestaande onderdelen wordt het mogelijk de effecten van een ingreep te bepalen. Tevens kunnen door middel van de invoering van een aantal beslisregels op inzichtelijke wijze keuzes worden gemaakt tussen de verschillende soorten natuurmaatregelen. Het vernieuwde LARCH model zal hierna LARCH-SNIP/MAAT worden genoemd. De term 'SNIP/MAAT' staat hierbij voor 'Maat voor Ontsnippering en Compensatie'.

De werkzaamheden om te komen tot een operatief model LARCH-SNIP/MAAT zijn gefaseerd. Er worden vier fasen onderscheiden. Globaal kennen deze fasen de volgende onderdelen:

fase 1

Ontwikkelen van een globale methode (LARCH-SNIP/MAAT) om versnipperingseffecten van hoofdwegen en natuurmaatregelen aan hoofdwegen te beschrijven en te beoordelen.

fase 2

Deze fase valt uiteen in twee delen:

- Ontwikkelen prototype LARCH-SNIP/MAAT.
De barrièrewerking wordt in dit prototype op maximaal c.q. minimaal verondersteld bij aanwezigheid respectievelijk afwezigheid van wegen.
- Toetsing en calibratie van LARCH-SNIP/MAAT aan de hand van (proef)projecten en soortverspreidingsgegevens.

fase 3

Inbreng van de versnipperingseffecten habitatverstoring en -vernietiging in LARCH-SNIP/MAAT.

fase 4

Inbreng van een genuanceerde barrièrewerking (parameterwaarden tussen 0 en 1), inbreng van het compensatiebeginsel op een hoog aspiratieniveau (d.w.z. overlevingskansen na de ingreep gelijk aan die in de referentiesituatie), en inbreng van aanvullende randvoorwaarden voor compensatie-zoekgebieden. Het model wordt in deze fase opnieuw getoetst en gecalibreerd aan de hand van (proef)projecten.

¹ 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.

² LARCH staat voor Landscape ecological Analysis and Rules for the Configuration of Habitat.

Fase 4 wordt afgesloten met het beschikbaar komen van een geautomatiseerde versie van de methode. Deze stelt de gebruikers bij de regionale directies van Rijkswaterstaat in staat om van traceringsalternatieven de versnipperingseffecten te bepalen en mitigerende en compenserende maatregelen te kunnen beoordelen. Het model gaat vergezeld van een rapport dat de werking van het model beschrijft en toelicht.

Onderhavig rapport beperkt zich tot de eerste fase van het onderzoek. Het geeft een beschrijving van de wijze waarop het bestaande model LARCH in fase 2 tot en met fase 4 zal worden aangepast en getoetst om versnipperingseffecten op waarde te schatten en natuurmaatregelen doelgericht te kunnen inzetten.

1.5 Leeswijzer

In hoofdstuk 2 wordt het beleidskader van natuurcompensatie beschreven. De fasering van infrastructurele projecten binnen het Meerjarenprogramma Infrastructuur en Transport (MIT) en de Tracéwet worden geschetst. Tevens wordt de relatie tussen deze faseringen en de procedurestappen voor compensatie toegelicht. Tenslotte wordt in dit hoofdstuk ingegaan op de koppeling van LARCH-SNIP/MAAT aan het (schaalniveau van het) besluitvormingsproces van natuurcompensatie.

In hoofdstuk 3 zijn de theoretische achtergronden van de versnipperingsproblematiek neergezet. Hierin wordt het verband geschetst met de metapopulatie-theorie en onderbouwd waarom 'duurzaamheid' een geschikte graadmeter is bij het beschrijven van effecten en beoordelen van natuurmaatregelen.

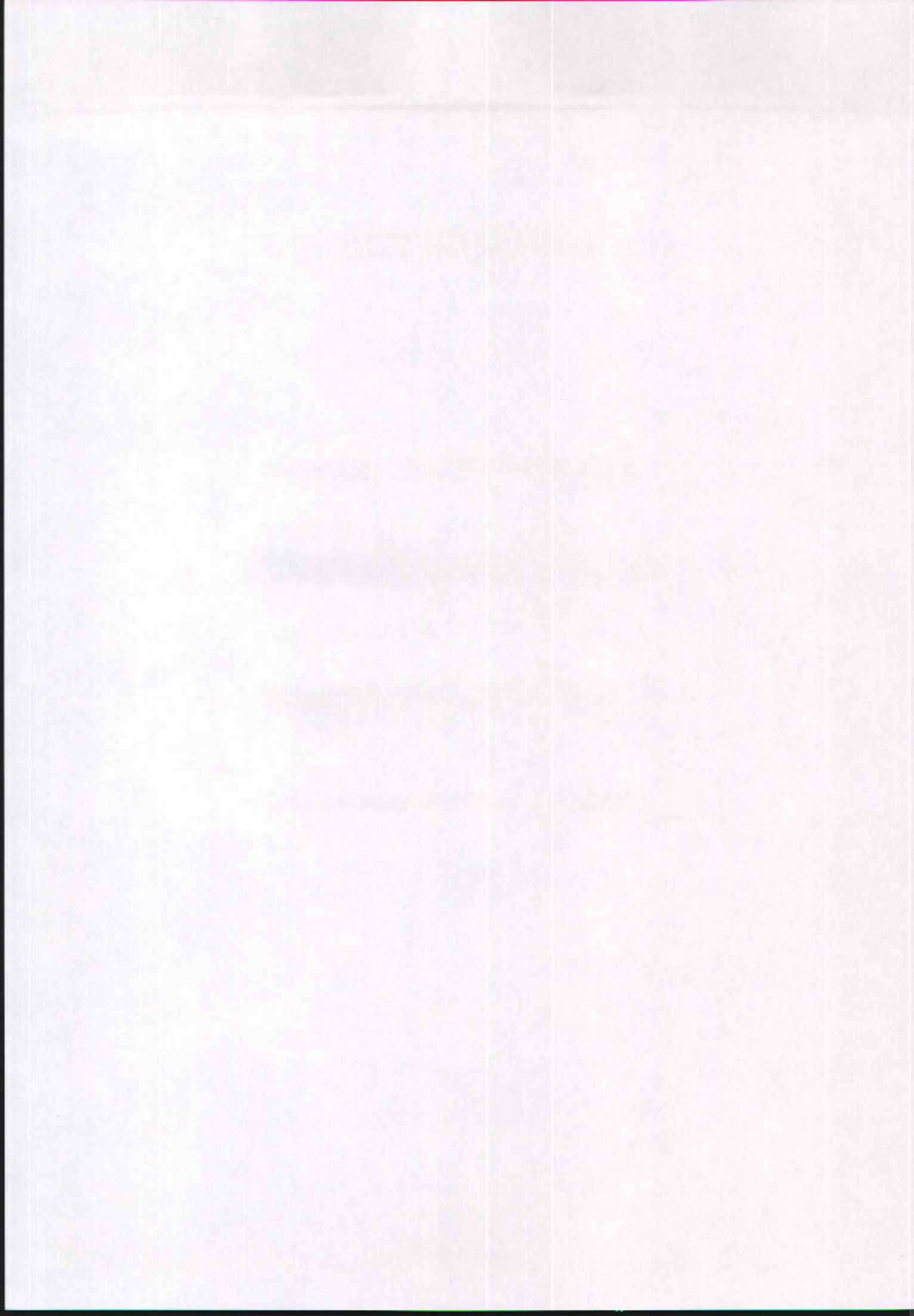
In hoofdstuk 4 wordt de werking van het model LARCH toegelicht. Beschreven wordt hoe het model de duurzaamheid van dierpopulaties berekent en hoe daarbij de ruimtelijke samenhang van de leefgebieden wordt betrokken.

Hoofdstuk 5 beschrijft de wijze van analyse in LARCH-SNIP/MAAT per fase van de Tracéwet-procedure. Het hoofdstuk besluit met een aantal kanttekeningen bij de voorgestelde methode.

In hoofdstuk 6 wordt nader ingegaan op de diersoorten die in het model LARCH-SNIP/MAAT worden doorgerekend. Er wordt in dit hoofdstuk een keuze gemaakt van indicatorsoorten. De indicatorsoorten schetsen een beeld van de effecten van een ingreep op de overlevingskansen van de betreffende soorten en daarmee indirect de overlevingskansen van de soortgroepen waarvoor de indicatoren representatief zijn.

De wijze waarop de achteruitgang van soorten gemitigeerd dan wel gecompenseerd moet worden krijgt tenslotte vorm in een generiek stappenplan (hoofdstuk 7). In het laatste hoofdstuk zijn aanbevelingen opgenomen voor de volgende fasen (fase 2 tot en met 4) van het project.

Een begrippenlijst is opgenomen in bijlage A. Bijlage B geeft een technische beschrijving van LARCH. In deze bijlage wordt tevens stil gestaan bij de nauwkeurigheid van de modeluitkomsten in relatie tot het detailniveau van de invoerbestanden.



2 Beleidskader

2.1 Natuurcompensatie

2.1.1 Natuurschade

Het natuurbeleid in Nederland is erop gericht om natuurschade als gevolg van de aanleg en/of het gebruik van infrastructuur zoveel mogelijk te vermijden (Ministerie van LNV, 1990; Ministerie van LNV & Ministerie van VROM, 1993). Een zorgvuldige tracering van de infrastructuur, waarbij alternatieve tracé's met elkaar worden vergeleken is hierbij cruciaal. Het is echter niet altijd mogelijk om alle vormen van natuurschade door middel van een uitgekiende tracering te voorkomen. In die gevallen wordt gezocht naar passende mitigerende maatregelen. Het betreft dan maatregelen die ertoe leiden dat de effecten van de ingreep worden verzacht of afgezwakt. Voorbeelden van dergelijke maatregelen zijn rasters die verkeersslachtoffers onder fauna voorkomen, faunapassages (o.a. dassentunnels, ecoducten) waarmee de barrièrewerking van de infrastructuur wordt beperkt of geluidschermen waarmee verstoring wordt tegengegaan.

Ook mitigerende maatregelen kunnen echter onvoldoende blijken bij het teniet doen van de negatieve effecten van de infrastructuur. In dat geval wordt (als laatste stap) naar maatregelen gezocht, die de verloren of aangetaste natuurwaarden elders compenseren. Er is dus sprake van een 'drietrapsraket', in de volgorde *vermijden*, *mitigeren* en *compenseren* (Cuperus, 1996). Het vermijden van de natuurschade krijgt de eerste en hoogste prioriteit. Mitigatie en compensatie zijn pas aan de orde wanneer is afgewogen of de ingreep van zwaarwegend maatschappelijk belang is en of de ingreep niet elders of anders met minder natuurschade kan worden uitgevoerd (Logemann, 1995). Wanneer dit maatschappelijk belang niet is aangetoond mag de aantasting dus niet plaatsvinden. Hetzelfde geldt als de ingreep op een andere lokatie of minder schadelijke manier kan worden uitgevoerd (het 'nee, tenzij-principe').

2.1.2 Compensatiebeginsel

Het compensatiebeleid is op hoofdlijnen samengevat in het Structuurschema Groene Ruimte (SGR), en nader uitgewerkt in de notitie 'Uitwerking compensatiebeginsel SGR' (Ministerie van LNV & Ministerie van VROM, 1993; Ministerie van LNV, 1995). Het compensatiebeginsel luidt letterlijk:

"Indien na afweging van belangen voor gebieden met de functie natuur en/of bos en/of recreatie wordt besloten dat één van de genoemde functies moet wijken vóór of anderszins aanwijsbare schade ondervindt van een ander aantoonbaar zwaarwegend maatschappelijk belang, waarvoor een ruimtelijke ingreep wordt toegestaan, zullen in elk geval mitigerende en, indien deze onvoldoende zijn, tevens compenserende maatregelen moeten worden getroffen."

Uitgangspunt bij dit compensatiebeginsel is dat geen netto verlies aan natuurwaarden mag optreden. Dit geldt zowel in kwantitatieve (natuurareaal) als kwalitatieve zin (natuurkwaliteit). Oppervlakte en kwaliteit zijn hierbij niet uitwisselbaar. Compensatie dient te resulteren in natuur die gelijkwaardig is aan de verloren/aangetaste natuur in zowel omvang als kwaliteit. Compensatie in de vorm van het realiseren van een hogere natuurkwaliteit op een kleiner oppervlak, of een een lagere natuurkwaliteit op een groter oppervlak, is dus niet aan de orde.

2.1.3 Toepassing compensatiebeginsel

Om bij een ingreep aan het principe 'geen netto verlies' te voldoen, worden bij de toepassing van het compensatiebeginsel successievelijk de volgende stappen doorlopen:

Stap 1 Landschappelijke inpassing en mitigerende maatregelen.

Deze stap is erop gericht met behulp van landschappelijke inpassing en mitigerende maatregelen het natuurareaal te verkleinen waarbinnen als gevolg van de ingreep sprake is van directe effecten. Het is de eerste stap om de omvang van de aantasting te minimaliseren.

Stap 2 Fysieke compensatie.

Compensatie heeft slechts betrekking op de schade die overblijft nadat maatregelen zijn getroffen voor landschappelijke inpassing en mitigatie.

Stap 2a Compensatie van de oppervlakte met directe effecten.

Dit betreft compensatie van het areaalverlies dat resteert na het doorlopen van stap 1. Areaalverlies wordt daarbij gedefinieerd als 'het areaal waar sprake is van een teruggang van de kwaliteit veroorzaakt door het verlies van de ontplooiingsmogelijkheden van biotische en abiotische processen en verlies van actuele natuurwaarden (soorten en aantallen)' (Ministerie van LNV, 1995). Uitgangspunt bij de compensatie is dan ook dat deze wordt gezocht in een gebied met dezelfde omvang en de dezelfde (a)biotische potenties voor de ontwikkeling van de verloren gegane natuurkwaliteiten.

Stap 2b Compensatie van het kwaliteitsverlies.

Bij natuurcompensatie is sprake van een aanloop- of ontwikkelingsperiode waarin het oorspronkelijke kwaliteitsniveau van de verloren en/of aangetaste waarden (nog) niet is verwezenlijkt. Hiervoor wordt een kwaliteitstoeslag berekend, afhankelijk van de vervangbaarheid van de verloren gegane waarden en de kosten van het beheer in de aanlooperperiode. Wat betreft vervangbaarheid worden drie categorieën onderscheiden:

- categorie 1: snel vervangbaar
Natuurdoeltypen met een ontwikkelingstijd < 25 jaar, en waarvoor voldoende lokaties met geschikte abiotische omstandigheden beschikbaar zijn.
- categorie 2: vervangbaar

Natuurdoeltypen met een ontwikkelingstijd van 25-100 jaar, en waarvoor voldoende lokaties met geschikte abiotische omstandigheden beschikbaar zijn.

- categorie 3: moeilijk tot niet vervangbaar
Natuurdoeltypen met een ontwikkelingsduur > 100 jaar, of waarvoor geen/moeilijk geschikte lokaties te vinden zijn.

Stap 3 Financiële compensatie.

Financiële compensatie is pas aan de orde wanneer fysieke compensatie niet of onvoldoende mogelijk is. Er wordt in dat geval gesproken van 'overmacht'.

2.1.4 Compensatieplichtige gebieden

Het compensatiebeginsel is van toepassing op een zestal gebiedscategorieën van het SGR (Ministerie van LNV & Ministerie van VROM, 1993). De compensatieplicht geldt echter ook wanneer ingrepen buiten deze gebieden een direct effect hebben op natuurwaarden binnen deze gebieden. De gebiedscategorieën waarop het compensatiebeginsel van toepassing is zijn:

- kerngebieden van de ecologische hoofdstructuur;
- gerealiseerde natuurontwikkelingsgebieden;
- kleinere natuurgebieden buiten de ecologische hoofdstructuur die als zodanig zijn aangewezen in het streekplan, onder de werking van de Natuurbeschermingswet vallen of zijn vastgelegd in een bestemmingsplan;
- biotopen van aandachtsoorten die op indicatie van de soortbeschermingsplannen van het Rijk in streekplannen en/of bestemmingsplannen zijn opgenomen;
- bossen en landschappelijke beplantingen vallend onder de Boswet;
- grootschalige openbare recreatievoorzieningen.

2.2 Meerjarenprogramma Infrastructuur en Transport

Het Meerjarenprogramma Infrastructuur en Transport (MIT) is een jaarlijkse uitgave van het Ministerie van Verkeer en Waterstaat, waarin een actueel overzicht wordt gegeven van de infrastructuurprojecten die op het programma staan of in uitvoering zijn (Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 1997). Het kan daarbij zowel gaan om nieuwbouwprojecten als om de verbreding/reconstructie van bestaande infrastructuur. Het MIT richt zich op zowel het hoofdwegennet, het hoofdvaarwegennet, het spoorwegennet en de regionale en lokale infrastructuur.

Het MIT maakt onderscheid in een drietal fasen in de besluitvorming: verkenningen-, planstudie- en realisatiefase. Per fase zijn een aantal beslismomenten opgenomen waarop wordt vastgesteld of een project in het MIT gehandhaafd wordt of komt te vervallen. Er is dus geen sprake van een automatische doorstroming van een project van de ene naar de volgende fase.

Verkenningenfase

In de verkenningenfase wordt bepaald of een project in aanmerking komt om in het MIT te worden opgenomen (het zogenaamde 'intake-besluit'). Het gaat hierbij om (potentiële) verkeers- en vervoersproblemen waarvoor een nadere verkenning zinnig wordt geacht. Centraal staat de probleemanalyse en vraag aangaande nut en noodzaak om wat aan het probleem te doen. Aspecten van ruimtelijke ordening, natuur en milieu worden in de probleemanalyse op een relevant ruimtelijk schaalniveau betrokken. Kansrijke oplossingsrichtingen worden in beeld gebracht. Aan de hand van de resultaten van deze verkenning wordt besloten of het probleem en de potentiële oplossingen al dan niet nader moeten worden onderzocht in de planstudiefase.

Planstudiefase

De planstudiefase valt uiteen in twee delen: de planvorming en de voorbereiding van de uitvoering. In het eerste deel wordt bepaald *wat* er moet gebeuren om het verkeers- en vervoersprobleem op te lossen, terwijl in het tweede deel van deze fase de vraag centraal staat *hoe* het project uitgevoerd moet worden.

Het eerste deel van de planstudiefase richt zich op het tracé-/projectbesluit. In dit deel wordt het probleem verder ontrafeld en worden oplossingsrichtingen uitgewerkt. Het is de fase waarin alternatieven worden ontwikkeld, per alternatief effecten in beeld worden gebracht, en tenslotte de alternatieven beoordeeld worden ten opzichte van de uitgangssituatie.

In het tweede deel van de planstudiefase, na het tracé-/projectbesluit, wordt de uitvoering voorbereid. Het betreft het nader detailleren van het plan van aanpak van de realisatie, de planologische inpassing, de grondverwerving en het verkrijgen van vergunningen. De fase wordt afgesloten met een besluit tot afronding van de planstudie.

Realisatiefase

Op basis van het zogenaamde 'uitvoeringsbesluit' wordt de uitvoering van een project in gang gezet of wordt – in geval van subsidies – een beschikking verstrekt. De realisatiefase eindigt met de oplevering van het project, waarna de beheerfase aanvangt. Het project wordt vervolgens niet meer vermeld in het MIT.

2.3 Tracéwet

Op 1 januari 1994 is de Tracéwet in werking getreden. Het betreft een procedurewet waarin de procedures worden aangegeven ten behoeve van de besluitvorming over aanleg of wijziging van rijks- of hoofdinfrastructuur (Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 1993). Belangrijke aanleiding voor het invoeren van de Tracéwet was het versnellen van de besluitvorming over (grootschalige) infrastructurele projecten. Tevens biedt de wet een handvat de zorgvuldigheid van de besluitvorming te waarborgen, wat bijvoorbeeld tot uiting komt door de inspraakmogelijkheden en mogelijkheden om bezwaar aan te tekenen.

De Tracéwetprocedure is gekoppeld aan de procedure voor de milieu-effectrapportage (MER). Hiermee wordt beoogd bij de besluitvorming onmiddellijk plaats te geven aan milieuoverwegingen. Men spreekt dan ook meestal over de Tracé/m.e.r.-procedure. De MER wordt daarbij geïntegreerd in de trajectnota (Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 1998).

Er kunnen in de Tracé/m.e.r.-procedure vier fasen worden onderscheiden: startnotitie-, trajectnota-, tracébesluit- en uitvoeringsfase. De fasering van de Tracé/m.e.r.-procedure past binnen de fasering die in het MIT wordt aangehouden (zie ook tabel 2.1). Het levert daarbij de informatie aan die nodig is voor de in het MIT onderscheiden beslismomenten (Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 1997). In het navolgende wordt een korte omschrijving gegeven van iedere fase.

Verkenningen- / Startnotitiefase

In de eerste fase wordt de startnotitie – het beleidsvoornemen - opgesteld. Hierin wordt het project afgebakend en de aanpak uitgewerkt. Het is de formele start van de Tracé/m.e.r.-procedure. Aan de hand van deze startnotitie, de inspraakreacties en het advies van de Commissie voor de MER worden richtlijnen ten aanzien van inhoud en aanpak van de op te stellen trajectnota/MER vastgesteld.

Trajectnotafase

In de tweede fase wordt de trajectnota/MER opgesteld. Hierin wordt de probleemanalyse nader onderbouwd en de in de startnotitie benoemde alternatieven verder uitgewerkt. De huidige situatie en autonome ontwikkeling worden beschreven. De milieu-effecten worden per variant bepaald. Vervolgens worden de varianten onderling vergeleken en worden er voorstellen gedaan voor inpassing, mitigatie en compensatie. Op basis hiervan wordt het meest kansrijke alternatief aangegeven. Het schaalniveau in deze fase is ten minste 1:10.000. De mogelijke tracé's worden daarbij weergegeven met zowel een horizontale als verticale bandbreedte. Dit betekent dat de tracé's nog 100 meter naar rechts of links kunnen verschuiven, respectievelijk 2 meter naar boven of naar beneden.

(Ontwerp-)Tracébesluitfase

In de derde fase wordt het op basis van de trajectnota/MER gekozen voorkeurstracé uitgewerkt tot een ontwerp-tracébesluit (OTB) en tracébesluit (TB). De plannen worden hierbij gedetailleerd tot een schaalniveau van 1:2.500. In tegenstelling tot de trajectnotafase zijn er geen marges meer: het ruimtebeslag van de ingreep wordt tot op de meter nauwkeurig vastgesteld. Tevens worden de landschappelijke maatregelen nader gedetailleerd in de vorm van een landschapsplan en wordt een compensatie-ontwerp opgesteld. In deze fase zijn opnieuw momenten voor inspraak opgenomen en is beroep mogelijk tegen het uiteindelijke tracébesluit.

Uitvoeringsfase

In deze fase wordt het tracé planologisch ingepast (o.a. verlening van vergunningen, wijziging en vaststelling van streek- en bestemmingsplannen, verwerving en onteigening van grond), wordt de uitvoering voorbereid (uitwerking op besteksniveau) en het project gerealiseerd. Dit is tevens de fase waarin het bevoegd

gezag zorg moet dragen voor het uitvoeren van een evaluatieonderzoek MER. Het betreft een onderzoek naar de gevolgen van de daadwerkelijke uitvoering van de ingreep voor het milieu. Deze evaluatie vindt plaats tijdens of net na de uitvoering van het betreffende project. De resultaten van een dergelijk onderzoek worden gepubliceerd.

2.4 Procedure natuurcompensatie

Bij de besluitvorming over compensatie worden acht processtappen onderscheiden (Cuperus, 1996), beginnend bij het voornemen tot compensatie en eindigend bij een evaluatie van de compenserende maatregelen na uitvoering. Dit door Rijkswaterstaat ontwikkelde stappenplan is voor een deel te koppelen aan de onderscheiden fasen van het MIT en de Tracéwet (tabel 2.1).

Tijdens de eerste stap wordt vastgesteld of compensatie bij een voorgenomen ingreep aan de orde is. De doorsnijding en/of beïnvloeding van compensatieplichtige gebieden is hiervoor bepalend. Het kan dan zowel de zes compensatieplichtige gebiedscategorieën uit het SGR betreffen, of gebieden waarvoor op provinciaal niveau een compensatieplicht is aangewezen. In de startnotitie wordt in die gevallen de verwachting op natuurschade vermeld, zonder dat effecten worden gekwantificeerd. Tevens wordt in de startnotitie het voornemen tot compensatie uitgesproken.

Gedurende de Tracé/m.e.r.-procedure wordt de compensatie op hoofdlijnen uitgewerkt (stap 2). Aard, omvang, instrumenten en principe-lokaties (zoekgebieden) worden bepaald. Dit gebeurt voor alle alternatieven en varianten. Er wordt inzichtelijk gemaakt voor welke effecten wordt gemitigeerd en waarvoor (in tweede instantie) wordt gecompenseerd. Tevens wordt de haalbaarheid van de voorgestelde compensatie ingeschat, wat mede bepalend is bij de afweging tussen alternatieven en varianten.

De derde stap maakt onderdeel uit van de tracébesluitfase van de Tracéwet. De compensatie op hoofdlijnen wordt in deze stap nader uitgewerkt tot een compensatie-ontwerp. Dit betekent dat voor het voorkeursalternatief de contouren van de compensatie worden vastgesteld (ingeperkte zoekgebieden), schattingen van aard (natuurkwaliteit) en omvang worden gedetailleerd, het instrumentarium wordt gespecificeerd, en een kostenraming wordt opgesteld. Stap 3 van de procedure natuurcompensatie is de laatste stap die gelijkgeschakeld is aan de Tracé/m.e.r.-procedure.

Stap 4 tot en met 8 kennen hun eigen tijdspad en beslismomenten. De uitwerking en uitvoering van natuurcompensatie kan daarmee tot (lang) na realisatie van de infrastructuur doorlopen. Via een bestuurlijke overeenkomst gaan betrokken partijen een inspanningsverplichting aan voor het uitvoeren van de compensatie (stap 4). De compensatie wordt vervolgens inhoudelijk uitgewerkt op bestemmingsplanniveau (schaalniveau 1:2.500) in de vorm van een compensatieplan (stap 5). Dit plan wordt

vertaald naar een inrichtings- en beheersplan (stap 6; schaalniveau 1:1.000-2.500), dat in de volgende stap wordt uitgevoerd, middels bestek en aanleg (stap 7). De laatste stap is het bewaken van de voortgang van de uitvoering van het compensatieplan en een evaluatie van de getroffen maatregelen (monitoring). Indien nodig kan worden bijgestuurd in zowel inrichting als beheer.

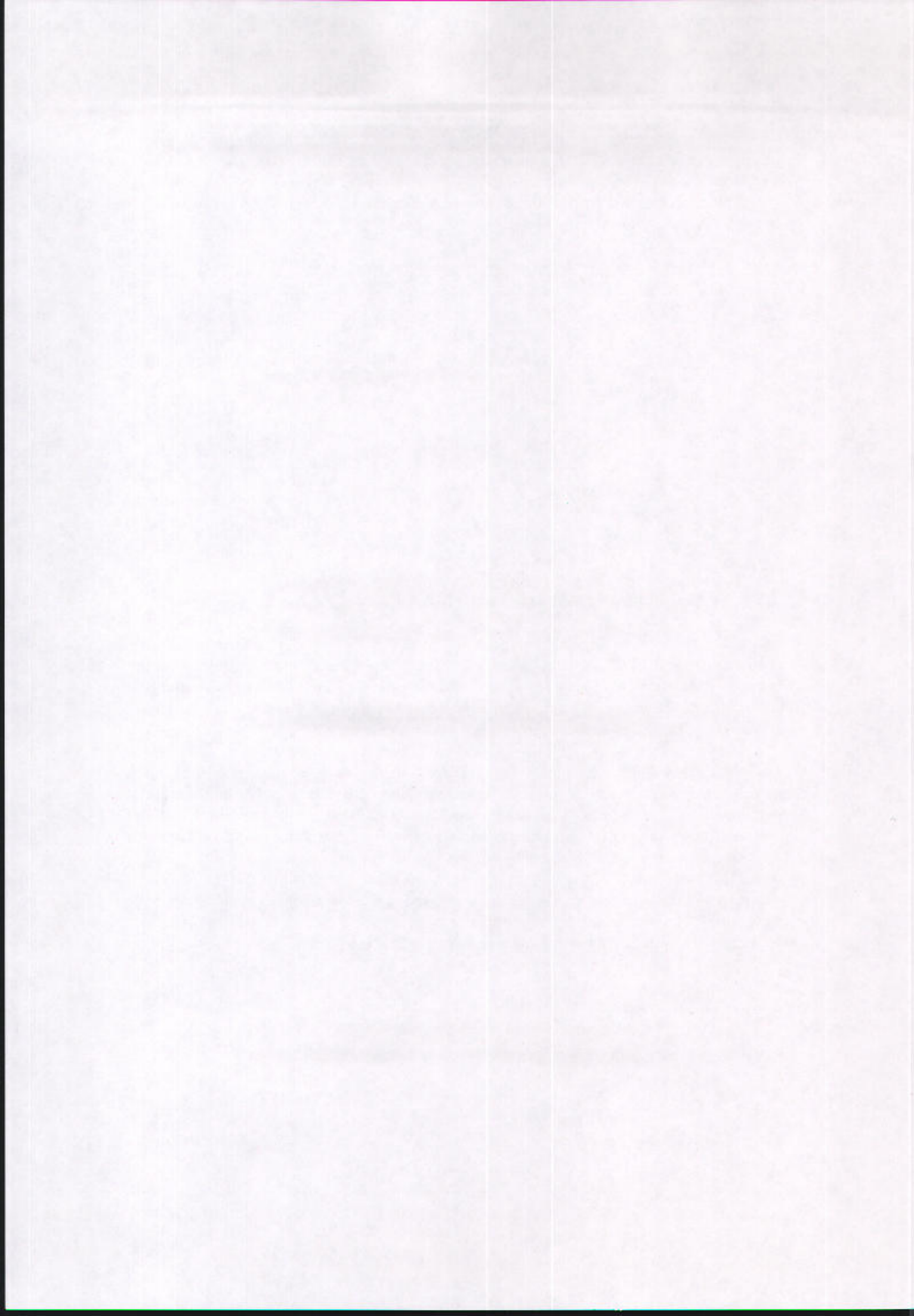
Tabel 2.1 De relatie tussen het stappenplan compensatie en de fasering volgens het MIT en de Tracéwet

MIT	Tracéwet	Stappenplan compensatie	
verkenningfase planstudiefase	fase 1 startnotitie	stap 1	voornemen tot compensatie
	fase 2 trajectnota	stap 2	compensatie op hoofdlijnen
	fase 3 tracébesluit	stap 3	compensatie-ontwerp
realisatiefase	fase 4 uitvoering		
		stap 4	bestuurlijke overeenkomst
		stap 5	compensatieplan
		stap 6	inrichtings- en beheerplan
		stap 7	bestek en aanleg
		stap 8	voortgang en evaluatie

2.5 Toepassing in LARCH-SNIP/MAAT

Met behulp van het te ontwikkelen model LARCH-SNIP/MAAT kunnen uitspraken worden gedaan over aard en omvang van compenserende maatregelen. Het instrument is daarbij vooral te gebruiken bij de stappen 1, 2 en 3 (globale verkenning tot compensatie-ontwerp), stap 5 (nadere detaillering compensatie) en stap 8 (evaluatie) van het besluitvormingsproces van compensatie.

Voor de verschillende fasen van het MIT en de Tracéwet, en daarmee voor de verschillende processtappen van compensatie, gelden andere schaalniveaus. De mate van detail in de modelanalyses zal hierop aansluiten. Tijdens de stappen 1 en 2 worden in dit verband minder gedetailleerde basisbestanden gebruikt bij de analyses, waarin gegevens over leefgebieden zijn opgeslagen in gridcellen van 250 bij 250 meter. Hiermee wordt een detailniveau bereikt van circa 1:10.000 tot 1:50.000. Bij de daarop volgende stappen wordt het doen van specifiekere uitspraken mogelijk door het gebruik van basisbestanden met gridcellen van 25 bij 25 meter (zie ook hoofdstuk 5). Hiermee wordt een schaalniveau bereikt van tenminste 1:2.500.



3 Theoretisch kader

3.1 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 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 met name van invloed op de uitsterfkans, isolatie met name 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).

De metapopulatietheorie is 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, welke daarentegen midden in een metapopulatie liggen, raken sneller 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. 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 uitwisseling³ met andere deelpopulaties binnen de metapopulatie, levensvatbaar worden, zijn als 'sleutelgebieden' gedefinieerd (Verboom et al., in prep.). Sleutelgebieden en MVP's vormen de stabiele kernen binnen een habitatnetwerk.

3.2 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 natuurdoeltype, het gemiddelde oppervlakte van een natuurdoeltype, het aandeel dat een natuurdoeltype inneemt op het totale oppervlak natuurareaal, of de gemiddelde afstand tussen verschillende gebieden met hetzelfde natuurdoeltype. Het betreft dus landschapsmaten die betrekking hebben op

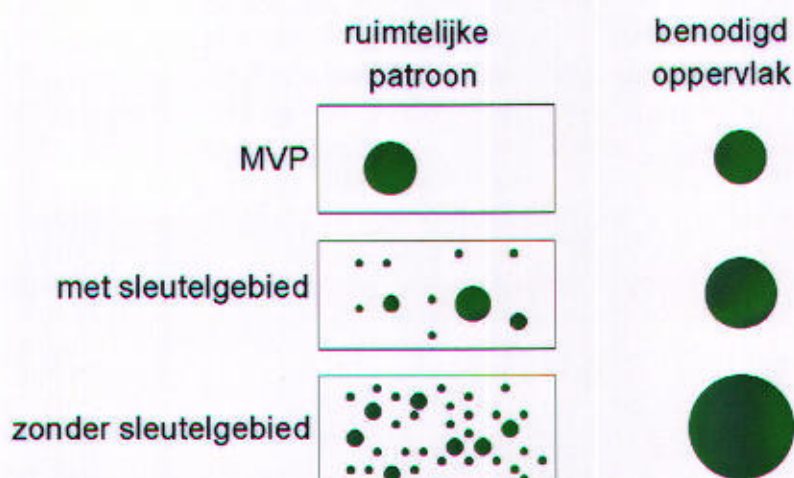
³ Onder 'beperkte uitwisseling' wordt verstaan: de uitwisseling van één reproductieve eenheid (RE) per jaar (Verboom et al., 1997; zie ook hoofdstuk 4).

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. In deze maat komen de verschillende landschapsmaten samen en wordt behalve natuurkwaliteit en natuurareaal ook de ruimtelijke configuratie betrokken (zie figuur 3.1).

3.3 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 3.1).

In het onderste deelfiguur van figuur 3.1 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 bezet. Zodoende zal de gemiddelde dichtheid in het onderste figuur lager zijn.



Figuur 3.1 Schematische voorbeelden van ruimtelijke samenhang van geschikt leefgebied in relatie tot het benodigd oppervlak aan leefgebied

4 LARCH

4.1 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 (Foppen & Chardon, 1998).

LARCH heeft de volgende kenmerken:

- 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 "door de ogen van een diersoort" naar een landschap gekeken en worden verschillende uitspraken over een landschap gedaan. De meest gebruikte analyse is de duurzaamheidsbepaling van landschappen voor verschillende soorten; LARCH-CLASSIC. De resultaten uit deze analyse zijn binnen verschillende projecten gebruikt en getoetst (Foppen & Geilen, 1997; RIVM, 1997; Buit et al., 1998; RIVM, 1998; Reijnen & Koolstra, 1999; RIVM, 1999; Groot Bruinderink et al., in prep.). Voor deze methode is reeds een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd (Houweling et al., in prep.). LARCH-SCAN wordt ingezet om een quick scan van de ruimtelijke samenhang uit te voeren (Foppen & Chardon, 1998; SC-DLO, 1999). De resultaten zijn minder nauwkeurig en voor deze methode is geen gevoeligheidsanalyse uitgevoerd. Vaak worden de resultaten uit LARCH-SCAN gebruikt om de resultaten van LARCH-CLASSIC te verfijnen.

4.2 LARCH-CLASSIC

Met LARCH-CLASSIC wordt de duurzaamheid van habitatnetwerken geëvalueerd. Een habitatwerk is een gebied met habitatplekken waar een metapopulatie kan voortbestaan (zie ook de begrippenlijst in bijlage A). Uitgaande van een vegetatiekaart van het studiegebied doorloopt LARCH-CLASSIC per soort de volgende stappen:

- 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 4.1. Figuur 4.2 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. In het voorbeeld zijn alleen de barrières aangegeven die de duurzaamheid beïnvloeden.

4.2.1 Bepaling leefgebieden van soorten (figuur 4.1a en figuur 4.2a)

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. Aan de 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 worden verspreidingsgegevens gebruikt en volgens een vaste procedure omgezet naar potentiële draagkrachten per vegetatietype (Reijnen et al., in prep. (a)). Het resultaat is een kaart met het habitat van de soort. De draagkracht is een zeer gevoelige parameter en de draagkracht dient nauwkeurig bepaald 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 de huidige verspreiding van de soort, maar de verspreiding van potentieel habitat;
- optimale ontwikkeling: elk vegetatietype wordt verondersteld optimaal ontwikkeld te zijn.

4.2.2 Bepaling van (type) lokale populaties (figuur 4.1b en figuur 4.2b)

Geschikte habitatplekken die zo dicht bij elkaar liggen dat individuen dagelijks tussen beide plekken kunnen pendelen, worden geclusterd en als één geheel beschouwd. 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.

Lokale populaties, welke dankzij uitwisseling⁴ met andere populaties binnen het habitatnetwerk, levensvatbaar zijn, worden benoemd tot sleutelgebieden (Verboom et al., in prep.). Lokale populaties die zo groot zijn dat ze zonder deze uitwisseling levensvatbaar zijn, worden Minimum Viable Populations (MVP) genoemd. Sleutelgebieden en MVP's vormen de stabiele kernen binnen een habitatnetwerk (zie ook hoofdstuk 3).

4.2.3 Bepaling van habitatnetwerken (figuur 4.1c en figuur 4.2c)

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 zogenaamde dispersiecurves die zijn bepaald met behulp van empirische studies (Siefke, 1984). Voor het omzetten van de dispersiecurves tot netwerkafstanden wordt een vaste procedure gevolgd (Reijnen et al., in prep. (a)). Indien de gegevens niet voorhanden zijn, wordt met behulp van gegevens van aanverwante soorten een schatting van de netwerkafstand gemaakt. Binnen de gevormde habitatnetwerken kunnen individuen vanuit de ene lokale populatie een andere lokale populatie binnen hetzelfde habitatnetwerk bereiken.

4.2.4 Duurzaamheidsbepaling van habitatnetwerken (figuur 4.1d en figuur 4.2d)

Een habitatnetwerk is duurzaam als het is opgebouwd uit lokale populaties van een zodanige omvang dat de uitsterfkans erg klein is; de metapopulatie binnen dit habitatnetwerk is dan levensvatbaar⁵. 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.

4.2.5 Omgeving van studiegebied en barrières

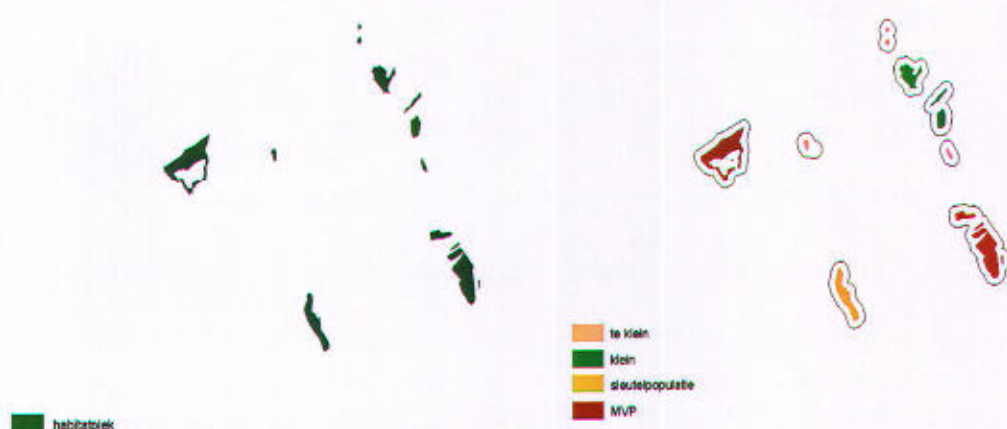
Een habitatnetwerk kan zich uitstrekken over de grenzen van een studiegebied. Daarom worden ook habitatplekken in de analyses betrokken die grenzen aan het studiegebied. Als vuistregel wordt voor de omgeving een zone gehanteerd van éénmaal de netwerkafstand rondom het studiegebied (Buit et al., 1999).

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

⁴ De norm voor de uitwisseling is op 1 reproductieve eenheid per jaar gesteld (Verboom et al., 1997).

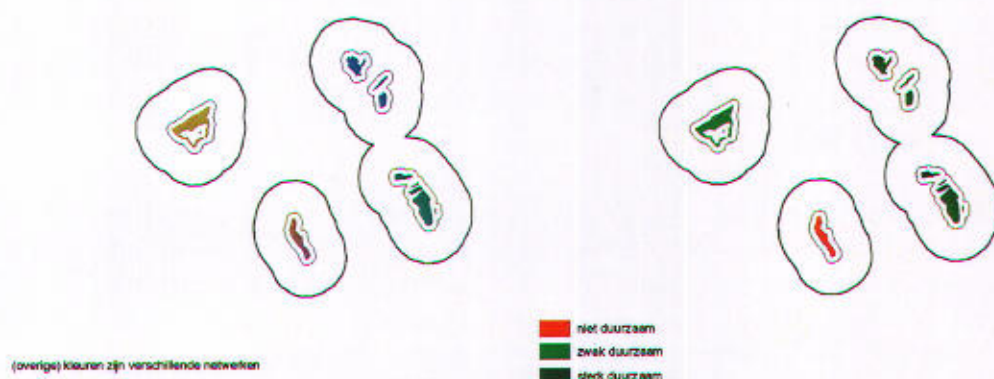
⁵ De term 'duurzaam' heeft altijd betrekking op habitatplekken, habitatnetwerken en landschappen. De term 'levensvatbaar' heeft altijd betrekking op (meta)populaties.

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 lijn geeft één habitatnetwerk weer.

d. Duurzaamheidsbepaling van de habitatnetwerken op basis van normen.

Figuur 4.1 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.

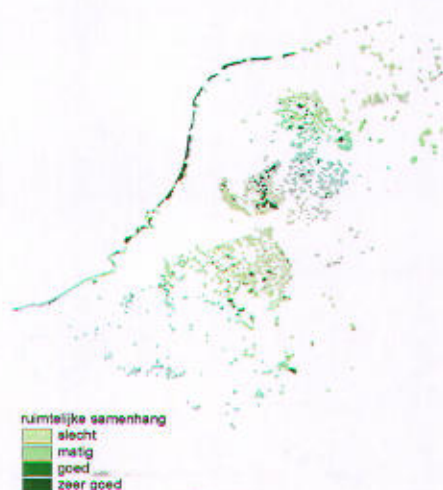


d. duurzaamheidsbepaling van de habitatnetwerken op basis van normen (groen is beter dan rood).

Figuur 4.2 Duurzaamheidsbepaling van habitatnetwerken voor de adder in Drenthe, de kop van Overijssel en Oost-Friesland.

4.3 LARCH-SCAN

LARCH-SCAN (Spatial Cohesion Analysis of Nature) is een quick-scan methode waarmee de ruimtelijke samenhang van (natuur)gebieden kan worden bepaald. Het concept van LARCH-SCAN is gebaseerd op de uitwisseling van dieren tussen habitatplekken. Iedere diersoort heeft zijn eigen uitwisselingscapaciteit. De mate waarin habitat samenhangt, is per soort verschillend en afhankelijk van deze capaciteit. Het is met LARCH-SCAN mogelijk om een inschatting te maken van de te verwachte uitwisseling in het tussenliggende landschap. Een soort met een grote uitwisselingscapaciteit vertoont een grotere ruimtelijke samenhang dan een soort met een kleinere uitwisselingscapaciteit binnen hetzelfde habitat (figuren 4.5 en 4.6). Deze inschatting is gebaseerd op de lokale populaties van 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.



Figuur 4.5 Ruimtelijke samenhang van het habitat van een zandhagedis; kleine dispersiecapaciteit en last van barrières (hoofdwegen en provinciale wegen).



Figuur 4.6 Ruimtelijke samenhang van het habitat van een boomleeuwerik; grote dispersiecapaciteit en geen last van barrières.

5 LARCH-SNIP/MAAT

5.1 Uitgangspunten

LARCH-SNIP/MAAT zal ingezet moeten worden in de opeenvolgende fasen van de Tracé/m.e.r.-procedure. De fasen in deze procedure zijn zo opgezet dat de benodigde informatie steeds gedetailleerder aangeleverd moet worden (zie ook hoofdstuk 2). Hier zal LARCH-SNIP/MAAT op in spelen.

LARCH-SNIP/MAAT bepaalt per indicatorsoort de duurzaamheid van een landschap. Het resultaat is een kaart met één of meerdere habitatnetwerken waarin deze soort kan voorkomen. Per habitatnetwerk wordt aangegeven of de soort hierin duurzaam kan voorkomen of niet.

Een ingreep kan effect hebben op één of meerdere habitatnetwerken. Het uitgangspunt in de methode is dat voor elke soort in elk habitatnetwerk de duurzaamheid na de ingreep gelijk moet zijn aan de duurzaamheid vóór de ingreep. Indien een habitatnetwerk in twee losse delen uiteenvalt, zal één van de delen weer de oorspronkelijke duurzaamheid moeten krijgen.

Dit kan gerealiseerd worden door het opgesplitste netwerk door middel van mitigerende maatregelen opnieuw samen te voegen of door één van de twee delen uit te breiden tot een netwerk met de oorspronkelijke duurzaamheid. Het andere deel wordt bij deze laatste optie verder buiten beschouwing gelaten. Hierbij zullen alleen de habitatnetwerken geanalyseerd worden die geheel of gedeeltelijk binnen de compensatieplichtige gebieden vallen of deze gebieden indirect beïnvloeden (zie hoofdstuk 2).

5.2 Verkenningen- / Startnotitie-fase

Als eerste stap wordt een kaart gemaakt van ecosystemen die vallen in de categorie 'moeilijk tot niet vervangbaar' (zie hoofdstuk 2). Het betreft veelal unieke ecosystemen, zoals schraalgraslanden en oude loofbossen, die om een aparte aanpak in de methodiek natuurcompensatie vragen. Dergelijke gebieden mogen niet worden aangetast. Deze gebieden worden dan ook in een duidelijk te onderscheiden kleur zichtbaar gemaakt.

LARCH-SNIP/MAAT zal voor elke soort één analyse uitvoeren van de huidige situatie. Het uitgangsmateriaal is de begroeiingstypekaart, een vegetatiekaart op basis van een raster van 250 bij 250 meter.

Alleen de habitatnetwerken waarbij die geheel of gedeeltelijk binnen een compensatieplichtig gebied vallen of deze indirect beïnvloeden worden op kaart weergegeven. De klasse van duurzaamheid bepaalt de kleur van het habitatnetwerk.

Het hele netwerk zal gearceerd weergegeven worden. De habitatplekken binnen dit netwerk zullen volledig gekleurd zichtbaar zijn. Een ingreep beïnvloedt namelijk niet alleen het netwerk als het een habitatplek doorsnijdt, maar ook als hij het netwerk tussen verschillende habitatplekken doorsnijdt, waarmee uitwisseling onmogelijk wordt gemaakt. Indien de ingreep een habitatplek doorsnijdt is het effect op de duurzaamheid naar verwachting groter dan wanneer doorsnijding van het habitatnetwerk plaatsvindt buiten een habitatplek.

Sterk duurzame habitatnetwerken zullen naar voren komen en niet duurzame habitatnetwerken zullen op de achtergrond blijven. De soorten zullen per ecosysteemtype (zie tabel 6.1) en voor het gehele landschap worden samengevoegd. De kaart met unieke ecosystemen wordt hieraan toegevoegd. Zodoende ontstaat één kaart en is voor de gebruiker direct zichtbaar waar gebieden liggen die moeten worden vermeden en waar gebieden liggen die minder gevoelig zijn voor aanleg en/of uitbreiding van infrastructuur.

5.3 Trajectnota-fase

In de trajectnotafase worden met LARCH-SNIP/MAAT twee analyses uitgevoerd. De eerste analyse betreft de duurzaamheid van de habitatnetwerken in de oude situatie. De tweede analyse berekent de duurzaamheid na de ingreep. Per soort worden deze twee analyses vergeleken. Per habitatnetwerk wordt bepaald wat het habitatverlies is en welk type populatie wordt aangetast (lokale populatie, populaties in een sleutelgebied of een MVP). Door de twee analyses te vergelijken wordt de achteruitgang in duurzaamheid voor een habitatnetwerk bepaald. Om tot een goede bepaling van het aantal mitigerende en compenserende maatregelen te komen wordt een beslisboom gebruikt die voor elke soort dezelfde stappen doorloopt (hoofdstuk 7). Deze beslisboom wordt tevens gebruikt om de zone aan te geven waar deze maatregelen ingezet dienen te worden. Het uitgangsmateriaal is de begroeiingstypekaart, een vegetatiekaart op basis van een raster van 250 bij 250 meter. Indien nodig kunnen gedetailleerdere uitspraken worden gedaan, wanneer bij de analyses gebruik wordt gemaakt van invoerbestanden met een raster van 25 bij 25 meter.

5.4 (Ontwerp-)Tracébesluit-fase

Met behulp van de beslisboom (hoofdstuk 7) worden de mitigerende maatregelen en compensatiegebieden voor de verschillende soorten samengevoegd. Hierbij wordt op basis van een aantal randvoorwaarden gekozen voor een optimale variant, bijvoorbeeld de variant die de minste kosten met zich meebrengt. Het uitgangsmateriaal is de begroeiingstypekaart op basis van een raster van 250 bij 250 meter. Rond de infrastructuur wordt deze kaart vervangen door een vegetatiekaart op basis van 25 bij 25 meter.

5.5 Uitvoerings-fase

De zoeklocaties van mitigerende maatregelen en de zoekgebieden voor de verschillende compensatiegebieden worden aangegeven op één kaart. Het uitgangsmateriaal is de begroeiingstypekaart, een vegetatiekaart op basis van een raster van 250 bij 250 meter. Rond de infrastructuur zal deze kaart worden vervangen door een vegetatiekaart op basis van 25 bij 25 meter.

LARCH-SNIP/MAAT zal aangeven waar de mitigerende en compenseerde maatregelen komen te liggen. Er wordt één kaart gegenereerd met alle maatregelen en een duidelijke uitgebreide legenda. Het benodigde beheer en/of onderhoud van de compenserende en mitigerende maatregelen wordt aangegeven.

LARCH-SNIP/MAAT biedt in deze fase tevens een hulp bij het uitvoeren van de m.e.r.-evaluatie door het opnieuw analyseren van de duurzaamheid van de habitatnetwerken, maar nu met inbegrip van de uitgevoerde natuurmaatregelen.

5.6 Beheer- en onderhouds-fase

Na de realisatie-fase komt er een beheer-/onderhouds-fase (deze valt buiten de Tracénota/m.e.r.-procedure). De informatie uit het model moet ook geschikt zijn binnen deze fase. LARCH-SNIP/MAAT geeft overwegingen mee voor beslissingen ten aanzien van beheer en onderhoud, bijvoorbeeld voor welke soort de mitigerende maatregel dient en waarom de maatregel op deze lokatie is gerealiseerd. Dit wordt gedaan door een uitgebreide legenda (document) bij de kaart te maken. In deze legenda staat gegeven voor welke soorten een mitigerende maatregel is genomen en welk natuurdoeltype er in een compensatiegebied ontwikkeld moet worden.

5.7 Kanttekeningen bij de voorgestelde methode

5.7.1 Compensatieplichtige gebieden

In de methode worden alleen habitatnetwerken meegenomen, die geheel of gedeeltelijk binnen de compensatieplichtige gebieden liggen, of deze gebieden indirect beïnvloeden. In eerste instantie zijn dit de zes gebiedscategorieën uit het SGR (zie hoofdstuk 2), aangevuld met eventuele op provinciaal niveau aangewezen compensatieplichtige gebieden. Daarnaast dienen (na vaststelling) tevens gebieden te worden opgenomen die volgens de Europese wetgeving beschermd zijn, zoals gebieden die onder de habitatrichtlijn en de vogelrichtlijn vallen. Als een ingreep binnen een habitatnetwerk valt, welke niet binnen één van bovengenoemde compensatieplichtige gebieden ligt of deze beïnvloeden, zal dit habitatnetwerk niet meegenomen worden ook al is deze duurzaam.

Veel van de indicatorsoorten binnen LARCH-SNIP/MAAT (tabel 6.1) zijn voor een belangrijke mate afhankelijk van deze compensatieplichtige gebieden. Het gaat hierbij

vooral om de soorten van de ecosystemen heide, bos en moeras. De soorten welke voorkomen in het cultuurlandschap zijn vooral afhankelijk van kleine landschapselementen, zoals houtwallen en watergangen. Deze landschapselementen vallen niet onder de compensatieplichtige gebieden en zullen dan ook buiten de analyse vallen. Er geldt op dit moment geen compensatieplicht voor aantasting van deze landschapselementen vanuit het compensatiebeginsel in de SGR. Dit ondanks het gegeven dat het kleinschalige cultuurlandschap een belangrijk leefgebied vormt voor veel soorten die de laatste jaren in aantal zijn achteruitgegaan.

5.7.2 Unieke ecosystemen

Onder unieke ecosystemen wordt verstaan: natuurdoeltypen die niet of moeilijk vervangbaar zijn. Te denken valt aan schraalgraslanden, kalkgraslanden, hoogvenen, vennen, oude loofbossen en bronbossen. Voor veel plant- en enkele diersoorten zijn deze unieke ecosystemen het enige geschikte habitat. Compensatie is door de geringe vervangbaarheid van dergelijke ecosystemen vooral mogelijk door verbetering van de natuurkwaliteit binnen de overgebleven gebieden van dergelijke ecosystemen. Deze gebieden zijn in veel gevallen echter zo schaars, dat dit vrijwel onmogelijk te realiseren is.

In de voorgestelde methode wordt gebruik gemaakt van diersoorten. Voor veel diersoorten geldt dat meerdere natuurdoeltypen (Bal et al., 1995) geschikt zijn. Doordat compenserende maatregelen vanuit de diersoorten worden vastgesteld, kan eventueel het ene natuurdoeltype door een ander vervangen worden. Dit betekent in theorie dat unieke ecosystemen vervangen zouden kunnen worden door meer algemene natuurdoeltypen, zonder dat de duurzaamheid van het habitatnetwerk hierbij wordt aangetast.

Om dit te voorkomen wordt er al vroeg in de methode een extra stap ingebouwd. Eerst wordt bepaald welke natuurdoeltypen uniek zijn. Deze gebieden worden aangegeven in de startnotitiefase als 'zeer belangrijk'. Indien de ingreep toch deze gebieden aantast, zal er voor deze gebieden apart gecompenseerd moeten worden. Of deze compensatie mogelijk is en hoe deze vorm moet krijgen zal door experts bepaald dienen te worden. Dit is zo complex dat het niet mogelijk is om dit door LARCH-SNIP/MAAT te laten bepalen.

5.7.3 Koppeling van bestanden met weggegevens

Voor analyses met LARCH worden momenteel kaarten met wegen gebruikt, waarbij alleen aangegeven is welk type weg (hoofdweg, provinciale weg e.d.) het betreft. Binnen LARCH-SNIP/MAAT zullen meer aspecten van de weg meegenomen worden in de analyses. In eerste instantie betreft dit de aanwezigheid / afwezigheid van mitigerende maatregelen. In latere fasen zullen tevens aspecten als wegbreedte, verkeersintensiteit en wegverlichting betrokken worden.

De verschillende aspecten van een weg zijn meestal in verschillende bestanden aanwezig. Deze zullen met elkaar moeten kunnen communiceren. Hiervoor is het noodzakelijk dat er een duidelijke basiskaart van de wegen is. In deze kaart zullen alle wegstukken een unieke code moeten krijgen (zie tabel 5.1). Deze unieke code moet vervolgens gebruikt worden in de andere bestanden. In tabel 5.2 en tabel 5.3 wordt dit schematisch weergegeven.

Tabel 5.1 Voorbeeld van een basisbestand welke hoort bij de basiskaart van wegen.

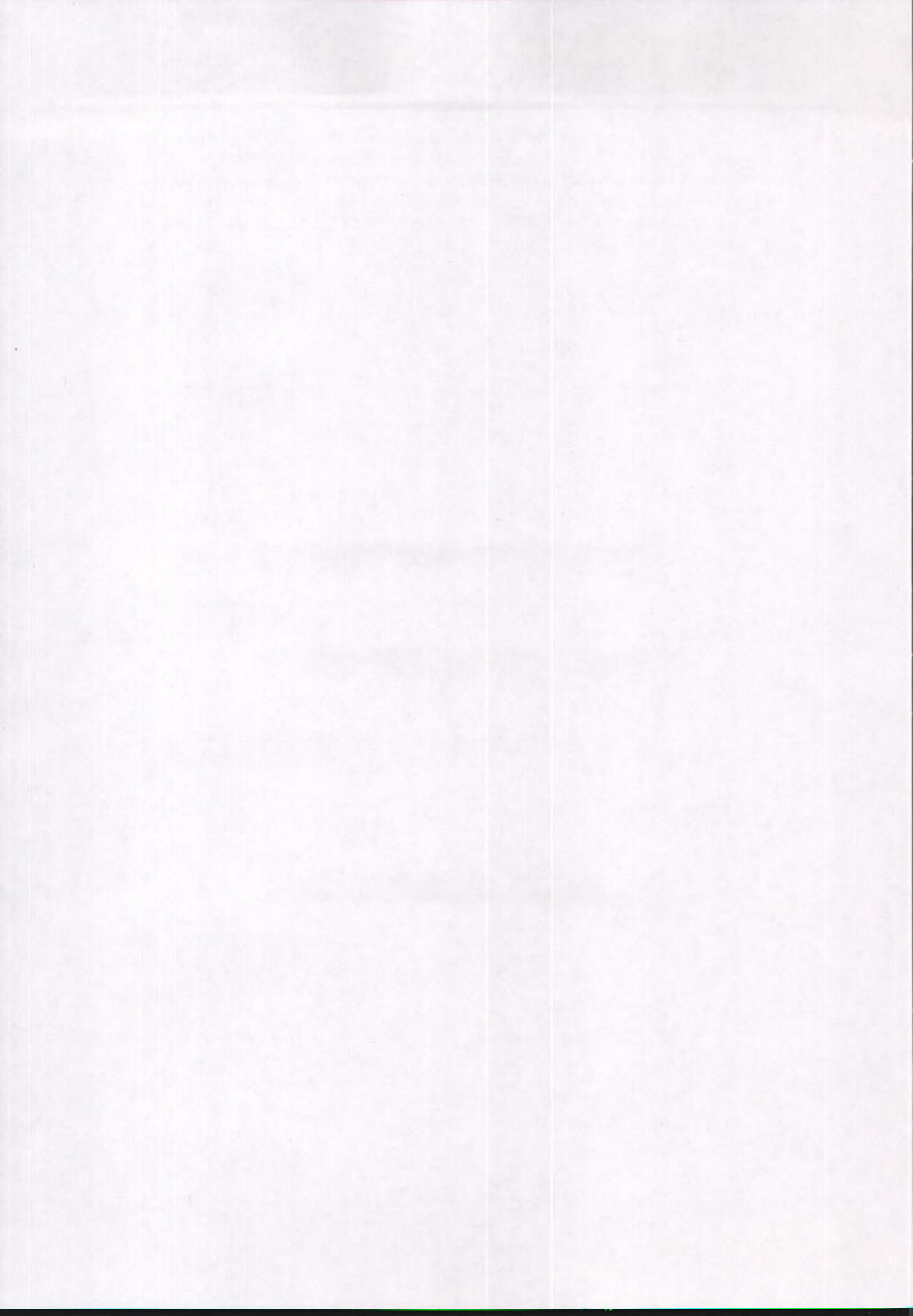
Wegstuk	Unieke code
1	A12.42
2	A12.43
3	A12.44
4	A12.45

Tabel 5.2 Voorbeeld van een bestand met mitigerende maatregelen die gekoppeld kan worden aan het basisbestand uit tabel 5.1.

Maatregel	Code	Code wegstuk
raster2	r2	A2.35
dassentunnel	das	A12.43
dassentunnel	das	A2.5
raster6	r6	A1.16
raster2	r2	A2.36
ecoduct	eco	A50.23

Tabel 5.3 Voorbeeld van bestand met weggegevens die gekoppeld kan worden aan het basisbestand uit tabel 5.1.

Wegstuk	Code	Verkeersint	Wegbreedte	Weghoogte
1	A2.14	7000	50	2
212	A3.15	4500	56	1.5
113	A6.24	4300	54	-0,5
760	A50.23	5000	47	1
45	A12.43	7000	43	0
792	A50.86	5500	50	1



6 Indicatorsoorten

6.1 Inleiding

Kwaliteit, oppervlakte en de configuratie van habitatplekken bepalen tezamen de duurzaamheid van een habitatnetwerk in een landschap (zie hoofdstuk 3). Soorten verschillen in hun eisen die gesteld worden aan elk van deze drie kenmerken. Per soort zal eenzelfde landschap dan ook een andere duurzaamheid te zien geven. De barrièrewerking van wegen zal eveneens per soort een ander effect op de duurzaamheid hebben. Daarom is het van belang verschillende soorten in de analyses van LARCH-SNIP/MAAT te betrekken. Aangezien het onwerkbaar is om alle soorten in het model op te nemen, zal een keuze van karakteristieke diersoorten (indicatorsoorten) moeten worden gemaakt. Het is nodig om bij de keuze van deze indicatorsoorten de verschillen in habitatkeuze en gevoeligheid voor versnipperingseffecten naar voren te laten komen.

De gekozen indicatorsoorten vertegenwoordigen een soortengroep. Zo staat de otter voor de groep (middel)grote zoogdieren in moeras. Bij de soortkeuze is ook het schaalniveau van belang. Soorten welke op een nationaal niveau opereren, zijn weinig gevoelig voor versnippering op lokaal niveau (Houweling et al., in prep.). Om een compleet beeld te krijgen van de kwaliteit van een gebied dienen ze echter wel te worden meegenomen in de analyses.

6.2 Soortkeuze

De soortkeuze is aanvankelijk vooral gebaseerd op het versnipperingseffect barrièrewerking (fase 1 van het onderzoek; zie paragraaf 1.4). In latere fasen (fasen 3 en 4) zullen ook voor de overige versnipperingseffecten (verstoring en vernietiging) indicatorsoorten moeten worden bepaald.

De gekozen indicatoren zijn per soortengroep en ecosysteem weergegeven in tabel 6.1. Bij de keuze van indicatorsoorten zijn de volgende criteria gehanteerd:

- verschil in schaal van gedrag op veranderingen in het landschap;
- evenwichtige verdeling over de belangrijkste landschapstypen van Nederland;
- evenwichtige verdeling over heel Nederland;
- gevoelig voor barrièrewerking;
- nationale en/of internationale wettelijk beschermde status (Natuurbeschermingswet, Rode Lijst, Habitatrichtlijn, Vogelrichtlijn, e.d.).

De soorten zijn gekozen uit vier diergroepen: zoogdieren, reptielen, amfibieën en dagvlinders. De zoogdieren zijn onderverdeeld in (middel)groot en klein, omdat aan elk van deze twee categorieën eigen normen zijn toegekend. Grote dieren gedragen zich anders in het landschap dan kleine dieren. Vooral de schaal van bewegingen is

verschillend, maar ook de overlevingskans van kleine populaties. Vogels zijn (nog) niet geselecteerd, omdat deze in het algemeen weinig last hebben van barrièrewerking. Verkleining van het oppervlakte habitat en/of verstoring kan echter wel een nadelig effect op de overlevingskansen van deze diergroep hebben. In volgende fasen zullen vogels dan ook in de selectie moeten worden betrokken.

De onderscheiden ecosystemen zijn: heide, bos, moeras en cultuurlandschap. De verdeling over Nederland is te zien in de keuze:

- grote bosgebieden en heideterreinen op de Veluwe, in Drenthe en Noord-Brabant;
- moeras in West- en Noord-Nederland;
- cultuurlandschap in Limburg, Zeeland, Achterhoek en Twente, maar ook in het rivierengebied en het veenweidegebied.

Tabel 6.1 Indicatorsoorten per diergroep en type ecosysteem. Met een '+' is aangegeven of de soort een beschermde status heeft (Natuurbeschermingswet, Rode Lijst, e.d.)

Ecosysteem/ landschap	Diergroep		zoogdieren	reptielen	amfibieën	dagvlinders				
	zoogdieren,									
	klein	(middel)groot								
heide	-	-	edelhert	+	adder zandhagedis	+	heikikker	+	kommavinder	+
bos	eekhoorn	-	edelhert boommarter	+	hazelworm	+	-	-	kleine ijsvogelvlinder	+
moeras	waterspitsmuis noordse woel- muis	+	otter	+	ringslang	+	-	-	zilveren maan	+
cultuur- landschap	egel	-	das	+	ringslang	+	boomkikker	+	bruin blauwtje	+
	hamster	+					kamsalamander	+	bont dikkopje	+
	ondergrondse woelmuis	-								

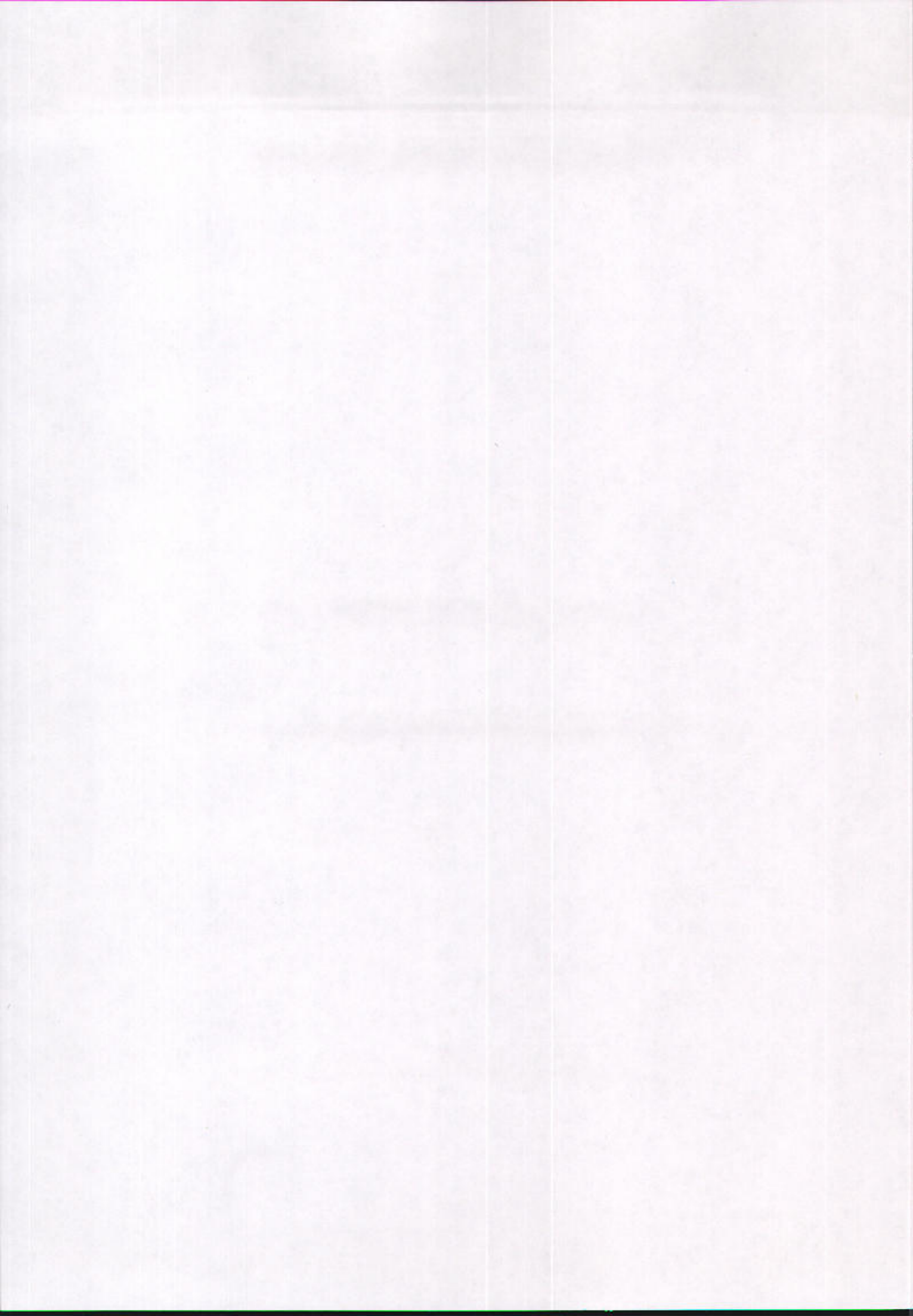
6.3 Soortprofielen

Per indicatorsoort worden soortprofielen opgesteld. Het betreft beschrijvingen van de voor LARCH-SNIP/MAAT 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.

Een aantal soortprofielen van bovengenoemde indicatorsoorten zijn reeds in LARCH-CLASSIC uitgewerkt. Soortprofielen die ontbreken zijn:

- egel
- hazelworm
- kommavinder
- bont dikkopje

Ook voor de bestaande soortprofielen is een check van de waarden echter noodzakelijk bij toepassing binnen LARCH-SNIP/MAAT.



7 Beslisboom

De beslisboom is opgesteld om een generieke, schematische methode te krijgen om een beslissing te kunnen nemen voor compenserende dan wel mitigerende maatregelen. In eerste instantie zal altijd getracht moeten worden natuurschade te vermijden door habitatnetwerken intact te laten. Voor habitatnetwerken, die aangetast worden door ingrepen zal de beslisboom worden gehanteerd. Dit zal in de analyses vanaf de verkenning / startnotitie-fase per soort gebeuren. Vervolgens worden de verschillende resultaten per ecosysteemtype gesommeerd (zie tabel 6.1).

Het uitgangspunt in de methode is:

Voor elke soort, voor elk habitatnetwerk is de duurzaamheid na de ingreep gelijk aan de duurzaamheid voor de ingreep.

De beslisboom heeft betrekking op elk habitatnetwerk dat na de ingreep *niet* gelijk is als voor de ingreep en geheel of gedeeltelijk is opgebouwd uit compensatieplichtige gebieden. Habitatnetwerken die niet beïnvloed worden, worden in de verdere analyses met betrekking tot mitigatie en compensatie buiten beschouwing gelaten. Het doel van de mitigerende en compenserende maatregelen is om het habitatnetwerk (of een deel ervan) op het oude niveau van duurzaamheid te krijgen. Bij de bepaling waar en hoeveel mitigerende dan wel compenserende maatregelen genomen moeten worden, wordt het habitatnetwerk verder geanalyseerd op het niveau van lokale populaties (zie 7.1a en 7.1b).

Bij een 0/1-barrièrewerking zal er altijd een deel van het habitatnetwerk worden afgesplitst. Hierdoor zullen met mitigerende maatregelen altijd maatregelen bedoeld worden die de barrière opheffen. In een volgende fase van het project SNIP/MAAT zullen ook processen als sterfte meegenomen worden in de analyse en mitigerende maatregelen als rasters zullen dan uitgewerkt worden in de beslisboom. Het is belangrijk een onderscheid te maken tussen de verschillende processen (Verboom 1994).

De beslisboom is van toepassing op habitatnetwerken welke achteruit gaan in duurzaamheid ongeacht de sterkte van deze achteruitgang. In het kort zullen de verschillende stappen aangegeven worden. Vervolgens zal per stap de motivatie en de werkwijze van de betreffende stap uitgewerkt worden. Binnen stappen 2a-d zitten weer kleine beslisbomen. Deze zijn uitgewerkt in de tekst.

De stappen zijn:

- 1 bepaling of aantasting sleutelgebieden of MVP's;
- 2 opheffen achteruitgang duurzaamheid door mitigatie en compensatie;
 - a bepaling aantal mitigerende maatregelen;
 - b bepaling plaats mitigerende maatregelen;
 - c bepaling hoeveelheid compensatie;
 - d bepaling plaats compensatie;

- 3 opheffen achteruitgang door compensatie alleen;
 - a bepaling hoeveelheid compensatie;
 - b bepaling plaats compensatie;
- 4 bepaling beste optie;
- 5 samenvoegen mitigerende maatregelen;
- 6 samenvoegen compensatiegebieden.

7.1 Stap 1: aantasting sleutelgebieden of MVP's

Een ingreep kan een sleutelgebied of een MVP opsplitsen. Binnen de habitatnetwerken zijn dit de stabiele kernen. De sleutelgebieden en MVP's dienen op het oude niveau teruggebracht te worden. Dit kan gebeuren middels mitigerende en/of compenserende maatregelen. Tijdens stappen 2 en 3 wordt bepaald wat de mogelijkheden hiervoor zijn.

7.2 Stap 2: achteruitgang opheffen door mitigatie en compensatie

Het is mogelijk dat een habitatnetwerk wordt opgesplitst door aan te leggen infrastructuur terwijl er geen aantasting van habitat is; de infrastructuur ligt in het tussenliggende landschap van het habitatnetwerk. Doordat het habitatnetwerk uiteenvalt zal de duurzaamheid van de twee afzonderlijke delen lager worden. Met behulp van mitigerende maatregelen kunnen de habitatnetwerken weer aan elkaar gekoppeld worden; de barrière wordt opgeheven. Het oude habitatnetwerk wordt volledig hersteld en de duurzaamheid ook.

In het huidige model is de barrièrewerking 0 of 1. Worden mitigerende maatregelen geplaatst dan zullen deze zorgen voor een barrièrewerking van 0. Wordt de barrièrewerking genuanceerd en wordt nieuwe infrastructuur aangelegd, dan zal het praktisch onmogelijk zijn om de achteruitgang volledig op te heffen met mitigerende maatregelen. Een weg met mitigerende maatregelen heeft altijd een hogere barrièrewerking dan geen weg. Wordt daarentegen bestaande infrastructuur verbreed en maakt het model gebruik van genuanceerde barrièrewerking, dan is het mogelijk dat mitigerende maatregelen zelfs een deel van het habitatverlies kunnen compenseren. Een 'brede' weg met mitigerende maatregelen kan namelijk een lagere barrièrewerking hebben dan een 'smalle' weg zonder maatregelen.

7.2.1 Stap 2a: bepaling aantal mitigerende maatregelen

Met LARCH-SCAN wordt bepaald waar de ruimtelijke samenhang (erg) goed is. In deze gebieden is te verwachten dat er veel bewegingen tussen populaties zijn. De bepaling met LARCH-SCAN wordt gedaan zonder het wegstuk. Dit is essentieel om tot een goed beeld te komen van de potentiële bewegingen van dieren binnen het habitatnetwerk dat ontstaat na de mitigerende maatregelen.

Het aantal mitigerende maatregelen per kilometer wordt bepaald door de dispersie-capaciteit van een soort en de resultaten uit de LARCH-SCAN analyse. De analyse met LARCH-SCAN levert vier klassen op. Op wegstukken met een slechte ruimtelijke samenhang dient binnen elke netwerkaafstand één maatregel genomen te worden. Op wegstukken met een matige ruimtelijke samenhang dienen binnen elke netwerkaafstand twee maatregelen genomen te worden. En op wegstukken met een goede of erg goede ruimtelijke samenhang dienen binnen elke netwerkaafstand vier maatregelen genomen te worden⁶. Hiermee worden in gebieden met grote potentiële dispersie meer mitigerende maatregelen aangelegd. Deze mitigerende maatregelen zullen naast de dispersie ook de dagelijkse bewegingen van dieren faciliteren, daar waar deze veel plaatsvinden.

7.2.2 Stap 2b: bepaling plaats van mitigerende maatregelen

Met de bepaling van het aantal mitigerende maatregelen wordt tevens aangegeven waar de plaats is van de maatregelen. In eerste instantie moeten de maatregelen komen te liggen waar sleutelgebieden en MVP's aangetast zijn (zie 7.1). De overige maatregelen dienen zo uniform mogelijk verdeeld te worden over het wegstuk. De resultaten van LARCH-SCAN worden gebruikt om aan te geven binnen welke range de maatregelen genomen dienen te worden.

Binnen deze stap wordt naast het opheffen van de barrière tevens bepaald of het mogelijk is habitatnetwerken te koppelen welke door een reeds bestaande barrière gescheiden zijn. Door deze habitatnetwerken te koppelen kan één habitatnetwerk ontstaan dat een grotere duurzaamheid kent. Het koppelen van twee zwak duurzame populaties heeft de hoogste voorkeur. Vervolgens het koppelen van een zwak duurzame met een sterk duurzame populatie en het koppelen van twee sterk duurzame populaties.

Een exacte ligging van de mitigerende maatregelen is niet te geven. Belangrijke aspecten welke meegenomen moeten worden in de keuze zijn bijvoorbeeld kleine landschapselementen en bebouwing. Milieumedewerkers dienen ter plaatse na te gaan waar de maatregelen exact moeten komen te liggen. Hierbij dient rekening gehouden te worden met de resultaten uit de analyse en de voorwaarde van de soort waar de mitigerende maatregel voor aangelegd wordt.

7.2.3 Stap 2c: bepaling van hoeveelheid compensatie

Met behulp van mitigerende maatregelen is het in veel gevallen niet mogelijk de achteruitgang aan duurzaamheid volledig op te heffen. Indien het opgesplitste habitatnetwerk niet via mitigerende maatregelen opnieuw is samengevoegd, zal alleen het deel met de hoogste duurzaamheid verder geanalyseerd worden.

⁶ Het aantal mitigerende maatregelen per klasse, moeten beter bepaald worden door middel van onderzoek naar de werking van mitigerende maatregelen op populatieniveau.

Het verschil in duurzaamheid voor de ingreep en na de ingreep (met meerekening van mitigerende maatregelen) bepaalt de hoeveelheid compensatie. Met LARCH is het mogelijk om aan te geven 'hoeveel dieren' nodig zijn om het oude niveau van duurzaamheid te bereiken. De maat hiervoor is RE (zie 3.1.1). De maat RE wordt gebruikt om in een volgende stap compensatiegebieden samen te voegen (zie 7.6). De zoekgebieden voor de compensatie wordt per elke soort vastgelegd in deze fase.

7.2.4 Stap 2d: bepaling plaats van compensatiegebieden

In eerste instantie moeten de compensatiegebieden komen te liggen waar sleutelgebieden en MVP's aangetast zijn (zie 7.1). De overige compensatiegebieden worden daar neergelegd waar gebieden, na de compensatie, habitatnetwerken koppelen en nieuwe sleutelgebieden vormen.

Bij het koppelen van habitatnetwerken wordt bepaald waar de dichtsbijzijnde andere habitatnetwerken liggen voor de soort. Binnen een overbrugbare afstand (bijvoorbeeld anderhalfmaal de netwerkaafstand⁷) is het mogelijk om habitatnetwerken aan elkaar te koppelen. Dit kan echter alleen door een groot gebied (sleutelgebied) aan te leggen. Kleine habitatplekken zullen de habitatnetwerken ook koppelen, maar dit blijkt vaak een te zwakke schakel te zijn. Het koppelen van habitatnetwerken heeft als doel niet of zwak duurzame habitatnetwerken te koppelen aan sterk duurzame habitatnetwerken (Reijnen et al., in prep. (b)). Hierbij kunnen meerdere koppelingen mogelijk zijn en dient verder geprioriteerd te worden. Hiervoor wordt van al de mogelijk koppelingen bepaald wat de potentiële draagkracht is van de habitatnetwerken die voor de koppeling niet of zwak duurzaam waren; oftewel er wordt bepaald wat de potentiële draagkracht is die wordt toegevoegd aan het sterk duurzame netwerk. De koppeling die de hoogste potentiële draagkracht toevoegt heeft de hoogste prioriteit (Reijnen et al., in prep. (b)).

Het vormen van sleutelgebieden wordt gedaan door eerst de grootste lokale populaties te bepalen die in de categorie kleine populatie valt. Vervolgens wordt bepaald hoeveel RE nodig is om deze plek uit te laten groeien tot een sleutelgebied. Is dit mogelijk binnen de hoeveelheid compensatie die is bepaald dan wordt de compensatie rond deze lokale populatie gepositioneerd.

Bij de bepaling van de ligging van de compensatiegebieden ligt de hoogste prioriteit bij het herstellen van aangetaste sleutelgebieden. Verder heeft het koppelen van habitatnetwerken een hogere voorkeur dan het vormen van sleutelgebieden. Voor het vormen van sleutelgebieden is echter minder oppervlakte nodig. De straal waarbinnen de compensatiegebieden moeten liggen wordt bij het vormen van sleutelgebieden bepaald door de lokale fusieafstand en bij koppelen van habitatnetwerken door de netwerkaafstand van een soort.

⁷ Deze maat en de grootte van een gebied om habitatnetwerken te koppelen moeten met behulp van simulaties onderbouwd en nauwkeuriger bepaald worden.

7.3 Stap 3: achteruitgang opheffen door compensatie alleen

Het is mogelijk om de achteruitgang van de duurzaamheid op te heffen door alleen te compenseren. In sommige situaties, een klein oppervlak wordt van het habitatnetwerk afgesplitst, kan dit minder kosten met zich meebrengen. Dit klein oppervlak kan beter gecompenseerd worden dan dat er mitigerende maatregelen genomen worden om het habitatnetwerk opnieuw samen te voegen. Daarnaast kunnen voor enkele soorten mitigerende maatregelen veel kosten met zich meebrengen.

7.3.1 Stap 3a: bepaling van hoeveelheid compensatie

Voor de bepaling van de hoeveelheid compensatie wordt verwezen naar 7.2.3. Hierbij moet ervan uitgegaan worden dat geen enkele mitigerende maatregel wordt genomen.

7.3.2 Stap 3b: bepaling plaats van compensatiegebieden

Voor de bepaling van de plaats van compensatie wordt verwezen naar 7.2.4.

7.4 Stap 4: bepaling beste optie

Per soort wordt een keuze gemaakt voor de beste optie. Dit kan gedaan worden op basis van kosten van aanleg en onderhoud. Om dit in het model in te bouwen, moeten gegevens beschikbaar zijn van de grondprijzen, kosten voor mitigerende maatregelen en andere randvoorwaarden. Deze zijn momenteel nog niet standaard beschikbaar.

7.5 Stap 5: samenvoegen van mitigatie

Na de keuze (per soort) wordt op één kaart de range en het aantal mitigerende maatregelen (voor alle soorten) aangegeven. Indien maatregelen voor verschillende soorten binnen dezelfde range liggen kan gekeken worden of de maatregelen gecombineerd kunnen worden; één maatregel welke door beide soorten te gebruiken is. Hierbij moet wel rekening gehouden worden dat de soort een indicator is voor een soortsgroep. De maatregel dient zich niet toe te spitsen op de soort maar op de hele soortsgroep.

7.6 Stap 6: samenvoegen van compensatie

Voor elke soort is aangegeven binnen welke straal de compensatiegebieden moeten komen te liggen (zie 7.2.4). De maat hiervoor is reproductieve eenheid (RE) en kan

worden omgezet in hectares van verschillende natuurdoeltypen⁸. Voor de verschillende soorten wordt bepaald of er overlap is in de compensatiegebieden. Per overlap wordt bepaald of de betreffende soorten een gemeenschappelijk natuurdoeltype als geschikt habitat kennen. Dit kunnen meerdere natuurdoeltypen zijn. Gekozen wordt voor dat natuurdoeltype dat het minste aantal hectares behoeft en het eenvoudigst te realiseren is. Binnen deze stap zullen randvoorwaarden meegenomen worden voor het ontwikkelen van de verschillende natuurdoeltypen. Het ene type zal meer kosten met zich meebrengen dan het andere.

⁸ Vanuit de gebruikers is gevraagd om de compensatie te bepalen in hectares natuurdoeltypen, omdat de natuurdoeltypen binnen Nederland een standaard zijn. Zo kunnen resultaten uit de realisatie-fase beter overgedragen worden voor de beheer / onderhouds-fase (zie hoofdstuk 4)

8 Aanbevelingen

8.1 Inleiding

In dit rapport zijn reeds enkele leemtes in kennis, leemtes in instrumentarium en aanbevelingen naar voren gekomen. Deze zullen hier nogmaals aangegeven worden. Tevens zullen extra aanbevelingen gedaan worden. Er is een prioriteitstelling aangebracht door de verschillende aanbevelingen te koppelen aan de verschillende (vervolg)fasen van het project LARCH-SNIP/MAAT.

8.2 Aanbevelingen voor fase 2

Ontwikkelen model

De ontwikkeling van het model kan het beste aan de hand van een prototype gedaan worden, die in de vervolgfases steeds aangepast dan wel aangevuld wordt. De ontwikkeling van de user interface op het model en de afwerking van het model dient als laatste stap in fase 4 gedaan te worden. Het is echter mogelijk om door de verschillende fasen heen steeds een deel van het model te ontwikkelen.

Gegevensbestanden van wegen

Binnen het model wordt onderscheid gemaakt in verschillende typen wegen. Van deze wegen zullen enkele ecologisch relevante gegevens beschikbaar moeten zijn, bijv. verkeersintensiteit, breedte weg, aantal mitigerende maatregelen. Al deze gegevens moeten gemakkelijk, het liefst automatisch, gekoppeld kunnen worden aan het wegenbestand. Hiervoor zal een duidelijk protocol gemaakt moeten worden. Vervolgens zal dit protocol uitgevoerd moeten worden.

De bestanden met ecologisch relevante gegevens moeten up to date zijn. Tevens dienen de bestanden regelmatig bijgewerkt en beschikbaar gemaakt te worden. Indien een van de gegevens in meerdere bestanden is opgeslagen, moet de keuze op basis van deze randvoorwaarden gemaakt worden.

Soortprofielen indicatorsoorten

Niet al de soorten (zie § 6.3) zijn reeds gebruikt bij analyses met LARCH. Van de nog niet eerder met LARCH geanalyseerde soorten zullen soortprofielen gemaakt moeten worden. Het betreft de egel, hazelworm, kommavlinder en bont dikkopje. Tevens zullen enkele analyses moeten worden uitgevoerd om de modelresultaten te toetsen (calibreren) met behulp van huidige verspreidingspatronen. Tevens dienen er draagkrachten bepaald te worden voor de verschillende natuurdoeltypen, omdat de compensatie in natuurdoeltypen wordt aangegeven (zie 7.6).

Samenvoegen van mitigerende en compenserende maatregelen

Voor het samenvoegen van mitigerende maatregelen geldt hetzelfde als bij het vaststellen van het aantal. Onderzoek zal uit moeten wijzen, welk type maatregel

voor welke soortsgroepen geschikt zijn en welke soortsgroepen van dezelfde maatregel gebruik kunnen maken. Er wordt bewust over soortsgroepen gesproken, omdat de soort in tabel 6.1 een indicator is voor de soortsgroep waartoe deze behoort. De keuze voor een maatregel dient dan ook niet toegespitst te zijn op de soort maar op de soortsgroep.

Voor het samenvoegen van compenserende maatregelen geldt hetzelfde. Keuzes voor een bepaald natuurdoeltype kunnen afhangen van de kosten, biotische en abiotische randvoorwaarden om vanuit een vegetatietype een bepaald natuurdoeltype te realiseren. Tevens kunnen kosten in onderhoud verschillen voor de verschillende natuurdoeltypen.

Toetsing model

Met een onzekerheidsanalyse is het mogelijk om de onzekerheden van het model en de bandbreedtes van de resultaten aan te geven. Dit zou plaats moeten vinden als het model gereed is en de waarden voor al de parameters zijn bepaald.

Om reeds een beeld te krijgen van de bruikbaarheid van het model zal een pilot moeten worden uitgevoerd. In deze pilot zullen alle indicatorsoorten geanalyseerd moeten worden waardoor deze pilot tegelijkertijd als calibratie voor enkele soortparameters kan dienen. De pilot kan vorm krijgen binnen een reeds uitgevoerd project, een bestaand project of middels een nog uit te voeren project. Afweging hierbij is dat bij een reeds uitgevoerd project de resultaten van het model naast de gegevens van het project gelegd kunnen worden. Bij een bestaand project kunnen de analyses parallel lopen aan de verschillende fasen en bij een nog uit te voeren project kunnen de resultaten van het model direct meegenomen worden in de verschillende fasen.

8.3 Aanbevelingen voor fase 3

Vernietiging, verstoring en sterfte

Vernietiging van habitat door de aanleg van een weg, kan meegenomen worden in de analyses door de weg te projecteren over de habitatkaart. Hiervoor is een goed wegenbestand nodig, dat tevens de breedte van de wegen aangeeft. Daar waar de weg over het habitat van een soort valt, zal de habitatplek gesplitst worden en de delen onder de weg zullen wegvallen.

Wegen hebben een verstorende werking op soorten. De dichtheden rond een weg zullen lager zijn dan verder van deze weg verwijderd. Gezegd kan worden dat de kwaliteit van het habitat rond de weg lager is. De procedure welke van toepassing is op broedvogels dient hierbij in LARCH-SNIP/MAAT ingepast te worden (Reijnen et al., 1995). Hierbij moet voor de gekozen soorten nagegaan worden of deze procedure ook op hen van toepassing is, of dat hier een andere procedure voor moet worden toegevoegd.

Wegen zullen zorgen voor een grotere sterfte van dieren. Door deze extra sterfte kan de groei van een populatie binnen dit gebied 'negatief' worden; de populatie sterft uit. Dit zal in LARCH-SNIP/MAAT ingebouwd moeten worden en aansluiten bij de bepaling van leefgebieden. Indien een soort zeer gevoelig is voor deze extra sterfte (bijv. de Das) kan de draagkracht van een habitatplek op nul worden gezet.

Toetsing model

Zie de gelijknamige aanbeveling in fase 2.

8.4 Aanbevelingen voor fase 4

Schaal vegetatiekaarten

De toekomstverwachtingen zijn dat veel vegetatiekaarten zullen worden ontwikkeld op basis van satellietbeelden. Deze beelden kunnen zeer hoge resoluties aannemen: tot afzonderlijk te onderscheiden vlakken van 2 bij 2 meter). Het is verstandig deze ontwikkelingen te blijven volgen. Hoe nauwkeuriger de inputbestanden zijn, hoe nauwkeuriger de analyses uitgevoerd kunnen worden. De inschatting is dat kaarten, welke gebaseerd zijn op satellietbeelden, tevens met regelmaat zullen worden aangepast aan de situatie op dat moment. Daarnaast zal geïnvesteerd moeten worden in het ontwikkelen van een kaart op basis van 25 bij 25 meter gridcellen. Deze kaart dient goed onderscheid te maken in verschillende vegetatietypen.

Unieke ecosystemen

Als eerste zal tijdens de analyse bepaald worden waar unieke ecosystemen liggen. Als infrastructuur deze gebieden aantast, zal met het model geen analyse uitgevoerd kunnen worden. Experts moeten nagaan of deze gebieden te mitigeren dan wel te compenseren zijn. Deze ecosystemen moeten vertaald worden naar de onderscheiden begroeiingstypen op de gebruikte vegetatiekaart. Tevens dient de keuze voor deze unieke ecosystemen aan experts te worden voorgelegd.

Aantal mitigerende maatregelen

Momenteel is er weinig bekend over de werking van mitigerende maatregelen op populatieniveau. Toch wordt er met dit model aangegeven hoeveel mitigerende maatregelen er in een bepaalde situatie aangelegd dienen te worden voor het behoud van duurzaamheid binnen een habitatnetwerk. Hier zal dus voorlopig nog gebruik moeten worden gemaakt van inschattingen die op basis van expert judgement worden gemaakt, totdat onderzoeksgegevens beschikbaar komen. Onderzoek naar mitigerende maatregelen zal deze expert judgement moeten versterken en/of aanpassen. Voor de verdere ontwikkeling van het model zal de kennis van dit onderzoek gebruikt dienen te worden.

Genuanceerde barrièrewerking

Een genuanceerde barrièrewerking (met waarden *tussen* 0 en 1 in plaats van uitsluitend 0 (geen barrière) en 1 (wel een barrière)) zal het model nauwkeuriger maken. Wegen die momenteel een barrière vormen zullen nu niet altijd een habitatnetwerk opsplitsen en wegen die nu geen barrière vormen kunnen

habitatnetwerken wel opsplitsen. Er zijn twee opties om dit binnen het model vorm te geven.

Bij het vormen van habitatnetwerken wordt een netwerkastand gebruikt. Tussen de verschillende lokale populaties wordt bekeken of ze binnen deze afstand liggen. Zo ja, dan worden ze tot hetzelfde habitatnetwerk gerekend. In de eerste optie kan een genuanceerde barrièrewerking ervoor zorgen dat tijdens het samenvoegen tot een habitatnetwerk elke barrière de netwerkastand verkleint. Hierdoor moeten lokale populaties dichter bij elkaar liggen willen ze tot een habitatnetwerk gerekend worden.

Bij de tweede optie dient bekend te zijn wat de uitwisseling tussen de lokale populaties is. Op basis van deze uitwisseling worden de habitatnetwerken gevormd. Barrières zullen de uitwisseling tussen de lokale populaties verkleinen en de kans dat een habitatnetwerk gevormd wordt verlagen. Momenteel is het echter nog niet mogelijk om de uitwisseling tussen lokale populaties te bepalen met LARCH. Er zijn enkele prototypes ontwikkeld. Deze zullen echter eerst uitgewerkt en uitvoerig getest moeten worden.

Bij beide opties is het noodzakelijk om aan te geven in hoeverre een weg een barrière vormt; de vraag of de werking van een hoofdweg twee keer of vier keer zo sterk is als die van een provinciale weg moet beantwoord worden. Dit zal door soortsexperts bepaald worden en vervolgens binnen een pilot verder uitgewerkt.

Genuanceerde barrièrewerking heeft tevens in zich dat ook de mitigerende maatregelen vanaf dat moment genuanceerd moeten worden. Hiervoor is van belang dat er meer kennis is over de werking van mitigerende maatregelen op populatieniveau.

Randvoorwaarde voor mitigerende maatregelen en compensatie

In de beslisboom zit een keuze voor twee opties (7.4). Om deze keuze goed te kunnen maken zijn er gegevens nodig over mitigerende maatregelen en compensatiegebieden. Enkele van deze gegevens zijn: kosten voor aanleg en onderhoud mitigerende maatregel, kosten voor aankoop en onderhoud compensatiegebied en biotische en abiotische randvoorwaarden voor compensatiegebied (omzetting in bepaald natuurdoeltype). Wil de beslisboom getest worden, dan zullen deze gegevens beschikbaar moeten zijn. Het is mogelijk om in eerste instantie een expert judgement te gebruiken tijdens deze stap.

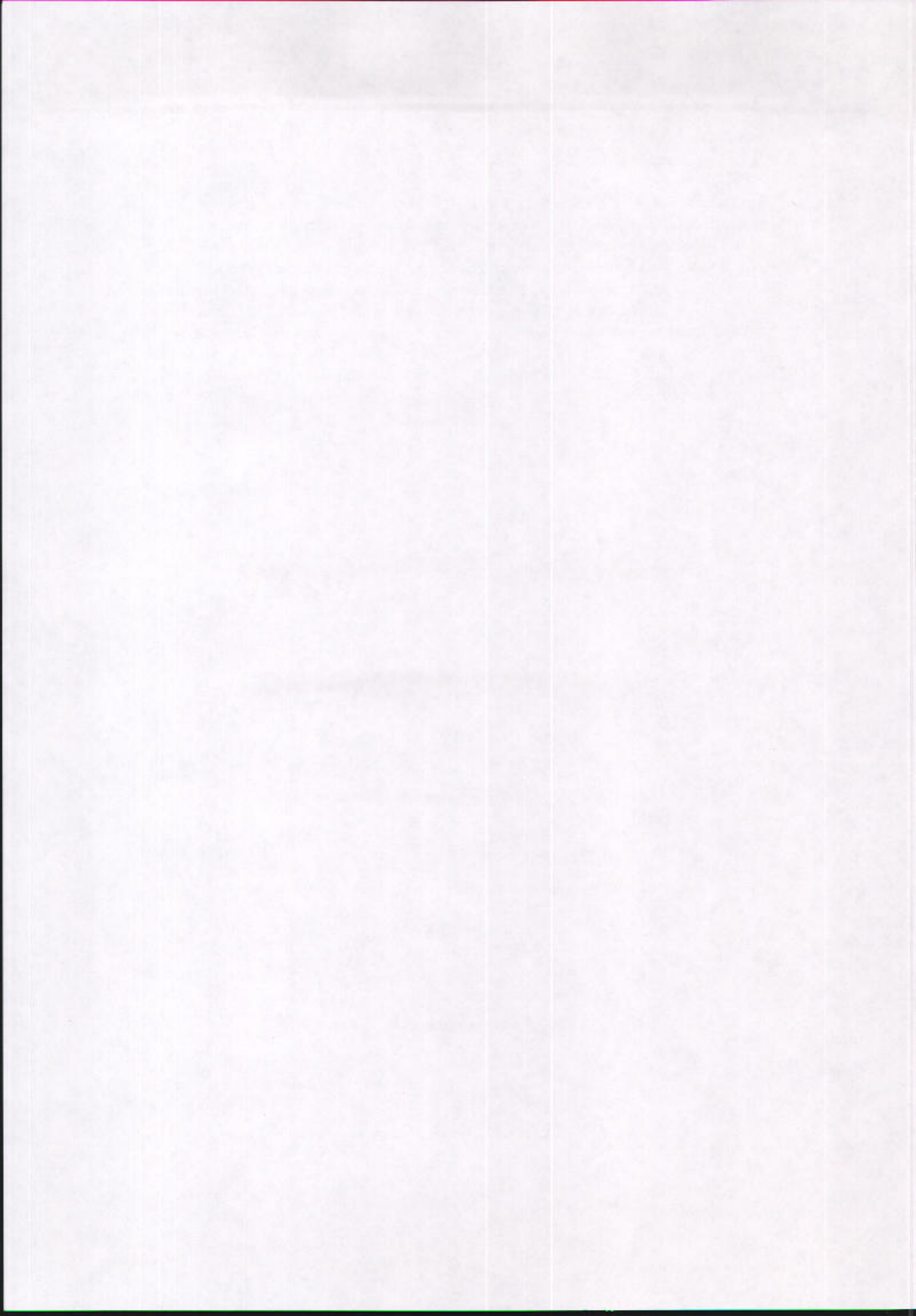
In de beslisboom wordt de keuze per soort bepaald. Doordat mitigerende maatregelen en compensatiegebieden door meerdere soortsgroepen gebruikt worden, kan op soortsniveau een optie gekozen worden, die na het samenvoegen van de maatregelen minder gunstig is. Om tot een optimale keuze te komen zouden eerst alle maatregelen samengevoegd moeten worden, de randvoorwaarden ernaast gelegd worden en vervolgens een keuze gemaakt worden. Dit zou echter een ingewikkelde procedure met zich meebrengen op basis van optimalisatie. Modeltechnisch is dit mogelijk.

Toetsing model

Zie de gelijknamige aanbeveling in fase 2.

Gebruik model door medewerkers van Rijkswaterstaat

In deze fase is het moeilijk aan te geven om in te gaan op zaken als rechten en kosten van het gebruik, beheerswerkzaamheden, helpdesk, user interfaces e.d. Al deze zaken zijn nauw verweven met elkaar en er zijn meerdere mogelijkheden denkbaar welke allen voor- en nadelen kennen. Hierbij kan gedacht worden aan het gebruik van LARCH via internet, het eenmalig leveren van het model op cd of het leveren van het model met aanpassingen naar volgende versies. Als voordeel van het gebruik via internet is de betere onderhoudbaarheid van het model. Een nadeel is de langere analysetijden. Een voordeel van upgrades is steeds betere analyses. Een nadeel zijn de kosten hiervoor.



Literatuurlijst

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.

Bal, D., H.M. Beije, Y.R. Hoogeveen, S.R.J. Jansen & P.J. van der Reest. 1995. Handboek natuurdoeltypen in Nederland. Rapport IKC Natuurbeheer nr. 11. Wageningen.

Buit, A.M.C.F., H. Bussink, J. Dirksen, R.P.H. Snep & N. Geilen, 1998. Delta-Econet, Ecologische netwerkstudie van het benedenrivierengebied. Alterra / RIZA. Wageningen / Arnhem.

Cuperus, R. 1996. Voorlopig handboek natuurcompensatie. Uitwerking van het compensatiebeginsel voor hoofdinfrastructuur: inhoud, stappenplan, instrumenten en strategieën. Rijkswaterstaat Dienst Weg- en Waterbouwkunde, Delft.

Cuperus, R., K.J. Canters, H.A. Udo de Haes & D.S. Friedman. 1999. Guidelines for ecological compensation associated with highways. Biological Conservation 90: 41-51.

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 'Bescherminingsplan Moerasvogels' van Vogelbescherming Nederland. IBN-rapport nr. 393. IBN-DLO, 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. IBN-rapport. IBN-DLO, Wageningen.

Hanski, I., T. Pakkala, M. Kuussaari & G. Lei. 1995. Metapopulation persistence of an endangered butterfly in a fragmented landscape. Oikos 72: 21-28.

- 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.
- Levins, R. 1970. Extinction. In: M. Gerstenhaber (ed.). *Some mathematical problems in biology*. American Mathematical Society, Providence: 77-107.
- Logemann, D. 1995. Handleiding compensatiebeginsel, over het compenseren van schade aan bossen, natuurterreinen en recreatiegebieden. Stichting Natuur en Milieu, Utrecht.
- Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij. 1990. Natuurbeleidsplan; regeringsbeslissing. Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, Den Haag Offset bv.
- Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij. 1995. Toelichting op toepassing compensatiebeginsel bij concrete projecten. Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, Directie Groene Ruimte en Recreatie, Den Haag.
- Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij & Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, 1993. Structuurschema Groene Ruimte; kabinetsstandpunt (deel 3). Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij & Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Den Haag.
- Ministerie van Verkeer en Waterstaat. 1993. De Tracéwet – Toelichting voor provincies, gemeenten, waterschappen en andere belanghebbenden. Ministerie van verkeer en Waterstaat, Den Haag.
- Ministerie van Verkeer en Waterstaat. 1997. Spelregels van het Meerjarenprogramma Infrastructuur en Transport. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Den Haag.
- Ministerie van Verkeer en Waterstaat. 1998. Handleiding tracé/m.e.r.-procedure. Dienst Weg en Waterbouwkunde, Delft & DHV Milieu en Infrastructuur BV, Amersfoort.
- 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. 1994. Mitigatie en compensatie: Hoe meten we de effectiviteit?. *Landschap* 11/3: 61-70.

Opdam, P.F.M., J. Verboom & R. Reijnen. In prep. Landscape cohesion assessment: an approach to assess the spatial quality of landscapes for biodiversity.

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. (a). LARCH Vogels Nationaal; Een expertsysteem voor het beoordelen van de ruimtelijke samenhang en de duurzaamheid van broedvogelpopulaties in Nederland. IBN-rapport, Wageningen.

Reijnen, R., M van der Veen & J.D. van Kuijk. In prep. (b). Prioritering ontsnipperende maatregelen ten behoeve van NBL21. Intern rapport. IBN-DLO, Wageningen.

RIVM, IKC Natuurbeheer, IBN-DLO & SC-DLO. Natuurverkenning 97. 1997. Samsom H.D. Tjeenk Willink bv, Alphen aan den Rijn.

RIVM, IBN-DLO, LEI-DLO & SC-DLO. Natuurbalans 1998. 1998. Samsom H.D. Tjeenk Willink bv, Alphen aan den Rijn.

RIVM, IBN-DLO, LEI-DLO & SC-DLO. Natuurbalans 1999. 1999. Samsom H.D. Tjeenk Willink bv, Alphen aan den Rijn.

SC-DLO, IBN-DLO & IKC Natuurbeheer. Schetsboek: Nederland vanuit drie invalshoeken, biodiversiteit, mensen-wensen en kenmerkendheid-identiteit. 1999. 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.

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.

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

Verboom, J., P.C. Luttikhuisen & 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. Luttikhuisen. 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 press. 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.

Bijlage A 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.

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. (1994) 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. In 1996 definiëren Hanski et al. een MVMP 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.

Een duurzame populatie is in feite een sleutelpopulatie. 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 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.

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). Individen van een dergelijke populatie gebruiken meerdere habitatplekken, vaak omdat deze habitatplekken te klein zijn om een lokale populatie te herbergen. De metapopulatie-dynamiek 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 uitwaaieren van individuen (bij toenemende afstand moeten ze zich over een steeds groter oppervlak verdelen) en door sterfte ontstaat een verdunding 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.

Netwerktopulatie

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

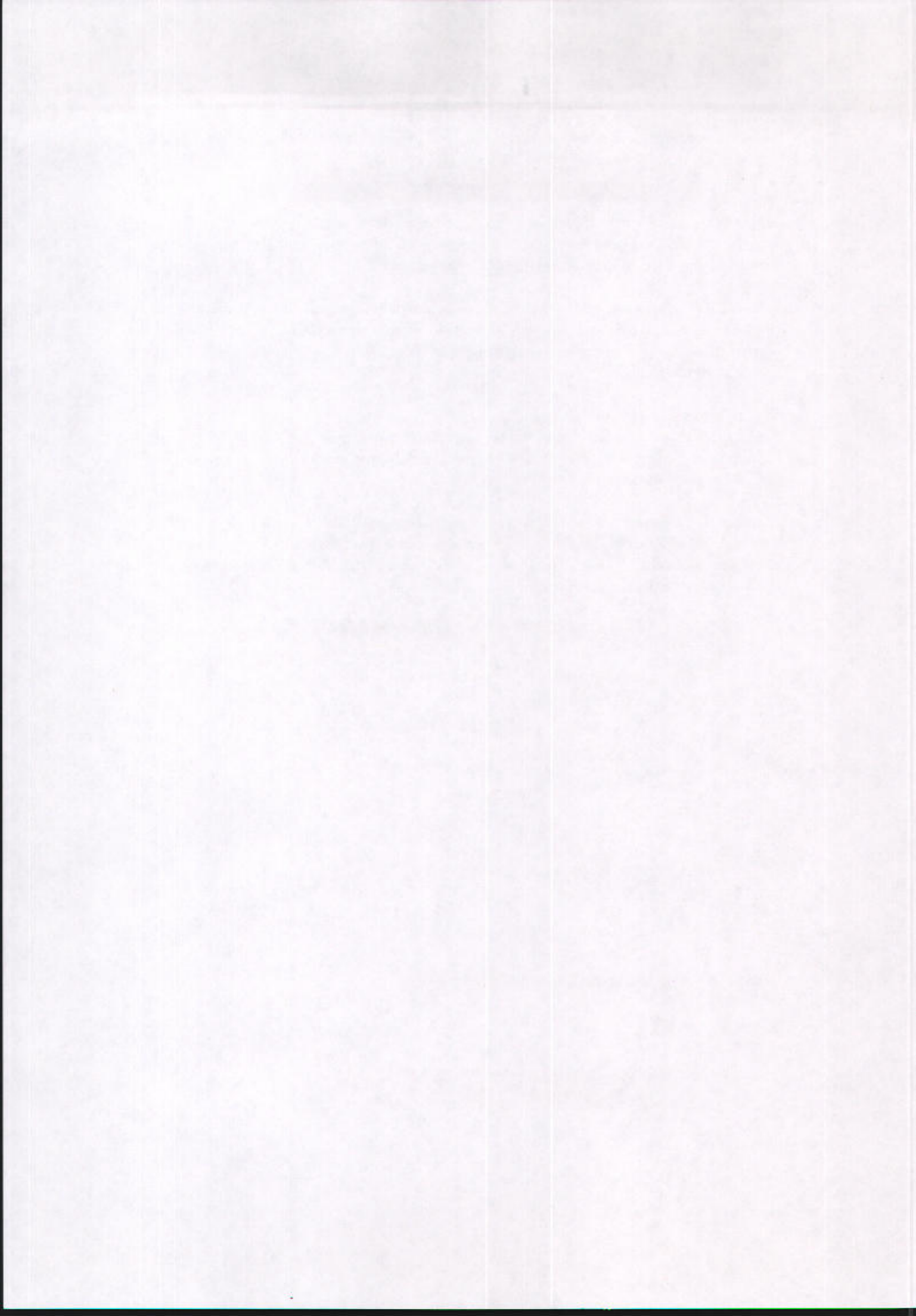
Het uiteenvallen van het leefgebied van een plante- of diersoort in kleinere eenheden (snippers of fragmenten) habitat, die worden gescheiden door als habitat ongeschikt terrein of een barrière (naar Opdam en Hengeveld, 1990).

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

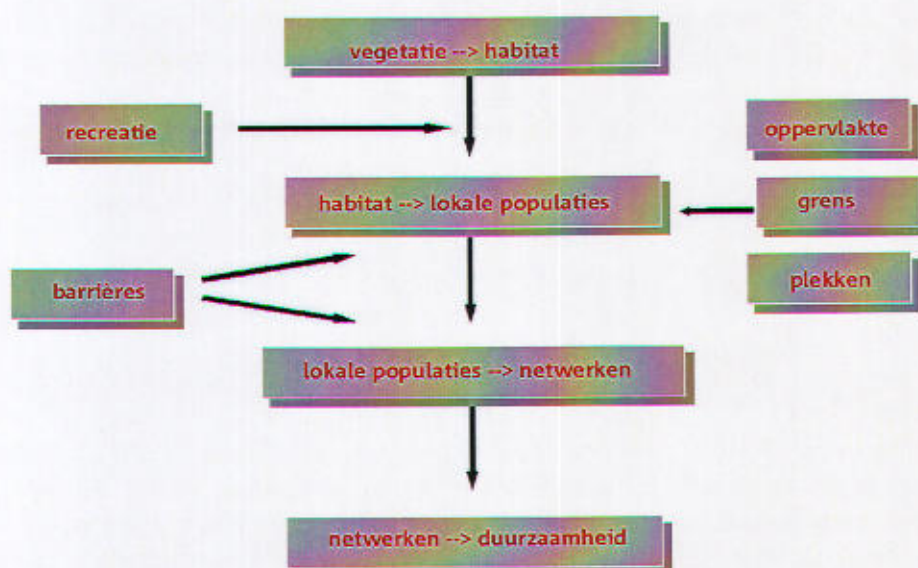
De mate waarin de dispersie door het landschap (met de daarin aanwezige habitatplekken, barrières, stapstenen en corridors) wordt gerealiseerd, in vergelijking tot de dispersie in continue habitat.

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 B Technische kenmerken van LARCH

Het model is object-georiënteerd geprogrammeerd in C++, en opgebouwd uit componenten welke als bouwsteentjes op elkaar kunnen worden gestapeld om een bepaalde bewerking uit te voeren (figuur A1). In- en uitvoer zijn GIS-bestanden. Invoer is ook soortskennis 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 de zogenaamde 'ecologisch geschaalde landschapsindices' (ESLI's) berekend. Deze worden vergeleken met ruimtelijke normen voor die soort in de LARCH-data base 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. Bij een andere bewerking wordt de ruimtelijke samenhang van de habitatkaarten bepaald (LARCH-SCAN).



Figuur B1 verschillende componenten van LARCH, samengevoegd tot LARCH-classic

Benodigheden voor een LARCH-analyse

- een keuze van (indicator)soorten
- een GIS-kaart van zodanige resolutie en 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. (a)). Tot 40.000 polygoon en 1.000.000 vertices is geen probleem.

- voor de soorten en het type kaart moet de database gevuld zijn met parameters en normen, als het gaat om niet-typische bestanden moet een vertaalsleutel naar begroeiingstypen gemaakt worden. 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.

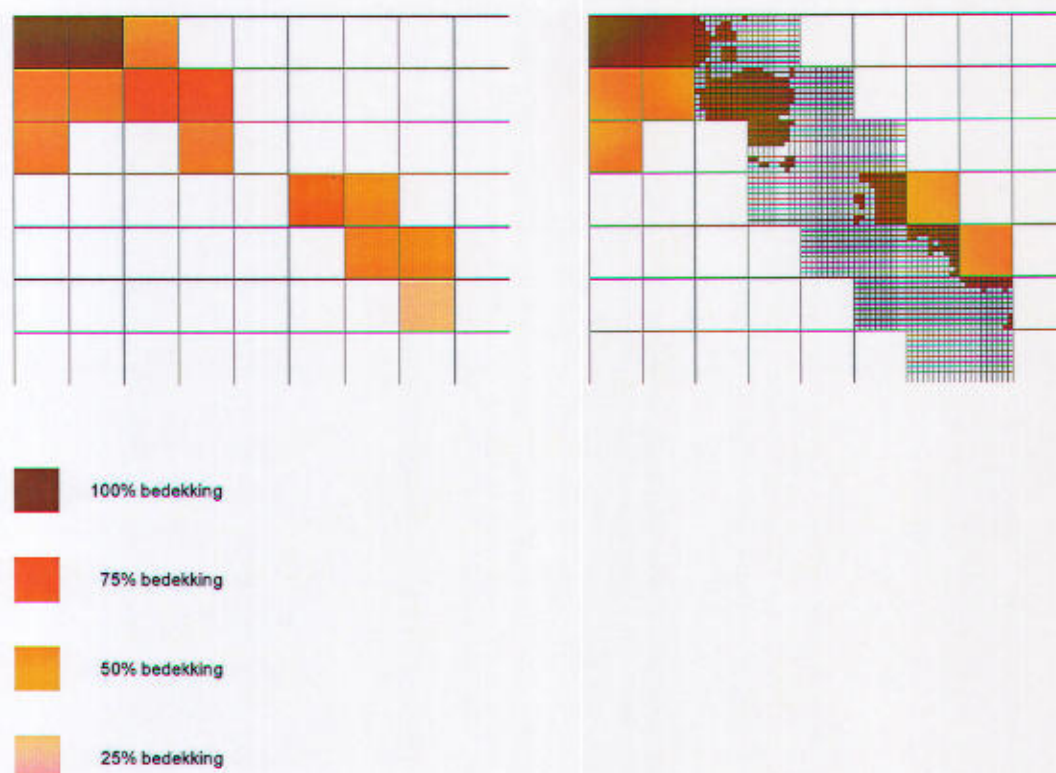
Nauwkeurigheid resultaten als gevolg van schaalniveau invoerkaarten

De voorgestelde 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. (a)). 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. Voor het genereren van kaarten op het schaalniveau 1:50.000 is deze input zeer geschikt. LARCH kan de analyses snel uitvoeren. Voor het leveren van detailkaarten met een schaalniveau van 1:2.500 is verdere detaillering nodig. Voor het schaalniveau van 1:10.000 is dit waarschijnlijk ook gewenst.

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 de ingreep plaatsvindt. In figuur B2a-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 de ingreep plaatsvindt. Door alleen te focussen op het gebied waar de ingreep plaatsvindt, zal de grootte van het invoerbestand LARCH geen problemen opleveren.

De toekomstverwachtingen zijn dat veel vegetatiekaarten zullen worden ontwikkeld op basis van satellietbeelden. Deze beelden kunnen zeer kleine resoluties aannemen

(tot 2 bij 2 meter). Het is verstandig deze ontwikkelingen te blijven volgen. Hoe nauwkeuriger de inputbestanden zijn, hoe nauwkeuriger de analyses uitgevoerd kunnen worden. De inschatting is dat kaarten, welke gebaseerd zijn op satellietbeelden, tevens met regelmaat zullen worden aangepast aan de dan geldende situatie.



Figuur B2a-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.

